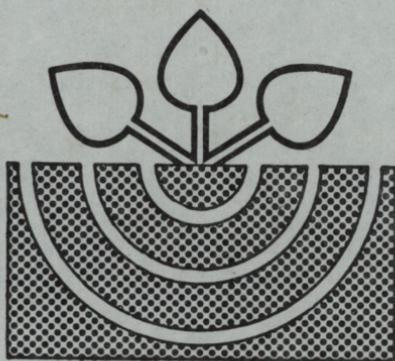


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 76

Heft II

1995

ISSN-0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

**- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der
jeweiligen Autoren -**

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

JAHRESTAGUNG 1995

vom 2. bis 9. September 1995

in

HALLE/ Saale

Band 76

Heft II

1995

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission IV

Band 76

Heft II

1995

Bestimmung von ^{15}N in 10 mM CaCl_2 und Elektro- Ultrafiltration (EUF) extrahierbaren N-Fractionen

von

Appel, T., R. Pfanschilling und D. Steffens*

1 Einleitung und Problemstellung

In Bodenextrakten wird neben NH_4 und NO_3 eine organische N-Fraktion (Norg) analysiert. Die Menge an extrahierbarem Norg beträgt nur einen Bruchteil des insgesamt im Boden vorhandenen organisch gebundenen N. Zwischen der Intensität einer Bodenextraktion und der Selektivität, mit der biologisch bedeutungsvolle N-Fractionen als extrahierbarer Norg erfaßt werden, besteht ein inverser Zusammenhang. Von 'milden' Extraktionsmethoden, wie sie beispielsweise die EUF- und die CaCl_2 -Extraktion darstellen, ist zu erwarten, daß sie biologisch bedeutungsvolle N-Fractionen erfassen. Die Selektivität, mit der diese erfaßt werden, kann über das 'Extrahierbarkeitsverhältnis' quantifiziert werden. Hierzu wird die Wiederfindung von mikrobiell immobilisiertem ^{15}N als extrahierbarer Norg bestimmt. Die Konzentration an Norg im Extrakt 'milder' Extraktionsmethoden ist allerdings zu gering ($< 2 \mu\text{g N ml}^{-1}$), um die ^{15}N -Gehalte direkt emissions- oder massenspektrometrisch bestimmen zu können. Zudem ist eine Trennung der organischen und anorganischen N-Fractionen erforderlich.

Die hier vorgestellte Methode ermöglicht es, die N-Fractionen in EUF- und CaCl_2 -Extrakten zu trennen und zu konzentrieren, so daß sie einer ^{15}N -Bestimmung zugeführt werden können.

2 Methode**2.1 Prinzip**

Das im Extrakt befindliche NH_4 wird, nach Zugabe von MgO , mittels Dampfdestillation als NH_3 aus dem Extrakt entfernt. Das freigesetzte NH_3 wird in einer H_2O -Vorlage aufgefangen. Im Extrakt verbleibt NO_3 und Norg. Im nächsten Schritt wird das im Extrakt befindliche NO_3 durch Zugabe von Devarda-Legierung zu NH_4 reduziert und dieses dann ebenfalls mittels Dampfdestillation aus dem Extrakt entfernt und in einer H_2O -Vorlage aufgefangen. Im Extrakt verbleibt die Norg-Fraktion. Diese wird dann mittels Kjeldahl-Aufschluß als drittem Schritt in NH_4 überführt und nach Dampfdestillation ebenfalls in einer H_2O -Vorlage aufgefangen. Die Destillate werden mit HCl titriert und anschließend bis zur Trockene eingeengt. Der trockene Rückstand wird mit H_2O aufgenommen, so daß die Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Lösung $500 \mu\text{g ml}^{-1}$ beträgt. Diese Meßlösung wird dann für die Bestimmung der ^{15}N -Gehalte verwendet.

*Institut für Pflanzenernährung, Justus-Liebig-Universität Gießen, Südanlage 6, 35390 Gießen

2.2 Details

Extrakt von mindestens 10 g Boden wird in einem 500 ml Zweihalskolben gesammelt. Die Extraktmenge wird volumetrisch oder gravimetrisch ermittelt. Ein 20 ml Aliquot des Extraktes wird zur kolorimetrischen Bestimmung von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Norg entnommen. Der restliche Extrakt wird sequentiell wie folgt destilliert (z.B. Büchi 322 distillation unit und 342 control unit, Büchi Laboratoriums-Technik AG, Flawil, Schweiz).

Ammoniumdestillation:

Der Zweihalskolben mit dem Extrakt wird in die Destillationsapparatur eingespannt. Über die zweite Öffnung wird dem Extrakt 500 mg MgO (frisch gegläht) mittels eines Trichters mit Schlauchklemme zugeführt. Hierbei ist darauf zu achten, daß stets ein Flüssigkeitspegel über der Öffnung vorhanden ist. Der Extrakt wird durch die MgO-Zugabe alkalisiert. Durch die anschließende Dampfdestillation wird das im Extrakt befindliche $\text{NH}_4\text{-N}$ als NH_3 entfernt. Das freigesetzte NH_3 wird zusammen mit 100 - 120 ml H_2O überdestilliert und in einer 50 ml H_2O -Vorlage aufgefangen. Der Extraktückstand wird für die Nitrat- und Norg-Destillation benötigt. Die Vorlage mit dem überdestillierten $\text{NH}_4\text{-N}$ wird mit 10 mM HCl auf pH 4.65 titriert. Die 'Nullwerte' (Titration von purem deionisiertem H_2O) sind hierbei wichtig, da H_2O alleine bereits einen Titrationswert aufweist (0.3 - 0.4 ml). Die Aufarbeitung der Destillate wird weiter unten beschrieben.

Nitratdestillation:

Der nach der NH_4 -Destillation im Zweihalskolben verbleibende Extraktückstand enthält noch NO_3 und die Norg-Fraktion. Zunächst wird das NO_3 mittels Zugabe von 500 mg Devarda-Legierung zu NH_4 reduziert. Die Zugabe erfolgt durch die zweite Öffnung des in die Destillationsapparatur eingespannten Zweihalskolbens mittels eines geschlossenen Glaskolbens mit Schliff. Die Devarda-Legierung wurde zuvor in diesen eingewogen. Die Öffnung des Zweihalskolbens wird durch die Verwendung dieses Glaskolbens mit Schliff während der Zugabe und der Destillation verschlossen. Eine Reaktionszeit von mindestens 1 min ist abzuwarten, bevor mit der Dampfdestillation begonnen wird. Das durch die Devarda-Zugabe aus dem NO_3 gebildete NH_4 wird in eine H_2O -Vorlage destilliert und mit 10 mM HCl titriert. Der im Zweihalskolben verbliebene Rest des Extraktes enthält die Norg-Fraktion und wird wie folgt weiter verarbeitet.

Norg-Aufschluß und Destillation:

Der nach der NO_3 -Destillation im Zweihalskolben verbliebene Rest-Extrakt wird in ein 600 ml Becherglas überspült, mit 25 ml 20 %iger (G/V) H_2SO_4 versetzt, 2 Glaskugeln zugegeben und auf einer elektrischen Heizplatte 100 °C auf 20 bis 40 ml konzentriert. Diese konzentrierte Lösung wird mit etwa 10 ml H_2O in Kjeldahl-Aufschlußkolben (300 ml) überspült. Hinzugegeben werden 10 ml konzentrierte H_2SO_4 (96 % G/V) und 1 Kjeltab (0.0035 g Se). Der Aufschluß erfolgt zunächst bei verminderter Temperatur (Stufe 7 bis 8, Büchi 430 digestor) bis alles Wasser verdampft ist. Erst dann wird bei voller Temperatur (Stufe 10) noch ca. 1 h aufgeschlossen. Der Aufschluß wird nach dem Abkühlen mit 32 %iger NaOH (G/G) in eine H_2O -Vorlage destilliert und das Destillat mit 10 mM HCl titriert.

Weitere Verarbeitung der Destillate:

Der ursprünglich im Extrakt in den Fraktionen NH_4 , NO_3 und Norg vorhandene N liegt nach der sequentiellen Destillation jeweils als NH_4 -N in den Destillaten vor. Die austitrierten Destillate werden in einen 200 ml Meßkolben überspült, bis zur Marke mit H_2O aufgefüllt und gut geschüttelt. Anschließend wird ein Aliquot von 10 ml für die kolorimetrische Bestimmung des NH_4 -N mittels Autoanalyser entnommen und dann dem verbleibenden Destillat 2 ml 1 M HCl zugegeben. (Die kolorimetrische Bestimmung des NH_4 -N liefert in der Regel präzisere Werte als die Titration mittels 10 mM HCl. Erstere wird daher als Grundlage für die spätere Berechnung der extrahierten ^{15}N -Gehalte bevorzugt.) Die Destillate werden in Abdampfschalen überspült und auf einem kochenden Wasserbad bis zur Trockene eingengt werden. Sobald die Destillate die Trockene erreicht haben, sind die Abdampfschalen vom Wasserbad herunterzunehmen, da sonst die Gefahr der Sublimation von Ammoniumsalz besteht. Die Rückstände, im wesentlichen NH_4Cl -Salz, werden mit einer definierten Menge H_2O aufgenommen, so daß eine Konzentration von $500 \mu\text{g N ml}^{-1}$ erreicht wird (= ^{15}N -Meßlösung). Die hierfür notwendige H_2O -Menge wird aus dem Titrationswert berechnet. Das Mindestvolumen zur Aufnahme beträgt $200 \mu\text{l H}_2\text{O}$. Wenn die extrahierte N-Menge hierfür nicht ausreicht, kann eine Zugabe von $100 \mu\text{g N}$ als NH_4Cl aus einer Standardlösung bekannter N-Konzentration und bekannter Isotopenzusammensetzung erfolgen, und zwar nachdem das Aliquot zur kolorimetrischen Bestimmung abgenommen wurde, jedoch bevor die Destillate zum Einengen auf dem Wasserbad plaziert werden. Eine solche Standardzugabe ist bei der späteren Berechnung der ^{15}N -Gehalte zu berücksichtigen. Die ^{15}N -Meßlösungen werden dann in Eppendorf-Reaktionsgefäße überführt und in diesen bis zur Endbestimmung der ^{15}N -Gehalte im Gefrierschrank aufbewahrt.

Endbestimmung:

Die ^{15}N -Gehalte in den Meßlösungen wurden von uns emissions-spektrometrisch an einem NOI6-PC (FAN GmbH, Leipzig, Deutschland) nach Meier und Mauersberger (1982) bestimmt.

2.3 Berechnung

Die Berechnung der extrahierten ^{15}N -Menge erfolgt nach folgender Formel:

$$\mu\text{g } ^{15}\text{N extrahiert} = [A_m \cdot (x_b + y + z) - A_y \cdot y - A_z \cdot z] \cdot \frac{x_a \cdot 15}{x_b \cdot 100}$$

Hierbei bedeutet:

x_a = $\mu\text{mol N}$ extrahiert	A_m = at% ^{15}N in Meßlösung
x_b = $\mu\text{mol N}$ extrahiert und nach Abnahme der Aliquote in der Meßlösung	A_y = at% ^{15}N Blindwert (s. unten)
y = $\mu\text{mol N}$ Blindwert (s. unten)	A_z = at% ^{15}N Standardzugabe
z = $\mu\text{mol N}$ Standardzugabe	15 = Atomgewicht ^{15}N

2.4 'Blindwerte'

Wird statt Bodenextrakt eine entsprechende Menge H_2O wie oben beschrieben mit MgO und Devarda-Legierung aufgearbeitet, so werden nach dem Kjeldahl-Aufschluß 80 bis $120 \mu\text{g N}$ im Destillat gefunden. Dieser 'Blindwert-N' stammt im wesentlichen aus der für den Aufschluß ver-

wendeten Schwefelsäure (H_2SO_4 p.a. plus, Riedel-de Haen AG, Seelze, Deutschland), dem MgO und der Devarda-Legierung. Außerdem dürfte NH_4 , das möglicherweise an der Oberfläche der Büchi-Aufschlußkolben sorbiert sein kann, während des Aufschlusses desorbiert werden. Der 'Blindwert-N' bewirkt eine Isotopenverdünnung des aus dem Boden extrahierten Norg, die bei der Berechnung des extrahierten ^{15}N berücksichtigt werden muß. Der 'Blindwert-N' und seine Isotopenverteilung ist daher für jede Aufschlußserie mit 2 bis 3 Parallelen zu bestimmen. Wie aus Tab. 1 ersichtlich ist, variiert die Isotopenzusammensetzung des Blindwert-N innerhalb einer Aufschlußserie nur wenig, zwischen den Serien jedoch signifikant.

Tabelle 1: Varianzanalyse für Atom % ^{15}N im 'Blindwert-N' (jeweils 2 Blindwerte wurden in 14 Aufschlußserien bestimmt, Mittel = 0.762 Atom % ^{15}N , Variation von 0.474 bis 1.334 Atom % ^{15}N)

Variationsursache	SS	FG	MS	F	P
Zwischen den Serien (Effekt)	2.18	13	0.168	10.7	0.0000
Innerhalb der Serien (Fehlervarianz)	0.22	14	0.016		
Summe	2.40	27			

SS = Summe der Abweichungsquadrate, MS = Mittlere Abweichungsquadrate, FG = Freiheits-grade, F = F-Wert, P = Signifikanz

2.5 Präzision

Tabelle 2 zeigt die Ergebnisse von drei mit ^{15}N markierter Biomasse angereicherten Bodenproben (unveröffentlichte Daten, Appel et al. 1995). Die Proben wurden mittels EUF extrahiert, und zwar wurden jeweils drei Extrakte von je 10 g Boden hergestellt und die Parallel-Extrakte in unterschiedlichen Serien für die ^{15}N -Bestimmung aufgearbeitet. Die Ergebnisse zeigen, daß bei extrahierten ^{15}N -Mengen von $\leq 10 \mu\text{g N}$ der analytische Fehler beträchtlich ist. Über $10 \mu\text{g }^{15}\text{N}$ ist die Methode hinreichend präzise.

Tabelle 2: ^{15}N (μg) in EUF-Extrakten von jeweils 10 g Boden (x = Mittel von 3 Parallelen, S = Standardabweichung, CV% = Variationskoeffizient)

	Probe 1			Probe 2			Probe 3		
	NH_4	NO_3	Norg	NH_4	NO_3	Norg	NH_4	NO_3	Norg
x	1.16	4.88	10.74	2.9	39.65	10.85	2.61	26.92	9.87
S	0.25	1.3	3.07	1.2	4.19	2.00	0.62	0.95	1.66
CV%	21.3	26.6	28.6	41.4	10.6	18.5	23.6	3.5	16.8

Appel, T., B. Schneider und H. Kosegarten (1995): Extrahierbarkeit von ^{15}N markierter mikrobieller Biomasse mittels Elektro-Ultrafiltration (EUF) und CaCl_2 -Extraktion (Manuskript in Vorbereitung)

Meier, G. und K. Mauersberger (1982): NOI6 - ein neuer emissionsspektrometrischer Analysator. Isotopenpraxis 18, 165-170

Einfluß verschiedener N-Fractionen auf die N-Nachlieferung von Bioabfallkomposten

von

Asche, E. und D. Steffens*

1 Einleitung

Seit geraumer Zeit werden Bioabfallkomposte (BAK) in der Landwirtschaft verwertet. Untersuchungen von EBERTSEDER ET AL., (1994) zeigten, daß die N-Aufnahme von Hafer aus dem BAK relativ gut mit dem C/N-Verhältnis im K_2SO_4 -Extrakt von BAK geschätzt wurde ($r = -0.75^{***}$). Die Ziele dieser Untersuchung waren die Analyse der N-Fractionen in BAK's verschiedener Reifegrade und die Überprüfung, ob eine N-Freisetzung aus den BAK mit C- und N-Fractionen im BAK geschätzt werden kann.

2 Material u. Methoden

2.1 Komposte

Für die Untersuchung wurden 6 Frisch- und 6 Fertigkomposte aus vier verschiedenen hessischen Kompostwerken verwendet. Die Komposte wurden in flüssigem N_2 schockgefroren, gefriergetrocknet und auf < 1 mm Durchmesser gemahlen. Vorversuche ergaben, daß diese Art der Probenaufbereitung keine signifikanten Veränderungen der N-Fractionen im Vergleich zu unbehandelten Komposten verursachte.

2.2 Inkubationsversuch

Der aerobe Inkubationsversuch umfaßte 13 Varianten (1 Kontrolle und 12 BAK-Varianten) in dreifacher Wiederholung. Dazu wurden 1 g der aufbereiteten BAK's mit 80 g (≤ 1 mm u. lufttrocken) einer sandigen Braunerde (pH 4.9, $CaCl_2$) in 100 ml Bechergläser gemischt und mit deionisiertem H_2O auf 60 % der max. WK des Versuchsbodens befeuchtet. Die Gläser wurden mit einer perforierten Folie abgedeckt und zweimal wöchentlich die Bodenfeuchte kontrolliert. Die Inkubationstemperatur betrug $25^\circ C$. Bodenproben wurden nach 1, 21, 42 und 84 Tagen der Inkubation aus den Gläsern entnommen und bei $40^\circ C$ getrocknet.

2.3 Kompost- und Bodenanalysen

Die Bestimmung von C_t erfolgte bei Berücksichtigung von Karbonat

*Institut für Pflanzenernährung der Justus-Liebig-Universität, Südanlage 6, 35390 Gießen

nach Wösthoff. Der N_t -Gehalt wurde nach DUMAS mittels Macro-N (Elementar) analysiert. Ammonium, Nitrat u. Norg wurden im 0.01 M $CaCl_2$ -Extrakt mittels Autoanalyser bestimmt (HOUBA ET AL., 1986). Zusätzlich wurde im $CaCl_2$ -Extrakt die Corg-Fraktion (DOC) gemessen. Weitere N-Fractionen wurden nach 24 stündiger Hydrolyse mit 6 M HCl analysiert (FLEIGE, 1971).

2.4 Berechnung der Nachlieferung von BAK-N

Die N-Freisetzung bzw. N-Festlegung erfolgte nach der Formel:

$$\frac{N\text{-Freisetzung BAK} - N\text{-Freisetzung Kontrolle}}{N\text{-Gesamt der gedüngten Kompostmenge}} * 100$$

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Eigenschaften und Inhaltsstoffe von BAK

Im Mittel von sechs Frischkomposten (Rottestufe: 2-3; Alter: 4 Wochen; org. Substanz: 47%; C/N: 14:1) wurden folgende Gesamtnährstoffgehalte in der TS ermittelt: P: 0,33%; K: 1,37%; Mg: 0,74%; Ca: 2,90%; S: 0,29%. Die sechs Fertigkomposte (Rottestufe: 4-5; Alter: 15 Wochen; org. Substanz: 35%; C/N: 11:1) hatten im Mittel nachstehende Inhaltsstoffe: P: 0,36%; K: 1,54%; Mg: 0,82%; Ca: 3,22%; S: 0,27%). Nur ein Fertigkompost wies mit 54 mg Ni kg^{-1} TS einen höheren Gehalt auf als der von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. festgelegte Richtwert von 50 mg Ni kg^{-1} TS. Alle weiteren Schwermetallgehalte in den Komposten lagen unter den Richtwerten der Bundesgütegemeinschaft.

3.2 N-Fractionen der Komposte

Tab. 1: Vergleich von N_t und der 0,01 M $CaCl_2$ -extrahierbaren N_{min} -Gehalte der Frisch- u. Fertigkomposte

Herkunft	Frischkompost		Fertigkompost	
	N_t %	% N_{min} von N_t	N_t %	% N_{min} von N_t
1	1,54	2,9	1,74	2,8
2	1,74	6,2	1,72	3,3
3	1,67	0,5	1,51	3,5
4	1,55	0,4	1,52	2,6
5	1,86	5,9	1,61	2,7
6	1,25	1,1	1,39	2,4
x	1,60	2,8	1,58	2,9

Der N_t -Gehalt und der prozentuale N_{min} -Anteil von N_t war im Durchschnitt der Frisch- und Fertigkomposte annähernd gleich. Mittels $CaCl_2$ wurden im Mittel der 6 Frischkomposte 2.8 % und im Mittel der 6 Fertigkomposte 2.9 % N_{min} von N_t extrahiert (Tab. 1).

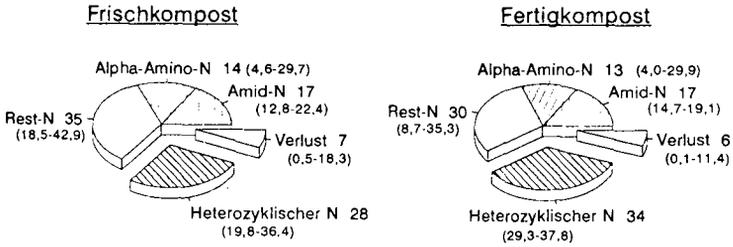
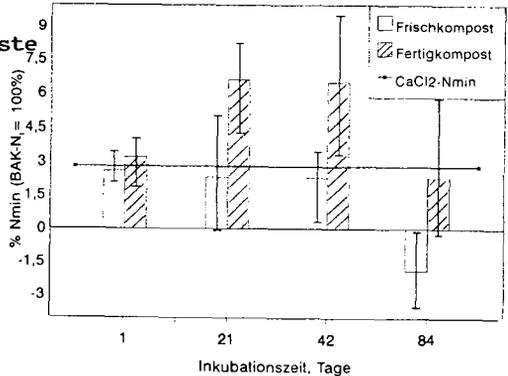


Abb. 1: Prozentuale Anteile verschiedener N-Fractionen in 6 M HCl im Mittel von 6 Bioabfallfrisch- und 6 Bioabfallfertigkomposten. Angaben in Prozent von N_t , wobei in Klammern die Schwankungsbreite angegeben ist.

Die Ergebnisse der N-Hydrolyse zeigen, daß der Anteil von α -Amino-N mit 14 bzw. 13 % im Frisch- und Fertigkompost annähernd identisch war. Gleiches traff für den Amid-N zu. Bedeutende Unterschiede zwischen den Komposten verschiedener Reifegrade bestanden in der Fraktion des heterozyklischen N und der Fraktion des "Rest-N". Fertigkomposte hatten einen höheren Anteil an heterozyklischem N als Frischkomposte und Frischkomposte mehr "Rest-N" als Fertigkomposte. Die Fraktion von Rest-N in den Komposten wurde von uns nicht näher identifiziert.

3.3 N-Nachlieferung der Komposte

Abb. 2: Relative N-Freisetzung bzw. N-Immobilisation von BAK-N während der Inkubation und der durchschnittliche Nmin-Anteil von BAK- N_t im $CaCl_2$ -Extrakt.



Zu allen Untersuchungsterminen wurde im Mittel der Fertigkompostvariante mehr N mineralisiert als in der Frischkompostvariante. Der Rückgang der prozentualen Nmin-Gehalte vom 42. auf den 84. Tag der Inkubation beruhte unseres Erachtens nicht auf volatilen N-Verlusten, sondern auf einer relativ starken N-Assimilation der mikrobiellen Biomasse, die besonders in der Frischkompostvariante auftrat (Abb.2). Die Faustregel, daß 10 % des BAK-N_t nachgeliefert werden sollen, bestätigte sich nicht.

3.4 Beziehung zwischen N-Fractionen der Komposte und der N-Nachlieferung

Die Beziehungen zwischen den N-Fractionen der 6 M HCl-Hydrolyse der Komposte und der N-Mineralisation der Komposte waren mit einer Ausnahme nicht signifikant (Tab.2).

Tab.2: Bestimmtheitsmaße (r^2) für die Beziehung zwischen verschiedenen Kompost-Parametern vs. der N-Mineralisation im Verlauf der Inkubationszeit (n= 12)

Parameter	1 Tag	21 Tage	42 Tage	84 Tage
hydro.Ges.-N	n.s.	n.s.	n.s.	0.41*
Amid-N	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
α -Amino-N	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Rest-N	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
heterozyk.-N	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
C_t	n.s.	-0.87***	-0.63**	-0.54*
N_t	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
C_t/N_t	-0.34*	-0.58**	-0.42*	-0.72**
<u>CaCl₂-Extrakt</u>				
Nmin	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Norg	n.s.	-0.52*	-0.46*	n.s.
Corg	n.s.	-0.50*	-0.42*	n.s.
Corg/Norg	n.s.	-0.63**	-0.55*	n.s.

* $P \leq 5\%$; ** $P \leq 1\%$; *** $P \leq 0,1\%$; n.s.= nicht signifikant

Untersuchungen von EBERTSEDER ET AL. (1994) ergaben ebenfalls, daß die N-Fractionen der Hydrolyse der Komposte mit 6 M HCl nicht geeignet sind, die Prozeße der mikrobiellen N-Mineralisation oder N-Immobilisation nach Kompostdüngung präzise zu schätzen. Gleiches traf auch für den N_t -Gehalt und den $CaCl_2$ -extrahierbaren Nmin-Gehalt der Komposte zu. Die mittels 0.01 M $CaCl_2$ extrahierbaren C- und N-Fractionen sowie deren Verhältnis in den Komposten korrelierten signifikant mit den nach 21 und 42 Tagen gemessenen N-Freisetzungen der Komposte. Zu jedem Zeitpunkt der Inkubation korrelierte das C_t/N_t -Verhältnis der Komposte signifikant mit der N-Freisetzung der Komposte. Der C_t -Gehalt der Komposte korrelierte im Vergleich zu den übrigen bestimmten Kompostparametern am engsten mit der N-Freisetzung der Komposte ($r^2 = -0.87$ ***) nach 21 Tagen der Inkubation, wobei diese Beziehung im Verlauf der Inkubation schwächer wurde. Aus diesem Grunde vermuten wir, daß der C_t -Gehalt und evtl. die stoffliche Zusammensetzung von C_t der Komposte geeignete Parameter sein können, die N-Nachlieferung bzw. die N-Immobilisation von Komposten ausreichend zu quantifizieren.

Literatur:

Ebertseder et al., 1994: VDLUFA-Schriftenreihe 38, 325-328; Fleige, 1971: Göttinger Bodenkundl. Berichte 18, 1-37; Houba et al. (1986) Plant Soil 96, 433-437; VDLUFA-Methodenbuch (1991) Band 1; 4. Auflage

^{14}C -Freisetzung von Sommerweizen während der Ontogenese

von

Augustin, J., W. Merbach und H. J. Jacob*

In früheren Untersuchungen ($^{14}\text{CO}_2$ -Applikation, Boden, Vergleich steriler und nicht steriler Varianten) wurde gezeigt, daß Weizenpflanzen im 4-Blattstadium in Kurzzeitversuchen etwa 25 % des in die Pflanzensubstanz eingebauten C (= 10 dt C*ha⁻¹) über die Wurzeln abgaben, und davon ca. 85 % sofort durch Mikroben wieder veratmet wurden, so daß etwa 3 % (= 1800 kg C*ha⁻¹) des in der Pflanze inkorporierten C in der Wurzelumgebung verblieben (MERBACH 1992, MERBACH u. RUPPEL 1992). Von diesem C-Anteil waren 15-20 % H₂O-löslich (vornehmlich Zucker, organische Säuren und Aminosäuren) und 50-80 % wasserunlöslich (MERBACH et al. 1990). Offen blieb jedoch, ob zu anderen Ontogenesestadien sowie bei Langzeitversuchen die gleichen Verhältnisse herrschen und an welche Bodenfraktionen der H₂O-unlösliche, wurzelbürtige C gebunden wird. Die vorliegende Arbeit sollte diese Fragen einer Klärung näherbringen.

Zu diesem Zweck wurden in Mitscherlichgefäßen mit Müncheberger Boden herangezogene Weizenpflanzen (Alcedo) zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Bestockung, Schossen, Ährenschieben, Milchreife) 3 d mit $^{14}\text{CO}_2$ -haltiger Luft begast und zu verschiedenen Fristen danach (Ende der Begasung, 4, 8, 12 Wochen später) geerntet und aufgearbeitet. Untersuchungsparameter waren Trockensubstanz (TS) sowie ^{14}C -Radioaktivität in verschiedenen Pflanzenteilen, Gesamtboden und verschiedenen Korngrößenfraktionen des Bodens (szintillationspektrometrisch). Die Auftrennung der Korngrößenfraktion erfolgte durch ein fraktioniertes Sieb- und Zentrifugationsverfahren (modifiziert nach TGL 31222/02-ANONYM 1985, GENRICH u. BREMNER 1974).

Tabelle 1 zeigt zunächst, daß die ^{14}C -Radioaktivität pro g TS (ohne veratmete ^{14}C -Exsudate) bei sofortiger Analyse unmittelbar nach Begasungsende kontinuierlich abnahm. Der größte Teil davon befand sich in den Pflanzen. Nur 1 bis 2,6 % verblieb während der Versuchszeit in der Wurzelumgebung. Dieser Wert liegt zwar niedriger, aber doch noch in der gleichen Größenordnung wie bei früheren Untersuchungen (MERBACH et al. 1990). Bei Annahme von 40 dt C*ha⁻¹ in Pflanzenmasse entspräche dies etwa 400-1000 kg C*ha⁻¹.

Nach einer $^{14}\text{CO}_2$ -Begasung zur Bestockung war die ^{14}C -Radioaktivität im System zur Milchreife im Vergleich zur sofortigen Ernte auf etwa 14 % abgesunken (Tab. 2, mittlere Zeile, Spalten 1 und 2), höchstwahrscheinlich als Folge der Atmung, die aber nicht gemessen wurde. Diese Abnahme bezog sich jedoch ausschließlich auf die Pflanzensprosse, wohingegen die ^{14}C -Markierung der Wurzeln deutlich anstieg (Tab. 2, vorletzte Zeilen, Spalten 1, 2, 3). Dies war vermutlich die Folge einer im Laufe der Zeit eintretenden gleichmäßigen " ^{14}C -Durchmarkierung" der Pflanzen, denn das Wurzel/Sproß-Verhältnis der ^{14}C -Radioaktivität glich sich von der Bestockung (Begasungszeitpunkt) bis zur Milchreife demjenigen der TS an (Tab. 2, Spalten 1 und 2). Als Resultat stieg der Anteil des im Boden verbliebenen wurzelbürtigen ^{14}C auf 11,1 % der ^{14}C -Gesamtradioaktivität bzw. 12,5 %

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Ökophysiologie der Primärproduktion, Eberswalder Straße 84, D - 15374 Müncheberg

Tabelle 1: Spezifische ¹⁴C-Radioaktivität von Winterweizenpflanzen (Alcedo) [kBq*g⁻¹ Pflanzen-TS] und ihre Verteilung auf Pflanze und Boden nach ¹⁴CO₂-Ganzpflanzenbegasung zu verschiedenen Ontogenesestadien mit nachfolgender sofortiger Ernte [3 d ¹⁴CO₂-Appl.; 0,2 Vol-% CO₂; 20 °C; 400 W*m⁻²; spez. Radioaktivität 119 MBq (gC)⁻¹]

Nr.	Meßgröße	¹⁴ C-Applikation und Ernte zum Entwicklungsstadium			
		DC 23 - 29 Bestockung	DC 31 - 36 Schossen	DC 54 - 59 Ährenschieben	DC 75 Milchreife
1	Pflanzen-TS g/Gefäß	7,64	48,44	133,80	166,70
2	Spezif. ¹⁴ CO ₂ - Nettoassimilation ¹⁾ kBq*g ⁻¹ Pfl.-TS	4699,60	350,0	107,60	20,23
		100,0	100,0	100,0	100,0
3	davon ¹⁴ C-Inkorporation in Pflanzengewebe kBq*g ⁻¹ Pfl.-TS	4653,60	341,30	106,40	19,87
		99,0	97,4	98,9	98,2
4	im Boden verbliebener wurzelb. ¹⁴ C ¹⁾ kBq*g ⁻¹ Pfl.-TS	46,00	9,00	1,20	0,36
		1,0	2,6	1,1	1,8

¹⁾ Veratmung von ¹⁴C-Exsudaten während der Versuchszeit nicht gemessen

Tabelle 2: ¹⁴C-Radioaktivität [kBq/Gefäß] bei Weizen (Alcedo) und ihre Verteilung auf Pflanze und Boden nach ¹⁴CO₂-Begasung zur Bestockung und Ernte sofort danach bzw. 12 Wochen später (Milchreife) (weitere Angaben vgl. Tab. 1)

Meßgröße	1 ¹⁴ C-Verteilung zu Begasungsende		2 ¹⁴ C-Verteilung 12 Wochen später (Milchreife)		3 Δ[2-1]
Pflanzen-TS [g/Gefäß]	7,64	100,0	121,00	100,0	+113,36 + 1484%
davon Sproß	6,25	81,8	94,80	78,3	+ 88,55 + 1420%
Wurzel	1,39	18,2	26,20	21,7	+ 24,81 + 1780%
¹⁴ C-Radioaktivität [kBq/Gefäß]	35904,8	100,0 100,0	5175,0	100,0 14,4	-30729,0 - 85,6%
davon Pflanze	35553,2	99,0 100,0	4598,8	88,9 100 12,9	-30954,4 - 87,1%
Sproß	34890,8	97,2 100,0	3545,6	68,5 77 10,2	-31345,2 - 89,8%
Wurzel	662,4	1,8 100,0	1053,2	20,4 23 159,0	+ 390,8 +59%
davon im Boden verbliebener wurzelbürtiger ¹⁴ C	351,6	1,0 100,0	577,0	11,1 164,0 12,5 ¹⁾	+ 225,4 +64%

¹⁾ bezogen auf ¹⁴C-Inkorporation der Pflanze

des in der Pflanze befindlichen ^{14}C an (Tab. 2, Spalte 1 und 2, unterste Zeile). Dies entspricht bei Annahme einer Pflanzenernte von $40 \text{ dt C}\cdot\text{ha}^{-1}$ einem Wert von etwa $5 \text{ dt C}\cdot\text{ha}^{-1}$ verbleibender (also nicht veratmeter) Rhizodeposition während der Vegetationszeit. Wenn sich dies in weiteren Versuchen bestätigen sollte, läge der Beitrag der Wurzel-C-Freisetzung zur organischen Bodensubstanz weit höher als bisher angenommen.

Aus Tabelle 3 geht schließlich hervor, daß der im Boden verbleibende, wasserunlösliche ^{14}C am stärksten an die Tonfraktion gebunden wird (Anreicherungsfaktoren >30 gegenüber Totalboden), was auf eine Humifizierung hindeuten könnte (vgl. ALLARD 1980). In Anbetracht des hohen Sandanteils des untersuchten Bodens (Abb. 3, links) befand sich dennoch die meiste ^{14}C -Radioaktivität in der "Sandfraktion". Inwieweit dabei auch grobe Wurzelteilchen erfaßt wurden (vgl. ALLARD 1980), muß in späteren Versuchen geprüft werden. Diese sollten auch die Sproß- und Wurzelrespiration sowie die Exsudatveratmung über längere Zeiträume erfassen, um über die gesamte Ontogenese vollständige C-Bilanzen zu gewährleisten. Unter Bodenbedingungen ist dies nur mittels ^{14}C -Einsatz und vergleichenden Sterilvarianten möglich.

Tabelle 3: ^{14}C -Radioaktivitätsverteilung im Boden nach $^{14}\text{CO}_2$ -Begasung von Weizenpflanzen zur Bestockung. Ernte und ^{14}C -Fraktionierung sofort und nach 12 Wochen

Fraktion	Masse [g]		^{14}C -Gesamtradioaktivität [Bq/Gefäß]				Spez. ^{14}C -Radioaktivität [Bq* g^{-1} der jew. Fraktion]			
			sofort		nach 12 Wochen		sofort		nach 12 Wochen	
Boden gesamt (gesonderte Analyse)	200,0		4060,0		9600,0		20,3	1,0	48,0	1,0
davon H_2O -löslich	-		645,2	16,0	2172,2	22,6	-	-	-	-
Sand	174,4	88,7	2175	63,2	7490	76,0	12,3	0,6	42,4	0,88
Schluff	19,7	9,9	524	15,2	968	9,8	25,9	1,3	48,2	1,00
Ton	1,0	0,5	741	21,5	1402	14,2	715,9	35,3	1540,5	32,10
Σ Fraktionen	195,1	100,0	334,0 100,0		9860 100,0		-		-	

Literatur

ALLARD, J.L.: Über den Assimilatbedarf von Pflanzenwurzeln und deren Umsatz im Boden unter dem Einfluß verschiedener ökologischer Faktoren. Diss. Landw. Fak., Univ. Bonn 1980

ANONYM: Fachbereichsstandard TGL 31222/02: Physikalische Bodenuntersuchung; Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach KÖHN. Berlin 1985, Verlag

GENRICH, D.A.; BREMNER, J.M. (1974): Soil Science Soc. Amer. Proc. 38, 222-225

MERBACH, W.: Carbon balance in the system plant-soil, in: Root Ecology and its practical application Klagenfurt 1992, 299-301

MERBACH, W.; KNOF, G.; MIKSCH, G. (1990): Tag.-Ber. Akad. Landw.-Wiss. Berlin 295, 57-63

MERBACH, W.; RUPPEL, S. (1992): Photosynthetica 26 (4), 551-554

Ein interaktives Simulationssystem zur Modellierung der Dynamik der organischen Substanz des Bodens

von

Becker-Heidmann, P.* , R. Lehfeldt** und R. Schipmann*

Einleitung

Bis vor wenigen Jahren wurde die Bedeutung des Bodens als Quelle und Senke im globalen Kohlenstoffkreislauf unterschätzt. Da es mit den inzwischen sehr gut entwickelten globalen Ozean- und Atmosphärenmodellen nicht gelungen ist, den globalen Kohlenstoff lückenlos zu bilanzieren, ist der Boden als Möglichkeit, die fehlende Senke von ca. 2 Gt zu erklären, in den Mittelpunkt des Interesses gerückt (z.B. Tans et al, 1990). Die bisher bekannten Fakten und Zusammenhänge zur Dynamik der organischen Substanz sind in einer Reihe von Übersichts-Publikationen zusammengetragen worden (z.B. Arnold, Szabolics & Targulian 1990; Bouwman 1990; Scharpenseel, Schomaker & Ayoub 1990; Batjes & Bridges, 1992).

Das Wissen über die Flüsse der organischen Substanz des Bodens ist allerdings noch sehr lückenhaft. Z.B. ist wenig für globale Hochrechnungen Verlässliches bekannt über die Produktion und Freisetzung von Methan aus Reisfeldern und das Verhalten des Bodenkohlenstoffs unter veränderten klimatischen Bedingungen. Sorgfältige experimentelle Untersuchungen der Emissionsraten und -bedingungen sind schwierig durchzuführen, sehr zeitaufwendig und kostspielig. Wegen der starken saisonalen Abhängigkeit ist die Aussagekraft in Bezug auf langfristige Prognosen eingeschränkt.

Als Ergänzung, wenn nicht sogar Alternative, bieten sich daher Messungen der natürlichen Isotopenverhältnisse des organischen Bodenkohlenstoffs an. Diese stellen gewissermaßen einen Fingerabdruck der Langzeitdynamik dar.

Isotopendaten zur Überprüfung von Modellen

Das Verhältnis der stabilen Kohlenstoffisotope, dargestellt als $\delta^{13}\text{C}$ -Wert, ist dabei im wesentlichen durch den Photosynthesetyp der Vegetation (C_3 , C_4 oder CAM), daneben durch die Bewirtschaftungsweise bestimmt. Hierzu gibt es eine Reihe von angewandten Untersuchungen (z.B. Balesdent et al., 1988; Martin et al., 1990; Cerri et al., 1985). Die Änderung des $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes mit der Tiefe dagegen wird durch bodenphysikalische und mikrobiologische Parameter beeinflusst (z.B. Stout et al., 1981; Bertram, 1986). Eine Differenzierung der einzelnen Prozesse, die zu den beobachteten $\delta^{13}\text{C}$ -Tiefenverteilungen beitragen (Transport, mikrobieller Abbau), ist auch bei Bekanntheit der bodenphysikalischen

* Institut für Bodenkunde, Allende-Platz 2, D-20146 Hamburg

** Im Busch 2, D-23866 Nahe

und -chemischen Parameter meist nur unter Zuhilfenahme der parallel dazu bestimmten Radiokohlenstoffdaten möglich. Radiokohlenstoffdaten von Böden existieren weltweit bereits etwa 10.000. Aufgrund der in den letzten Jahren gemachten Fortschritte in der Meßtechnik und wegen des aktuellen klimabezogenen Interesses wächst diese Zahl derzeit rasch.

Mit der Methode der dünn-schichtweisen Radiokohlenstoffdatierung und $\delta^{13}\text{C}$ -Wert-Bestimmung hat Becker-Heidmann an verschiedenen Bodentypen und unter unterschiedlichen klimatischen und Bewirtschaftungsbedingungen die Dynamik der organischen Substanz untersucht. Eine Übersicht aller bis 1990 auf diese Weise untersuchten Böden geben Becker-Heidmann und Scharpenseel (1992b). Hierbei wurden u.a. das ^{14}C -Alter in Relation zum Tongehalt des Bodens untersucht (Becker-Heidmann, 1989), Korngrößenklassen getrennt datiert (Scharpenseel et al., 1986; Tsutsuki et al., 1987) oder gar in Zwischenschichten von Tonmineralen befindliche organische Substanz herauspräpariert und datiert (Theng et al., 1992). Die grundsätzliche Möglichkeit, Informationen über den Kohlenstoff-Input und -Umsatz, über Perkolations- und Fixierung zu gewinnen und über vereinfachte Rechnungen Flüsse für Kohlenstoff-Bilanzrechnungen zu schätzen, wurde diskutiert (Becker-Heidmann & Scharpenseel, 1992b).

Bisherige Modelle der organischen Substanz des Bodens

Vereinzelt sind Radiokohlenstoffdaten bereits für einfache mechanistische Umsatz-Modelle der bodenorganischen Substanz benutzt worden (z.B. Jenkinson & Rayner, 1977). Andere Modelle, die bereits mehrere verschieden schnell umsetzbare C-Pools berücksichtigen, wie das CENTURY-Modell (Parton et al., 1987), sehen den Einbau von Radiokohlenstoffdaten zur Überprüfung vor. Keines der entwickelten Bodenmodelle jedoch, weder der genannten eigenständigen noch der in globalen Biosphären-Modellen integrierten Boden-Submodelle (z.B. Esser, 1990), differenziert nach der Tiefe oder wenigstens verschiedenen Horizonten des Bodens und erfaßt daher nicht die dort jeweils unterschiedliche Dynamik. Zum Beispiel kann in einem Reisboden in einer bestimmten Tiefe in Abhängigkeit von bodenphysikalischen Parametern und der Zeit Methan produziert, in einer anderen Tiefe mit anderem zeitlichen Verhalten abgebaut werden, so daß dieser Boden ein kompliziertes zeitliches Muster von Methan-Emission und -Verbrauch aufweist, das sich in der Summe dann auch in einer entsprechenden Tiefenverteilung von $\delta^{13}\text{C}$ -Wert und Radiokohlenstoffalter niederschlägt.

Ein einfaches, nach vier Tiefenschichten und drei Kompartimenten differenzierendes Modell eines Reisbodens wurde von Becker-Heidmann et al. (1985) erstellt und mittels Radiokohlenstoffdaten und $\delta^{13}\text{C}$ -Werten an einem Methan produzierenden überstauten philippinischen Reisboden überprüft. Für terrestrische Böden wurden anhand eines einfachen steady-state-Umsatzmodells für einzelne Bodenschichten die Bereiche der möglichen Austauschraten bei gemessenen Radiokohlenstoffaltern abgeschätzt (Becker-Heidmann, 1989).

Das interaktive Simulationssystem

Um die organische Kohlenstoff-Dynamik des Bodens, d.h. den Abbau in Abhängigkeit von der Tiefe, die (vertikale) Verlagerung von Abbauprodukten und die Fixierung von organischen Substanzen (z.B. an Tonmineralen) zu modellieren, wurde ein Simulationsprogramm entwickelt. Es ist in C++ für OSF/Motif unter dem UNIX-Betriebssystem geschrieben und damit netzwerkfähig. Als Besonderheit bietet es eine einheitliche vollständige graphische Benutzeroberfläche, unter der sowohl die Eingabe und nachträgliche Änderung von

Eingangsdaten und Parametern, als auch die Steuerung und Auswertung der Simulationen interaktiv vorgenommen werden können.

Sowohl Profildaten (Horizontbezeichnungen mit Tiefenangaben) als auch die Meßdaten mit Tiefenangaben können entweder aus ASCII-Dateien importiert als auch mit dem eingebauten Editor eingegeben werden. Sie werden dann als Tiefenfunktion in einem Eingabefenster auf dem Bildschirm dargestellt. Ausgangsdatensätze sowie Parameter und Funktionen werden dann in das Simulationsfenster übernommen. Im Steuerungsfenster werden die Zeitschritte für Berechnung und Anzeige sowie die Laufzeit gewählt und die Simulation gestartet. Im Simulationsfenster erscheinen dann laufend die berechneten Tiefenfunktionen. Die Ergebnisse werden in Dateien geschrieben und können als Graphik ausgedruckt werden. Die Achsenskalierung und Beschriftung ist für alle Grafikfenster frei wählbar. Die Ausgangsdaten können nicht nur im Editor, sondern auch durch Anklicken und Ziehen mit der Maus im Eingabefenster erzeugt und geändert werden. Dabei findet automatisch eine Plausibilitätsprüfung der Daten statt. Alle Arbeitsschritte von der Dateneingabe bis zur graphischen Ausgabe der Ergebnisse können durchgeführt werden, ohne die Umgebung verlassen zu müssen. Eine ausführliche kontextsensitive Hilfefunktion rundet das Programmsystem ab.

Anwendung: Boden als Quelle/Senke von klimarelevanten Spurengasen

Mit dem Simulationssystem wird z.Zt. ein Modell der Dynamik des organischen Kohlenstoffs des Bodens entwickelt, das nach Bodenhorizonten und Tiefenschichten differenziert und dabei bodenphysikalische und bodenchemische Einflußgrößen berücksichtigt. Dabei sollen Produktion, Emission und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase CH_4 und CO_2 in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften, der klimatischen Bedingungen und der Landnutzung dargestellt und prognostiziert werden. Zur Überprüfung stehen 2cm-dünnschichtweise gemessene Tiefenverteilungen von C-Gehalt, $\delta^{13}\text{C}$ -Wert und Radiokohlenstoffalter einer Reihe von Böden aus den wichtigen Klima- und Landnutzungsbereichen, außerdem die relevanten bodenkundlichen Untersuchungsergebnisse, zur Verfügung. Das Modell wird als Teil eines globalen terrestrischen Biosphärenmodells konzipiert, welches später mit dem globalen Klimamodell des Deutschen Klimarechenzentrums (DKRZ) zusammengeführt werden wird.

Danksagung

Die Arbeiten werden durch das BMBF im Rahmen des Klimaforschungsprogramms "Spurenstoffkreisläufe" finanziell unterstützt.

Literatur

- Arnold, R.W., I. Szabolcs, V.O Targulian (Hrsg.) : Global Soil Change. Report of an IIASA-ISSS-UNEP Task Force on the Role of Soil in Global Change. Laxenburg, Austria, International Institute for Applied Systems Analysis. 1990. 110 S.
- Balesdent, J., G.H. Wagner, A. Mariotti : Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by the ^{13}C natural abundance. Soil Science Society of America Journal **52** (1988) 118-130.
- Batjes, N.H., E.M. Bridges : A review of soil factors and processes that control fluxes of heat, moisture and greenhouse gases. Technical paper 23, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen. 1992.

- Becker-Heidmann, P. : Die Tiefenfunktionen der natürlichen Kohlenstoff-Isotopengehalte von vollständig dünn-schichtweise beprobten Parabraunerden und ihre Relation zur Dynamik der organischen Substanz in diesen Böden. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 13 (1989) 1-248.
- Becker-Heidmann, P.M., U. Martin, H.W. Scharpenseel : Radiokohlenstoffdatierung und Abbau von ^{14}C -markiertem Reisstroh zur Modellierung der Kohlenstoffdynamik eines Reisbodens. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 43/II (1985) 525-530.
- Becker-Heidmann, P., H.W. Scharpenseel : Studies of soil organic matter dynamics using natural carbon isotopes. The science of the total environment 117/118 (1992a) 305-312.
- Becker-Heidmann, P., H.W. Scharpenseel : The use of natural ^{14}C and ^{13}C in soils for studies on global climatic change. *Radiocarbon* 34,3 (1992b) 535-540.
- Bertram, H.G. : Zur Rolle des Bodens im globalen Kohlenstoffzyklus. Messung der Temperaturabhängigkeit der Abbauraten des organischen Kohlenstoffs im Boden. Veröffentlichungen Naturforsch. Gesell. Emden von 1814, 8 (1986) (Dissertation). 144 S.
- Bouwman, A.F. (Hrsg.) : Soils and the Greenhouse Effect. Proceedings of the International Conference on Soils and the Greenhouse Effect. Chichester, John Wiley & Sons. 1990. 574 S.
- Cerri, C., C. Feller, J. Balesdent, R. Victoria, A. Plenecassagne : Application du traçage isotopique naturel en ^{13}C à l'étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Paris T.300, II*, 9 (1985) 423-428.
- Esser G. : Osnabrück Biosphere Model. Construction, structure, results. In: Facets of modern ecology (Esser, G. & Overdieck, D., Hrsg.), Elsevier, Amsterdam, 1990. 3-30.
- Jenkinson, D.S., J.H. Rayner : The Turnover of Soil Organic Matter in some of the Rothamsted Classical Experiments. *Soil Science* 123 (1977) 298-305
- Martin, A., A. Mariotti, J. Balesdent, P. Lavelle, R. Vuattoux : Estimate of organic matter turnover rate in a savanna soil by ^{13}C natural abundance measurements. *Soil Biol Biochem* 22 (1990) 517-523.
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, D.S. Ojima : Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51 (1987) 1173-1179.
- Scharpenseel, H.W., K. Tsutsuki, P. Becker-Heidmann, J. Freytag: Untersuchungen zur Kohlenstoffdynamik und Bioturbation von Mollisolen. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 149 (1986) 582-597.
- Scharpenseel, H.W., M. Schomaker, A. Ayoub (Hrsg.) : Soils on a warmer earth, Proc. Intern. Workshop Effects of Expected Climate Change on Soil, Nairobi, Elsevier, Amsterdam, 1990.
- Stout, J.D., Goh, K.M., Rafter, T.A. : Chemistry and turnover of naturally occurring resistant organic compounds in soil. In: Paul, E.A., Ladd, J.N. (Hrsg.) : *Soil biochemistry*, Marcel Dekker, New York, 1981. 1-73.
- Tans, P.P., I.Y. Fung, T. Takahashi : Observational Constraints on the Global Atmospheric CO_2 Budget. *Science* 247 (1990) 1431-1438.
- Theng, B.K.G., K.R. Tate, P. Becker-Heidmann : Towards establishing the age, location, and identity of the inert soil organic matter of a Spodosol. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 155 (1992) 181-184.
- Tsutsuki, K., C. Suzuki, S. Kuwatsuka, P. Becker-Heidmann, H.W. Scharpenseel : Investigation on the Stabilization Process of the Humus in Mollisols. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 151 (1987) 87-90.

Die organische Bodensubstanz in Bh-Horizonten von Podsolen Norddeutschlands und früherer Pinguinkolonien der Küstenregion in der kontinentalen Antarktis

von

Beyer, L.* , H.-P. Blume* und M. Bölter**

Podsole sind im humiden und kühl-feuchtem Klima weit verbreitet. Darüber hinaus diskutieren Ugolini et al. (1987) und Jakobsen (1989, 1991) die Morphogenese von arktischen Podsolen. Sie befanden sich aber immer noch unter einer geschlossenen Vegetationsdecke. Blume & Bölter (1993) präsentierten erstmalig auch Podsole in der Antarktis auf steinigem nur mit Flechten bedeckten Böden bei einer Jahresmitteltemperatur von -9°C. Diese stickstoff- und phosphatreichen Böden früherer Pinguinkolonien sind heute stark versauert und wurden in diesen

Tabelle 1. Zusammenstellung der untersuchten Podsol-B-Horizonte Nordeutschlands (Nr.529-569) und der kontinentalen Antarktis (Nr.708-711)

Bodentyp (FAO)	Nr.	Horizont	Tiefe	Vegetation	Referenz
Haplic Podzol	529	Bh	49- 59 cm	Picea vabies &	Blume et al. - (1993)
	530	Bsh	59- 74 cm	Pinus silvestris,	
Haplic Podsol	564	Bsh	8- 14 cm	Picea abies Vac.	Beyer (1995)
Haplic Podsol	567	Bsh1	44- 75 cm	Calluna vulgaris &	Lamp & Siem (1993)
	568	Bsh2	75-120 cm	Vaccinium myrtillus	
Stagnogleyic Podzol	569	Bsh	10- 20 cm	Larix decidua & Fagus sylvatica	Beyer (1995)
Lepti-gelic Podzol	708	Bh	5- 10 cm	Flechten & Algen	Blume & Bölter (1993)
	709	Bs	10- 15 cm		
Gelic Podzol (Relic ornithogenic soil)	710	Bh	8- 11 cm	Flechten & Algen	Blume & Bölter (1993)
	711	Bs	11- 18 cm		

Tabelle 2. Eigenschaften von B-Horizonten aus Podsolen

Nr.	T	U	S	Munsell Farbe	pH CaCl ₂	C _{org}	N _t	C/N	α-NH ₂ -N	α-NH ₂ -N	Fe _d	Fe _d
									mg g ⁻¹			
		%										
529	2	6	92	5YR2.5/1	3.2	16.3	0.5	35	0.15	0.30	2.6	0.16
530	2	6	92	5YR3/3	3.6	9.2	0.4	26	0.11	0.28	3.6	0.39
564	8	53	39	5YR4/4	4.0	80.0	3.3	24	1.00	0.30	25.9	0.32
567	1	9	90	7.5YR2/1	4.2	16.3	0.5	35	0.07	0.14	1.1	0.07
568	2	7	91	7.5YR3-4/3	4.3	10.7	0.3	38	0.06	0.18	0.7	0.07
569	4	60	36	10YR3/4	3.8	16.2	0.8	22	0.25	0.31	5.4	0.33
708	5	18	77	10YR3.5/3	4.6	44.7	4.3	11	1.10	0.34	5.9	0.13
709	8	15	77	5YR3/1.5	4.3	29.2	3.1	9	2.00	0.46	9.8	0.34
710	5	12	83	10YR2-3/2	4.3	40.7	3.7	11	1.70	0.59	6.9	0.17
711	12	20	68	10YR3/4	4.4	29.2	3.2	9	1.40	0.44	6.8	0.23

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Uni Kiel, D-24118 Kiel

** Institut für Polarökologie, Universität Kiel, D-24118 Kiel, Germany

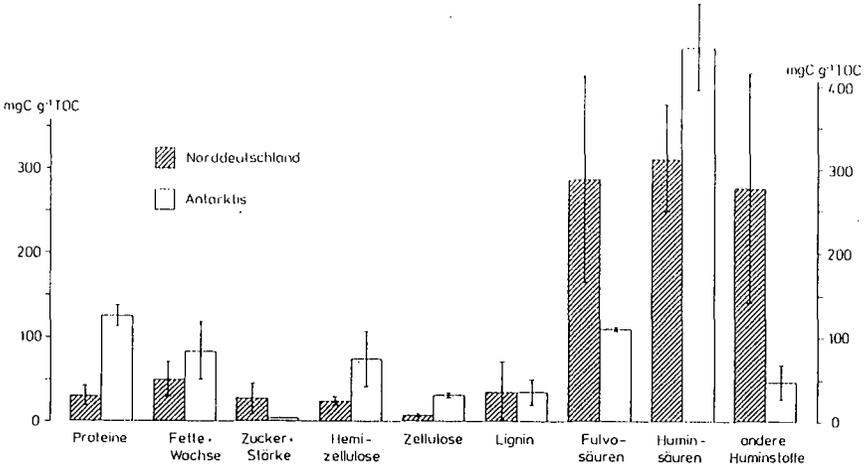


Abb.1: Naßchemisch ermittelte Stoffgruppen der organischen Bodensubstanz in Podsol-B-Horizonten Norddeutschlands und der Antarktis

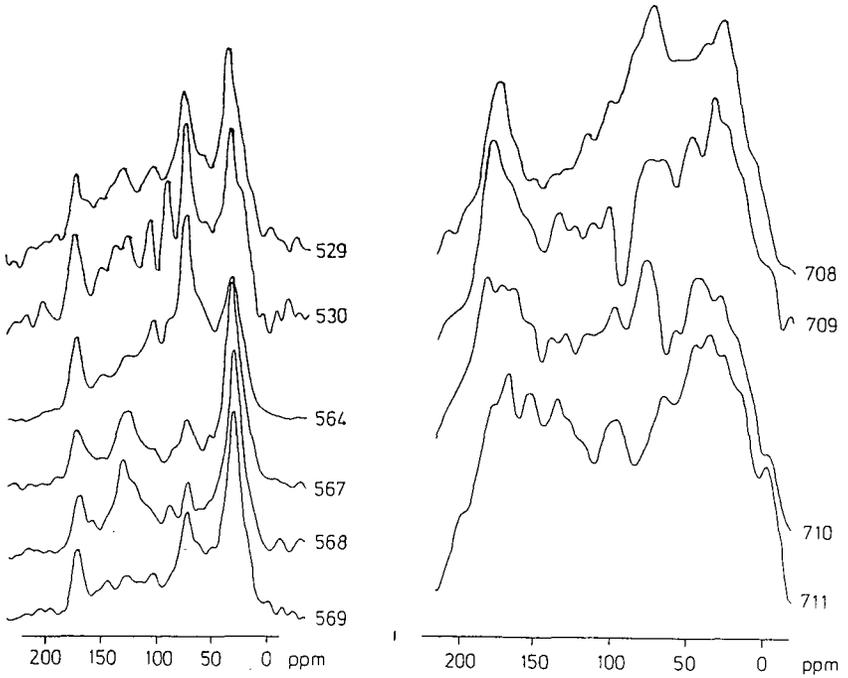


Abb.2a: CPMAS ¹³C-NMR-Spektren von Podsol-B-Horizonten in Norddeutschland

Abb.2b: CPMAS ¹³C-NMR-Spektren von Podsol-B-Horizonten in der Kontinentalen Antarktis

Eigenschaften und ihrer Entstehung für die maritime Antarktis beschrieben (Myrcha & Tatur, 1991). Ihre heutige Lage in erhöhter Reliefposition gegenüber

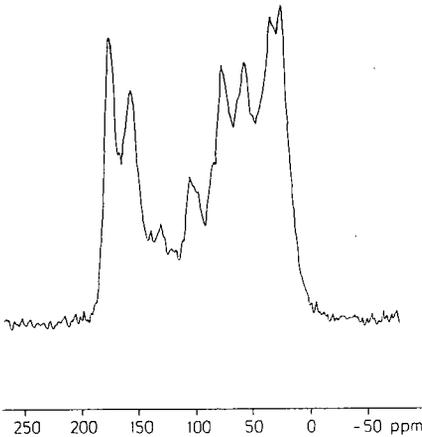


Abb.2c: CPMAS ^{13}C -NMR-Spektrum von Pinguinkot

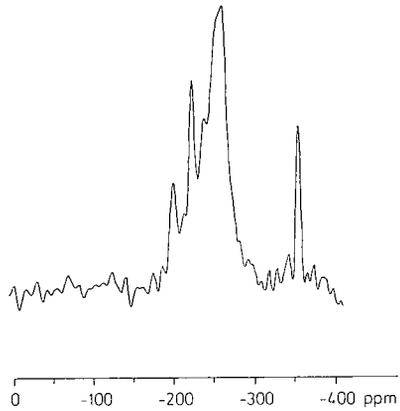


Abb.2d: CPMAS ^{15}N -NMR-Spektren von Pinguinkot

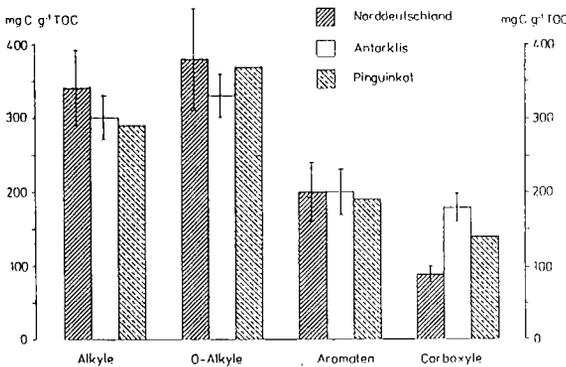


Abb.3: CPMAS ^{13}C -NMR-Stoffgruppen der OBS von Podsol-B-Horizonten und von Pinguinkot

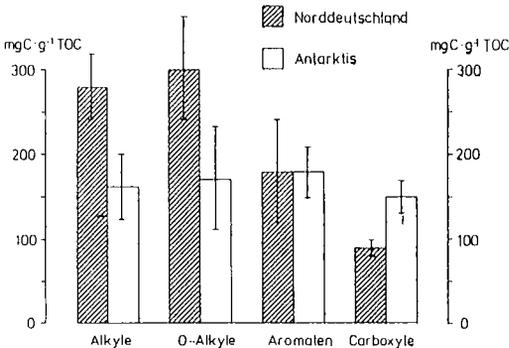


Abb.4: Zusammensetzung der naßchemisch nicht definierten Anteile der OBS durch CPMAS ^{13}C -NMR

rezenten Kolonien erklärt sich durch die holozäne Landanhebung aufgrund des verminderten Eisdrukkes. In der vorliegenden Arbeit wird der Humus der "spodic horizons" dieser Podsole untersucht und mit der Zusammensetzung norddeutscher Bh-Horizonte verglichen (Tab.1). Zur Methodik s. Beyer (1995), Knicker (1993), Schlichting et al. (1995).

Die B-Horizonte der Antarktis wiesen deutlich höhere Nt-Gehalte auf, was sich in dem für deutsche Verhältnisse sehr engen C/N-Verhältnis dokumentierte (Tab.2). Die hohen Nt-Gehalte waren z.T. auf $\alpha\text{-NH}_2\text{-N}$ zurückzuführen, denn dieser war anteilig am Nt von größerer Bedeutung als unter humiden Bedingungen (Tab.2). Entsprechend ergab sich die herausragende Bedeutung der Proteine (Abb.1). Die Dominanz der Fulvosäurefraktion, die in diesen Horizonten norddeutscher Podsole typisch ist, konnte nicht gefunden werden (Abb.1). Die Ähnlichkeit aller Proben aus der Antarktis zeigt, daß offensichtlich auch der Leptigelic Podzol ein früherer

Koloniestandort war, aufgrund geringerer P-Gehalte (ohne Tab.) aber nur für kürzere Zeit.

Die NMR-Spektren (Abb.2b) zeigen in den Antarktischböden einen Peak um 25 ppm, welcher sich auf terminale CH₃-Gruppen zurückführen läßt, und der gemeinsam mit der Ausprägung des Carboxylpeaks (um 170 ppm) auf die Bedeutung von Aminosäuren hinweist. Die hohen Proteingehalte konnten somit bestätigt werden. Für die Proben 710/711 ist darüber hinaus auch das Auftreten von Harnstoff und Harnsäure bzw. ihrer Salze und Abbauprodukte möglich (Myrcha & Tatur, 1991), da dieser Boden mit Sicherheit auf einer alten Pinguinkolonie entstanden ist und der überwiegende Anteil der organischen Substanz aus den Exkrementen dieser Tiere stammen dürfte. Typische Peaks (97, 136, 153 ppm) sind deutlich in dem ¹³C-NMR-Spektrum des Pinguinkotes zu erkennen (Abb.2c) und finden sich in allen Spektren wieder. Daraus ergibt sich, daß α-NH₂-C (45-60 ppm) und Carbonyle auch aus den Harnstoffderivaten herrühren könnten. Myrcha & Tatur (1991) stellen weiterhin die Bedeutung des Chitins (vom Skelett des Krills) im "Pinguano" heraus. Chitin enthält ebenfalls α-NH₂-C und Carbonyl-C. Insgesamt läßt sich das enge C/N-Verhältnis somit auf Aminverbindungen zurückführen, denn das ¹⁵N-NMR-Spektrum weist auf deren absolute Dominanz hin (Abb.2d). Die quantitative Auswertung (Abb.3) erlaubt dagegen nur im Carboxylbereich (160-210 ppm) gesicherte Aussagen, da sich die Bereiche von N- und C-Verbindungen in fast allen Bereichen überschneiden. Dies wird besonders deutlich bei der Quantifizierung des Pinguinkotes. Der hohe O-Alkyl-Anteil (Abb.3) ist sicherlich nur zum kleineren Teil auf Polysaccharide zurückzuführen, denn die Pinguinnahrung besteht ausschließlich aus eiweiß- und chitinreichen Meerestieren. Diese Verbindungen dürften im Bereich 46-110 ppm ebenfalls zu finden sein. Darüber hinaus ist die Auflösung der Spektren gering. Sie ist insgesamt schlechter als bei den Spektren der deutschen Podsole. Dies liegt möglicherweise an paramagnetischen Fe-Interferenzen. Im Verhältnis zum C_{org} tritt Fe_d zwar in beiden Lokalitäten in ähnlichen Größenordnungen auf (Tab.2), aber in den Antarktischböden war sämtliches Fe_d auch pyrophosphatlöslich (ohne Tab.) und damit direkt an den Kohlenstoff gebunden. Der Erhöhung im Bereich 160-210 ppm bei der Gesamtprobenmessung ist wie erläutert auf die COOH- und CO-Gruppen der Aminverbindungen zurückzuführen.

Nach Subtraktion der extrahierbaren Streustoffe von den NMR-Stoffgruppen ergab sich, daß der Chemismus der Huminstoffe der B-Horizonte der Antarktis relativ gleichmäßig über alle vier Stoffgruppen verteilt war (Abb.4). Dies deckt sich mit Literaturdaten wonach in der Huminsäurefraktion, die hier von großer Bedeutung war (vgl. Abb.1), keine NMR-Fraktion übermäßig dominiert. Die Fulvosäurefraktion der norddeutschen Bh-Horizonte bestand dagegen vornehmlich aus aliphatischen Komponenten, wie der Vergleich von Abb.1 und Abb.4 vermuten läßt. In beiden Landschaften spielte der Ligninanteil in den B-Horizonten selbst eine untergeordnete Rolle (Abb.1), sein aromatischer Anteil in der entsprechenden NMR-Stoffgruppe war somit unbedeutend (vgl. Abb.3 und Abb.4). Für die norddeutschen Böden läßt sich die Herkunft der aromatischen Huminstoffkomponenten trotzdem aus dem Vorhandensein von Lignin in der Auflage und den Aeh-Horizonten sowie einer Auswaschung, Verlagerung, Ausfällung und wahrscheinlich selektiver Akkumulation im Bh erklären. Für die antarktischen Böden gilt dies nicht. Hinter den aromatischen Verbindungen verstecken sich möglicherweise Heterozyklen, die vielleicht bereits im Pinguinkot vorhanden sind (vgl. Abb.3). Das Bild des ¹⁵N-NMR-Spektrum bestätigt diese Annahme aber nicht (Abb.2c), so daß hier auch andere Verbindungen erfaßt gewesen sein könnten, die nicht aromatischer Natur waren.

Literatur:

- Beyer, L. (1995) Schriftenr. Inst. Bodenk. Uni Kiel Nr.30. Blume, H.-P. & M. Böltner (1993) Proc. 1st Int. Conf. Cryopedology. Russ. Academy of Sciences, Pushchino, pp. 96-103. Blume, H.-P.; Aey, W.; Fortmann, J. & O. Fränzle (1993) Mitt. der DBG 70, 181-205. Jacobsen, B.H. (1989) Geoderma 45, 3-17. ders. (1991) Soil Science 152, 414-426. Knicker, H. (1993) Diss. Uni Regensburg. Myrcha, A. & A. Tatur (1991) Pol. Polar Res. 12, 3-24. Lamp, J. & K. Siem (1993) Mitt. der DBG 70, 79-98. Schlichting, E.; Blume, H.-P. & K. Stahr (1995) Bodenkundliches Praktikum. Blackwell, Berlin. Ugolini, F.C.; Stoner, M.G. & D.J. Marrett (1987) Soil Sci. 144, 90-100.

Der Einfluß der Termitentätigkeit auf die Mikrovariabilität von Körnung und Nährstoffgehalten in Luvic Arenosols bei Sadoré, SW-Niger

von

Bleich, K. E. und L. Herrmann

Einleitung

Die kleinräumige Variabilität von Bodeneigenschaften ist ein typisches Merkmal für die in SW-Niger weitverbreiteten Luvic Arenosols (Hebel 1995). Im von Herrmann et al. (1994) vorgeschlagenen Modell sind die Brachevegetation und Termitenaktivität die wesentlichen Ursachen für deren Entstehung. Rothmans (1994) schätzt die von Termiten beeinflusste Fläche auf einem Acker nahe Sadoré inclusive der mikrotopographischen Effekte auf 20 %. Nach eigenen Beobachtungen kann dieser Anteil bis zu 80 % betragen, wenn die zur Überdeckung von Streu an der Bodenoberfläche gebildeten Aggregate berücksichtigt werden. Diese Arbeit stellt einen ersten Versuch dar, die durch Termitenaktivität hervorgerufenen Veränderungen der Körnung und der Nährstoffgehalte zu quantifizieren.

Dazu wurden zwei Standorte mit unterschiedlicher Vorgeschichte auf dem ICRISAT Sahélian Centre (Sadoré, Niger) untersucht. Bei ersterem handelt es sich um eine über zehn Jahre alte Brache, in der Macrotermes- und nach 1990 auch Trinervitermesaktivität beobachtet wurde. Ein typisches Bodenprofil dieser Brache ist bei Herrmann et al. (1993) beschrieben. Die zweite Fläche wurde von 1990 bis 1993 mit Perlhirse bestellt und fiel danach wieder brach. Der hier untersuchte Macrotermesbau wurde 1984 planiert und nicht wieder besiedelt, ist also reliktsch. Die Probenahme erfolgte im Sommer 1994.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Körnungsanalyse (Tabelle 1) zeigen, daß bereits bei der Einhüllung von Pflanzenresten an der Bodenoberfläche eine beträchtliche Anreicherung von Ton und Schluff erreicht wird, gleich welcher Art sie auch zuzuschreiben sind. Viel deutlicher trifft dies noch für die eigentlichen Termitenbauten zu. Dabei scheint nach der Höhe der Tongehalte allein Macrotermes selektiver vorzugehen, nach der Summe der Ton- und Schluffgehalte Trinervitermes dagegen effektiver. Wie die Beispiele der verlassenen Bauten zeigen ist diese Veränderung der Bodeneigenschaften langfristig (mehr als zehn Jahre) stabil. Durch den selektiven Transport größerer (Lateritbruchstücke in der Sandfraktion - Fe und Mn) und feinerer Partikel (Schluff - Zr / Ton - Ti) erklären sich auch die dargestellten höheren Gesamtelementgehalte.

Tabelle 1: Körnung, Kationenaustauschkapazität, und ausgewählte Elementgesamtgehalte

Brache		-----Körnung-----							KAK meq kg ⁻¹	-----Gesamtgehalte-----			
		gS %	mS %	fS %	gU %	mU %	fU %	T %		Fe %	Mn mg kg ⁻¹	Zr mg kg ⁻¹	Ti mg kg ⁻¹
Trin 1	Bau	11,3	9,6	22,5	15,3	7,9	4,9	28,6	1223	4,8	297	816	7749
Trin 2	Bau	12,0	7,3	20,1	16,1	8,1	5,4	30,9	1686	5,2	374	784	8040
Trin 1	0-10cm	12,6	13,7	25,3	13,2	6,2	3,9	25,1	1237	5,1	280	678	6728
Trin ab	0-10cm	15,1	25,0	27,7	9,2	4,4	1,7	16,9	64	2,6	150	508	4632
Macro 1	Wand	6,1	31,8	24,8	7,5	2,9	1,3	25,6	39	2,7	131	452	5121
Macro 1	Inneres	5,8	28,3	24,9	8,3	3,5	4,1	25,1	42	2,9	157	478	5545
Macro 1	0-10cm	2,8	37,9	35,3	5,9	2,1	1,2	14,8	29	1,7	106	435	3665
Aggregate		4,5	39,5	39,1	6,7	1,9	0,8	7,4	28	1,3	83	599	2949
Hirsefeld													
Macro 2 ab	0-10cm	1,6	33,5	41,8	6,3	2,3	1,9	12,6	18	1,2	127	462	3686
Macro 2 ab	10-30cm	2,0	42,2	39,3	4,5	1,6	1,4	9,1	15	1,0	66	308	2600
Aggregate		2,4	37,4	44,1	5,5	2,0	0,3	8,2	17	0,9	74	275	2090
unbeeinflußt	0-10cm	2,6	53,0	37,5	3,2	0,5	0,4	2,8	8	0,6	57	301	1541

Trin = Trinervitermes Macro = Macrotermes

Bau = Probe aus dem oberirdischen Teilen des Termitenbaues ab = verlassener und erodierter Standort

Aggregate = Umhüllungen von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche / konnten keiner Art zugeordnet werden

unbeeinflußt = Referenzbodenprobe von einem nicht beeinflussten ehemaligen Grasstandort (Probe VP4 in Hebel 1995)

Tabelle 2: Verfügbare und Gesamtgehalte von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor

Brache		C _t %	C _{kw} mg kg ⁻¹	N _t %	NH ₄ -N mg kg ⁻¹	NO ₃ -N mg kg ⁻¹	P _t %	P _{Brayl} mg kg ⁻¹
Trin 1	Bau	1,98	204	0,17	163	353	906	n.b.
Trin 2	Bau	3,45	441	0,26	414	622	1051	22
Trin	0-10cm	2,25	258	0,16	58	106	909	16
Trin ab	0-10cm	0,94	72	0,08	23	26	569	10
Macro 1	Wand	0,37	0	0,05	16	130	363	5
Macro 1	Inneres	0,33	0	0,04	7	23	396	2
Macro 1	0-10cm	0,36	37	0,03	0	19	250	6
Aggregate		0,49	65	0,04	10	0	221	4
Hirsefeld								
Macro 2 ab	0-10cm	0,26	41	0,08	188	822	411	79
Macro 2 ab	10-30cm	0,19	0	0,03	40	92	348	85
Aggregate		0,29	145	0,03	27	6	200	8
unbeeinflußt	0-10cm	0,18	0	0,02	0	1	120	5

C_{kw} = kaltwasserlöslicher Kohlenstoff, n.b. = nicht bestimmt

Tabelle 3: Gesamt- und austauschbare Nährstoffe

Brache		Gesamtnährstoffe				austauschbare Nährstoffe			
		Ca %	Mg %	K %	Na %	Ca mg kg ⁻¹	Mg mg kg ⁻¹	K mg kg ⁻¹	Na mg kg ⁻¹
Trin 1	Bau	0,22	0,22	0,49	0,29	1039	231	272	17
Trin 2	Bau	0,41	0,26	0,52	0,21	1583	301	303	20
Trin	0-10cm	0,22	0,18	0,40	0,24	1028	155	161	16
Trin ab	0-10cm	0,06	0,12	0,29	0,26	223	51	80	9
Macro 1	Wand	0,06	0,09	0,24	0,22	213	59	516	19
Macro 1	Inneres	0,06	0,08	0,25	0,22	198	41	347	16
Macro 1	0-10cm	0,05	0,05	0,18	0,21	223	55	170	8
Aggregate		0,04	0,05	0,18	0,27	99	30	51	6
Hirsefeld									
Macro 2 ab	0-10cm	0,09	0,06	0,20	0,25	331	120	297	14
Macro 2 ab	10-30cm	0,03	0,03	0,15	0,22	82	26	79	11
Aggregate		0,04	0,04	0,15	0,18	63	21	71	10
unbeeinflußt	0-10cm	0,02	0,02	0,10	0,17	30	7	12	10

Die Akkumulation von Humus und Nährstoffen (Tabelle 2 und 3) in den Termitenbauten ist besonders deutlich für Trinervitermes. Allerdings ist kritisch zu bemerken, daß bei der Probenahme nicht zwischen reinem Wandmaterial des Baues und humosen Einlagerungen diskriminiert wurde, sondern Gesamtmischproben untersucht wurden. Dies erklärt auch die extrem hohen Werte für die Kationenaustauschkapazität (Tabelle 1).

Für die Pflanzenproduktion auf den gerodeten Flächen ist die hohe Konzentration von verfügbaren Nährstoffen, insbesondere Stickstoff, aber auch Phosphor, Calcium und Kalium (Tabelle 2 und 3) an den Stellen ehemaliger Termitenbauten wichtig. Allerdings müssen für deren Ausnutzung zuerst die notwendigen physikalischen Bedingungen geschaffen werden, da z.B. Macrotermesmaterial zu kompakten, harten Oberflächen mit geringer Infiltration verhärtet, die das Pflanzenwachstum behindern. Dies führt zu einer langfristigen Konservierung der chemischen Eigenschaften, wie der vor zehn Jahren gerodete Macrotermesbau 2 (Tabelle 2) belegt. Insgesamt reicht die Probenanzahl nicht aus, um die Dynamik des Stickstoff- und Phosphorhaushaltes zu verstehen. Hierfür ist eine detaillierte Probenahme über Zeit und Raum und die Beobachtung des Nahrungsverhaltens der einzelnen Termitenarten notwendig.

Die Bedeutung der Termiten für die Mikrovariabilität ist abhängig von dem Grad der Veränderung der Bodeneigenschaften, ihrer Dauer und der Flächendeckung bzw. dem beeinflussten Volumen. In den untersuchten Flächen verändert Trinervitermes die Bodeneigenschaften am stärksten. Allerdings dürfte das beeinflusste Volumen aufgrund der kleinen Bauten, trotz höherer Abundanz, wesentlich kleiner sein. Während verlassene Macrotermesbauten aufgrund der physikalischen Eigenschaften Pflanzenwuchs behindern, sind die akkumulierten Nährstoffe von Trinervitermes nach der Rodung der Brachefläche direkt verfügbar. Die Veränderung der Bodeneigenschaften durch Macrotermesbauten ist noch lange nach deren Rodung oder Verlassen erkennbar. Hinsichtlich der Wirkungsdauer der durch Trinervitermes verursachten Bodenveränderungen können noch keine Aussagen gemacht werden, da diese Art auf den untersuchten Flächen erst vor kurzer Zeit einwanderte.

Literatur

- Hebel, A., 1995: Der Einfluß der organischen Substanz auf die räumliche und zeitliche Variabilität des Perlhirse-Wachstums auf Luvic Arenosolen des Sahel (Fallstudie: ICRISAT in Sadoré / Niger). Hohenheimer Bodenkundl. Hefte 24, Univ. Hohenheim, 170 S.
- Herrmann, L., K.E. Bleich and K. Stahr, 1993: Veränderung eines landwirtschaftlich genutzten Standortes in Niger/Westafrika durch Staubeintrag. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 927-930.
- Herrmann, L., A. Hebel und K. Stahr, 1994: Influence of Microvariability in Sandy Sahelian Soils on Millet Growth. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157: 111-115.
- Rothmans, A., 1994: *Physical Landqualities and Surface Crusting*. University of Wageningen, 107p.

Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft und dem ICRISAT Sahelian Centre für die freundliche Unterstützung dieser Arbeit.

Ammonium- und Nitratgehalte in Rasenpodsolen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion

von

Bosak, V.*

Problemstellung

Der Stickstoffhaushalt ist ein wichtiges Element der Bodenfruchtbarkeit. Die Azidität des Bodens, die in den letzten Jahren wegen saurerer Niederschläge und der Anwendung physiologisch saurerer Dünger zunimmt, wirkt direkt auf den Stickstoffhaushalt des Bodens ein. Der N-Vorrat im Boden befindet sich zu etwa 95% in organisch gebundener Form und zu etwa 5% in anorganischer Form (Stahr et al. 1994). Anorganischer (mineralischer) Stickstoff, vor allem Nitrat- und Ammoniumstickstoff, spielt in der Pflanzenernährung eine wichtige Rolle. Aber mineralischer Stickstoff kann auch Probleme verursachen: a) in Form von Nitrat, welches in das Grundwasser ausgewaschen wird oder in landwirtschaftlichen Produkten angereichert wird; b) in Form von denitrifikationsbedingten Stickstoffoxid-Emissionen, welche die Ozonschicht schädigen und den Treibhauseffekt verstärken. Deshalb ist die Abhängigkeit zwischen den Ammonium- und Nitratgehalten im Boden und der Bodenreaktion von großer Bedeutung. Ziel der Untersuchungen war festzustellen, welchen Einfluß ein verringertes Boden-pH (keine Kalkung seit 20 Jahren) für das Stickstoffregime des Bodens und den Ertrag der landwirtschaftlicher Produkte hat.

Material und Methoden

In den Jahren 1992 bis 1994 wurden Feldversuche in der Nähe von Minsk, Weißrußland (Belarus) durchgeführt. Das Relief ist eben, mit geringen Anhöhen. Die Niederschläge betragen im Jahresmittel 620 mm. Die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur liegt bei 6°C (der kälteste Monat ist Januar mit -6°C, der wärmste Monat ist Juli mit +18°C). Der Boden wird als Rasen-Podsol bezeichnet. Dieser Bodentyp ist weit verbreitet in Weißrußland (42,4% der Fläche, Rasenpodsol-Gleye kommen auf 26,9% der Fläche vor) (Kulakovskaja et al. 1974, 1985). Die Bodenart im Oberboden ist Lehm, im Unterboden toniger Lehm. Wichtige Eigenschaften der Ah-Horizonte (0-25 cm): Humusgehalt: 1,9%; N_t-Gehalt:

*z.Z. Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), D- 70593 Stuttgart

0,12%; P_2O_5 -Gehalt (CAL-Extrakt): 260 mg kg^{-1} ; K_2O -Gehalt (CAL-Extrakt): 260 mg kg^{-1} ; pH (gekalkte Fläche): 5,7 bis 6,0; pH (seit 20 Jahren ungekalkte Fläche): 4,3 bis 4,4. In einer Kartoffel-Gerste-Fruchtfolge wurden auf der gekalkten und der ungekalkten Fläche folgende Düngungsvarianten durchgeführt:

N: N_0 (0 kg N ha^{-1}), N_{60} (60 kg N ha^{-1}), N_{120} (120 kg N ha^{-1}) als Ammoniumnitrat;

P: P_{70} (70 kg P ha^{-1}) als Superphosphat;

K: K_{90} (90 kg K ha^{-1}) als Kaliumchlorid.

Die Düngung wurde jeweils vor der Saat (bzw. vor den Pflanzen) durchgeführt.

Alle Varianten waren in vierfacher Wiederholung angelegt. Im Abstand von vier Wochen wurden die Bodenproben aus 0-20 und 20-40 cm Tiefe entnommen und die Ammonium- und Nitratgehalte gemessen. Ammonium wurde mit 1%-iger K_2SO_4 -Lösung (Boden: Lösung = 1 : 10), Nitrat mit 0,1M KCl-Lösung (Boden: Lösung = 2 : 5) extrahiert. Die Bestimmung von Ammonium und Nitrat wurde nach Semeneko et al. (1988) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion.

Bei Stickstoffdüngung (N_{60} , N_{120}) erhöhten sich die Ammonium- und Nitratgehalte im Boden (Tab. 1, 2). In der hohen Düngungsvariante verdoppelte sich der Nitratgehalt auf der gekalkten Fläche in etwa, die Ammoniumkonzentration blieb fast gleich. Auf der ungekalkten Fläche verdoppelten sich die Nitratgehalte ebenfalls, die Ammoniumgehalte erhöhten sich auf das 1,2-fache. Das bessere Pflanzenwachstum auf der gekalkten Fläche förderte den Stickstoffentzug aus dem Boden. Auf der ungekalkten Fläche hatten sich die Pflanze schlechter entwickelt und weniger Stickstoff entzogen, weshalb die Mineralstickstoffgehalte hier immer höher waren (gedüngte Variante: Ammonium: $\times 1,3$, Nitrat: $\times 1,2$; ungedüngte Varianten: Ammonium: $\times 1,2$, Nitrat: $\times 1,5$). Das Verhältnis zwischen Ammonium und Nitrat im Boden war abhängig vom Zeitpunkt der Bodenprobenahme und vom Entwicklungsstadium der Pflanzen. Auf der gekalkten Fläche (Kartoffel) nahmen die Ammoniumgehalte mit der Zeit zu, während die Nitratgehalte tendenziell abnahmen. Auf der ungekalkten Fläche hatten Ammoniumgehalte ebenfalls eine leicht zunehmende Tendenz, die Nitratgehalte fielen zuerst etwas, dann stiegen sie wieder an. Bei der Gerste hatten die Ammoniumgehalte eine abnehmende Tendenz (gekalkte und ungekalkte Fläche). Die Nitratgehalte nahmen auf der gekalkte Fläche ab, auf der ungekalkten Fläche fielen sie zuerst etwas, dann stiegen wieder an. Beim Gerstenanbau waren die Nitratgehalte höher als beim Kartoffelanbau.

Der Ertrag der Pflanzen war ebenfalls von der Bodenreaktion abhängig. Gerstenerträge waren auf der gekalkten Fläche fast doppelt so hoch wie auf der ungekalkten (Tab. 2). Der Kartoffelertrag war auf beiden Flächen fast gleich, weil Kartoffeln besser als Gerste die

Tabelle 1: Kartoffelerträge und Ammonium- und Nitratgehalte im Ah-Horizont (1992)

Variante		Ertrag [dt ha ⁻¹]	Ammoniumstickstoff [mg kg ⁻¹]			Nitratstickstoff [mg kg ⁻¹]		
			Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli
gekalkt pH 5,7-6,0	N0P70K90	150	5,5	7,9	8,3	4,7	1,8	2,0
	N60P70K90	190	5,5	7,8	8,7	7,6	3,0	4,5
	N120P70K90	193	5,6	7,8	8,7	9,9	3,3	4,7
ungekalkt pH 4,3-4,4	N0P70K90	161	7,2	8,5	10,5	10,8	2,5	3,7
	N60P70K90	187	7,4	9,2	10,1	11,5	3,0	4,7
	N120P70K90	189	9,3	9,6	11,3	12,4	3,2	6,0
	GD5%	10						

Tabelle 2: Gerstenerträge und Ammonium- und Nitratgehalte im Ah-Horizont (1993)

Variante		Ertrag [dt ha ⁻¹]	Ammoniumstickstoff [mg kg ⁻¹]			Nitratstickstoff [mg kg ⁻¹]		
			Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli
gekalkt pH 5,7-6,0	N0P70K90	32,4	6,2	5,5	5,1	7,0	5,0	4,7
	N60P70K90	57,1	6,2	5,8	5,1	13,2	10,1	8,9
	N120P70K90	62,2	6,7	5,8	5,3	15,7	13,3	10,0
ungekalkt pH 4,3-4,4	N0P70K90	15,7	8,3	4,5	5,2	6,7	5,0	5,9
	N60P70K90	33,7	9,6	5,4	5,3	15,4	7,3	11,0
	N120P70K90	41,3	12,4	6,2	6,8	17,0	10,0	20,8
	GD5%	7,0						

sauren Verhältnisse ertragen können (Tab 1). Der Ertragsrückgang von Gerste bei tieferen pH-Werten des Bodens wurde auch von Kulakovskaja et al. (1985) und Bogdevitsch et al. (1990) bestätigt. Ein tieferer Boden-pH führt nicht nur zu verringerten Erträgen, sondern auch zu einer Zunahme der Ammonium- und Nitratgehalte des Bodens. Dadurch vergrößert sich die Gefahr von Stickstoffverlusten durch Nitratauswaschung oder Denitrifikation. Um eine Bodenversauerung zu vermeiden, muß eine regelmäßige Kalkung durchgeführt werden. Besonders ist dies notwendig bei der Anwendung physiologisch saurer Dünger (z.B. Ammoniumnitrat). Für die Neutralisierung von 1 dt NH_4NO_3 braucht man 0,75 dt CaCO_3 (Kulakovskaja et al. 1985).

Zusammenfassung

Auf einem Rasenpodsol in Weißrußland wurden Feldversuche durchgeführt, um den Einfluß der Bodenreaktion auf die Ammonium- und Nitratgehalte des Bodens und auf den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturen (Kartoffel, Gerste) festzustellen.

Bodenversauerung führt zu einer Erhöhung des Mineralstickstoffgehalts (NH_4 , NO_3) im Boden und zu einer Ertragsverringering. Auf einer ungekalkten Fläche (pH 4,3 bis 4,4) war der Ammoniumgehalt gegenüber einer gekalkten Fläche (pH 5,7 bis 6,0) auf das 1,2 - 1,3-fache erhöht, der Nitratgehalt auf das 1,2 - 1,5-fache. Auf der ungekalkten Fläche erhöhte sich der Nitratgehalt im Verlauf der Vegetationsperiode. Dieser Stickstoff kann von den Pflanzen nicht voll genutzt werden, weil die Pflanzen sich auf dem sauren Boden schlechter entwickeln. Dies bedeutet eine erhöhte Gefahr von Stickstoffverlusten.

Danksagung : Ich danke Herrn Dr. J. Friedel, Universität Hohenheim, für die Korrektur des Manuskripts.

Literatur

1. Bogdevitsch I., Lapa V., Juschkevitsch I. (1990) Ökologische Aspekte der Düngung in der Belorussischen SSR, Moskva, S.51-55.
2. Kulakovskaja T., Bogdevitsch I. (1985) Nachschlagebuch des Agrochemikers, Minsk, Belarus, 216 S.
3. Kulakovskaja T., Rogovoj P., Smejan N. (1974) Böden der Belorussischen SSR, Minsk, Belarus, 328 S.
4. Semenenko N., Denisova A., Korsun A. (1988) Hinweise für die Boden- und Pflanzendiagnostik der Stickstoffernährung des Getreides in der Belorussischen SSR, Minsk, Belarus, 32 S.
5. Stahr K., Rück F. u. Gaiser T. (1994) Soil nitrogen-reserves and mineralization as affected by climate, soil and landuse. Nova Acta Leopoldina. NF 70, Nr.288, S. 213-235.

Immobilisierung von ^{15}N und seine Extrahierbarkeit als organische N-Fraktion mittels Elektro-Ultrafiltration (EUF) und 10 mM CaCl_2

von

Brunet, M.-D. und T. Appel*

1 Einleitung

Die Mineralisation von organischem Boden-N (Norg) stellt eine wesentliche Quelle für die pflanzliche N-Ernährung und die winterliche Nitratauswaschung dar. Milde Extraktionsmethoden, wie z.B. die EUF- und die 10 mM CaCl_2 -Extraktion, erfassen eine Norg-Fraktion, die als Index für den mineralisierbaren N angesehen wird.

Anorganischer N (Nmin) kann im Boden schnell mikrobiell immobilisiert werden, sofern organische C-Quellen verfügbar sind. Neu immobilisierter N ist in der Regel leichter mineralisierbar als der insgesamt in der organischen Substanz des Bodens gebundene N.

Appel et al. (1994) und Steffens et al. (1995) haben gezeigt, daß ^{15}N markierte Gründüngung mit hoher Selektivität als Norg durch eine EUF oder CaCl_2 -Extraktion erfaßt wird. Bisher nicht bekannt ist, ob dies auch für neu immobilisierten N zutrifft, der ebenfalls eine leicht mineralisierbare N-Quelle darstellt.

2 Material und Methoden

Ein lehmiger Sand wurde mit $^{15}\text{N}\text{H}_4^{15}\text{NO}_3$ gedüngt (21.4 mg N kg^{-1} Boden). Zwei Varianten wurden angelegt: Variante A ohne, B mit Zugabe von Zellulose (871 mg C kg^{-1} Boden). Die so behandelten Böden wurden 80 Tage bei 20 °C und 53 % Wasserkapazität aerob inkubiert (100 g Boden je Gefäß). In Zeitintervallen wurden Gefäße entnommen (3 Gefäße je Variante und Probenahmetermin) und die Böden dieser Gefäße untersucht. EUF- und 10 mM CaCl_2 -Extrakte (20 °C und 80 °C Fraktionen) wurden von 40 °C getrockneten und gemahlene Bodenproben hergestellt und die N-Fractionen, NH_4 , NO_3 und Norg, in den Extrakten bestimmt. In den EUF-Extrakten wurden außerdem die ^{15}N -Gehalte analysiert (Appel et al., 1995).

3 Ergebnisse

In den mit Zellulose behandelten Böden (Variante B) war nach 2 Tagen ein Rückgang des extrahierbaren Nmin zu beobachten (Abb. 1). Der Tiefstand war nach 16 Tagen erreicht, dann folgte ein Wiederanstieg. Die Rate dieses Nmin-Anstiegs in Variante B war ab dem 30. Tag höher als der Nmin-Anstieg in Variante A. Das Maximum des extrahierbaren Norg war bei beiden Varianten zu Versuchsbeginn.

*Institut für Pflanzenernährung, Justus-Liebig-Universität Gießen, Südanlage 6, 35390 Gießen

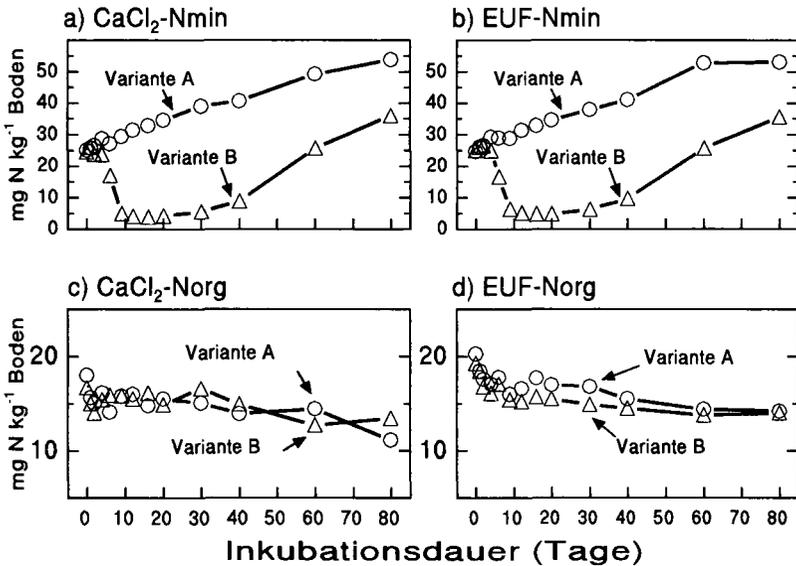


Abb. 1: Extrahierbare N-Fractionen (20 °C + 80 °C), Variante A ohne, B mit Zellulose

Es wird angenommen, daß die mikrobielle N-Assimilation und die N-Mineralisation simultan ablaufen, und zwar in den Böden beider Varianten. Die Differenz des extrahierbaren Nmin zwischen den beiden Varianten (Variante B minus Variante A) zeigt daher den Nettoeffekt, den die Zellulosezugabe auf den Mineralisierungs-Immobilisierungs-Prozeß ausübte, vorausgesetzt N-Verluste (z.B. Denitrifikation) sind vernachlässigbar (Abb. 2). Die Analyse der Gesamt-N-Gehalte in den Böden und ihres ¹⁵N-Anteils ergaben, daß keine nennenswerten N-Verluste auftraten (Daten nicht gezeigt). Eine Abnahme der Δ -Nmin-Werte in Abb. 2 offenbart dementsprechend die durch die Zellulosezugabe hervorgerufene apparente Immobilisierung. Ein Anstieg der Δ -Nmin-Werte in Abb. 2 ist als Re-Mineralisation zu interpretieren. Die durch die Zellulosezugabe hervorgerufene apparente N-Immobilisation betrug bis zum 30. Tag 33,4 mg N kg⁻¹ Boden. Anschließend setzte die Re-Mineralisation ein. Der Wiederanstieg der Δ -Nmin-Werte betrug vom 30. Tag bis zum Ende der Inkubation 15,6 mg N kg⁻¹ Boden. Diese Re-Mineralisation entspricht 47 % der bis zum 30. Tag beobachteten apparenten Immobilisierung. Dieses Ergebnis zeigt, daß der neu immobilisierte N einer Re-Mineralisation leicht zugänglich war und ein beträchtliches Potential an mineralisierbarem N darstellte. Zum Vergleich, die Nmin-Gehalte in Variante A stiegen im Verlauf der 80 Versuchstage um 28,8 mg N kg⁻¹ an (Abb. 1). Dieser Anstieg ist als Netto-Mineralisation in der Variante ohne Zellulose zu interpretieren. Die Netto-Mineralisation in Variante A betrug demnach lediglich 1,3 % des insgesamt im Boden organisch gebundenen N. Das von dem neu immobilisierten N repräsentierte Potential an leicht mineralisierbarer organi-

scher Substanz drückte sich nicht in erhöhten Gehalten an extrahierbarem Norg aus, da die Varianten A und B sich zu keinem Zeitpunkt signifikant in ihrem Gehalt an extrahierbarem Norg unterschieden (Abb. 2).

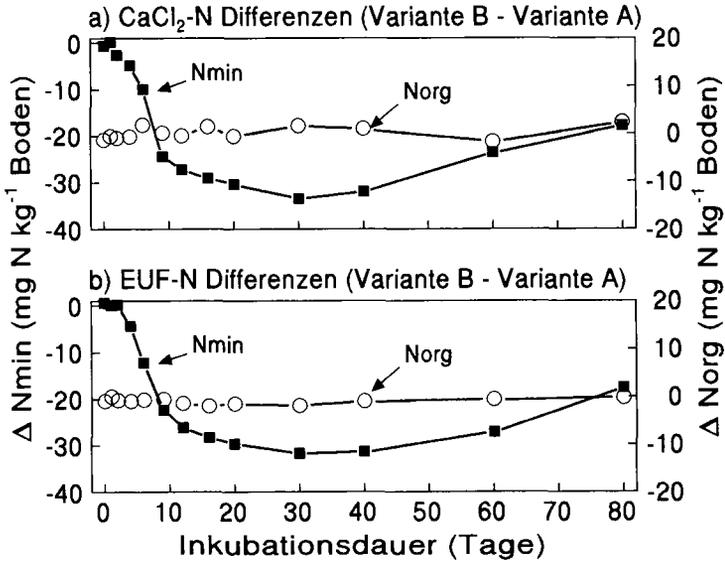


Abb. 2: Unterschied des CaCl₂ (Abb. 2a) und des EUF (Abb. 2b) extrahierbaren N zwischen den Behandlungsvarianten: Variante B (mit Zellulose) minus Variante A (ohne Zellulose).

Es besteht die Hypothese, daß es sich bei der extrahierbaren Norg-Fraktion um eine "Durchgangsfraction" handelt, in welcher leicht mineralisierbarer N nur vorübergehend erscheint (Schneider u. Mengel, 1994). Die oben angewandte Differenzmethode kann einen 'Durchfluß' von N durch die extrahierbare Norg-Fraktion nicht anzeigen. Bei Zugrundelegung dieser Vorstellung wäre zu erwarten, daß sich die Isotopenzusammensetzung der extrahierbaren Norg-Fractionen im Verlauf der Immobilisation und Re-Mineralisation des markierten Dünger-N vorübergehend ändert und dadurch der 'Durchgang' des Dünger-N reflektiert würde. Die Unterscheidung des EUF extrahierbaren N nach markierter und unmarkierter Herkunft zeigt Abb. 3. Am Verlauf des extrahierbaren Nmin sind die Immobilisierung und Re-Mineralisierung des applizierten ¹⁵NO₃¹⁵NH₄ klar zu erkennen. Hinweise dafür, daß der EUF extrahierbare Norg hierbei involviert wäre, waren nicht erkennbar. Die Gehalte an markiertem EUF extrahierbarem Norg waren stets sehr gering.

4 Schlußfolgerung

Neu immobilisierter Dünger-N ist für eine Re-Mineralisation leicht zugänglich. Diese leicht mineralisierbare N-Fraktion wird nicht als EUF oder CaCl₂ extrahierbarer Norg erfaßt.

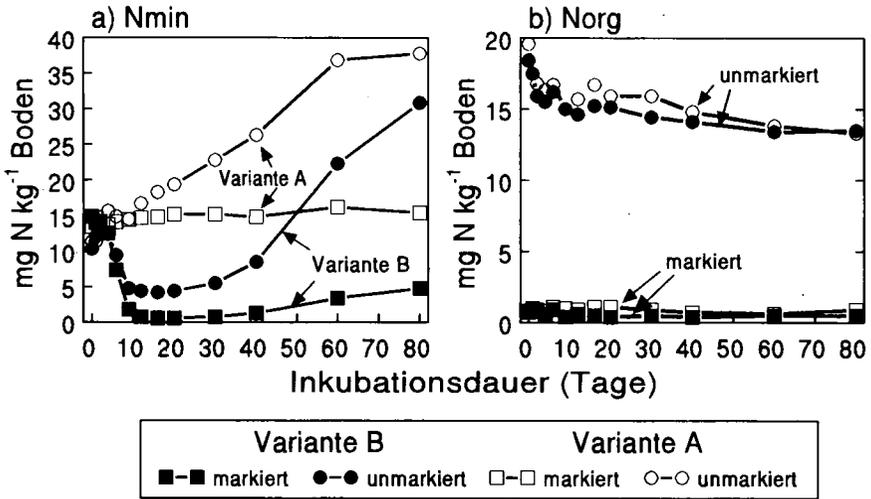


Abb. 3: EUF extrahierbare N-Fractionen (20 °C + 80 °C), unterschieden nach ihrer Herkunft (Dünger-N markiert, bodenbürtiger N unmarkiert)

Appel, T., R. Pfanschilling und D. Steffens (1995): Bestimmung von ^{15}N in 10 mM CaCl_2 und Elektro-Ultrafiltration (EUF) extrahierbaren N-Fractionen, Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. (Kongreßband 1995)

Appel, T., Xu, F. und R. Russow (1994): Recovery of ^{15}N -labelled plant residues in organic and inorganic N-fractions of electro-ultrafiltration (EUF) soil extracts. Proceedings of the third congress of the European Society for Agronomy, 438-439

Steffens, D., R. Pfanschilling and S. Feigenbaum (1995): Extractability of ^{15}N -labelled corn shoot tissue by 0.01 M CaCl_2 in a sandy soil and a clay soil. Biol. Fertil. Soils (angenommen)

Schneider, B. und K. Mengel (1994): Amino sugar N in soil extracts and its relationship to net N mineralization of 20 soils. In: Neeteson, J.J. and J. Hassink (Ed.): Nitrogen mineralization in agricultural soils. Proceedings of a symposium held at the Institut for Soil Fertility Research, Haren, NL, 19-20 April 1993. AB-DLO Thema's, AB-DLO, Haren, pp 59-63

Die Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert. Wir danken Herrn G. Schmidt und Dr. R. Russow, Umweltforschungszentrum Leipzig, für die Hilfe bei der ^{15}N -Bestimmung.

Ansätze zur Abschätzung der Stickstoffmineralisierung unter Acker auf regionaler Ebene

von

Clemens, G.¹, J. Hufnagel², J. K. Friedel³ und K. Stahr¹

Regionalisierung ist die Übertragung eines Merkmals oder einer Funktion in die Fläche. Im vorliegenden Fall geht es um Übertragung von Messungen zum Stickstoffhaushalt, die an bestimmten Standorten (Punkten) gewonnen wurden, auf die Ackerbau Landschaft des Kraichgaus.

Voraussetzung für eine solche Übertragung ist die Kenntnis des N-Mineralisierungsprozesses in Abhängigkeit von den jeweilig wirkenden Standortfaktoren (Randbedingungen) und ihre räumliche Verteilung.

Die N-Mineralisierung an einem Standort ergibt sich aus dem Angebot an mineralisierbarer organischer Substanz und den Umsatzbedingungen.

Das Angebot an mineralisierbarer organischer Substanz wird durch folgende Faktoren beeinflusst:

Menge und Qualität des Humus

Art und Menge der Zu- bzw. Rückführen

- organische Substanzen (organische Düngung), Ernterückstände (Fruchtfolge, Fruchtart)
- mineralischer Stickstoff ("Priming Effekt").

Die Umsatzbedingungen werden bestimmt von

Wärme

- Einstrahlung

- Wärmekapazität und -leitfähigkeit der Böden

- Bodenbearbeitung, Beschattung, Evapotranspiration (Kulturart).

Feuchte

- Niederschlagsmenge, -verteilung

- Wasserkapazität und -leitfähigkeit

- Bodenbearbeitung, Evapotranspiration (Kulturart).

Diese Standortfaktoren lassen sich zusammenfassen in

- topographische Faktoren,
- pedologische Faktoren,
- Bewirtschaftungsfaktoren.

Aus der Fülle der im SFB 183 "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften" angesammelten Daten - Betriebserhebungen und Schlagkarteien, Messungen mikrobieller Parameter und Beschreibungen des Wasser- und Stickstoffhaushalt der für die Region Kraichgau typischen Böden - zeichnet sich ein Muster der für die Mineralisierung relevanten Faktoren ab.

Ziel der Untersuchungen war es, aus der Überlagerung von Standorts- und Nutzungseinflüssen die relevanten Standortfaktoren zu identifizieren, anhand derer sowohl die Böden als auch der Einfluß der Betriebe hinsichtlich ihres N-Nachlieferungsverhaltens charakterisiert werden können.

Das Bodenmuster (CLEMENS UND STAHR 1994) dieser Lößlandschaft besteht unter Acker an Unter- und Mittelhängen und auf größeren Verebnungen größtenteils aus mehr oder weniger erodierten Parabraunerden (Pb). Pararendzinen (Pr) bedecken bei geringer Erosion die konvexen

¹Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fachgebiet Allg. Bodenkunde, Universität Hohenheim, ²Institut für Pflanzenbau und Grünlandlehre, Universität Hohenheim, ³Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fachgebiet Bodenchemie, Universität Hohenheim

Hangbereiche, bei fortgeschrittener Erosion können sie den gesamten Hügelbereich einnehmen. In den Senken wurden Kolluvien (Koll) angehäuft, die z. T. mehrere Meter tief sind.

Bei etwar gleicher nFK (190-220 l m⁻²) sind die Pr zumindest an Oberhängen und Kuppen, die trockensten Standorte im Untersuchungsgebiet (LORENZ 1992, HONISCH & STAHR 1993, HONISCH & STAHR 1994). Ursachen sind der häufig auftretende Oberflächenabfluß dieses stark zur Verschlämmung neigenden Bodentyps und die geringen Gehalte an verfügbarem P und K im Unterboden, die diese Standorte flachgründig machen (physiologisch trocken). Durch kapillaren Zustrom aus dem Grundwasser, dessen Stand aus der Höhe der winterlichen Niederschläge resultiert, steigen in den Kolluvien die Tensionen im Unterboden nie auf Werte >pF 2,8.

Bei deutlich geringerem N-Vorrat der Pararendzinen (0,5-0,7 kg m⁻² bei Pr, 0,9 bei Pb, 1,0-1,2 bei Koll) ist die Mineralisierung aufgrund der in diesem Bodentyp schnelleren Erwärmung und des häufigen Wechsels von Austrocknung und Wiederbefeuchtung bei allen vorkommenden Böden solcher Catenen gleich.

Bodenmikrobiologische Untersuchungen (Aktivitätsparameter sowie ATP-Gehalte als Maß für die mikrobielle Biomasse) ergaben bei im Frühjahr entnommenen Bodenproben nur geringe Unterschiede zwischen verschiedenen Bodentypen unter gleicher Bewirtschaftung (Friedel 1993). In trockenen Phasen waren die Aktivitäten extrazellulärer Enzyme (β -Glucosidase, Urease) in den Pararendzinen geringer. Als Haupteinflußfaktor auf bodenmikrobielle Eigenschaften erwies sich die durch Ernte- und Wurzelrückstände dem Boden zugeführte "leicht abbaubare organische Substanz".

Das Vorgehen war wie folgt:

- Für die Untersuchungen wurden 3 Betriebe aus der SFB Datenbank ausgewählt, die sich im N-Bilanzüberschuß, Gülleanteil an der N-Düngung und in der Rückfuhr an organischer Kohlenstoff und im Gehalt an "abbaubarer junger organischer Substanz" (nach Friedel 1993) unterscheiden (Tab.1).
- In Böden von Catenen dieser Betriebe wurden unter Winterweizen das N-Mineralisierungspotential (nach ZÖTTL) sowie der Nmin-Gehalt im Frühjahr, nach der Ernte und im Herbst bestimmt. Auf einer Referenz-Catena (Betrieb 1) wurden Wassergehalt und -spannung, Bodentemperatur und Stickstoffmineralisierung (nach RUNGE) beobachtet (s. TURYABAHKA et al. 1995, Wais et al. 1995).
- In diesen Böden wurde zur Beschreibung der organischen Bodensubstanz bzw. der mikrobiellen Biomasse das C-Mineralisierungspotential, die leichte Dichtefraktion, der mikrobielle Biomasse-C und N und die Gesamtadenylatgehalte gemessen (s. FRIEDEL 1995).
- In Gemeinschaftsversuchen wurden die bodenkundliche Charakterisierung der Flächen, die in den 3 Betrieben lagen, mit pflanzenbaulichen Untersuchungen verknüpft. Auf Kolluvien, von denen angenommen wird, daß auf ihnen unterschiedliche Bewirtschaftung am deutlichsten zum Ausdruck kommt, da hier Wasser nicht limitiert ist, wurde die Wirkung steigender N-Düngung auf die N-Aufnahme von 3 Kulturen (KO=Koriander, LD=Leindotter, ZH=Zuckerhirse) untersucht. Die Kulturen unterscheiden sich in der Länge der Vegetationszeit (ZH>KO>LD) und im N-Aufnahmepotential (ZH>KO/LD). Die N-Düngung betrug bei LD 0/40/80, bei KO 0/30/60 und bei ZH 0/50/100 kg/ha. In Betrieb B3 war auf dem Versuchsschlag (Schlag 2) der Gehalt an "junger abbaubarer organischer Substanz" aufgrund hoher Stallmistgaben (350 dt ha⁻¹) in den Vorjahren höher als auf Schlag 1, auf dem die Catena untersucht wurde (Tab. 1).

Folgende Fragen waren zu beantworten:

- Unterscheiden sich die Böden innerhalb und zwischen den Catenen in ihren bodenkundlichen Parametern
- Welche Kombination von bodenkundlichen und pflanzenbaulichen Parametern sind am besten geeignet, die Höhe der N-Nachlieferung zu prognostizieren.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff in der Krume (Tab. 2) unterschieden sich nur wenig zwischen den verschiedenen Betrieben und waren in den Koll um 0,1% bis 0,2% höher als in den Pb und Pr. Das N-Mineralisierungspotential zeigte kein einheitliches Bild. Es stieg in den Kolluvien mit

Tab 1: Kenngrößen zur Charakterisierung der Flächen in den Betrieben 1, 2 und 3.

	B1	B2	B3	
Vorfrucht	Zuckerrüben ('92)			
Rübenblatt ¹	+	-	-	¹ - Ernterückstände abgefahren. + nicht abgefahren
Stroh ¹	+	+	-	
N-Überschuß (Σ 4 Jahre, kg ha ⁻¹) ²	316	275	137	² N-Überschuß = Zufuhr N-Düngung - N-Abfuhr durch das Erntegut
Gülleanteil a. d. Gesamt N-Düngung (Ø 4 Jahre %)	49	59	69	
Rückfuhr org. Substanz.	+	+	-	
"abbaubare junge org. Substanz"	-	+	- / + ³	³ Schlag 1=Catena / Schlag 2=N-Steigerungsversuch

den N-Bilanzüberschüssen in der Folge B3<B2<B1, während es in Pararendzinen in dieser Reihenfolge stieg, also mit zunehmenden Gülleanteil an der N-Düngung. Die Nmin-Gehalte im Frühjahr waren mit Ausnahme der Parabraunerde bei B1 deutlich höher als bei B2 und B3. Die Bodentypen unterschieden sich entweder in der leichten Dichtefraktion oder aber im C-Mineralisierungspotential. Mit der Rückfuhr von organischem Material waren Parabraunerden und Kolluvien durch das C-Mineralisierungspotential und Pararendzinen durch die leichte Dichtefraktion differenziert (s. FRIEDEL 1995). Beide Parameter sind zwischen den Betrieben nicht oder in der Folge B1≤B2<B3 differenziert. Die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-C (nicht dargestellt) unterschieden sich kaum. Mikrobieller Biomasse-N war in Betrieb 1 (und teilweise in Betrieb 2) in allen Böden höher als in Betrieb 3. Mit dem Gehalt an "abbaubarer junger organischer Substanz" stiegen auf Schlag 2 des Betriebs 3 auch die leichte Dichtefraktion und das N-Mineralisierungspotential, nicht aber der Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N und Nmin.

Tab.2: Nmin und N-Mineralisierungspotential (N-Min.-pot) in 0-90 cm Tiefe und Gehalte an organischer Substanz (Corg), C-Mineralisierungspotential (C-Min.-pot.), leichte Dichtefraktion und mikrobielle Biomasse-N im Ap-Horizont in Böden von Catenen in 3 Betrieben (B3 auf 2 Schlägen, 1=Catena, 2=N-Steigerungsversuch)

Bodentyp/ Betrieb/Schlag	Nmin Frühjahr kg ha ⁻¹	N-Min- pot. kg ha ⁻¹		Corg g kg	C-Min- pot. mmol C kg ⁻¹ 42d ⁻¹	leichte Dichte- fraktion g kg ⁻¹	mikrob. Bio- masse-N g kg ⁻¹
		0-90 cm	0-30 cm				
Pb B1	96	108	72	10,2	20	1,4	71
B2	108	155	71	10,3	10	1,5	47
B3	77	118	60	8,3	11	1,4	41
Pr B1	136	132	91	11,6	18	2,8	72
B2	88	178	134	9,7	21	1,8	62
B3	88	206	104	9,8	18	1,2	56
KollB1	139	171	101	12,4	20	1,6	72
B2	100	148	93	12,2	11	1,6	35
B3 /1	85	147	81	11,2	12	1,3	36
B3 /2	99	170	81	11,4	21	1,7	41

Die Erträge (Abb. 1) stiegen bei der am frühesten gesäten Kultur LD mit steigender N-Düngung in B2 und B3, bei dem etwas später gesäten KO nur in B3, während er bei B1 sank. Die spät gesäte ZH zeigte in keinem der Betriebe einen Effekt auf die N-Düngung. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß das hohe Angebot an mineralisierbarem N, das zu ca. 50% im Unterboden steckt, bei den im Frühjahr feuchten und sich nur langsam erwärmenden Böden zu einem ausreichend hohen Angebot an Nmin zur Saat im Mai führt. Die N-Aufnahme stieg bei ZH in allen 3 Betrieben. Bei geringeren Erträgen war die N-Aufnahme bei LD gleich hoch oder höher als bei KO. Bei KO stieg die N-Aufnahme in B3 und bei LD in B2 und B3. Früher gesäte Kulturen mit kurzer Vegetationszeit können das Potential an mineralisierbarem Stickstoff offenbar nicht nutzen, während spät gesäte Kulturen das im Sommer durch Mineralisierung freigesetzte Angebot nutzen können.

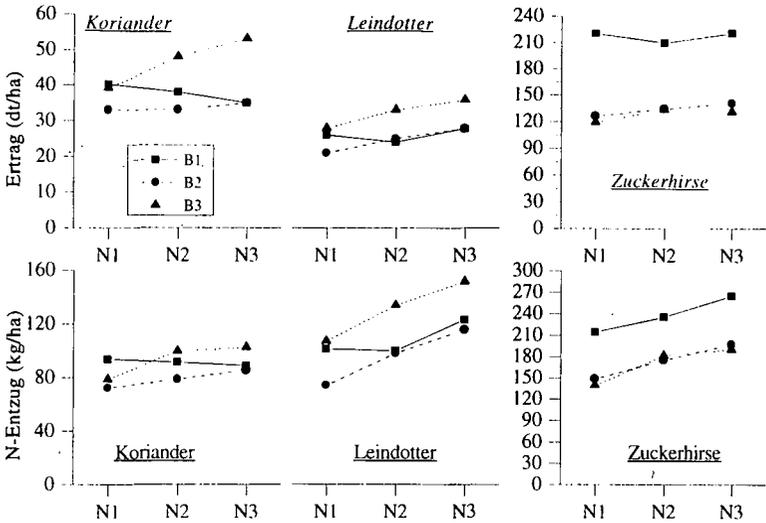


Abb. 1: Einfluß steigender N-Düngung auf Erträge und N-Entzug von Koriander, Leindotter und Zuckerrhise auf Kolluvien dreier Betriebe (B1, B2, B3)

Die Befunde deuten daraufhin, daß durch den Gehalt an mikrobieller Biomasse-N ein kurzfristig, bzw. schnell umsetzbarer N-Pool bestimmt wird, der mit dem N_{min}-Gehalt im Frühjahr korreliert ist. Biomasse N und N_{min} Gehalte im Frühjahr folgen dem N-Bilanzüberschuß, der sich somit als ein wesentlicher und leicht zu erhebender Parameter zur Charakterisierung von Betriebssystemen erwiesen hat.

Die Menge an rückgeführter organischer Substanz und die Gehalte an "abbaubarer junger organischer Substanz" in den Betrieben (B1 ≤ B2 ≥ B3) entspricht nicht den gemessenen C-Mineralisierungspotentialen und den Gehalten an mikrobiellem Biomasse-C (B1 ≥ B2 ≥ B3). Ob diese Beobachtung durch einen Summeneffekt der C- und N-Zufuhr oder durch den N-Überschuß allein zu erklären ist, bleibt offen, weil das Versuchsglied, niedrige C-Rückfuhr bei hohem N-Überschuß, fehlt.

Danksagung: Die Arbeiten wurden von der DFG im Rahmen des SFB 183 "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften gefördert.

Literatur: CLEMENS, G., K. STAHR (1994): Present and Past Soil Erosion Rates in Catchments of the Kraichgau Area. - CATENA **22**, 153-168. FRIEDEL, J. (1993): Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Eigenschaften im C- und N-Kreislauf von Ackerböden. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, **11**, 210 S., Stuttgart. FRIEDEL, J. K. (1995): Bodenmikrobielle Biomasse und leicht umsetzbarer Anteil der organischen Bodensubstanz von Löß-Catänen des Kraichgaus in Betrieben mit unterschiedlicher C- und N-Zufuhr. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band. HONISCH, M., K. STAHR (1993): Einfluß von Hangzugwasser auf die N-Dynamik von Pararendzinen des Kraichgaus. - **72**, 1207-1210. HONISCH, M., K. STAHR (1994): N-Dynamik und Nitratauswaschung bei reduzierter Düngung in Lößböden einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. - Tagungsband 106, VDLUFA Kongress in Jena, 19-24. Sep. 1994, Jena. LORENZ, G. (1992): Stickstoffdynamik in Catänen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte **1**, 227 S., Stuttgart. TURYABAHIKA, F., S. WAIS, K. STAHR (1995): Versuch einer regionalen Betrachtung der N-Mineralisierung in Ackerböden des Kraichgaus. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band. WAIS, S., F. TURYABAHIKA, K. STAHR (1995): Auf Mineralisierungspotentialen basierende Prognose der Stickstoffmineralisierung an ackerbaulich genutzten Löß-Catänen des Kraichgaus. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band.

Der standörtliche Einfluß auf den C-Vorrat von Waldböden in Deutschland

von

Egenolf, M. und R. Brumme

In den Waldökosystemen der gemäßigten Breiten sind 40% der Kohlenstoffvorräte im Boden gespeichert (Scharpenseel, 1992). Bei konstanten Standortfaktoren über einen längeren Zeitraum ist davon auszugehen, daß der C-Vorrat im Boden von Baumhölzern annähernd konstant ist und sich im Fließgleichgewicht mit dem Streuinput und der C-Mineralisation befindet. Veränderungen des chemischen Klimas können den C-Vorrat jedoch modifizieren und damit einen Einfluß auf den globalen Kohlenstoffkreislauf haben. Ebenso ist damit zu rechnen, daß globale Klimaveränderung einen Einfluß auf den C-Vorrat haben. So ist bei einer Temperaturerhöhung von 2°C mit einer 20%igen Steigerung der Bodenrespiration zu rechnen. Eine Vorhersage über den neuen Gleichgewichtszustand und die dabei freigesetzte Kohlenstoffmenge ist jedoch experimentell kaum abzuleiten.

Der Vergleich von C-Vorräten unter verschiedenen Standortfaktoren bietet die Möglichkeit, den Einfluß einzelner Faktoren zu quantifizieren. Eine Voraussetzung ist ein großes Datenkollektiv über einen breiten Standortbereich. Diese Voraussetzungen sind durch die bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE) geschaffen worden. In der vorliegenden Auswertung sind die Daten folgender Bundesländer enthalten, ohne deren großzügige Bereitstellung diese Studie nicht hätte durchgeführt werden können: Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Rheinland-Pfalz, Saarland und Baden-Württemberg.

Aus der bisherigen Auswertung läßt sich erkennen, daß die Veränderung des chemischen Klimas und der daraus resultierenden Bodenversauerung in stark versauerten Böden zu einer Stabilisierung des Humus geführt hat. Offensichtlich wird durch die Freisetzung von Aluminium und Eisen der Humus durch die Bildung von Al- und Fe-Humaten stabilisiert. Weiterhin läßt sich abschätzen, daß der Auflagehumus sich mit zunehmendem Nadelanteil deutlich verschlechtert. Diese Ergebnisse zusammen mit dem Einfluß von Klimafaktoren werden eingehend diskutiert.

Lit.: SCHARPENSEEL, H.W. (1992) Stellungnahme zur öffentlichen Anhörung zum Thema "Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Landwirtschaft" der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" am 17./18. Febr. 1992 in Bonn, KD 12/5-a, S.60-81



Stickstoffhaushalt zeitweise überstauter, extensiv genutzter Feuchtwiesen im Niedervieland/ Bremen unter Berücksichtigung angrenzender intensiver Landwirtschaft

von

Erber, C.⁺ und P. Felix-Henningsen⁺⁺

Einführung

In der Weseraue bei Bremen sind aufgrund verschiedener Industrieansiedlungen und Baumaßnahmen in den 80er Jahren ca. 300 ha Feuchtgrünland als Ausgleichsflächen ausgewiesen worden. Auf den Ausgleichsflächen erfolgte die Einrichtung von Überflutungspoldern, um Rast- und Brutvögel während der Winter- bzw. Frühjahrsmonate Wasserflächen zur Verfügung zu stellen. Die Überflutung erfolgt mit Oberflächenwasser der Ochtum und der Varreler Bäche (Nebenfluß der Weser bzw. der Ochtum). Die landwirtschaftliche Produktion der westlich und südwestlich von Bremen liegenden niedersächsischen Kreise Oldenburg, Cloppenburg und Vechta ist in einem starken Maße von Viehmastbetrieben verbunden mit Maisanbau und Gülledüngung geprägt. Eine Reihe von Untersuchungen zeigen, daß aus Bereichen mit intensiver Tierhaltung mit nennenswerten N-Austrägen zu rechnen ist (ANONYM 1989; ISERMANN 1990), die über den Luft- und Wasserpfad in die benachbarten Ausgleichsflächen gelangen. Im folgenden soll daher der Einfluß von N-Einträgen auf die N-Dynamik der Ausgleichsflächen im Niedervieland untersucht werden.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet gehört zum Niedervieland, welches südlich der Weser 10 km westlich des Zentrums der Stadt Bremen liegt. Aus den ca. 1 m mächtigen holozänen Sedimenten hat sich eine typische Flußmarsch entwickelt, die im Oberboden durch Staunässe gekennzeichnet ist und bis zu zwei Dwoghorizonte aufweist.

Zur Entwässerung wird das Gebiet von zahlreichen Gräben durchzogen. Zusätzlich erfolgt eine Gliederung der Einzelflächen in Beete und Gruppen (Höhendifferenz ca. 40 cm), wobei die Gruppen keinen direkten Abfluß zu den Gräben besitzen. Nach Niederschlägen sammelt sich daher dort das Wasser und versickert aufgrund geringer kf-Werte (ca. 10^{-9} m/s) nur sehr langsam, so daß es zeitweise auf der Geländeoberfläche steht. Das Grundwasser wird während der Sommermonate bei etwa 1 m unter Flur gehalten, damit die Gräben, die als Viehtränke und zur Viehkehrung dienen, nicht trocken fallen. Während der Winter- und Frühjahrsmonate wird die gesamte Fläche überstaut, wobei ab Mitte März die Wasserstände soweit gesenkt werden, daß die Beete wasserfrei sind, während die Gruppen noch z.T. bis Ende Mai überstaut bleiben.

Es wurden zwei Untersuchungsflächen mit extensiver Wiesennutzung ausgewählt. Die Mahd erfolgt zweimal jährlich, wobei der erste Schnitt mit Rücksicht auf die Brutvögel frühestens zum 15. Juni erlaubt ist. Auf jeder Fläche wurde ein benachbart liegender Beet- und Gruppenstandort untersucht.

Material und Methoden

Die Bodenuntersuchungen, die während der Vegetationsperiode 1994 (Beetstandorte von 16. bis 44. Woche, Gruppenstandorte aufgrund der Überstauung von 25. bis 45. Woche) erfolgten, umfaßten den gravimetrischen Wassergehalt (wöchentlich), kontinuierliche Redoxpotential-Messung (30 min) mittels

⁺) Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

⁺⁺) Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Giessen

in 10 cm Tiefe installierter Pt-Elektroden (PFISTERER & GRIBBOHM 1989), aktuelle Mineralstickstoffgehalte und durch Mineralisation nachgelieferter Stickstoff mittels Bebrütung im Brutbeutel am Standort (RUNGE 1970). Die N-Einträge als NH_4^+ und NO_3^- wurden durch regelmäßige Beprobung des Niederschlags- und Überstauungswasser erfaßt. Das während der Überstauungsphase auf einer dem Boden aufgelegten Folie sedimentierte Material (im folgenden Sediment genannt) wurde am Ende der Überstauungsperiode auf C_i und N_i untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der Mineralisationsraten der 4 Untersuchungsstandorte zeigt, daß die Beetstandorte eine wesentlich höhere N-Mineralisation als die Gruppenstandorte aufweisen (Tab. 1). Durchschnittlich wird in den oberen 10 cm der Gruppe nur etwa 1/5 der auf dem Beetstandort mineralisierten N-Menge gebildet. Unter Einbeziehung der zweiten Tiefenstufe wird der Unterschied zwischen Beet und Gruppe noch deutlicher (Tab. 1).

Tab. 1: Mineralisierte N-Menge während der Untersuchungsperiode 1994 (in kg N/ha/Woche)

Standort	Tiefe [cm]	NH_4^+ -N	NO_3^- -N	Nmin	Standort	Tiefe [cm]	NH_4^+ -N	NO_3^- -N	Nmin
I Beet	0 - 10	1,3	2,1	3,4	I Gruppe	0 - 10	0,5	0,06	0,56
	10 - 20	n.n.	2,3	2,3		10 - 20	n.n.	0,07	0,07
II Beet	0 - 10	0,4	0,7	1,1	II Gruppe	0 - 10	0,14	0,07	0,21
	10 - 20	n.n.	1,9	1,9		10 - 20	n.n.	0,24	0,24

Die Unterschiede lassen sich nicht mit Hilfe der für die N-Mineralisierung relevanten in Tab. 2 dargestellten Parameter erklären. Die Menge an organischer Substanz ist in den Gruppen durchschnittlich um 1 - 1,5 % höher als in den Beeten und mit Gehalten > 10 % in den Ah-Horizonten in ausreichender Menge vorhanden. Das günstige C/N-Verhältnis mit Werten < 10 weist auf eine leicht zersetzbare organische Substanz hin. Es treten somit hinsichtlich der Quantität und der Qualität der organischen Substanz keine die Mineralisation limitierenden Faktoren in den Gruppen auf. Weiterhin sind die den Wasser- und Lufthaushalt prägenden Parameter Bodenart und Lagerungsdichte von Bedeutung. Während die Bodenart für alle acht untersuchten Horizonte gleich ist (Tu2), ist die Lagerungsdichte der Ah-Horizonte in den Gruppen geringer, so daß der Boden in den Gruppen eine günstigere Durchlüftung und damit höhere Mineralisationsraten aufweisen sollte. Deutlich unterscheiden sich die Beet- von den Gruppenstandorten jedoch in ihren Wassergehalten (Abb. 1). Während die Beete ab der 24. Woche bis auf 30 % der maximalen Wasserkapazität abtrockneten, waren die Gruppen noch bis zur 30. Woche wassergesättigt und erreichten nur zwischen der 30. und 34. Woche Wasserkapazitäten von 60 - 80 %. Die Wassersättigung in den Gruppen ist so hoch, daß

Tab. 2: Ausgewählte Bodenkenndaten der 4 Untersuchungsstandorte (0 - 20 cm)

Standort	Horizont	Tiefe [cm]	T %	U %	S %	Bodenart	LD g/cm ³	C _{org} %	N _{org} %	C/N	pH (CaCl ₂)
I Beet	Ah	0 - 10	50,6	38,3	11,2	Tu2	0,9	5,2	0,5	9,7	4,6
	rAp	10 - 19	53,7	36,7	9,7	Tu2	1,2	2,8	0,3	8,7	4,6
I Gruppe	Ah	0 - 10	57,0	37,5	5,5	Tu2	0,5	6,2	0,7	9,1	4,8
	rAp	10 - 18	58,5	37,2	4,3	Tu2	0,9	5,1	0,6	9,0	4,7
II Beet	Ah	0 - 10	45,9	37,5	16,6	Tu2	1,0	5,5	0,6	9,5	4,7
	Sd	10 - 20	53,6	32,1	14,3	Tu2	1,2	1,6	0,2	8,5	4,6
II Gruppe	Ah	0 - 10	60,6	35,7	3,6	Tu2	0,7	7,1	0,8	9,2	4,7
	Sd	10 - 20	56,8	38,2	5,0	Tu2	1,2	1,8	0,2	8,4	5,8

die Mineralisation weitgehend gehemmt wird. Die Unterschiede der Mineralisationsraten zwischen Beet und Gruppe ergeben sich daher aus der Relieferung der Fläche, die eine Akkumulation des Überstaungs- und Niederschlagswassers in den abflußlosen Gruppen bewirkt.

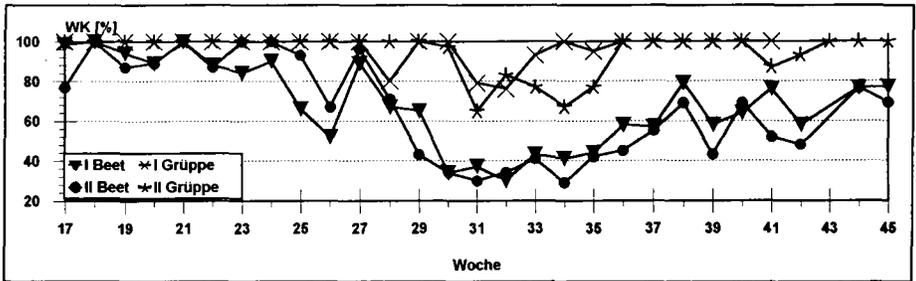


Abb. 1: Wassersättigung der 4 Untersuchungsstandorte in der Tiefe 0 - 10 cm

Mit dem Niederschlagswasser erfolgte im Zeitraum April bis November ein N-Eintrag von ca. 11 kg N/ha. Weitere niederschlagsbedingte Einträge, die während der Überstaung erfolgen, vermischen sich mit dem Überstaungswasser. Die N-Konzentration des Überstaungswassers ist von der Herkunft des Wassers abhängig. Das Überstaungswasser der Fläche I stammt aus der Ochtum und enthält wesentlich mehr Stickstoff als das aus der Varreler Bäke stammende Oberflächenwasser (Fläche II) (Abb. 2). Ein Teil des sich im Wasser befindenen Stickstoff wird sicherlich zum einen von der Vegetation und zum anderen von im Wasser gebildeten Algen aufgenommen. Es ist davon auszugehen, daß der auf den Flächen verbliebene Stickstoff über das Sediment erfaßt wurde, da es die sedimentierten Trübstoffe, die Algen und die nach Verdunstung des Restwassers ausgefallenen Salze enthält. Insgesamt enthielt das gewonnene Sediment 7 - 8 kg N/ha. Mit ca. 70 % hat die organische Substanz, die

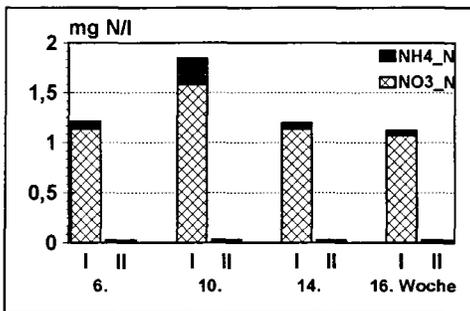


Abb. 2: Stickstoffkonzentration des Überstaungswassers der Fläche I und II

überwiegend aus Algen besteht, einen hohen Anteil am Sediment. Es ist zu vermuten, daß die Algen eine sehr leicht verfügbare N-Quelle sind, zumal sie zwei Wochen nach Beendigung der Überstaung makroskopisch nicht mehr zu sehen waren.

Auf der Austragsseite ist vor allem der Pflanzenentzug verbunden mit der Abfuhr des Mahdguts von Bedeutung. Weiterhin ist während der feuchten Phase mit N-Verlusten durch Denitrifikation zu rechnen, wobei eine Mengenabschätzung in diesem Fall nicht möglich ist. Grundsätzlich kann angenommen werden, daß die vermäßen Gruppenstandorte höhere Verluste aufweisen (WEIER & MACRAE 1990). Hier liegen die Redoxpotentiale aufgrund der hohen Wassergehalte häufig im stark reduzierenden Bereich (-100 bis -300 mV). Andererseits sind die pH-Werte niedrig (vgl. Tab. 2), so daß die Denitrifikation gehemmt ist. Die Gefahr einer NO₃⁻-Auswaschung in den tieferen Untergrund ist aufgrund der geringen kf-Werte nicht anzunehmen. Beobachtete Schrumpfrisse, die sich durch den hohen Anteil an quellfähigen Tonmineralen bilden, können jedoch eine Nitrat-Tiefenverlagerung

ermöglichen. Im Jahr 1993 durchgeführte Untersuchungen ergaben aber keine nachweisbaren N-Mengen unterhalb einer Tiefe von 40 cm.

Die geringe Mineralisationsleistung der Gruppenstandorte steht im Widerspruch zu der guten Aufwuchsleistung der dort stockenden Vegetation. Es ist anzunehmen, daß die Beet- und Gruppenstruktur der Flächen zu einer Verlagerung von Nitrat aus den Beet- in die Gruppenbereiche führt. Unterstützt wird dieses durch die Beobachtung, daß in den Gruppen zwar nahezu keine Oxidation des mineralisierten Ammoniums zu Nitrat stattfindet, aber dennoch durchgängig höhere aktuelle Nitratgehalte nachweisbar sind (exemplarisch für Fläche I in Abb. 3). Somit ist davon auszugehen, daß nach stärkeren Niederschlägen das im Beetbereich gebildete Nitrat in die Gruppen verlagert und dort von der Vegetation aufgenommen werden kann.

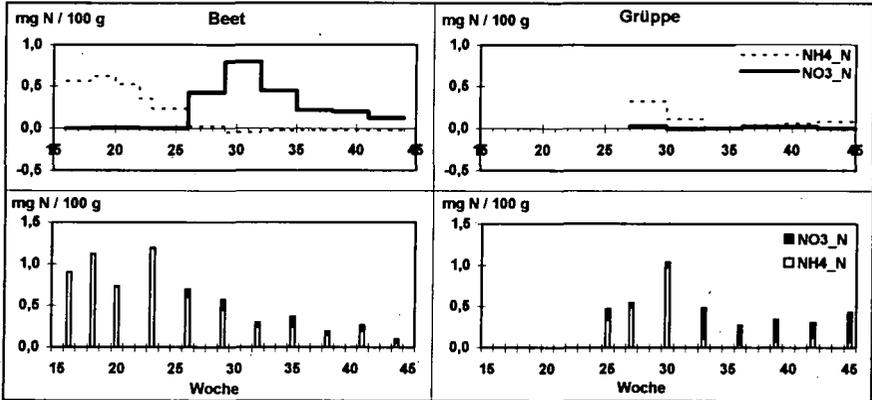


Abb. 3: Aktuelle (unten) und durch Mineralisation nachgelieferte (oben) Stickstoffgehalte der Fläche I (0 - 10 cm)

Betrachtet man die atmosphärischen und die durch die Überstauung bedingten N-Einträge (ca. 20 kg N/ha), so zeigt sich, daß der Anteil des eingetragenen Stickstoffs an der Mineralisationsleistung für die Beetstandorte mit 15 % relativ gering ist. Bei den Gruppen wird aber in etwa die Größenordnung der Mineralisationsleistung erreicht. Damit stellt der Eintrag neben der Beet-Gruppen-Verlagerung für die Vegetation der Gruppen eine bedeutende N-Quelle dar. Insgesamt fällt der N-Eintrag in das Untersuchungsgebiet geringer aus, als man ihn aufgrund der Nachbarschaft zu den intensiv genutzten Flächen in Niedersachsen erwartet hätte.

Literatur

- ANONYM (1989): Emissionen von Ammoniak, Quellen - Verbleib - Wirkungen - Schutzmaßnahmen. Hrsg. Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft, Frankfurt/Main.
- SERMANN, K. (1990): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung. Ammoniak in der Umwelt - Kreisläufe, Wirkungen, Minderung. Herausgegeben vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) und Verein Deutscher Ingenieure (VDI) Münster-Hiltrup, 1 - 76.
- PFISTERER, U. & GRIBBOHM, S. (1989): Kurzmitteilung: Zur Herstellung von Platinelektroden für Redoxmessungen. Z. Pflanzenern. Bodenkde 152: 455 - 456.
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora 159 (B): 233 -257.
- WIEIER, K.L. & MACRAE, I.C. (1990): Seasonal variation in denitrification in a clay soil under a cultivated crop and permanent pasture. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 60: 133 - 140.

Berechnung der Kohlenstoffakkumulation in Abhängigkeit von Klima, Textur und Fruchtfolge

von

Franko, U.

Das Simulationsmodell CANDY wurde zur Untersuchung der Kohlenstoff (C) und Stickstofftransformation im Boden entwickelt. Es enthält darüber hinaus Submodelle zur Berechnung der Wasser- und Temperaturdynamik im Boden. CANDY arbeitet in Tagesschritten und ist in der Lage, den Verlauf von Akkumulation oder Mineralisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) detailliert darzustellen. Für zahlreiche Fragestellungen - vor allem im Zusammenhang mit der C-Dynamik sind jedoch Aussagen mit geringerer zeitlicher Auflösung ausreichend. Der vorliegende Beitrag zeigt eine Lösung, die auf den Grundlagen des CANDY-Systems aufbauend eine Berechnung der C-Dynamik für die mittleren Standortbedingungen in Jahresschritten ermöglicht.

Gliedert man die im Boden vorhandenen Fraktionen der organischen Substanz (OS) hinsichtlich ihrer Stellung im Umsatzprozeß, so entsteht die in Abb. 1 dargestellte Struktur.

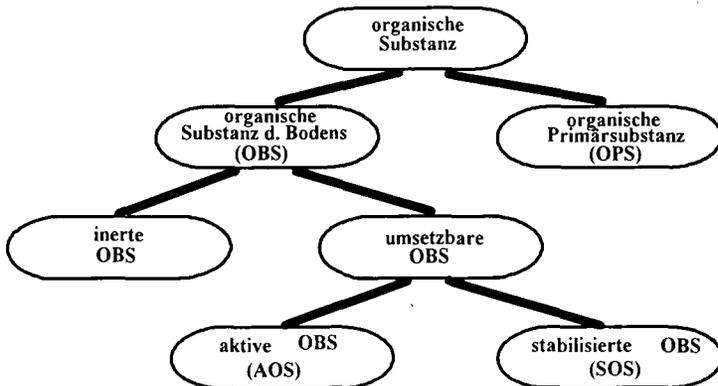


Abb. 1: Gliederung der unterschiedlichen OS-Fractionen im Boden

Auf der obersten Ebene wird zwischen organischer Primärsubstanz (OPS), die je nach Herkunft unterschiedliche Eigenschaften aufweist und organischer Bodensubstanz (OBS), die mit einheitlichen Eigenschaften auch aus verschiedenen OPS-Fractionen synthetisiert wird, unterschieden. Die OBS ist intern in mehrere Fraktionen gegliedert. Dabei wird zunächst ein inerte Anteil separiert, dessen Größe von der Textur bestimmt wird und keiner Veränderung infolge unterschiedlicher Bewirtschaftung unterliegt. Der übrige, umsetzbare Anteil der OBS wird innerhalb des CANDY-Systems noch in zwei weitere Fraktionen gegliedert. Der aktive Teil (aktive OBS) ist mit wesentlichen funktionellen Eigenschaften der mikrobiellen Biomasse im Boden versehen und besitzt eine hohe Dynamik. Die stabilisierte OBS verhält sich dagegen passiv und bestimmt vor allem das Langzeitverhalten des Systems.

Der Umsatz der organischen Substanzen (OBS und OPS) im Boden ist als Ergebnis mikrobieller Tätigkeit von den Umweltbedingungen (Temperatur-, Wasser-, Lufthaushalt) abhängig. Optimale Voraussetzungen für den mikrobiellen Stoffumsatz sind im allgemeinen nur unter Laborbedingungen herzustellen. Im Freiland führt die Dynamik der genannten Größen zu verringerten Umsatzleistungen. Dieser Effekt wird daher häufig durch sogenannte Reduktionsfunktionen R beschrieben:

$$dG/dt = k R(x_1(t), x_2(t), \dots, x_n(t)) G \quad (1)$$

mit: t : Zeit,

k : Reaktionsgeschwindigkeitskonstante,

G : Menge der betrachteten organischen Substanz

Man kann diesen Zusammenhang jedoch auch als Zeittransformation formulieren. Danach ist nur der durch die Reduktionsfunktion angegebene Bruchteil (t') der Kalenderzeit (t) für die Umsatzprozesse wirksam:

$$t' = t R(x_1(t), x_2(t), \dots, x_n(t)) \quad (2)$$

Daran anlehnend wurde für t' nach KARTSCHALL (1986) der Begriff 'Wirksame Mineralisierungszeit' (WMZ) geprägt. Die WMZ ist immer ein Bruchteil der Kalenderzeit und gibt an, wieviel Tage unter optimalen Bedingungen im Labor erforderlich wären, um bei einem gegebenen Standort die gleiche Umsatzleistung wie im Freiland zu erzielen.

In CANDY wird die tägliche WMZ mittels einer Reduktionsfunktion berechnet, die den Einfluß der Bodentemperatur T , der Bodenfeuchte F sowie der Aerationsverhältnisse A durch einen separablen Ansatz beschreibt:

$$R = R(T, F, A) = R_T(T) R_F(F) R_A(A) \quad (3)$$

$$R_T(T) = Q^{(T-35)/10} \quad \text{für } T \leq 35, \text{ sonst } 1 \quad (4)$$

T : Bodentemperatur in °C,

$$R_F(F) = 4 \nu(1-\nu) \quad \text{für } \nu \leq 0,5; \text{ sonst } 1. \quad (5)$$

$\nu = F/PV$,
 F : volumetrische Bodenfeuchte,
 PV : Porenvolumen.

$$R_A(\varepsilon_L, h, FAT) = \exp\left(-h \sqrt{\frac{g(FAT) * R_T(T) * R_F(F)}{\varepsilon_L * (\varepsilon_L - \varepsilon_p)}}\right) \quad (6)$$

h : Bodentiefe (cm)

FAT : Feinanteilgehalt des Bodens in Masse-% (Korngrößen $\leq 6.3 \mu\text{m}$)

ε_p : relatives pocket-Volumen (konstanter Parameter)

ε_L : relatives Luftvolumen

$g(FAT)$: vom Feinanteilgehalt des Standortes abhängiger Parameter.

Durch Addition der WMZ-Tageswerte zu Jahreswerten ist man in der Lage, verschiedene Wettersituationen oder Standorte miteinander zu vergleichen. Ermittelt man die WMZ-Jahreswerte über einen hinreichend langen Zeitraum (ca. 15 Jahre), so erhält man einen repräsentativen Mittelwert, der benötigt wird um die Reproduktion der organischen Substanz abzuschätzen. Um den dafür erforderlichen Rechenaufwand zu reduzieren, kann dieser standorttypische WMZ-Mittelwert mit Hilfe der folgenden Beziehung näherungsweise ermittelt werden:

$$WMZ(FAT, LTEM, NIED) = P_0(FAT) + P_1(FAT) * LTEM + P_2(FAT) * NIED \quad (7)$$

P_0, P_2 : Parameter (abhängig vom Feinanteilgehalt)

$LTEM$: Jahresmittel der Lufttemperatur in 2m Höhe

$NIED$: Mittlerer Jahresniederschlag

Für eine Löscharzeder im mitteldeutschen Trockengebiet errechnet man danach eine jährliche WMZ von ca. 27 d. Die leichten Sandböden im Berliner Raum erreichen dagegen rund 45 d, woraus sich bereits der höhere OPS-Bedarf ermessen läßt.

Die folgenden Formulierungen zur C-Dynamik gelten für das System der wirksamen Mineralisierungszeit. Der Umsatz der OPS-Fractionen folgt formal einer Kinetik erster Ordnung.

$$\frac{dC_{OPS}}{dt} = \dot{C}_{OPS} = -k_{OPS} * C_{OPS} \quad (8)$$

Die umgesetzte C-Menge wird zu einem Teil mineralisiert und verläßt den Boden als CO₂. Die neu gebildete OBS bildet den übrigen Anteil (C_{REP}) und dient zur Reproduktion der AOS-Fraktion. Der Anteil des reproduzierten OPS-Kohlenstoffs am Gesamtumsatz pro Zeiteinheit wird durch den Syntheskoeffizienten η der jeweiligen OPS-Fraktion ausgedrückt.

$$\dot{C}_{REP} = \eta_{OPS} * \dot{C}_{OPS} \quad (9)$$

Die C-Flüsse zwischen den einzelnen Fraktionen der OBS lassen sich ebenfalls auf der Basis von Reaktionen 1. Ordnung beschreiben. Aus praktischen Erwägungen wird im folgenden der Reproduktionsfluß dC_{REP}/dt näherungsweise durch den Quotienten aus dem mittleren jährlichen Anfall an reproduktionswirksamen Kohlenstoff C_{REP} und der wirksamen Mineralisierungszeit eines Jahres (WMZ) ersetzt.:

$$\frac{dC_{AOS}}{dt} = \frac{C_{REP}}{WMZ} + k_a * C_{SOS} - k_s * C_{AOS} - k_m * C_{AOS} \quad (10)$$

$$\frac{dC_{SOS}}{dt} = -k_a * C_{SOS} + k_s * C_{AOS} \quad (11)$$

Im stationären Zustand gilt: $\frac{dC_{SOS}}{dt} = 0$ und $\frac{dC_{AOS}}{dt} = 0$.

Daraus folgt: $C_{SOS} = C_{AOS} * \frac{k_a}{k_s}$ und $C_{AOS} = \frac{1}{k_m} * \frac{dC_{REP}}{dt}$.

Mit $\xi = \frac{k_a}{k_s}$ gilt: $C_{AOS} = C_{UMS} * \frac{1}{1 + \xi}$ bzw. $C_{SOS} = C_{UMS} * \frac{\xi}{1 + \xi}$.

Unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge folgt für den umsetzbaren Kohlenstoff im Fließgleichgewicht:

$$C_{UMS} = \frac{1 + \xi}{k_m} * \frac{C_{REP}}{WMZ} \quad (12)$$

mit $\xi = 2.8$ und $k_m = 0.00556$

Die vollständige Lösung des Differentialgleichungssystems für die C-Dynamik im Boden lautet unter den oben genannten Bedingungen:

$$C_{UMS} = C_{UMS}^0 \left(A_1 * e^{\lambda_1 t} + A_2 * e^{\lambda_2 t} \right) + \sum_{OPS} \frac{C_{OPS} * \eta_{OPS}}{WMZ} \left(B_1 * e^{\lambda_1 t} + B_2 * e^{\lambda_2 t} + \frac{1 + \xi}{k_m} \right) \quad (13)$$

Zur Berechnung des stationären C_{UMS}-Niveaus einer Fruchtfolge muß die insgesamt anfallende OPS C-Menge aus organischen Düngern sowie Ernte- und Wurzelrückständen (EWR) durch die Anzahl der Fruchtfolgejahre dividiert werden. Die EWR-Menge wird für die einzelnen Fruchtarten in Abhängigkeit vom Ertrag bestimmt. Dabei wird davon ausgegangen, daß zwischen dem N-Entzug des Bestandes und der in den EWR gebundenen N-Menge eine lineare Beziehung besteht. Der C-Input in den Boden kann

dann unter Berücksichtigung des C/N-Verhältnisses quantifiziert werden. Der Synthesekoeffizient η wird aus dem Verlauf der C-Mineralisierung im Inkubationsversuch berechnet.

Die bei der Validierung des Modells an Daten des Statischen Versuchs Bad Lauchstädt gewonnenen Ergebnisse sind Abb. 2 dargestellt. Die OS-Akkumulation der Variante 13 (ausschließlich Mineraldüngung) zeigt dabei die Wirkung des Ertragsunterschiedes im Vergleich zur Kontrollvariante. Die für eine Versuchsdauer von 100 Jahren nach Gl.(13) berechneten Kohlenstoffmengen betragen 98% des stationären Niveaus nach Gl. (12).

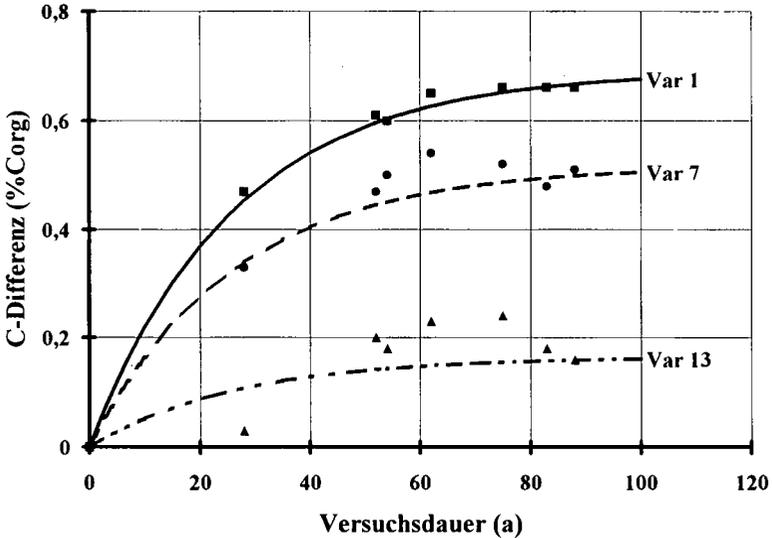


Abb. 2: Verlauf der OS-Akkumulation im Statischen Versuchs Lauchstädt (Var1: 300 dt/a Stalld. in 2 Jahren + NPK, Var7: 150 dt/ha Stalld. in 2 Jahren + NPK, Var13: NKP) als Differenz zum C-Gehalt der Kontrollvariante. Linien: Modell, Symbole: Meßwert

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie (Förderkennzeichen 01 LK 9106/2) gefördert.

Literatur

Kartschall, T.: Simulationsmodell der Bodenstickstoffdynamik. *Dissertation A. AdL Berlin* (1986), 150 S.
Körshens, M.(Hrsg.): Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig (1994)

Durchfeuchtung, Verlagerungsvorgänge und Kalkbedarf in ackerbaulich genutzten Sandlößböden des Mitteldeutschen Trockengebiets (nach Ergebnissen von Dauerfeldversuchen)

von

Garz, J.⁺

1. Einleitung

Ist der Landwirt in Trockengebieten vor allem mit den unmittelbaren Folgen unzureichenden Wasserdargebots für die Pflanzen konfrontiert, so haben die Niederschlagsarmut und eine immer wieder auftretende Häufung besonders trockener Jahre für den Boden doch *weitere* Folgen, die sich erst im Laufe der Jahre zeigen und deshalb am ehesten in Dauerversuchen verfolgen lassen. Das gilt sowohl für die mit der Humusbildung und -anreicherung verbundenen Prozesse wie für die von der Durchfeuchtung des Bodens angetriebenen Vorgänge im mineralischen Bereich.

Zu diesem zweiten Komplex soll an den Dauerversuchen des Versuchsfeldes in Halle gezeigt werden, wie sich auf seinem Sandlößboden bei < 500 mm Jahresniederschlag und unterschiedlicher Intensität der Bodennutzung, speziell der Düngung, der Säure-Basenhaushalt des Bodens gestaltet und wie es um die Durchfeuchtung und die damit verbundene Stoffverlagerung bestellt ist.

Die Verwendung des Begriffes *Durchfeuchtung* soll dabei an W. LAATSCH und seine grundlegenden Untersuchungen zu dieser Frage in Halles Umgebung in den 30er Jahren erinnern. Während LAATSCH damals vor allem aus Niederschlag und Evapotranspiration auf die Durchfeuchtung (Perkolat) schloß, wird sie hier mit Hilfe des Chlorides aus den K-Düngern als *tracer* verfolgt.

2. Fortschreitende Versauerung bei Unterlassung der Kalkdüngung

Der Kalkdüngungsversuch *Feld A* mit den Stufen 0, 0,5, 1 und 2 t CaO/ha (aller 3 Jahre als CaCO₃) wurde 1949 angelegt. Der Boden¹ ist eine leicht degradierte Sandlöß-Schwarzerde mit knapp 2,5 % Humus und einer KAK_{pot} von 13 cmol_c kg⁻¹ im A_p-Horizont. Seine Entkalkung reicht bis in den Geschiebemergel hinein, der den Sandlöß in ~80 cm Tiefe unterlagert. Der pH-Wert betrug 1949 in der Krume (0-20 cm) 5,9-6,1. Die Bodennutzung erfolgte (1) in einer dreifeldrigen Fruchtfolge (Hackfrucht, Getreide, Leguminosen), (2) bei Unterlassung jeglicher organischer Düngung und (3) unter ausschließlicher Verwendung kalkfreier, physiologisch sauer wirkender Mineraldünger.

Im Laufe von 44 Jahren ist das pH in 0-20 cm Tiefe ohne Kalkdüngung um reichlich 1 pH-Einheit auf Werte unter 5,0, abgesunken (Tab. 1); während auf der höchsten Stufe bereits seit längerem Werte zwischen 7,1 und 7,4 gemessen werden. Nach unten verringert sich die Spanne und ist in 40-60 cm nur noch geringfügig. Da die Schicht 20-40 cm in den 70er Jahren durch Krumentvertiefung

Tab. 1: pH-Werte (0,01 M CaCl₂) der Böden des Kalkdüngungsversuches *Feld A*, 1993

cm Tiefe	kg CaO/ha/Jahr** als CaCO ₃			
	0	167	333	667
0-20	4,7	5,4	6,6	7,2
20-40	5,4	5,9	6,9	7,3
40-60	7,1	7,2	7,4	7,4

* Entspricht 0, 0,5, 1 und 2 t CaO/ha in dreijährigem Abstand

zur Hälfte in die Ackerkrume einbezogen wurde, erklärt sich die pH-Absenkung in dieser Schicht als ganzer vor allem aus der fortschreitenden Versauerung ihrer oberen Hälfte.

Um das Ausgangs-pH von ~6 aufrecht zu erhalten, wären ~250 kg CaO/ha/Jahr zuzuführen gewesen. Dies entspricht allgemeinen Vorstellungen von Ca-Entzügen und -Auswaschung auf Ackerböden unter humiden Bedingungen, geht aber deutlich über das hinaus, was nach Lysimeteruntersuchungen aus niederschlagsärmeren Gebieten (WEISE 1979; MICHEL u.a. 1991) zu erwarten ist.

Auch in Halle ist bei Jahresniederschlägen von 466 mm (1965-89) und einer relativ hohen Evapotranspiration nur mit einer geringen Durchfeuchtung des Bodens zu rechnen (vgl. a. LAATSCH 1934). Ihr tatsächliches Ausmaß zu erfassen, boten andere Dauerversuche mehrfach Gelegenheit.

3. Verlagerung des mit der Kaliumdüngung in den Boden gelangenden Chlorides

Als an dem K-Düngungsversuch *Feld C* im Zusammenhang mit der Chloridempfindlichkeit der Kartoffeln untersucht werden sollte, wie tief das mit der K-Düngung im Herbst ausgebrachte Cl über Winter abwärtsverlagert wird, fanden sich bei Beprobung bis auf 1 m Tiefe (Tab. 2)

- in dem ohne K-Düngung verbliebenen Boden insgesamt nur belanglose Cl-Mengen,
- in den regelmäßig mit K gedüngten Böden aber Cl-Mengen, die das 2-3fache von dem betragen, was im Mittel der Jahre mit der K-Düngung zugeführt wird (Tab. 2, letzte Zeile).

Tab.2: Chloridmengen im Boden (kg Cl/ha/Schicht) in Abhängigkeit von der Düngung mit KCl

Tiefe cm	K-Stufen* und Jahr					
	K ₀	K ₁	K ₂	K ₄	K ₄	K ₄
	-----1990-----				1991	1992
0- 20	6	26	36	83	44	3
20- 40	10	33	49	126	27	4
40- 60	7	40	104	163	133	21
60- 80	2	26	89	145	238	257
80-100	3	30	77	131	364	511
0-100	28	155	355	648	806	795
Jähr.Cl-Zuf.	0	75	150	300	300	300

* Im Mittel der Fruchtfolge 0, 52,5, 105 und 210 kg K/ha/Jahr als 50er Kalidüngesalz

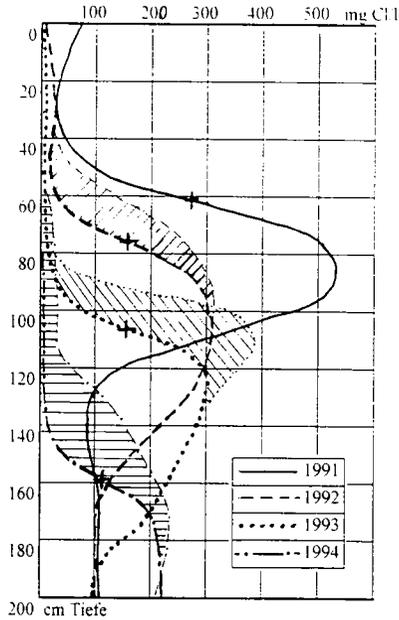
Die beiden ersten Untersuchungsjahre, 1990 und 1991, bildeten den Abschluß einer Folge von 4 trockenen Jahren (\bar{x} : 436 mm). Die Winterniederschläge hatten in diesen Jahren offensichtlich gerade ausgereicht, um das sommerliche Wassersättigungsdefizit in 0-100 cm Tiefe wieder aufzufüllen. Das Chlorid war dabei von der Sickerwasserfront aufgenommen und in den Unterboden transportiert, aber doch nur zu geringen Teilen aus dem durchwurzelten Bodenraum ausgetragen worden - so wie es in diesem Gebiet auch oft mit dem nach der Ernte im Boden verbliebenen Nitrat geschieht.

In den folgenden drei niederschlagsreichen Jahren (\bar{x} : 570 mm) kam es dann zu tiefer reichender Versickerung und zum Austrag der Salze aus dem unteren Wurzelraum. Dieser Umschwung deutet sich bereits 1992 in der vertikalen Verteilung des Cl auf der höchsten K-Stufe an.

Eine günstige Gelegenheit, die Abwärtsverlagerung des Cl in der ungesättigten Zone unterhalb ihres durchwurzelten Bereiches zu verfolgen, bot sich in dem Dauerversuch *Ewiger Roggenbau*, als 1990 auf der Parzelle 4 die bisherige ausschließliche N-Düngung in eine organisch-mineralische Volldüngung umgestellt wurde: Mit einer sehr hohen PK-Gabe am Anfang zur Aufhebung des akuten P- und K-Mangels gelangten im Spätsommer 1990 mit einem Mal ~ 400 kg Cl/ha auf den Boden.

Ein Jahr danach ist in dem 1990 noch Cl-freien Boden in 60-110 cm Tiefe ein markanter Cl-Peak vorhanden (Abb.). Der Hauptteil des Chlorids war offensichtlich von den versickernden Winterniederschlägen in einem Schub an die Basis des vom Roggen durchwurzelten und 'ausgetrockneten' Bo-

Abbildung: *Ewiger Roggenbau*, Parzelle 4, Chloridgehalte in der Bodenlösung (mg Cl/l) nach der meliorativen K-Düngung 1990: (a, dünne Linie) berechnet aus den Cl-Gehalten in den nach den Ernten 1991 bis 1994 entnommenen Bodenproben (mg Cl/kg), der Lagerungsdichte (kg/dm³) des Bodens sowie seinem Wasserhaltevermögen (l/dm³) und (b, dicke Linie) korrigiert um die Menge des nach der meliorativen KCl-Düngung 1990 jährlich mit der regulären K-Düngung zugeführten Chlorids (~70 kg/ha) (schraffiert).



denraumes verlagert worden. In den folgenden drei Jahren kam es dann in dem darunter folgenden Bereich, der kaum mehr der sommerlichen Austrocknung ausgesetzt ist, zu weiterer Abwärtsverlagerung, die allerdings viel geringeren Ausmaßes ist und mit einer zunehmenden Verflachung des Peaks verbunden ist. Sie beträgt ~15, ~30 und ~50 cm und steht damit in enger Beziehung zu den betreffenden Jahresniederschlägen, nämlich 521, 563 und 625 mm (1. Sept. - 31. August). Setzt man die Verlagerungsstrecken zu den Niederschlagsmengen in Beziehung, die über die 466 mm des langjährigen Mittels hinaus gefallen sind, nämlich 55, 97 und 159 mm, dann ergibt sich je 100 mm eine Abwärtsbewegung des Peaks um ~30 cm.

Bei <466 mm Jahresniederschlag reicht der Niederschlag in der Regel nicht aus, um das nach Wintergetreideanbau vorhandene Wassersättigungsdefizit zu überwinden und die Tiefenversickerung fällt aus. Daß dieser boden- und nutzungsabhängige Kipp-Punkt in etwa mit dem mittleren Jahresniederschlag am Standort übereinstimmt, ist Zufall.

Über einen Zeitraum betrachtet, der sowohl die feuchteren wie auch die trockneren Jahre umfaßt, errechnet sich für den Sandlöß über Geschiebemergel bei kontinuierlichem Roggenanbau langfristig nur eine mittlere Abwärtsverlagerung der Bodenlösung von 10-15 cm/Jahr. Bei einer Feldkapazität von 0,20 cm³/cm³ entspricht dem eine Versickerung/Grundwasserneubildung von 20-30 mm/Jahr.

Diese relativ geringe Durchfeuchtung des Bodens ist in verschiedener Hinsicht bemerkenswert und widerspricht - wie schon erwähnt - dem relativ hohen Kalkbedarf für die Aufrechterhaltung einer angenähert neutralen Bodenreaktion auf *Feld A*. Doch dieser Widerspruch ist nur vermeintlich, denn der Bedarf von ~250 kg CaO/ha/Jahr resultiert primär aus der eingetragenen bzw. im Boden gebildeten Protonenmenge. Nimmt man an, daß das mit dem CaCO₃ zugeführte Carbonat letztlich als Bicarbonat ausgetragen wird, dann errechnet sich aus dem Kalkbedarf eine zu neutralisierende Protonenmenge von ~4,5 kmol/ha/Jahr. Sie dürfte ihren Ursprung vor allem in der ausschließlichen Düngung mit Ammonsulfat haben. Bei vollständiger Assimilation des darin enthaltenen Stickstoffs (mit oder ohne vorherige Nitrifikation und incl. Denitrifikation) würde daraus bereits eine Protonenmenge von

4,3 kвал/ha/Jahr resultieren. Hinzu kommen die übrigen Protonenquelle im Boden, vor allem der aller drei Jahre zum Anbau kommenden Leguminosen, und die Protoneneinträge aus der Luft. Diesbezüglich besteht allerdings Grund zur Annahme, daß bei der stadtnahen Lage des Versuchsfeldes diese Quelle in der Vergangenheit durch basisch wirksame Bestandteile der Rauchgase kompensiert, vielleicht sogar überkompensiert war.

In einem weiteren Dauerversuch (*Feld E*) hatte sich beim Vergleich verschiedener N-Düngemittel bereits früher (nach 14 Vers.-Jahren) ergeben, daß die Zunahme der Titrationsacidität bei Verwendung von Harnstoff nur ~30 % und bei (Kali-)Ammonsalpeter sogar nur ~20 % des bei Ammonsulfat gemessenen Betrages ausmacht (KOLBE und SCHARF 1967).

3. Anreicherung von Calciumsulfat (Gips) im Unterboden

In Übereinstimmung mit (a) dem relativ hohen Kalkbedarf für die Neutralisation der hauptsächlich aus der N-Düngung stammenden Schwefelsäure und (b) der mäßigen bis geringen Durchfeuchtung steht eine beträchtliche Anreicherung des Bodens mit Calciumsulfat (Gips). Sie zeigte sich sehr deutlich, als bei der Bestimmung der austauschbaren Kationen in den Böden des Kalkdüngungsversuches (*Feld A*), die Ca-Menge im NH₄Cl-Extrakt weit über die nach der effektiven KAK zu erwartenden Menge hinausging und in Wasserextrakten des Bodens stets etwa äquivalente Mengen von Ca⁺⁺ und SO₄⁻ gemessen wurden (Tab. 5).

Tab. 5: Lösliche Salze (cmol/kg) in den Böden des Kalkdüngungsversuches
Feld A (Mischproben 1990 aus der Schicht 0-20 cm, Wasserextraktion 1:5, 2 h)

	Kalkdüngung (dt CaO/ha aller 3Jahre als CaCO ₃)			
	0	5	10	20
Mg ⁺⁺	0,12	0,11	0,09	0,04
Ca ⁺⁺	0,87	1,38	1,73	2,11
SO ₄ ⁻	0,93	1,14	1,21	2,11
HCO ₃ ⁻	0,00	0,06	0,20	0,36
Cl ⁻	0,09	0,09	0,06	0,08

* Differenzen zwischen KAK_{eff} und der Summe von austauschbarem Na⁺, K⁺ und Mg⁺⁺

** Mit N-Ammoniumacetat extrahiert

Die gefundenen Calciumsulfatmengen nehmen erwartungsgemäß mit der Kalkdüngung zu. Es ist aber auch ohne Kalkdüngung eine erhebliche Menge an Gips vorhanden, die zum Teil aus der regelmäßigen Düngung mit einfachem Superphosphat, zum Teil aus der Deposition (s.o.) stammt.

Untersuchungen an den Bodenproben (0-100 cm) des K-Düngungsversuches (*Feld C*) haben dann ergeben, daß die Akkumulation des Gipses im Unterboden noch viel ausgeprägter ist und daß sich auf dem Versuchsfeld in 60-100 cm Tiefe je Hektar einige Zehntausend kg CaSO₄ befinden. Das ist bei weitem mehr als in 40 Versuchsjahren mit der Mineraldüngung an Sulfat verabfolgt wurde. Offenbar reicht die geringe Durchfeuchtung der ackerbaulich genutzten Böden unter unseren klimatischen Bedingungen nicht aus, um den relativ schwer löslichen Gips, wo er sich denn einmal angereichert hat, so bald wieder vollständig aus dem Boden auszutragen. Anders als bei Nitrat und Chlorid ist die Akkumulation des Sulfates also nicht nur eine vorübergehende. Dies ist in einer Zeit, in der immer häufiger von einer negativen Sulfatbilanz der Ackerböden und von S-Mangel der Kulturpflanzen gesprochen wird, bemerkenswert und bedarf der weiteren Beobachtung.

Literatur

GARZ, J., H. SCHARF, H. STUMPE, H.W. SCHERER u. W. SCHLIEPHAKE (1993): Kühn-Arch. 87, 42-52. - KOLBE, G. u. H. SCHARF (1967): Albrecht-Thaer-Arch. 11, 115-120. - LAATSCH, W. (1934): Jahrb. d. Halleschen Verb. 13 (N.F.), 57-110. - MICHEL, H., D. ROTH u. R. GÜNTHER (1991): Arch Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 35, 103-111. - WEISE, K. (1979): Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 23, 163-171.

Bodenökologische Gradienten im Randbereich kleinflächiger Waldstandorte des östlichen Münsterlandes unter dem Einfluß angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung

von

Gehrs, J. J.* , M. Szibalski* und P. Felix-Henningsen**

Einleitung

Vielfach wurde die höhere Depositionsbelastung von Waldrändern gegenüber dem Bestandesinneren beschrieben. Es ist daher zu erwarten, daß insbesondere in einer Region mit intensiver Viehhaltung hohe Ammoniumdepositionen, als Trägermedium von H_3O^+ -Ionen infolge der atmosphärischen Pufferung saurer Emissionen (GEHRMANN 1987), zu einer stärkeren Beeinflussung der Waldränder führen. Neben der Versauerung stellt der Input und die Akkumulation von Schwermetallen in Abhängigkeit von den Eigenschaften der organischen Auflage eine weitere wesentliche Beeinträchtigung dieser Ökosysteme dar. Weiterhin kann die zunehmende Deposition von Stickstoffverbindungen nachhaltig die Zusammensetzung der Vegetation an diesen Standorten beeinflussen (STEBUNG & FANGMEIER 1986).

Im folgenden wurde überprüft, inwieweit sich Unterschiede in der Belastungssituation von Waldböden als Gradienten einzelner Standorteigenschaften niederschlagen. Mit Hilfe der Transektmethode konnten diese Steigungsmaße identifiziert und soweit möglich quantifiziert werden. Für die vorliegende Untersuchung wurden vier Kiefernforsten des östlichen Münsterlandes auf Podsol-Gleyen und Gley-Podsolen ausgewählt.

Material und Methoden

Für die Auswahl geeigneter Transekte wurden die Bodentypen, Humusformen und Bestockungsverhältnisse der vier Flächen erfaßt. Um eine dichte Beprobung der Randbereiche zu erzielen erwies sich eine exponentielle Aufteilung der Transekte mit sieben Probenahmestellen als zweckmäßig.

An jeweils fünf Aufnahmeflächen entlang dieser Streifenprofile wurde das floristische Gefälle vom Bestandesrand in das Bestandesinnere und die Abfolge der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Reaktion und Stickstoff untersucht. Weiterhin wurden die Humusformen und -profile im Bereich der Probenahmestellen kartiert.

Die Analyse bodenchemischer Parameter erfolgte überwiegend für die organischen Auflagehorizonte Of und Oh. Die Bestimmung der Bodenacidität ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ und pH_{KCl}) wurde in Anlehnung an die Bodenzustandserhebung (BZE) des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen an feldfrischen Proben durchgeführt (PAHLKE 1991). Die Ermittlung der effektiven Kationenaustauschkapazität erfolgte nach TRÜBY & ALDINGER (1989). Die C_1 und N_1 -Gehalte wurden mit einem Elementaranalysator (CARLO-ERBA NA 1500) bestimmt. Das potentiell pflanzenverfügbare Blei und Zink wurde mit 0,025M Na_2EDTA -Lösung extrahiert (ÖNORM 1960).

* Inst. f. Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

** Inst. f. Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Gießen

Die Auswertung der bodenchemischen Parameter befaßte sich überwiegend mit der Korrelation zwischen dem Merkmal y (pH, KAK_{eff} , BS_{eff} , C/N, Pb- und Zn-Gehalt) und der Variablen x (Entfernung vom Bestandesrand) der zu einem Gesamttransekt zusammengefaßten Einzeltransekte. Das nichtlineare Bestimmtheitsmaß B_{nl} und der entsprechende nichtlineare Korrelationskoeffizient r_{nl} wie auch die Regressionsparameter wurden nach SACHS (1992) ermittelt. Die Prüfung der Korrelationskoeffizienten auf Verschiedenheit von 0 erfolgte mittels T-Test ($\alpha=5\%$, entspr. * und $\alpha=1\%$, entspr. **).

Ergebnisse der Transektuntersuchungen und Diskussion

Die durch den Wechsel der Standorteigenschaften im Übergang Acker/Wald hervorgerufenen Veränderungen der Umweltbedingungen schlagen sich in einem floristischen Gefälle nieder. Auf drei der untersuchten Flächen finden sich im ersten Transektabschnitt Relikte der ehemaligen Heide. Dies ist typisch für Forstgesellschaften, deren Artengefüge sich noch nicht stabilisiert hat (ELLENBERG 1986).

Das Auftreten von Nitrophyten im Bestandesinneren dieser primär armen Standorte kann auf den diffusen Input stickstoffhaltiger Immissionen hinweisen. Diese Artverschiebungen in nährstoffarmen Wäldern in neuerer Zeit wurden bereits von verschiedenen Autoren festgestellt (ELLENBERG jun. 1986, STEUBING & FANGMEIER 1986).

Die mittleren Reaktionszahlen zeigen im Transektverlauf eine deutliche Parallelität zu den pH-Werten (Abb. 2) und der Humusformenabfolge. Die Zeigerwerte für Stickstoff weisen jedoch keine eindeutige Beziehung zum Abstand vom Bestandesrand auf.

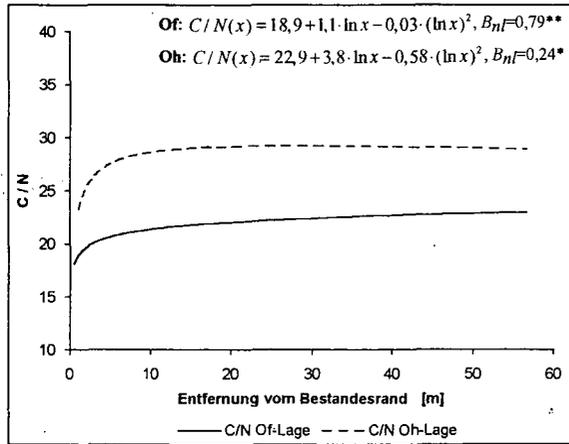


Abb. 1: C/N-Verhältnis der Of- und Oh-Lage als Funktion des Abstandes vom Bestandesrand

Die durch die jahrhundertelange, intensive Streunutzung und Pflagenwirtschaft verarmten Böden zeigen insgesamt ungünstige Humusformen, die in Transektrichtung trotz gleichartiger Bestockung zunehmend schlechter werden. Entsprechend weitet sich das C/N-Verhältnis. Die Änderung des C/N-Quotienten ist innerhalb der ersten Meter besonders ausgeprägt (Abb. 1).

Abweichend von der "normalen" Situation in Auflagehumusprofilen ist das C/N-Verhältnis in der Of-Lage im Vergleich zu dem entsprechenden Quotienten im Oh-Horizont deutlich enger. Diese Umkehr der typischen Verhältnisse

an den untersuchten Standorten kann auf diffusen Eintrag stickstoffhaltiger Depositionen zurückgeführt werden.

Innerhalb der Transekte sind gerichtete pH-Änderungen nur in den Auflagehorizonten (Of und Oh) feststellbar (Abb. 2). Die pH-Ergebnisse lassen besonders in der Of-Lage einen deutlichen, allerdings auf wenige Meter begrenzten Einfluß durch die Nutzung der benachbarten landwirtschaftlichen Flächen erkennen. Setzt man eine höhere Depositionsbelastung im Randbereich voraus, so ist ein wesentlicher Grund für die geringen pH-Änderungen nach Erreichen des Minimums in der Tatsache zu suchen, daß die bereits vor der Entstehung dieser Waldränder (durch Rodungs- und Aufrostungsphasen in jüngerer Zeit) durch die allgemeine Depositionssituation stark versauerten Stand-

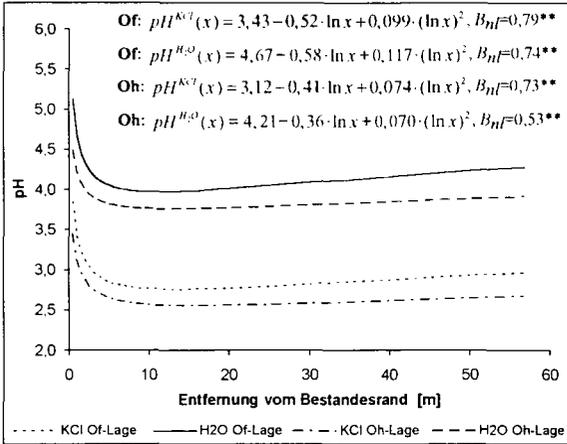


Abb. 2: pH-Werte der Of- und Oh-Lage als Funktion des Abstandes vom Bestandesrand

orte nur noch eine geringe Neigung zu weiterer pH-Absenkung zeigen (BUTZKE 1981). Weiterhin ist anzunehmen, daß sich im Randbereich durch die Nähe des Waldmantels und des Gesamtbestandes zur landwirtschaftlichen Nutzfläche zwei gegenläufige Tendenzen überlagern. Ausschlaggebend für das rasche Absinken der pH-Werte am Bestandesrand ist demnach in erster Linie der Systemwechsel vom intensiv bewirtschafteten Acker zum extensiv genutzten Forst.

Die effektive Kationenaustauschkapazität ist, sofern sie auf den C_{org} -Gehalt bezogen wird, ebenso wie die Basensättigung stark vom pH-Wert abhängig. Die Regressionsfunktionen von KAK_{eff} (Abb. 3) und BS_{eff} in der Of-Lage innerhalb des Gesamttransektes ähneln daher den pH-Kurven. Für die KAK_{eff} in der Oh-Lage ergibt sich keine ausgeprägte Korrelation zur Entfernung vom Bestandesrand.

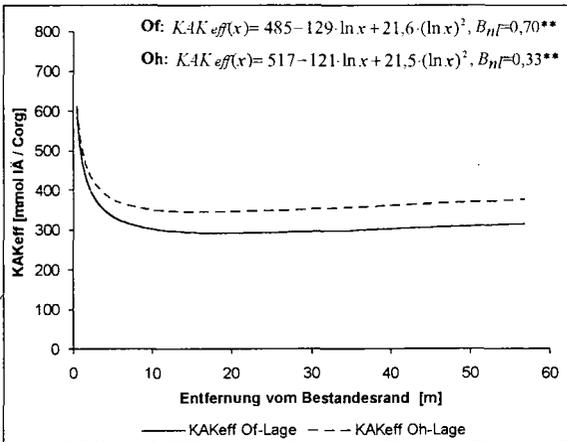


Abb. 3: Die auf den C_{org} -Gehalt normierte KAK_{eff} der Of- und Oh-Lage als Funktion des Abstandes vom Bestandesrand

Bei der BS_{eff} läßt sich nicht nur in der Of-Lage, sondern auch in der Oh-Lage eine Korrelation zum pH_{KCl} nachweisen. In der Oh-Lage ist der BS_{eff} -Gradient im Vergleich zur Of-Lage steiler. Basische Einträge, die von der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzfläche ausgehen, wirken sich im Oh-Horizont auf den BS_{eff} -Gradienten stärker aus, da das Niveau der Basensättigung im Bestandesinneren niedriger ist.

Als Folge der Depositionen sind in den Humusaufgaben von Waldböden meistens Anreicherungen von Schwermetallen festzustellen (BRÜMMER et al. 1991, MAYER 1985). Dies gilt in besonderem Maße für Blei, da es vorzugsweise an höhermolekulare, wenig lösliche Huminstoffe gebunden wird (KÖNIG et al. 1986). Die Verteilung von mobilisierbarem Blei spiegelt in der Of-Lage offensichtlich eine höhere Interzeptionsdeposition des randnahen Teils des Kiefernbestandes wider. Innerhalb der Oh-Lage zeigen die Pb-Gehalte eine erhebliche Streuung um die Regressionsfunktion, so daß hier kein signifikanter Zusammenhang zur Transektrichtung erkennbar ist (Abb. 4). Die potentiell pflan-

zenverfügbaren Gehalte sind jedoch infolge relativer Anreicherung sowie nachlassender Pb-Emissionen um ca. 50 mg/kg bis 100 mg/kg höher als in der Of-Lage. Die stark pH-abhängige und vergleichsweise hohe Mobilität des Zinks ließ einen Zusammenhang zu unterschiedlichen Depositionsraten innerhalb des Bestandes nur bei den Zn-Vorräten der Of-Lage erkennen. Eine Normierung der Pb- und Zn-Gehalte auf den C_{org} -Anteil brachte keine Verbesserung der Korrelation.

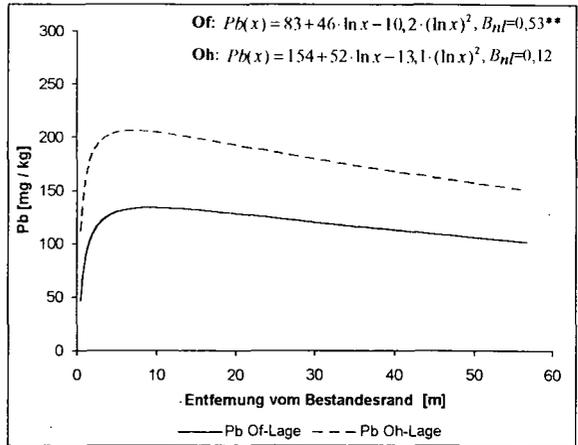


Abb. 4: Der potentiell pflanzenverfügbare Blei-Gehalt der Of- und Oh-Lage als Funktion des Abstandes vom Bestandesrand

Schlußfolgerungen

Nach den vorliegenden Ergebnissen ergeben sich gewisse Hinweise auf die Eintrags-situation innerhalb der untersuchten Standorte, aus denen sich folgende Hypothesen formulieren lassen:

- Waldsaum und -mantel senken die lokale Windgeschwindigkeit in den bodennahen Luftschichten. Dadurch werden Acker-, Kalk- und Düngestäube aus den benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen vornehmlich in den unmittelbaren Randbereich des Waldes eingetragen. Als Folge steigt der pH-Wert sowie die KAK_{eff} und BS_{eff} in den Auflagehorizonten.
- Der Eintrag von sauren Depositionen und Schwermetallen erfolgt verstärkt über die randnahen bestandbildenden Bäume. Insbesondere Nadelbäume mit ihrer ganzjährigen Belaubung erhöhen die Interzeptionsdeposition. Daher machen sich eine höhere Bleibelastung und ein niedrigerer pH-Wert erst in einem Abstand von etwa 5m vom Waldrand bemerkbar.
- Die deutliche Verengung des C/N-Quotienten der Of-Lage gegenüber der Oh-Lage ist auf einen allgemeinen diffusen Eintrag düngender Immissionen zurückzuführen. Im Transektverlauf sporadisch auftretende Nitrophyten bestätigen diese Annahme.

Literatur

BRÜMMER, G.W., HORNBERG, V., HILLER, D.A. (1991): Schwermetallbelastung von Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 63, 31-42. BUTZKE, H., GENBLER, H., KRAUSE, A., ROST, F., WACHTER, H., WOLF, G., WOLFF-STRAUB, R., ZAK, K., ZEJSCHWITZ, E. von (1981): Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen - Teil III. *Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen*, 6, 95 S.; Recklinghausen. ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. 4. Aufl., 989 S.; Stuttgart (Ulmer). ELLENBERG, H., jun. (1986): Veränderung von Artenspektren unter dem Einfluß von düngenden Immissionen und ihre Folgen. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 41, 466-467. GEHRMANN, J. (1987): Derzeitiger Stand der Belastung von Waldökosystemen in Nordrhein-Westfalen durch Deposition von Luftverunreinigungen. *Der Forst- und Holzwirt*, 6, 141-145. KÖNIG, N., BACCINI, P., ULRICH, B. (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanz auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 149, 68-82. MAYER, R. (1985): Schwermetallanreicherungen im Wurzelraum von Waldbeständen. *Forsch. Ber. Tagng. DVWK*, 343-351. PAHLKE, U. (1991): *Langzeit-Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften in säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalens - Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur*. Diss. Fachbr. Architektur, Bio- u. Geowissenschaften, 143 S.; Univ. Gesamthochsch. Essen. SACHS, L. (1992): *Angewandte Statistik*. 7. Aufl., 846 S.; Berlin/Heidelberg (Springer). STEUBING, L. & FANGMEIER, A. (1986): *Immissions-situation der Waldbodenvegetation - Immissionsbelastung*. *Allgemeine Forst-Zeitschrift* 19, 469-471. TRÜBY, P. & ALDINGER, E. (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 152, 301-306.

Untersuchungen zur Umsetzung 15-N-markierter Gülle in einem Pseudogley-Kolluvium - Versuchsaufbau und erste Ergebnisse

von

Goerges, T. und B. Sattelmacher*

Einleitung und Zielsetzung

Die Stickstoffumsetzung nach Ausbringung organischer Düngemittel (Gülle) ist von zahlreichen Faktoren abhängig und auch heute noch schwer prognostizierbar (PESCHKE et al., 1987; VILSMEIER und GUTSER, 1990). Dies erschwert eine Ausrichtung der applizierten Mengen am Nährstoffbedarf des Bestandes unter Berücksichtigung des Bodenvorrats (SCHERER et al. 1988). Im Rahmen des SFB 192 (T.V. B4) wird das Schicksal des durch Gülle zugeführten mineralischen und organischen Stickstoffs verfolgt, um hierüber einen Beitrag zu einer fundierten Beurteilung dieses Düngemittels zu leisten. Hierbei wird die 15-N-Tracertechnik eingesetzt, die es erlaubt, die N-Flüsse im Boden zu messen (PESCHKE, 1982). 15-N-markierte Rindergülle wird auf "Kleinlysimer" bzw. Ernteparzellen ausgebracht und die Umsetzungs- und Verlagerungsvorgänge durch Analyse des 15-N-Markierungsgrades einzelner Bodenfraktionen (NH₄-N, NO₃-N, Amino-N, Amid-N, Aminosucker-N u.a.) dynamisch charakterisiert. Ferner erlaubt die Analyse der Bodenlösung verschiedener Tiefen Aussagen zur Stickstoffverlagerung. Die Bestimmung des Markierungsgrades der Pflanzensubstanz ermöglicht die direkte Beurteilung der N-Ausnutzung des Düngemittels im Anwendungs- bzw. Folgejahr (SCHERER, 1984). Als Varianten werden einerseits die Ausbringungstermine (Herbst/Frühjahr) sowie die Wirkung von mineralischer Düngung (KAS) in Kombination mit den Güllevarianten betrachtet.

Methodik und Standorteigenschaften

Die Versuchsfläche befindet sich auf dem Versuchsgut Hohenschulen in einer Moränenlandschaft westlich Kiels, der Bodentyp (Tab. 1) wird als Pseudogley-Kolluvium angesprochen (n Kartieranleitung). Hier wurden 36 Kleinlysimer von 80cm Höhe in den ungestörten Boden eingebracht und keramische Saugkerzen in 30, 60, 90 und 120cm installiert. Zur Erstellung der Wasserbilanz wurden in den Tiefen mit 4-facher Wiederholung Tensiometer gesetzt und eine Wetterstation am Standort installiert.

Tab. 1: Ausgewählte Bodeneigenschaften des Versuchsstandortes

Hor	Symb	Tiefe	B.art	B.type	pH*	Humus	Ld	NFK	nFKWe	KAK	S-Wert	Geog.
Nr		cm			CaCl ₂	%	g/cm ³	Vol.%	mm	mval/100gr	nival	
1	Ap	0-30	IS3	S-K	6.7	1.5	1.4	18	152	6	49	Mg
2	MAh	30-45	IS3		6.7	1.5	1.5	17	(100cm)	5		Mg
3	Sw	45-80	sL3		6.8	0.0	1.5	17		11		Mg
4	Sd	80-200	sL3		7.3	0.0	1.6	17		11		Mg

Die Markierung der Gülle wurde dadurch erzielt, daß im Frühjahr 1994 einer nicht laktierenden Kuh 15-N-markierter Hamstoff und 15-N-markiertes Pflanzenmaterial intraruminal verabreicht wurde. Der so markierte Ham und Kot wurde getrennt aufgefangen und auf den Markierungsgrad hin untersucht.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität, 24118 Kiel

Durch Mischen von Harn und Kot des ersten bzw. zweiten Tages nach der Fütterung wurde eine hoch markierte Gülle erzeugt (8,2 At%excess15N). Nach Zentrifugation (1000G;30min.) markierter und nicht markierter Gülle wurden die so erzielten "flüssigen" und "festen" Phasen (60:40) entsprechend dem Variantenplan (Tab.2) gemischt.

Tab.2: Plan der Versuchsvarianten

	15-N-Markierung der Flüssigphase*	15-N-Markierung der Festphase*	15-N-Markierung beider Phasen*	
	A	B	C	C
Mineraldüngung Termin [kg N/ha] der Gülleausbringung	40/40/40	40/40/40	40/40/40	0
Herbst	X	X	X	X
Frühjahr	X	X	X	X
Herbst + Frühjahr	-	-	X	X
ohne Gülle		X		X

*Herstellung durch Zentrifugation, dann Mischung

- A) 15-N-markierte Flüssigphase + nicht markierte Festphase
- B) nicht markierte Flüssigphase + 15-N-markierte Festphase
- C) nicht separierte, 15-N-markierte Gülle

Die Herbstgüllegabe betrug 16m³/ha (80 kgN/ha ;45kg NH₄-N + 35kgRest-N/ha). und wurde am 28.9.1994 , einen Tag vor der Aussat des Winterweizens (Sorte Orestis;B5) durchgeführt.

Im zweiwöchigen Rhythmus werden die Bodenlösungen durch einen an die aktuelle Tension und Tiefe angepaßten Unterdruck entnommen. Die Bodenlösungen werden auf NH₄-N, NO₃-N und Nges-N untersucht. Weiterführend werden im 4-wöchigen Abstand Nmin-Proben (0-90cm) gezogen. Nach erfolgter CaCl₂-Extraktion feldfrischer Proben (HOUBA et al., 1986) werden die Bodenextrakte auf NH₄-N, NO₃-N und Nges-N hin untersucht. Pflanzenproben werden zu physiologisch markanten Terminen der Ernteparzelle entnommen. Zusätzlich werden zu ausgewählten Terminen Bodenproben (0-30cm) aus den Lysimetern entnommen, die als Ausgangsmaterial für die hydrolytische-N-Fraktionierung (BREMNER et al.,1965; FLEIGE et al.,1971; STEVENSON, 1982), Biomasse-N Bestimmung (BROOKES et al., 1985) sowie der Bestimmung des fixierten NH₄-N in den Tonmineralien (BREMNER und KEENEY, 1966) dienen. Schwerpunktorientiert werden alle o.g. Proben auf ihren Anreicherungsgrad hin untersucht. Außerdem werden Bodentemperaturen in den Tiefen 5,10,20,30,60,90 und 120cm erfasst.

Erste Ergebnisse

Der Verlauf der Nmin-Werte der Bodenextrakte (Abb.1) zeigt im bisherigen Untersuchungszeitraum kaum Unterschiede. Der Gesamtverlauf der Nmin-Gehalte erreicht Ende Oktober das Maximum mit 60kgN/ha um dann aufgrund der vorwinterlichen Auswaschung langsam und Pflanzenaufnahme von 7kgN/ha auf unter 40kgN/ha bis Ende Dezember zu sinken. Hieraus kann gefolgert werden, daß ca. 15kgN/ha in Tiefen unterhalb 90cm verlagert wurden. Hiervon abweichend entwickelten sich die mineralischen-N-Mengen (NH₄-N + NO₃-N) in kgN/ha je Tiefe in den Saugkerzenlösungen (Abb.2). Die Güllevariante zeichnet 5 Wochen nach der Gülleapplikation mit 85kgN/ha in 0-90cm signifikant höhere Nmin-Gehalte als die Kontrolle. Während dieser Anstieg zunächst im Oberboden nachgewiesen wurde, verlagert sich das Nmin über die Zeit in den Unterboden. Die Messungen der 15-N-Gehalte werden einen weiteren Aufschluß über den Verbleib des Gülle-N erbringen

Die ersten Ergebnisse der Pflanzenproben (Winterweizen EC-Stadium 14-19) zeigen, daß in der Gesamtaufnahme. 7kgN/ha, keine Unterschiede zwischen den Varianten zu erkennen sind, allerdings kann nach massenspektrometrischer Analyse doch ein differenzierteres Bild zwischen den Varianten abgeleitet werden (Abb.3).

Somit stammen 40% des Weizenstickstoffs aus der Gülle, entsprechend 10% aus der festen Phase der Gülle und 25% aus der flüssigen Phase.

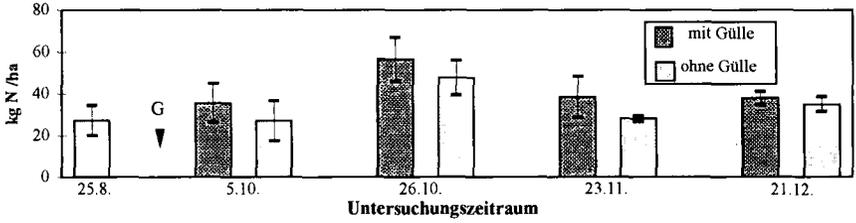


Abb. 1: Verlauf der Nmin-Gehalte in 0-90cm

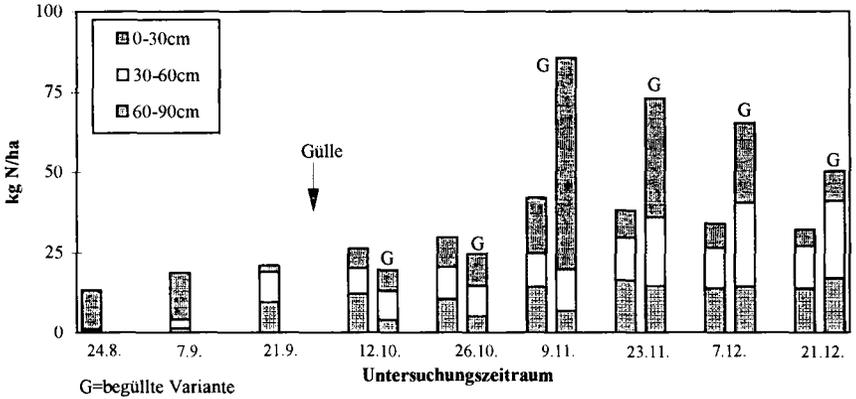


Abb. 2: Verlauf der mineralischen N-Gehalte (NH₄-N+NO₃-N) in den Bodenlösungen

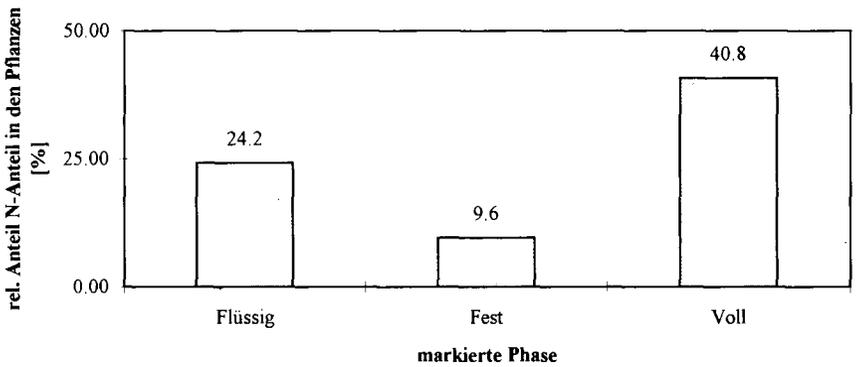


Abb. 3: Stickstoffanteil aus den markierten Güllefraktionen im Winterweizen (EC 14-19)

Literatur

- BREMNER, J.M. und A.P. EDWARDS (1965): Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 1. Apparatus and procedure for distillation and determination of ammonium. Soil Science Society America Proceedings 29: 504-507
- BREMNER, J.M. und D.R. KEENEY (1966): Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Science Society America Proceedings 30: 577-582
- BROOKES, P.C., A. LANDMAN, G. PRUDEN und D.S. JENKINSON (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil Biology and Biochemistry 17: 837-842
- FLEIGE, H., B. MEYER und H. SCHOLZ (1971): Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen. Göttinger Bodenkundliche Berichte 18: 1-37
- HOUBA, V.J.G., I. NOVOZAMSKY, A.W.M. HUYBREGTS und J.J. van der LEE (1986): Comparison of soil extraction by 0.01 M CaCl₂, by EUF and by conventional extraction proced. Plant and Soil 96, 433-437
- PESCHKE, H. (1982): Wirkungsvergleich organischer Düngemittel mittels ¹⁵N-Tracer. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 26, 207-216
- PESCHKE, H., M. KÖRSCHENS und R. MÜNCHOW (1987): Stickstoffmineralisation unter Einfluß der Düngung in Böden des Statischen Versuches Lauchstädt. Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenk. 31: 667-675
- SCHERER, H.W., W. WERNER und A. KOHL (1988): Einfluß langjähriger Gülledüngung auf den Nährstoffhaushalt des Bodens. 1. Mitteilung: N-Akkumulation und N-Nachlieferungsvermögen. Z. Pflanzenern. u. Bodenk. 151, 57-61
- SCHERER, H.W. (1984): Beziehung zwischen dem Stickstoff-Entzug der Pflanzen und der Abnahme von spezifisch gebundenem NH₄-N im Boden. Z. Pflanzenern. u. Bodenk. 147, 29-36
- STEVENSON, F.J. (1982): Nitrogen - Organic forms. in: Methods of soil analysis - Part 2, A.L. Page, R.H. Miller und D.R. Keeney (Hrsg.), ASA und SSSA, Madison, 625-641
- VILSMIEIER, K. und R. GUTSER (1990): N-Ausnutzung nach Mineral- und Gülledüngung (¹⁵N) im Weihenstephaner Lysimeter. VDLUFA-Schriftenreihe 30, 175-180

Phosphatmobilisierung in der Rhizosphäre durch direkte und indirekte Wirkungen von Wurzelabscheidungen höherer Pflanzen

von

Gransee, A., A. Deubel und G. Ströhmer¹

Einleitung

Höhere Pflanzen geben beachtliche Mengen an organischen Verbindungen an die Rhizosphäre ab (Wittenmayer und Gransee, 1992). Diese Wurzelabscheidungen können vermutlich direkt (über die Mobilisierung schwerlöslicher Verbindungen) wie auch indirekt (erhöhte Aktivität von Rhizosphärenmikroorganismen) die Mineralstoffernährung der Pflanzen beeinflussen. Die zur Untersuchung der Wurzelabscheidungen entwickelte Methode (Wittenmayer et al., 1995) sollte benutzt werden, um den Einfluß solcher abgegebenen Verbindungen auf das Phosphatlösungsvermögen von Rhizosphärenbakterien (*Pantoea agglomerans* und *Pseudomonas fluorescens*) und auf die Phosphatlöslichkeit im Boden zu untersuchen.

Material und Methoden

Pflanzenanzucht

Für die Untersuchungen wurden Erbsenpflanzen der Sorte Grapis und Maispflanzen der Sorte Becemara verwendet. Die Anzucht erfolgte unter weitgehend sterilen Bedingungen in Plaströhren (20 cm Höhe; 10 cm Durchmesser) in 4 Wiederholungen mit Quarzsand als Substrat. Die Wasser- und Nährstoffversorgung waren optimal mit Ausnahme des Phosphates, bei dem es bei den Erbsenpflanzen eine Mangelvariante (ohne P-Zugabe) gab (vgl. Wittenmayer et al., 1995). Die Erbsenpflanzen wurden im Alter von 3 Wochen für 3 Tage in eine ¹⁴CO₂-haltige Atmosphäre überführt, nach dieser Zeit vorsichtig aus dem Substrat entnommen und zur Gewinnung der wasserlöslichen Wurzelabscheidungen für 2 Minuten in micropurhaltiges Wasser getaucht und die gelösten Verbindungen dem bei Wittenmayer et al. (1995) beschriebenen Trennungsgang unterworfen.

Bakterienkultivierung

Für die Untersuchungen wurden die Bakterienstämme D5/23 und PsIA12 der Arten *Pantoea agglomerans* und *Pseudomonas fluorescens* ausgewählt. Das Phosphatlösungsvermögen der beiden Stämme ist in Muromcev-Nährlösung (bestehend aus Glucose, Asparagin und Salzen) mit Zusatz von tertiärem Calciumphosphat quantitativ bestimmt worden. Die Hauptkultur erfolgte 7 d bei 28 °C in Blutkonservenflaschen mit 30 ml Nährlösung + 29 mg Ca₃(PO₄)₂, die mit 500 µl Inokulum beimpft wurden. Die Glucose ist dann durch die prozentuale Zusammensetzung der Zucker, wie sie in Wurzelabscheidungen der Erbsenpflanzen gefunden wurden, ersetzt worden. Der Gesamtanteil der Zucker blieb dabei

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Adam-Kuckhoff-Str. 17b 06108 Halle

stets 1%. Das gelöste Phosphat wurde nach Ende der Wachstumszeit in der Nährlösung gemessen (Murphy und Riley, 1962). Die Prüfung des Anteils der einzelnen Zucker an der Phosphatmobilisierung erfolgte durch Zusatz solcher Verbindungen zur Nährlösung mit anschließender Bestimmung des aus $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ gelösten Phosphats.

Diffusionsuntersuchungen

Für diese Untersuchungen wurden kleine Modellbodenblöcke in Plexiglascontainern benutzt, die folgende Maße aufwiesen: 24 mm x 30 mm x 12 mm. Bei dem Versuchsboden handelte es sich um eine Sandlehm-(Braun-) Schwarzerde (pH 6,3). Der in den Container eingefüllte Boden wies eine Dichte von $1,46 \text{ g/cm}^3$ sowie einen Gesamtwassergehalt von 24% auf. Die Bodenblöcke bestanden aus zwei mit den Stirnseiten einander zugekehrten Teilblöcken, wobei dem einen zusätzlich 10 mg P/100 g Boden in Form von KH_2PO_4 zugemischt worden waren. Der andere Teilblock enthielt den gleichen, jedoch ungedüngten Boden. Die Wurzelabscheidungen der Maispflanzen gelangten als Suspension (wasserlöslicher Anteil) ohne vorherige Fraktionierung in den Mengen 0 g; 0,1 g und 0,2 g zu gleichen Teilen auf die Kontaktflächen der beiden Teilblöcke. Nach 3-tägiger Lagerung bei 20°C in normalfeuchter Atmosphäre wurden sie an den Auftropfstellen (Kontaktgrenze) zusammengefügt und mit Paraffin verschlossen. Nach einer Versuchsdauer von 3 d sind die feuchten Teilblöcke voneinander getrennt und mit flüssigem Stickstoff eingefroren worden. Mit Hilfe eines Gefriermikrotoms wurden 0,8 mm breite Schnitte angefertigt, und in diesen sind die doppelaktat(DL)-löslichen P-Mengen bestimmt worden. Zur Aufklärung des Mechanismus der P-Mobilisierung durch Wurzelabscheidungen wurden dem Boden die bei Wittenmayer et al. (1995) ermittelten Einzelverbindungen in radioaktiv markierter Form zugegeben.

Ergebnisse und Diskussion

Die Zusammensetzung der Wurzelabscheidungen von Erbsenpflanzen bei unterschiedlicher P-Versorgung zeigten Wittenmayer et al. (1995). Das Auftreten der Einzelverbindungen demonstriert eine deutliche Abhängigkeit von der P-Versorgung der Pflanzen. Zuerst fällt auf, daß sich bei einem ausreichenden P-Angebot nur vier Zucker nachweisen lassen: Glucose (39%), Fructose(29%), Saccharose (21%) und Ribose (11%). Wurden die Erbsenpflanzen unter P-Mangel angezogen, finden sich in den über die Wurzel abgegebenen Verbindungen drei weitere Zucker (Xylose, Fucose und Galactose). Außerdem ändert sich auch die Zusammensetzung der Zuckerfraktion, was am deutlichsten bei der Glucose sichtbar wird, deren Anteil auf 17% zurückgeht.

Es stellte sich nun die Frage, welche Auswirkungen diese Verschiebungen in der Zuckerfraktion auf das Phosphatlösungsvermögen P-mobilisierender Bakterienstämme haben. Zunächst war festzustellen, daß der Austausch der Glucose aus dem Standardmedium gegen die Zucker aus den Wurzelabscheidungen das Mikrowachstum nicht signifikant beeinflusste(gleiche Proteinbildung, ermittelt nach Lowry et al., 1951). Abbildung 1 zeigt dann die Ergebnisse zur P-Mobilisierung aus $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$.

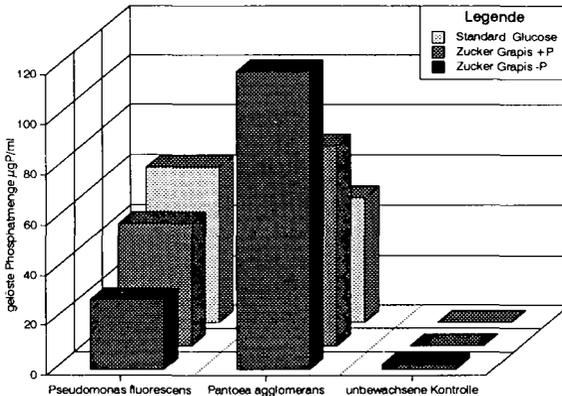


Abb. 1: Einfluß der Zuckerzusammensetzung von Wurzelabscheidungen von Erbsenpflanzen der Sorte Grapis auf das Phosphatlösungsvermögen $[Ca_3(PO_4)_2]$ von zwei Bakterienstämmen (alle Unterschiede bei den Bakterienvarianten im Tukey-Test signifikant bei $\alpha=0,05$)

Es ist zu erkennen, daß die zwei Bakterienstämme in der Lage sind, beträchtliche P-Mengen in der Standardvariante zu lösen. Werden ihnen Zucker angeboten, die denen von Erbsenpflanzen entsprechen, reagieren die Bakterien darauf deutlich. Bei *Pseudomonas fluorescens* verringert sich die gelöste P-Menge. Bei *Pantoea agglomerans* steigt sie dagegen an, und zwar besonders stark, wenn Zucker von Wurzelabscheidungen der P-Mangelpflanzen angeboten werden. Die Unterschiede zwischen allen Varianten der Abb. 1 waren statistisch signifikant. Die Versuche zeigten, daß die unterschiedliche Zusammensetzung der Wurzelabscheidungen von Erbsenpflanzen einen großen Einfluß auf die physiologischen Leistungen (in diesem Fall das P-Lösungsvermögen) von Rhizosphärenmikroorganismen ausübten. In weiterführenden Experimenten wurden die Zucker einzeln an die Bakterien verfüttert und die von den Mikroorganismen abgegebenen Verbindungen mit Hilfe von GC/MS-Analysen bestimmt. Dies soll Aufschluß darüber geben, welcher Zucker im Stoffwechsel des betreffenden Bakteriums besonders effektiv bei der Phosphatlösung wirkt und durch welchen Mechanismus die Phosphatmobilisierung erfolgt. Die P-Mobilisierungsleistung von *Pantoea agglomerans* wurde durch Ribose und Galactose deutlich gesteigert, bei *Pseudomonas fluorescens* dagegen durch diese beiden Zucker gesenkt. Es zeichnet sich ab, daß das von den Bakterien gebildete Spektrum von Carbonsäuren dabei eine besondere Rolle spielt. Bisher konnten Bernsteinsäure und Milchsäure eindeutig identifiziert werden. Die Untersuchungen sind aber noch nicht abgeschlossen.

Die Prüfung des Einflusses der Wurzelabscheidungen auf die Löslichkeit des Phosphates im Boden zeigt die folgende Abbildung.

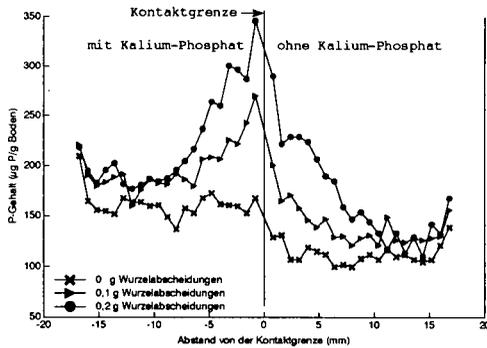


Abb. 2: Abhängigkeit des DL-löslichen Phosphatgehaltes von der zugegebenen Menge an Wurzelabscheidungen von Maispflanzen in den Bodenschnitten. Unterschiede bis 8 mm Entfernung von der Kontaktgrenze zwischen den beiden Extremvarianten bei $\alpha \leq 0,1$ gesichert (Newman-Keuls-Test und Approximation)

Die DL-lösliche Phosphatmenge ist in den Varianten, zu denen wasserlösliche organische Wurzelabscheidungen zugesetzt wurden, deutlich gegenüber der Kontrollvariante erhöht. Diese Aussage trifft vor allem für die ersten 8 mm von der Kontaktfläche her zu. Interessanterweise steigt mit der Menge verabreichter Wurzelabscheidungen zu den Bodenblöcken auch die DL-Löslichkeit des Phosphates. Da dieser Effekt vor allem in unmittelbarer Nähe zur Kontaktfläche zu beobachten ist, an der die Wurzelabscheidungen aufgetropft wurden, ist in weiteren Versuchen mit ^{14}C -markierten Verbindungen ermittelt worden, ob sich die Wurzelabscheidungen in den ersten Millimetern des Bodenblockes angereichert haben. Es stellte sich heraus, daß dies bei Applikation ^{14}C -markierter Zucker und Aminosäuren der Fall war. Doch kann die Mitwirkung von Mikroben bei all diesen Prozessen nicht ausgeschlossen werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Veränderung der Zuckerzusammensetzung von Wurzelabscheidungen in starkem Maße das P-Lösungsvermögen von Bodenbakterien beeinflusst. Darüber hinaus üben die Wurzelabscheidungen anscheinend auch Wirkungen auf die DL-Löslichkeit von Düngerphosphaten im Boden aus.

Literatur

- Lowry, O. H., N. J. Rosebrough, A. L. Far und R. J. Randall: Protein measurement with the Folin Phenol Reagent. *J. Biol. Chem.* 193 (1951), 265
- Murphy, J., und J. P. Riley: A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27 (1962), 31-36
- Schulze, J.: Untersuchungen zur Kohlenstoffbilanz bei Leguminosen und Nichtleguminosen unter besonderer Berücksichtigung der organischen Wurzelabscheidungen. Diss., Martin-Luther-Universität Halle — Wittenberg, 1993
- Wittenmayer, L., und A. Gransee: Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Bestimmung von organischen Wurzelabscheidungen bei Mais und Erbsen. In: *Ökophysiologie des Wurzelraumes. Vorträge zur 3. wissenschaftlichen Arbeitstagung*, 1992, 81-85.
- Wittenmayer, L., A. Gransee und G. Schilling: Untersuchungen zur qualitativen und quantitativen Bestimmung von organischen Wurzelabscheidungen an Mais und Erbsen. *Mitt. der Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 1995 (im Druck)

Böden als Senke für Kohlenstoff: Vergleich Organischer und Konventioneller Landwirtschaft

von

Haas, G. und U. Köpke*

Einleitung

Die landwirtschaftliche Produktion kann klimarelevante Spurengase emittieren (Kohlendioxid, Distickstoffoxid, Methan), aber auch wichtige Senken bieten. Dabei ergeben sich systembedingte Unterschiede bei Organischer und Konventioneller Bewirtschaftung. Die nachfolgenden Ausführungen basieren auf einer für die Enquetekommission des Deutschen Bundestages "Schutz der Erdatmosphäre" erstellten Studie (HAAS und KÖPKE 1993). Ziel der Studie war die vergleichende Analyse und Bewertung der Klimarelevanz Konventioneller im Vergleich zu Organischer Landwirtschaft. Es werden in diesem Beitrag auszugsweise nur die Rückbindungspotentiale beider Systeme für Kohlendioxid dargestellt (vgl. KÖPKE und HAAS 1995).

Vorgehensweise

Die Datenbasis der Berechnungen bildeten amtliche Statistiken, betriebliche Planungsunterlagen, Praxisangaben, Literaturdaten und eigene Abschätzungen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Fixierung von CO₂ basiert primär auf dem Vermögen der Pflanzen, Kohlenstoff für die Bildung von organischer Substanz zu binden. Der weitere Verbleib dieser pflanzlichen Biomasse im Boden in Form einer Nutzung und Inkorporation durch die mikrobielle Biomasse oder in Form dauerhafter Humusstrukturen ist bei langfristiger Betrachtung eine weitere Vergleichsebene zur Beurteilung der landwirtschaftlichen Produktionssysteme hinsichtlich ihrer Potentiale, CO₂ zu binden. Die beiden möglichen **Vergleichsebenen pflanzliche Senke und die Senke Boden** können allerdings nur bei zeitlich unterschiedlichen Systemgrenzen betrachtet werden. Die Senke Pflanze ist auf jährlicher Basis vergleichbar, während dies für die Senke Boden nur bei langfristiger Beurteilung hinreichend möglich ist.

Die CO₂-Bindung der **Senke Pflanze** bei Organischer und Konventioneller Landwirtschaft ist in Tab. 1 dargestellt. Die höheren Massenerträge im Konventionellen Landbau haben eine höhere C-Fixierung im Erntegut vor allem der Sproßmassen zur Folge. Für eine Gesamtbilanz sind bei einer jährlichen Betrachtung allerdings die Ernte- und Wurzelrückstände, die Beikrautmassen

*Institut für Organischen Landbau, Prof. Dr. U. Köpke, Katzenburgweg 3, 53115 Bonn

und die fixierten C-Mengen der Untersaaten und Zwischenfrüchte mit einzubeziehen. Die um den Faktor von nahezu 1,3 höhere CO₂-Bindung in Erntegut und Restsproßmasse des konventionellen Betriebes wird durch die höhere Wurzelmasse der Hauptfrüchte und die aufgrund höherer Flächenanteile der Zwischenfrüchte und Untersaaten im Organischen Landbau höhere Bindung von CO₂ in der Sproß- und Wurzelmasse der Zwischenfrüchte sowie die höhere Unkrautmasse bei Organischer Landwirtschaft kompensiert.

Tab 1: CO₂-Bindung der pflanzlichen Erzeugung eines Organischen und eines Konventionellen Betriebes (je 100 ha; Flächenanteile nach BML 1993; KÖPKE und HAAS 1995)

	Organisch	Konventionell	Differenz	Org. - Konv.
	dt CO ₂ · ha ⁻¹			
<u>Hauptfrüchte</u>				
Erntegut + Restsproßmasse	138,01	181,33		- 43,32
Wurzelmasse	52,85	32,63		+ 20,22
<u>Zwischenfrüchte</u>				
Sproßmasse	19,99	7,99		+ 12,00
Wurzelmasse	8,00	3,20		+ 4,80
<u>Begleitflora</u>				
Sproßmasse	8,00	1,60		+ 6,40
Wurzelmasse	1,60	0,32		+ 1,28
Summe	228,45	227,07		+ 1,38
- Input	5,34	10,53		- 5,19
Gesamt	223,11	216,54		+ 6,57

Tab. 2: Effizienz des CO₂-Einsatzes im Verhältnis zur CO₂-Bindung bei Organischer und Konventioneller Landwirtschaft

	Organischer Landbau		Konventioneller Landbau	
CO ₂ -Bindung (output)	228,45	42,78	227,07	21,56
CO ₂ -Einsatz (input)	5,34	1	10,53	1

Bezogen auf den CO₂-Einsatz (Input, HAAS et al. 1995), ist die CO₂-Bindung (Output, vgl. Tab. 1) des Organischen Landbaus mit 42,8 Einheiten je eingesetzter Einheit CO₂ im Vergleich zu 21,6 Einheiten je eingesetzter Einheit CO₂ (konventionell) um den Faktor 2 höher (Tab. 2). Der flächenbezogene Einsatz von CO₂ im Organischen Landbau ist deutlich

niedriger als im Konventionellen Landbau, die Belastung der Atmosphäre durch die Organische Landwirtschaft damit geringer.

Der **Boden** stellt als Akkumulationsort organischer Substanz eine indirekte CO₂-**Senke** der primären CO₂-Senke Pflanze dar. Die Humusreproduktionsleistung der Ernte- und Wurzelrückstände ist von deren stofflicher Zusammensetzung abhängig.

Als effizienteste Maßnahme zur **Steigerung des Humusgehaltes** des Bodens ist der **Anbau mehrjähriger Feldfutterpflanzen** - wie er im Organischen Landbau typisch ist - oder auch neuerdings gezielt angelegter Grünbrachen anzusehen, da neben der Akkumulation von organischer Substanz in Form hoher Wurzelmassen durch längerwährende Bodenruhe (Unterlassung jeglicher Bodenbearbeitung) die Mineralisation organischer Bodensubstanz und damit der Abbau von CO₂ drastisch reduziert wird.

Die Boden-C-Gehalte weisen bei Organischer Bewirtschaftung im Vergleich zu intensiver Konventioneller Bewirtschaftung i.d.R. höhere Werte auf (vgl. Übersicht in KÖPKE und HAAS 1995). Dies ist neben höheren Wurzelrückstandsmengen aufgrund hoher Futterleguminosen-Anteile auch auf die Qualität dieser Wurzelrückstände hinsichtlich ihrer stofflichen Zusammensetzung und damit ihrer Halbwertszeit, die mit den unterschiedlichen Flächenanteilen der verschiedenen Kulturarten verbundene Bodenbearbeitung oder Bodenruhe (u. a. überjähriger Futterleguminosen-Anbau) und die im Gegensatz zur viehlosen oder auf Gülledüngung basierten Konventionellen Wirtschaftsweise im Organischen Landbau übliche Stallmistdüngung zurückzuführen.

Bei der Bewertung der landwirtschaftlich genutzter Feldfrüchte im Hinblick auf den **Kohlenstoff in der reproduktionswirksamen Substanz** (ROS-C: Kohlenstoff der nicht mineralisiert wird) ergibt sich die relative Vorzüglichkeit der **Futterbaupflanzen** gegenüber Getreide, Mais und Körnerleguminosen und insbesondere gegenüber den Hackfrüchten (KÖRSCHENS 1992). Die **Humusreproduktionswirksamkeit** ist generell höher, je höher der Anteil schwer abbaubarer Stoffgruppen (z. B. Lignin) und je geringer der Anteil leicht abbaubarer Stoffgruppen (Proteine, heißwasserlösliche Kohlenhydrate) ist (vgl. ASMUS 1992; KLIMANEK 1988).

Zahlreiche Dauerversuche des In- und Auslandes bestätigen mit erhöhten C-Gehalten der stallmistgedüngten Varianten die hohe **Humus-Reproduktionsleistung** von Stallmist. Die verschiedenen, dem Boden zugeführten organischen Dünger unterscheiden sich in ihrem Umsetzungsverhalten aufgrund ihrer unterschiedlichen stofflichen Zusammensetzung erheblich.

Höhere Anteile an mikrobieller Biomasse und eine höhere Lebensdauer, Individuendichte und größere Artenvielfalt der Bodenfauna (Regenwürmer, Laufkäfer etc.) im Organischen Landbau schlagen sich ebenfalls in höheren C-Bindungskapazitäten nieder.

Der Vorteil höherer Bodenhumusgehalte ist aufgrund seiner zentralen Bedeutung für die Umsetzungs-, Stoffwechsel- und Gefügebildungs-Prozesse mit dem höheren CO₂-Fixierungs-

potential allerdings nur unzureichend beschrieben. Unter anderem liegen die Vorteile einer standortangepaßten Organischen Landbewirtschaftung auch in verringerten Boden- und damit Kohlenstoff-Abträgen durch Wind- und Wassererosion.

Die **Strategien** zum Erhalt bzw. zur Mehrung der organischen Substanz des Bodens, wie mehrjähriger Feldfutteranbau mit hohen Ernte- und Wurzelrückständen sowie verminderte Mineralisation von Kohlenstoff durch Bodenruhe, Haupt- und Zwischenfruchtanbau sowie die Zufuhr von Stallmist und möglichst langwährende Bodenbedeckung zur Erhöhung der Aggregatstabilität und zur Erosionsvermeidung, sind systemimmanente Elemente des Organischen Landbaus.

Schlußfolgerung

Die aufgezeigten Vorteile des Organischen Landbaus hinsichtlich eines deutlich geringeren Kohlendioxideinsatzes und nahezu ausgeglichenen Rückbindungspotentialen für CO₂ werden im wesentlichen durch weitgehend "geschlossene" rinderhaltende (Futterbau) Gemischtbetriebe auf Stallmistbasis mit reglementierter bzw. verbotener Zufuhr von externen Betriebsmitteln - insbesondere Futtermittel und mineralischer Stickstoffdünger - erreicht. Dieser Betriebsorganisation ist bei der Definition zukünftiger Entwicklungspfade landwirtschaftlicher Produktion unter den Aspekten des Umwelt- und Klimaschutzes eine Leitbildfunktion zuzuschreiben.

Literatur

- ASMUS, F. 1992: Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion. Berichte über Landwirtschaft, 206. Sonderheft Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, "Humushaushalt", 127 - 139.
- BML (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) 1993: Agrar- und ernährungspolitischer Bericht der Bundesregierung und Materialband (einschließlich Buchführungsergebnisse) zum Agrarbericht 1993 der Bundesregierung. Drucksache 12/4257.
- HAAS, G.; KÖPKE, U. 1993: Vergleich der Klimarelevanz Ökologischer und Konventioneller Landbewirtschaftung. Studie im Auftrag der Enquetekommission des Deutschen Bundestages "Schutz der Erdatmosphäre". 2. überarbeitete Fassung, Dez. 1993. In: ENQUETE-KOMMISSION "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg.) 1994: Studienprogramm: Band 1 - Landwirtschaft, Economica Verlag, Bonn.
- HAAS, G.; GEIER, U.; SCHULZ, D.G.; KÖPKE, U. 1995: Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil I: Klimarelevante Kohlendioxid-Emission durch den Verbrauch fossiler Energie. Berichte über Landwirtschaft, zum Druck eingereicht.
- KLIMANEK, E.-M. 1988: Qualität und Umsetzungsverhalten von Ernte- und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Diss. (B), Berlin, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bad Lauchstädt.
- KÖRSCHENS, M. 1992: Simulationsmodelle für den Umsatz und die Reproduktion der organischen Substanz im Boden. In: Berichte über Landwirtschaft, 206. Sonderheft Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, "Humushaushalt", 140 - 154.
- KÖPKE, U.; HAAS, G. 1995: Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil II: Klimarelevante Kohlendioxid-Senken von Pflanzen und Boden. Berichte über Landwirtschaft, zum Druck eingereicht.

Mikrobielle Stickstoff Immobilisation in einem Lössboden unter Winterweizen nach Applikation verschiedener Mineraldünger-N-Formen

von

Harden, T., A. Hartmann, R. Nieder und J. Richter

Einleitung

Die Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen im Boden wird zum Teil durch die Bodenmikroorganismen beeinflusst, die um die gleichen Nährstoffe konkurrieren. Für den effizienten Einsatz von N-Düngern sind Kenntnisse über die mikrobiellen Umsetzungen von Nährstoffen im Boden unabdingbar. So ist es speziell in den Sommermonaten schwierig, den Gehalt an mineralischen Stickstoff im Boden vorherzusagen, da während der Hauptwachstumsperiode der Pflanzen erhebliche Mengen an Stickstoff durch Mikroorganismen mineralisiert bzw. immobilisiert werden (LICKFETT, 1993).

In einem Feldversuch wurden die Auswirkungen verschiedener Mineraldünger-N-Formen auf den Gehalt an mineralischem und mikrobiell gebundenem Stickstoff untersucht.

Material und Methoden

Auf dem Intensivmeßstandort des Sonderforschungsbereichs 179 in Neuenkirchen (Bodenkenndaten siehe Tabelle 1) wurde 1994 ein Feldversuch mit drei verschiedenen N-Düngerformen angelegt (Harnstoff, Ammoniumsulfat und Kalziumnitrat). Die Parzellen hatten eine Größe von 15 x 18 m und waren mit Winterweizen bestellt. Die Vorfrucht war Zuckerrüben. Insgesamt wurden 221 kg N ha⁻¹ in 5 Gaben verabreicht (siehe Tabelle 2). Vor der ersten Düngung und an 6 weiteren Terminen wurde mineralischer (N_{min}) und mikrobiellen gebundener Stickstoff (N_{mik}) gemessen. N_{min} wurde nach Extraktion mit 1 M KCl (Verhältnis Boden : Extraktionsmittel = 1 : 4) im Autoanalysator bestimmt. N_{mik} wurde als Ninhydrin-reaktiver Stickstoff mit der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode gemessen (BROOKES et al., 1985). Dazu wurde der Boden gesiebt (5 mm) und ein Äquivalent von 100 g trockenem Boden in 2 Hälften aufgeteilt. Eine Hälfte wurde sofort mit 200 ml 0.5 M K₂SO₄ extrahiert, die andere Hälfte nach 24 stündiger Begasung mit Chloroform. Ninhydrin-reaktiver Stickstoff wurde direkt nach der Extraktion colorimetrisch bestimmt. N_{mik} wurde nach der Formel:

$$N_{\text{mik}} = 5 E_{\text{Nin}}$$

kalkuliert (JØRGENSEN & BROOKES 1990), wobei E_{Nin} den durch Chloroformbegasung zusätzlich extrahierbaren Ninhydrin-reaktiven Stickstoff darstellt.

Tabelle 1: Bodenkenndaten des Standortes Neuenkirchen

C _{Org} [% TM]	1.5
N _{Ges} [‰ TM]	1,6
pH (CaCl ₂)	7.3
Ton [%]	19.6
Schluff [%]	77.7

Tabelle 2: Düngeterminen- und Mengen

Datum	kg N ha ⁻¹
30.03.	50
02.05.	40
11.05.	36
06.06.	55
20.06.	40

Ergebnisse und Diskussion

Eine Woche nach der Frühjahrsgabe von 50 kg N ha⁻¹ (am 30.3.) war auf der mit Nitrat-N gedüngten Fläche 76 kg N_{min} ha⁻¹ in den obersten 30 cm nachzuweisen (Abbildung 1). Auf den mit Harnstoff-N und Ammonium-N gedüngten Flächen wurden gleichzeitig nur 40 respektive 28 kg N_{min} ha⁻¹ 30 cm⁻¹ gefunden. Zwei Wochen später lagen die N_{min}-Gehalte in den mit Ammonium-N bzw. Harnstoff-N gedüngten Flächen nur noch geringfügig unter den N_{min}-Gehalten der mit Nitrat-N gedüngten Fläche. Nach weiteren Düngungen am 2.5. und am 11.5. konnte kein Einfluß der Düngerform auf den N_{min}-Gehalt beobachtet werden. Die Düngungen am 6.6. und 20.6. führten zu geringfügig niedrigeren N_{min}-Gehalten in den mit Ammonium-N und Harnstoff-N gedüngten Flächen als in der mit Nitrat-N gedüngten Fläche.

Die Verlagerung von Düngerstickstoff in die 30 - 90 cm Schicht war weitgehend auszuschließen, da zum einen zwischen Düngergabe und Meßtermin nur wenig Niederschlag gefallen war (Abbildung 3) und zum anderen in der 30 - 90 cm Bodenschicht in allen Varianten zu allen Zeitpunkten nur ca. 35 - 45 kg N nachgewiesen wurden (Ergebnisse nicht dargestellt). Es ist eher anzunehmen, daß zwischen Düngung und Probenahme im Sommer der Stickstoff aufgrund der trockenen Bedingungen noch

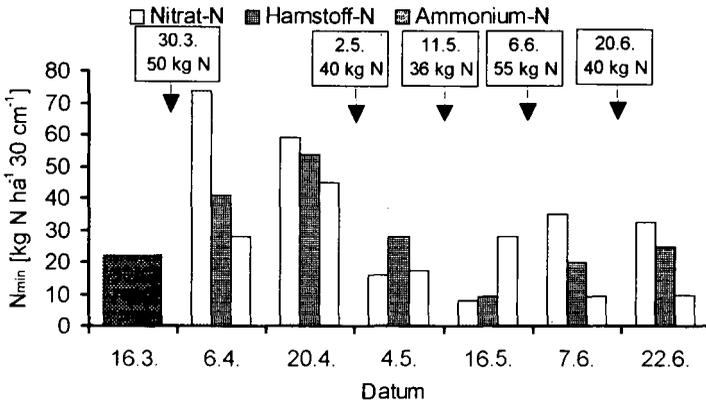


Abbildung 1: Mineralischer Stickstoff (N_{min}) in den oberen 30 cm auf dem Standort Neuenkirchen nach Düngung von unterschiedlichen N-Formen (Der Balken am 16.3. entspricht dem N_{min}-Gehalt vor der ersten Düngung).

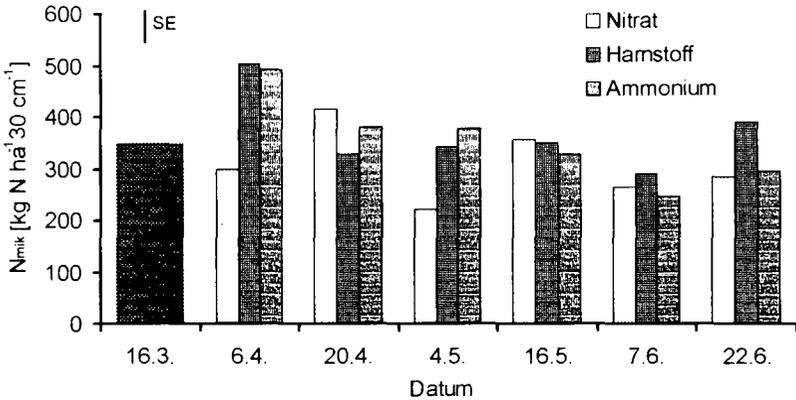


Abbildung 2: Stickstoff in der mikrobiellen Biomasse in 0 - 30 cm Bodentiefe nach Düngung von unterschiedlichen N-Formen (Der Balken am 16.3. entspricht der Menge an N_{mik} vor der ersten Düngung).

nicht vollständig in Lösung gegangen war. Die nach der ersten Düngergabe relativ niedrigen N_{min} -Gehalte auf den mit Ammonium-N und Harnstoff-N gedüngten Flächen könnten teilweise auch durch eine Fixierung von NH_4^+ in Tonmineralen hervorgerufen worden sein (HAAS et al. 1993).

Weiterhin wurden in den mit Ammonium-N und Harnstoff-N gedüngten Flächen in den oberen 30 cm ca. 180 kg N_{mik} ha⁻¹ mehr gemessen als auf der mit Nitrat-N gedüngten Parzelle (Abbildung 2). Ein deutlicher Einfluß der Düngerform auf N_{mik} konnte auch nach dem 2. Düngetermin, nicht aber nach den weiteren Düngeterminen beobachtet werden. In einem Modellversuch konnten JACKSON et al. (1989) zeigen, daß Dünger-N, der als NH_4^+ appliziert wurde, verstärkt in der mikrobiellen Biomasse festgelegt wird. Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, daß diese mikrobielle Festlegung auch unter Praxisbedingungen zu beobachten ist. Sogar eine Düngung mit

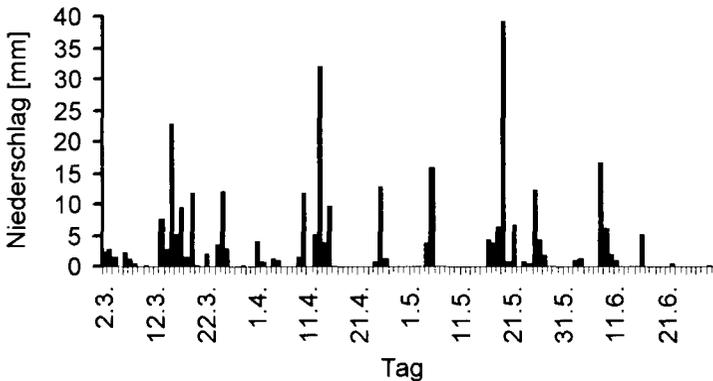


Abbildung 3: Niederschlagsverteilung auf dem Standort Neuenkirchen für den Beprobungszeitraum 1994.

Harnstoff, aus dem das Ammonium erst zeitlich verzögert, nach enzymatischer Umsetzung durch Urease frei gesetzt wird, konnte eine mikrobielle N-Festlegung bewirken.

Auffällig ist, daß nach einer Düngung von 50 kg N ha^{-1} der mikrobiell gebundene Stickstoff um ca. 180 kg ha^{-1} zunahm. Um eine solche Zunahme zu erklären, müßte die Düngung von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ einen verstärkten Abbau der organischen Substanz des Bodens bewirkt haben. Angenommen die gesamten 50 kg Dünger-N wurden von der mikrobiellen Biomasse aufgenommen, so müßten 130 kg N ha^{-1} aus der organischen Substanz des Bodens freigesetzt worden sein. Bei einem C/N-Verhältnis der organischen Substanz des Bodens von 10 müßten dementsprechend 1.3 t C aus der organischen Substanz umgesetzt worden sein. Das entspräche rund 2 % vom gesamten C_{org} . Nach JENKINSON (1990) werden aber nur 2 % des C_{org} im Verlauf eines gesamten Jahres umgesetzt. Damit kann eine Mobilisation von N aus der organischen Substanz des Bodens unplausibel erscheinen. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit für die hohen N_{mik} -Werte wäre, daß die hier verwendete Ninhydrin-Methode für die Bestimmung von Biomasse-N nach der Applikation von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ unzuverlässige Ergebnisse liefert.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß die applizierte N-Düngerform die mikrobielle Festlegung von Stickstoff beeinflussen kann und damit auch den N_{min} -Gehalt im Boden nach einer Düngung.

Literatur

- BROOKES P.C., A. LANDMAN, G. PRUDEN & D.S. JENKINSON (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extractin method to microbial biomass nitrogen in soil; *Soil Biol. Biochem.* **17**, 837-842.
- HAAS E., R. NIEDER & J. RICHTER (1993): Temporal variability of non-exchangeable ammonium in a loess-derived luvisol; *Modelling Geo-Biosphere Processes* **2**, 163-171.
- JACKSON L.E., J.P. SCHIMEL & M.K. FIRESTONE (1989): Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland; *Soil Biol. Biochem.* **21**, 409-415.
- JENKINSON D.S. (1990): The turnover of organic carbon and nitrogen in soil; *Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B* **329**, 361-368.
- JØRGENSEN R.G. & P.C. BROOKES (1990): Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5M K_2SO_4 soil extracts; *Soil Biol. Biochem.* **22**, 1023-1027.
- LICKFETT T. (1993): Auswirkungen verminderter Produktionsintensität in zwei Rapsfruchtfolgen auf Elemente des N-Haushaltes im System Boden-Pflanze; Dissertation, Universität Göttingen.

Charakterisierung von Niedermoortorfen bezüglich ihrer Wiedervernäßbarkeit

von

Hennings, H. H., H. Kuntze und W. Schäfer*

1. Einleitung

Das Phänomen der schlechten Benetzbarkeit von Torfen nach einer starken Entwässerung wurde bereits von Hooghout et al. (1960) beschrieben. Auch in Deutschland sind in den letzten Jahrzehnten viele Niedermoore stark entwässert worden, um eine intensive landwirtschaftliche Nutzung zu ermöglichen. Dadurch wurden sekundäre Bodenentwicklungsprozesse initiiert. Die durch Sackung, Schrumpfung, Mineralisierung, Humifizierung und Gefügebildung veränderten Torfe bilden bei Renaturierungsmaßnahmen von Niedermooren das Ausgangssubstrat für die Wiedervernässung.

Ziel der laufenden Untersuchungen ist es, durch sekundäre Bodenentwicklung veränderte Niedermoortorfe hinsichtlich ihrer Wiedervernäßbarkeit zu charakterisieren.

2. Material und Methoden

Von 5 Niedermoorprofilen aus Norddeutschland (Entstehung und Bodenentwicklungszustand s.Tabb. 1) wurden die Benetzungswinkel sowie die Wasseraufnahme nach Enslin bestimmt.

Tab.1: Untersuchungsstandorte

	Hydrologischer Moortyp	Bodentyp
Schäferhof (Dümmer)	Verlandungsmoor (Überflutungsmoor)	flaches, Mulm-(Norm)Niedermoor
Streitwiesen (Drömling)	Verlandungs/Überflutungsmoor	mitteltiefes, Mulm-(Norm) Niedermoor
Kiefholzwiesen (Drömling)	Versumpfungsmoor	Kultivierte Moore (Moordamkkultur)
Fleetholz (Große Friedländer Wiese)	Durchströmungsmoor	sehr tiefes, Erd-(Norm) Niedermoor
Mariawerth (Große Friedländer Wiese)	Verlandungsmoor	tiefes, Mursch-(Norm) Niedermoor

Der Benetzungswinkel ist das meßbare Ergebnis der zwischen gasförmiger, flüssiger und fester Phase wirksamen Oberflächenspannung. Bei der vorgestellten Untersuchungsmethode ist der Benetzungswinkel abhängig von den Oberflächeneigenschaften der Proben. Die Wasseraufnahme nach Enslin wird sowohl durch die Oberflächeneigenschaften als auch durch das künstlich geschaffene Porensystem beeinflusst. In strukturierten Torfen in natürlicher Lagerung muß zwischen dem Inter- und Intraporenraum differenziert werden.

2.1 Benetzungswinkel

Der bei 40°C getrocknete Boden wurde auf 63-100 µm abgesiebt. Diese Fraktion wurde auf einen Objektträger mit selbstklebender Oberfläche aufgebracht, so daß eine 1-Korn Schicht entstand. Die Proben wurden 24 h im Trockenschrank bei 30 °C aufbewahrt um Unterschiede in der Luftfeuchtigkeit zu eliminieren. Dann wurden jeweils 10 Tropfen [0,0017 cm³] dest. Wasser auf die Probe gegeben und sofort der sich an der Grenzfläche Fest / Flüssig einstellende Winkel mittels Spezialmikroskop (Burghardt, 1985) gemessen.

Im Anschluß daran wurden die Proben 7 Tage bei 100 % Luftfeuchtigkeit aufbewahrt und der Benetzungswinkel erneut gemessen.

2.2 Wasseraufnahme nach Enslin

Die Messung der Wasseraufnahmefähigkeit erfolgte mit der von Enslin 1933 beschriebenen Apparatur. Das Probenmaterial wurde in kleine Stechzylinder (d = 16 mm; h = 15 mm)gefüllt

* NLFb, Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Straße 46-48. 28211 Bremen

Tab. 2: Physikalische Kenndaten der Profile

	Tiefe [cm]	Horizont (KA 4)	pH (CaCl ₂)	Rohdichte tr. [g/l]	<2000 µm Asche (%)	63-100 µm Asche (%)
Schäferhof	0-12	nH v	4,9	489	58	60
	12-30	nH a	5,4	532	48	50
	90-100	nH	5,4	291	63	68
Streitwiesen	0-12	nH v	5,2	323	41	34
	12-35	nH a	5,5	252	18	18
	35-55	nH	5,4	206	20	21
Kiefholzwiesen	0-23	R Ap	7,1	678	73	60
	23-40	II nH a	6,9	408	37	31
	40-50	II nH	5,9	229	18	18
	50-70	II nH	5,9	228	32	37
Fleetholz	5-10	nH v	4,9	316	20,1	13,4
	15-20	nH v	5,1	322	16,9	12,4
	25-30	nH a	5	224	15,6	11,7
	45-50	nH t	5,6	152	8,5	6,5
	60-65	nH t	5,7	139	7,6	6,0
	80-85	nH t	5,6	130	7,0	6,1
	90-100	nH	5,7	136	9,3	6,2
Mariawerth	5-10	nH m	6	349	21,9	23,3
	15-20	nH m	6,2	316	23,4	19,4
	25-30	nH a	6,2	246	17,9	16,3
	45-50	nH a	6,3	158	13,7	11,6
	60-65	nH t	6,2	167	13,4	10,8
	80-85	nH t	6,1	168	11,3	10,2
	90-100	nH	5,9	145	8,1	7,5

2. Ergebnisse

2.1 Benetzungswinkel

Die Benetzungswinkel liegen zwischen 66 und 118 °. Die geringsten Benetzungswinkel und damit die beste Benetzbarkeit wurde bei allen Profilen im Oberboden festgestellt (s. Abb.1). Mit zunehmender Tiefe im Profil steigen die Benetzungswinkel an. Die höchsten Benetzungswinkel wurden in der Regel in einer Tiefe 30 bis 40 cm gefunden. In den darunter liegenden Horizonten ist keine eindeutige Tendenz mehr erkennbar. Die Benetzbarkeit ist jedoch deutlich schlechter als in den oberen Horizonten. Die Benetzungswiderstände der oberen Horizonte aller Niedermoor-Profile sind deutlich niedriger als die von Bachmann (1988) mit der gleichen Methode bei Hochmoortorfen gefundenen. Auch die von Roderfeld (1993) gemessenen Benetzungswinkel von teilweise häufig ausgetrockneten Bunkerden zeigten eine schlechtere Benetzbarkeit. Werden die Benetzungswinkel 15 Minuten nach Aufbringen des Tropfens auf die Probe erneut gemessen, so zeigt sich eine deutliche Abnahme. Der Wassertropfen benetzt eine zunehmend größere Fläche der Probe, die sich ausbildenden Winkel werden kleiner. Die Vorrückgeschwindigkeit des Tropfens kann ebenfalls als Maß für die Benetzbarkeit aufgefaßt werden. Die stärkste Abnahme der Benetzungswinkel, somit die beste Benetzbarkeit ist hierbei wiederum im Oberboden zu beobachten (s. Abb.2). Eine Ausnahme bilden die Proben des Profil Mariawerth: Trotz schlechter Benetzungseigenschaften im Unterboden unmittelbar nach Aufbringen des Tropfens nehmen die Benetzungswinkel rasch ab.

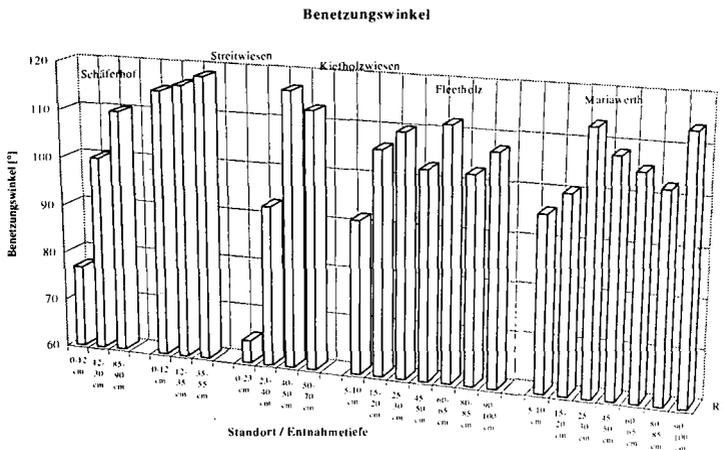


Abb.1: Benetzungswinkel (gemessen nach Lagerung bei 30°C)

Relative Abnahme der Benetzungswinkel

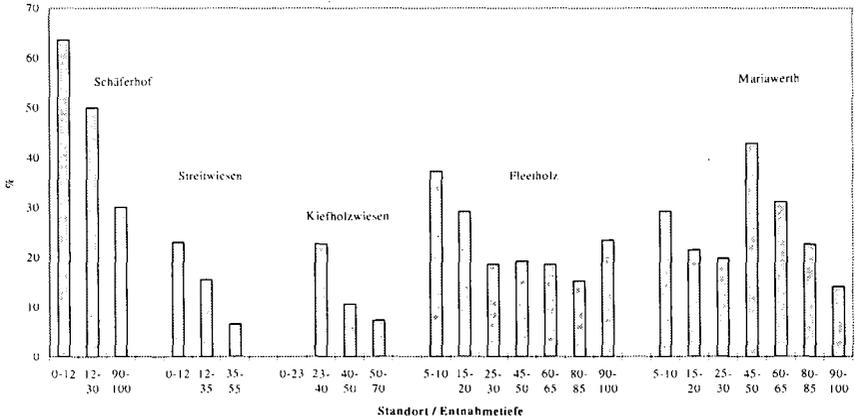


Abb.2: Abnahme des Benetzungswinkels innerhalb von 15 Minuten

Die erneute Messung des Benetzungswinkels nach Aufbewahrung der Proben bei 100 % Luftfeuchtigkeit führte in allen Fällen zu höheren Benetzungswinkeln, die Benetzbarkeit wurde also schlechter (s. Abb. 3)

Ein Einfluß des pH-Wertes auf die Benetzungswinkel wie von Bachmann (1988) beim Vergleich mineralischer Böden beschrieben, konnte bei dem vorliegenden Probenmaterial aus Niedermoortorfen nicht nachgewiesen werden bzw. wurde von anderen Eigenschaften überlagert. Der Korrelationskoeffizient lag bei 0,22. Auch zeigte sich kein eindeutiger Zusammenhang zu dem Aschegehalt ($r^2 = 0,49$).

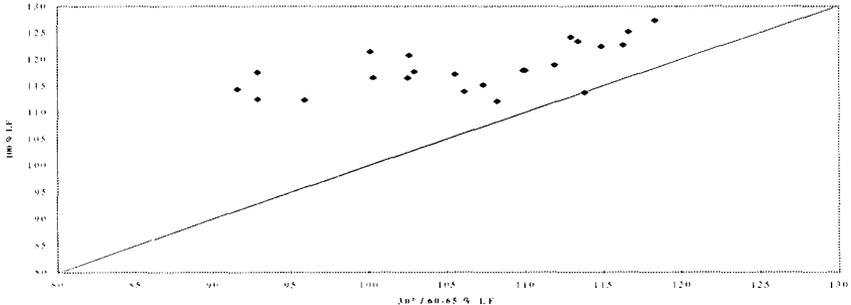


Abb.3: Gegenüberstellung der nach der Lagerung bei 30 °C und bei 100 % LF gemessenen Benetzungswinkel

2.2 Wasseraufnahme nach Enslin

Abb. 4 zeigt die Wasseraufnahme eines definierten Probenvolumens (2 cm³) innerhalb von 24 Stunden. Hierbei zeigt sich eine deutliche Differenzierung zwischen Ober- und Unterboden. Die durch sekundäre Bodenentwicklung veränderten Oberböden zeigen eine höhere Wasseraufnahme als die darunter liegenden Horizonte. Dies wird besonders deutlich wenn man die Profile Fleetholz und Mariawerth betrachtet. Während vom Oberboden 2-3 g Wasser aufgenommen werden (dies sind etwa das 2 bis 3 fache der Trockenmasse) sind es in den darunter liegenden Horizonten lediglich 0,2 bis 1g. Die Wasseraufnahme nimmt mit zunehmender Tiefe ab.

Das Porenvolumen der lockeren Schüttung beträgt ca 20 Vol. %. In diesem Porenraum können 0,4 g Wasser gespeichert werden. Von den Torfen des Unterbodens werden in der Regel weniger als 0,5 g Wasser aufgenommen. Bei den Torfen des Oberbodens übersteigt die Wasseraufnahme deutlich das Porenvolumen. Es ist eine Quellung des Materials zu erkennen. Bei dem pedogenetisch wenig entwickelten Profil Fleetholz ist eine gute Wasseraufnahme der oberen 30 cm gegeben. Das stärker entwässerte und daher auch stärker entwickelte Profil Mariawerth dagegen zeigt noch bis in eine Tiefe von 50 cm eine hohe Wasseraufnahme

Wasseraufnahme n. Enslin (Volumenbezogen)

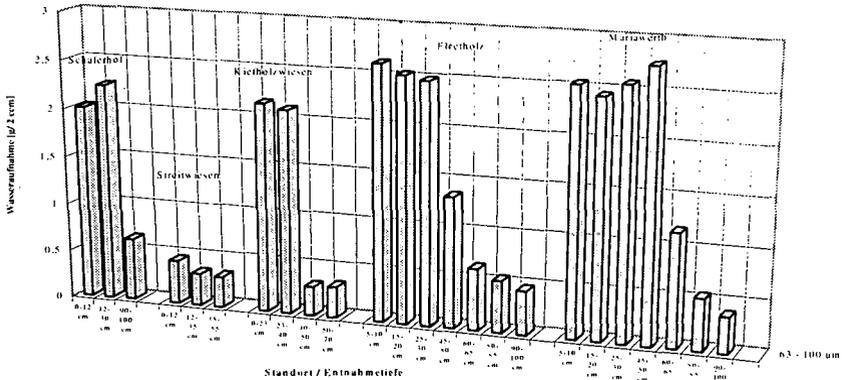


Abb. 4: Wasseraufnahme nach Enslin (Gesamtaufnahme nach 24 h.; Volumenbezogen)

3. Diskussion

Bei beiden Meßmethoden zeigten sich deutliche Unterschiede innerhalb des Profils. Die Moorbodenproben der oberen Horizonte sind in der Vergangenheit im Gegensatz zu den tieferliegenden Torfen häufiger ausgetrocknet und waren einer, je nach Entwässerungsgrad mehr oder weniger intensiven sekundären Bodenentwicklung unterworfen.

Im Gegensatz zu der von Bachmann (1988) beschriebene (geringen) Zunahme der Benetzungswinkel mit zunehmender (primären) Zersetzungsgrad der Hochmoortorfe führte die sekundäre Bodenentwicklung bei den untersuchten Niedermoorprofilen zu Abnahme des Benetzungswinkel.

Die Proben aus dem Unterboden stehen im Feld ganzjährig unter GW-Einfluß und werden für die Untersuchungen erstmalig stark ausgetrocknet. Durch die Trocknung kommt es an der Oberfläche zur Ausscheidung hydrophober Substanzen. Im Zuge der sekundären Bodenentwicklung ist es zu einer qualitativen wie quantitativen Veränderung der organischen Substanz gekommen. Dabei sind möglicherweise benetzungshemmende Stoffe abgebaut bzw. umgeformt worden. Die im feuchten Zustand gut benetzbaren Torfe des Unterbodens zeigen nach Austrocknung die stärksten Benetzungshemmungen. Das Ausmaß der Benetzungshemmung kann somit als eine Vorbelastung interpretiert werden. Je stärker die Benetzungshemmung (hohe Benetzungswinkel; geringe Wasseraufnahme nach Enslin), desto geringer ist (bei gleichem Ausgangsmaterial) das Ausmaß der sekundären Bodenentwicklung. Benetzungshemmungen wirken sich vor allem beim Eindringen von Wasser in die Aggregate aus. Nach starker Austrocknung der Torfe gelangt der Niederschlag lediglich in den Inter-Aggregatraum, kann aufgrund der Benetzungshemmungen nicht oder nur verzögert in die Aggregate selbst eindringen. Diese nehmen somit nicht an der Wasserspeicherung teil.

Die Untersuchungen werden z.Z. auf ungestörte Proben ausgedehnt. Durch Erfassung der Aufnahme rate in hoher zeitlicher Auflösung nach unterschiedlich intensiver Austrocknung der Proben soll versucht werden Ausmaß und Auswirkungen von Benetzungshemmungen bei Niedermoorböden und Torfen näher zu beschreiben.

Zusammenfassung: Von 5 Niedermoorprofilen aus Norddeutschland wurden durch Messung der Benetzungswinkel und der Wasseraufnahmekapazität die Benetzungseigenschaften der Torfe bestimmt. Mit zunehmender sekundärer Bodenentwicklung nahmen die Benetzungshemmungen des untersuchten Materials ab.

Für die Überlassung der Proben "Fleetholz" und "Mariawerth" aus der Großen Friedländer Wiese sei Herrn Dr. W. Schmidt, Heinrichswalde an dieser Stelle gedankt.

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des BMFT-Verbundvorhabens "Ökosystemmanagement Niedermoor". Für die finanzielle Unterstützung sei gedankt.

Literatur:

Bachmann, J. (1988): Auswirkungen der organischen Substanz verschiedenen Zersetzungsgrades auf die physikalischen Bodeneigenschaften. Diss. Hannover, 146 S.
 Burghardt, W (1985): Bestimmung der Benetzungseigenschaften von Moorbödenlösungen durch Kontaktwinkelmessungen. Z. f. Pflanzenernährung Bodenkunde, 148, 60-72.
 Enslin, O. (1933): Über einen Apparat zur Messung der Flüssigkeitsaufnahme von quellbaren und porösen Stoffen zur Charakterisierung der Benetzbarkeit. Chem. Fabr. 6, 147.
 Hooghoudt, S.B. et al. (1960): Verdrogende Veegronden in West-Nederlanden. Landbouwpublikaties, Versl. Landbouwk. Onderz. No. 66.23. Wageningen 1960.
 Roderfeld, H (1992): Die Ökologische Wertigkeit von Bunkerde in Nordwestdeutschland. 0
 Dissertation, Universität Göttingen.

CO₂- Minderung durch potentiell aus der landwirtschaftlichen Nutzung fallende Flächen in den neuen Bundesländern

von

Höhn, A.

Kohlendioxid (CO₂) ist das wichtigste Treibhausgas, da es zu dem durch den Menschen verursachten Treibhauseffekt mit etwa 50 % beiträgt. Jährlich werden ca. 7×10^9 t Kohlenstoff aus anthropogenen Quellen in die Atmosphäre freigesetzt. Die größten Anteile haben mit 5×10^9 t Kohlenstoff die Verbrennung fossiler Energieträger und mit 2×10^9 t Kohlenstoff die Rodung von Tropenwäldern (IPCC, 1990; ANDRASKO 1990; THOMASIU 1991). Insgesamt führen die anthropogenen Emissionen zu einem jährlichen Anstieg von 3×10^9 t Kohlenstoff in der Atmosphäre. Die Konzentration von CO₂ in der Atmosphäre hat sich von 280 ppm im Jahre 1800 auf den heutigen Wert von 350 ppm erhöht (EDMONDS 1992). Die Mittelwerte des jährlichen Anstiegs von atmosphärischem CO₂ sind seit 1958 exponentiell angestiegen, während die jahreszeitlichen Schwankungen linear zugenommen haben (BML, 1990).

Die terrestrischen Kohlenstoffreservoirs enthalten ca. 2000 Gt Kohlenstoff (1 Gt = 1×10^9 t), davon befinden sich 550 Gt Kohlenstoff in der Biomasse und 1500 Gt Kohlenstoff in der organische Bodensubstanz (BARNWELL et al. 1992; JOHNSON 1992). Die im Boden enthaltene Kohlenstoffmenge (Humus) ist um den Faktor 2 größer als der Kohlenstoffpool der Atmosphäre (750 Gt). Deshalb haben Veränderungen im Kohlenstoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme direkte Auswirkungen auf die Atmosphäre. Ebenso beeinflussen Klimaveränderungen die Flora und Fauna des Bodens und damit die Bodeneigenschaften. Insbesondere der Humus in seiner Funktion als Senke oder Quelle von Kohlendioxid steht in direkter Wechselwirkung mit dem CO₂-Gehalt der Atmosphäre.

Um eine Verringerung des atmosphärischen CO₂-Gehaltes zu erreichen muß eine Erhöhung der Kohlenstoffsenken auf globaler Ebene erfolgen. Als eine mögliche Vorgehensweise werden Maßnahmen der Erstaufforstung angesehen (SEDJO 1989; KYRKLUND 1990; BURSCHEL et al. 1993), da im Ökosystem Wald die höchsten Kohlenstoffakkumulationen in der Biomasse, im Mineralboden und der Humusaufgabe zu erwarten sind.

In Ostdeutschland werden 1,2 Mio ha Böden mit einer Ackerzahl von weniger als 30 oder einem hohen Steingehalt als stilllegungsnotwendig angesehen (VOLZ, 1991). Die theoretisch aufforstbare Fläche macht 19,5 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (5,9 Mio. ha) aus. Bei der Berücksichtigung von einschränkenden ökologischen und ökonomischen Faktoren verbleiben rund 10,4 % der LN ($6,2 \times 10^5$ ha) als potentielle Aufforstungsfläche.

Für potentielle Flächenstilllegungen kommen im wesentlichen Böden der Standortgruppe 1 (Grundwasserferne Sandstandorte) in Frage. Die Standortgruppe 1 setzt sich aus den Standortstypen D1a (Sickerwasserbestimmte Sande, > 80 % Sand, vernässungsfrei) und D2a (Sickerwasserbestimmte Sande und Sande mit Tieflehm, > 60 % Anlehmsand oder Sand, < 40 % Tieflehm, vernässungsfrei) zusammen. Der Anteil dieser Böden an der landwirtschaftlichen

Nutzfläche Ostdeutschlands beträgt 611400 ha (10,4 %). Dies entspricht der von VOLZ (1991) angenommen potentiellen Aufforstungsfläche.

Eine von Dr. Hartmann (ZALF e.V., Eberswalde) vorgenommene Auswertung von 161 A-Horizonten dieser Standorte, der in Eberswalde vorhandenen PRODAT-Dabei, ergab einen Kohlenstoffgehalt von 0,6 - 0,8 % (95 % Vertrauensintervall), folglich einem mittleren C-Gehalt von 0,7 %. Daraus ergibt sich für die Fläche von $6,1 \times 10^5$ ha ein Kohlenstoffvorrat von 19,3 Mio.t C oder 31,5 t C/ha (Tiefe: 30 cm; mittlere Dichte : 1,5 g/cm³).

Als Grundlage für die Berechnung des CO₂-Minderungspotentials durch Aufforstung wurde die Arbeit von BURSCHEL et al. (1993) verwendet. Für die Berechnung der Minderungseffekte spielen die Aufforstungsrate und die Anteile der einzelnen Baumarten bei der Neuanpflanzung eine wichtige Rolle. Die Aufforstungsrate in Ostdeutschland beträgt nach VOLZ (1991) zur Zeit 1600 ha pro Jahr. Es würde dabei etwa 385 Jahre dauern, um die potentielle Aufforstungsfläche zu bepflanzen. Legt man einen Zeitraum von 20 Jahren für die Aufforstung der Gesamtfläche zugrunde, müßten pro Jahr 30570 ha aufgeforstet werden.

Die CO₂-Minderung einzelner Baumarten wird von BURSCHEL et al. (1993) mit folgenden Werten angegeben (alle Angaben : Kohlenstoff t/ha und Jahr) :

Eiche : 0,5; Buche : 1,1; Fichte : 1,6; Douglasie : 3,0. Der Rahmen, in dem Aufforstungen zur CO₂-Minderung beitragen können, wird durch zwei Modelle abgesteckt (modifiziert nach Burschel et al., 1993):

1. Im "Realmodell" wird die heutige Aufforstungsrate von 1600 ha pro Jahr zugrundegelegt und angenommen, daß sie über den betrachteten Zeitraum von 20 Jahren beibehalten wird.
2. Das "Ökomodell" hat die gesamte potentielle Fläche von 611000 ha zur Grundlage, die innerhalb von 20 Jahren aufgeforstet wird. Mit einem Laubholzanteil von 60 % soll eine hohe Stabilität der Waldökosysteme erreicht werden.

Damit ergeben sich für die beiden Modelle folgende CO₂-Minderungseffekte:

Modell		Real	Öko
Baumartenanteile (%)	Eiche	10	20
	Buche	20	40
	Fichte	50	30
	Douglasie	20	10
	Summen	100	100
CO ₂ -Minderung (Mio. t. C)	nach 20 Jahren	0,4	8,1

Basisdaten:

1. "Realmodell": Aufforstungsrate: 1600 ha/a
Fläche nach 20 Jahren : 32 000 ha
2. "Ökomodell": Aufforstungsrate: 30570 ha/a, Fläche nach 20 Jahren:
611400 ha

Der Zeitraum von 20 Jahren orientiert sich an den politischen Vorgaben der Bundesregierung.

Für die Berechnung der Kohlenstoffanreicherung im Boden wurde die von Sauerbeck (1992) vorgeschlagene Akkumulationsrate von 1 t C/ha und Jahr gewählt. Untersuchungen von Heinsdorf (1987) und Heinsdorf et al. (1986) haben wesentlich niedrige Raten von 0,23 - 0,35 t C/ha und Jahr ergeben (allerdings für Wiederaufforstung nach Kahlschlägen). Damit beträgt die C-Akkumulation im Boden für das "Realmodell" 0,3 Mio. t C und für das "Ökomodell" 6,4 Mio. t C nach 20 Jahren.

Das gesamte CO₂-Minderungspotential für die in Frage kommende Fläche beträgt somit 0,7 Mio. t C ("Realmodell") und 15,5 Mio. t C ("Ökomodell"). Im günstigsten Fall also 57 Mio. t CO₂. Zum Vergleich: Die für das Jahr 1992 ermittelten energiebedingten CO₂-Emissionen der neuen Bundesländer betragen 181 Mio. t CO₂ (BMU, Pressemitteilung 1993).

Aus diesen Zahlen wird ersichtlich, daß Erstaufforstung nur eine Strategie zur kurzfristigen Reduzierung des CO₂-Gehaltes in der Luft sein kann, die auf lange Sicht erheblich an Wirkung verliert, wird nicht gleichzeitig die technische Entwicklung zur Minderung der anthropogenen CO₂-Emissionen entscheidend verbessert.

Die Wirkung von Erstaufforstungsmaßnahmen ist zeitlich begrenzt, da es nach einem Zeitraum von \geq 50 Jahren zu einer allmählichen Gleichgewichtseinstellung zwischen CO₂-Einbindung und CO₂-Freisetzung kommt. Außerdem stehen einer großflächigen Aufforstung massive ökologische und ökonomische Bedenken gegenüber.

Sinnvoll erschienen Erstaufforstungen bei dementsprechender Waldbewirtschaftung im Hinblick auf den Ersatz fossiler Brennstoffe (erneuerbare Energiequelle) und auf die verstärkte Nutzung von Holz als Rohstoff z.B. als Ersatz von Stahl und Kunststoff.

Literaturverzeichnis

ANDRASKO, K. (1990): Global Warming and Forests: An Overview of Current Knowledge. - *Unasylva*, **41**:3 - 11.

BARNWELL, T. O., R. B. JACKSON, E. T. ELLIOTT, I. T. BURKE, C. V. COLE, K. PAUSTIAN, E. A. PAUL, A. S. DONIGAN, A. S. PATWARDHAN, A. ROWELL & K. WEINDRICH (1992): An Approach to Assessment of Management Impacts on Agricultural Soil Carbon. - *Water, Air, and Soil Pollution*, **64**: 423 - 435.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT; NATURSCHUTZ UND REAKTOR-SICHERHEIT (1993): Pressemitteilung 67/93.: 5 S., Bonn.

BURSCHEL, P., E. KÜRSTEN & B. C. LARSON (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der bayrischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt. Nr. **126**: 151 S., München.

EDMONDS, J. (1992): Why Understanding the Natural Sinks and Sources of CO₂ is Important: A Policy Analysis Perspective. - Water, Air, and Soil Pollution, 64: 11 - 21.

HEINSDORF, D. (1987): Die Kohlenstoff- und Stickstoffvorratsentwicklung in Sandböden nach langjährigem Robinienanbau in Kiefernbeständen mit Buchen- und Lindenunterbau. - Beiträge zur Forstwirtschaft 21, 159 - 164.

HEINSDORF, D. (1987): Die Kohlenstoff- und Stickstoffvorratsentwicklung in Sandböden nach langjährigem Robinienanbau in Kiefernbeständen mit Buchen- und Lindenunterbau. - Beiträge zur Forstwirtschaft 21, 159 - 164.

IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change), (1990): Scientific Assessment of Climate Change. - World Meteorological Organization/United Nations Environmental Program, New York (Cambridge University Press).

JOHNSON, D. W. (1992): Effects of Forest Management on Soil Carbon Storage. - Water, Air, and Soil Pollution, 64: 83 - 120.

KYRKLUND, B. (1990): The Potential of Forests and Forest Industry in Reducing Excess Atmospheric Carbon Dioxide. - Unasylva, 41: 12 -14.

SAUERBECK, D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanz für die Bodenfruchtbarkeit - Ein Überblick. - Berichte über Landwirtschaft, 206. Sonderheft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4. Humushaushalt. 13-29.

SEDJO, R. A. (1989): Forests to Offset the Greenhouse Effect. - Journal of Forestry, 87: 12 -15.

THOMASIUS, H. (1991): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Wälder in Mitteleuropa. - Forstw. Cbl., 110: 305 - 330.

VOLZ, K.-R. (1991): Förderung der Erstaufforstung in den neuen Bundesländern - Situationsanalyse und Vorschläge-. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaften und Forsten, 103 S., Bonn.

Quellen:

LIEBEROTH, F.; SCHMIDT, F. H. & CRONEWITZ, E. (1985): Auswertung der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Flächennachweis auf Bezirksebene - Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR. Bereich Bodenkunde/Fermerkundung Eberswalde.

PRODAT-Datei (Stand 1985). Eberswalde.

SCHMIDT, R. & DIEMANN, R. (1991): Erläuterung zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) - Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR. Bereich Bodenkunde/Fermerkundung Eberswalde.

Einfluß differenzierter Grundbodenbearbeitung auf die N-Nettomineralisation einer Parabraunerde aus Löß unter Zuckerrüben

von

Hoffmann, C.¹ und S. Lindén

Einleitung

Bei der Umstellung von konventioneller Pflugfurche auf reduzierte Grundbodenbearbeitung kommt es zu erheblichen Veränderungen im System Boden/Pflanze, da mit dem Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung auch eine Änderung physikalischer und mikrobiologischer Parameter im Boden einhergeht. Reduzierte Bodenbearbeitung kann den Wassergehalt, die Temperatur und die Verteilung organischer Substanz im Boden beeinflussen. Diese Faktoren bestimmen die N-Dynamik, die über die Nettomineralisation im Boden wesentlich zur N-Versorgung der Pflanzen beitragen kann. Gerade unter Zuckerrüben hat die über Nettomineralisation freigesetzte N-Menge große Bedeutung für die Versorgung der Pflanzen (ENGELS und KUHLMANN, 1993). Ziel dieser Untersuchung war es, den Einfluß differenzierter Grundbodenbearbeitung auf die N-Nettomineralisationsrate zu quantifizieren und festzustellen, ob diese Unterschiede auf Veränderungen in Wassergehalt, Temperatur und Verteilung organischer Substanz im Boden zurückzuführen sind.

Material und Methoden

Die Untersuchung wurde auf einem 1992 angelegten Feldversuch auf Parabraunerde aus Löß (tU), 10 km nördlich von Göttingen, durchgeführt. In der Fruchtfolge Zuckerrüben-Winterweizen-Wintergerste/Ölrettich bleiben alle Erntereste auf dem Feld. Die Versuchsanlage ist eine Spaltanlage mit 4 Wiederholungen mit der Haupteinheit Bodenbearbeitung, die zu allen Früchten der Rotation variiert wird. Die Untereinheit ist N-Düngung (zu Zuckerrüben, 0, 50, 110, 170 kg N/ha). Die Bodenbearbeitung war folgendermaßen differenziert: nach der Ernte der Vorfrucht Gerste erfolgte eine Stoppelbearbeitung mit einer Spatenrolle bis auf weniger als 10 cm Tief. Der Ölrettich

¹Institut für Zuckerrübenforschung, Holtenser Landstr. 77, D-37079 Göttingen

wurde im November abgeschlegt und als Mulch auf dem Feld belassen. Die Pflugvariante (Pflug) wurde danach auf 30 cm tief gepflügt. In der reduziert bearbeiteten Variante (Mulch) wurde neben der Stoppelbearbeitung nur die Saatbettbereitung zur Aussaat durchgeführt, so daß der Boden nicht gewendet und nur weniger als 10 cm tief bearbeitet wurde.

Die N-Nettomineralisationsrate wurde in der ungedüngten Variante von der Aussaat der Zuckerrüben bis zur Ernte 1994 mit der Feldbebrütung nach RUNGE (1970) an ungestörten Bodenzylindern (\varnothing 7,5 cm) bestimmt. Die Nettomineralisationsrate ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Anfangsgehalt und dem nach Bebrütung bestimmten N_{\min} -Gehalt. Der Bebrütungszeitraum betrug 4 Wochen, wobei die Proben jeweils zwei Wochen überlappten. Der C_{org} und der N_{total} Gehalt im Boden wurde an einem C/N-Analysator (Carlo Erba) bestimmt.

Ergebnisse

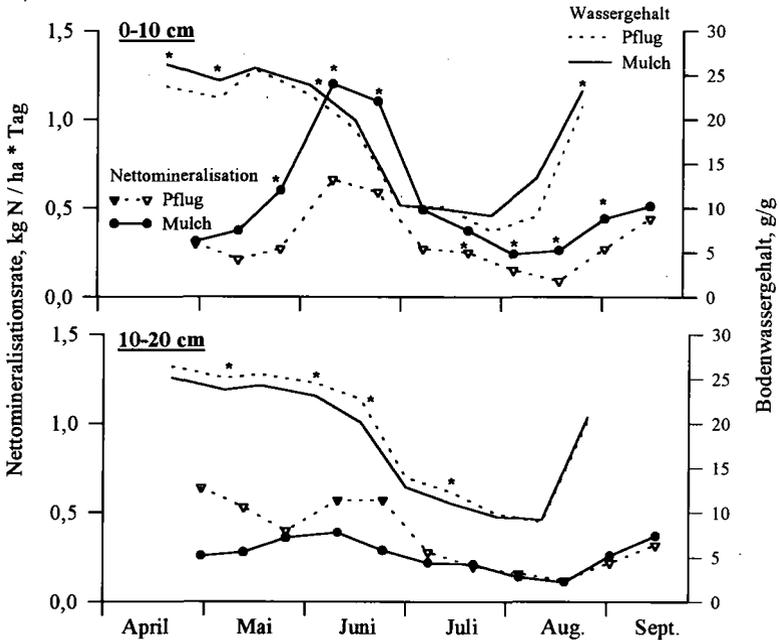


Abb. 1: N-Nettomineralisation und Bodenwassergehalt unter Zuckerrüben in 0-10 cm sowie 10-20 cm Bodentiefe bei differenzierter Bodenbearbeitung, Göttingen 1994

* kennzeichnen signifikante Unterschiede durch Bodenbearbeitung (Tukey $p < 0,05$)

Die N-Nettomineralisationsrate hatte in den beiden Bodentiefen (Abb. 1) den gleichen Verlauf, der durch einen Anstieg im Frühjahr, der gut mit dem Anstieg der Temperatur zu erklären ist, gekennzeichnet ist. Im Sommer zeigt der allgemeine Verlauf der Nettomineralisationsrate eine gute Übereinstimmung mit der Änderung des Bodenwassergehaltes. Die höchste Mineralisationsrate wurde in der Zeit des höchsten Bedarfes der Zuckerrüben im Juni erreicht. Die beiden Tiefen unterscheiden sich zum einen durch das Niveau der N-Nettomineralisation, das in der obersten Schicht erheblich höher ist, zum anderen im Effekt der Bodenbearbeitung auf die Mineralisationsrate. In der Schicht von 0-10 cm war die N-Nettomineralisationsrate in der Mulch-Variante deutlich höher als in der Pflug-Variante, insbesondere im Sommer. Dieser Effekt kehrte sich in der Schicht von 10-20 cm um, dort war die Mineralisationsrate im gepflügten Boden höher als im reduziert bearbeiteten. Da im Frühjahr keine großen Unterschiede in der Bodentemperatur zwischen den Bearbeitungsvarianten auftraten und im Sommer der Wassergehalt auch keinen Einfluß der Bodenbearbeitung aufwies, wurde dieser Einfluß auf die unterschiedliche Verteilung der organischen Substanz im Boden zurückgeführt.

Tab. 1 zeigt, daß im gepflügten Boden kaum ein Unterschied im C_{org} und N_{total} -Gehalt zwischen den einzelnen Bodenschichten besteht. Im Gegensatz dazu ist in der obersten Schicht der Mulch-Variante ein deutlich höherer Gehalt als in Pflug zu erkennen, der mit zunehmender Tiefe abnahm. Das C/N-Verhältnis wurde nicht durch Bodenbearbeitung beeinflusst.

Tab. 1: Einfluß der Bodenbearbeitung auf den C_{org} , N_{total} -Gehalt und das C/N-Verhältnis im Boden in verschiedenen Tiefen, Göttingen 1994

Tiefe (cm)	total N (%)		C_{org} (%)		C/N Verhältnis	
	Pflug	Mulch	Pflug	Mulch	Pflug	Mulch
0-10	0.126 ^a	0.151 ^b	1.29 ^a	1.46 ^a	10.2 ^a	9.7 ^a
10-20	0.140 ^a	0.138 ^a	1.35 ^a	1.37 ^a	9.6 ^a	10.0 ^a
20-30	0.130 ^a	0.132 ^a	1.28 ^a	1.27 ^a	9.8 ^a	9.6 ^a

Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede durch Bodenbearbeitung (Tukey $p < 0.05$)

Trotz der unterschiedlichen Nettomineralisationsrate in den einzelnen Bodenschichten gab es keinen Einfluß der Bodenbearbeitung auf die kumulierte Nettomineralisation in 0-30 cm (Abb. 2). Es wurde in beiden Varianten bis zu 150 kg N/ha mineralisiert.

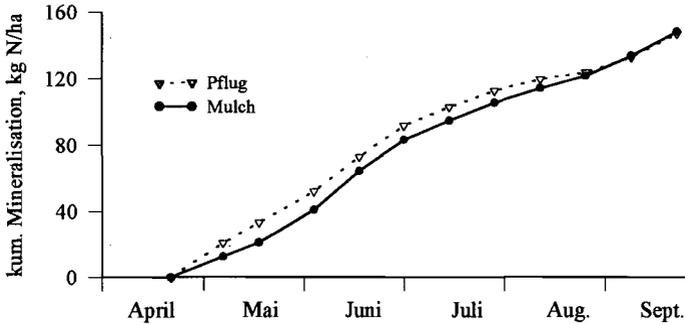


Abb. 2: Kumulierte N-Nettomineralisation in der Krume (0-30cm) unter Zuckerrüben bei differenzierter Bodenbearbeitung, Göttingen 1994

Schlußfolgerung

Die Ergebnisse zeigen, daß der Verlauf der N-Nettomineralisationsrate im Frühjahr vom Anstieg der Temperatur bestimmt war, während im Sommer der Bodenwassergehalt der begrenzende Faktor war. Der Einfluß differenzierter Grundbodenbearbeitung hing hauptsächlich von der Verteilung organischer Substanz und damit von der Bodenschicht ab. Erstaunlicherweise war die kumulierte Nettomineralisation bei reduzierter Bodenbearbeitung nicht geringer als im gepflügten Boden, d.h. es kam nicht zur Festlegung von Stickstoff. Demnach kann aus diesen Ergebnissen kein erhöhter N-Düngungsbedarf in den ersten Jahren nach Umstellung abgeleitet werden, anders als das aus früheren Ergebnissen gefolgert wurde (BAEUMER und KÖPKE 1986; KNITTEL et al., 1985).

Literatur

- BAEUMER, K. und KÖPKE, U. 1989: Effects of nitrogen fertilization. In: Baeumer, K. und Ehlers, W. (Ed) Energy saving by reduced tillage. Brüssel und Luxemburg
- ENGELS, TH. und KUHLMANN, H. 1993: Effect of the rate of N fertilizer on the apparent net mineralization of N during and after cultivation of cereal and sugar beet crops. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 156: 149-154.
- KNITTEL, H., LANG, H. und DRESSEL, J. 1985: Einfluß der Stickstoffdüngung auf Ertrag und N-Mineralisation einer Ackerbraunerde bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. *VDLUFASchriftenreihe 16, Kongreßband*, 335-343.
- RUNGE, M. 1970: Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora, Abt. B* 159: 233-257.

Klimaänderung und Boden - Ergebnisse einiger Simulationsrechnungen

von

Hoffmann, F.*

1. Einleitung

Die stetig zunehmende CO₂-Anreicherung der Atmosphäre läßt erwarten, daß das Klima besonders in unseren Breiten wärmer werden wird. Bisher sind sichere Erhöhungen der Temperatur noch nicht nachgewiesen, die Temperaturschwankungen liegen noch im Streubereich der Werte des letzten Jahrhunderts. Die Ergebnisse von Klimaszenarienrechnungen sind noch nicht zuverlässig genug, die unterschiedlichen verwandten Modelle liefern stark variierende Ergebnisse. Dennoch erscheint es von Bedeutung, in Modellrechnungen Hinweise zu bekommen, wie sich CO₂-Anreicherung und Klimaerwärmung auf Boden und Pflanzen auswirken. Im folgenden sollen Simulationsergebnisse zu diesen Fragen dargestellt werden. Das dabei verwandte Klimadatenmaterial entstammt Simulationen mit einem Ozean-Atmosphärenmodell von CUBASCH et al. (1992). Neben dem tatsächlichen Witterungsverlauf der Jahre 1961 - 1990 der Wetterstation Hamburg-Fuhlsbüttel wurden Wetterdaten aus einer Simulation verwendet, bei der eine Zunahme der Temperatur von 2.6 K in diesem Zeitraum unterstellt wurde. Gleichzeitig wurde dabei eine Zunahme des CO₂-Gehaltes der Luft von 330 auf 600 ppm angenommen.

2. Verwandte Modelle

Für die Simulation des Pflanzenwachstums und der Bodenprozesse wurden das Weizenmodell aus der Reihe der CERES-Modelle (RITCHIE 1988) und ein unter Verwendung von Elementen der CERES-Modelle und eines Baummodells von BOSSEL und SCHAEFER (1989) entwickeltes Buchenmodell verwandt (HOFFMANN 1995). Die Abbildung der Bodenprozesse erfolgt im wesentlichen durch die in den CERES-Modellen vorhandenen Modellansätze, die teilweise modifiziert und erweitert wurden.

Von besonderer Bedeutung für die Simulation sind die Einflüsse steigenden CO₂-Gehaltes auf Wachstum und Wasserhaushalt. Die Angaben der Literatur gehen hier zum Teil weit auseinander. Es wurden CO₂-Photosynthese-Kurven von GAASTRÄ (1959) verwandt. Für die Buche wurde unterstellt, daß die Photosynthesekapazität bei Verdopplung des CO₂-Gehaltes um 20 % sinkt (vg. WILLIAMS et al. 1986, GAUDILLERE et al. 1989). Weiterhin wurde die Erhöhung des Stomatawiderstands mit zunehmendem CO₂-Gehalt und die sich daraus ergebende Minderung der Transpiration nach Angaben von HOOGENBOOM (1992) berücksichtigt.

3. Szenarien

Weizen:

Monokultur 30 Jahre, Sorte Alcedo

Boden: Lößschwarzerde

Aussaat: 10. Oktober, 250 Körner/m²

Düngung: 70 kg N am 15. März, 60 kg N am 22. Mai (Kalkammonsalpeter)

Buche:

Wachstum: Beginn bei Alter 60, 1391 Bäume/ha, 145.1 fm Derbholz/ha, Ertragsklasse II

Boden: Ein Sandboden im Vergleich zu einem Lehmboden

Reduktion der Baumzahl entspr. Ertragstafel, mäßige Durchforstung

Jährliche N-Deposition 40 kg/ha

4. Ergebnisse

4.1. Weizen

*) Projektzentrum Ökosystemforschung der Universität Kiel
Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

CO₂-Anstieg verbunden mit Erwärmung bringt in der Mehrzahl der Jahre einen Ertragsanstieg beim Korn wie auch beim Stroh. Eine sichere Veränderung des Korn/Stroh-Verhältnisses ist nicht festzustellen. Bei der höheren Temperatur verstärkt sich die N-Mineralisation, was in der Mehrzahl der Jahre eine erhöhte N-Aufnahme zur Folge hat. Die gebildete Wurzelmasse kann unter normalem wie auch unter erwärmtem Klima die Mineralisation nicht voll kompensieren, die Monokultur ohne organische Düngung führt zu einer Verminderung der Humusvorräte im Boden (s. Abb.1). Dabei errechnet sich auch eine gewisse Vergrößerung des C/N-Verhältnisses. Wird jedoch das gesamte Stroh eingepflügt, dann bleibt der Humusgehalt erhalten, eventuell wird er sogar etwas erhöht (s. Abb.1). Dabei tritt eine gewisse Vergrößerung der Erträge ein. Nach den Rechnungen ergibt sich auch in diesem Fall eine Erweiterung des C/N-Verhältnisses.

Bei den von CUBASCH et al. (1992) simulierten Daten ergibt sich mit zunehmender Erwärmung eine gewisse Verminderung des Niederschlags. Trotzdem ist bei den erhöhten Temperaturen die Evapotranspiration deutlich vergrößert. Der Effekt, daß mit zunehmendem CO₂-Gehalt der Stomatowiderstand steigt und dadurch bei sonst gleichen Verhältnissen die Transpiration vermindert wird, wird durch die verstärkte potentielle Evapotranspiration weitaus überkompensiert. Dementsprechend ist die Sickerwassermenge fast durchweg wesentlich geringer. Mit zunehmendem Temperaturanstieg vergrößert sich die Differenz im Sickerwasser im Vergleich zum unveränderten Klima. In vier der dreißig Jahre versickert überhaupt kein Wasser. Das hat wiederum eine stark verringerte N-Auswaschung zur Folge.

4.2. Buche

Außer der Klimaänderung wurde bei den Simulationsrechnungen mit dem Buchenmodell auch eine N-Deposition berücksichtigt. In den Simulationsergebnissen bringt eine Deposition von 40 kg N/ha auf Sandboden wie auch auf Lehm Boden mit vergleichbarem Humusgehalt einen Zuwachs, der etwa einer Ertragsklasse entspricht. Steigerung von Temperatur und CO₂ bringen zwischenzeitlich eine gewisse Verbesserung, die aber nicht vorhält. Bei größerem Humusgehalt, der mehr Stickstoff bereitstellt, errechnet sich keine Ertragswirkung durch die Deposition.

Auf Sand ist bei vergleichbarem Ausgangs-Gesamthumusgehalt im Boden die Zunahme des Humusgehalts in den 30 Jahren deutlich größer als auf Lehm Boden (s. Abb.2 und 3), eine Folge der geringeren N-Mineralisation, die hier durch ungenügende Durchfeuchtung gebremst wird. Die höhere Temperatur steigert die Mineralisation, was sich in einer geringeren Humusakkumulation auswirkt. Mit zunehmendem Humusgehalt errechnet sich auch unter Buchen eine Erweiterung des C/N-Verhältnisses. Durch die Deposition steht deutlich mehr N zur Verfügung, was sich auf die pflanzliche Aufnahme wie auch auf die Auswaschung auswirkt. Die positive Beeinflussung der Humusakkumulation ist eine Folge des erhöhten Streuanfalls.

Die höhere Temperatur hat eine stark vergrößerte Evapotranspiration zur Folge, auf Sand ebenso wie auf Lehm. Diese gesteigerte Evapotranspiration setzt sich aus vergrößerter Transpiration wie auch Evaporation zusammen, wogegen die Interzeption durch die Klimaänderung nicht eindeutig verändert wird. Im Ergebnis nimmt die Wasserversickerung bei steigender Temperatur erheblich ab, auf Lehm erfolgt in den meisten Jahren überhaupt keine Versickerung.

Die NO₃-Auswaschung auf Lehm ist dementsprechend bei zunehmender Klimaerwärmung sehr gering. Auf Sand hat die Deposition auf die Auswaschung einen größeren Einfluß als die Temperatursteigerung. Die N-Auswaschung liegt in der Größenordnung der Deposition und darunter.

5. Diskussion

Nach den Simulationsergebnissen ist es wahrscheinlich, daß eine gleichzeitige Erhöhung der Temperatur und des CO₂-Gehalts in der Größenordnung, wie sie in den Szenarien gewählt wurde, keinen nachteiligen Einfluß auf das Wachstum ausübt. Im Gegenteil ist mit einer gewissen Wachstumsverbesserung zu rechnen, was auch durch Literaturaussagen gestützt wird (z.B. GIFFORD 1988). Nachteilige Wirkungen treten vor allem dann auf, wenn durch den verstärkten Wasserverbrauch der Wasserhaushalt der Pflanzen verschlechtert wird. Die verminderte Versickerung von Nitrat-N ist zwar positiv zu bewerten, der abnehmende Wasserzufluß zum Grundwasser bedeutet aber eine Verschlechterung des Gebietswasserhaushalts.

Wie zu erwarten, werden durch die Klimaerwärmung die mikrobiologischen Prozesse im Boden aktiviert, was sich in Humusabbau bzw. verminderter Humusakkumulation widerspiegelt. Daneben werden diese Prozesse durch den angespannteren Wasserhaushalt beeinflusst. In der Regel wirkt dieser einem zu starken Humusabbau entgegen.

Interessant ist, daß sich für die N-Deposition Effekte ähnlicher Größenordnung wie für die Klimaerwärmung errechnen. Im Hinblick auf verbessertes Wachstum, aber andererseits auch erhöhte N-Auswaschung und Förderung der Mineralisation verdient sie somit entsprechende Aufmerksamkeit.

6. Literatur

Bossel, H., H. Schaefer (1989): Generic simulation model of forest growth, carbon and nitrogen dynamics, and application to tropical acacia and European spruce. *Ecol. Modelling* 48, 221 - 265

Cubasch, U., K. Hasselmann, H. Höck, E. Maier-Reimer, U. Mikolajewicz, B. Santer, R. Sausen (1992): Time dependent greenhouse warming computations with a coupled ocean-atmosphere model. *Climate dynamics* 8, 55 - 69

Gaastra, P. (1959): Photosynthesis of crop plants as influenced by light, carbon dioxide, temperature and stomatal diffusion resistance. *Meded. Landb. Hogeschool Wageningen* 59, (13), 68 p.

Gaudillere, J.P., M. Mousseau (1989) Short term effect of CO₂ enrichment on leaf development and gas exchange of young poplars (*Populus euramericana*, cv I 214). *Acta Oecologica* 10, 95 - 105

Gifford, R.M. (1988): Direct effects of higher carbon dioxide concentration on vegetation. In: Pearman, G.I.(Ed): *Greenhouse - Planning for climatic change*. CSIRO Melbourne, Australia, 506 - 519

Hoffmann, F. (1995): FAGUS, a model for growth and development of beech. *Ecol. Modelling*, in press

Hoogenboom, G. (1992): persönl. Mitt.

Williams, W.E., K. Garbutt, F.A. Bazzaz, P.M. Vitousek (1986): The response of plants to elevated CO₂. IV. Two deciduous-forest tree communities. *Oecologia* 69, 454 - 459

Abb. 1: Einfluß einer Zunahme von Temperatur und CO₂ sowie Einpfügen des Stroh auf die organische Bodensubstanz

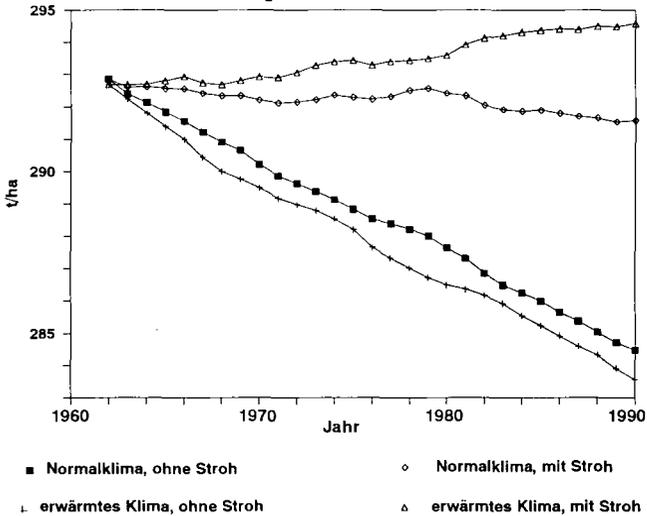


Abb.2: Gesamthumus-C auf Sandboden, mit und ohne Zunahme von Temperatur und CO₂, mit und ohne Deposition

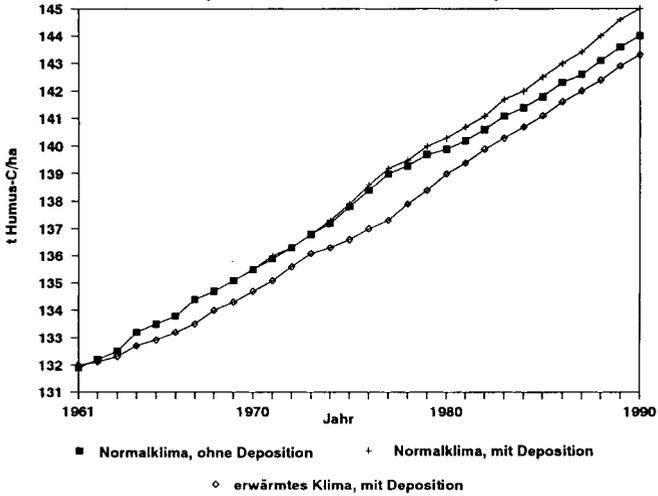
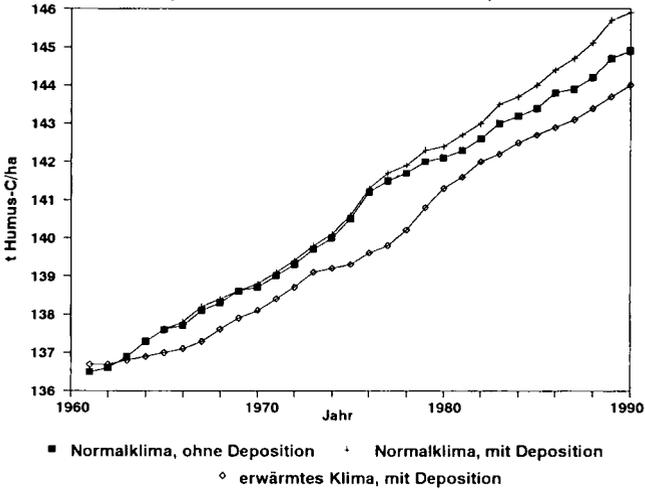


Abb.3: Gesamthumus-C auf Lehmboden mit und ohne Zunahme von Temperatur und CO₂, mit und ohne Deposition



Potentiale der C- und N-Mineralisierung sowie der Denitrifikation im Grünlandgebiet des Württembergischen Allgäu

von

Homevo-Agossa, C., M. Kleber, F. Rück und K. Stahr¹

Der Ertrag des intensiven Wirtschaftsgrünlands im Allgäu hat sich in den letzten 100 Jahren mindestens verdreifacht (Stahr et al., 1994). Die Bewirtschaftung als Dauergrünland hat den Humus (d. h. den Kohlenstoff- und Stickstoffvorrat) in den Böden stark anwachsen lassen. Dies ist zunächst als ein stabilisierender Faktor anzusehen, birgt aber die Gefahr einer von Austrägen begleiteten Mobilisierung, wenn sich der Zustand verändert (z. B. bei Erwärmung). Die vorgelegte Untersuchung soll dazu beitragen, die Reaktion des Systems auf veränderte Umweltbedingungen besser abschätzen zu können. Wir berichten hier über die Potentiale a) der Stickstoff-, b) der Kohlenstoffmineralisierung sowie c) der Denitrifikation unter Laborbedingungen in Böden des untersuchten Standortes.

Der untersuchte Standort ist ein Teilgebiet des Westallgäuer Hügellandes, NW Exposition, 700 m ü. NN, 7°C Jahresmitteltemperatur, 1400 mm Niederschlag, im Württembergischen Allgäu. Die Bodenproben (Tab. 1) wurden auf der Versuchsfläche Siggen genommen. Dabei handelt es sich um eine **betriebsüblich gedüngte Braunerde-Hangley-Hangmitteparzelle (HMV)**, mit 3-5 Schnitte und 1 Beweidung im Herbst pro Jahr (Hornig et al., 1991; Stahr et al., 1994).

Tab. 1: Physiko-chemische Charakterisierung der untersuchten Böden
(Angaben in Tab. 1 bis 4: **bezogen auf trockenen Boden**)

Tiefe (cm)	Ct (%)	Nt (%)	TD (g/cm ³)	C _{org} g kg ⁻¹	N _{org} g kg ⁻¹	pH (CaCl ₂)	Ton (%)	Sand (%)
0-10	2,99	0,33	0,98	30	3,28	5,74	28,9	25,3
0-20	3,21	0,33	1,40	45	4,60	6,04	28,50	26,80

Kohlenstoffmineralisierungspotential

a) Brutversuch nach Isermeyer (1952): aerobe Inkubation, bei 20°C und 60% max WK mit 50 g feldfrischem Boden (0-10 cm, 10 mm-Sieb), drei Wiederholungen, Auffangen von freigesetztem CO₂ in NaOH und dessen titrimetrische Bestimmung. Bebrütungsdauer 42 Tage, Titrationsen nach 1, 3, 7, 10, 21 und 42 Tagen. Darstellung als Summenkurve.

b) Zur Beschreibung des Kurvenverlaufes sind verschiedene Ansätze möglich (Stanford & Smith, 1972). Hier wird, analog zu Lorenz (1992), die kumulative C-Mineralisierung in 2 überlagerte Funktionen 1. Ordnung mit dem Plot-IT-(3.1)-Programm aufgelöst, die die organische Substanz in 2 Fraktionen unterschiedlicher Abbaubarkeit (C₁, C₂) differenziert:

$$C_k(t) = C_1 \cdot (1 - e^{-k_1 t}) + C_2 \cdot (1 - e^{-k_2 t}) \quad (1)$$

wobei C₁ = unter konstanten Umweltbedingungen in einer bestimmten Zeit leicht mineralisierbare kumulative CO₂-C-Menge, C₂ = unter konstanten Umweltbedingungen in einer bestimmten Zeit schwer mineralisierbare kumulative CO₂-C-Menge, C_k = unter konstanten Umweltbedingungen in einer bestimmten Zeit mineralisierbare kumulative CO₂-C-Menge (C₁+C₂), k = Abbauraten und t = Inkubationszeit in Tagen.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

Stickstoffmineralisierungspotential

a) Brutversuch (Zöttl, 1958): aerobe Inkubation, bei 20°C und 60% max WK mit 30g feldfrischem Boden (0-10 cm, 10 mm-Sieb), drei Wiederholungen, Extraktion mit 250 ml 0,0125 M CaCl₂-Lösung. Bebrütungsdauer 42 Tage, N-Bestimmungen nach 0, 7, 21 und 42 Tagen. Bestimmung des NH₄-N und NO₃-N mit einem Autoanalyzer (Skalar) im "continuous flow"-Verfahren. Der NH₄-Nachweis: nach einer modifizierten Berthelot'schen Reaktion (Krom, 1980). NO₃-Nachweis: mittels Cd-Reduktion zu NO₂ und kalorimetrischer Bestimmung bei 540 nm als Diazofarbstoff nach Henriksen & Selmer-Olsen (1970).

b) Zur differenzierten Analyse der Einflußfaktoren wurde die kumulative N-Mineralisierung funktionell beschrieben. Da diese, wie auch die C-Mineralisierung, den Verlauf einer Sättigungskurve zeigte, wurde wiederum eine Anpassung an eine Funktion 1. Ordnung mit dem Plot-IT-(3.1)-Programm vorgenommen (die Ausdifferenzierung zweier solcher Funktionen, wie im C-Brutversuch, war aufgrund der geringen Anzahl der Meßwertpaare nicht möglich):

$$N_k(t) = N_0 \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (2)$$

wobei N_k = kumulierte mineralisierbare N-Menge (NO₃-N+NH₄-N) und t = Zeit. Demnach wäre der asymptotische Wert N₀ die unter günstigen Bedingungen mineralisierbare N-Menge und k die von verschiedenen Einflußgrößen abhängige Abbaurrate.

Denitrifikationspotential

a) Brutversuch in Anlehnung an Bauernfeind (1993) und Braun (1994): anaerobe Inkubation, bei 20°C und 80% max WK mit 100 g feldfrischem Boden (0-20 cm, 10 mm-Sieb) in einem 500 ml Erlenmeyerkolben. Nach Befuchtung mit KNO₃-Lösung (200 µg N g⁻¹tr. B.) Kolbenluft durch Helium ausgetauscht, dadurch anaerobe Verhältnisse hergestellt. Zusatz von 6 ml Acetylen (1,2%) zur Blockierung der N₂O-Reduktase. Bebrütungsdauer 20 Stunden. Bestimmung des freigesetzten N₂O nach 0, 2, 4, 6 und 20 Stunden. Darstellung als Summenkurve.

b) Zur Darstellung der potentiellen Denitrifikationsgeschwindigkeit im Boden des Standortes wurde die Steigung der Regressionsgeraden aus den Denitrifikationsraten der ersten 20 Stunden verwendet.

Die leicht mineralisierbare Fraktion C₁ war bereits nach spätestens 10 Tagen vollständig abgebaut (ca. 250 mg CO₂-C kg⁻¹tr. B.), während die schwer abbaubare Fraktion C₂ eine vom 1. Tag an annähernd konstante Abbaurrate aufweist; über 42 Tage wurden damit ca 600 mg CO₂-C kg⁻¹tr. B. freigesetzt (Abb. 1). Die Fraktion C₁ lag in der Größenordnung von ca. 1% (910 kg C ha⁻¹) des organischen gesamten Bodenkohlenstoffs (C_{torg}) und hatte eine sehr hohe gute leichte Abbaubarkeit (k), wie die kurze Halbwertszeit (t_{0,5}) von ca. 4 Tagen belegt. Die Fraktion C₂ weist ca. 5% (4560 kg C ha⁻¹) von C_{torg} bzw. eine etwa um den Faktor 10 geringere Abbaurrate mit einer relativ langen Halbwertszeit von ca. 40 Tagen auf (Tab. 2; Bestimmtheitsmaß r² = 0,99).

Die kumulative (NO₃+NH₄)-N-Mineralisierung zeigte über 42 Kulturtage, wie auch die C-Mineralisierung, den Verlauf einer Sättigungskurve (nicht dargestellt). Die einzelne beschriebene N₁-Fraktion wies eine mineralisierbare N-Menge von ca. 150 mg N₂O-N kg⁻¹tr. B., ca. 5% (160 kg N ha⁻¹) des organischen gesamten Bodenstickstoffs (N_{torg}), auf. Die Halbwertszeit erstreckt sich über 11 Tage (Tab. 3; Bestimmtheitsmaß r² = 0,96). Es wurden unter den gleichen Versuchsbedingungen mehr C- als N-Verbindungen mineralisiert (Tab. 2, Tab. 3). Mit zunehmender Dauer der Bebrütung steigt das C/N-Verhältnis meist an. So lag es nach 7, 21, 42 und 56 Kulturtagen bei 6,1; 7,9; 7,5 und 15,6, was auf einen Mangel an mikrobiell festgelegtem N hindeuten und zu Humifizierungsprozessen führen kann.

Die konstante N₂O-Bildungsrate der Variante ohne Nitratzugabe wurde sehr früh erreicht (nach 2-4 Stunden), gegenüber der Variante mit Nitratzugabe (nach 8 Stunden) (Abb. 2). Die Steigung der Regressionsgerade war um den Faktor 1,4 geringer in der Variante ohne Nitratzugabe als mit Nitratzugabe (Tab. 4). Die Steigung der Regressionsgerade gilt als Maß für die potentielle Denitrifikationsgeschwindigkeit des Standorts in Abhängigkeit vom verfügbaren Kohlenstoff. Die Variante der Nitratzugabe (200 µg N g⁻¹tr. B.) erbrachte eine relativ hohe N₂O-Freisetzung (ca. 30

kg N₂O-N ha⁻¹ über 20 Stunden), was ca. um den Faktor 4,3 niedriger lag als die Befunde von Terry & Tate (1980b) in Moorböden unter Grünland.

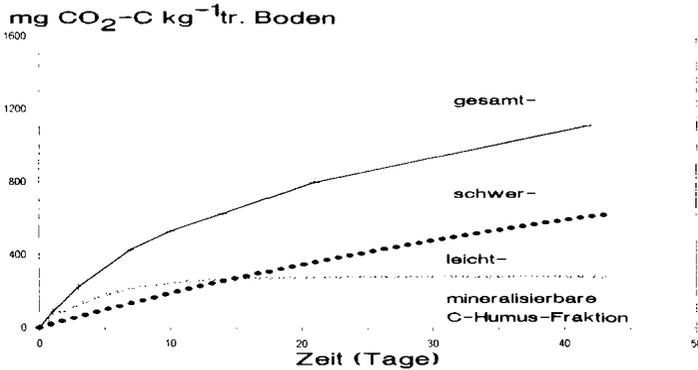


Abb. 1: Ausdifferenzierung verschiedener Humusfraktionen mittels Parametrisierung der kumulativen C-Mineralisierung nach Isermeyer im Brutversuch (Beispiel Braunerde-Hanggley, Siggen vom 16.4.93, 0-10 cm Bodentiefe, 20°C/60% max WK) (Vgl. Lorenz, 1992)

Tab. 2: Charakterisierung der iterativen Kurvenanpassung für die **kumulative C-Mineralisierung** im Brutversuch (Isermeyer, 1952; siehe oben), t_{0,5} = Halbwertszeit

	C mg kg ⁻¹	k (1/d)	C*k mg kg ⁻¹ d ⁻¹	t _{0,5} (d)	C/C _{torg} (%)	(C*k)/C _{torg} (%) d ⁻¹
C ₁	350	0,20	70,14	3,46	1,17	0,24
C ₂	1480	0,02	25,53	40,30	4,95	0,10

Tab. 3: Charakterisierung der iterativen Kurvenanpassung für die **kumulative N-Mineralisierung** im Brutversuch (Zöttl, 1958; siehe oben), 4 Meßpunktpaare; t_{0,5} Halbwertszeit

	N mg kg ⁻¹	k (1/d)	N*k mg kg ⁻¹ d ⁻¹	t _{0,5} (d)	N/N _{torg} (%)	(N*k)/N _{torg} (%) d ⁻¹
N ₁	149,9	0,06	9,44	11	4,56	0,29

Tab. 4: **Denitrifikationspotential** (Bauernfeind, 1993; Braun, 1994; siehe oben), Nitratzugabe: 200 µg N g⁻¹; b = Steigung der Regressionsgerade (mg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹).

	Steigung mg N ₂ O-N kg ⁻¹ h ⁻¹	N ₂ O-Menge g N ha ⁻¹ in 20 Stunden
ohne NO ₃	0,9	7,2
mit NO ₃	1,3	30,2

- Die schwer mineralisierbare C-Fraktion (C₂) zeigte um ca. 36% eine eindeutig geringere Intensität (C*k) der Mineralisierbarkeit als die leicht mineralisierbare Fraktion (C₁). Die Intensität der beiden Humusfraktionen war mit ca. 96 mg CO₂-C kg⁻¹tr. B. d⁻¹ (0,3% von C_{torg}) bis um den Faktor 3 höher als Lorenz (1992) in 6 verschiedenen Ackerböden (Trockener Boden/20°C/60% max WK) beobachtet hat.

- Die mineralisierbare N-Fraktion ergab eine Intensität (N*k) von ca. 9 mg N kg⁻¹tr. B. d⁻¹ (0,3 % von N_{torg}) mit lediglich einem Verhältnis ca. 1/11 zur gesamten mineralisierbaren C-Fraktion.

- Die freigesetzte N₂O-Menge in Bodenproben mit Nitratzugabe entsprach ca. 5 % der zugesetzten Nitratmenge und war damit ca. um den Faktor 1,6 höher als die in situ festgestellten N-Gasentbindungsraten (Homevo-Agossa, 1994)

- Die vorgestellten Verfahren erscheinen geeignet, Qualität und Intensität von Mineralisierungsvorgängen unter definierten Bebrütungsbedingungen (Temperatur, Feuchte und Zeit...) zu beschreiben. Die Aussagen bedürfen noch der Prüfung hinsichtlich der Übertragbarkeit auf Feldbedingungen.

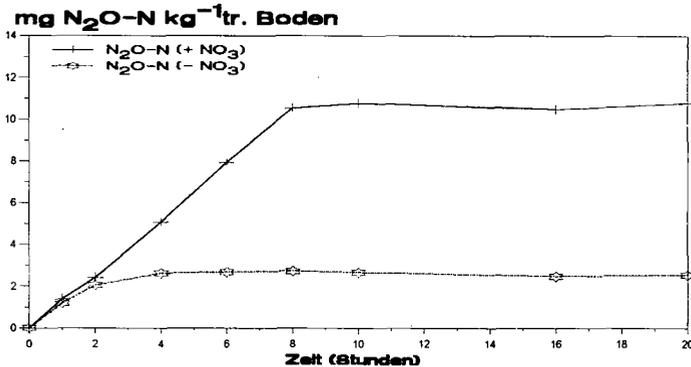


Abb. 2: Verlauf der kumulativen N₂O-Freisetzung nach Bauernfeind (1993) & Braun (1994) im Laborversuch (Beispiel Braunerde-Hanggley, Siggen vom 27.4.93, 0-20 cm Bodentiefe, 30°C/80% max WK, 1% C₂H₂, ohne und mit 200 µg KNO₃-N g⁻¹tr. B.)

LITERATUR

- BAUERNEFIND, G. (1993): Bestimmung der aktuellen und potentiellen Denitrifikation mittels Acetyleninhibition. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (Hrsg.), *Bodenbiologische Arbeitsmethoden 2. Auflage*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York London Paris Tokyo Hong Kong Barcelona Budapest, S. 171-176
- BRAUN, Chr. (1994): Denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste einer Acker-Catena im Kraichgau (Baden-Württemberg). *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* **16**, Stuttgart.
- HENRIKSEN, A. & SELMER-OLSEN, A.R. (1970): Automatic methods for determining nitrate and nitrite in water and soil extracts. - *The Analyst* **95**, 514-518, Cambridge.
- HOMEVO-AGOSSA, Chr. (1994): N₂O-Entbindung aus unterschiedlich intensiv bewirtschaftetem Grünland im württembergischen Allgäu. In Babel U., Fischer W.R., Roth K., Stahr K. (Hrsg.), *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* **20**, S. 65-72, Stuttgart.
- HORNIG, W., W. MICKLEY AND K. STAHR (1991): Genese, Eigenschaften und Verbreitung der Böden im Westallgäuer Hügelland. - *Jh. geol. Landesamt Baden Württemberg*, **33**, 199-217.
- ISERMEYER, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **56**, 27-39, Weinheim
- KROM, M.D. (1990): Spectrophotometric determination of ammonia: A study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichlorisocyanurate. - *The Analyst* **105**, 305-316, Cambridge.
- LORENZ, G. (1992): Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **227**, S. 1-10, Stuttgart.
- STAHR, K., M. KLEBER, F. RÜCK, F. HÄDRICH, and R. JAHN (1994): Böden puffern Umwelteinflüsse - Beispiele zum Stickstoffhaushalt und zur Verwitterungsintensität in Bodenlandschaften Baden-Württembergs. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* **20**, S. 1-10, Stuttgart.
- STANFORD, G., SMITH, S.J., (1972): Nitrogen mineralization potentials of soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **36**, 465-472, Madison, Wisconsin.
- TERRY, R.E., TATE, R.L. (1980b): Denitrification as a pathway for nitrate removal from organic soils and sediments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44**, 744-746.
- ZÖTTL, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. - *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkund.* **81**, 35-50, Weinheim.

Methan Oxidation in Böden des Ewigen Roggenbaus in Halle und des Statischen Düngungsversuches Lauchstädt

von

Hütsch, B. W.¹

Methan ist nach CO_2 das zweitwichtigste Treibhausgas. Die atmosphärische CH_4 -Konzentration hat sich innerhalb der letzten 150 Jahre mehr als verdoppelt und beträgt derzeit 1,7 ppm. Gründe für diesen rapiden Anstieg sind zum einen in der Zunahme der CH_4 -Emissionen zu sehen, z.B. in der Ausdehnung der Reisproduktion und in der Zunahme an Wiederkäuern; zum anderen ist eine Abnahme der CH_4 -Senken erfolgt. Die einzigen bis jetzt bekannten biologischen CH_4 -Senken sind terrestrische Ökosysteme, die bis zu 15% zum Gesamt- CH_4 -Abbau beitragen können. Die im Boden stattfindende mikrobiologische CH_4 -Oxidation kann durch vielfältige Faktoren, u.a. durch Stickstoffdüngung (Hütsch et al., 1993, 1994), beeinflusst werden. In der folgenden Studie wurde der Langzeiteffekt von mineralischer und organischer N-Applikation auf die Methan-Oxidation zweier unterschiedlicher Böden aus dem Mitteldeutschen Trockengebiet getestet.

Material und Methoden:

Der Ewige Roggenbau in Halle wurde 1878 auf einer Salm-Grieserde mit 8% Ton und 69% Sand in der Ackerkrume angelegt (Stumpe et al., 1990). Bodenproben wurden von den beiden Teilstücken Winterroggen- und Silomais-Monokultur entnommen, und zwar aus folgenden Varianten:

- 1) PK 24 kg P, 75 kg K $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
- 2) NPK 40 (60) kg N, 24 kg P, 75 kg K $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
- 3) St1 12 t Stallmist $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (equiv. 60 N, 20 P, 60 K).

In 1990 wurde die jährliche Mineral-N Gabe von 40 auf 60 kg N ha^{-1} erhöht.

Der Statische Versuch Lauchstädt begann in 1902 auf einer Löß-Schwarzerde mit 21% Ton und 68% Schluff im Oberboden (Körshens und Eich, 1990). Die Methan-Messungen wurden anhand von

¹Institut für Pflanzenernährung, Justus-Liebig-Universität, Südanlage 6, D-35390 Giessen

Bodenproben der Schlaghälfte 1 mit der Rotation Zuckerrüben - Sommergerste - Kartoffeln - Winterweizen und mit regelmäßiger Kalkung durchgeführt; folgende Varianten wurden ausgewählt:

- 1) PK 60 kg P, 230 kg K ha⁻¹ zu Zuckerrüben und Kartoffeln
- 2) NPK 170 kg N ha⁻¹ zu Zuckerrüben, 140 kg N ha⁻¹ zu Kartoffeln, N-Applikation zu Getreide entsprechend der N_{an}-Bestimmung; zusätzlich PK-Gabe wie 1).
- 3) St20 20 t ha⁻¹ Stallmist jedes 2. Jahr.

Außerdem wurden Bodenproben aus den Mineral-N Parzellen der Schlaghälfte 8 entnommen, die 25% Luzerne in der Fruchtfolge hat und die nicht gekalkt wird. Weitere Einzelheiten zu diesem Versuch können bei Körschens et al. (1994) nachgelesen werden.

Zu den Methan-Messungen wurden ungestörte Bodensäulen herangezogen (ϕ 6.4 cm, Tiefe: 0-12 cm), die am 10. März 1994, vor der Mineral-N Applikation, entnommen wurden. Die Bodensäulen wurden in luftdichten 1-l Gläsern bei 25°C inkubiert. Die Start-CH₄-Konzentration betrug 10 ppm und nach 0, 3, 6, 24 und 48 Stunden wurde die Abnahme am Gaschromatographen ermittelt. Am Ende jeder Inkubation wurde auch die CO₂-Konzentration gemessen und pH-Wert, Wassergehalt und Konzentration an anorganischem Stickstoff im Boden wurden bestimmt.

Die Abnahme der CH₄-Konzentration in den Inkubationsgefäßen folgte einer Exponential-Funktion ($y = a e^{bt}$). Durch logarithmische Transformation ($\ln y = a + bt$) wurden die Kurven linearisiert und die Steigungen (b-Werte) der resultierenden Geraden stellen Methan-Oxidationsraten dar mit einem charakteristischen Wert für jede Variante (je negativer der b-Wert desto schneller die CH₄-Oxidation).

Ergebnisse:

Der Tabelle 1 sind die CH₄-Aufnahmeraten einiger Böden des Versuches in Halle zu entnehmen. Die PK-Variante zeigte sowohl unter Roggen als auch unter Mais die schnellste CH₄-Oxidation; zusätzliche Applikation von Mineral-N (NPK) resultierte in einer hochsignifikanten Hemmung der CH₄-Aufnahme. Bei regelmäßiger Stallmistdüngung (St1) lagen die b-Werte zwischen PK und NPK. Interessanterweise war die CH₄-Oxidation unter Mais immer wesentlich niedriger als unter Roggen.

Bei den Bodencharakteristika traten nur geringfügige Abweichungen zwischen den Varianten auf; bemerkenswert sind die niedrigen NH₄⁺-Konzentrationen. Die CO₂-Produktion während der 48stündigen Inkubation war gering.

Tab. 1: Raten der Methanaufnahme (b-Werte, nl CH₄ l⁻¹ h⁻¹), Bodencharakteristika und CO₂-Konzentrationen in Inkubationen von Böden des Ewigen Roggenbaus in Halle, Mittelwerte aus 4 Wdh., Probenahme: 10. März 1994.

Variante	b-Wert	pH in H ₂ O	NO ₃ -N mg kg ⁻¹	NH ₄ -N mg kg ⁻¹	H ₂ O Gew. %	CO ₂ Vol. %
Roggen						
PK	-113,1	7,4	7,2	0,1	9,6	0,7
NPK	-32,6	6,7	6,2	0,1	10,1	1,1
St1	-46,2	7,0	8,8	0,1	11,7	1,3
Mais						
PK	-50,4	7,0	3,2	0,2	9,3	0,8
NPK	-5,1	6,5	4,1	0,1	9,5	0,9
St1	-17,5	6,4	8,3	0,2	11,9	1,4

In den Varianten der Schlaghälfte 1 des Statischen Versuches Lauchstädt traten bei einem neutralen pH-Wert keine signifikanten Unterschiede in den CH₄-Oxidationsraten auf (Tab. 2). Demgegenüber konnte bei den sauren Böden (pH 6) der Schlaghälfte 8 eine signifikante Hemmung der CH₄-Aufnahme durch Mineral-N Düngung beobachtet werden.

Tab. 2: Raten der Methanaufnahme (b-Werte, nl CH₄ l⁻¹ h⁻¹), Bodencharakteristika und CO₂-Konzentrationen in Inkubationen von Böden des Statischen Versuches Lauchstädt, Mittelwerte aus 4 Wdh., Probenahme: 10. März 1994.

Variante	b-Wert	pH in H ₂ O	NO ₃ -N mg kg ⁻¹	NH ₄ -N mg kg ⁻¹	H ₂ O Gew. %	CO ₂ Vol. %
Schlaghälfte 1						
PK	-19,4	8,1	10,0	0,1	16,0	0,5
NPK	-18,7	7,9	12,7	0,0	16,5	0,7
St20	-26,1	8,1	14,6	0,3	19,3	0,8
Schlaghälfte 8						
PK	-13,4	6,2	13,1	0,0	16,7	1,3
NPK	-0,6	6,0	16,1	0,3	17,3	1,8

Diskussion:

Bei den Halle-Bodenproben wurde ein Langzeiteffekt der N-Düngung auf die CH₄-Oxidation festgestellt und kein Effekt von Rest-Stickstoff aus der letzten Düngung, da die NO₃⁻- und insbesondere

die NH_4^+ -Konzentrationen sehr niedrig waren (Tab. 1). Diese langfristigen Veränderungen können über Verschiebungen in der mikrobiellen Population erklärt werden (Adamsen und King, 1993). Ammonium-Oxidierer konnten sich auf Kosten der methanotropen Bakterien entwickeln. Dies führte zu einer Einschränkung der CH_4 -Oxidation, vorausgesetzt daß beide Populationen ähnliche Nischen im Boden bewohnen (Bedard und Knowles, 1989) und ihre Ausdehnung durch die Verfügbarkeit von geeigneten Lebensräumen begrenzt ist. Diese letzte Annahme trifft höchstwahrscheinlich auf den leichten Boden in Halle und auf den schon früher untersuchten Lehmboden (Broadbalk; Hütsch et al., 1993) zu, jedoch nur eingeschränkt auf die Löß-Schwarzerde in Bad Lauchstädt. Auf diesem sehr fruchtbaren Boden sind die Nischen für Ammonium- und Methan-Oxidierer bei optimalem pH-Wert (Schlaghälfte 1) offensichtlich nicht beschränkt.

Unterschiede in der CH_4 -Oxidationsfähigkeit bei verschiedenen Pflanzenarten wurden in der Literatur bisher nicht beschrieben. Es gibt Hinweise, daß Mais sich negativ auf die Aggregatstabilität von Böden auswirkt (Reid und Goss, 1981). Dadurch wird zum einen die Diffusion von CH_4 in den Boden gehemmt, zum anderen könnten dadurch Nischen für methanotrophe Bakterien zerstört worden sein. Zur Klärung dieser Hypothese bedarf es weiterer Untersuchungen.

Literatur:

- Adamsen A.P.S. and King G.M. (1993) Methane consumption in temperate and subarctic forest soils: rates, vertical zonation, and responses to water and nitrogen. *Applied and Environmental Microbiology* 59, 485-490.
- Bedard C. and Knowles R. (1989) Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH_4 , NH_4^+ , and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiological Reviews* 53, 68-84.
- Hütsch B.W., Webster C.P. and Powlson D.S. (1993) Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk Wheat Experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 1307-1315.
- Hütsch B.W., Webster C.P. and Powlson D.S. (1994) Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 1613-1622.
- Körshens M. und Eich D. (1990) Der Statische Versuch Lauchstädt. In: *Dauerfeldversuche*, S. 7-23. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin.
- Körshens M., Stegemann K., Pfefferkorn A., Weise V. und Müller A. (1994) *Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren*. Teubner, Leipzig/Stuttgart.
- Reid J.B. und Goss M.J. (1981) Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. *Journal of Soil Science* 32, 521-541.
- Stumpe H., Garz J. und Hagedorn E. (1990) *Die Dauerdüngungsversuche auf dem Versuchsfeld in Halle*. In: *Dauerfeldversuche*, S. 25-71. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin.

Molybdän in sauren Waldböden: II Freisetzungskinetik

von

Kaupenjohann, M. und F. Lang*

Zusammenfassung

Die Kinetik der Freisetzung von Mo und Fe aus 8 sauren Waldbodenproben (Ah-, Bh-, Bhs-, Bs- und Bv-Horizonte) in 0,2 M Ammoniumoxalat-Extrakten wurde untersucht. Das gesamte oxalatlösliche Fe (Fe_o) wird innerhalb weniger Stunden mobilisiert. Die Kinetik folgt dem Modell 1. Ordnung mit Reaktionskonstanten (k) zwischen 1,5 und 10,6 h^{-1} . Mo wird zunächst ebenfalls rasch mobilisiert (k : 0,6 bis 11,4 h^{-1}). Jedoch ist die Mo-Lösungskinetik von einem offensichtlich diffusionsgesteuerten Mobilisierungsprozeß überlagert. Deshalb wurde die Mo-Freisetzung durch ein kombiniertes Modell beschrieben, das Auflösung und Diffusion Rechnung trägt. Obwohl die Reaktionskonstanten der Fe- und Mo-Mobilisierung eine vergleichbare Spanne abdecken, korrelieren sie nicht. Fe- und Mo-Freisetzung verlaufen demnach nicht kongruent.

Es muß deshalb geschlossen werden, daß entweder das an oxalatlösliches Fe gebundene Mo nicht homogen verteilt ist, oder daß mit dem Oxalatextrakt ein weiterer Mo-Pool, der unabhängig vom Fe_o ist, erfaßt wird. Als Quelle für das durch Diffusion freigesetzte Mo wird der in kristallinen Fe-Oxiden enthaltene Pool angesehen.

Einleitung

Über Vorräte und Dynamik von Molybdän in sauren Waldböden liegen nur wenige Arbeiten vor (FIEDLER et al., 1987). Auf eine mögliche Beteiligung von Mo an den neuartigen Waldschäden hat erstmals PLASS (1983) mit einer theoretischen Analyse der zu erwartenden Effekte von schwefelsaurer Deposition auf die Mo-Verfügbarkeit hingewiesen. LANG und KAUPENJOHANN (1995) untersuchten deshalb auf einer Reihe von z.T. stark geschädigten Waldstandorten in NO-Bayern und Böhmen Mo-Bindungsformen in Böden. Die Autoren zeigten, daß die Mo-Vorräte vor allem an pedogene Fe-Oxide gebunden sind. Aus diesen Untersuchungen läßt sich aber nicht ableiten, wie mobil das gebundene Mo ist. Deshalb untersuchten wir nun die Mo-Lösungskinetiken der Böden, die bei LANG und KAUPENJOHANN (1995) beschrieben sind.

Die Kinetik bodenchemischer Reaktionen wurde in den letzten Jahren intensiv studiert. Eine gute Übersicht der zur Verfügung stehenden Methoden und kinetischen Modelle findet sich bei SPARKS (1989) bzw. in SPARKS und SUAREZ (1991).

Kinetische Untersuchungen liefern einerseits direkt ökologisch aussagefähige Daten in Form der Geschwindigkeitskonstanten (k). Diese haben z.B. Aussagewert für das Nähr- und Schadstoffpuffervermögen von Böden. Darüber hinaus tragen kinetische

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Untersuchungen aber auch zum besseren Verständnis von Reaktionsmechanismen bei (vgl. z.B. ATKINS 1990, S. 778ff.).

Theorie und Modellvorstellung: Die Ergebnisse von LANG und KAUPENJOHANN (1995) weisen auf drei unterschiedliche Mo-Pools in den Mineralböden saurer Waldstandorte hin: freies und leicht austauschbares sowie in amorphen und in kristallinen Fe-Oxiden eingeschlossenes Mo. Das in den amorphen Fe-Oxiden (Fe_o) eingeschlossene Mo wird zusammen mit den freien und austauschbaren Fraktionen zum pflanzenverfügbaren Pool gerechnet (FIEDLER et al., 1987). Wir untersuchten daher die Kinetik der Mo-Freisetzung in Oxalatextrakte von Böden.

Es wird angenommen, daß die Auflösungsgeschwindigkeit der oxalatlöslichen Fe-Oxide und damit die Freisetzungsrates von Mo unabhängig von der Konzentration an Oxalat ist, da Oxalat im Überschuß zugegeben wird. Deshalb ist die Lösungsgeschwindigkeit ($v = d[A]/dt$) ausschließlich von der zum Zeitpunkt t vorhandenen Menge an Fe_o ($[A]$) abhängig und dieser proportional, mithin Pseudo-1.-Ordnung (vgl. AMACHER 1991, S.47):

$$d[A]/dt = k \cdot [A] \quad (I)$$

mit $t = \text{Zeit [h]}$
 $k = \text{Geschwindigkeitskonstante [h}^{-1}\text{]}.$

Die Auflösung der Sesquioxide und die Freisetzung von Mo wird deshalb mit dem Geschwindigkeitsgesetz 1. Ordnung beschrieben. Dessen integrierte Form lautet (ATKINS 1990, S. 785):

$$[A] = [A_o] \cdot e^{-kt} \quad (II)$$

mit $[A_o] = \text{Gesamtvorrat an } Fe_o \text{ [}\mu\text{g kg}^{-1}\text{]} \text{ bei } t = 0.$

Im Lösungsexperiment entspricht das bis zum Zeitpunkt t jeweils kumulativ freigesetzte Fe (A_{Fe}) der Differenz zwischen $[A_o]$ und $[A]$. Nach Kombination mit Gl. II gilt:

$$[A_{Fe}] = [A_o] - [A_o] \cdot e^{-kt} \quad (III)$$

Die Parameter ($[A_o]$, k) in Gl. III lassen sich durch Kurvenanpassung ermitteln. Die Gültigkeit von Gl. III wird auch für die Mobilisierung des an Fe_o gebundenen Molybdäns ($[A_{Mo1}]$) angenommen. Die experimentellen Befunde zeigen jedoch, daß der anfänglich sehr schnellen und exponentiell abnehmenden Mo-Freisetzung (Kinetik 1. Ordnung) eine Kinetik mit relativ konstanter Reaktionsgeschwindigkeit folgt. Im Gegensatz zum 1. Mo-Freisetzungsteil wird parallel kein Fe mehr gelöst. Deshalb nehmen wir an, daß Mo in dieser Reaktion aus anderen Pools freigesetzt wird, z.B. durch Diffusion aus kristallinen Fe-Oxiden. Dieser Prozeß läßt sich mit der parabolischen Diffusionsgleichung beschreiben, die sich aus dem Fick'schen Gesetz herleitet (SPARKS, 1989, HOGES and JOHNSON, 1986):

$$[A_{Mo2}] = m t^{1/2} \quad (IV)$$

mit $m = \text{Parameter, der der Diffusionskonstanten proportional ist [h}^{-1/2}\text{]}$

In der Summe wird deshalb die zeitabhängige Mo-Freisetzung ($[A_{Mo}]$) wie folgt beschrieben (Gl. III + Gl. IV):

$$[A_{Mo}] = [A_{Mo1}] + [A_{Mo2}] = [A_0] - [A_0] \cdot e^{-kt} + m t^{1/2} \quad (V)$$

Material und Methoden

Untersucht wurden die Mo- und Fe-Freisetzungskinetiken von 8 Mineral-Bodenhorizonten saurer Waldstandorte. Die Beschreibung der Böden findet sich bei LANG und KAUPENJOHANN (1995). Die Böden wurden in einem dunklen Klimaschrank mit 0,2 M Ammoniumoxalat (Boden:Lösungs-Verhältnis 1:10) bei 20 °C überkopf geschüttelt und nach verschiedenen Zeitabständen (0,2; 0,5; 1; 2; 4; 8; 16; 24; 48 h) zentrifugiert und filtriert (Schleicher und Schuell Blauband, aschefrei). In den Filtraten wurde Fe mit Flammen-AAS (Varian SpectraAA 10) und Mo mit Graphitrohr-AAS (Varian SpectraAA 400 Z) bestimmt. Die Modellparameter wurden mit Sigma-Plot gefittet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Fe- wie die Mo-Freisetzungskinetiken ließen sich stets sehr gut durch Gl. (III) bzw. (V) beschreiben (Abb. 1). Als Maß für die Güte der Anpassung wurde die Beziehung zwischen den gemessenen und den Modell-Werten errechnet. Die Bestimmtheitsmaße (r^2) lagen stets > 0,99.

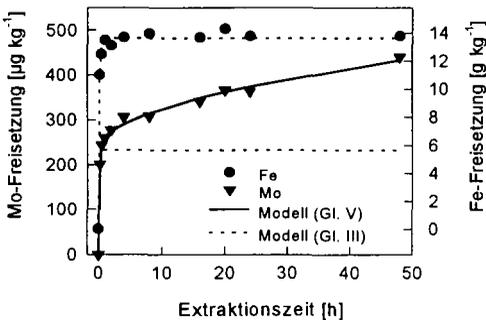


Abb. 1: Kinetik der Mo- und Fe-Freisetzung im 0,2 M Ammoniumoxalat-Extrakt am Beispiel des Bhs-Horizontes vom Standort Hohe Matzen, Fichtelgebirge.

Die Reaktionskonstanten (k) für die Fe- und Mo-Mobilisierung liegen in der gleichen Größenordnung zwischen 0,2 und 11 h^{-1} (Tabelle 1), so daß sich Halbwertszeiten ($t_{1/2} = \ln 2 \cdot k^{-1}$) der rasch löslichen Pools zwischen 3,5 und 0,06 h ergeben. Die Reaktionskonstanten für Fe und Mo korrelieren aber nicht. Eisen und Mo werden demnach nicht kongruent in die Lösung entlassen, was der Fall sein könnte, wenn neben Fe_0 eine weitere rasch reagierende Mo-haltige Festphase gelöst würde. Austauschbar gebundenes Mo kommt dafür aufgrund der nur geringen Menge im Vergleich zum oxalatlöslichen Mo (<10 %, vgl. LANG und KAUPENJOHANN, 1995) wahrscheinlich nicht in Betracht. Möglicherweise handelt es sich bei diesem im Oxalatextrakt rasch reagierenden Mo-Pool um nicht austauschbar an die organische Bodensubstanz gebundenes Mo.

Die Mo-Freisetzung mit der durch Gl. (IV) beschriebenen Kinetik kann nach SPARKS (1989) als Hinweis auf diffusionsgesteuerte Mobilisierung gedeutet werden, möglicherweise aus in Oxalat nicht löslichen Fe-Oxiden. Innerhalb der Versuchszeit von 48 h wurden jedoch beachtliche Anteile des durch Ascorbinsäure löslichen Molybdäns mobilisiert (10-70%).

Tabelle 1: Modell-Parameter für die Mo-Freisetzung (Gl. V) und für die Fe-Freisetzung in 0,2 M Ammoniumoxalatlösung.

Standort	Horizont	Mo			Fe	
		A_{Mo} [$\mu\text{g kg}^{-1}$]	k [h^{-1}]	m [$\text{h}^{-1/2}$]	A_o [$\mu\text{g kg}^{-1}$]	k [h^{-1}]
Hohe Matzen	Bhs	233,6	8,2	28,8	13,7	7,8
Erzgebirge	Bhs	124,6	1,0	44,4	9,9	3,4
	SwBv	15,3	9,4	47,3	5,8	2,7
Selb	Ah	224,8	0,6	5,7	7,7	2,3
	Bv	57,3	0,2	30,6	6,3	0,6
Waldstein	Bh	77,8	11,4	22,8	18,1	9,0
	Bs	178,8	9,9	11,4	13,8	5,1
Frankenwald	Ah	17,6	1,9	31,9	12,9	0,9

Nach BARROW (1986) spielt die Diffusion von Mo in Sorbentien zwar eine wichtige Rolle für die Mo-Mobilität. Es muß jedoch weiter geprüft werden, ob so hohe Anteile wie wir sie gemessen haben, tatsächlich innerhalb von 48 h aus kristallinen Fe-Oxiden hindurchdiffundieren können. Dabei sind wahrscheinlich vor allem die Kristallinität der Mo-Sorbentien und die davon abhängende Geometrie der Interdomänenräume von Bedeutung (STRAUß und BRÜMMER, 1989).

Literatur

AMACHER, M.C. (1991): Methods of obtaining and analyzing kinetic data. SSSA Special Publication 27, 19-59.

ATKINS, P.W. (1990): Physical Chemistry. Oxford University Press, Oxford. pp 995.

BARROW, N.J. (1986): Testing a mechanistic model. I. The effects of time and temperature on the reaction of fluoride and molybdate with a soil. J. Soil Sci. 37, 267-275.

HODGES, S.C. & G.C. JOHNSON (1986): Kinetics of sulfate adsorption and desorption by Cecil soil using miscible displacement. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 323-331.

LANG, F. & M. KAUPENJOHANN (1995): Molybdän in sauren Waldböden: I. Mo-Fractionen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (eingereicht).

FIEDLER H.J, G. ILGEN & W. HOFMANN (1987): Zur Molybdänausstattung von Waldökosystemen. Arch. Nat.forsch., Berlin 27 (3), 177-194.

PLASS, W. (1983): Molybdänmangel bei Sulfat- und zeitweisem Nitrat-Überangebot - ein hypothetischer Beitrag zum Waldsterben in Westdeutschland. Geoökodynamik 4, 19-38.

SPARKS, D.L. (1989): Kinetics of soil chemical processes. Academic Press, San Diego. pp 210.

SPARKS, D.L. & SUAREZ, D.L. (Eds.) (1991): Rates of Soil Chemical Processes. SSSA Special Publication 27. pp 302.

STRAUß, C.R. & G.W. BRÜMMER (1989): Einfluß der Kristallinität von Goethit auf die Phosphatadsorption. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59 (11), 1193-1196.

Extensivierung einer Pufferzone zum Schutz eines Hochmoorrestes - Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Lumbricidenfauna

von

Keplin, B.*, U. Hoffmann** und G. Broll**

Einleitung

Beim Naturschutzgebiet „Fürstenkuhle“ handelt es sich um einen entwässerten und größtenteils abgetorferten Rest des „Weißen Venn“ im Westmünsterland. Der Hochmoorrest wurde bereits 1942 als NSG ausgewiesen (WITTIG 1979). Im Jahre 1988 erfolgte eine Erweiterung des NSG auf insgesamt 88 ha. Diese Erweiterungsflächen sollen als Pufferzone (vgl. auch BUWAL 1994), in der nur noch extensive Bewirtschaftungsweisen zugelassen sind, den Hochmoorrest insbesondere vor weiteren Nährstoffeinträgen durch die angrenzende intensive landwirtschaftliche Nutzung schützen (KUNTZE & EGGELSMANN 1981, GLANDT et al. 1990). Die Wiedervernässung eines Teiles der Pufferzone soll zur langfristigen Erhaltung des Hochmoorrestes (vgl. auch EGGELSMANN 1988, EIGNER & SCHMATZLER 1991) beitragen. Lumbriciden eignen sich sehr gut als Indikatoren für die Auswirkungen der Wiedervernässung auf bodenökologische Prozesse. Die Untersuchung der Regenwurmfaua ermöglicht Aussagen, inwieweit die Extensivierung der Pufferzone fortgeschritten ist und zur Renaturierung des Hochmoorrestes beitragen kann (KÄMMERER 1993).

Die Regenwürmer sind im Jahre 1993 auf einem ca. 3,8 ha großen Teil der Erweiterungsfläche, die bis 1985 als Maisacker intensiv genutzt wurde und seitdem brachliegt, untersucht worden. Als Bodentyp liegt ein Treposol (Sandmischkultur) über Gley vor. Die Bodenart ist feinsandiger Mittelsand. Weitere Bodenkenndaten sind der Tabelle 1 zu entnehmen. Im Jahre 1990 wurde durch Grabenanstau eine Wiedervernässung eingeleitet. Die Fläche wird seit 1988 einmal im Jahr gemäht, um eine allmähliche Aushagerung zu bewirken. Aufgrund der seit der Stilllegung eingetretenen unterschiedlichen Vegetationsentwicklung in Abhängigkeit vom Mikorelief und den Bodenwasserverhältnissen ist die gesamte Fläche in vier Teilflächen (1-4) untergliedert worden. Die Teilflächen 1 und 2 sind ca. 4-5 Monate, die Teilflächen 3 und 4 sind ca. 8-10 Monate im Jahr überstaut.

Tab. 1: Kenndaten des Oberbodens (0-10 cm) einer extensivierten und wiedervernässen Fläche der Pufferzone im NSG „Fürstenkuhle“

Dauer der Überstauung	4-5 Monate		8-10 Monate	
	Teilfläche 1	Teilfläche 2	Teilfläche 3	Teilfläche 4
C _{org} (%)	5,2	5,3	4,9	9,6
C/N	29	30	27	29
pH (CaCl ₂)	4,3	4,5	4,7	4,3

* Brandenburgische Technische Universität, LS Bodenschutz u. Rekultivierung, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

** Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

Material und Methoden

Die Lumbriciden wurden mit der Oktett-Methode nach THIELEMANN (1986a) an zwei Terminen im Jahre 1993 (Juli und September) mit jeweils vier Parallelen à 1/8 m² erfaßt, einzeln gewogen (Frischgewicht in g) und mit der Glasröhrchen-Methode bestimmt (THIELEMANN 1986b). Von den nicht bis in den Sommer überstauten Teilflächen liegen auch Ergebnisse vom März und Mai vor. Desweiteren sind der pH-Wert (CaCl₂) bestimmt und die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte mit einem Elementaranalysator NA 1500 (CARLO ERBA) in 0-10 cm Tiefe gemessen worden.

Ergebnisse und Diskussion

Die Entwicklung der Lumbricidenzönose läßt sich seit der Stilllegung im Jahre 1985 in zwei Phasen einteilen. Seit 1985 erfolgte ein allmählicher Wandel vom intensiv genutzten Acker zur extensiven Grünlandnutzung. Erste Untersuchungen zur Regenwurmfauuna im Jahr 1990 (fünf Jahre nach der Stilllegung und vor Einleitung der Wiedervernässung) konnten *Lumbricus rubellus* als dominante Art sowie *Aporrectodea caliginosa*, *Eiseniella tetraedra* und *Dendrobaena octaedra* in Einzelfunden nachweisen. Die ermittelten Abundanzen von ca. 100 Ind./m² lagen für Ackerböden bereits über dem Durchschnitt, für Grünlandböden jedoch im unteren Bereich (vgl. MAKESCHIN 1990).

Die weitere Entwicklung der Regenwurmzönose von Ende 1990 bis 1993 wird durch die Phase der Wiedervernässung und der fortschreitenden Aushagerung sowie pH-Absenkung bestimmt. Die Untersuchungsfläche zeichnet sich durch das Fehlen anözischer Arten aus (s. Tab. 2). Im Laufe der Wiedervernässung tritt *Octolasion lacteum* als weitere Art hinzu. Während *D. octaedra* 1990 nur als Einzelfund auftrat, ist diese Art 1993 bereits mit dem höchsten Dominanzanteil vertreten. Erstaunlicherweise wurde eine für überflutetes Grünland typische Art, *Allolobophora chlorotica*, nicht nachgewiesen. Dieser Befund könnte aber auf die Erfassung mit der Oktett-Methode zurückzuführen sein, sofern sich die Art zum Probenahmetermin im September noch im Ruhestadium befand (vgl. KÄMMERER 1993).

Tab. 2: Artenspektrum der Lumbriciden auf den Teilflächen der Pufferzone im NSG „Fürstenkuhle“

Dauer der Überstauung	4-5 Monate		8-10 Monate	
	Teilfläche 1	Teilfläche 2	Teilfläche 3	Teilfläche 4
<i>Lumbricus rubellus</i>	x	x	-	-
<i>Lumbricus castaneus</i>	x	x	-	-
<i>Dendrobaena octaedra</i>	x	x	x	-
<i>Dendrobaena rubidus</i>	-	x	-	-
<i>Eiseniella tetraedra</i>	-	-	x	x
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	x	x	-	-
<i>Octolasion lacteum</i>	-	-	x	-
Juvenile				
<i>Lumbricus spec.</i>	x	x	-	-
<i>Dendrobaena spec.</i>	x	x	x	-
<i>Allolobophora./Aporrectodea spec.</i>	x	x	-	x
<i>Octolasion spec.</i>	-	-	x	-

Die aufgrund der unterschiedlichen Vegetationsentwicklung vorgenommene Einteilung in vier Teilflächen läßt ein detaillierteres Bild der Regenwurmzönose in Abhängigkeit vom Vernässungsgrad erkennen. Die Abundanzen und Biomassen der Lumbriciden auf den vier Teilflächen (Juli u. September 1993) sind in der Abbildung 1 dargestellt. Die Abundanz auf den kurz überstauten Teilflächen ist im Vergleich zum Jahr 1990, bevor der Grabenanstau erfolgte, weiter angestiegen,

auf den beiden 8-10 Monate überstauten Teilflächen aber deutlich reduziert. Der häufig bei der Umwandlung von Acker in Grünland festzustellende Anstieg der Abundanz setzte sich von 1990 bis 1993 nur auf den kurz überstauten Flächen fort, auf den lang überstauten Teilflächen ist wieder eine deutliche Abnahme zu verzeichnen.

Auch anhand des Arteninventars zeigt sich die in den drei Jahren nach der Wiedervernässung eingetretene Differenzierung. Im Jahr 1990 trat auf den kurz überstauten Teilflächen *Lumbricus rubellus* als alleinige Art auf, 1993 erweiterte sich das Artenspektrum auf fünf Arten und umfaßt mit *Aporrectodea caliginosa* auch die endogäische Lebensform. Auf den lang überstauten Teilflächen wurden mit *Dendrobaena octaedra* und *Eiseniella tetraedra* Arten ermittelt, die niedrige pH-Werte tolerieren bzw. in überschwemmten Böden mit hohen Anteilen an organischer Substanz vorkommen und daher auch aus Hoch- und Niedermooren bekannt sind (u. a. GRAFF 1953, 1983, VOLZ 1976, DUNGER 1983, SIMS & GERARD 1985, SILKENAT 1988, KÄMMERER 1993). Die amphibische Art *E. tetraedra* (BALTZER 1956, TOPP 1981) wurde nur auf den beiden 8-10 Monate überstauten Teilflächen, auf der Teilfläche 4 als einzige Art (Adulte), nachgewiesen. *L. rubellus* trat auf den Teilflächen 3 und 4 nicht mehr auf.

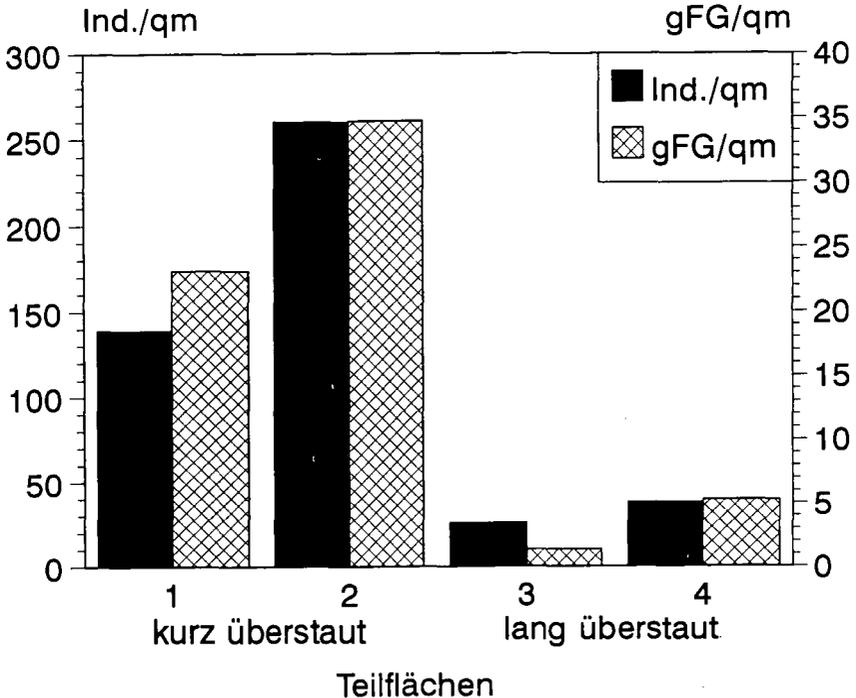


Abb. 1: Abundanzen und Biomassen der Lumbriciden auf den Teilflächen 1-4 der Pufferzone des NSG „Fürstenkuhle“ 1993 (Unterschiede zwischen den kurz und länger überstauten Teilflächen wurden mit dem U-Test auf Signifikanz geprüft: Abundanz und Biomasse alle Teilflächen $p < 0.001$. Die Teilflächen einer Überstaudauer unterscheiden sich nicht signifikant voneinander ($p > 0.05$).

Als Fazit der bisherigen Untersuchungen zur Lumbricidenfauna einer extensiv genutzten Pufferzone zum Schutz eines Hochmoorestes kann festgehalten werden, daß sich nach der Stilllegung der Ackerfläche relativ schnell eine für Feuchtwiesen typische Regenwurmzönose einstellen konnte. Bei einer Überstauung nur während der Wintermonate wirkt sich die Wiedervernässung positiv auf die Lumbriciden aus. Eine Wiedervernässung mit langanhaltender Überstauung führt jedoch zu einer signifikanten Abnahme von Abundanz und Biomasse der Regenwürmer.

Literatur

- BALTZER, R. (1956): Die Regenwürmer Westfalens. Zool. Jb. 84: 355-414.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (Hrsg.) (1994): Pufferzonen-Schlüssel. Leitfaden zur Ermittlung von ökologisch ausreichenden Pufferzonen für Moorbiotope. Bern, 52 S.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 280 S.
- EGGELSMANN, R. (1988): Wiedervernässung von Hochmooren. Die Geowissenschaften 6/11, 317-322.
- EIGNER, J. & E. SCHMATZLER (1991): Handbuch des Hochmoorschutzes. Naturschutz aktuell 4, 158 S.
- GLANDT, D., HARTUNG, H., HEUSER, J., KAPLAN, K. & T. MUER (1990): Extensivierung und Artenschutz. Praktische Maßnahmen und erste Forschungsergebnisse eines Modellprojektes im Westmünsterland (Nordrhein-Westfalen). Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 1: 19-30.
- GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Schaper, Hannover, 81 S.
- GRAFF, O. (1983): Unsere Regenwürmer. Schaper, Hannover, 112 S.
- KÄMMERER, A. (1993): Regenwurmzönosen in niedermoorartigen Grünlandböden des Drömling (SO Niedersachsen). DBG 72/I: 555-558.
- KUNTZE, H. & R. EGGELSMANN (1981): Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. Telma 11: 197-212.
- MAKESCHIN, F. (1990): Die Regenwurmfaua forstlich und landwirtschaftlich genutzter Böden und deren Beeinflussung durch Düngung. Kali-Briefe (Büntehof) 20: 49-60.
- SILKENAT, W. (1988): Anpassungen des Sauerstoffverbrauches bei Lumbriciden (Annelida, Oligochaeta) an eine edaphische Lebensweise. Diss. Univ. Bayreuth, 103 S.
- SIMS, R. W. & GERARD, B.M. (1985): Earthworms. London, 171 S.
- THIELEMANN, U. (1986a): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia 29: 296-302.
- THIELEMANN, U. (1986b): Glasröhrchenmethode zur Lebendbestimmung von Regenwürmern. Pedobiologia 29: 341-343.
- VOLZ, P. (1976): Die Regenwurm-Populationen im Naturschutzgebiet „Hördter Rheinaue“ und ihre Abhängigkeit vom Feuchteregime des Standorts. Mitt. Pollichia 64, 110-120.
- WITTIG, R. (1979): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. Habilitationsschrift Univ. Münster.

Makroskalige Abschätzung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen in Nordostdeutschland auf den Stickstoffhaushalt mit Hilfe eines Simulationsmodells

von

Kersebaum, K. C., W. Mirschel und K.-O. Wenkel*

Einleitung

Im Zuge der Vereinigung vollzog sich in den neuen Bundesländern ein drastischer Strukturwandel in der Landwirtschaft. Die großräumigen Veränderungen der Landnutzung lassen Auswirkungen auf den Wasser-, Stoff- und Energiehaushalt erwarten. Als ein Teilaspekt einer multidisziplinären Studie des ZALF (Bork, 1995) sollen im folgenden die mittels Modellrechnungen ermittelten Veränderungen einzelner Größen des N-Haushalts im Zuge der Vereinigung für ein ca. 10.000 km² großes Gebiet in Nordostdeutschland dargestellt werden. Dabei wird der Schwerpunkt auf der Nitratauswaschung aus der durchwurzelten Zone liegen.

Methodik

Der Austrag von Stickstoff ist das Resultat einer Vielzahl von simultan und größtenteils wechselwirkend ablaufenden Prozessen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre. Die Berechnung des N-Austrags wurde daher mit Hilfe eines dynamischen deterministisch-empirischen Modellansatzes vorgenommen. Das Modell simuliert auf der Basis von Witterungsdaten (Niederschlag, Temperatur, Sättigungsdefizit), Bodendaten (Bodenart, Grundwasserabstand, Humusgehalt) und Bewirtschaftungsdaten (Kulturart, Ertrag, N-Düngung) den Wasserhaushalt (aktuelle Evapotranspiration, Wasserflüsse, kapillarer Aufstieg in den Wurzelraum) und die N-Dynamik (Netto-N-Mineralisation, Nitrattransport, Denitrifikation). Der zeitliche Verlauf der N-Aufnahme durch Pflanzen wird über temperaturgesteuerte pflanzenspezifische Aufnahmefunktionen auf der Basis von Ertrags-Entzugs-Beziehungen abgebildet. Dabei wird eine pflanzen- und bodenartspezifische zeitlich variable Tiefenverteilung der Durchwurzelung bzw. der N- und Wasseraufnahme berücksichtigt. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik findet sich bei KERSEBAUM et al. (1995).

Für die Studie wurden, angepaßt an die vorhandene Datengrundlage, 4 Witterungsregionen, 2 Grundwasserstände, 6 Bodenarten, 10 Bewuchsarten mit jeweils 6 Ertrags- und 3-7 Düngungsklassen unterschieden. Für die einzelnen Bodenarten und Grundwasserstufen wurden sowohl die Kapazitätsparameter und kapillaren Aufstiegsraten für das Wasserhaushaltsmodell anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Bodenkunde, 1982), als auch bodenartspezifische Humusgehalte nach Körschens (1980) abgeleitet. Den einzelnen Klassenmittelwerten der Düngung sind kulturartspezifische Ausbringungsmuster für die Simulation hinterlegt.

*ZALF Müncheberg e. V., Inst. f. Ökosystem- & Prozeßmodellierung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Aus der Kombination der einzelnen Komponentenklassen ergaben sich 10.032 Varianten, die über einen Zeitraum von 3 bzw. 4 Jahren mit 14-jährig gemittelten Tageswerten der Witterung simuliert wurden. Die Simulationsergebnisse wurden in einer 6-dimensionalen Matrixdatei abgelegt.

Als Datengrundlage für die Ermittlung der flächengewichteten Gemeindemittelwerte dienten gemeindeweise vorliegende Daten der Bodenartverteilung, der Hydromorphie (GEMDAT) und des Fruchtartenanteils sowie Betriebsdaten zur fruchtartspezifischen N-Düngung und der Tierhaltung. Mit Hilfe eines weiteren Programms erfolgt in den einzelnen Gemeinden zunächst eine Zuordnung von Nutzungsarten zu vorhandenen Bodenarten aufgrund anbauspezifischer Gesichtspunkte. Weiterhin wird der berechnete Wirtschaftsdüngeranfall über ein hierarchisches Verteilsystem den einzelnen Kulturartenflächen zugerechnet. Die in den Gemeinden auftretenden Kombinationen werden mit ihren Flächenanteilen ermittelt und die entsprechenden Simulationsergebnisse werden zu einem flächengewichteten Gemeindemittelwert berechnet. In Ermangelung einer kurzfristig verfügbaren Datengrundlage für Waldflächen war es vorläufig notwendig die N-Austräge unter Wald aus Literaturdaten sowie regionalen Lysimeterstudien abzuschätzen.

Ergebnisse

Die folgenden 2 Karten stellen den nach der vorstehend beschriebenen Methodik ermittelten N-Austrag als flächengewichtetes Mittel bezogen auf die Gemeindeflächen für die Situation 1989 und 1992. Die Austragsituation 1989 (Abb. 1) spiegelt die Überlagerung von drei wesentlichen Einflußgrößen wieder: der Klimaregion, der vorherrschenden Bodenart sowie der Nutzungsanteile und ihrer Intensität. Während in der Klasse der geringen Austräge Bereiche nachgezeichnet werden, die nur einen geringen Wasserbilanzüberschuß bei gleichzeitig relativ speicherfähigen Böden (z. B. Oderbruch) oder einen hohen Waldanteil innerhalb der Gemeinden (z. B. Gebiete der Schorfheide und Ückerländer Heide) aufweisen, zeigen sich hohe Austräge in Gegenden mit leichten Böden bei höherem Wasser- und N-Bilanzüberschuß. Die Situation 1989 ist geprägt durch eine weitgehend intensive Nutzung der vorhandenen Flächen sowie durch die punktuelle Konzentration der Tierhaltung in einigen Regionen, die sich als dunkle Bereiche mit hohen N-Austrägen abzeichnen. Durch die in weiten Teilen des Untersuchungsgebiets herrschende Niederschlagsknappheit (< 480 mm) ergibt sich für das Gebiet eine mittlere Grundwasserneubildung von nur ca. 100 mm. Dadurch ergibt sich bezogen auf die gesamte Gemarkungsfläche trotz der relativ gering anmutenden N-Austräge eine mittlere Sickerwasserkonzentration von 150 mg Nitrat/l.

Gegenüber 1889 hat die Anzahl der sehr stark belasteten Gebiete in 1992 aufgrund der weitgehenden Reduktion der Tierhaltung auf weniger als die Hälfte sehr stark abgenommen (Abb. 2). Daneben sanken, vor allem bedingt durch die Wahrnehmung der geförderten Flächenstilllegung, sowohl der Mineraldüngeraufwand als auch der Entzug auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Tab.1). Obwohl der Saldo aus N-Eintrag und N-Entzug von 128 kg N/ha in 1989 auf 69 kg N/ha in 1992 abnahm, ist die Reaktion des N-Austrags aufgrund der Pufferwirkung der organischen Substanz mit einer Abnahme um lediglich 26% verhalten. Die in der letzten Spalte ausgewiesene Differenz zwischen dem einfachen Bilanzsaldo und den ermittelten Verlustgrößen weist darauf hin, daß für die Situation 1989 die angesetzten Humusgehalte nicht mit der

damaligen Zufuhr an organischen Material in Einklang stehen. Vielmehr findet bei den angenommenen Gehalten an organischer Substanz bei der Simulation über mehrere Jahre eine Anreicherung von organisch gebundenem Stickstoff in der Größenordnung dieser Differenz statt. Hier wären längerfristige Simulationsrechnungen notwendig, um die sich bei bestimmten Bewirtschaftungsverhältnissen einstellenden Fließgleichgewichte abbilden zu können. Inwieweit ein solches Fließgleichgewicht für die tatsächliche Situation 1989 bereits erreicht war, bedarf einer weiteren Betrachtung. Die berechneten N-Austräge dürften somit eher Mindestwerte darstellen.

Tabelle 1: Berechnete N-Bilanzglieder (kg N/ha) im Untersuchungsgebiet für 1989 und 1992
(Bezug: landwirtschaftlich genutzte Fläche)

	Anteil stillgelegter Ackerfläche (%)	N - Z u f u h r (+)					N-Entzug (-)	N - Verluste (-)		Saldo
		Mineraldüngung	Wirtsch.-dünger	N ₂ -Bindung	atm. Eintrag	Σ		N-Austrag	Denitrifikation	
1989	0	122	77	19	30	248	120	50	28	50
1992	13	96	37	10	30	173	104	37	26	6

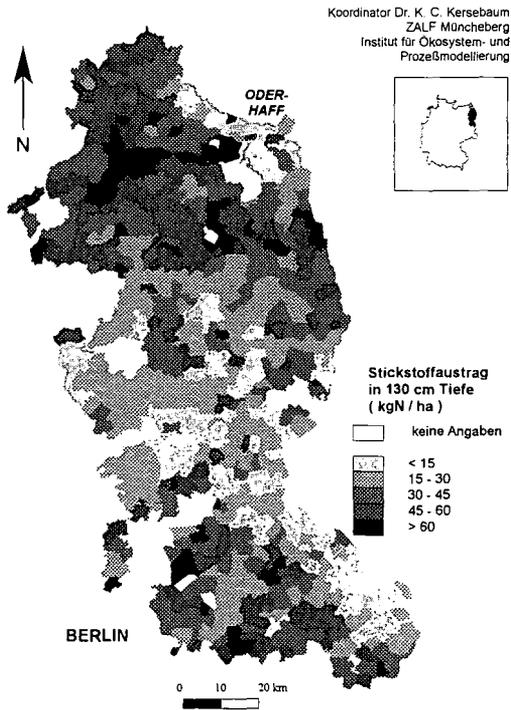
Literatur:

AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart, Stuttgart

BORK, H.-R. (Hrsg.) (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordostdeutschland. Eine integrative, multidisziplinäre Studie des ZALF. Ernst & Sohn, Berlin (im Druck).

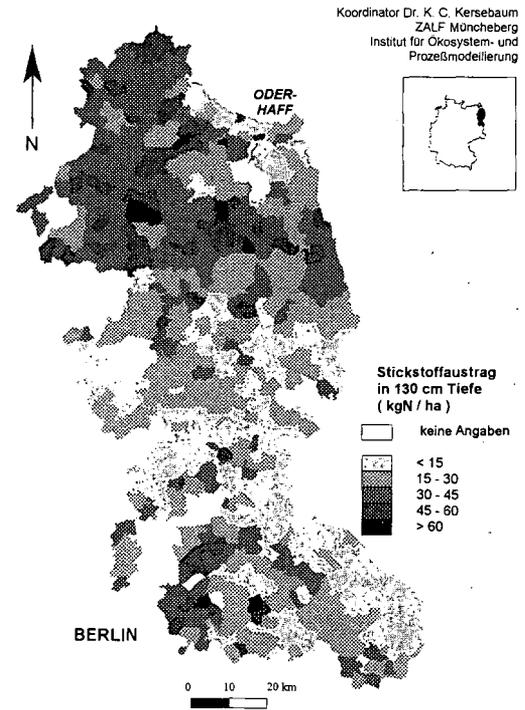
KERSEBAUM, K. C., W. MIRSCHEL u. K.-O. WENKEL (1995): Landschaftsindikator Stickstoff. In: Bork, H.-R. (Hrsg.): Agrarlandschaftswandel in Nordostdeutschland. Eine integrative, multidisziplinäre Studie des ZALF. Ernst & Sohn, Berlin (im Druck).

KÖRSCHENS, M. (1980): Beziehungen zwischen dem Feinanteil, C_r- und N_r-Gehalt des Bodens. Arch. Acker-, Pflanzenbau u. Bodenkd. **24**, 585 - 592.



Agrarlandschaftswandel in Nordost - Deutschland unter veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen

Abb. 1: Stickstoffaustrag in 130 cm Tiefe - Situation 1989
Bezug: Gemarkungsfläche



Agrarlandschaftswandel in Nordost - Deutschland unter veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen

Abb. 2: Stickstoffaustrag in 130 cm Tiefe - Situation 1992
Bezug: Gemarkungsfläche

Root respiration in grassland soils

von

Kleber, M., F. Rück, C. Homevo-Agossa und K. Stahr

1. Introduction

Soil-vegetation systems can turn from a CO₂ sink into a CO₂ source when conditions change so that the rate of respiration of soil organic matter exceeds the rate of its formation. Causes for such a shift can be a decreased supply of fresh organic matter to the soil, an increased rate of heterotrophic respiration of soil organic carbon or any combination thereof (Breemen & Feijtel, 1990). Decomposition of soil organic matter will be enhanced when heterotrophic respiration increases. This can be (together with other reasons like increased soil aeration or increased availability of substrates) the result of increased soil temperature. Oechel et al. (1993) were able to show that the tundra on the North Slope of Alaska has become a source of carbon dioxide to the atmosphere, this coinciding with recent warming in the Arctic. To know the source or sink function of soil-vegetation systems, expensive and complicated total ecosystem flux measurements are necessary.

Much more additional geographic units have to be investigated to improve the understanding of soil response to a potential climate change. Data need to be collected under conditions, where only limited financial, technical and personal resources are available. Field measurements of the flux of CO₂ from the soil surface utilizing a simple absorption technique (Freytag et al. 1979; Edwards, 1982; Kleber et al. 1994) could provide an cost-effective, alternative approach for estimating turnover of the humus pool. Unfortunately, the respiration of living roots makes it difficult to use estimates of CO₂ flux in calculations of turnover of the soil organic pool (Schlesinger, 1991). To complicate matters further, values reported for root respiration as determined in laboratory experiments range from 20 % (Sauerbeck & Johnen, 1976) of total soil respiration to 75-98% (Swinnen, 1994). It therefore seems rather questionable to use a general figure for root respiration in calculations of soil organic matter turnover, as was done by Raich & Schlesinger (1992), who estimated root respiration to have a "global" proportion of 30%.

Nevertheless would a reliable, maybe rough estimate for root respiration enable researchers to monitor soil carbon turnover even on remote locations and ecosystems without the need of expensive and sophisticated equipment prone to malfunctions. With root respiration known, mineralisation = carbon output could be calculated following equation (1) and compared to carbon input, revealing source or sink status of a given ecosystem.

$$R_{\text{soil}} = R_{\text{roots}} + R_{\text{mic}} \quad (1)$$

with R_{soil} = carbon dioxide efflux from the soil; R_{mic} = carbon dioxide produced by microorganisms in the process of mineralisation of soil organic matter and R_{roots} = carbon dioxide produced by the metabolic activity of living roots.

At this point it is important to note that mineral nitrogen is only supplied to the soil in the process of mineralization of soil organic matter, and that there is no release of nitrogen to the

soil associated with the metabolic activity of living roots. It is therefore possible to state, that any nitrogen turnover in the soil is dependent on the activity of mineralizing organisms. If now the magnitude of soil nitrogen turnover is monitored and the C/N ratio of the appropriate soil known, the amount of CO₂ produced in the course of nitrogen mineralization can be calculated by multiplying the amount of N with the respective C/N ratio:

$$R_{mic} = |N_{net}| \cdot \alpha \quad (2)$$

with $|N_{net}|$ = value of net nitrogen turnover for a given period of time and α = C/N ratio of the soil. Equation (1) can now be rewritten as

$$R_{roots} = R_{soil} - (|N_{net}| \cdot \alpha) \quad (3)$$

to give root respiration, if only the heterotrophic part of the N-cycle is considered. To be able to use the simplified equation (3) in calculations of root respiration, the effects of other parts of the N-cycle like plants, mesofauna and N₂-fixing organisms have to be excluded by an appropriate method when measuring nitrogen turnover. Loss of nitrogen through denitrification ($= N_{denit}$) should be determined and taken into account as shown by equation (4):

$$R_{roots} = R_{soil} - ((|N_{net}| + N_{denit}) \cdot \alpha) \quad (4)$$

or nitrification inhibited in the process of monitoring nitrogen turnover (*Hatch et al, 1990*), thereby eliminating loss of nitrogen through denitrification.

2. Method

To estimate root respiration in the field over a given period, the following steps are to be taken:

2.1 Determination of CO₂ efflux from the soil surface (R_{soil})

Since root respiration is supposed to be determined by subtracting microbial respiration from total soil respiration, it is important to employ a procedure that captures quantitatively all CO₂ that evolves from the soil. This can be accomplished by the absorption technique originally proposed by Tesarova & Gloser (1976) and modified by Kleber et al. (1994).

2.2 Determination of net N mineralization down to rooting depth ($|N_{net}|$)

The rate at which N is mineralized from the soil organic matter will vary with season, cropping, soil type and management and will be counterbalanced to a variable extent by the process of immobilization (*Hatch et al. 1991*). As long as nitrogen is immobilized in the microbial biomass of the soil, it can not be accounted for by conventional extraction methods. Immobilized N will eventually be mineralized again, being then liable to detection at a somewhat later period. It is for this reason, that measurement of net N release has to be carried out over a lengthy period including winter and summer conditions. It is proposed to use the Runge-method (*Runge, 1970*) to measure net N-mineralization. Here the difference between nitrogen content in a sample at the begin of the incubation period and at the end of the incubation period are considered to represent net N mineralization (or immobilization in the case of negative values). Since energy is consumed - and CO₂ produced - in the process of mineralization as well as immobilization, the value is entered in equation (4).

2.3 Determination of the soil C/N ratio down to rooting depth (α)

2.4 Determination of N loss through denitrifikation (N_{denit}) or inhibition of nitrification during measurement of net N mineralization, thereby eliminating denitrification.

Denitrification losses can be measured using the acetylene inhibition technique (*Ryden & Dawson, 1982, Benckiser et al. 1986*). They can be eliminated during measurement of N-mineralization as recommended by Hatch et al (1990). For normally aerated soils in temperate regions it is even possible to neglect denitrification losses, since they do not amount to significant values (*Braun, 1994*).

2.5 Solve equation (4)

3. Example

The example presented here (Table 1) is taken from a slurry amended, ungrazed grassland (Iollio-cynosuretum) in southwestern germany (Allgäu), which is cut 4 to 5 times a year. The soil is a gleyic cambisol with an effective rooting depth of 30 cm and an average C/N ratio (α) down to rooting depth of 9,1. Denitrification (N_{denit}) was measured at the site for the year 1993 using the acetylene inhibition technique (*Agossa, 1994*), and amounted to 12 kg ha a⁻¹. This value was used as an estimate for the period Aug. 93 - Aug 94.

Table 1: Total soil respiration (absorption method), net mineralization (Runge method) and denitrifikation (acetylene-inhibition technique) for the period from August 1993 - August 1994

incubation period	R _{soil} (kg C ha ⁻¹)	N _{net} (kg C ha ⁻¹)	N _{denit} (kg C ha ⁻¹)
18.8. - 22.9.93	1550	17.4	
- 20.10.93	840	26.8	
- 17.11.93	460	2.8	
- 15.12.93	310	13.4	
- 17.01.94	230	8.1	value
- 14.02.94	210	1.5	of 1993
- 14.03.94	400	-3.7	taken
- 11.04.94	750	0.3	as
- 09.05.94	1070	6.2	estimate
- 06.06.94	1260	4.8	
- 11.07.94	1560	20.6	
- 08.09.94	1890	20.8	
Aug. 93 - Aug.94	Σ 10530	Σ 126.4	Σ 12

Equation (4) can now be solved for the period from Aug 93 - Aug 94 using the above values

$$R_{roots} = 10530 - ((|126.4| + 12) \cdot 9.1) \tag{4}$$

to give an absolute value for root respiration of 9270 kg C ha⁻¹ corresponding to 88 % of total soil respiration.

4. Conclusion

It has to be emphasized, that this approach to estimate root respiration lacks the accuracy of controlled laboratory conditions and needs to be tested for other soils and plant communities. However, the result is within the range to be expected for a densely rooted grassland soil (Johansson, 1992; Swinnen, 1994). Further data concerning other treatments and sites (no fertilizer, different soil type) as well as a more detailed discussion of methodological benefits and shortcomings will be presented at the conference.

5. References

- BENCKISER, G., HAIDER, K. and D. SAUERBECK (1986): Field measurements of gaseous nitrogen losses from an alfisol planted with sugar beets. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 149: 249-261.
- BRAUN, C. (1994): Denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste einer Acker-Catena im Kraichgau (Baden-Württemberg). *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 16. Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim.
- BREEMEN, N. and T. FEIJTEL (1990): Soil processes and properties involved in the production of greenhouse gases, with special relevance to soil taxonomic systems. In: BOUWMAN, A. (ed.) *Soils and the greenhouse effect*, pp. 195-214. Wiley, Chichester.
- EDWARDS, N.T. (1982): The use of soda lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. *Pedobiologica* 23: 321-330.
- FREYTAG, H.E., JÄGER, R., TITTELBACH, F. und R. FLEISCHER (1979): Messung der Mineralisierung organischer Substanzen im Boden durch akkumulative CO₂-Bestimmungen unter natürlichen Bedingungen. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk.*, Berlin 23: 1, S. 1-11.
- HATCH, D.J., JARVIS, S.C. and L. PHILIPPS (1990): Field measurement of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of nitrification. *Plant and Soil* 124: 97-107.
- HATCH, D.J., JARVIS, S.C. and S.E. REYNOLDS (1991): An assessment of the contribution of net mineralization to N cycling in grass swards using a field incubation method. *Plant and Soil* 138, 23-32.
- HOMEVO-AGOSSA, C. (1994): N₂O-Entbindung aus unterschiedlich intensiv bewirtschaftetem Grünland im württembergischen Allgäu. In: STAHR, K., KLEBER, M. und F. RÜCK (1994): Stickstoff- und Kohlenstoffhaushalt von Grünlandökosystemen im württembergischen Allgäu, pp 65-73. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 20-I. Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim: 88 S.
- JOHANSSON, G. 1992: Release of organic C from growing roots of meadow fescue (*Festuca Pratensis* L.). *Soil Biol. Biochem.* 24: 427-433.
- KLEBER, M., STAHR, K. und I. HENNING-MÜLLER (1994): Der Einfluß der Expositionszeit auf die Höhe der Bodenatmung bei Anwendung der Lundegardmethode. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 157: 441-445.
- OECHEL, W., HASTINGS, S., VOURLITIS, G., JENKINS, M., RIECHERS, G. and N. GRULKE (1993): Recent change of Arctic tundra ecosystems from a net carbon dioxide sink to a source. *Nature* 361: 520-523.
- RAICH, J.W., und W.H. SCHLESINGER (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B 2: 81-99
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora B* 159: 233-257.
- RYDEN, J. and K. DAWSON (1982): Effects of acetylene inhibition technique for measurement of denitrification in grassland soils. *J. Sci. Food Agric.* 33: 1197-1206
- SAUERBECK, D.R. und JOHNEN, B.G. (1976): Der Umsatz von Pflanzenwurzeln im Laufe der Vegetationsperiode und dessen Beiträge zur Bodenatmung. *Z. Pflanzenern. Düngung und Bodenk.* 139: 315-328, Weinheim.
- SCHLESINGER, W.H. (1991): *Biogeochemistry: an analysis of global change.* Academic Press, San Diego, pp 443.
- SWINNEN, J. (1994): Evaluation of the use of a model rhizodeposition technique to separate root and microbial respiration in soil. *Plant and Soil*, in press.
- TESAROVA, M., und J. GLOSER (1976): Total CO₂ output from alluvial soils with two types of grassland communities. *Pedobiologica* 16: 364-372.

Stickstoffbilanzen der Dauerfeldversuche in Prag

von

Klir, J., J. Kubat und D. Pova

Dauerfeldversuche gehören zu den wichtigsten Erkenntnismitteln und sind für die Agrar- und Umweltforschung gleichermaßen unentbehrlich. Die ältesten tschechischen Dauerfeldversuche wurden 1955 auf fünf unterschiedlichen Standorten (Prag, Čáslav, Lukavec, Ivanovice und Pohorelice) angelegt und sind dadurch kaum vergleichbar mit denen in Rothamsted, Halle und Bad Lauchstädt. Nach 40 Jahren ununterbrochener Durchführung und dank der Besonderheiten der Standorte, Variantenvielfalt und der Größe der Versuchsfläche sind diese Feldversuche und ihre Ergebnisse jedoch bedeutungsvoll.

Den Dauerversuch in Prag-Ruzyně legte Dr. Škarda auf neun Feldern (Blocks) an. Neben Aussagen zur Langzeitwirkung differenzierter organischer und mineralischer Düngung wurden auch Fruchtfolgefragen in die Prüfung einbezogen. Während der Versuchsdauer wurden zwei bedeutsame Änderungen vorgenommen. Nach der ersten Rotation 1965 wurde die ursprüngliche Fruchtfolge geändert in Block I (mehr Getreide) und Block B (ohne Leguminosen). 1972 wurde die Kompostdüngung (Block II, III und IV), Stallmistdüngung (Block I) und Stroh plus Mineral-N-Düngung (Block B) mit Gülle mit oder ohne Stroh ersetzt.

Der Versuch schließt jetzt 7 Felder (Blocks) mit 3 Fruchtfolgen, 7 organischen Düngern und unterschiedliche, gestaffelte Mineraldüngung ein.

Für diesen Beitrag haben wir die Stickstoffbilanzen der Felder III, IV und B für vier Varianten gerechnet, weil die Ergebnisse eine indirekte Aussage über die Stickstoffnachlieferung nicht nur aus der Atmosphäre, sondern auch aus symbiotischer Stickstoffbindung gewähren. Auf den Feldern III und IV wurde bisher die ursprüngliche 9feldrige Fruchtfolge mit 45 % Getreide und 2 Jahre Luzerne durchgeführt. Auf Block B wurden seit 1965 nur Zuckerrüben und Sommerweizen angebaut.

Die Stickstoffbilanz wurde als Differenz zwischen Pflanzenentzug (Haupt- und Nebenprodukt) und Düngung (organischer und mineralischer) gerechnet. Der durchschnittliche Stickstoffentzug auf den Nullparzellen des Blocks B beträgt 60 kg N ha^{-1} pro Jahr. Weil der Totalstickstoffgehalt im Boden fast konstant bleibt (je nach der Regressionsgleichung nimmt er ein bißchen zu), ist diese Menge der atmosphärischen Deposition zuzuschreiben.

Der Unterschied zwischen Stickstoffentzug auf den Nullparzellen des Blocks III und IV und der Entzug auf den entsprechenden Parzellen des Blocks B ist $44 - 47 \text{ kg N ha}^{-1}$ pro Jahr. Diese relativ große Stickstoffmenge rechnen wir der symbiotischen Stickstoffbindung der Luzerne zu. Luzerne wird zwei Jahre in der Rotation angebaut. Die durchschnittliche Menge des gebundenen Stickstoffs ist also $396 - 423 \text{ kg N ha}^{-1}$ in der Rotation und etwa $198 - 212 \text{ kg N ha}^{-1}$ pro Jahr unter dem Luzernebestand.

Tabelle 1: Jährliche Stickstoffbilanz im Dauerfeldversuch Prag-Ruzyne (kg N.ha⁻¹)

Variante	Zeitraum 1966 - 1993								
	Block III			Block IV			Block B		
	Entz.	Düng.	Diff.	Entz.	Düng.	Diff.	Entz.	Düng.	Diff.
0	107	0	- 107	104	0	- 104	60	0	- 60
NPK	151	69	- 82	136	77	- 59	114	100	- 14
StM	123	35	- 88	111	38	- 73	90	57	- 33
StM + NPK	164	104	- 60	156	115	- 41	139	157	+ 18

Der Einfluß der organischen und mineralischen Düngung auf die Stickstoffbilanz im Block B in einzelnen Zeitabschnitten wird in den Abbildungen 1 - 4 vorgestellt. In den ersten Jahren nach der Fruchtfolgeänderung ist der Stickstoffentzug in der Nullparzelle höher als in den späteren Zeitabschnitten. Diese Tatsache könnte mit dem nachhaltigen Einfluß der symbiotischen Stickstoffbindung unter dem Luzernebestand in der früheren Fruchtfolge erklärt werden. Dafür sprechen auch die höheren N-Entzüge in den gedüngten Varianten und den ersten zwei Zeitabschnitten. Wenn wir den durchschnittlichen Stickstoffentzug nur für die Jahre 1974 bis 1994 rechnen, dann würde dieser Wert nur 53 kg.ha⁻¹ pro Jahr betragen. Allerdings, wie schon früher erwähnt, der totale Stickstoffgehalt im Boden ist während des ganzen Zeitabschnittes nicht gesunken.

Die andere bemerkenswerte Tatsache ist der höhere N-Entzug und die bessere Stickstoffbilanz in den gedüngten Varianten der Blocks III und IV, wo die reichere Fruchtfolge betrieben wird (Tab. 1). Mit der durchschnittlichen organischen und mineralischen Düngung von 104 bzw. 115 kg N.ha⁻¹ wurden die entsprechenden N-Entzüge von 164 bzw. 156 kg N.ha⁻¹ erreicht, weil die vergleichbare mineralische Düngung in Block B von 100 kg N.ha⁻¹ nur 114 kg N.ha⁻¹ N-Entzug hervorgerufen hat. Die Unterschiede der Bilanz machen durchschnittlich 27 bzw. 46 kg N.ha⁻¹ pro Jahr aus. Auch davon kann abgeleitet werden, daß die reichere Fruchtfolge und die kombinierte organische und mineralische Düngung günstiger für die Landwirtschaft und den Umweltschutz sind.

Literatur

- KLÍR, J.; ŠKARDA, M.; MARKOVÁ, J.; VOJTISKOVA, I.: Effect of organic fertilizing on the nutrients balances in long term field experiments. Symposium Dauerfeldversuche und Nährstoffdynamik, Bad Lauchstädt, 1992 - S. 73-77
- KÖRSCHENS, M.: 90 Jahre Statischer Versuch Bad Lauchstädt. Symposium Dauerfeldversuche und Nährstoffdynamik, Bad Lauchstädt, 1992 - S. 16-26

Abb. 1

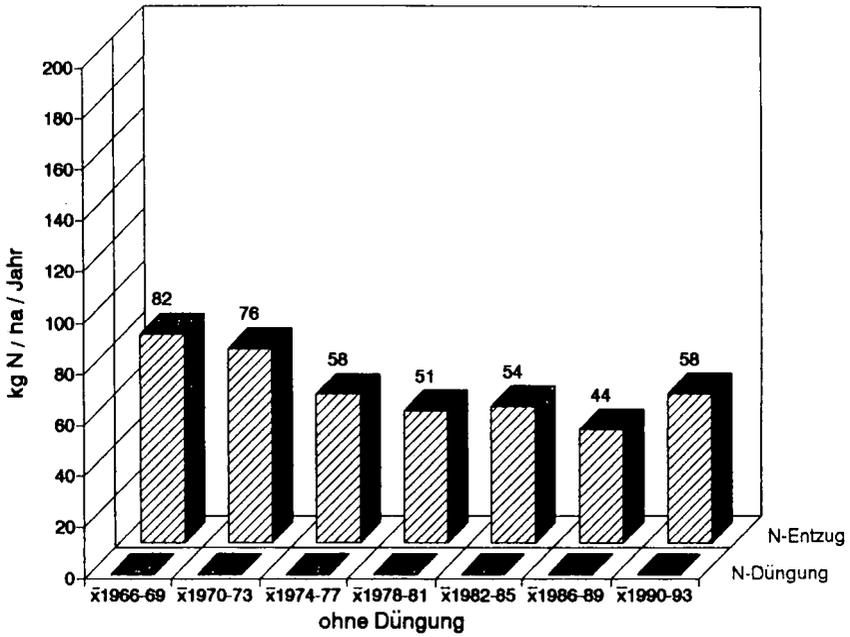


Abb. 2

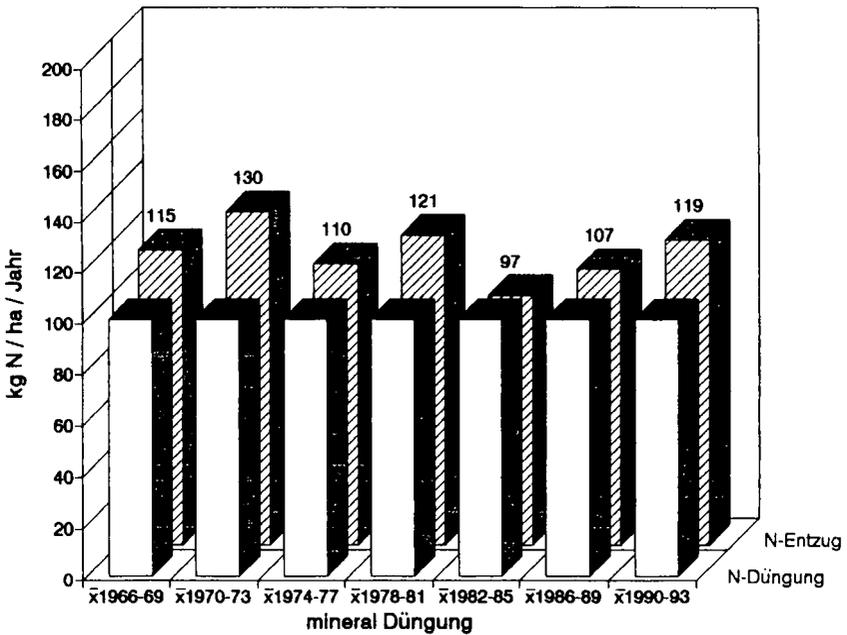


Abb. 3

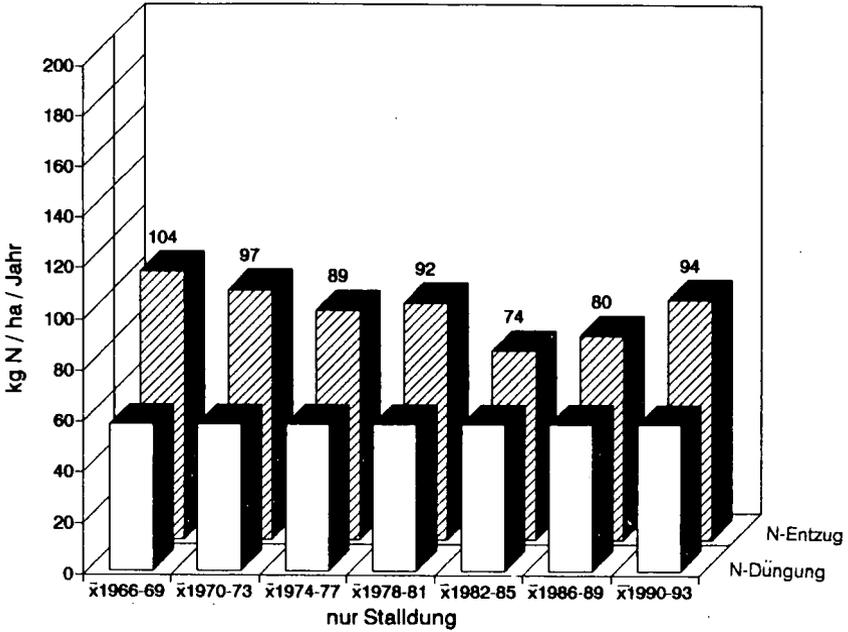
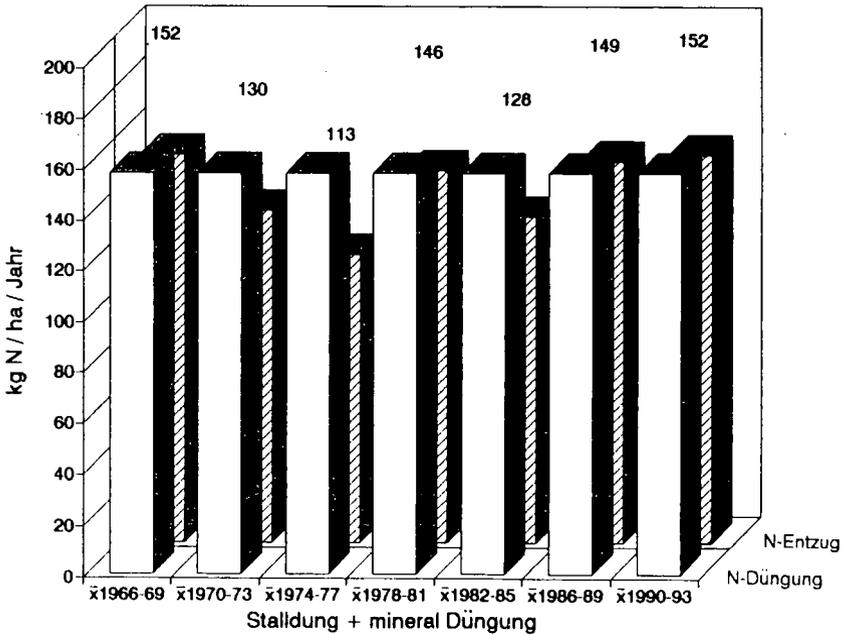


Abb. 4



Einfluß der Bodennutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Löß-Schwarzerde und Löß-Parabraunerde - Lysimeteruntersuchungen in der Anlage Brandis

von

Knappe, S.¹ und U. Keese²

1. Einleitung

Die Ableitung von Strategien zur Regeneration belasteter und die Erhaltung intakter Agrarökosysteme schließt eine nachhaltige Landnutzung ein. Nach HAUFF (1987) und KÖRSCHENS und MÜLLER (1994) muß nachhaltige Bodennutzung sowohl regional als auch global die Vermeidung jeglicher Umweltbelastung durch Austrag von Nähr- und Schadstoffen in das Grundwasser und in die Atmosphäre ausschließen. Mit Lysimeteruntersuchungen sind die Prozesse der Wasser- und der Nährstoffdynamik als auch die Einflüsse einer Landnutzungsänderung quantitativ und in zeitlich kurzen Perioden gut zu erfassen. Aus diesem Grund wurden in der vorliegenden Arbeit langjährige Meßreihen an Lysimetern mit Löß-Schwarzerde und Löß-Parabraunerde der Lysimeteranlage Brandis (MORITZ u.a. 1991) in Hinblick auf den Wasserhaushalt, Stickstoffhaushalt und den Gehalt und Austrag ausgewählter Schwermetalle in Abhängigkeit von der bei KNAPPE u.a. (1994) beschriebenen Landnutzung untersucht.

2. Ergebnisse

2.1. Wasserhaushalt

Bei einem mittleren Jahresniederschlag von 608 mm wurden im 14jährigen Mittel in 3 m Tiefe nur 43 l/m² Sickerwasser auf der Löß-Schwarzerde und 56 l/m² auf der Löß-Parabraunerde registriert. Zahlreiche, vor allem trocken-warme als auch wüchsige feucht warme Jahre bzw. Perioden bleiben ohne Sickerwasser (Abb. 1).

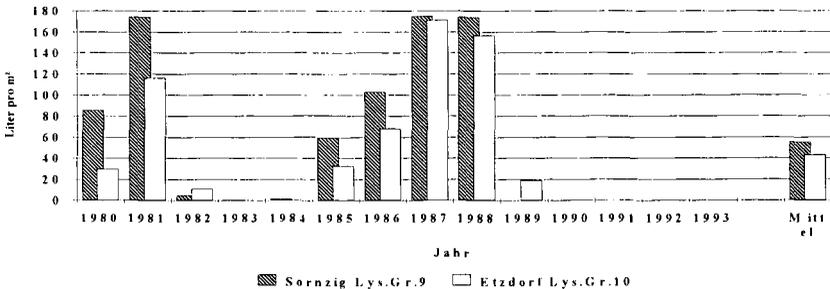


Abb. 1: Jährliche Sickerwassermengen in l/m² über den Versuchszeitraum von 14 Jahren für die Bodenformen Löß-Parabraunerde (Lys.Gr. 9) und Löß-Schwarzerde (Lys.Gr. 10).

Wichtigster Einflußfaktor für die Höhe der Grundwasserneubildung scheint die Speicherkapazität des Bodens an pflanzenverfügbarem Wasser in der durchwurzelten Zone des Profils zu sein. Die Sickerwassermenge wird in Wechselwirkung mit weiteren Einflußfaktoren, wie dem Anbau unterschiedlicher Fruchtarten mit differenzierter Inanspruchnahme der verfügbaren Wassermenge, der Durchwurzelungstiefe und der damit verbundenen Evapotranspiration, durch klimatisch bzw. witterungsbedingte Faktoren (innerjährliche Verteilung der

¹ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halleische Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt
² Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Lysimeterstation Brandis, Kleinsteinberger Str.3, 04821 Brandis

(Niederschläge) und durch den Bodenwassergehalt zu Beginn eines jeden Jahres in ihrer zeitlichen und mengenmäßigen Ausprägung bestimmbar und erklärbar. An Hand der maximalen Differenzen im Bodenwasservorrat (Abb.2) wurden für die Löß-Schwarzerde 525 mm und für die Löß-Parabraunerde 475 mm Wasservorrat für die Evapotranspiration ermittelt. Damit kann in der Löß-Schwarzerde und in ähnlicher Form auch in der Löß-Parabraunerde nahezu die gesamte Niederschlagsmenge die im Mitteldeutschen Trockengebiet fällt, wieder "produktiv" verwertet werden.

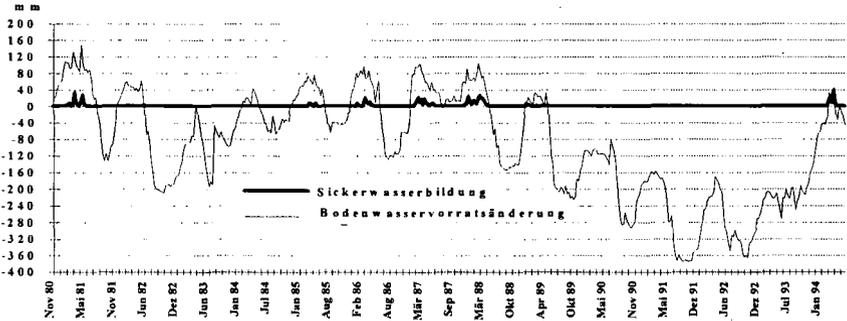


Abb.2: Bodenwasservorratsänderung in mm (Differenzen zum Gehalt zu Versuchsbeginn) im Vergleich zur Sickerwasserbildung in mm für die Bodenform Löß-Schwarzerde

2.2. Stickstoffhaushalt

Im Mittel über 14 Jahre wurden in der Löß-Schwarzerde 47 kg/ha und Jahr, in der Löß-Parabraunerde nur 6 kg/ha und Jahr Stickstoff mit dem Sickerwasser bis in 3 m Tiefe ausgewaschen (Abb.3). Die fruchtbare Löß-Parabraunerde puffert in Übereinstimmung mit Lysimeterergebnissen von GUTSER u.a. (1987) und GÜNTHER u.a. (1993) auch überhöhte N-Einträge gut ab. Darüber hinaus sind nach Ergebnissen von HEYDER (1993) vor allem die fruchtbaren, tiefgründigen Lößböden in der Lage, durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen, die zu hohen Erträgen (= N-Entzügen = negative N-Bilanzen) führen, einen Beitrag zur Verminderung der umweltbelastenden N-Austräge zu leisten.

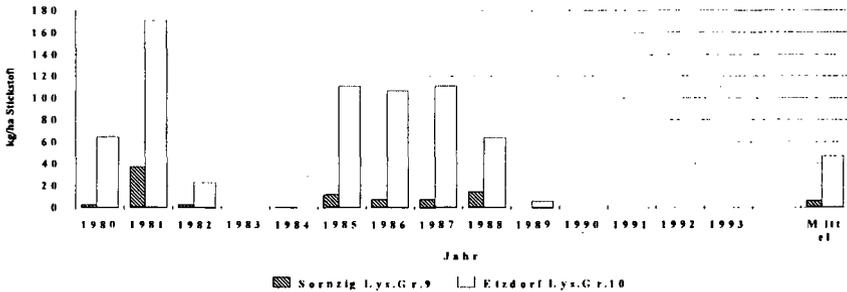


Abb.3: N-Austrag über Sickerwasser - Jahressummen in kg/ha Stickstoff für Löß-Parabraunerde (Sornzig, Lys.Gr.9) und Löß-Schwarzerde (Etzdorf, Lys.Gr.10)

Bei nahezu gleichen Sickerungsraten und N-Bilanzen (Abb.4) von im Mittel -31 kg/ha N bei der Löß-Schwarzerde und -15 kg/ha N bei der Löß-Parabraunerde, wurden auf der Löß-Schwarzerde vor allem in der erste Versuchshälfte sehr hohe N-Frachten bei sehr hohen Nitratgehalten festgestellt. Die hohen N-Austräge bei gleichzeitig hohen negativen N-Bilanzen werden auf verstärkte Mineralisation leichtzersetzlicher organischer Substanz (vergl auch MÜLLER u.a.,1991) nach der Entnahme der Lysimeterböden am Herkunftsort zurückgeführt. Als Faktoren, die für eine verstärkte Mineralisation sprechen, kommen dabei vor allem die Umstellung der Bodennutzung (in den Lysimetern erfolgte keine organische Düngung), der vorwiegende Anbau "humuszehrender" Kulturen, der Einfluß geänderter klimatischer Bedingungen am Lysimeteraufstellungsort (ca. 100 mm mehr Niederschlag und

überdurchschnittlich warme Periode), sowie lysimeterspezifische Einflüsse, wie leicht erhöhte Temperatur der gesamten Bodensäule und bessere Durchlüftung des Monolithen, in Frage.

Nachdem 5 Jahre keine Sickerwasserbildung auftrat, führte 1994 erstmals wieder ein Sickerwasserfront in 3 m Tiefe zur Durchsickerung und damit zu Stoffverlagerungen aus der Wurzelzone heraus. Die absolute Höhe der dabei gemessenen Nitratgehalte scheint bereits den Einfluß geänderter Bewirtschaftung (2 Jahre Grünbrache) zu signalisieren und ist insbesondere auf der Löß-Parabraunerde mit Werten um 10 mg/l Nitrat als positiv niedrig einzuschätzen. Auch bei der Löß-Schwarzerde mit Werten um 30...40 mg/l Nitrat sind positive Entwicklungen (die Nitratwerte auf der Löß-Schwarzerde lagen in den ersten Versuchsjahren bei 600...900 mg/l Nitrat) und damit verbunden eine Abnahme der Wirkung der "zusätzlichen" Mineralisation (Einstellung neuer Gleichgewichte) ableitbar.

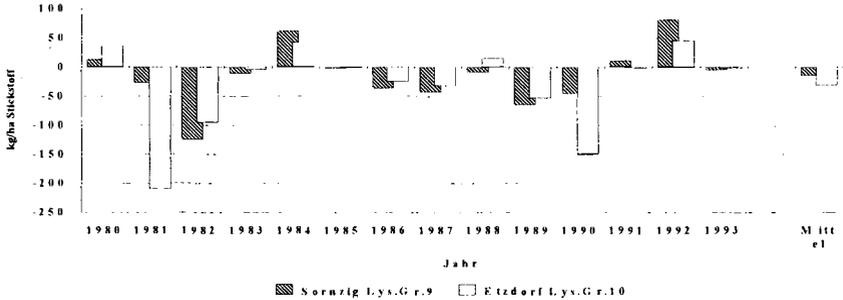


Abb.4: Jährliche N-Bilanz aus N-Zufuhr (Düngung, Deposition) minus N-Entzug Pflanze für Löß-Parabraunerde Somnzig, Lys.Gr.9) und Löß-Schwarzerde (Etzdorf, Lys.Gr.10)

2.3. Schwermetallgehalte in Boden, Pflanze und Sickerwasser

Die Gesamtgehalte an As, Cr, Cu, Mn, Ni und Pb in der Krume der geprüften Böden entsprechen den Gehalten natürlicher Böden und liegen im Bereich des Bodenwertes I. Der Cd-Gehalt liegt an der oberen Grenze der Normalgehalte. Der Zn-Gehalt überschreitet infolge Kontamination durch die verzinkten Behälterwände die Normalgehalte um das Fünffache.

Zur näheren Einschätzung einer möglichen Beeinflussung der Schutzgüter Boden, Pflanze und Sickerwasser erfolgte eine Bestimmung der mobilen Schwermetallgehalte des Bodens im Ammoniumnitratextrakt und eine Bewertung über Prüfwerte für Pflanzenqualität, Wasserqualität und pH-abhängige Vorsorgewerte sowie die Ermittlung der Gehalte in Pflanzen und Sickerwasser. Bei Pb, Cr, Cu, Mn und Ni ergaben sich für die Prüf- bzw. Vorsorgewerte keine von "normal" abweichenden Ergebnisse. Beim As werden die pH-abhängigen Vorsorgewerte überschritten. Die Gehalte erreichen bzw. überschreiten die Prüfwerte für Pflanzen und Wasserqualität bei deutlich erhöhter Mobilität.

Tab.1: Ausgewählte Schwermetalle in der Krume (0-25 cm) der Lysimeter mit Löß-Parabraunerde (Somnzig, Lys.Gr.9) und Löß-Schwarzerde (Etzdorf, Lys.Gr.10) - Gesamtgehalte nach Königswasseraufschluß (mg/kg), verfügbare Gehalte nach Ammonitratextraktion (µg/l) und Anteil der verfügbaren Fraktion am Gesamtgehalt als Mobilität (‰)

	Elementgehalt				Elementgehalt		
	mg/kg	µg/kg	o/oo		mg/kg	µg/kg	o/oo
	Arsen				Mangan		
Lys.Gr.9	9,97	61,1	6,11	Lys.Gr.9	470	7357	15,62
Lys.Gr.10	10,08	70,4	6,99	Lys.Gr.10	552	1017	1,81
	Cadmium				Nickel		
Lys.Gr.9	0,530	0,0102	19,20	Lys.Gr.9	16,74	55,50	3,31
Lys.Gr.10	0,609	0,0027	4,42	Lys.Gr.10	16,99	4,57	0,27
	Chrom				Blei		
Lys.Gr.9	26	1,04	0,0394	Lys.Gr.9	19,89	14,87	0,75
Lys.Gr.10	26	1,26	0,0495	Lys.Gr.10	19,99	9,20	0,46
	Kupfer				Zink		
Lys.Gr.9	15	17,4	1,16	Lys.Gr.9	261	10350	39,63
Lys.Gr.10	17	25,2	1,45	Lys.Gr.10	427	357	0,87

In den Pflanzenproben wirken sich diese Verhältnisse nicht aus. Der As-Gehalt im Sickerwasser überschreitet jedoch den Grenzwert für Trinkwasser.

Die Kennwerte zum mobilen Cadmium und zur Mobilität steigen mit sinkenden pH-Werten in der Löß-Parabraunerde deutlich an. Dies widerspiegelt sich in Überschreitungen von Prüfwerten für Pflanzen- und Wasserqualität sowie in erhöhten Gehalten in Pflanzen und Sickerwasser. In der Löß-Schwarzerde werden bei pH-Werten zwischen 6...7 für Cd keine Prüf- bzw. Vorsorgewerte überschritten. Trotzdem werden die Grenzwerte für Trinkwasser im Sickerwasser um ca. das Doppelte überschritten.

Bei Blei läßt die erhöhte Mobilität selbst bei hohen pH-Werten im Boden der Löß-Schwarzerde einen anthropogenen Eintrag vermuten. Die relativ hohe Mobilität schlägt sich in leicht erhöhten Gehalten in der Pflanze und im Sickerwasser nieder.

Schlußfolgerungen

In Hinblick auf eine nachhaltige Bodennutzung der hier aufgezeigten Bodenformen lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

Die hohe Speicherkapazität für Wasser in der durchwurzelten Zone bildet eine Säule der Fruchtbarkeit dieser Böden. Extreme Witterungsbedingungen können so gut gepuffert werden. Auf Grund der geringen Durchsickerung unter den Bedingungen des Trockengebietes, kommt der Grundwasserneubildung über Sickerwasser auf diesen Böden wenig Bedeutung zu. Trotzdem muß den mit geringen Sickerwassermengen auftretenden hohen Stofffrachten besondere Beachtung geschenkt werden.

Umstellungen in der Bewirtschaftung ohne Beachtung ausgeprägter Stoffkreisläufe und deren Wechselwirkung mit Bodeneigenschaften können zu hohen Frachten, wie am Beispiel des Stickstoffs aber auch an Schwermetallen gezeigt, bis außerhalb der Wurzelzone führen und so die Prämissen einer nachhaltigen Landnutzung verletzen.

Für den Nähr- und Schadstoff Stickstoff ist abzuleiten, daß der beste Weg des Abbaues von N-Überangeboten unabhängig von der auf ein Optimum (nicht Minimum) zu steuernden N-Zufuhr (aller N-Quellen), in einer Ausschöpfung der N-Angebote durch Pflanzennutzung besteht. N-Bilanzen um 0 kg/ha N bis zu den hier gemessenen Werten von -31 kg/ha N dürften für die Lößschwarzerde eine akzeptable Größe zum Abbau im Boden vorhandener N-Überhänge darstellen.

Abschließend sei noch auf die Problematik der Belastung der Lößböden und dabei insbesondere der Schwarzerden mit Schwermetallen verwiesen. Natürlicherweise vorhandene Schwermetallgehalte stellen auch bei leicht erhöhten Werten solange keine Gefahr dar, wie der pH-Wert der Böden um den Neutralpunkt liegt und genügend organische Substanz zu Festlegungen führen. Anthropogen eingebrachte Schwermetalle weisen eine höhere Mobilität auf. Eine Belastung des Grundwassers ist infolge der geringen Grundwasserneubildungsraten und z.T. kalkhaltiger Substrate im Unterboden kaum zu erwarten.

Literatur

- GÜNTHER, R.; KNOBLAUCH, S.: Zur Wasser- und Nährstoffbilanz auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Löß-Braunschwarzerde (Ergebnisse 10-jähriger Lysimeteruntersuchungen). Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 71 (1993). S.131-134
- GUTSER, R.; HEYN, J.; AMBERGER, A.; BRÜNE, H.: Zur Stickstoff- und Mineralstoffauswaschung aus Lößböden - Ergebnisse von Lysimeterversuchen in Darmstadt und Weihenstephan. Landwirtschaftl. Forschung 40 (1987), 4. S.312-325
- HAUFF, V.: Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. - Eggenkamp - Greven (1987)
- HEYDER, D.: Nitratverlagerung, Wasserhaushalt und Denitrifikationspotential in mächtigen Lößdecken und einem Tonboden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Bonner Bodenkdl. Abh. 10 (1993), S1-171
- KNAPPE, S.; MORITZ, CH.; KEESE, U.: Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung - Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkdl. 38 (1994) S. 393-403
- KÖRSCHENS, M.; MÜLLER, A.: Nachweis nachhaltiger Bodennutzung. Mittlg. Dtsch.. Bodenkundl. Gesellsch. 73 (1994), S. 75-78
- MORITZ, CH.; SÄMISCH, G.; SPENGLER, R.: Die Basislysimeterstation Brandis bei Leipzig - Einrichtung und erste Untersuchungsergebnisse. Dtsch. Gewässerkundl. Mitteilg. 35 (1991) 5/6, S.149-160
- MÜLLER, S.; HANSCHMANN, A.; HEINRICH, L.; BRIX, B.: Sickerwasser und Nitrataustrag - Lysimeteruntersuchungen für Sand-, Lehm- und Lößböden unter einheitlichen Bedingungen. Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkdl. 35 (1991) 5, S.375-382

N- Austrag aus einer Braunschwarzerde (LÖB) im Thüringer Becken - Ergebnisse aus dem Bodenwassermonitoring

von

1. Einleitung Knoblauch, S. und D. Roth⁺

Die notwendige Verminderung der Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft erfordert einen flächendeckenden Gewässerschutz.

Mit der Einrichtung von Wassermeßstellen in für Thüringen repräsentativen Agrarräumen wird deshalb das Ziel verfolgt, die Sickerwasserqualität und den Stoffaustrag zu kontrollieren und daraus Empfehlungen für eine standortangepaßte umweltverträgliche Landwirtschaft abzuleiten. Der Stoffaustrag aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Bodenschichten unterhalb der Wurzelzone wird direkt durch Messen der Sickerwasserqualität und soweit die Meßeinrichtung es zuläßt, der Sickerwassermenge erfaßt. Als Meßeinrichtungen dienen Lysimeter, Trichterlysimeter, Saugsonden- und Dränausflußanlagen.

Ausgangssubstrate der Böden in Thüringen sind vorwiegend periglaziale Deckschichten der Untergrundgesteine (Fließerden, Solifluktionsschutte) und LÖB (Schramm 1994), die entsprechend ihrer Zusammensetzung und vertikalen Abfolge Böden mit differenzierten hydrologischen Eigenschaften hervorgebracht haben. In die Untersuchungen sind demzufolge Böden mit vorwiegendem Wasserfluß über die Bodenmatrix (Braunschwarzerde aus LÖB) als auch mit schnellem Wasser- und Stofftransport über präferentielle Fließbahnen (Tonmergelrendzina, Rendzina in einer Kalkschuttfließerde, Pseudogley u.a.) einbezogen. Das niedrige Niederschlagsdargebot von 476 bis 650 mm in den landwirtschaftlichen Vorranggebieten Thüringens hat in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften niedrige bis mittlere Sickerwasserraten zur Folge. Stellvertretend für das mitteldeutsche Trockengebiet wird nachfolgend über den N-Austrag aus einer Braunschwarzerde (LÖB) im Thüringer Becken berichtet.

2. Material und Methodik

Der Versuchsstandort ist im langjährigen Mittel durch einen Niederschlag von 551 mm und eine Lufttemperatur von 8,2°C gekennzeichnet. Ausgewählte Bodeneigenschaften der Braunschwarzerde (LÖB) enthält die Tabelle 1.

Tabelle 1: Ausgewählte Bodeneigenschaften

Horizont	C _t (%)	N _t (%)	Tongehalt (%)	AWP (Vol.%)	FA (Vol.%)
Ap 0..25 cm	1,7	0,14	26,6	18	34
Cc >65 cm	0,3	0,02	19,9	16	32

vgl. Exkursionsführer 1995

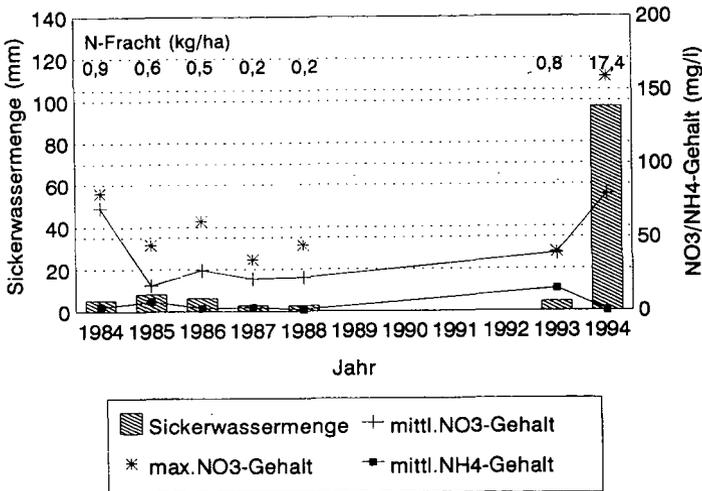
⁺ Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Str. 98, 07743 Jena

Zur Erfassung des N-Austrages dienen wägbare, monolithisch befüllte Lysimeter mit einer Bodentiefe von 2,5 m und einer Oberfläche von 2 m². Das Sickerwasser wird mittels keramischer Saugkerzen, die in 2,3 m Tiefe eingebaut sind, gewonnen. Die Lysimeter wurden ebenso wie der sie umgebende Feldschlag intensiv ackerbaulich bewirtschaftet. In der Fruchtfolge wechselten jährlich Blatt- und Halmfrucht. Zusätzlich zur mineralischen N-Düngung erhielten die Hackfrüchte im Herbst Stallmist und das Welsche Weidelgras in der Vegetationszeit Gülle.

3. Ergebnisse

Langjährige Lysimeteruntersuchungen zeigen, daß der Niederschlag nahezu vollständig für die Evapotranspiration verbraucht wird (Roth et al. 1994). In sechs von elf Jahren betrug die jährliche Sickerwasserrate 3 bis 8 mm nach durchschnittlich 570 mm Niederschlag (Abb.1). In den darauffolgenden vier trockenen Jahren (durchschnittlich 450 mm Niederschlag) blieb eine Sickerwasserbildung aus. Erst nach zehn Jahren vernachlässigbarer Versickerung war im niederschlagsreichen Jahr 1994 (692 mm) eine Sickerwasserspense von 97 mm zu verzeichnen.

Abb.1: Sickerwassermenge, Nitrat- und Ammoniumgehalt im Sickerwasser sowie N-Fracht 1984 bis 1994

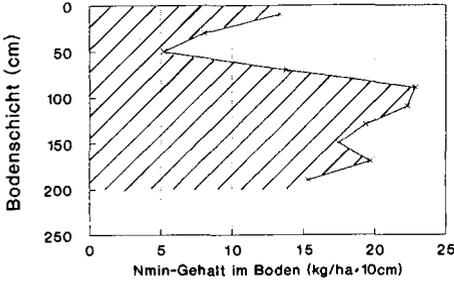


Der NO₃-Gehalt des Sickerwassers lag in den versickerungsarmen Jahren 1984-88 und 1993 im Jahresmittel zwischen 18 und 70 mg/l. Demgegenüber traten im Winterhalbjahr 1994 nach anfänglich niedrigen Gehalten erstmalig NO₃-Peaks bis zu 157 mg/l auf. Während der jährliche N-Austrag in den Jahren 1984-93 unter 1 kg/ha blieb, stieg er 1994 auf 17,4 kg/ha an (Abb.1).

Die intensive Ackerbaubewirtschaftung hatte in den vergangenen zehn Jahren einen N-Düngungs-Entzugs-Saldo von +28 kg/ha*a zur Folge. Daraus folgt nach zehn Jahren eine N-Akkumulation von 280 kg/ha im Boden. N-Input über Depositionen sowie gasförmige N-Verluste bei der Dungabringung und durch Denitrifikation im Boden blieben hierbei unberücksichtigt.

Eine N_{min} -Untersuchung im Herbst 1994 ergab in der Bodenschicht 0 bis 2 m einen N_{min} -Gehalt von 314 kg/ha (Abb.3). Eine Tiefenbohrung im Mai 1994 zeigte allerdings, daß unterhalb 2 m nur noch 4 bis 6 kg/ha und unterhalb 4 m weniger als 3 kg/ha in der 10 cm-Bodenschicht enthalten sind.

Abb.3: N_{min} -Gehalt im Boden im Herbst 1994

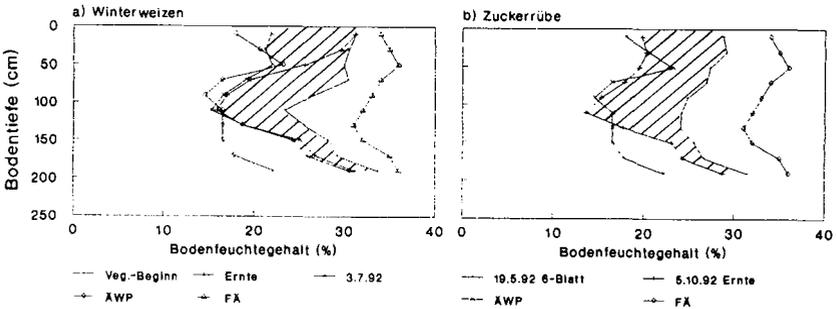


3. Diskussion und Schlußfolgerungen

Die Sickerwasserbewegung geht auf diesem Standort vorwiegend über die Bodenmatrix nach dem Verdrängungsprinzip vonstatten. Sickerwasser tritt demzufolge erst dann aus der durchwurzelbaren Zone aus, wenn der Bodenkörper wassergesättigt ist und erneut Niederschlagswasser in den Boden eindringt.

Bedingt durch den hohen pflanzenverfügbaren Wassergehalt und die uneingeschränkte Durchwurzelbarkeit vermögen die Tiefwurzler beträchtliche Wassermengen bis aus 2 m Tiefe aufzunehmen (Abb.2).

Abb.2: Bodenfeuchteentzug durch Winterweizen und Zuckerrübe 1992



Mit diesem für die Tiefwurzler vorteilhaften Bodenwasserbereitstellungsvermögen der Braunschwarzerde sind im Thüringer Becken allerdings Nachteile für die Wiederauffüllung im Winterhalbjahr verbunden. Im Mittel von vier Jahren fehlten dem Boden nach Aberntung von Zuk-

kerrübe und Winterweizen 250 mm bis zur Wiederauffüllung. Selbst in niederschlagsnormalen Winterhalbjahren wird dieses Bodenfeuchtedefizit nicht ausgeglichen. In den vier trockenen Jahren ohne Sickerwasseraustritt hatten demzufolge nur die oberen 10 bis 12 dm Feldkapazität erreicht. In den Jahren 1984-88 und 1993 führten geringfügig übernormale Niederschläge zur Wassersättigung des Bodens und daraufhin zu einer Sickerwasserrate von 3 bis 8 mm. Die für diesen Standort ungewöhnlich hohen Niederschläge im Versuchsjahr 1994 brachten dagegen eine Sickerwasserspense von 97 mm mit sich.

Die in zehn aufeinanderfolgenden Jahren (1984-93) nahezu vernachlässigbare Sickerwasserrate läßt vermuten, daß sich das Bodenwasser bei vorwiegendem Matrixfluß nur sehr langsam abwärtsgerichtet bewegt. Damit wird auch das im Bodenwasser gelöste Nitrat nur langsam in tiefere Bodenschichten verlagert.

Mit der Ausschöpfung des Unterbodenwassers nehmen die Tiefwurzler auch die darin enthaltenen gelösten N-Verbindungen auf (Strebel u. Duynisveld 1989). Der im trockenen Oberboden enthaltene aktuelle Dünger-N bleibt dagegen zurück und gelangt nach der Ernte in tiefere Bodenschichten. Begünstigt durch die langsame Sickerwasserbewegung und die uneingeschränkte Durchwurzelbarkeit ist auf diesem Standort davon auszugehen, daß der mineralische N von Jahr zu Jahr im durchwurzelbaren Bodenraum unverlagert und somit vor einer Auswaschung bewahrt wird. Die unterhalb 2 m Bodentiefe deutlich zurückgehenden N_{min} -Gehalte und die trotz mehrjähriger N-Überschußsalden niedrigen Nitratgehalte im Sickerwasser von 1984-93 finden damit eine Erklärung. Der deutliche Anstieg des NO_3 -Gehaltes im Winterhalbjahr 1994 zeigt aber, daß bei langjährigen (vermutlich mehr als 10 Jahre) N-Bilanzüberschüssen der im durchwurzelbaren Bodenraum akkumulierte N die Durchwurzelungszone zu verlassen beginnt. Begünstigt wurde der N-Austritt durch den ungewöhnlichen Sickerwasserschub 1994.

Schlußfolgernd ist festzustellen, daß die untersuchte Braunschwarzerde des Thüringer Beckens mit ihrem Wasserspeichervermögen, ihrem pflanzenverfügbaren Wassergehalt und ihrer uneingeschränkten Durchwurzelbarkeit alle bodenbürtigen Voraussetzungen für die Minimierung des N-Austrages bietet. Die im langjährigen Mittel nahezu ausgeglichene Klimatische Wasserbilanz begünstigt diesen Effekt durch eine niedrige Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers. Das erstmalig deutliche Überschreiten des NO_3 -Grenzwertes im Sickerwasser von 1994 zeigt, daß bei langjährigen N-Bilanzüberschüssen auch die tiefgründige Braunschwarzerde des Thüringer Beckens auswaschungsgefährdet ist.

Literatur

- ROTH, D., GÜNTHER, R. und KNOBLAUCH, S. 1994. Technische Anforderungen an Lysimeteranlagen als Voraussetzung für die Übertragbarkeit von Lysimeterergebnissen auf landwirtschaftliche Nutzflächen. Ber. 4. Lysimetertagung des Bundesamtes f. alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein, S. 9-21
- SCHRAMM, H. 1994. Die Böden. Geologie von Thüringen. im Druck
- STREBEL, O. und DUYNISVELD, W.H.M. 1989. Nitrogen supply to cereals and sugar beets by mass flow and diffusion on silty loam soil. Z. f. Pflanzenernähr. u. Bodenkd. 152, S. 135-142

Stabilisierungsprozesse der organischen Substanz in Böden

von

Kögel-Knabner, I.¹ und G. Guggenberger²

Einleitung

Die Prozesse der Streuzersetzung und Mineralisierung in Böden sind weitreichend untersucht und auch die Mechanismen des Streuabbaus sind in groben Zügen bekannt. Dies gilt nicht für Stabilisierungsprozesse, die letztendlich dafür verantwortlich sind, daß Böden eine C-Senke darstellen. So sind weder die Huminstoffe selbst, noch die Prozesse ihrer Entstehung, die "Humifizierung", eindeutig definiert. Operationelle Definitionen, wie z.B. die Löslichkeit in Natronlauge oder die Sorption an XAD-Harz ergeben zwar chemisch unterschiedliche Fraktionen, ihr Bezug zur Dynamik der organischen Bodensubstanz ist jedoch nicht klar (Duxbury et al., 1989). Andere Definitionen setzen bestimmte strukturelle Merkmale oder auch andere Eigenschaften für Huminstoffe voraus (z.B. dunkel, hochpolymer, aromatisch).

Zur Beschreibung der Vorräte und Umsatzraten der organischen Substanz wurden zahlreiche mathematische Modelle entwickelt. Die meisten Modelle beinhalten 2 - 3 Pools der organischen Bodensubstanz, die durch unterschiedliche Umsatzraten, d.h. also unterschiedliche Stabilität gegenüber Abbau definiert sind (z.B. Jenkinson und Raynor, 1977; Parton et al., 1987). Derartige Modelle beschreiben die Kohlenstoffumsätze in Böden meist gut. Der stabilste Pool wird schlicht als "passiver Pool" bezeichnet. Bezeichnungen, die eine strukturelle Zuordnung implizieren, wie z.B. Huminstoffe, werden vermieden, da dieser Pool einzig über seine langsame Umsetzungsrate definiert wird. In den Modellen bleibt auch eine Fragestellung der Humuschemie offen, nämlich welche strukturellen Veränderungen in der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz beim Übergang vom labilen und intermediären Pool in den passiven Pool stattfinden. Dies liegt wohl darin begründet, daß die Zuordnung und operative Isolierung mathematisch definierter Pools schwierig ist (Cambardella und Elliott, 1992). Wir sollten außerdem immer im Auge behalten, daß diese Modellvorstellung verschiedener Pools oder Kompartimente dem Kontinuum der organischen Substanz in Böden nicht voll gerecht werden kann. Da über die strukturelle Zusammensetzung der Pools wenig bekannt ist, sind analytische Methoden zur Bestimmung des Anteils in Böden kaum anwendbar.

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, Ergebnissen der konzeptionellen Aufteilung der organischen Bodensubstanz in Pools mit Ergebnissen der Strukturaufklärung der Huminstoffe in Einklang zu bringen. Es handelt sich nicht um ein abgeschlossenes Konzept, sondern soll vielmehr eine Diskussionsbasis bieten. Neben unseren Daten sind vor allem Ergebnisse der Arbeitsgruppen Oades und Elliott bei der Erstellung dieses Konzeptes eingeflossen.

¹Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität Bochum, NA 6/134, 44780 Bochum.

²Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Das Konzept

Unser Konzept geht davon aus, daß wir verschiedene Kompartimente der organischen Substanz in Böden finden, die aus unterschiedlichen Gründen eine Stabilisierung gegenüber der Mineralisierung erreichen. Diese Kompartimente lassen sich gut mit den Pools der mathematischen Modelle zum C-Umsatz in Böden in Übereinstimmung bringen (z.B. mit dem Modell CENTURY von Parton et al., 1987).

Abb. 1 zeigt ein Schema der verschiedenen Prozesse, die zur Stabilisierung organischer Substanz in Böden führen. Bisher wurden folgende Prozesse in Böden nachgewiesen (Kögel-Knabner, 1993):

- ◆ mikrobielle Resynthese,
- ◆ selektive Anreicherung und
- ◆ direkte Umwandlung.

Die labile organische Substanz der Streu, vorwiegend Zellinhaltsstoffe, wird als C- und Energiequelle von den Mikroorganismen benutzt. Dies gilt auch für einen Großteil der Hemicellulose und Cellulose in lignifiziertem Pflanzenmaterial (= Lignocellulose), und viele weitere Pflanzeninhaltsstoffe, die in niedrigeren Anteilen in der Streu vorkommen, wie z.B. Proteine, Gerbstoffe, Phenole, Lipide. Bis zur vollständigen C-Mineralisierung können mehrere Zyklen des Aufbaus mikrobieller Syntheseprodukte durchlaufen werden. Ein Teil der von Mikroorganismen produzierten Substanzen ist daher sehr labil. Ein anderer Teil der Syntheseprodukte, vermutlich überwiegend langkettige aliphatische Verbindungen, aber auch Polysaccharide, endet in stabilen organo-mineralischen Komplexen (Guggenberger et al., 1994). Wie es zur Bildung dieser Verbindungen kommt, ist noch nicht geklärt. Die Verweildauer im Boden ist hoch.

Das Lignin unterliegt einem cometabolischen Abbau und wird dabei nur z.T. bzw. langsamer mineralisiert. Der beim Abbau zurückbleibende Anteil ist stark modifiziert. Ob dieses Material durch weitere Umwandlungsprozesse in die C-substituierten aromatischen Bestandteile der Huminstoffe übergeht ist noch nicht geklärt. Für diese Substanzen wurden auch andere Quellen diskutiert (Haumaier und Zech, 1995). Vermutlich sind diese C-substituierten aromatischen Verbindungen im Boden alleine aufgrund ihrer Struktur stabil. Außerdem können auch diese Verbindungen durch Assoziationen mit der Mineralmatrix stabilisiert sein (Guggenberger et al., 1995). Über ihre Verweildauer ist nichts bekannt, es ist aber anzunehmen, daß es sich um Substanzen mit hoher Verweildauer handelt.

Pflanzenreste, finden sich im Mineralboden häufig im Inneren von Aggregaten und es wird vermutet, daß sich Aggregate um sie herum bilden (Cambardella und Elliott, 1992; Oades, 1993). Es handelt sich meist um Wurzelreste, die schon teilweise abgebaut sind. Dies äußert sich in einer relativen Anreicherung des Ligninanteils gegenüber den labileren Komponenten, wie z.B. den Polysacchariden. Sie sind stabil gegenüber mikrobiellem Abbau, weil sie im Aggregatinneren nicht für Mikroorganismen zugänglich sind. Durch mechanische Beanspruchung des Bodens bei der Bearbeitung können die Aggregate zerfallen und die okkludierten Pflanzenreste verlieren ihre Stabilität (Cambardella und Elliott, 1992). Sie haben eine mittlere Verweildauer im Boden.

Insgesamt lassen sich im hier dargestellten Konzept also drei Komponenten der stabilisierten organischen Substanz im Boden unterscheiden:

- 1) überwiegend langkettige aliphatische Verbindungen, z.T. auch Polysaccharide, stabilisiert durch Bindung in organo-mineralischen Komplexen,

Humifizierungs- oder Stabilisierungsprozesse

Konzeptionelle Pools (CENTURY)

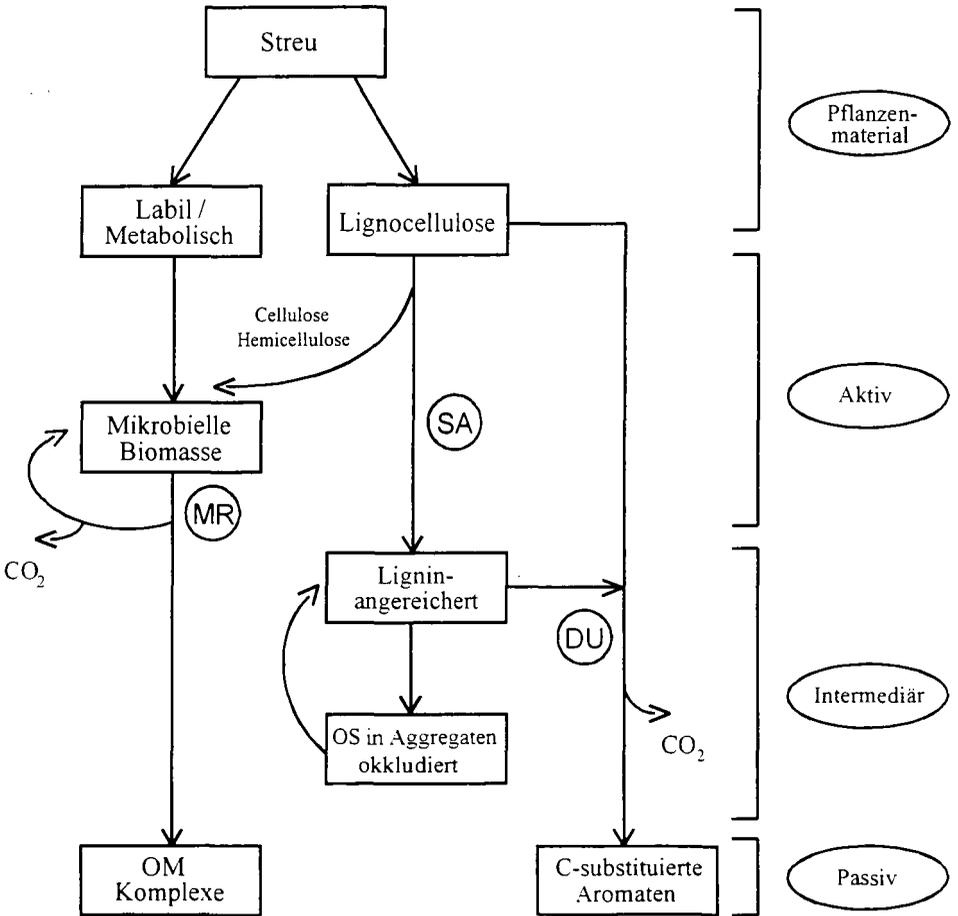


Abb. 1: Schema der verschiedenen Kompartimente der organischen Substanz in Böden, ihrer Umsetzungsprozesse, sowie ihrer möglichen strukturellen Zusammensetzung; SA selektive Anreicherung, MR mikrobielle Resynthese, DU direkte Umwandlung.

- 2) C-substituierte aromatische Verbindungen, stabil aufgrund ihres chemischen Aufbaus, und
- 3) modifizierte Pflanzenreste, stabilisiert durch Einschluß in Aggregate.

Ausblick

Aus dem bisher gesagten ergeben sich mehrere Fragen, bzw. folgender Definitionsbedarf:

1) Was ist unter den Begriffen Humifizierung bzw. humifiziert zu verstehen? Wenn wir uns mit Stabilisierungsprozessen der organischen Substanz beschäftigen, muß definiert werden, was wir unter "humifiziert" und "stabil" verstehen. Sind Stoffe, die im Boden über lange Zeiträume "stabil" sind, gleichzusetzen mit "humifiziert"? Welche Zeiträume sind hier relevant?

2) Was ist der Humifizierungsgrad eines Bodens? Gegenwärtig erscheint es uns nicht möglich und nicht sinnvoll, den Humifizierungszustand (= Humifizierungsgrad) eines Bodens zu definieren. Ist eine Substanz oder Substanzklasse in einem Boden stark zersetzt, muß dies nicht für eine andere Substanzklasse in diesem Boden gelten. So konnten wir bei Untersuchungen der A-Horizonte verschiedener Waldböden feststellen, daß das Lignin in Mull Ah-Horizonten wenig verändert und in Rohhumus A-Horizonten stark umgewandelt ist, während Moder Ah-Horizonte eine Zwischenstellung einnehmen. Wir führen dies auf die größere Bedeutung der physikalischen Stabilisierung in Aggregaten (Okkludierung) im Ah der Mullrendzina zurück. Dagegen sind die Polysaccharide in diesem Ah-Horizont fast vollständig mineralisiert worden. Die vorhandenen Polysaccharide sind nicht pflanzlichen, sondern größtenteils mikrobiellen Ursprungs.

Literatur

- Cambardella C.A., Elliott E.T. (1992): Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 777-783.
- Duxbury J.M., Smith M.S., Doran J. W. (1989): Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: D.C. Coleman, J.M. Oades, G. Uehara (Hrsg.), *Tropical soil organic matter*. Univ. of Hawaii Press, Honolulu, S. 33-67.
- Guggenberger G., Christensen B.T., Zech W. (1994): Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soils. I. Lignin and carbohydrate signature. *Europ. J. Soil Sci.* 45, 449-458.
- Guggenberger G., Zech W., Haumaier L., Christensen B.T. (1995): Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soils. II. CPMAS and solution ^{13}C NMR analysis. *Europ. J. Soil Sci.*, im Druck.
- Haumaier L., Zech W. (1995): Black carbon - possible source of highly aromatic components of soil humic acids. *Org. Geochem.*, im Druck.
- Kögel-Knabner I. (1993): Biodegradation and humification processes in forest soils. In: J.-M. Bollag, G. Stotzky (Hrsg.), *Soil Biochemistry*, Vol. 8, Marcel Dekker, New York, 101-137.
- Oades J.M. (1993): The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56, 377-400.
- Parton W.J., Schimel D.S., Cole C.V., Ojima D.S. (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1173-1179.

Der Kohlenstoffhaushalt des Bodens in Abhängigkeit von Standort und Nutzungsintensität

von

Körschens, M., A. Müller und E.-M. Ritzkowski¹

1. Einleitung

Der Kohlenstoff-(Humus-)gehalt des Bodens ist ein entscheidendes Kriterium seiner Fruchtbarkeit. Er ist mit nahezu allen chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften eng korreliert, bestimmt maßgeblich den N-Kreislauf und damit das Ausmaß des N-Eintrages in die Atmosphäre und in das Grundwasser. Über den Kohlenstoffhaushalt ist praktisch eine Beeinflussung (Steuerung) der Bodenfruchtbarkeit möglich und auch notwendig.

Umfangreiche Forschungen in den vergangenen Jahrzehnten hatten u.a. das Ziel, den Humus zu fraktionieren und die einzelnen Fraktionen nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit zu quantifizieren. Die angewandten Methoden reichten von der klassischen Humusfraktionierung (TJURIN, 1951 u.a.) bis zur Bestimmung einzelner Komponenten als Kriterium für den umsetzbaren Anteil.

Seit Jahrzehnten gebräuchlich ist die Unterteilung in "Nährhumus" und "Dauerhumus" (KLAPP, 1958, u.a.), wobei nach SCHMALFUSS (1966) "der zersetzliche Teil, der Nährhumus, dem Abbau durch Mikroorganismen unterliegt, der unzersetzliche Rückstand gibt nach verschiedenen Umwandlungen den Dauerhumus".

Enge Beziehungen zwischen dem Humusgehalt und der Korngrößenzusammensetzung wurden u.a. von BROGOWSKI u. KUSINSKA (1975), FREYTAG, (1976 und 1980), HEINONEN (1974), KORTLEVEN (1963), RAWALD u. KLEIN (1970), TURSKI (1977) nachgewiesen. Von KÖRSCHENS (1981) wurden die Beziehungen zwischen Feinanteilgehalt (= Ton+Feinschluff) und dem inerten C-Gehalt für grundwasserferne Sand- und Lehmböden Mitteldeutschlands quantifiziert und daraus Orientierungswerte für den Humusgehalt dieser Böden abgeleitet (KÖRSCHENS u.a., 1986). Als "inert" im Sinne von Dauerhumus wird dabei der Humusgehalt bezeichnet, der unter Freilandbedingungen bei langjähriger Unterlassung jeglicher Düngung und Anbau "humuszehrender" Fruchtarten bzw. Schwarzbrache nicht unterschritten wird.

Eine sachlich begründete Bindung ist dabei nur zwischen dem inerten (im Sinne von "unbeteiligt" an den Mineralisierungsvorgängen) Kohlenstoff und den Korngrößen zu erwarten, die durch einen Film an der Oberfläche der Tonminerale oder mechanisch (FREYTAG, 1976) bedingt sein kann. JENKINSON u. RAYNER (1977) unterscheiden zwischen "physikalisch stabilisierter" und "chemisch stabilisierter" organischer Substanz.

¹Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halleische Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt

2. Material und Methoden

Unter Berücksichtigung der Differenzierung des Kohlenstoffs in "inert" und "umsetzbar" wird nachfolgend anhand von Dauerversuchsergebnissen (s. Tab. 1) eine Quantifizierung der Beziehungen zwischen dem umsetzbaren C-Gehalt einerseits und der Bodenart sowie der Düngung andererseits vorgenommen.

Tabelle 1: Angaben zu Standort, Versuchsdauer und Fruchtfolge ausgewählter Dauerversuche

Land/ Versuchsort	Bodenart	Tongehalt %	Anlagejahr	Unter- suchungs- jahr	Jahresmittel- temperatur	Jahresnieder- schlag	Fruchtfolge	Literatur
D Thyrow	S	3	1937, 1938	1976	8,6	520	Silomais, So.-Gerste, Ka, So.-Gerste	SCHNIEDER, (1981, 1990)
D Groß Kreutz	sL	3	1959, 1967	1987	8,9	537	Ka, Wi.-Roggen Ka, Wi.-Weizen, ZR, So.-Gerste	ASMUS (1990)
DK Askov (S)	S	4	1894	1984	7,7	790	Wi.-Getreide, HF, So.-Getreide, Leguminosen	CHRISTENSEN (1989)
D Müncheberg	S	5	1962	1990	8,2	533	Ka, Wi.-Weizen, ZR, So.-Gerste	ROGASIK (1995)
P Skiermiewice	IS	5	1923	1989	7,8	530	Monokultur Roggen	MERCIK (1993)
D Halle	IS-sL	8	1878	1984- 1987	9,2	501	Monokultur Roggen	STUMPE et al. (1990)
D Seehausen	sL	8	1958	1991	9,0	556	60 % Getreide 40 % HF	LEITHOLD et al. (1992)
DK Askov (L)	sL	12	1894	1984	7,7	790	Wi.-Getreide, HF, So.-Getrei- de, Leguminosen	CHRISTENSEN (1989)
D Bad Lauchstädt	L	21	1902	1989- 1992	8,8	480	ZR, So.-Gerste, Ka, Wi.-Weizen	KÖRSCHENS et al. (1994)
F Grignon	ltS	22-30	1875	1980	10,1	632	Weizen, ZR	MOREL et al. (1984)
S Järna	IT	30	1958	1989	6,0	550	Klee gras, Ka, Rüben	PETTERSSON et al. (1992)
S Uppsala	tL	37	1956	1991	5,5	660	keine feste Fruchtfolge	KIRCHMANN et al. (1994)

(Ka- Kartoffel, ZR- Zuckerrübe, HF- Hackfrucht)

3. Ergebnisse und Diskussion

In Abb.1 sind die Differenzen der C-Gehalte zwischen der Nullvariante und der mit Stalldung+NPk gedüngten Variante verschiedener Dauerversuche angegeben. Diese werden als umsetzbarer Kohlenstoff betrachtet. Man kann davon ausgehen, daß in den ausgewählten Dauerversuchen das Fließgleichgewicht annähernd erreicht und in der Nullvariante der umsetzbare C-Gehalt weitgehend erschöpft ist. Auf dem leichten Sandboden in Thyrow ist dies uneingeschränkt der Fall, da die Nullvariante dort keinen Pflanzenwuchs mehr hervorbringt und somit einer Schwarzbrache gleichgesetzt werden kann. Auf der Löß-Schwarzerde in Bad Lauchstädt ist jedoch mit einem kleinen Anteil von etwa 0,1 % umsetzbarem C (C_{ums}) zu kalkulieren, da aufgrund der günstigen Bodenbedingungen und der atmosphärischen N-Deposition auch ohne Düngung noch geringe Erträge erzielt werden und damit über die Ernte- und Wurzelrückstände dem Boden organische Substanz zugeführt wird.

Der C_{ums} liegt in den dargestellten Versuchen zwischen 0,17 % und 0,51 % bei einem Stalldungaufwand zwischen 10 bis 49 t/ha.a. Dies entspricht normalen (10 bis 15 t/ha.a) bis überhöhten Aufwandmengen. Für den Standort Bad Lauchstädt hat sich die Aufwandmenge von 10 t/ha.a Stalldung, entsprechend 0,48 % C_{ums} , in den letzten Jahrzehnten als optimal erwiesen. Auf den sandigen Böden wird mit Ausnahme des Versuches "Müncheberg I" auch mit größeren

Aufwandsmengen dieser Gehalt nicht erreicht. Jährliche Stallungsmengen von 15 bis 20 t/ha, entsprechend etwa einem Besatz von zwei GV/ha, bewirken auf den Sandböden mit einer höheren Mineralisierungsintensität im Vergleich zu Lehmböden nur einen Gehalt an C_{ums} von etwa 0,2 bis 0,4 %. Daraus ist zu schlußfolgern, daß der umsetzbare C-Gehalt unter den untersuchten Bedingungen zwischen 0,2 bis maximal 0,6 % zu finden ist. Dabei spielt der C-Gesamtgehalt, der in Thyrow bei 15 t/ha.a Stallung+NPK 0,67 % C_t und in Lauchstädt bei gleicher Düngung 2,37 % C_t beträgt, für die Mineralisierungsvorgänge nur eine untergeordnete Rolle, ist jedoch für die Ausprägung bodenphysikalischer Eigenschaften von großer Bedeutung.

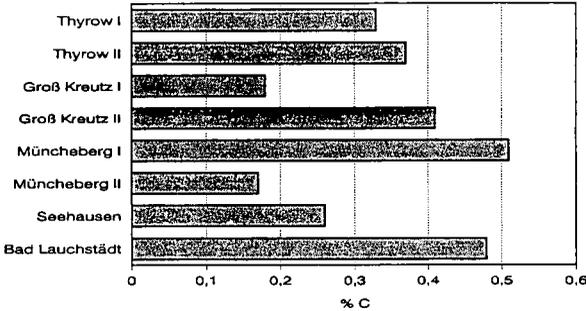


Abb. 1:
Differenzen der C-Gehalte zwischen "ohne" und "Stallung + NPK" in der Krume ausgewählter Dauerversuche

In Abb.2 ist für ausgewählte Dauerversuche im Zustand des Fließgleichgewichtes der Einfluß langjähriger Stalldunganwendung, bezogen auf eine Aufwandmenge von 10 t/ha.a, auf den Gehalt an umsetzbarem Kohlenstoff und Stickstoff dargestellt.

Auch hier zeigen sich große Unterschiede zwischen den Versuchen, aufgrund von boden- und klimabedingten Differenzen in der Mineralisierungsintensität. Zunehmender Tonanteil, hohe Niederschläge und niedrige Temperaturen verringern die Umsetzung der organischen Substanz und erhöhen die C-Akkumulation. So wird in Uppsala bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von nur 5,5 °C und einem Tongehalt von 37 % bei gleichem Stalldungaufwand ein Mehrfaches an Kohlenstoff im Boden angereichert als auf den sandigen Böden in Thyrow oder Müncheberg mit nur 3 bis 5 % Ton und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,2 bis 8,6 °C. Die Ergebnisse für C und N stimmen in ihrer Aussage gut überein.

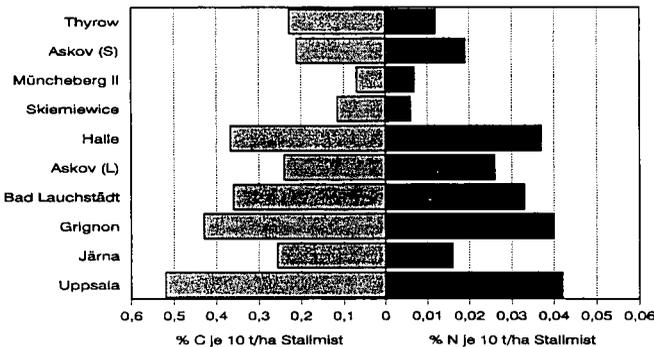


Abb. 2:
Differenzen der C- und N-Gehalte zwischen "ohne" und "Stallung", bezogen auf 10 t/ha.a Stallung, in der Krume ausgewählter Dauerversuche

Im Hinblick auf die großen Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchen, die insbesondere die Versuchsbedingungen, Fruchtfolgen, Stallungarten (Früschmist, Rottemist), Untersuchungsmethoden und Bearbeitungstiefe betreffen, ermöglicht diese Art der Auswertung nur eine relativ grobe Schätzung. Es bestätigen sich jedoch auch hier die o.g. Größenordnungen.- Die ausschließliche Mineraldüngung (Abb. 3) bringt im Vergleich zu "ohne Düngung" in allen Versuchen einen Anstieg der C- und N-Gehalte, der im Durchschnitt von 12 Dauerversuchen bei 0,12 % C bzw. 0,011 % N liegt und in keinem Falle 0,25 % C bzw. 0,025 % N überschreitet.

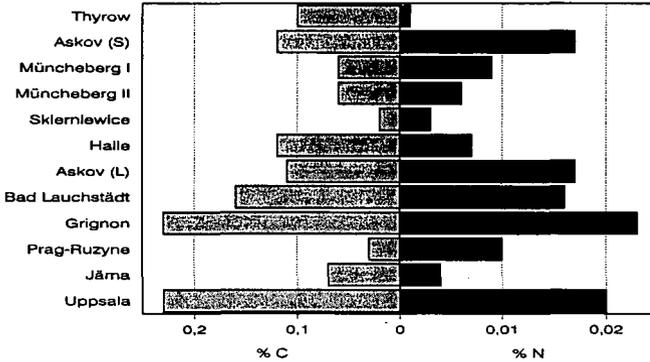


Abb. 3:
Differenzen der C- und N-Gehalte zwischen "ohne" und "NPK" in der Krume ausgewählter Dauerversuche

Aus den dargestellten Ergebnissen kann abgeleitet werden, daß auf Sandböden im Zustand des Fließgleichgewichtes für die Aufrechterhaltung von etwa 0,2 % C_{ums} ein jährlicher Aufwand von 10 t/ha Stallung, entsprechend 1 t C/ha, oder analoger Mengen anderer organischer Dünger, notwendig ist. Auf den tonreicheren Böden wird mit dem gleichen Aufwand ein C_{ums} -Gehalt von 0,4 % erreicht. Für den Standort Bad Lauchstädt ergibt sich mit dieser Menge in Kombination mit Mineraldüngung ein C_{ums} -Gehalt von rd. 0,5 %, der sich im Ergebnis jahrzehntelanger Untersuchungen und Erfahrungen als optimal erwiesen hat. Unter diesen Voraussetzungen werden bei einer Mineralisierungsrate von 4 %, bezogen auf C_{ums} , 80 kgN/ha.a mineralisiert (KÖRSCHENS u.a., 1994). Zusammen mit dem N-Eintrag aus der Atmosphäre, der 250 kg/ha.a ausmacht, wird ein jährlicher N-Entzug von 130 kg/ha erreicht, was auch in verschiedenen Versuchen auf dem Lauchstädter Standort nachgewiesen werden konnte. Höhere C-Gehalte auf diesem Standort sind mit höherer N-Freisetzung und damit zwangsläufig auch mit zunehmenden N-Verlusten verbunden und bedeuten gleichzeitig eine Verschwendung von Kohlenstoff, der in Form von Stroh oder anderer pflanzlicher Biomasse sinnvoller zur Energie- oder Rohstoffgewinnung genutzt werden sollte.

Aus den vorliegenden Ergebnissen kann geschlußfolgert werden:
Kohlenstoff und Stickstoff haben im Boden einen relativ eng begrenzten ökologischen Optimalbereich, der unter den Bedingungen Mitteldeutschlands und vergleichbarer Standorte zwischen 0,2 % und 0,6 % umsetzbarem C bzw. 0,02 und 0,06 % N liegt. Unterhalb dieses Bereiches sind Bodenfruchtbarkeit, Ertrag und damit die CO_2 -Bindung durch die pflanzliche Biomasse unzureichend, oberhalb treten umweltbelastende C- und N-Verluste auf. Daraus ergibt sich, daß in Abhängigkeit von Standort und Nutzungsintensität ein optimaler Humusgehalt, der einerseits hohe Erträge ermöglicht und andererseits Umweltbelastungen weitgehend vermeidet, angestrebt werden sollte.

(Die zitierte Literatur ist bei den Autoren einzusehen.)

Untersuchungen über den Nährstoffgehalt tieferer Bodenschichten auf Flächen der Dauerversuche Thyrow

von

Krüger, W., H. Pagel und H. Benkenstein[†]

1. Einleitung

Die Feststellung von Belastungen durch Nährstoffeinträge, vor allem von Stickstoff, ist eine wesentliche Voraussetzung für die Entwicklung von Konzepten einer umweltverträglichen Bodennutzung. Dazu sind Tiefenbohrungen in Dauerversuchen gut geeignet (ISERMANN u. a., 1991). Insbesondere in sorptionschwachen Sandböden können mit dem Sickerwasser bei übersteigerter Düngung leichtlösliche Nährstoffe aus dem Wurzelbereich der Pflanzen in tiefere Bodenschichten bis in das Grundwasser verlagert werden (DRESSEL, 1984; FEGER, 1975).

Im folgenden werden Untersuchungsergebnisse von Tiefenbohrungen in Dauerversuchen auf Sandtieflerh-Fahlerde mitgeteilt.

2. Material und Methoden

Auf dem Standort Thyrow wurden im Herbst 1990 Tiefenbohrungen in ausgewählten Varianten des 1937 bzw. 1938 angelegten Nährstoffmangel- bzw. Bodenfruchtbarkeitsversuches durchgeführt. Die Dauerversuche in Thyrow wurden von SCHNIEDER (1990) ausführlich beschrieben. Beprobt wurden die Varianten: ungedüngt, mineralische Volldüngung (100 kg N, 32 kg P, 133 kg K ha⁻¹) und mineralische Volldüngung mit doppelter Stallmistgabe (jedes 3. Jahr 600 dt ha⁻¹ zu Hackfrucht). Die Bodenproben wurden mit einer Rammkernsonde bis 4 m Tiefe entnommen und die Bohrkern bis 1 m Tiefe in Segmente von 30 bzw. 40 cm Länge und ab 1 m Tiefe in 50 cm Länge zerlegt. In den Mischproben dieser Segmente erfolgte die Bestimmung des NO₃-N- und NH₄-N-Gehaltes nach COTTE-KAHANE, des P_T-Gehaltes (Perchlorsäure-Auszug) und der P-Sorptionsisothermen sowie der Menge an nachlieferbarem und austauschbarem K (nHCl- und NH₄-Azetat-Auszug). Zusätzlich wurden C_T- und N_T-Gehalt, C_{hwI} und N_{hwI} und der pH-Wert ermittelt.

3. Ergebnisse

3.1. C- und N-Gehalt

Die in Tabelle 1 ausgewiesenen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte widerspiegeln das Düngungsregime. Eine Anpassung des C_T-Gehaltes an die unterschiedliche Düngung war in den Dauerversuchen nach 25 - 30 Jahren erreicht (SCHNIEDER, 1976). Ohne organische Düngung ist ein Humusabbau eingetreten, während sich durch die doppelte Stallmistgabe der C_T-Gehalt auf ein entsprechendes höheres Niveau einstellte. Nach den Gehalten an löslichem Stickstoff (N_{an}) zum Zeitpunkt der Probenahme trat auf Flächen mit einer mineralischen Düngung von 100 kg N ha⁻¹ keine Nitrat-

[†] Institut für Grundlagen der Pflanzenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

verlagerung ein (Abbildung 1). Dagegen wurden in der Kombination N-Mineraldüngung plus Stallmist zum Probenahmezeitpunkt im Oktober 1990 in der Ackerkrume und im Unterboden Nitrat-N-Mengen von $59 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ nachgewiesen. Der Nitrat-N-Peak in 1 ... 1,5 m Tiefe weist auf eine Tiefenverlagerung hin, die bis in 3,5 m Tiefe nachweisbar ist und einer Nitrat-N-Menge von $76 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ entspricht. Nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen wird in sorptionsschwachen Sandböden bei hohem Angebot auch $\text{NH}_4\text{-N}$ verlagert. So wurden in der Stallmistvariante im Vergleich zur ungedüngten Variante in 1 bis 2 m Tiefe eine um $72 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ höhere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Menge festgestellt.

3.2. K-Gehalt

K-Gehaltsunterschiede sind bis 3 m Tiefe festzustellen (Abbildung 2) und in den einzelnen Tiefenstufen vom Tongehalt abhängig. Im Vergleich zur ungedüngten Variante hat sich die Kn-Menge bis 4 m Tiefe durch Mineraldüngung um $4700 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ und das mobile K ($\text{Ka} + \text{KW}$) um $1100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ erhöht. Durch Mineraldüngung plus Stallmist stieg die Kn-Menge um $4350 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ und die mobile K-Menge um das Doppelte ($2100 \text{ kg} \text{ Ka} + \text{KW} \cdot \text{ha}^{-1}$). Bis 1 ... 1,5 m Tiefe ist der mobile K-Anteil düngungsabhängig; in den tieferen Bereichen wird er stärker von der nachlieferbaren Kalimenge des Bodens bestimmt. Eine K-Verlagerung unterhalb 3,5 m Tiefe ist nicht zu erkennen.

3.3. P-Gehalt

Die langjährig differenzierte P-Versorgung des Bodens wirkte sich auf alle ermittelten P-Werte des Oberbodens, hinsichtlich des P_t -Gehalts auch bis in 3 m Tiefe aus (Tabelle 2). Insbesondere werden die P_t -Gehaltsunterschiede zwischen dem ungedüngten Boden und dem mit Mineraldünger plus Stallmist versorgten Boden deutlich ($+ 2840 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Aus den Werten über den P-Zustand ergibt sich, daß die P-Desorption und die Gleichgewichtskonzentration der Bodenlösung im gedüngten Boden in der Krume (0 - 30 cm), aber auch im Unterboden bis 60 cm Tiefe stark erhöht und die P-Sorption im Vergleich zur ungedüngten Variante niedriger ist. Daraus resultiert ein sehr hoher P-Versorgungsgrad. In den Schichttiefen von 60 cm bis 3 m Tiefe ist trotz erhöhter P_t -Gehalte auch in der Düngungsvariante kein höherer mobiler P-Anteil nachweisbar. Neben der P-Düngung ist ein Einfluß des Tongehaltes auf den Gesamt-P-Gehalt erkennbar.

Literatur

- ISERMANN, L.; MORITZ, CH.; KÖRSCHENS, M.: Tiefenuntersuchungen von Böden der klassischen Dauerversuche "Sechhausen" und "Bad Lauchstädt" vor dem Hintergrund langjähriger N-Bilanzen. 103. VDLUFA-Kongreß Ulm, Kongreßband (1991) S. 197 - 202
- DRESSEL, J.; JUNG, J.: Nährstoffverlagerung in einem Sandboden in Abhängigkeit von Bepflanzung und Stickstoffdüngung. Landw. Forsch. SH 40 (1984) S. 363 - 372
- FEGER, U.: Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf die Auswaschung von N, P und K unter Berücksichtigung der Sickerwasserbewegung auf die Brache und landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diss. 1975, Univ. Göttingen
- SCHNIEDER, E.: Einfluß der mineralischen und organischen Düngung auf den C-Gehalt des Bodens in den langjährigen Thyrower Dauerversuchen. Wiss. Z. Humboldt-Univ., Math.-Nat. R. XXV4. 1976 S. 433 - 445
- SCHNIEDER, E.: Die Dauerversuche in Thyrow. In: Dauerfeldversuche 2. Auflage, Akademie d. Landwirtschaftswiss. 1990, S. 205 - 229

Tabelle 1: Gehalt an C_t , N_t sowie Ergebnisse der Heißwasserextraktion

Tiefe m	ungedüngt				NPKCa				NPKCa+Stm			
	C_t mg·100g ⁻¹	N_t mg·100g ⁻¹	N_{hwl} mg·100g ⁻¹	C_{hwl} mg·100g ⁻¹	C_t mg·100g ⁻¹	N_t mg·100g ⁻¹	N_{hwl} mg·100g ⁻¹	C_{hwl} mg·100g ⁻¹	C_t mg·100g ⁻¹	N_t mg·100g ⁻¹	N_{hwl} mg·100g ⁻¹	C_{hwl} mg·100g ⁻¹
0 - 0,3	260	39	2,2	18,3	200	35	1,1	10,8	590	75	3,9	34,4
0,3 - 0,6	200	9	0,6	5,6	60	17	0,7	3,9	170	13	1,2	6,4
0,6 - 1,0	120	6	0,6	1,5	60	12	0,7	3,3	140	8	0,8	2,8
1,0 - 1,5	20	10	0,7	3,0	n.u.	n.u.	0,8	5,9	100	10	1,6	2,3
1,5 - 2,0	0	10	0,5	0	-	-	0,3	2,3	10	10	0,4	0
2,0 - 2,5	0	10	0,2	3,3	-	-	0,2	4,8	20	10	0,1	0
2,5 - 3,0	0	1	0,4	3,3	-	-	0,4	3,8	0	5	0,2	0
3,0 - 3,5	0	1	0,1	1,5	-	-	0,2	1,9	0	0	0,2	2,3
3,5 - 4,0	0	0	0	3,7	-	-	0	1,8	0	0	0	2,3

Tabelle 2: Gesamt-P und Werte der P-Sorptionisothermen

Tiefe m	ungedüngt				NPKCa + Stm.			
	P total mg·kg ⁻¹	Max. P-Sorption mg·kg ⁻¹	P-Desorption mg·kg ⁻¹	X_{GLB} mg·l ⁻¹	P total mg·kg ⁻¹	Max. P-Sorption mg·kg ⁻¹	P-Desorption mg·kg ⁻¹	X_{GLB} mg·l ⁻¹
0 - 0,3	294,4	51,9	0,63	0,095	580,6	21,7	12,80	4,600
0,3 - 0,6	120,1	55,4	0,84	0,049	223,6	22,9	6,16	1,890
0,6 - 1,0	107,8	51,4	0,06	0,002	164,8	31,8	0,40	0,012
1,0 - 1,5	234,2	-	-	-	339,0	45,1	0,29	0,105
1,5 - 2,0	217,5	63,8	0,14	0,004	311,6	59,4	0,11	0,003
2,0 - 2,5	200,6	49,5	0,09	0,001	301,7	51,8	0,11	0,002
2,5 - 3,0	51,1	24,2	0,35	0,016	132,2	35,8	0,27	0,006
3,0 - 3,5	54,2	20,8	0,27	0,034	67,9	20,1	0,25	0,020
3,5 - 4,0	69,2	20,3	0,16	0,009	66,3	20,1	0,16	0,010

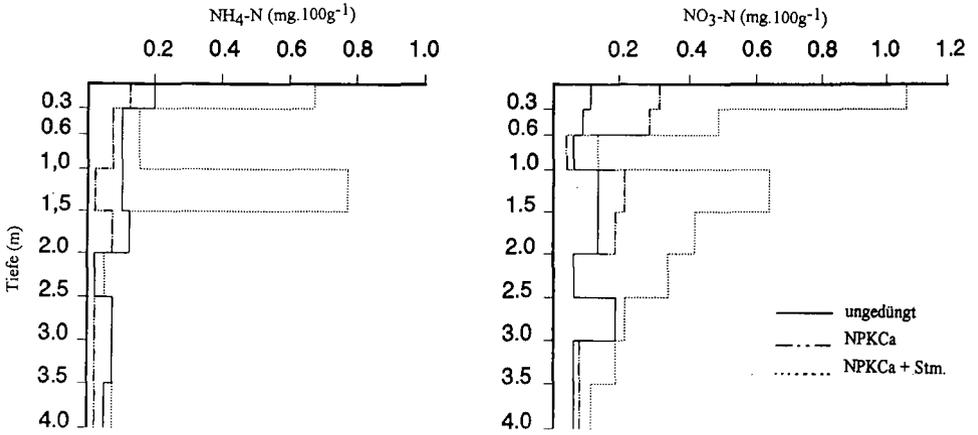


Abb. 1: Ammonium- und Nitratstickstoffgehalt in verschiedenen Schichttiefen

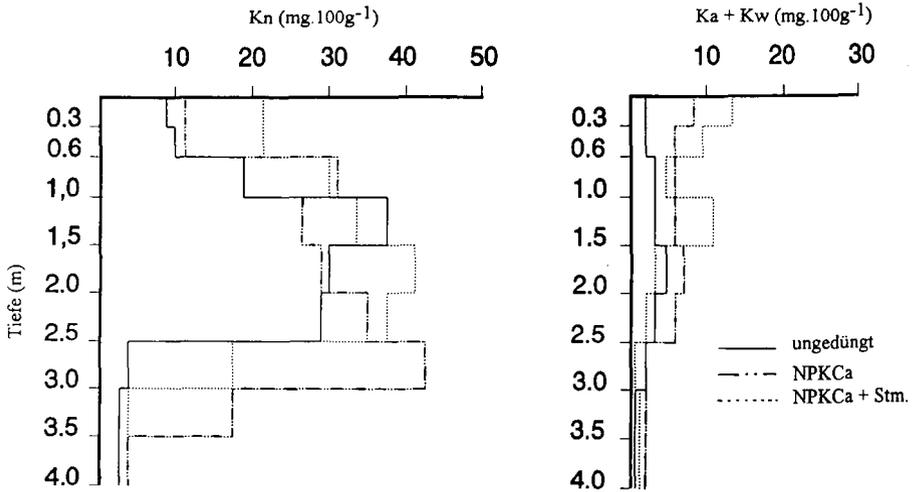


Abb. 2: Nachlieferbares (Kn), austauschbares und wasserlösliches K (Ka + Kw) in verschiedenen Schichttiefen

Partieller Humusturnover durch verschiedene Substanzen und Veränderung der Humifikationmechanismen im Laufe der Bodenentwicklung und Humusanreicherung

von

Kuzyakov, Y.⁺

In traditioneller Vorstellung über die Humifikation herrscht eine Meinung, daß die schwer zersetzbaren Pflanzenreste am meisten humifiziert werden und im wesentlichen zum Humusturnover beitragen. Dieser Standpunkt ist ein Ergebnis der Untersuchungen der Konzentrationen verschiedenen Substanzen im Boden, ihrer Abbaugeschwindigkeiten und ihren Humifikationkoeffizienten (HK). Dabei wird nur die Konzentration der Substanz zum bestimmten Termin (Probenahme) berücksichtigt, aber die ständige pflanzliche und vor allem mikrobielle Neusynthese der Stoffe im Boden wird vernachlässigt. Da die Konzentration von schwer zersetzbaren Substanzen im Boden (z.B. Lignine, hochmolekulare Kohlenhydrate u.a.) wesentlich höher ist, als die von den labilen Substanzen (niedermolekulare Zucker, Aminosäuren), wird die Schlußfolgerung gezogen, daß die schwer zersetzbaren Substanzen am meisten zum Humusturnover beitragen.

In diesem Beitrag wird versucht die Humusturnoverraten, die nur auf Grund der Konzentrationen, und die auch unter Berücksichtigung von Gesamtsynthese einiger Stoffe für ein Podzoluvisol (0,9% C_{org}) zu vergleichen, und auf Grund dieses Vergleiches die Prozesse bei der Humusanreicherung im Laufe der Bodenentwicklung darzustellen.

Für die Berechnung vom Humusturnover wurden die Daten aus der Literatur und eigenen Forschungsergebnissen über die Verweilzeiten (Halbwertszeit), Konzentrationen und HK verschiedenen nichtspezifischen organischen Bodensubstanzen zusammengestellt (Tabelle). Beim Literaturstudium wurde eine größere Wichtung den Ergebnissen gegeben, die mit Hilfe von den markierten Substanzen (vor allem mit ¹⁴C) bekommen wurden.

Tabelle: Ausgangsparameter für die Berechnung von partiellen Humusturnoverraten und partielle Humusturnoverrate durch verschiedene organische Stoffe

Substanzen, bzw. Stoffklassen	Konzentration	Halbwertszeit im Boden (Feld)	Synthesierte pro Veg.periode Gesamtmenge*	HK	Partieller Humusturnover auf Grund der Konzentration	Partieller Humusturnover auf Grund der Gesamtsynthese
	TS mkg/g		kg/ha/0,2m/a	%	10 ⁻³ * Jahr ⁻¹	10 ⁻³ * Jahr ⁻¹
Pflanzenreste	50-300	50-120 d	350-700 **	5-7	0,1-0,9	0,3-0,8
Stallmist	300-1400	60-150 d	1700-3000 **	6-9	0,9-5	1,5-4
Biomasse	50-500	2,5-10d	6000-16000	5-8	0,1-2	5-20
Protheine	10-100	80-95 d	40-300	5-8	0,03-0,4	0,03-0,4
Kohlenhydrate	70-300	50-120 d	400-900	3-5	0,09-0,7	0,2-0,6
Lignine	30-170	3-8 a	20-40 **	3-5	0,07-0,6	0,02-0,05
Aminosäuren	10-15	10-15 h	7000-8000	8-15	0,04-0,1	10-20
Monozuckern	10-30	10-35 h	4000-7000	3-5	0,01-0,04	2-4

* wurde berechnet nach der Formel: Gesamtmenge = Konzentration * ln(2) / Halbwertszeit; unter Annahme, daß in längeren Zeiträumen (Vegetationsperiode) die zersetzte Menge gleich der neusynthesierten Menge ist (Gleichgewichtszustand).

** Für die Pflanzenreste, Stallmist und Lignine zeigt die Zahl wieviel im Laufe einer Vegetationsperiode zersetzt werden kann (bei der Annahme der Zersetzungskinetik der 1. Ordnung).

⁺ Humboldt-Universität, Institut für Gärtnerei Pflanzenbau, Th.-Fischer-Meyer-Weg, 14979 Großbeeren

Die vorgeschlagene Methode der Berechnung vom Humusturnover kann nur für die in einem Gleichgewichtszustand befindeten Böden angewendet werden.

Aus der Tabelle geht hervor, daß es große Unterschiede zwischen der Berechnung nur aufgrund der Konzentration und der Berechnung aufgrund der Gesamtsynthese gibt:

- Nach der ersten (traditionellen) Methode findet Humusturnover im wesentlichen durch die hochmolekularen organischen Stoffe (Stallmist, mikrobielle Biomasse, Pflanzenreste, Kohlenhydrate, Lignine) statt.
- Nach der zweiten (vorgeschlagenen) Methode findet Humusturnover im wesentlichen durch die niedermolekularen organischen Substanzen (vor allem Aminosäuren, niedermolekulare Zucker) statt, wobei auch Bodenbiomasse und Stallmist dazu beitragen.

Obwohl die synthetisierten Mengen von niedermolekularen Substanzen als „zu hohe“ erscheinen können, stimmen sie mit der Bodenatmung - 5-12 t/ha/a CO₂ überein. Da der Synthesekoeffizient bei den Bodenmikroorganismen zwischen 0,4-0,7 sich befindet, wird weniger als Hälfte der Substanzen durch Atmung in CO₂ überführt, und der Rest bleibt im Bodenkreislauf.

Die berechneten Humusturnoverrate stimmen mit Literaturdaten der Radiokarbondatierung gut überein, nach denen die Verweilzeit vom Kohlenstoff (mean residual time) eines Podsolvisol 50-500 Jahre beträgt. Bei der Berücksichtigung der Tatsache, daß durch die niedermolekularen Substanzen vor allem die Peripherie der Humusmoleküle erneuert wird, die eine schnellere Turnoverrate hat, stimmen die nach der zweiten Methode berechneten Humusturnoverrate mit den Literaturdaten gut überein.

Diese Schlußfolgerung über den Beitrag der niedermolekularen Substanzen zum Humusturnover unterscheidet sich von traditionellen Vorstellungen und steht im Widerspruch zur Tatsache, daß die Kernteile der Humusmoleküle im wesentlichen aus den ligninähnlichen Partikeln bestehen. Da muß berücksichtigt werden, daß sich in den Anfangsphasen der Bodenentstehung und im Gleichgewichtszustand eines Bodens die Relation in den Beiträgen von einzelnen Substanzen zum Humusturnover unterscheiden kann.

Aus diesem Grund wurde eine Theorie der Veränderung der Humifikationmechanismen im Laufe der Bodenentwicklung und Humusanreicherung entwickelt (Abbildung).

In den Anfangsphasen der biologischen Verwitterung vom Muttergestein siedeln sich zuerst die niederen Organismen - Flechten und Moose an. Diese Organismen haben die Fähigkeit alle niedermolekularen Verbindungen (darunter auch organische) fast vollständig durch ihre Oberfläche aus dem armen Substrat aufzunehmen. Als Ergebnis ihrer Tätigkeit bleiben in Primärböden sehr wenige freie niedermolekulare Substanzen, und können deswegen kaum zur Humusbildung beitragen. Da primitive Böden eine sehr geringe mikrobiologische Aktivität aufweisen, vollzieht die Zersetzung von hochmolekularen Pflanzenresten wesentlich länger und unvollständiger im Vergleich zu entwickelten Böden. Die weitere Anreicherung und Transformation von diesen hochmolekularen Substanzen (vor allem lignin- und zellulosehaltigen Stoffen) führt zur Bildung von fulvosäureähnlichen Polymeren, die in den primitiven Böden in größeren Konzentrationen vorhanden sind. Im Laufe der Zeit findet eine weitere Anreicherung von diesen teilweise zersetzten Stoffen, ihre Kondensation und Sorption auf den freien Oberflächen von Tonmineralen statt. Das verringert wesentlich die Geschwindigkeit des weiteren mikrobiologischen Abbaus und auch der Migration. Im Laufe der Anreicherung beginnen diese hochmolekularen Substanzen die Rolle eines passiven Puffersystems im Bezug auf die ungünstigen Umweltbedingungen (ungünstige Wasser-Luft-, Wärme-, Red-Ox-Bedingungen) zu spielen. Dadurch vergrößert sich die wirksame Mineralisierungszeit (WMZ), was auch gute Voraussetzungen für Gedeihen der Bodenmikroorganismen und günstigere Bedingungen für die Verdrängung von niederen Moosen und Flechten durch

höheren Pflanzen schafft. Von diesem Moment an wird ein Teil der in Boden gelangenden niedermolekularen N-haltigen Substanzen chemisch in die hochmolekularen Stoffe eingebunden und reichert sie mit den Nährstoffen, vor allem mit N an - es entstehen Humin und Huminsäuren (HS) (N-Gehalt der HS ist 1,3-1,5 mal höher als der von Fulvosäuren (FS)). Diese hochmolekularen Substanzen werden im Boden nur fragmentweise erneuert [Fokin, 1974]. Fragmentäre Erneuerung beinhaltet ein Austausch von einzelnen älteren Humusmolekülteilen durch neue Fragmente, die bei der Zersetzung von Pflanzen- und Mikroorganismenresten entstanden sind. Humusmoleküle werden dabei im Unterschied zu Pflanzenresten und ihren Transformationsprodukten - labilen FS nicht vollständig abgebaut und neu gebildet. Im Laufe der weiteren Bodenentwicklung und Humusanreicherung spielen niedermolekularen Substanzen eine immer größere Rolle bei der Humusbildung und -regeneration. Ihre Rolle wird vor allem durch die Geschwindigkeiten der Zyklen „Neubildung - Zersetzung“ und „Einbau in Humus - Abspaltung“ und nicht durch ihre Konzentration im Boden bestimmt, wie es für die inerten Pflanzenbestandteile typisch ist.



In entwickelten, im Gleichgewicht befindeten Böden spielen, wahrscheinlich, die niedermolekularen Substanzen (Aminosäuren, Zucker) für den Humuserneuerung entscheidende Rolle. Bei Erhöhung ihrer Konzentration in einzelnen Profilkolonien und in einzelnen Zeiträumen der Vegetationsperiode (d.h. bei lokalem oder zeitlichem Überschuß) werden sie chemisch statt der weniger stabilen Molekülfragmenten im Humus eingebunden. Hochmolekulare inerte Pflanzenreste tragen zum Humusturnover eines entwickelten Boden nur geringfügig bei. Bei ihrer langsamen Zersetzung können labile FS entstehen, für die vor allem ein langsamer vollständiger Abbau oder vollständige Neuentstehung typisch ist [Chichagova, Cherkinsky, 1993].

So funktioniert ein entwickelter Boden im wesentlichen durch den Kreislauf (mikrobiologische Synthese, chemische Einbau in Humus, und mikrobiologische oder hydrolytische Abspaltung von den Humusmolekülfragmenten) von niedermolekularen Substanzen. Außerdem wird in einem entwickelten Boden ein Teil der für Pflanzen und Mikroorganismen notwendigen niedermolekularen N-haltigen Stoffen zeitweilig im Form von Humussubstanzen (vor allem HS) gespeichert. Sie spielen die Rolle eines Puffersystems nicht nur im Falle von äußeren Streßbedingungen, wie es in einem primitiven Boden ist, sondern sie sind auch fähig ein Nährstoffmangel zeitweilig auszugleichen. Dabei

werden in einem entwickelten Boden die Puffermechanismen aktiv, und funktionieren durch die schnellen Rezyklierungsprozesse, und nicht nur passiv - durch große Gesamtmassen von toter organischer Substanz - teilweise zersetzten Pflanzenresten, wie es in einem primitiven oder erst entstehendem Boden ist.

So vollzieht sich in den ersten Etappen der Bodenentstehung eine Auswahl von organischen Substanzen unter Dominanz „passiver“ Mechanismen: im Boden bleibt das, was schlecht zersetzbar ist. Im Unterschied dazu dominieren in einem entwickelten Boden „aktive“ Auswahlmechanismen: die wichtigste Rolle spielen chemisch und biologisch aktive Substanzen, die durch hohe Kreislaufgeschwindigkeiten gekennzeichnet sind. Dieses Schema ist eine Vervollständigung einer aus Ökologie bekannten Schema der Organismensukzession: auf den früheren Etappen der Sukzession dominieren sogenannte *r-Strategen*, für die die „aktiven“ Überlebensmechanismen charakteristisch sind, und in einem Klimaxökosystem dominieren sogenannte *K-Strategen*, für die eine maximale thermodynamische Übereinstimmung der Ökosystemstruktur typisch ist, daß heißt „passive“ Überlebensmechanismen.

Auf den ersten Blick widerspricht die vorgeschlagene Theorie der bekannten Tatsache über größere Anreicherung von thermodynamisch stabilen Substanzen in Böden mit längerer Periode der biologischen Aktivität (PBA) [Kononova, 1963. Kleinhempel, 1970. Orlov, Birjukova, 1984. Orlov, 1974, 1990]. Aber diese Tatsache widerspiegelt nur das Endergebnis der Humifikationprozesse und nicht die Prozesse selbst wieder. In einem entwickelten Boden findet, meiner Meinung nach, eine Speicherung von den primär labilen Nährstoffen in schwer verfügbaren Formen statt.

Das vorgeschlagene Schema stimmt gut überein, und erklärt auch die inneren Mechanismen der kinetischen Humifikationstheorie [Orlov, Birjukova, 1984], die auf Grund von rein korrelativen Beziehungen ausgearbeitet wurde. In Böden mit längerem PBA ist die Gesamtmenge der in einem Jahr entstehenden niedermolekularen Substanzen durch die schnellere Rezyklierung (Synthese - Zersetzung) wesentlich höher, als die in den Böden mit den kürzeren PBA. Das wird vor allem durch die längere WMZ und durch höhere Konzentrationen der niedermolekularen nicht spezifischen Substanzen in den entwickelten Böden im Vergleich zu den primitiven Böden bestimmt. Die größere Synthese von niedermolekularen N-haltigen Substanzen, die den höchsten Beitrag zur Humifikation leisten, bestimmt auch die Bildung von einem humaten Humustyp ($HS/FS > 1$) in Böden mit längerem PBA.

Dieses Schema beschreibt die Gestaltung und Entwicklung des Bodens aus einem abiotischen System in ein biotisches, das von einer Veränderung in Humifikationmechanismen begleitet wird: in abiotischen Systemen werden thermodynamisch stabile Substanzen gespeichert, und in den biotischen Systemen - labile Substanzen, trotz dem, daß dafür ein hohes Energieaufwand notwendig ist.

Vorgeschlagene Hypothesen über die Entstehung und das Funktionieren von Humustoffen in Böden, und auch über den Beitrag von niedermolekularen Substanzen zur Bildung und zum Turnover von hochmolekularen Stoffen bestimmen im wesentlichen die Forschungsstrategie in dieser Richtung: größere Bedeutung in den Untersuchungen muß den Substanzen gewidmet werden, die schnellere Kreisläufe haben. Bei Einschätzung des Beitrages von einzelnen Substanzen zum Gesamtbilanz und Kreislauf der Stoffe und der Rolle von verschiedenen Prozessen in Transformation und Turnover von Humus ist ein Bezug von der Konzentration auf die Gesamtmenge notwendig, die pro Zeiteinheit im Boden synthetisiert wird.

Analyse der Wirkung des Mikroliefs auf Kohlenstoffgehalt des Bodens in einem Dauerversuch

von

Kuzyakova, I.⁺ und Y. Kuzyakov⁺⁺

Die Intensivierung des Ackerbaus führt zur Veränderung von verschiedenen Bodeneigenschaften, darunter auch Gehalten, Mengen und Qualität von Humus.

Verschiedene Einschätzungen der Wirkungsrichtung und -intensität von Dünger und Pflanzenschutzmittel auf die Bodeneigenschaften sind sogar für einen Bodentyp sehr umstritten. Eine der Hauptursachen dieser Unstimmigkeiten ist eine starke lokale Variabilität der Bodenentwicklungsbedingungen, die in der Regel in der Datenauswertung unberücksichtigt bleibt.

Literaturübersicht der Arbeiten über die von V.M.Fridland entwickelte Lehre von Struktur der Bodenbedeckung (1972) läßt schlußfolgern, daß sogar auf kleinen Flächen (1-10 ha) eine hohe Variabilität des Humusgehaltes vorliegt. Das hängt vor allem mit der Lage des Bodens in Mikro- und Mesorelief zusammen: die erodierten Böden haben 10-40% Gesamtkohlenstoff (C_{ges}) weniger als nichterodierten, oberflächlich vergleiten und halbhymorphen Böden haben 10-50% C_{ges} mehr als automorphen Böden. Trotz den relativ kleinen Versuchsfeldflächen (1-2ha) und Ausgleichsmaßnahmen lassen die Literaturdaten eine wesentliche und dauerhafte Wirkung des Mikroliefs auf die Bodeneigenschaften der langjährigen Versuche vermuten.

Bei traditioneller Datenauswertung geht man aus zufälligem Charakter der Variabilität, die mit den zu untersuchenden Faktoren und Lage der Versuchspartellen nicht zusammenhängt. Es gibt aber auch eine andere Herangehensweise, bei der die natürliche Variabilität und Ungleichmäßigkeit der Bodeneigenschaften auch zu den zu untersuchenden Prüffaktoren gehört (Kozlovskij, 1970). Diese Herangehensweise wurde auch in dieser Arbeit angewendet.

Ziel dieser Arbeit war eine komplexe Untersuchung der Wirkung von agrogenen und vor allem natürlichen Faktoren (Mikrolief) auf Kohlenstoffgehalt und -variabilität des Bodens.

Versuchsbeschreibung

Für das gestellte Ziel wurde ein Dauerfeldversuch von der Zentralversuchsstation des Institutes für Düngung und Agrarbodenkunde im Moskauer Gebiet ausgewählt. Im Versuch, der 1966 angelegt wurde, wird die Effektivität der Dünge- und Pflanzenschutzmittel in einem 7-Felderrotation (Mais - Mais - Mais - Vika+Hafer mit Luzerneuntersaat - Luzerne (1. Nutzungsjahr) - Luzerne (2. Nutzungsjahr) überprüft. Dieser Versuch besteht aus 10 Varianten mit verschiedenen Pflanzenschutzmitteln auf 2 Düngungskontrollen: organisch-mineralische Düngung (OMD) (Stallmist 60 t/ha/Rotation + $N_{400}P_{405}K_{1070}$ kg/ha/Rotation) und mineralische Düngung (MD) ($N_{700}P_{555}K_{1430}$ kg/ha/Rotation) in je 4 Wiederholungen. Der Boden wurde im Herbst vor jedem Rotationbeginn gekalkt (5 t/ha). Der Versuch hat 1,6 ha Fläche, besteht aus 3 Felder je 120×37 m² und hat 120 Parzellen je $18,5 \times 6$ m² (Abb. 1, nur 2. Feld dargestellt). 5 Bodenproben je Parzelle mit genauen Koordinaten wurden aus dem Pflughorizont (0-20cm) genommen, und einzeln auf C_{ges} mit Trockenverbrennung bestimmt.

⁺ Institut für Düngung und Agrarbodenkunde, Prjanischnikova, 127550 Moskau, Rußland

⁺⁺ Humboldt-Universität, Institut für Gärtnerei Pflanzenbau, Th.-Fischermeier-Weg, 14979 Großbeeren

Ergebnisse

Durch detaillierte Höhengaufnahme (Maßstab 1:500) wurden verschiedene Mikroreliefformen bestimmt, deren Neigung im Durchschnitt 2% beträgt und 3% nicht übersteigt. Der Komplex der Bodenbedeckung besteht aus Rasenpodsolböden, oberflächlich vergleiten Rasenpodsolböden, leicht erodierten und kolluvialen Böden. Von der Oberfläche an ist es ein schluffiger Lehm (Fraktion $\leq 0,01$ mm = 39-46%), Feinanteilgehalt des Bodens steigt mit der Tiefe an.

Varianzanalyse des C_{ges} -Gehaltes der Parzellen hat gezeigt, daß auf den OMD-Parzellen C_{ges} -Gehalt um 0,1% höher ist als auf den MD-Parzellen ($\alpha=0,001$) und beträgt 1,58% und 1,47%. Starke Unterdrückung der Unkräuter führt auch zur Verringerung des C_{ges} -Gehaltes des Bodens.

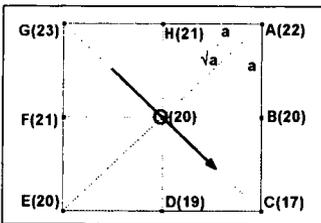
Die Varianzanalyse hat auch gezeigt, daß durch die agrogenen Faktoren (Dünge- und Pflanzenschutzmittel) nur 20 % der Gesamtvariabilität des C_{ges} -Gehaltes des Bodens erklären läßt. Wir vermuten, daß die „restlichen“ 80% der Variabilität durch natürliche Faktoren hervorgerufen sind. Unter natürlichen Faktoren verstehen wir dabei Mikrorelief und durch ihn bedingte Mikrososionsprozesse und lokale Unterschiede der Bodenbedingungen.

Um die Wirkung des Mikroreliefs auf den C_{ges} -Gehalt zu analysieren wurden zuerst die Kartogramme dieser beiden Parameter erstellt. Das wurde nach der Variogrammanalyse mit Hilfe von Punktkriging für die Höhe und C_{ges} gemacht. Die anschließende Überprüfung der mittels Kriging berechneten mit den tatsächlich gemessenen Höhen und C_{ges} -Gehalten mit Jackknife-Methode ergab Bestimmtheitsmaß $r^2=0,996$ und $r^2=0,752$.

Auf der Karte des C_{ges} -Gehaltes lassen sich eindeutig einzelne C_{ges} -Areale mit annähernd gleichen Werten unterscheiden. Diese Areale haben keine Übereinstimmung mit den Parzellengrenzen (Abb.1). Die Unterschiede zwischen nah liegenden kontrastierten C_{ges} -Arealen mit Fläche von ca. 500m² sind signifikant. In einzelnen C_{ges} -Arealen korreliert C_{ges} -Gehalt negativ zur Höhe ($r \approx -0,80$ - $-0,82$).

Visuelle Gegenüberstellung des C_{ges} -Kartogrammes mit der Topokarte läßt eine Wechselwirkung zwischen C_{ges} und Charakter der temporären Wasserströmen vermuten. Um diese durch Mikrorelief bedingte Prozesse besser beschreiben zu können, wurden Kartogramme der maximalen lokalen Differenzen, Richtung der temporären Wasserströmen und der Einzugsgebiete berechnet.

1. Berechnung der maximalen lokalen Differenzen und Richtung der Wasserströmen



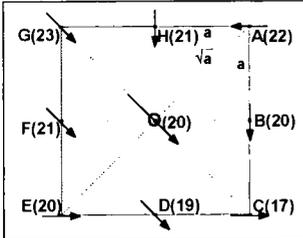
Für die Berechnung der lokalen Differenzen für jeden Punkt des regelmäßiges Reliefgitternetzes (Schema links, $a=3$ m) wurden die Höhenlagen von 8 ihm am nächsten liegenden Punkten (A-H; in Klammern - ihre Höhe) genommen. Für jedes Paar aus gegenüberliegenden Punkten (insgesamt 4 Paare) wurde absolute Differenz zwischen den beiden Punkten berechnet und danach die maximale Differenz aus 4 Paaren ausgesucht (für Punkt O(20) - Paar G→C). Danach wurde für jeden Punkt des Gitternetzes die Richtung des potentiell fließendes Wassers entsprechend dem maximalen Gradienten zugeordnet (Pfeile in der Abb. 1).

Im Ergebnis dieser Etappe wurde eine Karte mit den Pfeilen zusammengestellt, die für den jeweiligen Punkt lokale Richtung vom maximalen Gradient zeigte (Abb. 1). Dies entspricht der Richtung der temporären Wasserströme. Mit Hilfe dieser Karte wurden auch die Wassereinzugsgebiete auf dem Versuchsfeld zusammengestellt.

2. Berechnung des Produktes des durchfließendes Wassers und seiner Geschwindigkeit

In theoretischer Vorstellung über die Wirkung der potentiellen Erosion auf C_{ges} -Gehalt des Bodens sind wir davon ausgegangen, daß sowohl die Menge des durchfließendes Wassers als auch seine Geschwindigkeit diese Wirkung am meisten beeinflussen. Demzufolge wurde Produkt dieser beiden Größen berechnet (im folgenden als „Produkt“ genannt). In der hier dargestellten Arbeit wurde gleiche Wichtung diesen beiden Faktoren zugewiesen.

1. Menge des potentiell durchfließendes Wassers entspricht dem Einzugsgebiet. Einzugsgebiet für jeden Punkt des Gitternetzes kann als die Gesamtheit aller Pfeile, die zum jeweiligen Punkt führen, betrachtet werden.
2. Lokale Geschwindigkeit des im jeden Punkt fließendes Wassers muß seinem maximalen Höhengradient proportional sein.



Ausgehend von diesen beiden Feststellungen wurde nach folgendem Algorithmus hervorgegangen (Schema links): für jeden Punkt des Reliefgitternetzes wurde ihre Neigung mit dem Abflußkoeffizient (Relation zwischen durchsickertem und oberflächlich abfließendem Wasser) multipliziert, und mit allen in dieses Punkt aus der lokalen Umgebung führenden Pfeilen gleichen Parametern (Neigung * Abflußkoeffizient) addiert. (Im Schema: in den mittleren Punkt O(20) kommt Wasser aus Punkten G(23) und H(21).)

Nach diesem Prinzip berechnetes Kartogramm (Abb. 2) entspricht dem Produkt aus Menge und Geschwindigkeit der temporären Wasserströmen für jeden Punkt des Reliefgitternetzes.

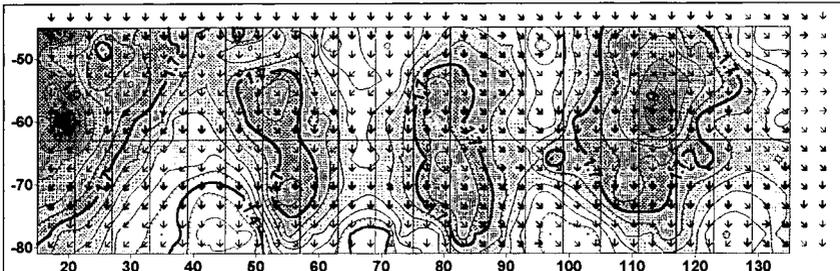


Abb. 1: C_{ges} -Gehalt des Bodens (in %), Parzellengrenzen und Kartogramm der Richtung der lokalen temporären Wasserströme (Pfeile, Pfeilstärke entspricht der Neigung) auf dem Feld 2 des Dauerdüngungsversuches.

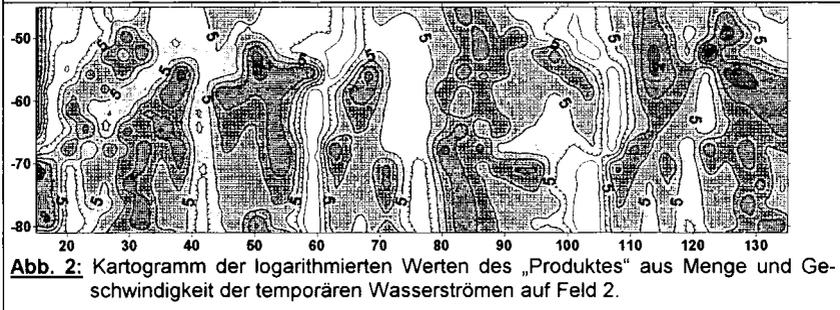


Abb. 2: Kartogramm der logarithmierten Werten des „Produktes“ aus Menge und Geschwindigkeit der temporären Wasserströme auf Feld 2.

Im nächsten Schritt wurde die Übereinstimmung des berechneten Kartogrammes (Abb. 2) mit dem Kartogramm des C_{ges} -Gehaltes des Boden (Abb. 1) überprüft. Es wurden folgende Schlußfolgerungen gemacht:

Areale mit erhöhtem C_{ges} -Gehalt ($C_{\text{ges}} > 1,7\%$) sind vorhanden:

1. auf den breiten, gut ausgeprägten Kämmen, die dem Hang entlang gerichtet sind. Diese Kämmen wurden auf den von uns aufgestellten Kartogrammen als schmale den Wasserabfluß zerstreue Formen des Mikroreliefs bestimmt. In diesen Mikrorelief-Formen wird „Produkt“ durch minimale Werte charakterisiert.
2. in breiten Senken, die durch komplizierte Wasserbewegung charakterisiert sind, und geringere Werte des „Produktes“ haben.
3. auf den Flächen, wo der Hang durch eine scharfe Änderung der Neigung (auch „Produktes“) gekennzeichnet ist, oder bei Richtungsänderung des Wasserflusses.

Die Areale mit erhöhtem C_{ges} -Gehalt entsprechen damit den Mikroreliefpositionen, wo für temporären Wasserfluß irgendwelche Hindernisse vorhanden sind, bzw. wo der Abtrag fehlt oder geringfügig ist. Auf solchen Mikroreliefpositionen ist sogar eine Akkumulation der erodierten Teilchen möglich.

Areale mit verringertem C_{ges} -Gehalt ($C_{\text{ges}} < 1,4\%$) befinden sich auf:

1. den ebenen Hangteilen, wo im Laufe von >15-20m die Pfeile (Abb. 1) ihre Richtung nicht ändern;
2. auf den Sammelformen des Mikroreliefs, die durch maximale „Produkt“-Werte gekennzeichnet sind. Diese Flächen sind potentiell maximal erodierbar.

Festgestellte Abhängigkeit des C_{ges} -Gehaltes des Boden von temporären Wasserströmen und „Produkt“-Werten läßt schlußfolgern, daß Mikro-Erosion-Akkumulation-Prozesse eine sehr wichtige Rolle bei der lokalen Differenzierung der C_{ges} -Gehaltes auch bei sehr geringeren Ausprägung des Mikroreliefs und Gesamtneigung der Fläche spielen. Diese Prozesse werden auch durch das Vorkommen von schwach erodierten und akkumulierten Böden innerhalb der Versuchsfläche, und auch durch die signifikante negative Korrelation ($r = -0,84 - -0,89$) zwischen C_{ges} -Gehaltes und der Fraktion $< 5 \mu\text{m}$ (Feinschluff) bestätigt. Die letzte Korrelation zeigt, daß auf den erodierten Flächen das Zupflügen vom illuvialen Horizont B_1 , der mit Schluff- und Tonparticeln angereichert ist, stattfindet.

Schlußfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen lassen schlußfolgern, daß die natürliche Variabilität des Humusgehaltes ständig reproduziert wird, und durch die agrotechnischen Maßnahmen nicht ausgeglichen wird. Variabilität wird im wesentlichen die durch Mikrorelief bedingte ständig wirkende Prozesse der Mikroerosion / -akkumulation, und, wahrscheinlich, durch die lokale Unterschiede in der hydrothermalen Regime des Bodens reproduziert.

Bei der Untersuchung der Dynamik der Bodeneigenschaften auf Dauerversuchen, die sogar auf den kleinen und maximal ausgeglichenen Flächen angelegt sind, muß die natürliche Variabilität der Bodenbedeckung und -eigenschaften in die im Versuch zu bearbeitende Faktoren einbezogen sein.

Die hier dargestellte Untersuchungen wurden vom Deutschen Akademischen Austauschdienst gefördert.

Wir bedanken uns sehr herzlich bei Prof. Dr. E. Thomas für die Konsultationen und bei Dr. O. Wendroth für hilfreiche Unterstützung bei geostatistischer Datenauswertung.

Molybdän in sauren Waldböden: I Mo-Fraktionen

von

Lang, F. und M. Kaupenjohann*

Zusammenfassung

Wir bestimmten drei Molybdänfraktionen in sauren Waldböden (A- und B-Horizonte) auf insgesamt 9 Standorten im Fichtelgebirge, Frankenwald und Erzgebirge: (1) freies und austauschbar gebundenes Mo (Extraktion mit Anionenaustauscher), (2) spezifisch in amorphen Sesquioxiden gebundenes Mo (Extraktion mit 0,2 M Ammoniumoxalat), (3) spezifisch in kristallinen Fe-Oxiden gebundenes Mo (Extraktion mit Ammoniumoxalat und Ascorbinsäure). Die Mo-Gehalte im Harzextrakt liegen zwischen 7 und 26 $\mu\text{g kg}^{-1}$, oxalat-extrahierbares Mo beträgt 44-403 $\mu\text{g kg}^{-1}$, während mit Ascorbinsäure Gehalte von 135-1071 $\mu\text{g kg}^{-1}$ extrahiert werden. Niedrige Mo-Gehalte treten v.a. in sauren und sesquioxidarmen Eluvialhorizonten auf.

Einleitung

In geschädigten Waldbeständen in NO-Bayern werden häufig hohe NO_3 -Gehalte in Bodenlösungen und Sickerwasser beobachtet (DURKA et al. 1994). Dies wird als Hinweis auf N-Sättigung des Ökosystems angesehen. Allerdings zeigen die N-Nadelspiegelwerte von Fichten z.B. im Fichtelgebirge keineswegs hohe N-Versorgung an. Sie liegen im mittleren bis unteren Bereich (KAUPENJOHANN 1989, SCHAAF 1992). Denkbar ist deshalb, daß Störungen bei der NO_3 -Aufnahme bzw. -Verwertung im Ökosystem Ursache der hohen N-Sickerverluste sind. Eine mögliche Erklärung liefert die als erstes von Plass (1983) formulierte Mo-Mangelhypothese. Pflanzen können NO_3 nur mit Hilfe der Mo-haltigen Nitratreduktase assimilieren (MENGEL und KIRKBY 1987). Bei Mo-Mangel kann es trotz hohen NO_3 -Angebots zu N-Mangel kommen (z.B. WICHTMANN 1989).

Anhaltende Säure- und S-Einträge können die Voraussetzungen für mögliche Engpässe bei der Mo-Versorgung der Bäume schaffen: (1) Die spezifische Sorption von Mo, das im Boden als MoO_4^{2-} -Ion vorliegt, steigt mit sinkendem pH-Wert. (2) Hohe SO_4 -Konzentrationen in der Bodenlösung behindern die Aufnahme von Mo in die Pflanze. (3) Hohe S-Gehalte in der Pflanze verringern den Anteil physiologisch aktiven Mo (REISENAUER 1963), so daß eine Unterversorgung der Bäume denkbar ist, obwohl die Mo-Nadelspiegelwerte untersuchter Bäume im Fichtelgebirge nicht auf Mo-Mangel schließen lassen (KAUPENJOHANN 1989). (4) Nitratreduktase wird als adaptives Enzym vor allem

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

dann gebildet, wenn die NO₃-Gehalte in der Bodenlösung besonders hoch sind, d.h. unter diesen Bedingungen steigt der Mo-Bedarf der Pflanzen.

Vor diesem Hintergrund erscheint es lohnenswert, die Mo-Ausstattung auf unterschiedlich geschädigten Waldstandorten zu kennzeichnen und sich mit der Freisetzung und Verfügbarkeit von Mo zu befassen, zumal es laut FIEDLER et al. (1987) kaum Untersuchungen über Mo-Gehalte immissionsbelasteter Waldökosysteme gibt.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden Podsole und teilweise podsolierte bzw. pseudovergleyte Braunerden von verschiedenen Waldstandorten im Fichtelgebirge (HM, W, D, Wü, S), Frankenwald und Erzgebirge verwendet (Tabelle 1). Die Proben wurden luftgetrocknet und gesiebt (2 mm).

Tabelle 1: *Spanne chemischer Eigenschaften der untersuchten Böden aus dem Fichtelgebirge, Frankenwald und Erzgebirge (n= 19)*

Bodeneigenschaft	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	Fe _o *	Fe _D ^o [g/kg]	Al _o *	C _{org} %	N _t %
Spanne (n =19)	3,35-5,30	2,77-4,57	0,7-18,1	1,7-24,1	1,5-10,9	1,0-5,9	0,08-0,31

* Oxalat-löslich

^o Ascorbinsäure-löslich

Zur Kennzeichnung der Mo-Ausstattung der einzelnen Standorte verwendeten wir folgende Extraktionsmethoden:

Freies und unspezifisch gebundenes Mo wurde mit Anionenaustauscherharz nach BHELLA und DAWSON (1972) extrahiert. Dabei wird Boden mit MgCl₂-belegtem Austauscherharz (LAB Anionenaustauscher III, Firma Merck) und deionisiertem Wasser 18h geschüttelt (8g Boden, 30ml Wasser, 2g Harz, entspricht einer Austauschkapazität von 13,3 mval). Das Harz ist in ein PE-Netz eingnäht und kann so bei Versuchsende leicht vom Boden getrennt werden. Nach Reinigung des Harzes mit deionisiertem Wasser erfolgt der Mo-Rücktausch mit 10% HNO₃. Da bei dieser Methode durch das Harz dem Gleichgewicht ständig Mo entzogen wird, ist zu erwarten, daß die Gehalte in den Harz Extrakten etwas höher sind als bei einer Extraktion mit MgCl₂, die auch verwendet wird, um austauschbare Anionen zu erfassen. Nach Untersuchungen von HE et al. (1994) über Phosphat werden bei der Harz-Extraktion aber keine spezifisch gebundenen Ionen desorbiert, zumindest nicht in dem relativ kurzen Extraktionszeitraum.

Spezifisch in amorphen Sesquioxiden gebundenes Mo wurde 24 h im Dunklen mit 0,2 M Ammoniumoxalat bei pH 3,0 extrahiert (Boden:Lösungs-Verhältnis 1:10). Zusätzlich zum Harz-Mo wird alles Mo erfaßt, das an amorphe Sesquioxide gebunden, oder durch Oxalat austauschbar an kristalline Verbindungen sorbiert ist.

Spezifisch in kristallinen Oxiden gebundenes Mo (gesamtes Mo ohne silikatisch gebundenes): Zur Reduktion der kristallinen Eisenoxide wurde ein Ascorbinsäureaufschluß nach ZELEN und BRÜMMER (1989) verwendet. Um eine vollständige Reduktion zu gewährleisten, wurde in leichter Abwandlung des bei den Autoren verwendeten Verfahrens, die Ascorbinsäure als Pulver zugegeben (1,5 g Ascorbinsäure pro 2 g Boden)

Nach Zentrifugieren und Filterung (Schleicher und Schuell Blauband-Filter, aschefrei) erfolgte die Bestimmung der Mo-Gehalte in den einzelnen Extrakten mit Graphitrohr-AAS (Varian SpectrAA 400 Z).

Ergebnisse und Diskussion

Die austauschbaren Mo-Gehalte variieren zwischen 5 und 28 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Tabelle 2), was dem unteren Rand der in BARBER (1984) angegebenen Spanne von 0,6-1350 $\mu\text{g kg}^{-1}$ entspricht. Sie liegen auf den weniger versauerten Standorten im Erzgebirge und in Selb (pH-Werte von 4,6 bis 5,3) wesentlich höher als auf den stark geschädigten Fichtelgebirgsstandorten mit durchschnittlich niedrigeren pH-Werten (3,3-4,4). Es ist keine Anreicherung von Harz-Mo in Bs-Horizonten zu finden. Die Gehalte an unspezifisch gebundenem Mo werden demnach nicht maßgeblich von den Gehalten an amorphen oder kristallinen Oxiden bestimmt. Denkbare Steuergrößen sind neben dem pH-Wert die Gehalte konkurrierender Anionen in der Bodenlösung (Phosphat, Sulfat und DOC).

Die Menge an ascorbinsäurelöslichem Mo wird sicher entscheidend vom Ausgangssubstrat bestimmt, daneben aber auch von pedogenetischen Faktoren beeinflusst. So ist in Bs-Horizonten eine Anreicherung von Mo gegenüber den Eluvialhorizonten zu erkennen, die in der oxalatlöslichen Fraktion noch etwas deutlicher hervortritt (Tabelle 2). Dies läßt auf eine Verlagerung von Mo im Zuge der Podsolierung schließen und verdeutlicht die wichtige Rolle der Sesquioxide bei der Sorption von Mo.

Tabelle 2: Mo-Gehalte ausgewählter Bodenhorizonte von Waldstandorten im Fichtelgebirge (HM, W, D, Wü, S), Frankenwald und im Erzgebirge.

Standort	Bodentyp	Horizont	Geologie	Mo-Gehalt [$\mu\text{g kg}^{-1}$]		
				Harz	Oxalat	Ascorbinsäure
HoheMatzen (HM)	P	Ae	Granit	12	58	135
		Bhs		13	334	635
Waldstein (W)	P	Ae	Granit	5	44	258
		Bh		10	221	627
		Bs		12	205	435
Dürrberg 1 (D)	pB	Aeh	Phyllit	7	87	246
		Bsv		9	170	404
Dürrberg 2 (D)	B	Ah	Phyllit	7	407	590
		Bv		9	291	550
Wülfersreuth (Wü)	pB	Aeh	Phyllit	8	106	278
		Bsv		8	93	188
Selb 1 (S)	B	Ah	Basalt	28	403	518
		Bv		22	133	298
Selb 2 (S)	B	Ah	Basalt	22	324	674
		Bv		20	188	340
Erzgebirge	sP	Bhs	Quarz- porphyr	25	393	1071
		SwBv		20	263	417
Frankenwald	SB	Ah	Ton- schiefer	16	204	827
		SwBv		14	157	493

Ein umgekehrtes Bild ergibt sich bei den Braunerden. Hier weisen die Oberböden höhere Gehalte auf als die Unterböden. Dies dürfte auf die höheren Gehalte an organischer Substanz und die stärkere Verwitterung Mo-haltiger Minerale in den A-Horizonten zurückzuführen sein.

Da bei der Extraktion mit Ascorbinsäure silikatisch gebundenes Mo nicht mit erfaßt wird, liegen die gemessenen Werte unter dem für Gesamt-Mo bekannten Durchschnitt von 0,6-3,5 mg kg⁻¹ (MENGEL und KIRKBY 1987). Oxalatlösliches Mo wurde bisher für Waldböden nicht bestimmt. Im Vergleich zu Ackerböden sind die Gehalte v.a. auf den Podsol-Standorten relativ niedrig und unterschreiten teilweise den bei FIEDLER et al. (1987) angegebenen Grenzwert für Mo-Mangel von 100 µg kg⁻¹.

Schlußfolgerung

Hohe NO₃-Einträge lassen auf sauren Waldstandorten eine Situation entstehen, die es in unbelasteten Gebieten nicht gibt: Hohe NO₃-Gehalte bei gleichzeitig niedrigen pH-Werten, einhergehend mit fortschreitender Sesquioxidverlagerung und hohem Gehalt an Anionen in der Bodenlösung (v.a. NO₃, SO₄ und DOC). Vor diesem Hintergrund unterstützen die hier gefundenen niedrigen Mo-Gehalte in den Eluvialhorizonten die Hypothese, daß sich Mo-Mangel limitierend auf das Nitratnutzungsvermögen der Wurzeln in diesen Horizonten auswirken konnte, zumal Mo innerhalb der Pflanze relativ immobil ist. In den Anreicherungs-horizonten der Böden ist jedoch mehr Mo vorhanden, wobei die Versorgung der Bäume mit Mo dort in engem Zusammenhang mit der Fähigkeit der Bäume stehen dürfte, amorphe Eisenoxide aufzuschließen.

Literatur

- BARBER, S.A. (1984): Soil Nutrient availability. Wiley & Sons New York, 1-398.
- BHELLA, H.S. & M.D. DAWSON (1972): The use of anion exchange resin for determining available soil molybdenum. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 177-178.
- DURKA, W., E.D. SCHULZE, G. GEBAUER & S. VOERKELIUS (1994): Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ¹⁵N and ¹⁴O measurements. Nature 372, 765-767.
- FIEDLER, H.J., G. ILGE & W. HOFMANN (1987): Zur Molybdänausstattung von Waldökosystemen. Arch. Nat.forsch., Berlin 27, 177-194.
- HE, Z.L., X. YANG, K.N. YUAN & Z.X. ZHU (1994): Desorption and Plant-availability of phosphate sorbed by some important minerals. Plant and Soil 162, 89-97.
- KAUPENJOHANN, M. (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 11, 1-202.
- MENGEL, K. & E.A. KIRKBY (1987): Principles of plant nutrition. International potash institute Bern Worblaufen Bern, 1-687.
- PLASS, W. (1983): Molybdänmangel bei Sulfat- und zeitweisem Nitrat-Überangebot - ein hypothetischer Beitrag zum Waldsterben in Westdeutschland. Geoökodynamik 4, 19-38.
- REISENAUER, H.M. (1963): The effect of sulfur on the absorption and utilization of molybdenum by peas. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27, 553-555.
- SCHAAF, W. (1992): Elementbilanz eines stark geschädigten Fichten-Ökosystems und deren Beeinflussung durch neuartige basische Magnesium-Dünger. Bayreuther Bodenkundl. Berichte 23, 1-169.
- WICHTMANN, H. & H. BRÜCHNER (1989): Waldschäden durch N-Überschuß oder N-Mangel. Die Rolle von Spurenelementen für die Revitalisierung geschädigter Waldbestände. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/II, 811-816.
- ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/1, 505-510.

Pflanzen-N-Aufnahme und N-Austrag über mehrere Vegetationsperioden aus leichten Böden des nordostdeutschen Tieflandes in Abhängigkeit von der Landnutzung - Lysimeterstudien unter Einsatz von ¹⁵N

von

Latus, C.*, D. Hölzel**, G. Schälitz** und J. Pickert***

Zur Verringerung des N-Austrages auf den sandigen Böden Nordostdeutschlands, insbesondere während der vegetationsfreien Zeit der Winterperiode, bietet der Zwischenfruchtanbau gute Möglichkeiten. Die Pflanzen nehmen den Stickstoff in größerem Umfang auf und schützen ihn in dieser Zeit vor N-Austrag (Merbach et al. 1993). Deshalb sollte geprüft werden, welcher Anteil des im Frühherbst applizierten Mineral-N (als Simulation eines Mineralisierungsschubs) von angebauten Zwischenfrüchten aufgenommen und von Folgefrüchten noch über mehrere Vegetationsperioden genutzt werden kann. Ferner war zu untersuchen, wieviel Stickstoff in Abhängigkeit von diesen unterschiedlichen Landnutzungsmaßnahmen ausgewaschen wird und ob davon eine Gefährdung für das Grundwasser ausgeht. Dazu wurden runde, 1,4 m hohe Lysimeter mit einer Querschnittsfläche von 1 m² eingesetzt, die als Stampfprofile bereits 1977 in Betrieb genommen worden sind. Der Boden entstammt von einer Sanddüne aus dem Havelländischen Luch bei Paulinenaue

*,** Zentrum für Agrarlandschafts- u. Landnutzungsforschung e.V.

* Institut für Ökophysiologie der Primärproduktion,
12374 Müncheberg

** Institut für Grünland und Moorökologie, 14641 Paulinenaue

*** Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft,
14641 Paulinenaue

(Bodenform: Sauerbraunerde, Körnung: Sand). Die ermittelten Bodenkennwerte sind: Mittelsand 9 %; Feinsand 84 %; Grobschluff 2 %; Feinschluff 2 % und Ton 3 %. Trockenrohdichte: 1,44 g /cm³; pH-Wert: 4,41 und organische Substanz (Corg.): 1,34

Folgende Landnutzungsmaßnahmen wurden im Zeitraum von September 1991 bis Dezember 1994 durchgeführt:

1. Anlegen einer Schwarzbrache als Kontrolle (Variante 1), Anbau von Senf (Variante 2), Phacelia (Variante 3) als abfrierende und Winterraps (Variante 4) als nicht abfrierende Zwischenfrucht. ¹⁵N-Düngung (Ammoniumnitrat, 80 kg N/ha, 10 at% ¹⁵Nexc.) auf allen Varianten im September 1991, nach Aussaat der Früchte
2. Maisanbau auf allen Varianten von Mai 1992 bis September 1992 sowie
3. anschließende Flächenstillegung (Brache mit Selbstbegrünung) auf allen Varianten, Schnitt der Grünmasse auf allen Varianten im Herbst 1993 und Belassen des Ernteguts auf der Fläche.

Die Tabellen 1 und 2 zeigen die Ergebnisse zur N-Akkumulation in der oberirdischen Biomasse (TM) (Tab. 1) und zum N-Austrag (Tab.2)

Tabelle 1: N-Aufnahme durch die oberirdische Biomasse in Abhängigkeit von der Landnutzung über 3 Jahre nach einmaliger Dünger-Applikation; applizierte Düngermenge = 100 % ($\hat{=}$ 80 kg N/ha)

Variante	¹⁵ N-Menge in <u>der Zwischenfrucht</u>	¹⁵ N-Menge <u>im Mais</u>	¹⁵ N-Menge in <u>der Selbstbegrünung</u>
1. (Brache)	-	4,5 %	0,3%
2. (Senf)	16 %	3,4 %	0,2%
3. (Phacelia)	32 %	2,1 %	0,2%
4. (Winterraps)	25 %	2,6 %	0,5%

Wie die Ergebnisse (Tabelle 1) zeigen, war die Aufnahme von Düngernstickstoff bei Phacelia mit 32 % (entsprechend 26 kg N/ha) am höchsten. Senf nahm unter diesen Bedingungen nur 16 % der applizierten Düngermenge (= 13 kg N/ha) auf. Im nachfolgenden Maisanbau wirkten sich die Zwischenfrüchte für die ¹⁵N-Ausnutzung durch Mais eher negativ aus. Demzufolge zeigte Mais nach vorheriger Brache mit 4,5% (= 3,6 kg N/ha) die höchste Aufnahme des markierten Stickstoffs. Auf den anderen Varianten lag die ¹⁵N-Aufnahme beim Mais im Bereich von 1,7 bis 2,7 kg N/ha. Im oberirdischen Aufwuchs der nachfolgenden Grünbrache wurden nicht mehr als 0,5 % (= 0,4 kg N/ha) gefunden.

Tabelle 2: Dünger-N-Austrag im Perkolat über den gesamten Versuchszeitraum und die maximale Nitrat-Konzentration im Frühjahr (März bis Mai) 1992 nach Düngerapplikation im September 1991:

Variante	Dünger-N im Perkolat	Maximale Nitrat-Konzentration	
	appl.Dü-N = 100 %	im Perkolat [mg NO ₃ ⁻ /l]	
	($\hat{=}$ 80 kg N/ha)	Gesamt-N	aus Dü-N.
1. (Brache)	17,0 %	299	80
2. (Senf)	3,0 %	102	17
3. (Phacelia)	0,3 %	20	0,8
4. (Winterraps)	0,2 %	13	0,3

Erhöhte Dünger-N-Austräge wurden nach Applikation im September 1991 in den darauffolgenden Monaten Februar bis August 1992 bei allen Landnutzungsmaßnahmen gefunden. Der N-Austrag aus dem Dünger war erwartungsgemäß bei dem ehemaligen Brache-Lysimeter mit 17 % (14 kg N/ha) am höchsten, gefolgt von Senf, jedoch nur mit 3 % (2,4 kg N/ha). Unter dem Einfluß von Phacelia und Winterraps lag

der Dünger-N-Austrag weit unter 1 % (Tabelle 2) der verabreichten Dünger-N-Menge. Spitzenwerte traten offensichtlich im Zeitraum von März bis Mai 1992 auf und führten im Sickerwasser zu Nitrat-Konzentrationen bis zu 80 mg NO_3^- /l aus dem Dünger-N (Tabelle 2, rechts). Der Grenzwert der Trinkwasserschutzverordnung für Nitrat von 50 mg NO_3^- /l wäre damit unter einer Brache allein aus der Dünger-N-Auswaschung überschritten. Der Hauptanteil der gesamten N-Auswaschung kommt aber aus dem unmarkierten N-Pool des Bodens (Tabelle 2, rechts). Betrachtet man daher den Gesamt-N-Austrag, so war auch beim Anbau von Senf der Grenzwert im Frühjahr mit 102 mg NO_3^- /l weit überschritten. Bei Anbau von Phacelia und Winterraps war der N-Austrag auf diesem Boden zu keinem Zeitpunkt so groß, daß dieser Grenzwert überschritten worden wäre.

Der Anteil des Dünger-N am Gesamt-N-Austrag gemessen über den gesamten Versuchszeitraum lag bei den Varianten 4 und 3 (Winterraps und Phacelia) bei maximal 1 %. Bei Variante 2 (Senf) erhöhte sich der Anteil auf 8 % und erreichte den maximalen Wert bei Variante 1 (Brache) mit 21 %, d.h. bei einer vorherigen Brachennutzung können die Gesamt-N-Austräge über einen Zeitraum von 3 Jahren bis über 60 kg N/ha erreichen. Durch Pflanzenbewuchs wurde der N-Austrag dagegen auf ca. 30 kg N/ha bis 20 kg N/ha reduziert.

Literatur:

Merbach, W.; Wurbs, A.; Pfeffer, H.; Latus, C. (1993)
The effect of catch crops on the ^{15}N nitrogen percolation and leaching during the early winter period
Isotopenpraxis 29, S. 93-97

Zu Besonderheiten des Humus- und Stickstoffhaushaltes im ökologischen Landbau

von

Leithold, G.*

1. Ziele der Humusersatzwirtschaft

Bereits KOEPF (1991) belegt anschaulich, daß die nachhaltige Steigerung der Bodenfruchtbarkeit ausschlaggebend für den Erfolg eines Betriebes ist, der nach den Rahmenrichtlinien des ökologischen Landbaus (ÖLB) wirtschaftet. Von besonderer Bedeutung ist hierbei die Gewährleistung einer ausreichenden, an den speziellen Erfordernissen und Bedingungen dieser Wirtschaftsweise ausgerichteten Humusersatzwirtschaft. Deren nachfolgend genannten Ziele wurden bereits ausführlich dargestellt und begründet (LEITHOLD, 1994):

- Realisierung eines höheren Humusgehaltes im Vergleich zum konventionellen Landbau, da infolge Unterlassung der mineralischen N-Düngung im Interesse der Ertragsbildung eine größere N-Nachlieferung aus dem fast ausschließlich organisch gebundenem Bodenstickstoffvorrat erforderlich ist;
- Realisierung einer größeren Dynamik von Humusabbau zur Nährstoffmobilisierung und Energiefreisetzung zum Zweck der Ertragsbildung einerseits und von Humusaufbau zum Ersatz der Vorräte an Humus und organisch gebundenem Stickstoff im Boden andererseits.

2. Bedarf des Bodens an organischer Primärsubstanz (OPS)

Aus der unter 1. genannten Spezifik resultiert die Frage nach bestehenden Besonderheiten hinsichtlich der Versorgung der Böden mit organischer Primärsubstanz (organische Dünger aus Pflanzenbau und Tierhaltung, Stoppel- und Wurzelrückstände) zur Sicherung der Humusproduktion auf dem erhöhten Niveau.

Konsequenzen ergeben sich als erstes bereits mit Beginn der Umstellung auf ökologischen Landbau infolge Verzicht auf die Anwendung von Mineral-N, da auf diese Weise sowohl die direkte als auch die indirekte Humusersatzleistung dieses Düngers nicht mehr zum Tragen kommen kann (direkte Wirkung: größere Mengen an Stoppel- und Wurzelrückständen der mit Mineral-N versorgten Kulturen und Immobilisierung von Dünger-N durch Bodenorganismen im Vergleich zur ungedüngten Variante (LEITHOLD, 1995); indirekte Wirkung: wenn in Gemischtbetrieben der durch Mineral-N erzeugte Mehrertrag als Futter und Einstreu ganz oder teilweise im landwirtschaftlichen Stoffkreislauf verbleibt; FRANKEN, 1985).

Maßgebliche Konsequenzen ergeben sich zweitens aus dem Erfordernis, einen höheren Humusspiegel einzurichten und aufrechtzuerhalten. Dauerfeldversuche belegen, daß bei höherem Humusgehalt, wie er im ökologischen Landbau angestrebt wird, eine größere Dynamik der mikrobiellen Umsetzungsprozesse vorliegt (DEUBEL u. LEITHOLD, 1993; DEUBEL, 1994). Schlußfolgend daraus unterliegt die vorhandene organische Bodensubstanz, speziell deren umsetzbarer Teil, einem verstärkten mikrobiellen Abbauprozess. Verstärkter mikrobieller Abbau bedingt die Notwendigkeit einer größeren Zufuhr an OPS, um höhere Mineralisationsverluste zu kompensieren.

Beobachtungen von (ASMUS, 1992) zeigen drittens, daß bei erhöhter Zufuhr an organischem Dünger dieser selbst einer verstärkten Mineralisation unterliegt (dargestellt am Beispiel der Abnahme des Humifizierungskoeffizienten von Stallmist von 0,26 auf 0,16 infolge langjähriger verstärkter Stallmistanwendung in einem Dauerfeldversuch). Auch dieser Effekt begründet, warum unter Bedingungen des ökologischen Landbaus eine

* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur u. Pflanzenbau, Referat Ökolog. Landbau, Gustav-Kühn-Str. 8, 04158 Leipzig

erhöhte Versorgung der Böden mit OPS, verglichen mit dem integrierten bzw. dem konventionellen Landbau, notwendig sein dürfte.

3. Einheit von Humus- und Stickstoffbilanz

Häufig wird die Gleichzeitigkeit der Erfüllung der Humus- und Stickstoffbilanz als eine notwendige Voraussetzung für die langfristige Gewährleistung der Ertragsfähigkeit von Ackerböden betont (z. B. LYKOV, zit. in DOSPECHOV, 1980). KAHNT (1986) hebt das Zutreffen dieser Forderung auch für den ÖLB hervor. Aus dem Zusammenhang von Humus und Stickstoff im System Boden - Pflanze heraus wurden wiederholt Wege versucht, über fruchtartenspezifische N-Bilanzen auf den Bedarf des Bodens an OPS zu schließen (TJURIN, 1956; LYKOV, 1985; LEITHOLD, 1984).

Am Beispiel fruchtartenspezifischer N-Bilanzen für Kartoffeln unter Bezug auf bereits ausführlich dargestellte methodische Grundlagen (LEITHOLD, 1991 a u. b) wird deutlich, daß unter Berücksichtigung verschiedenster Bedingungen, die jeweils im integrierten und ökologischen Landbau vorherrschend sind, im ökologischen Landbau zur Sicherung der einfachen Humus- und N-Reproduktion im Boden ein höherer Bedarf an organisch gebundenem Stickstoff und an organischer Primärsubstanz besteht (Tab.).

Tab.: Beispiel einer fruchtartenspezifischen Stickstoffbilanz für Kartoffeln in unterschiedlichen Landbausystemen

	Symbol	integriert	ökologisch
Gegeben:			
• Zieldertrag (dt · ha ⁻¹)		350 (100%)	245 (70%)
• N-Entzugsfaktor ¹⁾		0,5	0,45
• Mineral-N (kg · ha ⁻¹)	MDN	130	0
• Systemverwertung des N in Boden u. Pflanze	a _S ; b _S ; c _S ²⁾	75 ²⁾	85 ²⁾
• N-Nachlieferung aus Humusfonds (kg · ha ⁻¹)	MHN	100 ³⁾	120 ³⁾
• Verluste an Humus-N (%)	d _v	10 ⁴⁾	5 ⁴⁾
• N-Gehalt im Stallmist (kg · t ⁻¹)	α	5	4,5
• N aus sonst. Quellen (kg · ha ⁻¹)	N _Z ⁵⁾	30	30

Methodik:

$$\text{Bedarf } N_{\text{biol}} \text{ (kg} \cdot \text{ha}^{-1}\text{)} = \frac{(E + \text{MHN} \cdot d_v) - (\text{MDN} \cdot a_S + N_Z \cdot c_S)}{b_S} \quad [1]$$

$$\text{Bedarf Stallmist (t} \cdot \text{ha}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Bedarf } N_{\text{biol}} \text{ nach [1]}}{\alpha} \quad [2]$$

Lösung:

	integriert	ökologisch
Bedarf N _{biol} nach [1] in kg · ha ⁻¹	87	106
Stallmist - FM nach [2] in t · ha ⁻¹	17,4	23,6

Fußnoten zur Tabelle:

- 1) Zielertrag · N-Entzugsfaktor = N-Entzug (E)
- 2) je Variante gleiches Niveau der Systemverwertung von Mineral-N (a_g), Stallmist-N (b_g) und N aus sonst. Quellen (c_g) in Boden und Pflanze unterstellt; im ÖLB höhere Systemverwertung als im integrierten Landbau (HÜLSBERGEN u. GERSONDE, 1992)
- 3) differenziert nach unterschiedlichen Humusvorräten
- 4) Verlustrate an Humus-N durch Auswaschung und Denitrifikation, im ÖLB als niedriger eingestuft, da dort aufgrund von N-Mangel höhere N-Verwertung (vgl. auch Fußnote 2)
- 5) N_z : Saatgut, Niederschlag, frei lebende N-Sammler

Unter dem Vorbehalt einer weiteren Vervollkommnung des dargestellten Lösungsweges und der zu nutzenden Koeffizienten wird aufgezeigt, wie Kennziffern zur Bilanzierung der organischen Substanz (Humusbilanz) im ökologischen Landbau abgeleitet werden können, die der Spezifik dieses Landbausystems Rechnung tragen.

Bis zum jetzigen Zeitpunkt gewonnene Erfahrungen zeigen zum einen Faktoren, die einen höheren Bedarf an OPS und organisch gebundenem N zur Sicherung der Humus- und N-Reproduktion im ökologischen Landbau im Vergleich zum integrierten Landbau bedingen:

1. Verzicht auf Mineral-N,
2. Realisierung eines höheren Humusgehaltes und einer höheren Umsatzgeschwindigkeit der organischen Substanz,
3. Abnahme der Humusreproduktionsleistung je Einheit OPS bei wesentlicher Vergrößerung der zugeführten Menge und
4. geringere Nährstoffgehalte der tierischen Exkremente im ÖLB
 - a) durch geringe Nährstoffmengen in den Futterpflanzen infolge Unterlassung der Mineral-N-Düngung sowie
 - b) durch Minimierung des Konzentratfüttereinsatzes;

und zum anderen Faktoren, die dem entgegenstehen:

1. geringere Ertragserwartung,
2. geringere Nährstoffgehalte je Produkteneinheit,
3. höhere Verwertung des je Flächeneinheit eingesetzten N im System Boden-Pflanze und
4. größeres N-Nachlieferungsvermögen aus Humusfonds im ÖLB, sofern ein höherer Humusgehalt und -umsatz realisiert ist, sowie größere Ertragswirksamkeit dieses Stickstoffs.

Literatur:

- ASMUS, F. (1993): Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion. Berichte über Landwirtschaft, Sonderh. 206, Bd. 4 "Humuswirtschaft", S. 127 - 139
- DEUBEL, W. D. u. LEITHOLD, G. (1993): Ergebnisse zum Einfluß von langjährigen Fruchtfolge- und Düngungsmaßnahmen auf die mikrobielle Biomasse in alten Dauerfeldversuchen. VDLUFA-Schriftenreihe 37; Kongreßband 1993, S. 193-196
- DEUBEL, W. D. (1994): Einfluß langfristig unterschiedlicher Fruchtfolge- und Düngungsmaßnahmen auf die mikrobielle Biomasse im Boden von Dauerfeldversuchen und bestehenden Wechselwirkungen im System Boden - Pflanze. Martin-Luther-Univ. Halle, Diss. (in Vorbereitung)
- DOSPECHOV, B. V. (1980): Wissenschaftliche Grundlagen des intensiven Ackerbaus. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- FRANKEN, H. (1985): Einfluß der Landbewirtschaftung auf die Humusversorgung. VDLUFA-Schriftenreihe, 16, Kongreßband 1985, S. 19-29

- HÜLSBERGEN, K. J.; GERSONDE, J. (1992): Studies of matter cycles in ecologically managed farms by use of the computer-aided model REPRO. Proceedings of 9th International Scientific Conference IFOAM, Nov. 16 to 21, 1992, Palácio das Convenções do Parque Anhembi São Paulo SP /BRAZIL
- KAHNT, G. (1986): Biologischer Pflanzenbau: Möglichkeiten und Grenzen biologischer Anbausysteme. Stuttgart, Eugen Ulmer GmbH u. Co.
- KOEPP, H. H. (1991): Das Konzept der Bodenfruchtbarkeit im ökologischen Landbau. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 203, Bd. 1 "Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, S. 46-58
- LEITHOLD, G. (1984): Untersuchung der Beziehung zwischen ackerbaulichen Maßnahmen, Ertrag und Humusreproduktion sowie Erarbeitung einer Methode zur Berechnung des Bedarfs des Bodens an organischer Primärschubstanz. Martin-Luther-Univ. Halle - Wittenberg, Diss. B.
- LEITHOLD, G. (1991a): Über den Zusammenhang von Humus und Stickstoff im System Boden - Pflanze und Möglichkeiten einer quantitativen Beschreibung. Wiss. Z. Univ. Halle, math.-naturwiss. R., H. 3, S. 67 - 75
- LEITHOLD, G. (1991b): Zur Herleitung der Gleichung der "horizontalen" Stickstoffbilanz. Wiss. Z. Univ. Halle, math.-naturwiss. R., H. 6, S. 139 - 145
- LEITHOLD, G. (1994): Wieviel Humus für die Böden? Ökologie und Landbau, Jg. 22, H. 92, S. 5-7
- LEITHOLD, G. (1995): Anforderungen an die Versorgung der Böden mit organischer Substanz im ökologischen Landbau. Ökologie und Landbau, Jg. 23, H. 93 (im Druck)
- LYKOV, A. M. (1985): Gumus i plodorodie pocvij (Humus und die Bodenfruchtbarkeit). Moskowskij rabotschij, Moskau
- TJURIN, J. V. (1956): Der Bodenbildungsprozeß, die Bodenfruchtbarkeit und das Stickstoffproblem in der Bodenkunde und im Ackerbau, Pochvovedenie, Moskau, Bd. 3, 1 - 17 (russ.)

Untersuchungen zur atmosphären Stickstoffdeposition am Standort Bad Lauchstädt im Mitteldeutschen Trockengebiet

von

Mehlert, S., P. Dittrich und R. Russow

1. Einführung

Atmosphären Stickstoffdepositionen im Mitteldeutschen Trockengebiet betragen nach N-Bilanzen aus Dauerversuchen ca. $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (KÖRSCHENS, 1993). Stickstoffdepositionen solcher Höhe stellen eine große Belastung vor allem für natürliche und naturnahe Ökosysteme dar, wo sie zu Problemen wie Bodenversauerung, Nährstoffungleichgewichten bis zur Verdrängung bestimmter Pflanzenarten und zu gravierenden Schäden in Ökosystemen (neuartige Waldschäden) führen können (HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994). Auch für Agrarökosysteme sind Stickstoffdepositionen in dieser Höhe ein nicht zu vernachlässigender Teil der Stickstoffbilanz (ISERMANN, 1990). Die NH_3 -Emissionen haben ihren Ursprung hauptsächlich in der intensiven Tierhaltung und werden in Quellennähe vorwiegend als Ammoniak gasförmig deponiert. Die NO_x -Emissionen stammen vor allem aus anthropogen bedingten Verbrennungsprozessen. Stickstoffverbindungen aus der Atmosphäre können naß, gasförmig oder fest deponiert werden (vgl. Abb. 1).

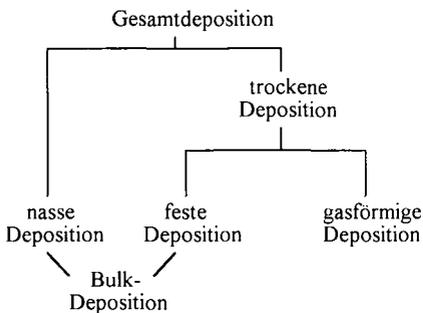


Abb. 1: Einteilung der atmosphären Stickstoffdepositionen

Die gasförmige Deposition ist schwierig zu erfassen und daher noch unzureichend quantifiziert. Mikrometeorologische Methoden sind aufwendig und teuer, d. h. für Mehrpunktmessungen im Feld nicht geeignet. Mit dieser Lücke in der Bestimmung der einzelnen N-Depositionsformen ist also auch die Berechnung der Gesamtd depositionen aus den Teildepositionen nach Abb. 1 fehlerhaft.

Vorgestellt werden nachfolgend zwei neue experimentelle Ansätze auf der Basis der ^{15}N -Isotopenverdünnungsanalyse, die unabhängig voneinander die Bestimmung der Gesamt-N-Deposition ermöglichen:

a. Berechnung aus den Teildepositionen unter Verwendung neuartig gewonnener Ergebnisse für die gasförmige Deposition von NH_3 und NO_x .

b. Direkte Messung des atmosphären Gesamt-N-Eintrages in das System Boden-Pflanze integral über einen bestimmten Vegetationszeitraum.

Erste Ergebnisse für den Standort Bad Lauchstädt des Mitteldeutschen Trockengebietes werden diskutiert.

2. Material und Methoden

Die nasse und die Bulk-Deposition wurden auf herkömmliche Weise mit Wet-Only-Sammlern und Bulk-Sammlern bestimmt.

Für die Bestimmung der gasförmigen Deposition von NH_y und NO_x wurde ein spezifischer Sammler auf der Basis des bekannten Passivsammlerprinzips entwickelt. Dazu wurde die Sammelphase aus einem bodenähnlichen Substrat (Monitoring-Substrat) mit $^{15}\text{NH}_4^+$ und $^{15}\text{NO}_3^-$ markiert und vor Niederschlag geschützt 7-14 Tage am zu untersuchenden Standort exponiert. Das während dieser Expositionszeit eingetragene gasförmige NH_y und NO_x (und sich gasähnlich verhaltende Aerosole) führt zur Verdünnung des ^{15}N -Tracers und läßt sich so mittels der Isotopenverdünnungsanalyse bestimmen. Es sind mit dieser verbesserten Methode NH_y und NO_x simultan, selektiv und mit einer Empfindlichkeit von $0,2 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ bestimmbar, wobei die Analyse unbeeinflusst von Verlusten ist und relativ geringen labortechnischen Aufwand bedingt (DITTRICH, 1995).

Die Messung des integralen Gesamteintrages an atmosphärem Stickstoff in das System Boden-Pflanze (Integral Total Nitrogen Input = ITNI) erfolgt ebenfalls nach der Isotopenverdünnungsmethode. In einem geschlossenen Boden-Pflanze-System wird ein $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ -Tracer eingesetzt und aus der Verdünnung dieses Tracers durch den aufgenommenen atmosphären Stickstoff der integrale Gesamt-N-Eintrag berechnet. Das Meßsystem besteht aus vier Vegetationsgefäßen, die über Schläuche mit je einem Sammelgefäß für Nährlösung und überschüssiges Regenwasser sowie über Magnetventile mit einem Kanister mit destilliertem Wasser verbunden sind. Der gesamte Prozeß wie Bewässern der Gefäße mit Nährlösung aus den Sammelgefäßen und Nachfüllen von dest. Wasser bei längeren Trockenperioden erfolgt automatisch, gesteuert durch eine speziell entwickelte Steuerelektronik. In den mit Sand als Substrat gefüllten Vegetationsgefäßen wurde in einem ersten Versuch für ca. 10 Wochen Sommerweizen kultiviert. Die Nutzung des Isotopenverdünnungsprinzips hat den Vorteil, daß bei normaler N-Versorgung der Pflanze und unabhängig von N-Verlusten bei der späteren Aufarbeitung und Analytik die eingetragene N-Menge genau bestimmt werden kann (MEHLERT, 1995).

3. Ergebnisse und Diskussion

Beide Meßsysteme waren am Standort Bad Lauchstädt aufgestellt. Die monatliche Verteilung der einzelnen Depositionsformen für den Zeitraum von September 1993 bis August 1994 ist in Abbildung 2 zu sehen. Der gemessene Stickstoffeintrag in den Bulk-Sammler betrug $42,6 \text{ kg ha}^{-1}$ und für den Wet-Only Sammler $15,92 \text{ kg ha}^{-1}$. Die gasförmigen Stickstoffeinträge für den gleichen Zeitraum belaufen sich auf $8,62 \text{ kg ha}^{-1}$. Die Summe aus gasförmiger und Bulk-Deposition beträgt 51 kg ha^{-1} (Gesamt-Eintrag).

Die nasse und die Bulk-Deposition liegen im Sommerhalbjahr höher als im Winterhalbjahr, was damit zusammenhängt, daß beide Depositionen mit dem Niederschlag korrelieren, und daher die höhere Deposition zum Teil mit den höheren Niederschlägen im Sommer zu erklären ist. Daß die Bulk-Deposition im Sommer im Gegensatz zum Winter die Wet-Only-Deposition um durchschnittlich das Doppelte übersteigt, liegt daran, daß durch die Trägheit des Öffnungsmechanismus der Wet-Only-Sammler diese bei plötzlichem Starkregen einen Teil des

Niederschläge nicht erfassen. Zusätzlich tritt in den sommerlichen Trockenperioden eine erhebliche Bildung von Sekundärstaub auf, der von den Bulk-Sammlern mit gemessen wird.

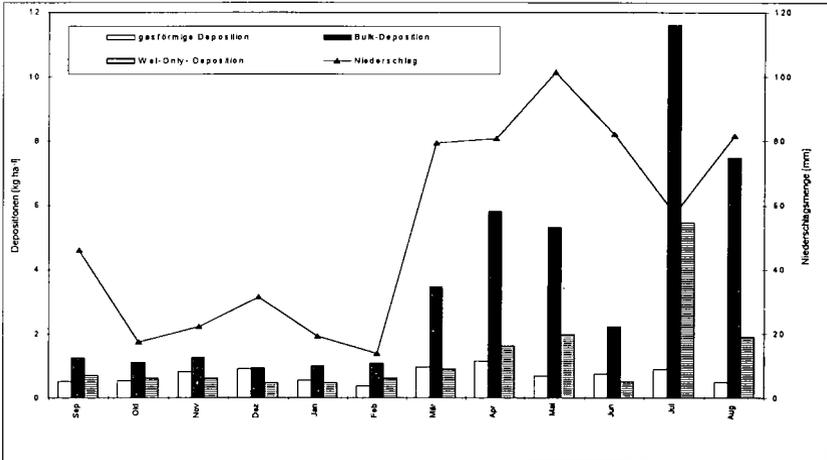


Abb. 2: Monatliche gasförmige, Bulk- und Wet-Only-Depositionen für Stickstoff am Standort Bad Lauchstädt

Die gasförmige Deposition liegt im Winterhalbjahr etwas höher als im Sommerhalbjahr, wobei der NH_y -Anteil stets überwiegt (Winter: $\text{NH}_y = 3,26 \text{ kg ha}^{-1}$, $\text{NO}_x = 1,5 \text{ kg ha}^{-1}$, Sommer: $\text{NH}_y = 2,82 \text{ kg ha}^{-1}$, $\text{NO}_x = 1,05 \text{ kg ha}^{-1}$). Bei der Auswertung der Witterungsdaten konnte ein Einfluß des Faktors Wind (Richtung und Stärke) auf die gasförmige Deposition festgestellt werden. Bei ergänzenden Modelluntersuchungen hat sich gezeigt, daß durch das bisher eingesetzte Monitoring-Substrat die NO_x -Aufnahme unterquantifiziert wird. Eine weitere Verbesserung des Monitoring-Substrates ist also notwendig.

Die Ergebnisse des ersten Einsatzes des ITNI-Systemes sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Danach beträgt der integrale Gesamteintrag über 10 Wochen (April bis Juni 1994) im Durchschnitt von drei Gefäßen 123 mg N, was bei einer Fläche von $0,038 \text{ m}^2$ pro Gefäß einer N-Deposition von 32 kg ha^{-1} entspricht. Der atmogene Stickstoffeintrag in das Kontrollgefäß liegt mit 107 mg (28 kg ha^{-1}) nur etwas niedriger als die Einträge in die Pflanzen-Gefäße. Das deutet darauf hin, daß der Haupteintragsweg für atmogenen Stickstoff die nasse und feste Deposition auf den Boden ist. Die Reihenfolge der gemessenen ^{15}N -Häufigkeiten in den einzelnen Pflanzenfraktionen ($a_{\text{Wurzel}} < a_{\text{Stengel}} < a_{\text{Blatt}}$, nicht dargestellt) bestätigt diese Annahme.

Wie aus Tab. 1 weiter zu erkennen ist, liegt die ^{15}N -Ausbeute stets deutlich $< 100 \%$, wobei die Gefäße mit Bepflanzung eine höhere Wiederfindungsrate als das Kontrollgefäß aufweisen. Die niedrigen Wiederfindungsraten können nicht nur durch Meßfehler verursacht sein. Eine Hauptverlustquelle ist sicher die Denitrifikation in den Sammelgefäßen. Diese Verluste sind bei der Wertung der Ergebnisse zu berücksichtigen. Der oben genannte Wert von 123 mg ist daher ein Bruttoeintrag. Der minimale atmogene Netto-Eintrag (nur bezogen auf die Pflanze, bei der N-Verluste vernachlässigbar sein dürften) liegt bei 42 mg pro Gefäß = ca. 11 kg N ha^{-1} . Eine Verbesserung der entwickelten Methode in Richtung höherer ^{15}N -Ausbeuten ist also erstrebenswert.

Tab. 1: Stickstoffverteilung, Stickstoffzug und integraler Stickstoffeintrag von atmosphärem Stickstoff (N_{at}) für Sommerweizen während einer Vegetationsperiode

Fraktionen	Sommerweizen				Kontrolle			
	N-Verteilung		$N_{at}^{1)}$		N-Verteilung		$N_{at}^{1)}$	
	mg	%	mg	%	mg	%	mg	%
Nährlösung + Sand	91.05 ± 13.95	19.05 ± 3.72	80.94 ± 9.74	65.58 ± 4.17	132,25	50,29	106,52	100,00
Ähren	28.08 ± 11.24	10.85 ± 2.42	6.53 ± 0.82	5.34 ± 0.68				
Blatt / Stengel	109.23 ± 22.85	29.16 ± 6.11	20.24 ± 2.27	17.16 ± 3.14				
Wurzel	55.84 ± 9.21	14.9 ± 2.46	15.29 ± 2.78	12.38 ± 1.63				
Σ Pflanze	205.72 ± 32.86	54.91 ± 8.78	42.06 ± 5.33	34.33 ± 4.17				
Gesamt	296.77 ± 36.01	79.21 ± 9.63	123.00 ± 10.10	100.00	132.25	50.29	106.52	100.00

¹⁾ N_{at} - atmosphären eingetragener Stickstoff

Eine formale Hochrechnung des obigen Ergebnisses auf ein Jahr ergibt für die integrale Gesamtdosition einen Wert von $62 \pm 7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und steht damit in guter Übereinstimmung mit dem aus den Einzelwerten der verschiedenen Depositionsformen errechneten Stickstoffgesamteintrag von $51 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

4. Literatur

DITTRICH, P., MEHLERT, S. & RUSSOW, R., 1995: Depositionsmessungen von atmosphärem Ammoniak und NO_x auf agrarisch genutzten Standorten mittels der ^{15}N -Isotopenverdünnungsanalyse. Isotopenpraxis Environ. Health Stud. **31**, (im Druck)

HADWIGER-FANGMEIER, A., FANGMEIER, A. & JÄGER, H.-J., 1994: Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre - Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden", Nr. **28**, 206 Seiten

ISERMANN, K., 1990: Die Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. DLG-Forschungsberichte zur Tierernährung, 54 Seiten

KÖRSCHENS, M., 1993: N-fertilization under consideration of ecological aspects. In: F. Arendt, G. J. Annokée, R. Bosman and W. J. van den Brink (eds.), Contaminated soil '93, 1503-1510

MEHLERT, S., SCHMIDT, G. & RUSSOW, R., 1995: Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ^{15}N -isotope dilution method. Isotopenpraxis Environ. Health Stud. **31**, (im Druck)

Untersuchungen zur Sproß- und Streubildung einer Ruderalzönose auf einer früheren Gülledeponie sowie zur C/N-Dynamik in den Pflanzenfraktionen

von

Merbach, I. und G. Sauerbeck*

Segetal- und Ruderalzönosen können eine hohe Primärproduktion hervorbringen und erhebliche N-Mengen aufnehmen. Dies führte zu der Überlegung, Unkräuter zur zeitweiligen Konservierung überschüssiger N-Mengen im Boden auf Brachen einzusetzen (ALKÄMPER, 1988). Nach dem Absterben verrotten die Pflanzen. Der Stickstoff wird allmählich freigesetzt und steht erneut Pflanzenbewuchs zur Verfügung. Bisherige Untersuchungen zur Quantifizierung dieser Prozesse beschränken sich meist auf Grenzertragsstandorte, Grünlandbrachen, Magerrasen oder Modellversuche (SCHMIDT, 1984; SCHREIBER, SCHIEFER, 1985; SCHULZ-BEHREND, 1986 u. a.). Untersuchungen zu Höhe und Verlauf der Primärproduktion und der N-Aufnahme, der Streubildung und der N-Freisetzung sowie zur Veränderung der C- und N-Gehalte in den verschiedenen Streufractionen während des Abbaus auf guten, N-reichen Ackerböden fehlen bisher. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag dazu leisten.

Material und Methoden

Auf einer früheren Gülle- und Stallmistdeponie (1984-1989) und einer benachbarten Ackerfläche (unbelastet) in Bad Lauchstädt (Lößschwarzerde, bei Halle), die sich seit 1991 als Dauerbrachen ohne Eingriff selbst begrünt, wurde auf 3 Parzellen mit extremen C_T - und N_T -Gehalten im Boden in etwa monatlichen Abständen auf einer Fläche von $4 \times 0,25 \text{ m}^2$ pro Parzelle die Pflanzenmasse geerntet. Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf eine Parzelle mit geringer Güllebelastung (1991: in 0-30 cm Bodentiefe $C_T=2,17 \%$, $N_T=0,21 \%$). Bei den Ernten erfolgte eine Auftrennung in die Fraktionen grüner Sproß sowie abgestorbene stehende und liegende Pflanzensubstanz (im folgenden als "Streu stehend" = Streu st. und "Streu liegend" = Streu l. bezeichnet), unterteilt in die einzelnen Jahrgänge von 1991-1994. In allen Fraktionen wird nach Trocknung bei $105 \text{ }^\circ\text{C}$ mit einem Elementaranalysator (LECO) der C_T - und N_T -Gehalt bestimmt (noch nicht abgeschlossen).

Ergebnisse und Diskussion

Auf der Parzelle dominierten 1991 *Chenopodium*- und *Atriplex*-Arten. 1992 und 1993 setzte sich *Atriplex nitens* durch, daß 1994 von *Artemisia vulgaris* abgelöst wurde. Das Maximum der Primärproduktion lag im allgemeinen im August. Der Aufwuchs betrug in den 4 untersuchten Jahren zwischen 1400 und 2300 g TM/m^2 (Abb. 1). Damit wurden ca. $30\text{-}40 \text{ g N/m}^2$ (= $300\text{-}400 \text{ kg N/ha}$) aufgenommen (Abb. 3). Die Streubildung setzte mit dem Blattfall ein und erreichte durch das Absterben des Bestandes nach dem 1. Frost im Oktober/November einen Höhepunkt (Abb. 1, 2). Die Stickstofffreisetzung aus der Streu geschieht, verbunden mit dem Streuabbau, durch die 3 Teilprozesse N-Auswaschung aus der Streu durch Niederschläge, Abbau durch Bodentiere und Mineralisation durch Mikroorganismen (STÖCKLIN, GISI, 1985). Zwischen diesen Teilprozessen bestehen Wechselwirkungen. Die Witterung übt einen großen Einfluß auf den Streuabbau aus. Nach längerem Einfluß von Wind, Regen und Schnee brachen Teile der "stehenden Streu" um und gingen in die Fraktion "liegende Streu" über. Bis zum Frühsommer des darauffolgenden Jahres nahm die Streumenge langsam ab, um dann mit stärker werdendem Blattfall erneut anzusteigen (Abb. 2).

* UFZ, Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt

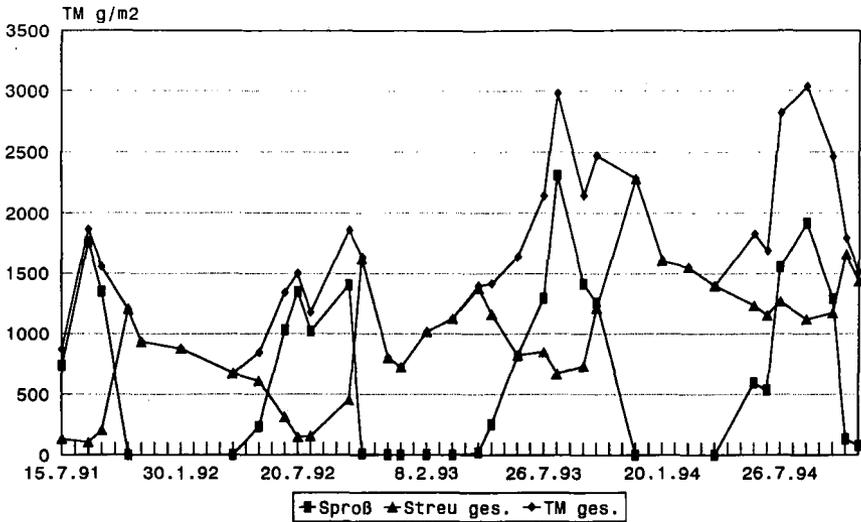


Abb. 1: Verlauf der Sproß- und Streubildung einer Ruderalzönose auf einer schwach güllebelasteten Lößschwarzerde

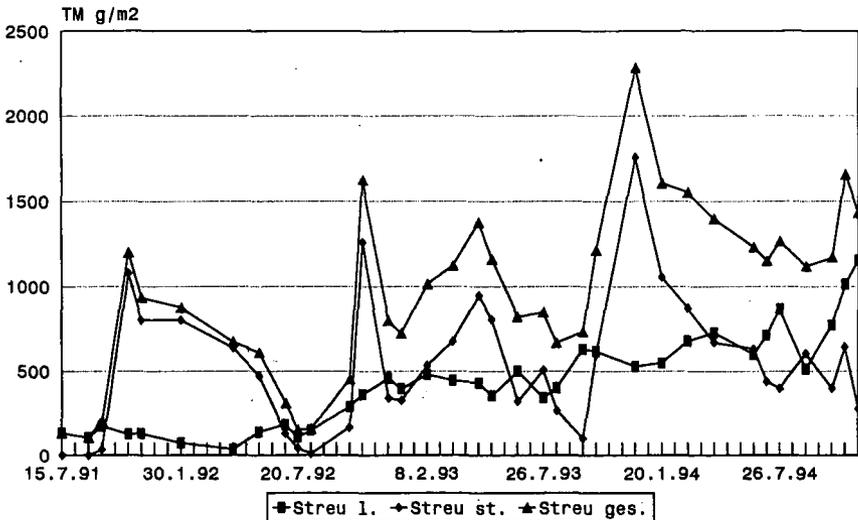


Abb. 2: Verlauf der Streubildung einer Ruderalzönose auf einer schwach güllebelasteten Lößschwarzerde

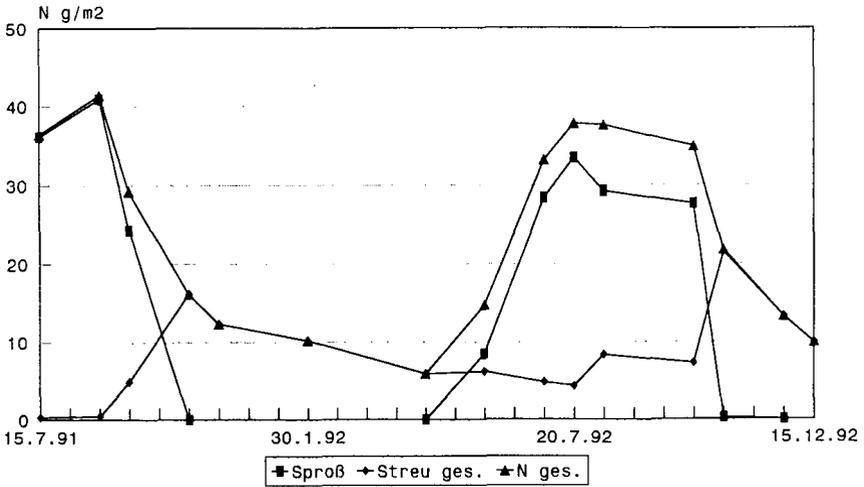


Abb. 3: Verlauf der N-Menge in Sproß und Streu einer Ruderalzönose auf einer schwach güllebelasteten Lößschwarzerde

Tab. 1: C- und N-Gehalte sowie C/N-Verhältnis der Pflanzenfraktionen einer Ruderalzönose aus dem Jahr 1991 auf einer schwach güllebelasteten Lößschwarzerde

	Sproß			liegende Streu			stehende Streu		
	C%	N%	C/N	C%	N%	C/N	C%	N%	C/N
15.7.91	34,42	4,92	7,0	26,69	2,22	12,0			
3.9.91	40,58	2,32	17,5	29,71	2,07	14,4			
7.10.91	41,70	1,80	23,2	33,01	2,33	14,1	39,81	2,59	15,4
5.11.91				37,55	2,63	14,3	42,30	1,19	35,5
3.12.91				36,89	2,81	13,1	44,24	1,07	41,3
30.1.92				39,03	2,70	14,5	45,20	1,03	43,9
8.4.92				36,73	2,45	15,0	46,06	0,79	58,3
26.5.92				35,10	1,55	22,6	46,43	0,82	56,6
23.6.92				38,70	1,51	25,6	45,70	0,87	52,5
20.7.92				42,71	1,23	34,7	45,87	0,87	52,7
20.8.92				41,09	1,54	26,7	45,81	0,81	56,6
29.9.92				39,05	1,49	26,2	45,00	0,68	66,2
27.10.92				43,40	1,03	42,1	44,74	0,60	74,6
25.11.92				44,61	1,14	39,1			
15.12.92				44,81	1,51	29,7			

Der Gesamtstreuverrat wuchs seit 1991 kontinuierlich an (Abb. 2). Dieser Trend wird solange anhalten, bis sich Streubildung und -abbau im Gleichgewicht befinden. Die untersuchte Parzelle wies 1994 im Mittel aller Probenahmen über 1200 g TM/m² (= 120 dt TM/ha) Gesamt-Streu auf, davon waren ca. 50 % "liegende" und ca. 50 % "stehende Streu". Werden die N-Gehalte von 1991/92 zugrunde gelegt, sind in dieser Streu mindestens 200 kg N/ha gebunden. Durch die anhaltende Streuakkumulation ist diese Dauerbrache - zeitlich begrenzt - auch als C-Senke zu betrachten.

Innerhalb der Pflanzenfraktionen kam es während des Abbaus zu starken Veränderungen im C/N-Verhältnis. Durch das allmähliche Abfallen der im Vergleich zum Stengel stickstoffreicheren Blätter von *Atriplex nitens* wies die "stehende Streu" ein weiteres C/N-Verhältnis als der Sproß auf. Die sich anschließende starke Aufweitung des C/N-Verhältnisses in der "stehenden Streu" von 15 auf 66 bei nur schwach steigendem C-Gehalt, aber stark fallendem N-Gehalt zeigt, daß schon aus dem stehenden Material und über längere Zeiträume erhebliche N-Mengen ausgewaschen werden müssen (Tab.1; SAUERBECK, MERBACH, 1995). Fällt die Streu zu Boden, setzt sich der N-Auswaschungsprozeß fort. Gleichzeitig beginnt der Abbau durch Bodentiere und Mikroorganismen, die Kohlenstoff veratmen. Das ist neben dem höheren Anteil N-reicher Blätter eine Ursache für das engere C/N-Verhältnis der "liegenden Streu" im Vergleich zur "stehenden Streu". Es bleibt in der "liegenden Streu" monatelang relativ eng und konstant bei 14, wobei sowohl der C- als auch der N-Gehalt ansteigen. Erst als im Mai 1992 die "stehende Streu" mit einem sehr weiten C/N-Verhältnis zusammenbrach und in die Fraktion "liegende Streu" desselben Jahrganges einging, weitete sich ihr C/N-Verhältnis allmählich auf. Dicke Pflanzenstengel, die erst nach einem langen Auslaugungsprozeß Bodenkontakt bekommen, lassen sich teilweise noch nach mehreren Jahren in der "liegenden Streu" nachweisen.

Diese Untersuchungen lassen erste Aussagen zur C/N-Dynamik in den Streufraktionen zu. Detailliertere Erkenntnisse zum Anteil der einzelnen Teilprozesse sowie zum weiteren Verbleib des freigesetzten N müssen in Modellversuchen gewonnen werden (SAUERBECK, MERBACH, 1995). Außerdem muß der Einfluß der Pflanzeninhaltsstoffe auf den Abbauverlauf geklärt werden.

Zusammenfassung

Segetal- und Ruderalzönosen können eine erhebliche Primärproduktion hervorbringen. Im Lauchstädter Bracheversuch wurden 140-230 dt TM/ha Sproß gebildet. Damit wurden 300-400 kg N/ha aufgenommen. Auch nach 4 Jahren Brache bestand noch kein Gleichgewicht zwischen Streubildung und Streuabbau. Der Streuverrat stieg auf über 120 dt TM/ha an, davon waren 50 % "liegende" und 50 % "stehende Streu". In dieser Streu sind über 200 kg N/ha gebunden. Die N-Auswaschung hat einen großen Anteil an der N-Freisetzung aus der Streu. Detailliertere Erkenntnisse zur C/N-Dynamik in der Streu müssen in Modellversuchen gewonnen werden.

Literatur

- ALKÄMPER, J. (1988): Unkräuter als Brachekultur. PflKrankh. PflSchulz. Sonderheft XI. 197-202
SAUERBECK, G.: I. MERBACH (1995): Teilprozesse der Stoff- und N-Dynamik in der Streuaufgabe und im Oberboden auf Sukzessionsbrachen. Mittteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. im Druck
SCHMIDT, W. (1984): Der Einfluß des Mulchens auf die Entwicklung von Ackerbrachen - Ergebnisse aus 15jährigen Dauerbeobachtungsflächen. Natur und Landschaft 59, 47-55
SCHREIBER, K. F.: J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. Münstersche Geographische Arbeiten 20, 11-153
SCHULZ-BEHREND, V. (1986): Der Stickstoffhaushalt eines Ruderalstandortes als Grundlage der Beurteilung von Ökosystem-Veränderungen. Diss. Bremen
STÖCKLIN, J., GISI, U. (1985): Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen. Münstersche Geographische Arbeiten 20, 101-109

Diese Arbeit wurde durch das BMFT gefördert.

¹⁵N-Freisetzung durch Weizenwurzeln in einem sandigen Boden Nordostdeutschlands

von

Merbach, W., E. Reining und G. Knof*

In der Kontaktzone zwischen Wurzeln und Boden (Rhizosphäre) laufen bekanntlich intensive Wechselwirkungen zwischen Pflanzen, Mikroorganismen und Bodenbestandteilen ab, die große Bedeutung für die Entwicklung, die Gesundheit und den Ertrag der Pflanzen besitzen (Lit. bei CURL u. TRUELOVE 1986, MERBACH et al. 1990). In diesem Zusammenhang spielen **wurzelbürtige organische Verbindungen** eine essentielle Rolle, da sie Löslichkeit, Sorption und Transport von Nähr- und Schadelementen (DINKELLAKER et al. 1989, MENCH et al. 1987, MERBACH 1985), den Umsatz organischer Verbindungen (CLARHOLM 1985) sowie die Aktivität und den "turnover" von Mikroorganismen (JAGNOW 1987) beeinflussen. Das Verständnis dieser Interaktionen könnte neue, ökologisch orientierte Wege zur Beeinflussung von Ertragsbildung, Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenkrankheiten eröffnen. Davon ist man aber zur Zeit noch weit entfernt. Bis vor kurzem fehlten sogar noch verlässliche Daten über die **Menge und Zusammensetzung der von den Wurzeln in den Boden abgegebenen organischen Substanzen**. Während hinsichtlich der C-Freisetzung in den letzten Jahren Kenntnisfortschritte erreicht worden sind (HELAL u. SAUERBECK 1989, MERBACH et al. 1992), liegen (abgesehen von Einzelanalysen in (meist sterilen) Agar- und Nährlösungskulturen) für die **wurzelbürtige N-Freisetzung unter Bodenbedingungen** bis heute **praktisch keine verlässlichen Aussagen vor**. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur Abhilfe leisten.

Material und Methoden

Für die Versuche wurde das natürliche Pflanzensubstrat, der Boden, verwendet. Um den **durch die Wurzeln abgegebenen N von dem bereits vorher im Boden befindlichen N zu unterscheiden, kam ¹⁵N zum Einsatz**.

Als Versuchsobjekt diente Sommerweizen (*Triticum aestivum* L.) der Sorte "Mario". Die Pflanzen wurden in sog. Doppelkompartimentgefäßen (gasdichte Trennung von Wurzel- und Sproßraum, vgl. MERBACH 1992) mit 350 g **Müncheberger Boden (anlehmgiger Sand, albic luvisol)** bei 60% der maximalen Wasserkapazität herangezogen. Als Grunddüngung kamen (bezogen auf 1 kg Versuchsboden) zum Ansatz: 110 mg N als NH_4NO_3 , 95 mg P als $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 240 mg K als K_2SO_4 , 54 mg Mg als $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 2 mg Fe als 5%ige FeCl_3 -Lösung und 0,18 ml A-Z-Lösung nach HOAGLAND (a+b).

Als ¹⁵N-Applikationsmethode diente eine **¹⁵NH₃-Sproßbegasung**, da sich in früheren Versuchen herausgestellt hatte, daß Pflanzen signifikante N-Mengen aus diesem Gas absorbieren können (JANZEN u. BRUINSMA 1989, MERBACH et al. 1992). Der Weizen wurde ab Bestockungsstadium 6 mal in 4-tägigen Abständen für die Dauer von jeweils 6 h mit ¹⁵NH₃ begast. Die Herstellung des ¹⁵N-haltigen Gases erfolgte durch Einleitung von gelöstem (¹⁵NH₄)₂SO₄ (95 at-% ¹⁵N_{exc.}) in NaOH (methodische Einzelheiten vgl. bei MERBACH et al. 1992). Diese NH₃-Konzentrationen waren in Vorversuchen nicht phytotoxisch (vgl. MERBACH et al. 1992).

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Ökophysiologie der Primärproduktion, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

Zum Zeitpunkt des Schossens wurden die Pflanzen geerntet, mechanisch in Sproß und Wurzeln getrennt, bei 60 °C bis zur Massekonstanz getrocknet (Trockenmasse-Feststellung!) und fein vermahlen. Das Bodenmaterial erfuhr die gleiche Vorbehandlung. Sowohl in den Pflanzenteilen als auch im Boden wurden N und ¹⁵N bestimmt (FAUST et al. 1981). Desweiteren erfolgte eine erste Grobauftrennung der durch die Wurzeln freigesetzten ¹⁵N-Verbindungen (KCl-Extraktion sowie Säurehydrolyse mit 6 N HCl am Rückfluß). Der KCl-Extrakt wurde auf NH₄⁺ und NO₃⁻, das Hydrolysat auf Ammonium, Hexosamin und Aminosäuren untersucht, wobei die üblichen Wasserdampfdestillationsmethoden zur Anwendung gelangten (BREMNER 1965, BREMNER u. KEENEY 1966).

Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 weist aus, daß die Weizenpflanzen **beträchtliche N-Mengen** (4,9 bis 5,6 % des im Gesamtsystem befindlichen ¹⁵N bzw. 5,1 bis 6,1 % des in die Pflanzen eingebauten ¹⁵N) **in den Boden abgeben** hatten. Diese Werte unterschreiten deutlich die N-Freisetzungsraten, die JANZEN u. BRUINSMA (1989) nach NH₃-Begasung von Weizen gefunden haben. Eine Interpretation ist aber derzeit wegen des Fehlens von Literaturbefunden nicht möglich. Immerhin erreichen die hier vorgestellten Freisetzungswerte praktisch signifikante Größenordnungen. Legt man z. B. eine Nettoabgabe von 6 % des in den Pflanzen befindlichen ¹⁵N (vgl. Tab. 1) zugrunde, so ergäben sich bei einem angenommenen N-Entzug des Weizens von 250kg*ha⁻¹*a⁻¹ (Korn, Stroh und Wurzeln) ca. 15 kg N*ha⁻¹*a⁻¹, die während der Vegetationszeit in den Boden freigesetzt würden. Diese Kalkulationen werden gestützt durch Schätzungen von BIONDINI et al. (1988), wonach Präriegräser jährlich 7 bis 10kgN*ha⁻¹*a⁻¹ durch ihre Wurzeln in das Substrat abgeben.

Tabelle 1:

¹⁵N-Verteilung im System Pflanze-Boden bei Weizenpflanzen nach ¹⁵NH₃-Begasung der Sprosse

Zwischen Bestockung und Schossen 6*6 h NH₃-Begasung (jeweils 4 h), 3 Pflanzen je Gefäß, Mittel aus 3 Gefäßen, ¹⁵N-Abundanz des NH₃ 95 at-% ¹⁵N_{exc.} Substrat: anlehmiger Sandboden. Unterschiede zwischen den Varianten nicht signifikant (Varianzanalyse, TUKEY-Test)

Meßgröße (jeweils mg ¹⁵ N pro Gefäß)	100 ppm ¹⁵ NH ₃ -N	200 ppm ¹⁵ NH ₃ -N
¹⁵ N im System	2,45 (100)	3,49 (100)
¹⁵ N im Sproß	2,14 (87,4)	3,02 (86,6)
¹⁵ N in Wurzeln	0,19 (7,7)	0,27 (7,7)
¹⁵ N im Boden (primär wurzelbürtig)	0,12 (4,9)	0,20 (5,6)
%-Anteil des wurzelbürtigen ¹⁵ N am ¹⁵ N in der Pflanze	5,1	6,1

Tabelle 2 zeigt das Ergebnis einer (vorläufigen und noch unvollständigen) stofflichen Teilcharakterisierung der im Boden zu Versuchsende vorgefundenen ¹⁵N-Verbindungen. Der größte Teil des von den Pflanzenwurzeln "abgeschiedenen" ¹⁵N fand sich in der Fraktion des **hydrolysierbaren organischen N** und lag dort nach der Säurehydrolyse mit 6N HCl vor allem als Aminosäure- und NH₄⁺-N vor (Zeilenblock 3). Dies findet eine gewisse Parallele in Versuchen von MARTIN 1977, bei denen nach ¹⁴CO₂-Begasung ca. 17 % des ¹⁴C in dieser Fraktion (als AS-¹⁴C) gefunden wurden. Im KCl-Extrakt (vor allem Fraktionen der **löslichen und austauschbaren anorganischen N-Verbindungen**) wurden 3 bis 9 % des Gesamt-Boden-¹⁵N nachgewiesen (Zeilenblock 2); davon etwa ein Drittel als Nitrat und zwei Drittel als Ammonium.

Die vorgelegten Untersuchungen sollten durch weitere stoffliche Fraktionierungen im Sinne einer **vollständigen Bilanzierung** der (primär) wurzelbürtigen ^{15}N -Verbindungen ergänzt werden.

Tabelle 2:

Verteilung des von Weizenpflanzen in den Boden abgegebenen ^{15}N auf einzelne Boden-N-Fractionen nach $^{15}\text{NH}_3$ -Begasung der Sprosse

Methodische Details siehe Tabelle 1. Zwischen den beiden Varianten keine signifikanten Unterschiede

Boden-N-Fraktion ($\mu\text{g } ^{15}\text{N}/\text{Gefäß}$)	$^{15}\text{NH}_3$ -Begasung der Sprosse			
	100 ppm NH_3 -N		200 ppm NH_3 -N	
1 Gesamt- ^{15}N im Boden ¹⁾	120	(100)	200	(100)
2 KCl-Extrakt (2M) davon	5,4	(100)	6,0	(100)
NO ₃ ⁻ -N	1,8	(33)	2,0	(33)
NH ₄ ⁺ -N	3,6	(67)	4,0	(67)
3 6NHCl-Hydrolysat davon	85,2	(100)	130,1	(100)
NH ₄ ⁺ -N	23,7	(28)	28,4	(22)
Hexosamin-N	4,2	(5)	10,7	(8)
Aminosäure-N	28,1	(33)	45,6	(35)
4 Σ KCl+HCl-Extrakte	90,6	(75,5)	136,1	(68,0)

¹⁾ vgl. Tabelle 1

Zusammenfassung

In Gefäßversuchen mit Boden wurde am Beispiel von Weizenpflanzen die ^{15}N -Verteilung im System Pflanze-Boden nach einer $^{15}\text{NH}_3$ -Begasung untersucht. Dabei ergaben sich folgende Resultate:

1. Die Weizenpflanzen nahmen etwa 15 bis 30 % des ^{15}N -Angebots auf. Davon inkorporierten sie unter nicht sterilen Bedingungen ca. 85 % in die Sprosse und 7 bis 8 % in die Wurzeln. 5 -6 % des aufgenommenen ^{15}N wurden in den Boden abgegeben (Wachstumsstadien: Bestockung bis Schossen). Dies entspricht etwa $15 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Damit liegt die Netto-Wurzel-N-Abgabe zwar niedriger als die Wurzel-C-Abgabe, doch ergeben sich beim C nach Abzug der schnellen Exsudatveratmung mit 3 - 8 % der Netto-C-Fixierung ähnliche relative Größenordnungen (vgl. Lit. MERBACH et al. 1992).

2. Eine erste stoffliche Grobfractionierung ergab, daß unter unsterilen Verhältnissen 60 bis 70 % der (primär) wurzelbürtigen N-Verbindungen im hydrolysierbaren organischen N-Pool (vornehmlich als Aminosäure- und NH_4^+ -N nach Säurehydrolyse) und weitere 3 bis 8 % in der Fraktion der löslichen und austauschbaren anorganischen N-Verbindungen (KCl-Auszug; davon ein Drittel als NO_3^- -N) wiedergefunden wurden.

Dank:

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung dieser Untersuchungen.

Literatur

1. Biondini, M.; Klein, D.A.; Redente, E.F. (1988): Carbon and nitrogen losses through root exudation by *Agropyron cristatum*, *A. smithii* and *Bouteloua gracilis*, *Soil Biol. Biochem.* **20**, 477 - 482
2. Bremner, J.M. (1965): Organic forms of nitrogen. In: Black, C.A. (ed.): *Methods of soil analysis, part 2: Chemical and microbial properties*. Amer. Soc. Agronomy Incorp. Madison, Wisconsin
3. Bremner, J.M.; Keeney, D.R. (1966): Determination and isotope ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 3. Exchangeable ammonium, nitrate und nitrite by extraction - distillation methods. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **30**, 577 - 582
4. Clarholm, S. (1985): Possible roles for roots, bacteria, protozoa, and fungi in supplying nitrogen to plants, *Ecological interactions in soil*, Oxford, pp. 355 - 365
5. Curl, E.A.; Truelove, B. (1986): *The Rhizosphere*. Springer Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo
6. Dinkellaker, B.; Römheld, V.; Marschner, H. (1989): Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of white lupin (*Lupinus albus* L.), *Plant Cell Environment* **12**, 285 - 292
7. Faust, H.; Bornhack, H.; Hirschberg, K.; Jung, K.; Junghans, P.; Krumbiegel, P. (1981): ¹⁵N-Anwendung in der Biochemie, Landwirtschaft und Medizin. - Eine Einführung, Schriftenreihe Anwendung von Isotopen und Kernstrahlungen in Wissenschaft und Technik, Isocommerz Berlin Nr. 5, 1 - 93.
8. Helal, H.M.; Sauerbeck, D. (1989): Carbon turnover in the rhizosphere. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**, 211 - 216
9. Jagnow, G. (1987): Inoculation of cereal crops and forage grasses with nitrogen - fixing rhizosphere bacteria. Possible causes of succes and failure with regard to yield response. - A review, *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **150**, 361 - 368
10. Janzen, H.H.; Bruinsma, Y. (1989): Methodology for the quantification of root and rhizosphere nitrogen dynamics by exposure of shoots to N-labelled ammonia, *Soil Biol. Biochem.* **21**, 189 - 196
11. Martin, J.K. (1977): Factors influencing the loss of organic carbon from wheat roots, *Soil Biol. Biochem.* **9**, 1 - 7
12. Mench, M.; Morel, J.L.; Guckert, A. (1987): Metal binding properties of high molecular weight soluble exudates from maize (*Zea mays* L.) roots, *Biol. Fertil. Soils (Berlin)* **3**, 165 - 169
13. Merbach, W. (1985): Pflanzliche Aluminiumtoleranz und ihre möglichen Ursachen, Mengen- und Spurenelemente (Leipzig) **5**, 367 - 374
14. Merbach, W. (1992): Carbon balance in the system plant-soil. In: Kutschera, L. et al. (eds): *Root ecology and its practical applications*, Verein für Wurzelforschung Klagenfurt, pp. 299 - 301
15. Merbach, W.; Augustin, J.; Reining, E. (1992): ¹⁵N-Aufnahme und -Verteilung in Winterweizen aus ¹⁵NH₃, Mengen- und Spurenelemente (Jena, Leipzig) **12**, 238 - 242
16. Merbach, W.; Knof, G.; Miksch, G. (1990): Quantifizierung der C-Verwertung im System Pflanze-Rhizosphäre-Boden, *Tag.-Ber. Akad. Landw.-Wiss. Berlin* **295**, 57 - 63

Waldbodenrestaurierung in Verbindung mit Vollumbruch - Initial- effekte von Versuchen in der Wingst

von

Meyer, M.

1. Ausgangssituation

Die untersuchten Flächen liegen im Revier Westerberg (Abt. 28 b2, Fichte im Reinbestand) des Privatforstbetriebes Wingst zwischen Cuxhaven und Stade in einer waldarmen Region (< 10% Waldfläche). Aus der umgebenden, durch Intensivviehhaltung geprägten Landschaft, die teilweise unterhalb des Meeresspiegels liegt, erhebt sich der Westerberg mit 63 ü. NN. Das Klima ist ausgeprägt atlantisch: im Wuchsgebiet Wesermünder Geest fallen im Mittel 760 mm Jahresniederschlag, davon 49% von Mai bis September. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 8,5 °C bei 75 Frost- und über 50 Nebeltagen im Jahr. Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind mit Flugsand überlagerte Ablagerungen aus Schmelzwassersanden eines Vorläufers des Warthe-Stadiums der Saale-Eiszeit. Fein- und Mittelsand herrschen vor, die Sorptionskraft ist wegen der nicht nennenswerten Verlehmung (Tongehalt max. 7%) sehr gering. Als Bodentypen haben sich Podsole entwickelt mit einer morphologisch deutlich erkennbaren Steinsohle in 20-30 cm Tiefe mit dunklen Huminstoff- und Sequioxidüberzügen. Diese besitzt die höchste Austauschkapazität (75 $\mu\text{mol}_c/\text{g}$) und den höchsten C-Gehalt (3,6%) aller 10cm-Stufen bis 100 cm Mineralbodentiefe. Die Anteilsumme von H+Al+Mn+Fe an der AKe liegt bis 100 cm Tiefe zwischen 73 und 93%. Der größere homogene Fichten-Altbestand (1987 92jährig) der Abt. 28 wurde seit 1983 durch das Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen untersucht und ist heute eine der Monitoringflächen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Der Bestand wies zum Zeitpunkt der Restaurationsmaßnahmen (1987) bei der Waldschadensansprache einen Schadanteil an den Stufen 2-4 von 73% auf, während der Mittelwert für Niedersachsen zum gleichen Zeitpunkt bei über 60j. Fichte bei 39% lag (Bruns und Nagel, 1990; Büttner, 1992). Starke Schäden an den Kronen äußerten sich vor allem in Nadelverlusten nach Verbrennung. Seit über 25 Jahren treten Wuchsanomalien und Zuwachsdpressionen auf, die nicht klimatisch bedingt sind (Lorenz und Eckstein, 1988). Hohe Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft (1983 über 80 kg N/ha als Gesamtdeposition), davon etwa 2/3 in Form von Ammoniumsulfat aus Nah- und Ferntransport, führen zu einer starken Säurebelastung des Standortes. Für die Abt. 28 wurde eine Gesamtsäurebelastung von 5.9 kmol_c/ha berechnet. Angesichts der sich stark auflösenden Bestandesteile bot sich die Gelegenheit, die Initialwirkungen einer Restaurationsmaßnahme zur Neubegründung eines stabileren Waldökosystems in Verbindung mit einem Vollumbruch zu erfassen.

2. Methoden

Nach dem Abtrieb des Bestandes wurden auf einer etwa 0,8 ha großen Fläche fünf Parzellen angelegt. Die Kronen wurden kleingeschnitten. Schnittgut, Reisig und Wurzelstücker verblieben auf den Parzellen. Anschließend wurden Kalk und Dünger teils manuell, teils maschinell ausgebracht. Danach wurden die Varianten mit Ausnahme der Kontrolle D0 nach dem Auricher Kuhlverfahren (Maschner, 1985) mit einem Bagger bis 1 m Tiefe umgebrochen. Durch dieses Verfahren wird die organische Substanz in Schrägstreifen, die von der Grabensohle bis an die Oberfläche reichen (O_2 -Zutritt möglich), mit dem Mineralboden wechschlagend vermischt. Es wurden ein gemahlener Dolomit (44% MgCO_3), 30/10er Kali, Thomasmehl mit 15% P_2O_5 und ein gemahlenes montmorillonitisches Tonmineral mit der Bezeichnung "GB 70" eingesetzt. Für die angestrebte Restaurationswirkung wurden ein Ziel-pH von 5,0 und eine Basensättigung von 50% vorgegeben und danach die zuzuführende Kalkmenge errechnet. Anschließend wurden die Flächen mit forstbetriebseigenen dreijährigen Douglasien im Verband 3x1 m sowie einzelnen 10x10 m großen Buchen-Horsten (1x1 m) bepflanzt. Als Hilfspflanze wurde Ölrettich (*Raphanus sativus oleiformis*) 1987 bis 1990 jeweils im Mai/April (12 bis 79 kg Saatgut/ha) ausgebracht. Gelbsenf wurde wegen Nichtauflaufens nach 1987 nicht mehr eingesetzt. Folgende Parzellen wurden angelegt:

Parzelle	Dolomit	Thomas- mehl	Kali- magnesia	Tonmine- ral GB 70	Umbruch	Hilfspflanzen
	t/ha	kg/ha	kg/ha	t/ha		-
D0	-	-	-	-	-	-
D1	15	1330	-	-	ja	Ölrettich/Gelbsenf
D2	15	1330	323	-	ja	Ölrettich/Gelbsenf
D3	-	-	-	-	ja	Ölrettich/Gelbsenf
D4	15	1330	-	87,8	ja	Ölrettich/Gelbsenf

	Ca	Mg	K	P
D1	3600	1890	20	90
D2	3600	1900	100	90
D4	4530	2010	30	> 90

Die Bodenlösung wurde in 10, 30 und 100 cm diskontinuierlich mittels keramischer Saugkerzen gewonnen und institutsüblich (Meiwes et al., 1984) analysiert. Organische Proben wurden im Druckaufschluß mit HNO₃ aufgeschlossen (Heinrichs et al., 1989). Viertelstündige Saugspannungsmessungen gingen in die Berechnungen des Wasserhaushaltsmodells (Manderscheid 1990, 1991) ein. Volumengerechte Bodenproben wurden von der Kontrolle (D0) und zweieinhalb bis drei Jahre nach dem Umbruch von den Varianten D1 und D4 zur Bestimmung der AKe entnommen. Für die Untersuchungen zum Wuchsverhalten der Jungpflanzen (Kühnhold, 1991) wurden zwei Vollaufnahmen durchgeführt und 1988/89 insgesamt 60 Douglasien und 30 Buchen vorsichtig ausgegraben, vermessen und zur Wägung in Kompartimente getrennt.

3. Ergebnisse

Der Bodenzustand vor der Restauration ist gekennzeichnet durch eine tiefreichende Versauerung. Bis in 1 m Tiefe ist eine NH₄Cl-austauschbare Säure-Äquivalentmenge von 190 kmol_c/ha gespeichert (86,7% der gesamten NH₄Cl-aust. Kationen). Die Versauerungsfront (80% Mb-Kationen am Austauscher, Malessa und Ulrich, 1989) konnte bei einer Tiefbohrung bis 10 m nicht ermittelt werden (Büttner, 1992). Es wurden jedoch Einzelproben gefunden, die über 80% Ca, über 20% Mg und über 10% K am Austauscher aufwiesen und damit durchaus auf auch in sorptionsschwachen Böden ursprünglich vorhandene höhere Basensättigungen hinweisen.

	D0	D1	D4
0-10 cm	0,27	0,45	0,21
10-20 cm	0,16	0,40	0,15
20-30 cm	0,07	0,60	0,18
30-40 cm	0,09	0,46	0,27
40-50 cm	0,15	0,35	0,92
50-60 cm	0,14	0,87	0,50
60-70 cm	0,14	0,46	0,34
70-80 cm	0,16	0,45	0,23
80-90 cm	0,23	0,45	0,31
90-100 cm	0,18	0,43	0,22

Die Tab. 3 zeigt, daß die Anteile der Mb-Kationen (Ca+Mg+K+Na) an der AKe nach der Restauration auf D1 und D4 stark anstiegen, besonders im Bereich 40-60 cm. Auch die absolute Höhe der AKe stieg durch die Bearbeitungen an: während sie bei der Kontrolle bis 1 m Tiefe etwa 210 kmol_c/ha beträgt, sind es bei D1 330 und bei D4 393 kmol_c/ha. Zudem verlaufen die Kurven der kumulativen Tiefengradienten der AKe bei D1 und D4 flacher, die Verteilung der Austauscherplätze über die Tiefe ist also gleichmäßiger. Die bei D4 gegenüber D1 erhöhte AKe-Summe bis 1 m Tiefe entspricht fast genau der AKe des zusätzlich applizierten Tonminerals

GB 70. Während vor der Bearbeitung bis 60 cm der Aluminium-Pufferbereich dominiert, liegen -bei stark inhomogener Verteilung- über 84% von 300 pH(H₂O)-Messungen über dem Grenzwert von 4,2 und damit mindestens im Austausch-Pufferbereich, bei der pH(KCl)-Messung an denselben Proben immerhin noch 43%. Wie die Auswertung der Bodenproben mit einem C-Gehalt von > 3,6% (Maximalwert vor der Bearbeitung) ergab, erfolgte die Einnischung des humosen Materials bis in 90 cm Tiefe mit einem Schwerpunkt zwischen 10 und 50 cm Tiefe.

Die Bodenlösung zeigt über den gesamten Beobachtungszeitraum eine starke raum-zeitliche Heterogenität bei den bearbeiteten Varianten. Eine erhöhte Nitrat-N-Konzentration im Output (1 m Tiefe) in den ersten Monaten nach der Bearbeitung weisen zwar alle bearbeiteten Varianten auf, bei D1, D2 und D4 nähern sich die Werte aber nach etwa 18 Monaten denen der Kontrolle D0. Lediglich die NO₃-N-Konzentrationen der nur umgebrochenen Variante D3, auf der sich keine nennenswerte nitratzehrende Bodenflora entwickelte, zeigte etwa 35 Monate lang deutlich über der Kontrolle liegende Werte. Mit Jahres-Medianen zwischen 1200 und 2,8 mmol_c SO₄-S/L liegt die mit zusätzlich K/Mg-Salz gedüngte Parzelle D2 in 1 m Tiefe deutlich über denen der Kontrolle bzw. denen der übrigen Varianten (0,3 bis 0,8 [D0] bzw. 0,4 bis 1,8 mmol_c SO₄-S/L). Die Jahres-Mediane des Aciditätsgrades (Anteile der M_a-Kationen an der Kationensumme) in 1 m Tiefe liegen bei der Kontrolle zwischen 39 und 55, bei D3 zwischen 51 und 63 und bei D1, D2 und D4 zwischen 20 und 38. Hierin kommt die Verdrängung der Ma-Kationen durch erhöhte Anteile von Ca und Mg in der Bodenlösung deutlich zum Ausdruck.

Die Ökosystembilanzen der beiden komplett erfaßten Jahre 1988 und 1989 wurden über die Differenzen zwischen Gesamtdeposition und Sickerwasseraustrag (Systemgrenze 1 m Bodentiefe) ermittelt und aufsummiert, um die Initialeffekte der Bearbeitung besser beurteilen zu können. Die Tab. 4 enthält den Vergleich zwischen der nur umgebrochenen, ungedüngten Variante (D3) gegenüber der Kontrolle (D0). Die Bilanzen sind für alle erfaßten Elemente negativ, es findet also ein Netto-Austrag statt. Als besonders ungünstig ist die Wirkung des alleinigen Umbruchs auf den Nitrataustrag zu bewerten.

Tab. 4: Auswirkungen des Umbruchs auf die Ökosystembilanzen (Σ 1988+1989) von M_a- und M_b-Kationen, Al, NO₃-N, SO₄-S und C total (Vergleich D0 = 100)

	M _b -Kationen	M _a -Kationen	Al	NO ₃ -N	SO ₄ -S	C total
D0	100	100	100	100	100	100
D3	242	311	238	616	114	244

Die in Tab. 5 wiedergegebenen relativen Bilanzen veranschaulichen die Wirkung zusätzlicher Kalkung/Düngung und Tonmineralzugabe auf den Umbruch: zwar werden die Austräge an M_b-Kationen erhöht, entscheidend ist aber die sehr stark reduzierte Belastung des Sickerwassers mit M_a-Kationen und Nitrat-N bei den Varianten D1, D2 und D4. Als problematisch ist bei der K/Mg-Variante D2 der stark erhöhte Sulfat-S-Austrag (80% der Anionensumme) zu bewerten, der mit einer gegenüber den Varianten D1 und D4 erhöhten Al- und Nitrat-Belastung einhergeht. Die auf D2 ausgebrachte K-Menge ist nach gut zwei Jahren bereits zur Hälfte wieder ausgewaschen. Insgesamt weisen die gekalkten Flächen gegenüber der Kontrolle D0 1988 noch bis zu 63, 1989 dagegen nur noch bis zu 6 kg NO₃-N/ha an zusätzlicher Sickerwasserfracht in 1 m Tiefe auf. Der alleinige Umbruch (D3) führte zu den höchsten Nitratverlusten aller Flächen (1988 105, 1989 59 kg NO₃-N/ha).

Tab. 5: Auswirkungen der Kalk-/Dünger-/Tonmineralzugabe auf die Ökosystembilanzen (Σ 1988+1989) von M_a- und M_b-Kationen, Al, NO₃-N, SO₄-S und C total (Vergleich D3 = 100)

	M _b -Kationen	M _a -Kationen	Al	NO ₃ -N	SO ₄ -S	C total
D3	100	100	100	100	100	100
D1	223	34	44	58	226	166
D2	176	68	77	26	386	69
D4	122	33	41	56	110	104

Hinsichtlich der bodenchemischen Parameter sind die erwünschten Änderungen durch die Restaurationsmaßnahmen eingetreten: die Verluste, die zusätzlich gegenüber der Kontrolle an Stickstoff, Kohlenstoff und

Mb-Kationen eintraten, sind gemessen am Vorrat bzw. an der Zufuhr dieser Elemente, moderat. Die Zuführung von Kalimagnesia führt nach rascher Auflösung zu einem Versauerungsschub, der mit erhöhten Austrägen an Sulfat, Aluminium und Kalium verbunden ist. Die Zugabe des Tonminerals GB 70 (D4) führt zu einem erhöhten NH_4Cl -lösl. Vorrat an Ca bzw. Mg (537 bzw. 34 kg/ha über 1 m Bodentiefe) gegenüber der Variante D1 (CaMgP). Die Wirkung der Tonmineralzugabe ist daher positiv zu werten. Die Verbesserung der Elastizitätsparameter (Basenanteile, Aciditätsgrad) führt bereits in der Initialphase der Restauration zu dem gewünschten Tiefenaufschluß des Bodens durch die Wurzeln der Douglassien (1990 auf D1 bereits bis zu 80 cm) und der Buchen. Diese Tiefendurchwurzelung fand sehr oft in den eingearbeiteten humosen Partien statt, die signifikant höhere Ca- und Mg-Vorräte aufwiesen. In dem sandigen Substrat wird auch die größere Wasserspeicherkraft des humosen Materials eine große Rolle für die stärkere Durchwurzelung spielen. Die Kalkung/Düngung bedingt bei allen Wachstumsparametern (Wurzeltiefgang, Höhenentwicklung, Nährstoffversorgung, Pflanzenausfälle; vgl. Kühnhold, 1991) eine deutliche Überlegenheit der Varianten D1, D2 und D4 gegenüber dem reinen Umbruch (D3) und erst recht der Kontrolle (D0). Auch blieb eine Vergrasung der Flächen im Gegensatz zur Parzelle D0 vollständig aus. Die sich relativ rasch entwickelnde Krautvegetation, die in den ersten Jahren vom Ötrettich (bis 2 m Höhe) beherrscht wurde, speicherte auf der Fläche D1 im Mittel der Jahre 1987 und 1988 in kg/ha N 32, K 32, Mg 7, P 6. Eine Verdämmung der Jungpflanzen wurde nicht festgestellt. Der Ötrettich froh mit dem ersten Frost um und zersetzte sich rasch. Selbstaussaat wurde festgestellt.

4. Fazit

Die Ergebnisse zeigen, daß eine Bodenrestauration umweltschonend und ohne nachhaltige Belastung des Sickerwassers auch auf schwierigen Standorten machbar ist. Auf Kahlschläge zum Zwecke der Restauration sollte nach Möglichkeit verzichtet werden. Die restaurativen Maßnahmen können aber bei großflächigen Bestandeszusammenbrüchen zur Anwendung kommen. Es ist bei der Abwägung der Risiken zu beachten, daß die Ziele einer Restauration, (die keine meliorative Funktion im Sinne einer Ertragssteigerung über ein ehemals vorhandenes natürliches Potential hinaus hat) auf Dauer angelegt sind. Die Instabilität von Beständen, die ohne eine tiefe Einbringung von Basizität auf tieferündig versauerten Standorten begründet werden, ist vorgezeichnet. Daher ist es gegebenenfalls durchaus vertretbar, für kleine Flächen und kurzzeitig Mehrausträge an Basen, Säuren, Kohlenstoff und Neutralsalzen hinzunehmen, um ein in der Reaktionsfähigkeit auf die Standort- und Umwelteinflüsse stabileres, elastischeres und standortgerechtes Waldökosystem auf einem sanierten Standort zu etablieren.

Das Projekt "Fallstudie Wingst II" wurde durch den Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft gefördert.

5. Literatur

- BRUNS, H.-H. ; NAGEL, J. (1990): Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1990 in Niedersachsen. Forst und Holz 22, 646-654.
- BÜTTNER, G. (1992): Stoffeinträge und ihre Auswirkungen in Fichtenökosystemen im nordwestdeutschen Küstenraum. Diss. Forstwiss. Fachbereich Univ. Göttingen
- HEINRICHS, H. ; KÖNIG, N. ; SCHULTZ, R. (1985): Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probelösungen aus Waldökosystemen. Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, 8.
- KÜHNHOLD, K. (1991): Reaktionen einer Buchen-Douglassien-Kultur auf verschiedene Düngungs- und Meliorationsmaßnahmen in der Wingst. Diplomarbeit Forstwissenschaftl. Fachbereich, Univ. Göttingen.
- LORENZ, M. ; ECKSTEIN, D. (1988): Wachstumsreaktionen von Einzelbäumen in Douglassien-, Fichten- und Kiefernbeständen in norddeutschen Waldschadensgebieten. Forst und Holz 1, 8-12.
- MALESSA, V. ; ULRICH, B. (1989): Beitrag zum Einfluß der Bodenversauerung auf den Zustand der Grund- und Oberflächengewässer. In: DVWK - Mitteilungen 17: Immissionsbelastungen des Waldes und seiner Böden - Gefahr für Gewässer? (zusammengestellt von H.-M. BRECHTEL).
- MANDERSCHIED, B. (1991): Die Simulation des Wasserhaushaltes als Teil der Ökosystemforschung. Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme Göttingen, Reihe B, Bd. 24, 211-241.
- MANDERSCHIED, B. (1990): Aufbau und ökologische Inhalte eines Forstlichen Informationssystems - Monitoring und Regionalisierung. Verhandlungen der Ges. f. Ökologie, (Weihenstephan), Bd. XX.
- MASCHER, E. (1985): Vollumbruch mit Bagger - Das "Kuhlen" hat viele Vorteile. Forst und Holz 12, 332-335.
- MEIWES et al. (1984): Die Erfassung des Stoffkreislaufes in Waldökosystemen - Konzept und Methodik. Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme Göttingen Bd. 7, 68-142.
- MEYER, M. (1992): Untersuchungen zur Restabilisierung geschädigter Waldökosysteme im norddeutschen Küstenraum (Fallstudie Wingst II). Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Bd. 94, 1-306.

Steuerung der Boden-Stickstoffdynamik nach Rotationsbrache

von

Einleitung

Mietkowski, C. und W. J. Horst*

Bei Einsatz von Leguminosen-Gras-Gemengen als Begrünungspflanzen auf stillgelegten Flächen kommt es zur Akkumulation großer N-Mengen im Aufwuchs. Nach Umbruch dieser Flächen werden in den Folgejahren größere N-Mengen wieder freigesetzt werden, die durch die Folgekulturen nicht ausgenutzt werden können. Dies trägt, besonders auf sandigen Böden mit niedrigem Wasser/Nährstoffspeichervermögen, zur Erhöhung der NO_3^- -Auswaschungsgefahr bei. Ziele der vorliegenden Arbeit waren eine quantitative Abschätzung des Gefährdungspotentials von Rotationsbrache im Hinblick auf NO_3^- -Einträge ins Grundwasser und die Ableitung von pflanzen- und ackerbaulichen Maßnahmen zur Steuerung des N-Haushaltes des Bodens auf sandigen Böden im Hinblick auf die Optimierung der Erträge einerseits und Verminderung von N-Verlusten andererseits.

Material und Methoden

Die Versuche wurden von Juli 1991 bis September 1993 in 2 ökologisch wirtschaftenden Betrieben auf 2 sandigen Standorten Estorf und Hassel, Landkreis Nienburg, nördlich von Hannover durchgeführt. Bei den Versuchsflächen handelte es sich um 1jährige Rotationsbrachen, begrünt mit Leguminosen-Gras-Gemengen. In den Versuchen wurde der Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen während der Brache (der Schlegelhäufigkeit und des Umbruchszeitpunkts) auf die N-Freisetzung und die N-Verwertung durch Folgekulturen (nach Herbstumbruch durch Wintergetreide, nach Frühjahrsumbruch durch Sommergetreide und Kartoffeln) über 2 Jahre nach dem Grünbracheumbruch untersucht. Alle Varianten waren in 4 Wiederholungen angelegt (Versuchsaufbau siehe Mietkowski Ch. und W.J. Horst, 1994).

In 6 bis 8wöchigen Abständen wurden die N_{\min} -Gehalte im Boden bis 200 cm Tiefe sowie die N-Aufnahme durch Pflanzen der Grünbrache und der Folgekulturen gemessen. Die N-Nachlieferung unter Kulturen wurde aus der Bestandesanalyse und die potentielle N-Nachlieferung für beide Umbruchsvarianten auf überdachten Schwarzbracheaparzellen aus den N_{\min} -Gehalten ermittelt.

Ergebnisse

In Estorf war die Brache mit Landsberger Gemenge begrünt. In dem Aufwuchs wurden bis zum 1. Schlegeln 133 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, vom 1. bis zum 2. Schlegeln 37 und vom 2. bis zum 3. Schlegeln 35 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ akkumuliert. Im Bracheaufwuchs aus Klee gras in Hassel wurden bis zum 1. Schlegeln 197, vom 1. bis zum 2. Schlegeln 97 und vom 2. bis zum 3. Schlegeln 41 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ akkumuliert.

* Institut für Pflanzenernährung, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

Das Schlegeln hatte auf beiden Standorten keinen Einfluß auf die Nmin-Gehalte unter Grünbrache und unter den Folgekulturen.

Die potentielle N-Nachlieferung, gemessen auf überdachter Schwarzbrache, war mit 267 kg N*ha⁻¹ in Estorf bzw. 329 kg N*ha⁻¹ in Hassel für sandige Böden sehr groß. Während die nachgelieferten N-Mengen in Estorf in beiden Folgejahren etwa gleich waren (142 und 125 kg N*ha⁻¹), wurde in Hassel im 1. Jahr doppelt so viel N (222 kg N*ha⁻¹) wie im 2. Jahr (107 kg N*ha⁻¹) mineralisiert. Das hohe N-Angebot des Bodens konnte nur ungenügend durch die Folgekulturen genutzt werden (Abb. 1).

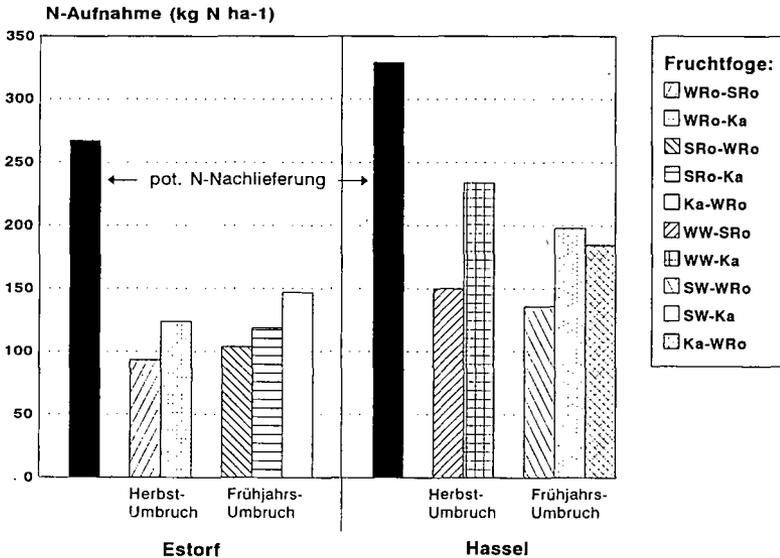


Abb 1. Potentielle N-Nachlieferung und N-Aufnahme durch Folgekulturen über 2 Jahre nach Rotationsbrache-Umbruch

Es deutete sich an, daß die Fruchtfolgen mit Kartoffeln durch höhere N-Aufnahme den Boden-N besser nutzen konnten. Besonders deutlich zeigten dies die Kartoffelfruchtfolgen in Hassel, wo durch frühere Pflanzzeit eine bessere Abstimmung der N-Aufnahme durch Pflanzen mit der N-Nachlieferung im Boden erzielt wurde. Die auf diese Weise ermittelten N-Überschüsse in den Fruchtfolgen lagen in Estorf zwischen 131 und 173 kg N*ha⁻¹ bzw. in Hassel zwischen 95 und 193 kg N*ha⁻¹.

Die mit der Bestandesanalyse unter den Folgekulturen gemessene N-Nachlieferung lieferte sehr niedrige Werte, was auf starke N-Verluste während der Vegetation zurückgeführt werden muß (Tab. 1).

Ein Vergleich der N-Nachlieferung auf überdachter Schwarzbrache mit der unter den Kulturen macht die Höhe der wahrscheinlichen N-Verluste durch Auswaschung deutlich: in Estorf betragen sie von 103 bis 195 kg N*ha⁻¹ und in Hassel von 311 bis 348 kg N*ha⁻¹. Die N-Verluste in Hassel waren zum Teil größer als die potentielle N-Nachlieferung.

Tab. 1. N-Nachlieferung unter Folgekulturen und auf überdachter Schwarzbrache über 2 Jahre nach Umbruch von Rotationsbrache

Variante	N-Nachlieferung 30.11.91 - 9.3.93 (16 Monate)			N-Nachlieferung 9.3.93 - 16.9.93 (6 Monate)			Differenz Gesamt
	Bestand	Schwarz- brache überdacht	Differenz	Bestand	Schwarz- brache Rohr	Differenz	
	(kg N*ha ⁻¹)						
Estorf	Herbstumbruch						
WRo → SRo	+18	+205	-187	+99	+52	+47	-140
WRo → Ka	+18	+205	-187	+136	+52	+84	-103
	Frühjahrsumbruch						
SRo → WRo	+56	+257	-201	+45	+20	+25	-177
SRo → Ka	+26	+257	-231	+111	+20	+91	-140
Ka → WRo	-9	+257	-266	+91	+20	+71	-195
Hassel	Herbstumbruch						
WW → SRo	+1	+151	-150	+11	+179	-168	-318
WW → Ka	+1	+151	-150	+15	+179	-164	-313
	Frühjahrsumbruch						
SW → WRo	+17	+151	-134	-18	+179	-197	-331
SW → Ka	-19	+151	-170	+38	+179	-141	-311
Ka → WRo	+32	+151	-119	-50	+179	-229	-348

Aus der großen Diskrepanz zwischen den beiden Methoden ist ersichtlich, daß die Bestandesanalyse für die Ermittlung der N-Nachlieferung auf leichten Böden nicht geeignet ist, aber auch die N-Nachlieferung auf überdachter Schwarzbrache nur annähernd die unter den Kulturen tatsächlich freigesetzten N-Mengen wiedergibt. Die größten N-Verluste traten über Winter auf, was beispielhaft an den Veränderungen in den N_{min}-Profilen für Estorf dargestellt wird (Abb. 2). Vom November 1991 bis Februar 1992 sanken die N_{min}-Gehalte unter Winterroggen (WRo) um 28 und unter Grünbrache (GB) um 37 kg N*ha⁻¹. Unter Berücksichtigung der Veränderungen der N_{min}-Gehalte in dieser Zeit auf überdachten Schwarz- bzw. Grünbracheparzellen ergaben sich N-Verluste durch Auswaschung für WRo von 20 und für die Grünbrache von 22 kg N*ha⁻¹.

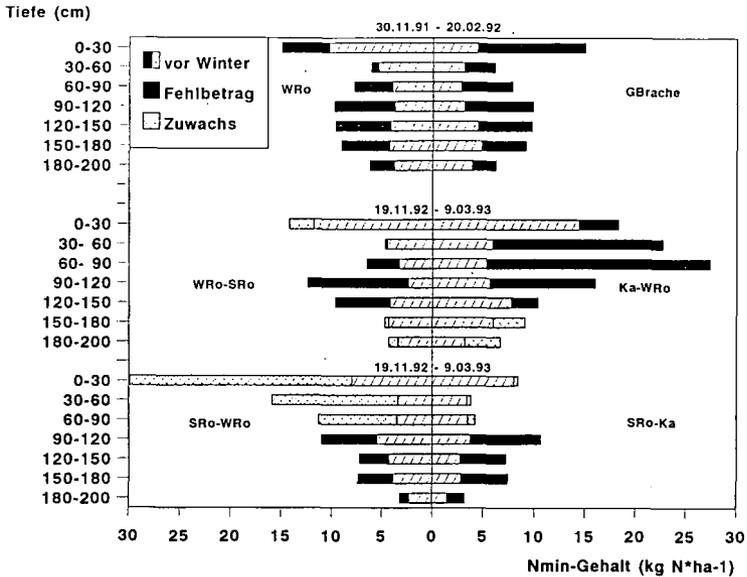


Abb 2. Veränderungen der N_{min}-Gehalte über Winter, Standort Estorf

Über den Winter 1992/93 fielen die N_{min}-Gehalte unter allen Fruchtfolgevarianten, mit Ausnahme der Variante Sommerroggen-Winterroggen (SRo-WRo), auf der es zur leichten Zunahme der N_{min}-Gehalte in Folge der durch die Bodenbearbeitung bei der Bestellung von Winterroggen angeregten Mineralisation gekommen war. Der Vergleich mit der überdachten Schwarzbrache ergab für diese Zeit N-Verluste von 88 kg N*ha⁻¹ für die Fruchtfolge WRo-SRo, von 164 kg N*ha⁻¹ für Ka-WRo, von 100 kg für SRo-WRo und von 130 kg N*ha⁻¹ für die Fruchtfolge SRo-Ka.

Schlußfolgerungen

1. Im Grünbrache-Aufwuchs mit Leguminosen-Gras-Gemengen können erhebliche N-Mengen akkumuliert und dem Boden zurückgeführt werden.
2. Die ackerbaulichen Maßnahmen zur Folgekultur beeinflussen die N-Nachlieferung nach dem Umbruch stärker als der Umbruchszeitpunkt.
3. Die N-Aufnahme der Folgekulturen nach Rotationsbrachebrache war wesentlich geringer als das potentielle N-Nachlieferungsvermögen des Bodens. Alle Fruchtfolgen, insbesondere aber die mit Kartoffel, zeichnete ein großes NO₃-Auswaschungspotential aus.

Literatur

Mietkowski, Ch. und W.J. Horst, 1994: N-Dynamik und Nutzung des N-Angebots des Bodens durch Folgekulturen nach Grünbrache-Umbruch. VDLUFA-Schriftenreihe 38, Kongreßband.

Möglichkeiten und Grenzen einer intensiven Bodennutzung in einem Wasserschongebiet, dargestellt am Leibnitzer Feld (Steiermark)

von

Nestroy, O.*

Nur einem sehr geringem Teil der Menschen unserer Industriegesellschaft ist es bewußt, daß der Boden von einer durchschnittlichen Mächtigkeit von einem Meter bestenfalls als dünne Haut die Festlandflächen unseres Planeten bedeckt. Und wiederum einer Minderheit ist es bewußt, daß, bezogen auf Österreich, rd. 80% des Trinkwassers durch den Boden seinen Weg nimmt. So produziert der Bauer einerseits auf dem Boden mit Hilfe der Pflanzen Nahrungsmittel für Mensch und Tier, andererseits zugleich auch Grundwasser über den Boden und die ungesättigte Zone. Den Boden substanziell wie auch funktionell zu schützen und Schutz- wie Schongebiete auszuweisen sind gleichermaßen logische wie auch dringend gebotene Schritte, denn der Bevölkerungsdruck und der Wasserverbrauch nehmen ständig zu und ein Mangel an einwandfreiem Wasser zeichnet sich schon bedrohlich in vielen Räumen der Erde ab.

Wie eine praktische Umsetzung dieser oben angeführten Überlegungen erfolgen kann, soll anhand einer Detailstudie, am Beispiel des Leibnitzer Feldes, skizziert werden. Diesen Raum, rd. 35 km südlich der Steirischen Landeshauptstadt Graz gelegen, prägen pleistozäne Terrassen, speziell die der Würm-Kaltzeit. Liegt die Tertiäroberkante bei maximal 12 m unter Flur, so sind die für die Nitratauswaschung relevanten Deckschichten, die meist aus Schluff, vermischt mit Ton und Sand bestehen, im Schnitt nur 20 bis 80 cm mächtig; allein am Beckenrand können sie 2 m erreichen. Bei einem mittleren Durchlässigkeitsbeiwert von $5 \cdot 10^{-3}$ m/s wird die Problematik um den raschen Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser zahlenmäßig belegt. So kann mit einer Sickergeschwindigkeit in den Deckschichten von etwa 0,5 m/a und im Schotterkörper mit noch bedeutend höheren Werten gerechnet werden (FANK et al. 1989).

Als zweiter Faktor für eine Nitratanreicherung im Grundwasser ist die landwirtschaftliche Bewirtschaftung zu nennen. Ausgelöst durch die ökonomischen Zwänge ging man vor rd. 30 Jahren von der traditionellen Großviehhaltung ab und legte das Schwergewicht auf die Schweinemast - damit verbunden auf den Anbau von Körnermais. Die einst vielgliedrige Fruchtfolge wurde enorm eingeeengt, ein

*Institut für Technische Geologie und Angewandte Mineralogie an der Technischen Universität Graz, Rechbauerstraße 12, A-8010 Graz.

Maisanteil von 75% in der Fruchtfolge ist keine Seltenheit. Da der Mais erst spät im Frühjahr angebaut wird und somit die Brachezeiten relativ lang sind, ergeben sich zwangsläufig Probleme bezüglich der Erosion und auch einer Nitratanreicherung im Grundwasser.

Als dritter Faktor sollen die Böden und Standorte dieses Feldes in Rechnung gestellt werden. Sie sind, wie Detailkartierungen von EISENHUT (1973) erkennen lassen, bezüglich Typen, Formen und Eigenschaften und, davon gesteuert, bezüglich Nitratrückhaltevermögen, keineswegs so einheitlich, wie man bei einer ersten Landschaftsanalyse vermutet hätte. Nimmt man die Detailkartierungen zur Hand, so kann man (nach der derzeit noch bestehenden österreichischen Bodensystematik) eine Reihe von Grauen und Braunen Auböden, Gleyen, pseudovergleyten silikatischen Braunerden, Pseudogleyen und silikatischen Braunerden feststellen, die selbst im Aubereich der Mur, im Aubereich der Nebengerinne und auf der Niederterrasse als buntes Mosaik in Erscheinung treten. Auch bei einer Generalisierung auf den Maßstab 1:25.000 können nur kleine, einigermaßen homogene Flächen ausgewiesen werden. Dies postuliert weiters, daß nur eine schlagbezogene landwirtschaftliche Beratung das Instrument für eine Minimierung der Nitrateinträge in das Grundwasser darstellt. Aktualisiert wird diese Situation durch die Auflagen seitens des Gesetzgebers, in diesem Falle durch die Trinkwasserverordnung des Bundesministerium für Gesundheit und Umwelt vom 15.11.1989, die bestimmt, daß ab 1. Juli 1994 maximal 50 mg/l, ab 1. Juli 1999 maximal 30 mg/l Nitrat im Wasser enthalten sein dürfen.

Wie trägt die Landwirtschaft dieser Situation Rechnung?

Zunächst muß festgehalten werden, daß aufgrund naturgesetzlicher Kreisläufe auch bei starker Verringerung oder sogar Sistierung aller Formen von N-Düngung nicht sofort ein starkes Absinken der Nitratwerte erwartet werden kann; der "Erwartungswert" von 30 mg Nitrat pro Liter wird kaum erreichbar sein.

Um aber den Nitratintrag in das Grundwasser zu reduzieren, werden verstärkt Gründecken auf den mit Mais bestellten Flächen zwischen der Ernte im Spätherbst und dem Anbau im Frühjahr angelegt. Als weitere Maßnahme besteht bei einer Ausbringung von mehr als 210 kg N pro ha und Jahr im Grünland sowie von mehr als 175 kg N bei Ackerland sowie bei Halten von mehr als 3,5 Dungviehgroßeinheiten je ha selbstbewirtschafteter landwirtschaftlicher Nutzfläche eine Bewilligungspflicht.

Dieser Gesamtsituation Rechnung tragend hat die Steiermärkische Landesregierung Schongebietsverordnungen für das Leibnitzer Feld erlassen, die auszugsweise zu den folgenden Verboten bzw. genehmigungspflichtigen Maßnahmen zusammengefaßt werden können:

Unzulässig:

Die Ausbringung von Gülle auf Flächen ohne winterharte Gründecken vom 15. Oktober bis 25. März, auf Flächen mit winterharten Gründecken vom 15. November

bis 25. März.

Die Ausbringung bestimmter Pflanzenschutzmittel, z.B. Atrazin, ab dem 1. Juli 1991.

Flächenspritzungen bei Mais ab 1. Jänner 1992. Es dürfen zwecks Verminderung des Spritzmitteleinsatzes nur noch Bandspritzungen durchgeführt werden.

Versickerungen von häuslichen oder betrieblichen Abwässern, soweit sie bisher nicht wasserrechtlich bewilligt sind.

Die Ausbringung von Klärschlamm und Müllkompost, ausgenommen von Kompost, der von Biokompostanlagen stammt.

Die Haltung von Nutztieren ohne ausreichenden Lagerraum für Wirtschaftsdünger (mindestens für fünf Monate).

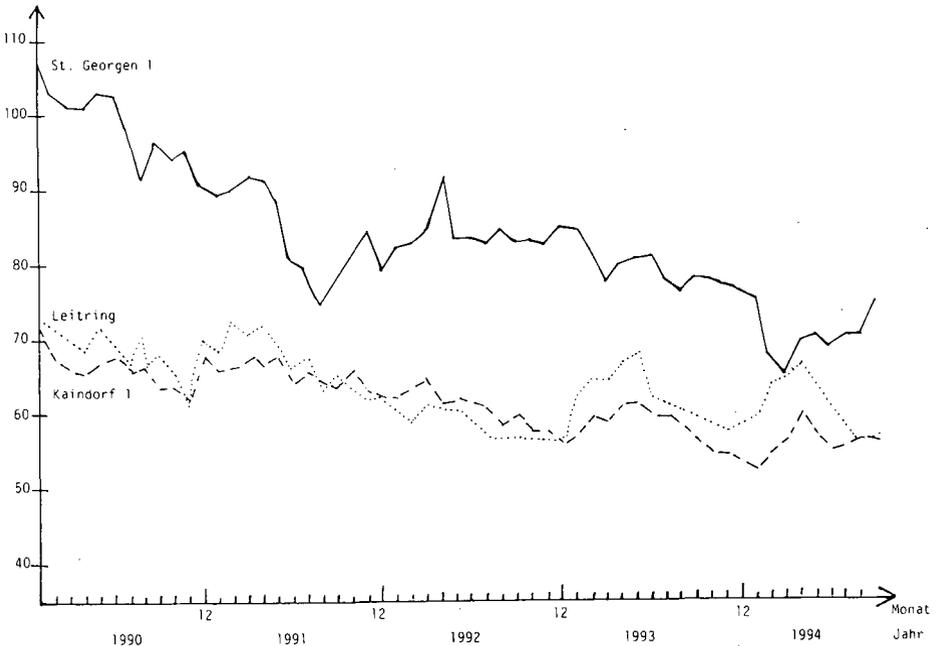
Bewilligungspflichtig:

Der Anbau von Mais, sofern mehr als 75% der im Schongebiet gelegenen Ackerfläche eines landwirtschaftlichen Betriebes für Maisanbau beansprucht werden.

Das Halten von landwirtschaftlichen Nutztieren ab 3,0 Dungviehgroßeinheiten je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Diese Verbote und Maßnahmen stehen aber nicht nur auf dem Papier, sondern sie zeigen schon ihre positiven Auswirkungen. So lassen drei Brunnen (Kaindorf 1, Leitring und St. Georgen 1) deutlich eine leicht fallende Tendenz im Gehalt an mg Nitrat pro Liter erkennen, eine Tendenz, die sich hoffentlich fortsetzen wird (vergl. tieferstehende Abbildung).

mg/l Nitratwerte im Wasser von Brunnen im Leibnitzer Feld (Steiermark)



Es soll abschließend noch unterstrichen werden, daß keinesfalls die intensive landwirtschaftliche Nutzung allein an einem Nitrateintrag in das Grundwasser beteiligt ist. Neben der natürlichen Mineralisierung im Boden, die zwischen 100 und 150 kg/ha/Jahr angesetzt werden kann, kommen, namentlich dort, wo nennenswerte abdichtende Deckschichten vorhanden sind, andere Nitratquellen hinzu, wie Haus- und Gewerbeabwässer sowie Senkgruben bei Einzelhäusern und undichte Kanäle. Nach frdl. mündlicher Mitteilung vom kroatischen Kollegen MESIC (1994) kann in einem geologisch-pedologisch vergleichbaren Raum (Podravlje) mit einem von der Landwirtschaft stammenden Anteil von nur rd. 53% vom Nitrat im Grundwasser gerechnet werden.

Konsequenterweise bedeutet dies, daß nicht die Landwirtschaft allein an der Nitratanreicherung im Grundwasser verantwortlich gemacht werden kann, andererseits aber auch, daß eine Minimierung des Nitratgehaltes im Grundwasser allein über eine ordnungsgemäße Landwirtschaft nicht zu erwarten ist.

Literatur:

EISENHUT, M. (1973): Die Böden des nordöstlichen Leibnitzer Feldes. In: Grundwasseruntersuchungen im nordöstlichen Leibnitzer Feld. Ber. d. wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung, Bd. 23. Amt d. Steierm. Landesreg., Graz.

FANK, J., HARUM, T., LEDITZKY, H.-P., STROMBERGER, B., ZOJER, H. (1989): Nitratbelastung des Grundwassers im nordöstlichen Leibnitzer Feld. Steir. Beitr. zur Hydrogeologie, 40, Graz.

Zur Bedeutung der Wechselwirkungen zwischen mikrobieller Biomasse und mineralisch fixierten Ammonium hinsichtlich des N-Haushalts von Löß-Ackerböden

von

Nieder, R., E. Neugebauer, A. Willenbockel und J. Richter*

Einleitung

Die mikrobielle Biomasse hat eine Schlüsselfunktion bei den N-Transformationen im Boden. Vom Pflanzenbestand einmal abgesehen wird in vielen Fällen ausschließlich die Mikroben-Biomasse als nennenswerte Quelle bzw. Senke für Mineral-N angesehen. Bei der Vervollständigung von N-Haushaltsmodellen speziell zu ihrer Anwendung während der Vegetationszeit steht daher häufig die mikrobielle Biomasse im Vordergrund der Betrachtung (z.B. GROOT et al., 1991), während z.B. das fixierte Ammonium - wenn überhaupt - nur eine Nebenrolle als N-Transformator spielt. Die Tatsachen, daß z.B. Lößböden bis in 1 m Tiefe zwischen 1000 und 2000 kg fixiertes NH_4^+ -N enthalten (z.B. FLEIGE & MEYER, 1975) und sich dieses "nicht austauschbare" NH_4^+ über das austauschbare mit dem Lösungs- NH_4^+ (bzw. K^+) im Gleichgewicht befindet, weisen aber auf die Pflanzenverfügbarkeit auch dieser N-Fraktion hin. Der vorliegende Beitrag soll zeigen, welcher Art und von welchem Ausmaß die Interaktionen zwischen den betrachteten N-Fraktionen sein können.

Material und Methoden

Im Jahre 1990 wurden 3 N-Düngervarianten ("N-Null", "N-Reduziert", "N-Betriebsüblich") auf einem Lößschlag (Eigenschaften des Parabraunerde- A_p aus Schwemmlöß: 1.5 % C; 1.6 ‰ N; 20 % T) bei Neuenkirchen (NK) im nördlichen Harzvorland auf jeweils 1000 m^2 -Teilparzellen eingerichtet. 1991 war wie bereits im Vorjahr die Höhe der N-Gabe bei "N-Reduziert" im Vergleich zu "N-Betriebsüblich" ($213 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) um 20 % vermindert. Die Ernteresiduen der Vorrucht Zuckerrüben wurden im November 1990 eingearbeitet. Während der folgenden Haupt-Vegetationszeit von Winter-Weizen (März bis einschl. September 1991) erfolgte zeitlich gestaffelt eine simultane Bestimmung des mikrobiell gebundenen Stickstoffs (N_{mik} ; nach BROOKES et al., 1985), des mineralisch fixiertem Ammoniums (lediglich auf "N-Null" und "N-Betriebsüblich"; nach HAAS et al., 1993) sowie des Mineral-N (per Autoanalyzer) in 0-30 cm Tiefe.

Ebenfalls im Jahre 1991 wurde ein Blockversuch auf einem Lößschlag (Eigenschaften des Kolluvium- A_p aus Löß: 1.5 % C; 1.6 ‰ N; 22 % T) bei Mahner (MA, nördliches Harz-

*Institut für Geographie und Geoökologie, Langer Kamp 19 c, 38106 Braunschweig

vorland) mit den Varianten "Winter-Weizen, 8 t Stroh * ha⁻¹, 140 kg N * ha⁻¹" (a), "Winter-Weizen, 8 t Stroh * ha⁻¹, ohne N" (b) und "Brache, 8 t Stroh * ha⁻¹" (c) angelegt. Die Teilparzellen umfaßten eine Fläche von je 1000 m² (mit 3-facher Wiederholung). Die Ernteresiduen der Vorfrucht Winter-Weizen wurden im Oktober 1990 eingearbeitet. Die N-Düngung erfolgte in 2 Gaben von jeweils 70 kg N * ha⁻¹ als gelöstes (¹⁵NH₄)₂SO₄ (60 Atom % ¹⁵N). Neben N_{min}, N_{mik} und fixiertem NH₄⁺ wurden auch die ¹⁵N-Isotopen (emissions- bzw. massenspektrometrisch) in den beiden letztgenannten Fraktionen bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Auf dem Schlag in Neuenkirchen (Abb. 1) war auf allen Varianten von März bis Ende Juni ein Anstieg des N_{mik} um ca. 80 kg N * ha⁻¹ * 30 cm⁻¹ zu beobachten. Die N-Immobilisation wurde auf eine Wachstumsstimulation durch zunehmendes C-Angebot in der Rhizosphäre des Winter-Weizens bei gleichzeitig steigenden Temperaturen zurückgeführt.

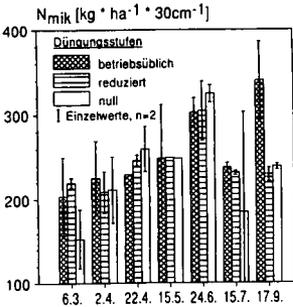


Abbildung 1: Einfluß der N-Düngung auf die Biomasse-N-Gehalte 1991 unter Winter-Weizen im A_p des Bodens NK

Ab Juli zeigte die Menge an N_{mik} einen leichten Rückgang, vermutlich infolge einer Verminderung des C-Angebots. Lediglich zu einem der 6 Probenahme-Termine (am 17.09.) lagen zwischen den Varianten nennenswerte Unterschiede vor.

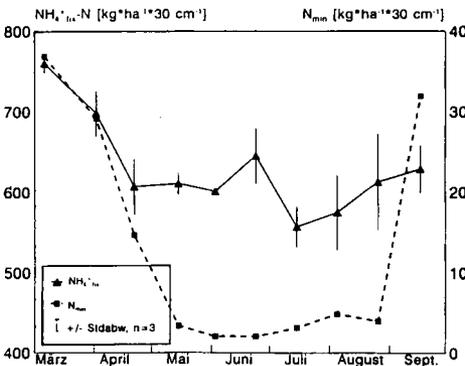


Abbildung 2: Dynamik des fixierten NH₄⁺ und des Mineral-N 1991 im A_p der Parzelle "N-Null" des Bodens NK

Auf der Parzelle "N-Null" reduzierte sich mit abnehmenden N_{\min} -Gehalten im Frühjahr und Fröhsommer die Menge an NH_4^+ fix-N im A_p -Horizont um ca. $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 30 \text{ cm}^{-1}$ (Abb. 2). Ab Juli wurde der Vorrat des fixierten Ammoniums zumindest teilweise wieder aufgefüllt.

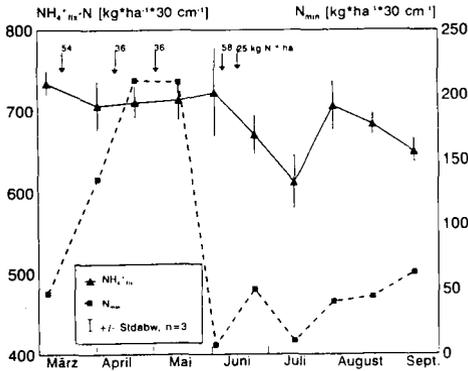


Abbildung 3: Dynamik des fixierten NH_4^+ und des Mineral-N 1991 im A_p der Parzelle "N-Betriebsüblich" des Bodens NK

Bei betriebsüblicher Düngung (Abb. 3) wurde die NH_4^+ -Defixierung offenbar durch die gestaffelt verabreichten N-Gaben gegenüber der Parzelle "N-Null" gedämpft. Der Weizenbestand war ebenso wie die mikrobielle Biomasse durch das vergleichsweise höhere N_{\min} -Angebot nicht in dem Maße auf bodenbürtigen Stickstoff angewiesen (d.h. fixiertes NH_4^+) wie auf der N-Nullparzelle. Dennoch wurden von Mai bis Juli ca. $120 \text{ kg } NH_4^+$ -N $\cdot \text{ha}^{-1} \cdot 30 \text{ cm}^{-1}$ defixiert. Ebenso wie auf der Nullparzelle ermöglichte die spätsommerliche N-Mineralisation auch hier eine NH_4^+ -Refixierung, durch welche die Frühjahrs-Verluste bis zum Herbst aber nicht kompensiert werden konnten. Die vorliegenden Ergebnisse weisen wie auch viele andere Beobachtungen (NIEDER et al., 1995 a; b) darauf hin, daß die NH_4^+ -Fixierung in erster Linie durch N-Düngung und N-Mineralisation, die -Defixierung durch mikrobielle N-Assimilation und pflanzliche Mineral-N-Entzüge gesteuert werden.

Auf der Parzelle MA (Abb. 4) waren bis Ende April nur relativ geringe Unterschiede an mikrobiell gebundenem Stickstoff zwischen den Behandlungsvarianten zu beobachten, obwohl auf Parzelle (a) Ende März eine N-Düngung erfolgte. Dies weist darauf hin, daß allein die bodenbürtige N-Nachlieferung ausreichend groß war, um den Bedarf der Mikroorganismen zu decken (vgl. Abb. 1). Auf der Brache (c) wurde von März bis August eine N-Mineralisation von rund $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ beobachtet (nicht gezeigt). Im Vergleich zum Versuch in Neuenkirchen (Abb. 1) war im Versuch Mahner kein deutlicher Biomasse N-Wechsel während der Vegetationszeit des Winter-Weizens zu beobachten.

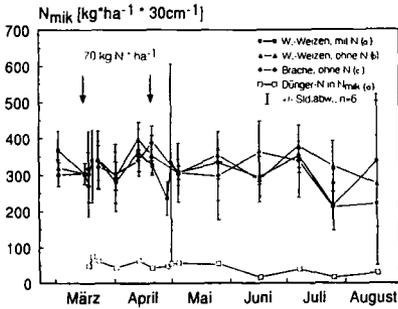


Abbildung 4: Entwicklung des mikrobiell gebundenen Stickstoffs und mikrobielle Dünger-¹⁵N-Immobilisation 1991 im A_p des Bodens MA

Nach beiden Dünger-N-Applikationen (Abb. 5) war eine NH₄⁺-Fixierung zu beobachten, die im März bei einer Größenordnung von 90 und im Mai bei 36 kg N * ha⁻¹ lag. Wie der Zeit-Mengen-Verlauf des ¹⁵NH₄⁺_{fix} zeigt, spielte der markierte Stickstoff im Hinblick auf die o.g. Fixierungsvorgänge nur eine untergeordnete Rolle. In der Phase von März bis Mai wurden lediglich ca. 3 kg ¹⁵NH₄⁺-N * ha⁻¹ * 30 cm⁻¹ mineralisch fixiert. Der weitaus größte Teil des im März und Mai fixierten Ammoniums stammt demnach aus dem durch die Biomasse mobilisierten bodenbürtigen N-Vorrat, was hier auf einen bedeutenden N-Massenwechsel zwischen organischer Boden- und Mineralsubstanz über die Mikroben hinweist.

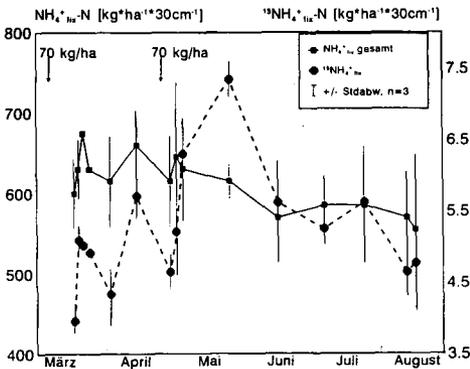


Abbildung 5: Dynamik des fixierten (¹⁵N-) Ammoniums 1991 im A_p des Bodens MA

Die zwischen März und Juni beobachtete Abnahme an fixierten Ammonium entspricht mit ca. 112 kg N * ha⁻¹ * 30 cm⁻¹ etwa dem Mittelwert (Spanne von 50 bis 200 kg NH₄⁺-N * ha⁻¹ * 30 cm⁻¹) von anderen Untersuchungen zur N-Mobilisierung aus dieser Fraktion (zit. bei NIEDER et al., 1995 b). Im Gegensatz zu den o.g. Beobachtungen erfolgte im vorliegenden Versuch im Juli/August jedoch keine NH₄⁺-Refixierung. Dies ist allerdings nicht erstaunlich, da die N_{min}-Werte im Juli größtenteils unter 10 kg N * ha⁻¹ * 30 cm⁻¹ lagen.

Literatur

BROOKES, P.C. et al. (1985): *Soil Biol. Biochem.* 17, 837-842; FLEIGE, H. & MEYER, B. (1975): *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 34, 315-328; GROOT, J.J.R. et al., (1991): *Fert. Res.* 27, 2-3; HAAS, E. et al., (1993): *Modeling Geo-Biosphere processes* 2, 163-171; NIEDER, R. et al., (1995 a; b): *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.*, im Druck

Zur Abschätzung von Klimaänderungseffekten auf den Humusgehalt des Bodens

von

EINFÜHRUNG

Oelschlägel, B. und U. Franko

Eine für die Zukunft vorhergesagte Klimaveränderung läßt erwarten, daß sie sich auch auf die Prozesse der Humusbildung im Boden auswirken wird. Für eine erste Abschätzung der Effekte des Klimawandels auf den Bodenumus läßt sich das Prinzip der 'Wirksamen Mineralisierungszeit (WMZ)' vorteilhaft nutzen. In FRANKO et. al. (im Druck) ist eine Berechnungsvorschrift für die mittlere WMZ-Jahressumme angegeben:

$$WMZ = P_0 + P_1 LTEM + P_2 NIED \quad (1)$$

mit LTEM: Jahresmittel der Lufttemperatur, NIED: Jahresniederschlagssumme,
 P_0, P_1 und P_2 : Koeffizienten, vom Feinanteilgehalt des Bodens abhängig.

Mit der Größe WMZ kann man einen Wert für den umsetzbaren Kohlenstoffgehalt der organischen Bodensubstanz (C_{ums}) erhalten, der bei langjähriger Anwendung einer bestimmten Fruchtfolge unter gleichbleibenden Klimaverhältnissen charakteristisch ist (FRANKO, 1989):

$$C_{ums} = 683 C_{rep} / WMZ \quad (2)$$

mit C_{rep} : mittlerer jährlicher Anfall an reproduktionswirksamen Kohlenstoff (dt/ha).

Durch die Zufälligkeit der unterschiedlichen Jahreswetterabläufe, verbunden mit dem sich periodisch ändernden Fruchtarteneinfluß in den Rotationen, kann sich standort- und bewirtschaftungsspezifisch eigentlich kein konstanter Wert für den Kohlenstoffgehalt einstellen. Aus Dauerversuchen mit unveränderter Fruchtfolge ist jedoch bekannt (KOERSCHENS, 1980), daß sich nach etwa 20 Jahren der C-Gehalt (in Hinblick auf die Analysengenauigkeiten der Beprobung sowie der räumlichen Inhomogenität des Bodens) nicht mehr ändert. Diese Beobachtung legitimiert die Verwendung des charakteristischen Wertes nach Gl.(2) in der Praxis. In dieser Arbeit wird eine Methode vorgestellt, wie die Informationen über eine Klimaverschiebung aus globalen Klimamodellrechnergebnissen für spezielle Standorte gewonnen werden können, die dann für eine Prognose des fruchtfolgetypischen Humusniveaus mit Gl.(1) und (2) benutzt werden.

DIE METHODE

Für die Ableitung von Aussagen über die lokale Klimaentwicklung in der Zukunft sind verschiedene Ansätze denkbar, s. beispielsweise GIORGI et. al. (1991), JACOB (1992) und WILKS (1992). In dieser Arbeit bildeten Klimamodellrechnergebnisse die Grundlage für die Ableitung lokaler Aussagen. Genauer wurde ein Witterungsszenario für die Jahre 1985-2034 verwendet, das mit dem Klimamodell ECHAM1/LSG berechnet und vom Deutschen Klimarechenzentrum Hamburg GmbH in dankenswerter Weise bereitgestellt wurde.

Die an der Wetterausprägung beteiligten Prozesse sind sehr komplex, so daß in räumlicher Ausdehnung der gesamte Erdball in die Betrachtungen einbezogen werden muß. Nur Supercomputer können momentan dieses Problem bearbeiten. Wegen der speziellen mathematischen Form des Wettermodells können aber auch diese Computer nur Angaben an einzelnen Knotenpunkten eines Gitternetzes auf der Erdoberfläche liefern. Für die Klimaprognose an beliebigen Standorten sind die Klimamodellergebnisse meist nicht direkt verwendbar.

Die Ergebnisse der Hamburger Klimamodellrechnungen lagen auf einem räumlichen Gitter mit der horizontalen Auflösung $5,625^\circ \times 5,625^\circ$ (Maschenweite in sphärischen Koordinaten) sowie in einer zeitlichen Auflösung als 12-Stunden-Werten vor. Es wurden Daten von insgesamt 9 Gitterpunkten (s. Abb.1) ausgewählt, welche den europäischen Raum überdeckten.

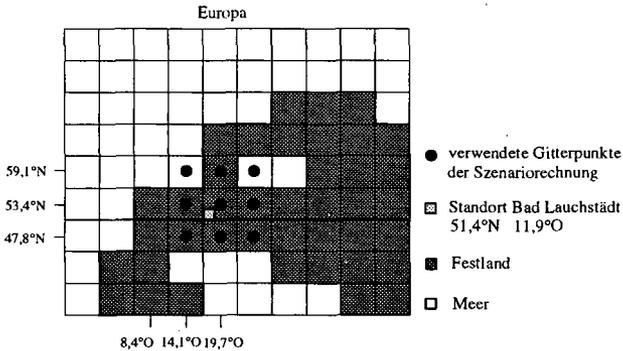


Abb. 1: Anordnung der verwendeten Gitterpunkte der Klimaszenariorechnung

Das Klimamodell enthält als Steuergröße den durch den Menschen verursachten Ausstoß an klimarelevanten Spurengasen in die Atmosphäre. In Abhängigkeit von der (ungewissenen) Art und Weise der Weltbevölkerungsentwicklung und ihres Anpruches an den Energieverbrauch unterscheidet man verschiedene Szenarien. In dem verwendeten Hamburger Klimamodelllauf war unverändertes Handeln 'business as usual' vorausgesetzt worden. Dieses Szenario stellt einen vom ökologischen Standpunkt besonders negativen Entwicklungsverlauf dar. Für Informationen über das Hamburger Klimamodell und das gewählte Szenario wird auf HASSELMANN (1990), ROECKNER et. al. (1992) und GRASSL (1991) verwiesen.

Der in dieser Arbeit verfolgte Weg zur Ableitung regionaler Klimaszenarien basiert auf einer Überlagerung von Informationen. Zum einen wird sicheres Wissen über den momentanen Klimazustand vom vorliegenden Standort, das aus Wetterbeobachtungen stammt, vorausgesetzt. Diese Kenntnisse werden durch Informationen aus den Klimamodelllauf überlagert, und zwar durch die von einem räumlichen Interpolationsverfahren gewonnenen, jährlichen Änderungen der Klimagrößen am Untersuchungsstandort. Der Interpolationsalgorithmus verwendet dabei die Inkremente der Witterungsgrößen an Gitterpunkten, die zum untersuchten Standort benachbart sind.

Ausgehend vom Hamburger Klimamodelllauf wurden folgende Schritte durchgeführt.

Die zu Monatsmitteln verdichteten Lufttemperatur- und Niederschlagsmengen an den Gitterpunkten der Modellrechnung wurden zuerst auf einen Zeittrend untersucht, welcher einen Indikator für eine Klimaveränderung darstellt. Für den gewählten Zeitraum von 1985-2034 erschien die Postulation linearer Trends in den betrachteten Witterungselementen ausreichend. Aus den Inkrementen der Monatsmittel wurden im Anschluß die jährlichen Inkremente von LTEM und NIED berechnet.

Im nächsten Schritt mußte festgelegt werden, in welchem Maße die jährlichen Inkremente von LTEM und NIED an den einzelnen Gitterpunkten mit der entsprechenden Größe am Untersuchungsstandort zusammenhängen. Die Entscheidung fiel auf das räumliche Interpolationsverfahren von WILLMOTT/ROWE/ PHILPOT (1985). Das Verfahren wichtet die Werte an den Gitterpunkten entfernungs- und richtungsabhängig und summiert sie zu einem Wert für den untersuchten Standort. In Hinblick auf die Maschenweite des Klimamodellgitters wurden nur die vier unmittelbar benachbarten Gitterpunkte zur Interpolation benutzt. Die standorttypischen, jährlichen Inkremente werden nun so oft zu den LTEM und NIED-Werten des momentanen Klimazustandes addiert, wie es dem Jahr in der Zukunft entspricht, von dem die veränderten Jahresmittel der Lufttemperatur sowie Jahresniederschlagssummen erhalten werden sollen.

ERGEBNISSE

Die beschriebenen Methoden wurden auf zwei Beispielstandorte, Bad Lauchstädt (in Sachsen-Anhalt, s. Abb.1) und Müncheberg (in Brandenburg), jeweils unter heutigem und dem prognostizierten Klimazustand im Jahr 2034, angewendet. Für die Berechnung des erreichbaren Humusniveaus wurde eine jährliche Stalldunggabe von 100 dt/ha angenommen. Eine Fruchtfolge wurde nicht betrachtet, um das Problem einer eventuellen Klimaabhängigkeit der Erträge nicht berücksichtigen zu müssen. Die Ergebnisse sind in Tab.1 zusammengefaßt.

Tab.1: Mittleres Jahresmittel der Lufttemperatur (LTEM), mittlere Jahressumme des Niederschlages (NIED), mittlere wirksame Mineralisierungszeit (WMZ) und erreichbares Humusniveau (C_{ums}) für den momentanen und den zukünftigen Klimazustand (Jahr 2034) für den Standort Bad Lauchstädt mit dem Feinanteilgehalt des Bodens von 28 Masse-% sowie Müncheberg mit 11 Masse-% als Feinanteilgehalt

Bad Lauchstädt	momentaner Klimazustand	Klimazustand im Jahr 2034
Jahresmittel d. Lufttemperatur LTEM	8,7 °C	10,1 °C
Jahresniederschlagssumme NIED	481,2 mm	379,3 mm
mittlere WMZ-Jahressumme	26,7 d	32,6 d
C_{ums}	138 dt/ha	113 dt/ha
Müncheberg		
Jahresmittel d. Lufttemperatur LTEM	8,4 °C	9,6 °C
Jahresniederschlagssumme NIED	527,4 mm	440,6 mm
mittlere WMZ-Jahressumme	42,3 d	45,5 d
C_{ums}	87 dt/ha	81 dt/ha

Man erkennt, daß auf beiden Standorten mit deutlich unterschiedlichem FAT-Gehalt die WMZ-Jahressumme ansteigt. Das hat in beiden Fällen eine Verringerung des Humusgehaltes C_{ums} zur

Folge. Dabei fällt die Senkung des Humusniveaus beim Standort mit dem geringen FAT-Anteil sowohl absolut, als auch relativ, geringer aus.

LITERATUR

- Franko, U., 1989. C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden. Dissertation B, AdL Berlin, 140 S..
- Franko, U.; Oelschlägel, B., (im Druck). Zum Einfluß von Klima und Textur auf den Umsatz der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker- Pflanzenbau und Bodenkunde.
- Giorgi, F.; Mearns, O., 1991. Approaches to the simulation of regional climate change: a review. Reviews of Geophysics, Vol. 29, No. 2, 191-216.
- Grassl, H., 1991. Anthropogene Einflüsse in der Geo- und Biosphäre. Die Geowissenschaften 9, Nr. 9, 272-275.
- Hasselmann, K., 1990. Ocean Circulation and Climate Change. Report No. 58, MPI für Meteorologie, Hamburg, 23 S..
- Jacob, C., 1992. Methodische Untersuchungen zur Regionalisierung der Ergebnisse Globaler Zirkulationsmodellrechnungen mit Hilfe statistischer Verfahren. Spezialarbeiten aus der AG Klimaforschung des Meteorologischen Instituts der HU Berlin.
- Körschens, M., 1980. Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz. Dissertation B, AdL, FZB Münchenberg, B. Bad Lauchstädt.
- Roeckner, E. (et. al.), 1992. Simulation of the Present-Day Climate with the ECHAM Model: Impact of Model Physics and Resolution. Report No. 93, MPI für Meteorologie, Hamburg, 179 S..
- Willmott, C.J.; Rowe, C.M.; Philpot, W.D., 1985. Small-Scale Climate Maps: A Sensitivity Analysis of Some Common Assumptions Associated with Grid-Point Interpolation and Contouring. The American Cartographer, 12 1, S. 5-16.
- Wilks, D.S., 1992. Adapting stochastic weather generation algorithms for climate change studies. Climatic Change, 27, S. 67-84.

Änderung des N-Gehaltes im Boden durch Einsatz eines Simulationsmodells

von

Pfefferkorn, A.*

1. Einleitung

Low-Input-Systeme haben häufig zur Folge, daß Ertrag- und/oder Qualitätsdefizite der Ernteprodukte auftreten. In Bezug auf den minimierten N-Input stehen dabei u.a. die Kriterien Körnertrag und Eiweißgehalt von Getreide aber auch der Reinzuckerertrag von Zuckerrüben im Mittelpunkt. Unter Berücksichtigung minimaler Umweltbelastungen einerseits sowie Ertrags- und Qualitätssicherung andererseits muß folglich eine exakte Kalkulation des N-Bedarfs (N-Düngung) erfolgen. Dabei ist möglichst eine genaue prognostische Abbildung aller wesentlichen N-Quellen und N-Senken anzustreben. In der vorliegenden Arbeit erfolgten diese Berechnungen mittels des Simulationsmodells CANDY (CARbon and Nitrogen DYNAMics).

2. Material und Methoden

Als Basis für diese Untersuchungen wurden aus einem 1977 angelegten Dauerdüngungs- und Fruchtfolgeversuch (Zuckerrüben-Sommergerste-Kartoffeln-Winterweizen) auf Löß-Schwarzerde acht Prüfglieder ausgewählt, die sich hinsichtlich ihre Bewirtschaftung insbesondere der mineralischen N-Düngung (Faktor A) und organischen Düngung (Faktor B) unterscheiden (Tab. 1).

Tabelle 1 Prüffaktoren und -stufen

Faktor A	N-Überhang aus dem Vorjahr (N-Düngung zur Vorfrucht in kg N/ha)			
	Zuckerrüben	Sommergerste	Kartoffeln	Winterweizen
a ₁ - niedrig	60	20	50	40
a ₂ - hoch	240	80	200	160

Faktor B	organische Düngung zur Hackfrucht (jedes 2. Jahr)
b ₁ -	ohne organische Düngung
b ₂ -	Gründüngung + 40 kg N/ha (nach WW - Phazelia, nach SG - Winterrüben)
b ₃ -	200 dt/ha Stalldung
b ₄ -	Strohdüngung

Faktor C	mineralische N-Düngung (geplanter Zielertrag bzw. N-Entzug)			
c ₁ - Kontrolle	ohne			
c ₂ - Zielertrag	550 dt/ha	75 dt/ha	450 dt/ha	85 / 90 dt/ha ¹⁾
c ₃ - mit Aufschlag	+ 80 kg N/ha	+ 30 kg N/ha	+ 70 kg N/ha	+ 50 kg N/ha

1) Erntejahr 1993 - 85 dt/ha Zielertrag; 1994 - 90 dt/ha Zielertrag

Unter Beachtung der unterschiedlichen N-Überhänge aus dem Vorjahr, sowie der wichtigsten N-Quellen und N-Senken mittels des Simulationsmodells CANDY (FRANKO 1989) sollten nun diese N-Überhänge, ohne

*) Martin-Luther-Universität Halle, Inst. f. Pflanzenzüchtung und Pflanzenschutz, Versuchsfeld Bad Lauchstädt

daß wesentliche Ertrags- und Qualitätsverluste durch Intensitätsminderung akzeptiert wurden, innerhalb eines Jahres abgebaut werden. Dabei wird durch die Vorgabe des standortangepaßten Zielertrages ein konkreter N-Entzug angestrebt und konsequent auf einen theoretischen N-Rückstand nach der Ernte von 0 kg N/ha gedüngt.

Vergleichend dazu wird eine Variante ohne mineralische N-Düngung sowie eine Variante mit einem fruchtartenspezifischen Düngeraufschlag geführt. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich vorerst auf Winterweizen. Es wurden jedoch ähnliche Untersuchungen an den Fruchtarten Sommergerste, Kartoffeln und Zuckerrüben durchgeführt.

Die Berechnungen des Düngerbedarfs erfolgten jeweils zu den üblichen Düngungsterminen (Vegetationsbeginn, Schoßbeginn, Ährenschieben). Es wurden maximal drei Düngergaben bei Winterweizen vorgesehen.

3. Ergebnisse

Die Ausgangssituation hinsichtlich des N_{min} -Angebotes im Herbst vor der Aussaat des Winterweizens stellte sich für die betrachteten Jahre 1993 und 1994 sehr unterschiedlich dar. So befanden sich im Mittel der Prüfglieder im Herbst 1992, dem letzten Jahr einer längeren Trockenperiode mit geringen N-Entzügen am Standort Bad Lauchstädt, 148 kg N/ha (niedrige N-Düngung zur Vorrucht) bzw. 232 kg N/ha (hohe N-Düngung zur Vorrucht) im 0-90 cm Boden. Im Herbst 1993 waren es dagegen 92 bzw. 172 kg N/ha, obwohl die Kartoffel als flachwurzelnde Vorrucht häufig noch höhere N-Restmengen im Boden beläßt. Die Differenzierung auf den unterschiedlichen Stufen der organischen Düngung stellt sich wie folgt dar (Tab. 2). Die Strohdüngungsvarianten lagen bei hohen N-Gaben auf ähnlichem Niveau wie die Parzellen ohne jegliche organische Düngung. Die Stalldüngungen induzieren immer ein höheres Stickstoffniveau im Boden wogegen sich die Gründüngung indifferent verhält. In Abhängigkeit vom Aufwuchs wurden temporär mehr oder minder hohe N-Mengen durch die Pflanzen gebunden, die erst später der Mineralisierung zugänglich wurden.

Tabelle 2 N_{min} -Gehalte im Boden vor der Winterweizenaussaat (0-90 cm, kg N/ha)

organische Düngung zur Vorrucht	N-Düngung zur Vorrucht Kartoffeln (kg N/ha)			
	50		200	
	Herbst 1992		Herbst 1993	
Kartoffeln				
ohne	126	202	73	158
Gründüngung (Rübsen)	167	257	91	168
200 dt/ha Stalldung	155	269	112	212
Strohdüngung	144	197	92	152
Mittel	148	232	92	172

Während des Winters zeigten sich in beiden Jahren nur geringe Veränderungen des N_{min} -Gehalte des Bodens bis 90 cm Tiefe, die vorwiegend auf die N-Aufnahme des Bestandes bis zur Vegetationsruhe zurückzuführen waren. Vertikale N-Bewegungen mit Sickerwässern aus dem durchwurzelbaren Raum heraus waren nahezu ausgeschlossen. Die Abbildung 1 verdeutlicht nun den kalkulierten N-Bedarf unter Berücksichtigung des N-Status zu Vegetationsbeginn sowie aller wesentlichen N-Senken (Auswaschung, Denitrifikation, Immobilisierung) und N-Quellen (Immisionen, Mineralisation, Düngung) bis zur Ernte.

Auffällig ist insbesondere die eingeschränkte Regulationsmöglichkeit durch eine N-Düngung auf Böden, die ein sehr hohes N-Potential aus den Vorjahren in sich bergen. Insbesondere im Erntejahr 1993 bestand nahezu keine Möglichkeit einer gezielten N-Düngung unter Berücksichtigung der zu erwartenden Veränderung des Bodenstickstoffs. Die Ursachen für diesen allgemein sehr hohen N-Überhang in diesem Jahr sind vor allem im eingeschränkten N-Entzug und der eingeschränkten N-Verlagerung der vorangegangenen Trockenjahre (1988 bis 1992) zu suchen.

Eine differenzierte Düngung, abgestimmt auf den spezifischen N-Bedarf der Weizens auf den einzelnen Varianten, war daher nur eingeschränkt auf einigen Prüfgliedern mit "niedrigem N-Überhang" aus dem Vorjahr möglich. Hier konnte ausgleichend auf die unterschiedlichen N-Überhänge reagiert werden. Der angestrebte

Ertrag wurde jedoch nicht in allen Fällen erreicht. Dazu war die Erhöhung der N-Düngung, ähnlich der in Variante c_3 erforderlich. Dagegen konnte in allen Fällen ein deutlicher Abbau des N-Potentials im Boden beobachtet werden (Tab. 3). Bei hohem N-Überhang (>200 kg N/ha) ließ das Modell keine zusätzliche N-Düngung zu. Der angestrebte Zielertrag von 85 dt/ha wurde dennoch in allen Fällen erreicht bei gleichzeitiger Reduzierung des mineralischen Stickstoffs im Boden auf Werte von 60-70 kg N/ha. Ein N-Aufschlag führte außer bei Strohdüngung zu Ertragsrückgang, in jedem Fall aber zu erhöhten N-Rückständen nach der Ernte.

Im zweiten Untersuchungsjahr zeigten sich ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen "hohem" und "niedrigem" N-Überhang, wobei die N-Mengen bis auf eine Ausnahme deutlich unter 200 kg N/ha blieben.

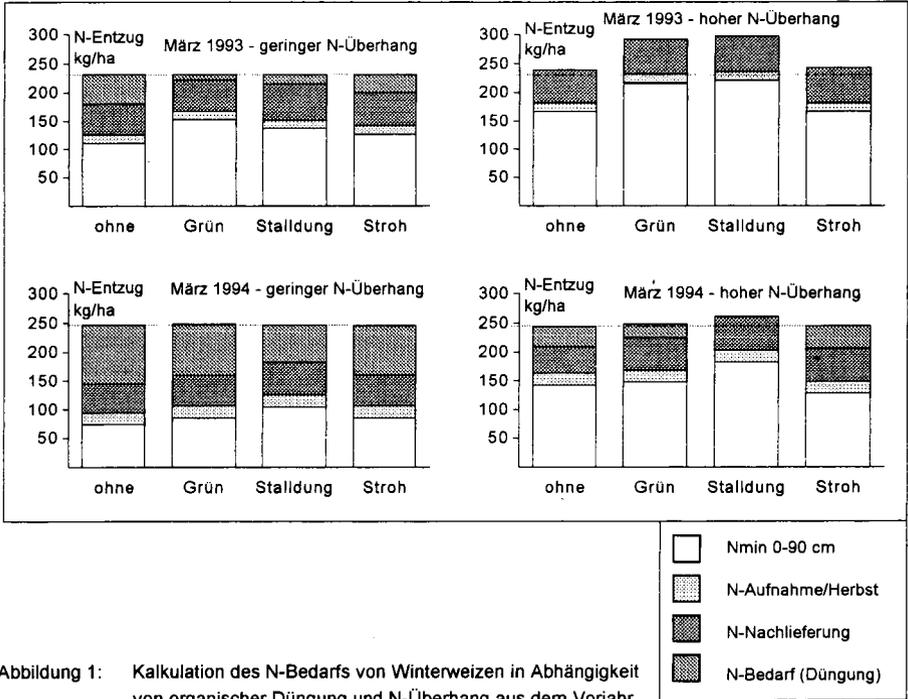


Abbildung 1: Kalkulation des N-Bedarfs von Winterweizen in Abhängigkeit von organischer Düngung und N-Überhang aus dem Vorjahr

Entsprechend differenziert fielen auch die Kalkulationen des N-Bedarfs durch das Simulationsmodell aus. Der angestrebte Zielertrag (90 dt/ha) wurde bis auf geringe Differenzen in allen Fällen erreicht bzw. übertroffen, was auch auf die äußerst günstigen Wachstumsbedingungen 1994 zurückzuführen ist. Neben dem ausreichend hohen Ertrag, der durch weitere N-Zufuhr (c_3) nur bei Strohdüngung auf niedrigem N-Niveau im Boden und bei Stalldüngungen, verbunden mit einem hohen N-Überhang im Boden signifikant erhöht wurde, konnte in allen Fällen eine deutliche Reduzierung des N-Überhangs erreicht werden. Im Falle der Kombination Stalldüngung mit hohem N-Überhang im Boden ließ das Modell erneut keine zusätzliche N-Düngung zu. Es wurden insgesamt 262 kg/ha N-Angebot im System Boden-Pflanze für die gesamte Vegetationsperiode ausgewiesen. Davon entfielen 183 kg/ha auf den mineralischen Stickstoff im Frühjahr in 0-90 cm Bodentiefe, 21 kg/ha auf den aktuellen Pflanzenbestand zu Vegetationsbeginn im Frühjahr und 58 kg/ha zu erwartende Nettomineralisation bis zur Ernte. Dem gegenüber stehen lediglich 248 kg/ha N-Bedarf des Weizens (Zielertrag). Die negative Bilanz verbietet somit eine zusätzliche N-Düngung. Eine Unterlas-

sung der N-Düngung schränkt natürlich aus pflanzenbaulicher Sicht die Regulationsmöglichkeiten bei der Bestandesführung (Anregung der Bestockung, Eiweißbildung etc.) erheblich ein, was im vorliegenden Fall zum signifikanten Mehrertrag bei einer N-Gabe von 50 kg/ha führte.

Tabelle 3 Ertrag von Winterweizen in Abhängigkeit differenzierter N-Düngung bei unterschiedlichen N-Überhang aus dem Vorjahr

1993 Ertragsziel 85 dt/ha	N _{min} kg/ha Herbst 92	N-Bedarf lt. CANDY kg/ha	Kornerttrag (dt/ha - 86% TS)			N _{min} nach Ernte (0-90 cm kg/ha)		
			ohne	CANDY	CANDY + 50 kg N/ha	ohne	CANDY	CANDY + 50 kg N/ha
niedrige N-Düngung zur Vorfrucht (50 kg N/ha)								
ohne	126	50	75.9	76.5	86.3	48	46	46
Gründüngung	167	0	80.0	75.7	87.0	36	50	46
200 dt/ha Std.	155	20	85.6	86.3	84.3	57	64	64
Stroh	144	30	77.5	80.1	84.7	44	53	60
hohe N-Düngung zur Vorfrucht (200 kg N/ha)								
ohne	202	0	87.1	87.4	84.9	59	73	53
Gründüngung	257	0	87.8	90.5	88.8	70	73	173
200 dt/ha Std.	269	0	90.0	90.1	85.2	75	91	147
Stroh	197	0	86.7	86.7	87.6	68	58	119

1994 Ertragsziel 90 dt/ha	N _{min} kg/ha Herbst 93	N-Bedarf lt. CANDY kg/ha	Kornerttrag (dt/ha - 86% TS)			N _{min} nach Ernte (0-90 cm kg/ha)		
			ohne	CANDY	CANDY + 50 kg N/ha	ohne	CANDY	CANDY + 50 kg N/ha
niedrige N-Düngung zur Vorfrucht (50 kg N/ha)								
ohne	73	110	58.0	95.5	95.8	60	54	57
Grün	91	100	64.0	94.6	99.6	65	62	68
200 dt	112	75	70.8	97.9	99.2	60	84	70
Stroh	92	95	56.6	88.2	97.9	62	60	52
hohe N-Düngung zur Vorfrucht (200 kg N/ha)								
ohne	158	45	70.0	87.4	91.0	59	71	53
Grün	168	35	79.1	94.3	95.5	64	73	66
200 dt	212	0	88.8	90.0	98.2	69	76	57
Stroh	152	50	74.6	92.7	92.9	55	63	62

4. Zusammenfassung

Mit Hilfe eines Simulationsmodells zur C- und N-Dynamik wurden zweijährige Untersuchungen zur Steuerung der N-Düngung mit dem Ziel durchgeführt, N-Überhänge aus dem Vorjahr innerhalb einer Vegetationsperiode abzubauen, ohne wesentliche Ertrags- bzw. Qualitätsminderungen zu akzeptieren. Durch möglichst exakte Kalkulation des N-Bedarfs unter Berücksichtigung aller wesentlichen N-Quellen und N-Senken konnte in allen Fällen, unabhängig vom N-Überhang aus dem Vorjahr, ein deutlicher N-Abbau beobachtet werden. In 81% aller Fälle wurde das angestrebte Ertragsziel erreicht (keine signifikante Abweichung).

Es wird also durch eine möglichst genaue Prognose des N-Bedarfs der Pflanzen mittels Modelle möglich, den Widerspruch zwischen Umweltbelastung durch mineralische N-Düngung einerseits und Ertragsverlusten andererseits zu minimieren.

Literatur:

FRANKO, U.: C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden.- Akademie der Landwirtschaftswissenschaft der DDR.- (1989).- Dissertation B

Rationale Grundlagen zur optimalen Platzierung von Düngemitteln

von

Popp, M. und N. Claassen

1. Einleitung

Der Begriff der Düngemittelplatzierung bezieht sich in der Regel auf die gezielte Versorgung eines eng begrenzten, wurzelnahen Bodenbereiches mit Nährstoffen. Im Vergleich zu einer breitwürfigen Applikation belegen zahlreiche Untersuchungen der letzten Jahrzehnte eine recht uneinheitliche Tendenz im Hinblick auf die Enderträge verschiedener Feldfrüchte (Welch et al, 1966; Matar und Brown, 1989; Bailey und Grant, 1990). Dagegen berichten die meisten Autoren übereinstimmend von zumindest anfänglichen Wachstumsvorteilen auf plazierte gedüngten Parzellen. Vor allem die Jungpflanze scheint also davon zu profitieren, daß bei Ausbringung einer gegebenen Düngermenge durch die Reduzierung des versorgten Bodenvolumens die Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung, als Folge verringerter Sorptions- und Fällungsprozesse ansteigt (Anghinoni und Barber, 1980). Andererseits beschränkt man mit dieser Maßnahme zugleich den für die Nährstoffaufnahme nutzbaren Bodenraum. Es sollte folglich ein optimal zu düngendes Bodenvolumen geben, bei dem die Nährstoffverfügbarkeit im Boden nicht mehr begrenzend wirkt und gleichzeitig die Pflanze ihr Aufnahmepotential voll ausschöpfen kann. Jede Abweichung vom Optimalzustand würde durch die Diskriminierung eines der beiden Aufnahmefaktoren zu einem geringeren Gesamtnährstoffzugang führen. Dieser ideale Zusammenhang wird sicherlich modifiziert durch äußere Einflußgrößen wie Bodenart, Nährstoffgehalt des Ausgangsbodens, aber auch Temperatur, Wassergehalt oder der relativen Lage des Düngebandes zum Saatkorn. Hoffmann et al. (1994) zeigten zum Beispiel, daß ohne oder mit geringer P-Gabe im Durchschnitt $\text{NH}_4\text{-N}$ gegenüber $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ernährung das Wurzelwachstum von Mais um 6%, den Sproßertrag um 25% und die P-Aufnahme um 38% erhöhte. Aufgrund der geringen Mobilität von Phosphat und der fehlenden Mykorrhizierung von *Beta vulgaris* wurde zur Prüfung der aufgestellten Hypothese eine auf verschiedene Bodenvolumina applizierte P-Düngung bei Zuckerrübe auf einem P-Mangelboden durchgeführt. Der Effekt einer alternativen N-Versorgung über Ammonium wurde in die Untersuchungen miteinbezogen.

2. Material und Methoden

In einem Gefäßversuch mit Parabraunerde (pH 5,3) wurde eine Gesamtphosphatmenge von 100 mg P/Gefäß als $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ in dreifacher Wiederholung ausgebracht. Diese Menge wurde auf 5, 10, 20 bzw. 100% des Bodens verteilt. Die N-Düngung erfolgte entweder breitwürfig als $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ oder zusammen mit der P-Düngung plaziert auf die jeweiligen Volumina als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Zur homogenen Verteilung der Düngesalze wurden diese in gelöster Form mit einer Spritzpistole bei mildem Druck auf den Boden ausgebracht und eingemischt. Zum Zwecke der späteren Reisolierung und exakten analytischen Datenerfassung mußte der Boden im plazierten Bereich in Netzschläuche (Gardinen aus Polyethylen, Maschenweite 1mm) eingefüllt und in einer Tiefe von 8 cm (= Abstand Bodenoberfläche zu Netzschlauchoberkante) abgelegt werden. Pro Gefäß standen insgesamt 3 Zuckerrüben (Sorte 'Kawetina') jeweils seitlich versetzt zum Düngeband. Um den Influx zu ermitteln wurden zwei Ernten durchgeführt. Die erste erfolgte 13 Tage und die zweite 25 Tage nach der Keimung. Die Wachstumsergebnisse werden nur für den zweiten Termin angegeben.

Die Gewinnung der Bodenlösung zur Bestimmung der P-Konzentration $C_{i,i}$ erfolgte in unbepflanzten Töpfen nach der Verdrängungsmethode von Adams (1974). Nach sorgfältigem Auswaschen der Wurzeln in den verschiedenen Kompartimenten wurde deren Gesamtlänge bzw. -oberfläche mit der Schnittpunktmethode nach Newman (1966) ermittelt. Die P-Gehalte im Sproß wurden nach Säureaufschluß und Anfärben mit Molybdat-Vanadat-Reagenz spektralphotometrisch gemessen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Aus der Tabelle ist zu entnehmen, daß durch die Verringerung des gedüngten Gesamtbodenanteils die P-Konzentration der Bodenlösung im Applikationsbereich überproportional ansteigt. Dagegen zeigt die Ertragskurve den erwarteten Optimumsverlauf: Eine breitwürfige Ausbringung des Phosphats resultiert zwar in einer Verdreifachung des Sproßzuwachses relativ zur ungedüngten Variante. Beschränkt man aber die P-Düngung auf 10 - 20% des Bodens, so sind weitere Ertrags-effekte erzielbar. Trotz hoher P-Konzentrationen in der Bodenlösung erweisen sich sehr kleine Bodenvolumina (5%) als ungünstig, da sie von der Pflanze schlecht genutzt werden können, möglicherweise aufgrund:

- a. des zu späten Auffindens bei der praktizierten seitlichen Ablage des Düngebandes
- b. der zu geringen Erhöhung der Wurzeldichte zur Schaffung der notwendigen Absorptionsoberfläche
- c. der limitierten Aufnahmekapazität der Einzelwurzel.

Während in der Durchwurzelung des nicht gedüngten Bodens (in der Tabelle als Topf bezeichnet) nur geringe relative Unterschiede auftreten, zeigen sich im Bereich des Düngebandes markantere Differenzierungen. Bereits die breitwürfige Verteilung des Phosphats bewirkt eine Zunahme der

Wirkung der P- bzw. P + NH₄-Plazierung auf die P-Konzentration der Bodenlösung und auf das Wachstum (Sproß und Wurzel) und die P-Aufnahme von Zuckerrübe

% Boden gedüngt		0	100	20	10	5	10+NH ₄
C_{Li} im Düngebereich <i>µmol P/l</i>		1,0	1,9	15,4	70,9	379,6	86,8
Ertrag <i>g TS/Gef.</i>		0,5	1,6	2,1	2,0	1,5	2,0
Wurzellängendichte <i>cm/cm³</i>	Topf	2,4	2,5	3,2	2,4	2,4	3,3
	Band	1,2	2,0	3,2	3,4	3,8	7,5
Wurzellänge (absolut) <i>m</i>	Topf	117	125	139	116	127	164
	Band	7	11	35	19	11	41
P-Entzug (absolut) <i>mg/Gef.</i> (relativ) <i>%</i>		1,5	6,6	9,5	11,4	8,5	10,9
	Topf	94	90	16	16	18	17
	Band	6	10	84	84	82	83
P-Influx <i>10⁻¹³ mol cm⁻² s⁻¹</i>	Topf	2,4	9,4	2,4	2,4	2,4	2,4
	Band	2,4	9,4	57,3	154,6	148,0	79,0

Wurzellängendichte im - verglichen zum Restboden einheitlich gedüngten und hier mit 10 Volumenprozent veranschlagten - Bandbereich. Begrenzt man die Düngung auf einen zunehmend geringeren Gesamtanteil des Bodens, so stellt man zunächst einen weiteren deutlichen, bei stark reduziertem Volumen kaum noch ausgeprägten Anstieg der Wurzellängendichte fest. Dieser Anstieg reicht zweifellos aus, die groben Relationen der P-Entzüge und z. T. des Ertrages zwischen 0-Düngung, breitwürfiger Düngung und Banddüngung wiederzugeben. Aber die Differenzierung zwischen den Versuchsgliedern der plazierten Varianten wird nicht erfaßt. Dazu ist es notwendig, den P-Influx miteinzubeziehen. Ausgehend von der Annahme, daß der P-Influx im ungedüngten Bandaußenbereich dem gemessenen P-Influx der 0-Variante entspricht, ergibt sich eine P-Restmenge, die dann von den Wurzeln im Düngeband absorbiert worden sind. Unter dieser Voraussetzung erkennt man eine enorme Zunahme des P-Influx, der je nach Applikationstechnik bis um den Faktor 15 gesteigert wurde. Oder anders ausgedrückt erfolgt eine Umkehrung der relativen Bedeutung der Wurzeln im Band für die P-Ernährung der Pflanze: knapp 20% des Gesamtwurzelsystems sind verantwortlich für über 80 % der P-Aufnahme. Der Gesamtverlauf des P-Influx repräsentiert eine Sättigungskurve, deren Optimum bei einer Konzentration von 70 µmol P/l Bodenlösung erreicht ist. Eine weitere Erhöhung der Bodenlösungskonzentration auf 380 µmol/l war ineffektiv, da die Pflanze das höhere Angebot nicht nutzen kann. Bei ähnlicher Wurzellängendichte besitzt die 10%ige Plazierungsvariante eine höhere Gesamtwurzellänge und entzieht dem Boden deswegen

mehr Phosphat als die 5%-Variante, was sich letztlich auch im Ertrag widerspiegelt. Dagegen hatte die 20%-Variante und insbesondere das breitwürfig gedüngte Versuchsglied die höchsten absoluten Wurzellängen im Düngbereich, doch aufgrund der unzureichenden Konzentration der Bodenlösung konnte die Pflanze ihr maximales Aufnahmepotential nicht ausschöpfen, wodurch die P-Entzüge insgesamt geringer waren.

Überraschend ist, daß sich die Erträge der 5%- und 100%-Variante, sowie der 10%- und 20%-Variante nicht unterscheiden, obwohl jeweils erstere um rund 20% höhere P-Entzüge aufweisen. Dieser Umstand erklärt sich wahrscheinlich aus dem Versuchsansatz. Durch die seitliche Ablage wächst die Pfahlwurzel der Zuckerrübe zunächst am Düngband vorbei und findet den Applikationsbereich mit abnehmendem Volumen zunehmend später. Die Pflanzen wachsen also länger unter P-Mangelverhältnissen, sodaß in dieser Phase die Zuckerrüben in Töpfen mit hohen Düngungsvolumina die kurzfristig besseren Startbedingungen vorfinden und sich einen Wachstumsvorsprung verschaffen können. Es wäre demnach zu fordern, die P-Düngung bei Zuckerrübe direkt unter dem Saatkorn zu plazieren.

Ein abschließender Vergleich zum Einfluß der N-Form zeigt, daß die zusätzliche Plazierung von Ammonium im Gegensatz zur breitwürfigen Verteilung von Nitrat die P-Konzentration der Bodenlösung im Applikationsbereich etwas erhöht. Ertrag und P-Entzug bleiben davon unbeeinflusst. Allerdings verdoppelte sich durch diese Maßnahme die Wurzellänge im Band. So gesehen hätte - ceteris paribus - auch der P-Entzug um den Faktor 2 ansteigen müssen. Doch realisierte die Pflanze ihr physiologisches Aufnahmepotential nicht, sondern reduzierte den P-Influx um 50%; wohl als Folge eines gedeckten internen Bedarfes, der keine weitere Steigerung der P-Aufnahmemenge erforderte. Daraus wäre abzuleiten, daß eine zusätzliche Plazierung von NH_4 eine Reduzierung der gedüngten P-Menge erlaubt, da die Pflanze durch die höhere Absorptionsoberfläche befähigt und bei abnehmender P-Konzentration in der Bodenlösung gezwungen wäre, ein mögliches Nährstoffdefizit durch die Realisierung ihres maximalen Aufnahmepotentials auszugleichen.

4. Literaturverzeichnis

- Adams F. 1974 Soil solution. In: The plant root and its environment. Hrsg. E.W. Carson 441-448 Charlottesville. University Press of Virginia.
- Anghinoni I. und Barber S.A. 1980: Predicting the most efficient phosphorus placement for corn. Soil Sci. Soc. Amer. J. 44: 1016-1020.
- Bailey L.D. und Grant C.A. 1990: Fertilizer placement studies on calcareous and non-calcareous chernozemic soils - Growth, P-uptake, oil content and yield of Canadian rape. Soil Sci Plant Anal. 21 (17 u. 18), 2089-2104.
- Hoffmann C., Ludewig E., Claassen N. und Jungk A. 1994: Phosphorus uptake of maize as affected by ammonium and nitrate nitrogen - Measurements and model calculations. Z. Pflanzenern. Bodenk. 157, 225-232.
- Matar A.E. und Brown S.C. 1989: Effect of rate and method of phosphate placement on productivity of durum wheat in mediterranean climate. Fert. Res. 20, 83-88.
- Newman E.J. 1966: A method for estimating the total root length in a sample. J. Appl. Ecol. 3, 139-145.
- Welch L.F., Mulvaney D.L., Boone L.V., McKibbia G.E. und Pendelton J. W., 1966: Relative efficiency of broadcast versus banded phosphorus for corn. Agron. J. 58, 283-287.

Stoffumsätze in sechs unterschiedlich versauerten Waldböden Mitteleuropas

von

Raubuch, M. und F. Beese

Anhand eines neuen methodischen Ansatzes wurden die Stoffumsätze in den oberen 22 cm von sechs Waldböden untersucht. Entlang eines europäischen Transektes mit steigendem versauernden Eintrag von Irland bis zum Solling in Deutschland wurden ungestörte Bodensäulen unter Fichten- und Kiefernbeständen entnommen. Die Monolithe wurden im Solling unter Fichte eingesetzt und somit einem physikalischen und chemischen Klima ausgesetzt. Während des Versuchs wurden anhand Stoffausträgen die Anpassung der Monolithe an das chemische Klima verfolgt. Der methodische Ansatz erlaubte zudem eine genaue Bilanzierung der Stoffumsätze. Ziel der Untersuchung war es, den Einfluß der Bodenversauerung auf die Prozesse des Stickstoffumsatzes zu erfassen. Umgekehrt sollte unter den Bedingungen hohen Protoneneintrages, die Bedeutung der Stickstoffmineralisation, der Ammonifikation, der Nitrifikation und der Denitrifikation hinsichtlich bodenchemischer Veränderungen qualitativ und quantitativ erfasst werden.

Probenahme und Versuchsflächen

Die Probenahme der Monolithe erfolgte im September/Oktober 1988 mit 24 cm hohen Plexiglaszylindern (Außendurchmesser 15 cm, Innendurchmesser 14,4 cm). Bei der Probenahme wurde darauf geachtet, daß ein ungestörtes Bodenprofil erhalten blieb. Die Säulen wurden zum Boden hin abgedichtet und so in die Versuchsfläche eingesetzt, daß die Oberfläche in den Zylindern mit der Umgebung abschloß. Die Bodenlösung wurde mit Hilfe einer Saugkerze (P80, Fa. KPM) bei einem Unterdruck von 0,2 bis 0,4 bar gewonnen. Die Probenahme erfolgte alle 2 Wochen. Aus den Lösungen wurden anteilig vierteljährliche Mischproben erstellt. Volumen und Qualität der Kronentraufe wurden im selben Zeitraum erfasst.

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Standorte. Legt man die Pufferbereiche von Ulrich (1986) zu Grunde, so befanden sich die Böden aus Kilkenny und Haldon im Austauscherpufferbereich (pH 4,2 - 5,0), die Böden der Standorte

Fontainebleau und Solling im Aluminiumpufferbeich (pH 3,0 -4,2) und die Böden aus Grizedale und Wekerom an der Grenze zwischen Aluminium- und Austauscherpufferbereich.

Tabelle 1: Übersicht über die Versuchsflächen

Fläche	Kilkenny	Haldon	Grizedale	Fontainebleau	Wekerom	Solling
Land	Irland	UK	UK	Frankr.	NL	BRD
Bestand	Picea abies	Picea abies	Picea abies	Pinus sylvestris	Pinus sylvestris	Picea abies
Alter*	20	45	40	30	35	109
Bodena.	tU-uL	tL-uL	tU	uS	uS	tU-uL
NS mm*	826	1006	1851	697	750	1088
T °C*	9,3	11	12,8	11,0	13,0	6,4
Elementeinträge mit der Kronentraufe (kg ha ⁻¹ a ⁻¹) von Mai 1989 bis Mai 1990						
Cl	46,9	147,9	180,0	23,2	53,3	38,3
NH ₄ ⁺ -N	5,5	9,3	7,5	5,0	38,0	19,5
SO ₄ ²⁻ -S	8,1	39,7	33,2	10,6	28,6	45,5
H ⁺	0,01	0,04	0,88	0,06	0,08	0,99
* = Jahre Bodena. = Bodenart NS = Niederschlag * = Jahresmittel uS = schluffiger Sand tU = toniger Schluff uL = schluffiger Lehm tL = toniger Lehm						

Ergebnisse und Diskussion

Zur Beschreibung der qualitativen Veränderung multidimensionaler Zeitreihen wurde die Korrespondenzanalyse herangezogen (Abb. 1). Diese geometrische, statistische Methode beschreibt die relative Bedeutung eines Parameters (Ions) zu einem gegebenen Zeitpunkt in Relation zu den anderen Parametern (Ionen) und in Relation zu den anderen Zeitpunkten. Um die Anschaulichkeit zu erhöhen, wurden die Punkte eines Standortes nachträglich miteinander verbunden und mit zwei Zahlen gekennzeichnet. Die erste Zahl steht für den Standort, die zweite Zahl für das Quartal.

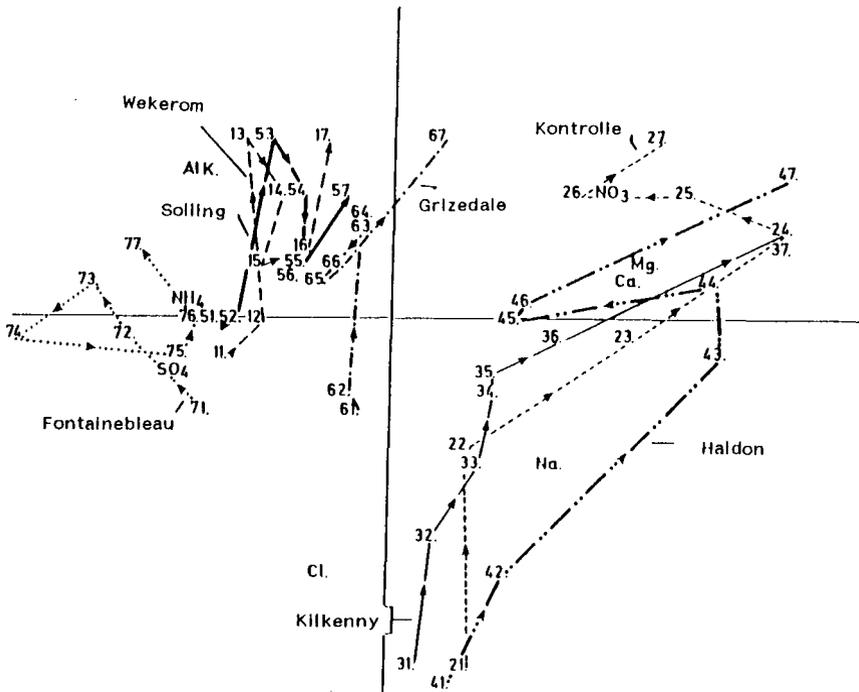
Abb. 1 belegt die unterschiedliche Ausgangssituation der Standorte.

Ionenausträge der Proben der meeresnahen Standorte Kilkenny, Haldon und der Kontrollen (ebenfalls in Haldon entnommen, aber mit demineralisiertem Wasser

aufgefüllt) waren zu Beginn natrium- und chloriddominiert. Die schnelle Anpassung an das chemische Klima läßt sich an der sinkenden Bedeutung dieser Ionenausträge verfolgen. Die weniger ausgeprägte Entwicklung der Elementkonzentrationen im Austrag aus dem Boden aus Grizedale weist darauf hin, daß bei hohen Einträgen mobiler Ionen die Höhe des Niederschlagsvolumens beachtet werden muß.

Darüberhinaus belegt die Darstellung, daß nach Anpassung an das chemische Klima Nitrat das dominierende Anion in den Bodenlösungen aller Standorte war. Die einzige Ausnahme bildete der nicht nitrifizierende Boden aus Fontainebleau. Die ausgetragenen Kationen entsprachen den Pufferbereichen. Kalzium und Magnesium dominierten in Kilkenny und Haldon, Aluminium in Wekerom und Solling. Grizedale nahm eine Zwischenstellung ein. Die Bodenlösungen aus den nicht nitrifizierenden Böden von Fontainebleau waren dagegen von Ammonium- und Sulfatausträgen dominiert.

Abb. 1: Korrespondenzanalyse des zeitlichen Verlaufs der Mittelwerte der Austragskonzentrationen aller Standorte



Aus den in Tabelle 2 dargestellten Bilanzen läßt sich eine Quantifizierung der internen Bodenversauerung ableiten. Pro Mol Ionenäquivalent aus der

Mineralisation organischer Substanz stammender, nitrifizierter Stickstoff wird 1 Mol Ionenäquivalent an Protonen erzeugt. In den offenen Proben betrug der mittlere jährliche versauernde Eintrag mit der Kronentraufe 3,63 kmol ha⁻¹ a⁻¹. Die Gesamtstickstoffbilanz zeigt aber, daß die auf der Stickstoffmineralisation basierende Nitrifikation, zu einer internen Versauerung der Böden führte. Diese wurde auf der Basis der Mittelwerte der Bilanzen (Gesamt-N) berechnet. Dabei nahm die interne mittlere jährliche Versauerung des Bodens aus Haldon (4,69 kmol IÄ ha⁻¹ a⁻¹) und Grizedale (4,64 kmol IÄ ha⁻¹ a⁻¹) zu den versauerten Böden Wekerom (3,08 kmol IÄ ha⁻¹ a⁻¹) und Solling (2,44 kmol IÄ ha⁻¹ a⁻¹) hin ab. Die Werte der Proben aus Kilkenny (1,68 kmol IÄ ha⁻¹ a⁻¹) müssen vor dem Hintergrund einer Überschätzung des Eintrags diskutiert werden.

Tabelle 2: Bilanzierung der Elementflüsse: Kronentraufe - Output (kg ha⁻¹ a⁻¹)

Element		Kontrolle**	Kilkenny	Haldon	Grizedale	Fontainebleau	Wekerom	Solling
NH ₄ -N	MW SA	-0,09 ±0,22	18,45 ±0,07	18,26 ±0,21	9,30 ±9,73	-9,10 ±3,19	13,01 ±2,79	17,67 ±0,72
NO ₃ -N	MW SA	-97,43 ±13,44	-41,91 ±25,72	-91,32 ±24,01	-74,21 ±13,58	6,34 ±4,70	-56,17 ±7,06	-52,58 ±9,52
N-ges.	MW SA	-97,52 13,58	-23,45 25,66	-65,59 17,52	-64,91 7,32	-2,16 5,07	-43,16 7,39	-34,91 9,54
MW = Mittelwert SA = Standardabweichung n = 6								

Literatur:

Ulrich B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. Z.Pflanzenernaehr. Boden. 149, 702-717

Danksagung

Diese Arbeit wurde an dem Institut für Boddenökologie der GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg angefertigt. Wir danken der finanziellen Unterstützung durch die European Science Foundation und die Commission of the European Communities (Step-CT91-0118).

Adresse:

M. Raubuch, F. Beese, Universität Göttingen, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

Nitratbelastung quartärer Lockersedimente unter Acker, Grünbrache und Wald

von

Richter, G. M., M. Kuhn und J. Richter

1. Einleitung

Flächenbezogene N-Bilanzen weisen für viehhaltende Betriebe in der Geest meist einen jährlichen Überhang von mehr als 100 kgN ha^{-1} aus. Dabei wird der Wirtschaftsdünger häufig unwirtschaftlich eingesetzt. Je nach Ausbringungstechnik und Boden können bis zu 60 % des Ammoniums als Ammoniak verloren gehen und in benachbarte Ökosysteme eingetragen werden. Die intensive Veredlungswirtschaft stellt deshalb nicht nur für bewirtschaftete Grundwasservorkommen, sondern auch für Nadelwaldbestände in der Agrarlandschaft eine Gefährdung (Nitrat, bzw. Versauerung) dar. Im folgenden wird anhand von Tiefenprofilen und Modellrechnungen gezeigt, wie sich die unterschiedliche Intensität der Landnutzung auf den Gehalt an Mineralstickstoff im Boden und Sickerwasser unterhalb des Wurzelraumes auswirkt. Ferner werden die o.g. Auswirkungen auf das Ökosystem Wald und die Möglichkeiten der Reduzierung des Nitrateintrages durch Flächenstilllegung (langjährige Grünbrache) diskutiert.

2. Standortbeschreibung - Geologie, Böden, Witterung und Landnutzung

Die Untersuchung wurde in der Ems-Hunte-Weser Geest 40 km südlich von Bremen durchgeführt (8.6°C Jahresmitteltemperatur, 660 mm a^{-1} mittl. Niederschlag). Auf Flug- und Geschiebedecksanden über drenthezeitlichem Geschiebemergel oder Schwelzwasserrinnen haben sich meist [Pseudogley-]Eschböden, Braunerden und Podsole mit geringer Speicherkapazität ($\text{FK } 10\text{-}20 \text{ cm m}^{-1}$) und hoher ($k_s = 100\text{-}300 \text{ cm Tag}^{-1}$) Durchlässigkeit im Decksand entwickelt.

Der für die Interpretation der Tiefenprofile wichtige Zeitraum von 1989 bis 1992 ist durch **Winterniederschläge in Höhe von 265 bis 300 mm** und nach Nutzung und Witterung differenzierte Sickermengen (Tab. 1) charakterisiert. Die Sickerung variiert zwischen 160 mm bei überwinternder Zwischenfrucht bis zu 265 mm unter Wintergetreide. Daraus lassen sich je nach Feldkapazität des Bodens **Sickerstrecken von annähernd 120 bis 160 cm** im Sand ($\text{FK} = 0.16$) bzw. 100 bis 140 cm im Geschiebe ($\text{FK} = 0.24$) bestimmen. In jedem Fall wird der nicht von den Pflanzen vor Winter aufgenommene Nitratstickstoff aus dem meist sandigen durchwurzelteten Oberboden ausgewaschen.

Tabelle 1: Niederschläge im Winter (WN) und mittlere Sickerwassermengen (SW)

Winter	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92
WN (mm)	429	265	296	268	298
SW (mm)	349	208	168	227	205

Auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) des Untersuchungsgebietes (310 ha) wird insgesamt vornehmlich Wintergetreide (53 %) und Mais (32 %) angebaut. Nur 17 % der LN dient dem Anbau von Zwischenfrüchten (Gründüngung und Futterbau). Der jährliche flächenbezogene N-Saldo variiert zwischen -30 bis $+500 \text{ kgN ha}^{-1}$, wobei ein extremer Überhang auf organische Düngung ($>400 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zurückzuführen ist.

Die hier vorgestellten Ackerflächen (Tab. 2) sind repräsentativ und unterscheiden sich in ihrer Nutzung und Düngungsintensität sowie ihrem Anteil an Sommergetreide (S) und Zwischenfrucht (Z). Von der "extensiv" gedüngten Fläche mit intensivem Zwischenfruchtanbau (66%) sinkt dieser Anteil auf 33% in der "normal" und schließlich auf 0 in der mit über 300 kgN/ha "intensiv" gedüngten Fläche, obwohl diese bei einem Sommerungsanteil von 50 % (Silomais, Hafer) möglich wäre. Die Grünbrache wurde 1989 angelegt. Der Nadelwald stellt einen ca. 70jährigen Bestand mit Gras- und Buschunterwuchs dar.

Die Bodenprofile (max. Tiefe 10 m) wurden mit einer Rammkernsonde (1 bis 2 m) im Sommer 1992 entnommen. Der Boden wurde in 50 cm-Segmenten auf seinen Wassergehalt sowie Gehalt an Mineralstickstoff (Nitrat, Ammonium) untersucht. Die jährliche Sickerstrecke wurde aus der jeweils berechneten Sickerung und dem als stationär angenommenen mittleren Wassergehalt (vol.%) approximiert. Die Sickerung und der Nitrataustrag wurden mit dem N-Haushaltsmodell nach Kersebaum (1989) auf der Basis der durch Befragung erhobenen Bewirtschaftungsdaten berechnet. Dieses enthält den Ansatz von Haude zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration auf der Basis pflanzenspezifischer Heger-Faktoren und täglicher Witterungsdaten von einer nahegelegenen Wetterstation (Niederschlag, rel. LF, Temperatur).

3. Ergebnisse und Diskussion

Tiefenprofile unter Acker

Die Mineralstickstoffgehalte im Unterboden zeigen eine deutliche Zunahme der Nitratbelastung infolge zunehmendem Düngeraufwands (Abb. 1). Der mittlere N_{min} -Gehalt liegt in der "extensiv" bewirtschafteten Fläche unter 5 kgN/ha/dm und steigt mit der Düngung auf ca. 6 bzw. fast 9 kgN/ha/dm an. Diese Zunahme der mittleren Nitratbelastung wird auch durch die Modellrechnungen wiedergegeben (Tab. 2). Der Anteil an Ammonium im Unterboden übersteigt nur in wenigen Ausnahmen 15 kgN/ha/m. In der "extensiv" gedüngten Fläche sind zwei Ammonium-Spitzen in Höhe von 30 bzw. 45 kg/ha zu erkennen. Diese könnten u.U. mit der organischen Düngung in Zusammenhang stehen.

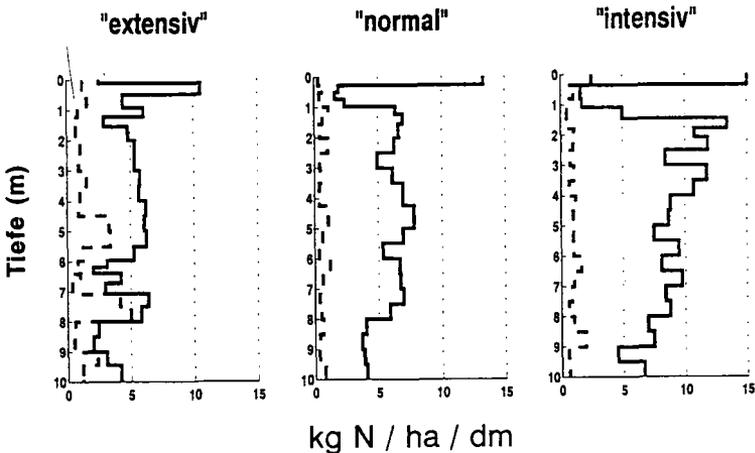


Abb. 1: Ammonium (- - -) und N_{min} -Gehalt (—) unter Ackerböden

Simulation des Nitrataustrags

Trotz der geringen vertikalen Auflösung (50 cm) sind einige distinkte 'peaks' im Profil zu erkennen, deren genaue Zuordnung aber erschwert ist, weil die Angaben zur Bewirtschaftung für den Zeitraum vor 1989 meist nur aus der Erinnerung rekonstruiert werden konnten ("...wir haben es genauso gemacht"). Für den Winter 1991/92 konnte der berechnete Nitrataustrag zahlreicher Ackerflächen in den Sickerstrecken wiedergefunden werden (Kuhn 1993).

Die Ergebnisse der diskontinuierlichen Simulation über das Winterhalbjahr seien am Beispiel des extensiv bewirtschafteten Standortes illustriert (Abb. 2). Unter starken Schwankungen der Sickerwasserbildung werden mittlere Sickerstrecken von etwa 130 cm pro Jahr (110-160 cm) berechnet. Summiert man die Sickerung zwischen 1987 und 1991 (1190 mm), so müßte unter Berücksichtigung des mittleren Wassergehaltes von 12 und 18 vol% in Decksand (130 cm) bzw. Geschiebe ein N-Peak bei ca. 700 cm uGOF zu finden sein. Die Tatsache eines dort erhöhten Ammoniumgehaltes (Abb. 1; "extensiv") gibt zu denken, ob alle Prozesse (Ammonium- Harnstofftransport, Nitratammonifikation) in solchen Sedimenten erfaßbar sind.

Tabelle 2: Jährliche Stickstoffmengen (Düngung, Saldo, Austrag) sowie gemessene und simulierte Kenngrößen unterschiedlich intensiv genutzter Flächen. - Anteil (%) an Sommerung und Zwischenfrucht

Nutzung Düngung Fruchtfolge	N_wald	G_brache	A c k e r b ö d e n		
			Extensiv 20_S/66_Z	Normal 25_S/33_Z	Intensiv 50_S/0_Z
Düngung (kgN/ha)	-	-	156	203	324
Saldo (kgN/ha)	-	-	85	115	177
Austrag (kgN/ha)	20	43	60	85	93
Sicker- strecke (cm)	100	120	132	133	131
N kg/ha/m	15	38	40	62	88
NO ₃ -Mess (mg/l)	125**	114	118	175	260
NO ₃ -Sim (mg/l)	-	-	108	158	177

** angenommener Wassergehalt von 10 vol % (anstelle von 6 vol%) - sommertrocken

Tiefenprofile unter Grünbrache und Wald

Die Ergebnisse der Bohrungen unter Grünbrache und Wald (Abb. 3; Tab. 2) verdeutlichen das die Extensivierung der Bewirtschaftung nur langfristig eine Entlastung des Grundwassers bringen wird: Die Aushagerung ist ein langwieriger Prozeß mit Rückschlägen. Die ehemals hohe Nitratkonzentration (230 mg/l) sinkt nach Anlage der Grünbrache zwar auf ein Drittel, steigt aber infolge der hohen Mineralisation im trockenen Sommer 1992 wieder auf ca. 200 mg/l. Unter Wald sind höhere Einträge von Stickstoff anhand der Gehalte insbesondere für die letzten Jahre festzustellen. Die Nitratkonzentrationen von über 100 mg/l konnten in einer weiteren Untersuchung nicht bestätigt werden. Ein etwas niedrigerer mittlerer N_{min}-Gehalt im Profil (12 kgN/ha/m) bedeutete 25 bis 45 mg/l, die im Vergleich zum Acker niedrig ist, aber bereits nahe dem EG-Grenzwert von 50 mg/l. Aufgrund der niedrigen und heterogenen Sickerwasserbildung unter Wald ist eine Aussage über die Belastung des Grundwassers durch Nitrat aus dem im Wald gebundenen und im Boden gespeicherten N sehr schwierig. Wichtiger wäre eine Untersuchung hinsichtlich der Versauerung im Zusammenhang mit der N-Mineralisation und Nitrifikation.

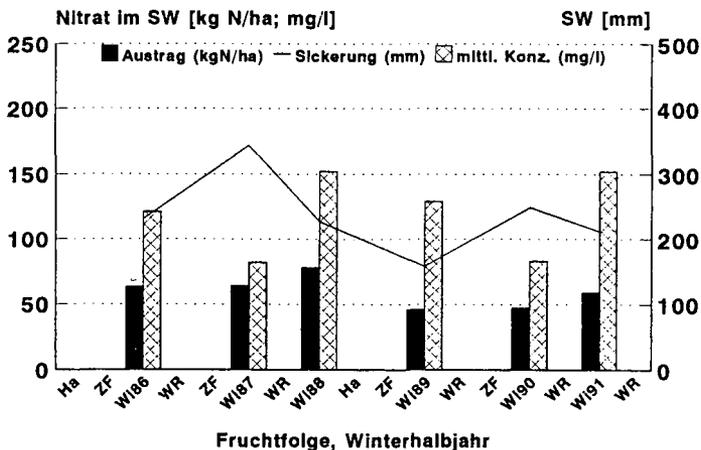


Abb. 2: Simulierte Sickerung, Nitratausträge, und -konzentration ("Extensiv"-Acker)

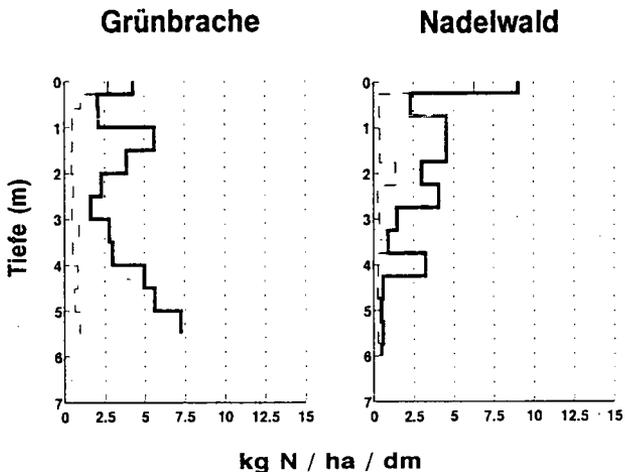


Abb. 3: Gemessene Mineral-N-Gehalte unter Grünbrache und Nadelwald

Literaturhinweise

Kersebaum (1989) Die Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerböden. Dissertation Hannover.
 Kuhn, M. (1993) Variabilität der Nitratgehalte in der ungesättigten Bodenzone in Abhängigkeit von Landwirtschaftlicher Nutzung und quartärgeologischem Untergrund. Diplomarbeit TU Bs.
 Richter et al. (1995): Nitrataustrag aus Ackerböden in unterschiedlich belasteten Trinkwassereinzugsgebieten. Endbericht.

Anmerkung: Die Arbeit wurde mit Mitteln des BMFT erstellt - FKZ 0339121C.

Beitrag der Stickstoffmineralisierung zur N-Bilanz auf Wirtschaftsgrünland und Streuwiesen im Allgäu

von

Rück, F.* und K. Stahr

Um die N-Dynamik landwirtschaftlicher Nutzflächen besser zu verstehen, stellen Bilanzen ein geeignetes Instrument dar. Anhand einfacher N-Bilanzen ergeben sich aus Einträgen (Düngung, Deposition) und Austrägen (Ernteentzug) N-Überschüsse bzw. N-Verluste. Sofern der Humus- bzw. N-Spiegel der Böden sich im Gleichgewicht (Mineralisierung = Streuanlieferung + N-Assimilation) befindet, ist eine einfache Bilanz (über mehrere Jahre) anwendbar. Treten jedoch N-Überschüsse auf, ist der Humusspiegel unausgeglichen und erhöhte N-Verluste können die Folge sein.

Hier werden die Messergebnisse von Teilkomponenten des N-Haushaltes von Wirtschaftsgrünland und Streuwiesen im Allgäu zusammengefaßt und mit den Ertrags-/Entzugsdaten in einer Mineral-N-Bilanz betrachtet. Auf die Nettomineralisierung als quantitativ bedeutsamste Größe wird näher eingegangen. Neben dem jahreszeitlichen Verlauf der N-Freisetzung war die absolute mineralisierte N-Menge unterschiedlicher Düngungsvarianten von Interesse.

Untersuchungsgebiete sind die Kleinlandschaften Blöden und Siggen im württembergischen Allgäu (Jungmoräne-Geschiebemergel-Landschaft). Entlang der Catenen ist das Bodenmuster Pararendzina-Hangley/Braunerde/Kolluvium-Gley-An-/Niedermoor vertreten. Die vorherrschenden Bodenarten sind sandige Lehme bis sandige Tone. Das Arbeitsgebiet ist durch hohe Niederschläge, kühle Temperaturen, hohe Sickerraten und, insbesondere im Winter, einer hohen Auswaschung gekennzeichnet.

Dargestellt werden die Varianten A (Gebiet Blöden, Parabraunerde-Braunerde, betriebsübliche Düngung), HV, HN und SR (Gebiet Siggen, Hang Voll-[betriebsübliche] und Null-Düngung, Hangley/Braunerde/Kolluvium und Senkenrand, Streuwiese auf Anmoorgley, ungedüngt). Düngungs- und Schnitthäufigkeit 4-5mal jährlich, Streuwiese einschnittig.

Zur Methodik siehe RÜCK 1994 und STAHR et al 1995.

Die N-Schlagbilanzen der Versuchsflächen im Allgäu weisen seit Versuchsbeginn 1988 die gleiche Tendenz auf, negative Salden wurden für Siggen mit durchschnittlich $197 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und für Blöden mit $172 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ berechnet. An beiden Standorten sind die reduziert gedüngten Varianten durch die relativ höchsten Verluste gekennzeichnet, da die N-Düngung um 40 % reduziert wurde, die N-Aufnahme aber nur um 10 % abnahm (RÜCK 1994).

Weiterführend wurden Mineral-N-Bilanzen gerechnet, die als Input $N_{\text{min-Vorrat}}$, In situ-Mineralisierung, N-Düngung, -Deposition und -Fixierung sowie als Output N-Aufnahme der Vegetation, -Immobilisierung, -Auswaschung, NH_3 -Volatilisation und Denitrifikation beinhalten. Für die Mineral-N-Bilanz sollen hier die Jahre 1991-93 dargestellt werden.

Danach ergeben sich Überschüsse auf den Grünlandvarianten und ein Defizit im Senkenrand (Abb. 1). Gegenüber den Schlagbilanzen sind hier zusätzlich die $N_{\text{min-Vorrats}}$ änderungen und die Nettomineralisierung berücksichtigt. Diese Mineral-N-Bilanz ergab nur für die Streuwiese im Senkenrand ein negatives Saldo, auf dem Wirtschaftsgrünland wurden positive Salden ermittelt und

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), 70593 Stuttgart

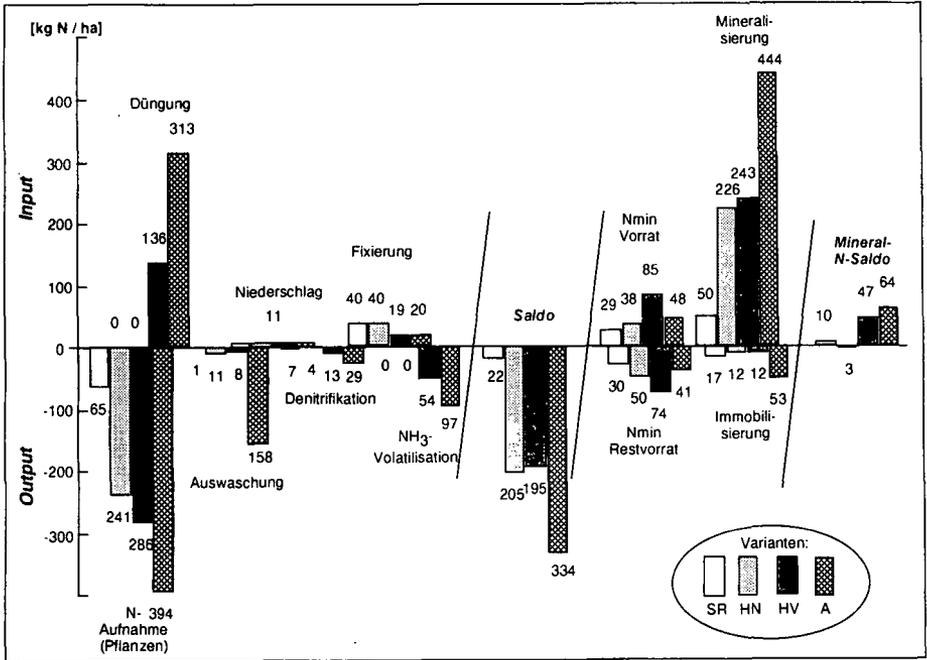


Abb. 1: N-Schlagbilanz (Saldo) und Mineral-N-Bilanz 1991-93, Angaben in [kgN*ha⁻¹*a⁻¹]. Nmin und Nettomineralisierung/-immobilisierung in 0-20cm, Organ. N der Gülle (HMV 122 und A1A2 184 kgN ha⁻¹a⁻¹) nicht eingerechnet, da dieses in die Komponente in situ-Mineralisierung eingeht.

Tab. 1: N-Nettomineralisierung (0-20cm, kgN ha⁻¹a⁻¹) unter Berücksichtigung des Organ. N-Gehaltes der Gülle, Jahresdurchschnittswerte von Siggen 1/91 - 12/93 und Blöden 1/92 - 12/93.

	SR	HN	HV	A
N-Netto-Mineralisierung	48	204	243	431
Organ. N der Gülle			156	154
Netto-Mineralisierung Boden	48	204	87	277
% von N _t 0-20cm	0,76	2,47	0,93	3,65

damit nachgewiesen, daß die N-Defizite der Schlagbilanzen durch die N-Mineralisierung aus dem organ. Stickstoffvorrat des Bodens und der eingebrachten Gülle ausgeglichen werden (Tab. 1).

Die Stickstoffnettomineralisierung wurde nach RUNGE (1970) untersucht. Durchschnittlich wurden zwischen 0,8 und 9 kg N ha⁻¹ w⁻¹ mineralisiert, wobei zu Einzelterminen die Spanne von einer Immobilisierung von 3,7 kg N ha⁻¹ w⁻¹ bis zu einer Mineralisierung von 24 kg N ha⁻¹ w⁻¹ reichte. Die N-Nachlieferung aus dem Organ. Stickstoffvorrat (aus Gülle und Boden) stieg an von 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (ungedüngte Streuwiese, Senkenrand, Standort Siggen) über 226 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (ungedüngtes Wirtschaftsgrünland) und 243 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (vollgedüngt) auf 444 kg N ha⁻¹ a⁻¹ an (Standort Blöden, voll gedüngt). Dieser N-Umsatz beträgt 0,8 bis 3,7 % am Gesamt-N-Vorrat der Oberböden.

Phasen intensiver N-Mineralisierung wurden von Mai-August beobachtet, während eine reduzierte Mineralisierung und z.T. Immobilisierung von Dezember bis März zu verzeichnen war (Abb. 2). Im

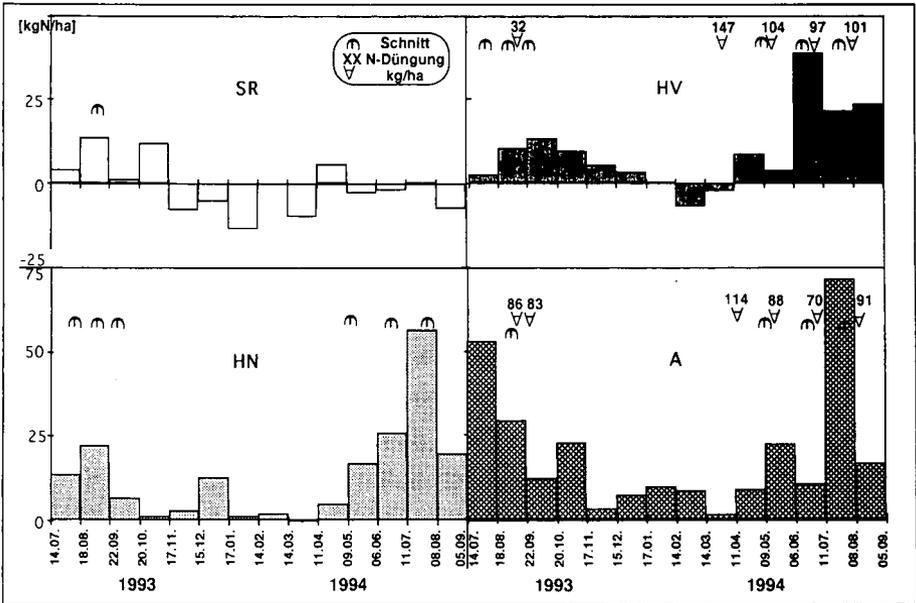


Abb. 2: Jahresgang der N-Mineralisierung in situ Juli 1993 - Sept. 1994 (kg N ha⁻¹; Σ 0-10+10-25cm, NO₃⁻ + NH₄⁺-N, n = 4).

Senkenrand wurde nur von Juli bis Oktober eine nennenswerte Mineralisierung beobachtet. Die höchsten Mineralisierungsraten wurden in A, der Variante mit der höchsten Bewirtschaftung und guter Dränung des Bodens ermittelt. Die geringe N-Freisetzung des ungedüngten und nicht bewirtschafteten Senkenrandes überrascht nicht sonderlich, jedoch die nahezu gleichhohe N-Freisetzung des ungedüngten(HN) gegenüber dem gedüngten (HV) Wirtschaftsgrünland mit hohem Grundwasserstand (Jahresmittel 55 cm u. Flur).

Die N-Nachlieferung ist eindeutig mit der Düngungs-/Bewirtschaftungsintensität korreliert. Weiterhin konnten HATCH et al (1990) einen Mineralisierungsspeak durch eine Auffeuchtung des Bodens (bei Bodentemp. >10°C) nach einer Trockenperiode nachweisen. Derartige Wiederbefeuchtungseffekte scheinen auch im Allgäu die N-Mineralisierung zu stimulieren, und zwar deutlicher auf dem gut gedränten Standort Blöden als in Siggen mit eher hoher, konstanter Wassersättigung. Die hohen Niederschläge im Allgäu (1400-1600 mm*a⁻¹) führen zu häufigen und kurzfristigen Wechseln der Bodenfeuchte (Dränung, Auffeuchtung) während der Vegetationsperiode. Dies fördert die Stickstoffmineralisierung und ist wahrscheinlich auch für die höheren Denitrifikationsraten des Standortes Blöden verantwortlich.

Während der winterliche Mineralisierungsrückgang durch Temperaturminimum (Frost), möglicherweise eingeschränkter O₂-Versorgung (hohe Wassersättigung, Schneebedeckung) und einem Zusammenbruch und folgender Remineralisierung der mikrobiellen Biomasse erklärt werden kann, scheint der Mineralisierungseinbruch im Hochsommer eher durch Nutzungseinflüsse (Schnitt und Aufwuchs) des Grünlandbestandes beeinflusst zu sein. Unklar ist, wie die mikrobielle Biomasse (Umsatz, C/N-Verhältnis) auf die hohe Düngungs- und Schnittfrequenz im Grünland reagiert.

Eindeutige Zusammenhänge zwischen Düngungsapplikation und Mineralisierungsrate waren nicht herzustellen, da bei der vierwöchentlichen Probenahme keine Ereignisbeprobung (exakte Übereinstimmung von Düngungstermin und Probenahme) möglich war, dies sollte künftig als Detailuntersuchung durchgeführt werden.

Eine möglichst detaillierte Bilanz ein Indikator für das erreichte Verständnis der gesamten Umsatzprozesse. Trotz der nahezu ausgeglichenen Mineral-N-Bilanz sollte auf mögliche Ungenauigkeiten oder Fehler dieser Methode hingewiesen werden. Ursachen der positiven/negativen Salden können in einer Unterschätzung der N-Fixierungsleistung der Leguminosen und/oder der Depositionen liegen, da trockene/gasförmige Depositionen nicht erfaßt wurden. Nach ASMAN und van JAARSVELD (1990) wird 58% des emittierten NH_3 als trockene Deposition (NH_3 und NH_4^+) zurückgeführt. Methodenbedingte Unschärfen bestehen auch hinsichtlich der Auswaschung (nach Klimatischer Wasserbilanz und Saugkerzenkonzentrationen) und der Denitrifikationsverluste (geringe Acetylenlöslichkeit bei hoher Wassersättigung in Böden). Zweifel an der Genauigkeit der RUNGE-Methode, die sich auf einen eingeschränkten Gasaustausch (CO_2 -Akkumulation, O_2 -Verarmung) des im Polyethylenbeutel inkubierten Bodenmaterials mit der umgebenden Bodenluft (BREMNER und DOUGLAS 1971) beziehen, konnten von GORDON et al (1987) ausgeräumt werden. Diese fanden bei Polyethylenfolien mit 0,015 - 0,032 mm Wandstärke keine Wasserdurchlässigkeit, aber sogar bei einer erhöhten CO_2 -Produktion (durch Urea-Düngung stimuliert) war der CO_2 -Abtransport und eine gute O_2 -Versorgung gewährleistet.

Die untersuchten Varianten erstrecken sich über einen Bereich von extensiver, ungedüngter Streuwiese zu intensiv gedüngtem Wirtschaftsgrünland (bis zu 550 kgN-Dgg.) und zeigen eine ausgeprägte Differenzierung der N-Nachlieferung in Abhängigkeit von der Düngungsintensität. Die Ergebnisse der in situ Brutversuche belegen, daß eine erhebliche Nettomineralisierung/Nachlieferung aus dem organischen Stickstoffvorrat des Boden und der ausgebrachten Gülle im Grünland stattfindet und das nach Schlagbilanzen ermittelte Bilanzdefizit ausgleicht.

Literatur:

- ASMAN, W.A.H. und H.A. van JAARSVELD (1990): Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von NH_3 -Verbindungen. VDI-KTBL Symposium "Ammoniak in der Umwelt", 10.-12.10.1990, Tagungsband, S. 2.1 - 2.35, Darmstadt.
- BREMNER, J.M. and L.A. DOUGLAS (1971): Use of plastic films for aeration in soil incubation experiments. *Soil Biol. Biochem* 3, 289-296.
- GORDON, A.M., TALLAS, M. and K. Van CLEVE (1987): Soil incubations in polyethylene bags: Effect of bag thickness and temperature on nitrogen transformations and CO_2 permeability. *Canad. J. Soil Sci.* 67, 65-75.
- HATCH, D. J., JARVIS, S. C. and L. PHILIPPS (1990): Field measurement of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of nitrification. *Plant and Soil* 124, 97-107.
- RÜCK, F. (1994): N-Bilanzen unterschiedlicher N-Düngungsvarianten der Versuchsflächen Siggen und Blöden. S. 73-80. In: STAHR, K., KLEBER, M. und F. RÜCK: Böden puffern Umwelteinflüsse - Beispiele zum Stickstoffhaushalt und zur Verwitterungsintensität in Bodenlandschaften Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 20/1.
- RUNGE, M., (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora* 159, 233-257, Jena.
- STAHR, K., FISCHER, W.R., F. RÜCK, S. FIEDLER, C. HOMEVO-AGOSSA, M. KLEBER, W. MICKLEY, D. NÁFE (†), I. SOESEN & O. AQUINO-MOSCOSO (1995): TPA2: Landschaftsbezogene Nährstoff- und Wasserhaushaltsuntersuchungen im Allgäu (insbesondere Stickstoff- Phosphor- und Kohlenstoffhaushalt. In ZEDDIES, J. et al (1995): Arbeits- und Ergebnisbericht 1993-1994, Sonderforschungsbereich 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Universität Hohenheim (im Druck).

P- und DOC- Untersuchungen in den Kompartimenten Boden und Wasser am Beispiel eines übersandeten Niedermoorstandortes im Drömling

von

Rupp, H., R. Meissner und J. Seeger

1. Einleitung

Zur Ableitung gewässerschonender Renaturierungsstrategien für das größte zusammenhängende Niedermoorgebiet im Bundesland Sachsen - Anhalt, dem Drömling, wurden bereits umfangreiche Untersuchungen zu den von verschiedenen Intensitätsstufen der Landnutzung ausgehenden Folgewirkungen auf die Stickstoff-(N)- Gehalte in den Kompartimenten Boden und Wasser durchgeführt (RUPP u.a. 1993). Neben N ist Phosphor (P) von herausragender Bedeutung für die Gewässerqualität. Dies gilt insbesondere für Niedermoorstandorte, da bei geringen Grundwasserflurabständen günstige Bedingungen für eine Stoffverlagerung aus dem organogenen Bodenkörper in die Grund- und Oberflächenwässer bestehen. So ist nach DRIESCHER und GELBRECHT (1988) eine hohe P- Belastung der Grund- und Oberflächengewässer charakteristisch für eutrophe Niedermooere. Desweiteren weisen derartige Böden relativ hohe Huminstoffgehalte auf, die aus der mikrobiellen Zersetzung pflanzlicher Materialien resultieren. Diese können aus dem Boden durch Ausschwemmen in die Gewässer gelangen und bereiten insbesondere bei der Trinkwassergewinnung Probleme. Da im letzten Jahr etwa 16 Mio. m³ Wasser aus dem Drömling über die Ohre im Gebiet der Colbitz- Letzlinger Heide zur künstlichen Grundwasseranreicherung genutzt wurden, sind derartige Untersuchungen von besonderer Relevanz zur Sicherung der Trinkwasserversorgung der Stadt Magdeburg. Der Huminstoffanteil in Böden und Gewässern kann mit Hilfe des Summenparameters DOC (Dissolved Organic Carbon) quantifiziert werden. Im folgenden wird vorrangig über die Ergebnisse der 1994 an Boden- und Wasserproben durchgeführten P- und DOC- Gehaltsuntersuchungen berichtet.

2. Material und Methoden

Auf einem übersandeten Niedermoorstandort (Steimker Drömling) wurden die P- und DOC- Gehalte im Boden, im oberflächennahen Grundwasser und im Oberflächenwasser untersucht. Die Bodenproben wurden entsprechend der Substratschichtung bis zu einer Tiefe von 0,9 m gewonnen. Wasser, das sich bis zu einer Bodentiefe von 1,5 m in jeweils frisch angelegten Bohrlöchern sammelt, wurde als oberflächennahes Grundwasser definiert.

Die Boden- und Wasserproben wurden hinsichtlich ihrer Gehalte an N, P und DOC schichtenweise analysiert.

Der pflanzenaufnehmbare P- Gehalt im Boden wurde nach der Kalziumlactatmethode (CAL- Methode) bestimmt. Die P- Konzentrationen der Wasserproben stellen Gesamtphosphatgehalte dar.

Die DOC- Konzentrationen in Wasser und Boden wurden mittels eines TOC-Analysators untersucht. Hierbei werden die Kohlenstoffverbindungen bei 600 bis 1000 °C durch einen Sauerstofflieferanten thermisch oxydiert. Im Anschluß wird auf die Menge an Kohlenstoff anhand der Messung des gebildeten Kohlenstoffdioxids geschlossen.

3. Ergebnisse

3.1. P- Bodengehalte

Anhand der in Tabelle 1 dargestellten PCAL- Bodengehalte wird mit Werten von bis zu 41 mg /100 g Boden ein relativ hohes Niveau dieses übersandeten Niedermoorstandortes deut-

UFZ- Umweltforschungszentrum Leipzig- Halle GmbH, Institut für Gewässerforschung
Magdeburg, Forschungsstelle Falkenberg, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg

lich. Für die meisten Mineralböden werden P- Gehalte zwischen 6 - 8 mg P/100 g Boden als optimal erachtet. Somit war dieser Standort als relativ hoch versorgt einzuschätzen. Auch unter Berücksichtigung der im Vergleich zu Mineralböden mit etwa 1,3 g/cm³ geringeren Trockenrohdichte des übersandeten Niedermoorbodens mußten die Gehalte als relativ hoch eingeschätzt werden. Das Niveau der im mineralischen Untergrund (Trockenrohdichte etwa 1,5 g/cm³) nachgewiesenen P- Gehalte war ebenfalls hoch.

Tabelle 1 P- Bodengehalte

Termin	Tiefenstufen (cm)					
	0 - 30		31 - 45		46 - 90	
	P	P	P	P	P	P
	mg/100g Boden	mg/100 cm ³ *)	mg/100g Boden	mg/100 cm ³ **)	mg/100g Boden	mg/100 cm ³ ***)
27.1.1994	18,62	24,39	18,00	4,50	7,92	11,88
7.4.1994	22,08	28,92	14,72	3,68	7,61	11,42
19.5.1994	20,53	26,89	20,10	5,03	3,28	4,92
6.7.1994	33,46	43,83	26,60	6,65	6,80	10,21
17.8.1994	31,16	40,82	26,62	6,66	21,13	31,70
20.9.1994	38,83	50,87	22,27	5,57	8,09	12,13
11.11.1994	40,76	53,39	11,07	2,77	4,52	6,77

*) Tr.rohdichte 1,31 g/cm³ **) Tr.rohdichte 0,25 g/cm³ ***) Tr.rohdichte 1,50 g/cm³

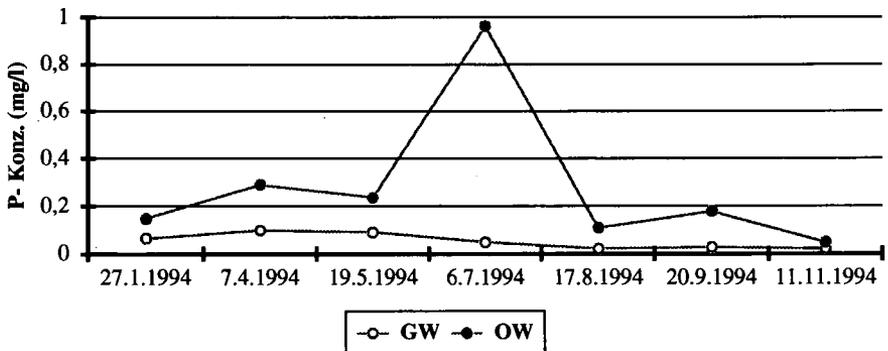
Bei Niedermoorböden ist es aufgrund unterschiedlicher Trockenrohdichten der Bodenschichten erforderlich, die gemessenen P- Bodengehalte auf das Volumen zu beziehen. Die Anwendung dieses Verfahrens führt vor allem bei dem in der Bodenschicht 31 - 45 cm liegenden übersandeten Moorbodenkörper zu einer Reduzierung der Gehaltsangaben.

Im Rahmen von Lysimeteruntersuchungen zur Gülleverwertung wurde von MEISSNER u.a. (1992) auf sorptionschwachen Sandböden bei P- Gehalten > 30 mg/100 g Boden eine beginnende Auswaschung von P festgestellt. Auch auf Niedermoorböden wird P als auswaschungsgefährdet eingeschätzt. Der untersuchte Standort wies infolge der hier zu verzeichnenden geringen Grundwasserflurabstände günstige Bedingungen für eine P- Verlagerung auf. Die für den übersandeten Niedermoorstandort belegten P- Bodengehalte wiesen ein Niveau auf, das auf eine P- Auswaschung in das Grund- und Oberflächenwasser schließen läßt.

3.2. P- Konzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser

Die in Bild 1 dargestellten Pges.- Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers entsprechen den von SCHLEYER und KERNDORFF (1992) für Lockersedimente angegebenen Perzen-

Bild 1 P- Konzentrationen im Oberflächenwasser (OW) und im Grundwasser (GW)



tilwerten des geogenen Normalbereiches von 0,016 - 0,098 mg/l P. Dagegen waren unter Berücksichtigung des in der ehemaligen DDR gültigen P- Trinkwassergrenzwertes von 0,033 mg/l P die im Zeitraum Januar bis Juli 1994 gemessenen Konzentrationen als deutlich erhöht einzuschätzen. Es ergaben sich für diesen Zeitraum Hinweise auf eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität.

Die im Oberflächengewässer gemessenen P- Konzentrationen überschritten den in der Literatur (z. B. DRIESCHER und GELBRECHT, 1988) diskutierten Eutrophierungsschwellenwert von 0,01 mg/l P deutlich. Besonders auffällig war hier das im Juli 1994 mit 0,963 mg/l P festgestellte Konzentrationsmaximum, das zeitlich mit hohen Boden- und Wassertemperaturen zusammenfiel. Im August 1994 einsetzende Niederschläge hatten eine deutliche Reduzierung der P- Konzentrationen zur Folge.

3.3. DOC- Gehalte im Boden

Aufgrund bestehender methodischer Probleme konnte mit der Untersuchung von DOC- Gehalten im Boden erst ab August 1994 begonnen werden. Die bisher vorliegenden Meßwerte sind daher vorwiegend als Ergänzung zu den längerfristig analysierten Parametern anzusehen.

Tabelle 2 DOC- Gehalte im Boden

Termin	DOC- Boden (mg/100 cm ³)		
	0 - 30 cm	31 - 45 cm	46 - 90 cm
17.8.1994	18,47	3,07	9,21
20.9.1994	19,78	3,00	16,35
11.11.1994	7,99	2,97	12,30

Die in Tabelle 2 dargestellten Gehaltsangaben sind unter Berücksichtigung der Trockenrohdichte der untersuchten Bodenschichten auf das Volumen bezogen worden.

Die DOC- Gehalte wiesen eine abnehmende Tendenz auf, wobei das höchste Niveau im August und September in den untersuchten Boden-

schichten festgestellt wurde. Eine vergleichende Wertung der vorgefundenen DOC- Bodengehalte ist derzeit nicht möglich, da bisher keine vergleichbaren Angaben in der Literatur gefunden wurden.

Unter Berücksichtigung der von ISERMANN und HENJES (1989) angegebenen Beziehung

$$1 \text{ kg DOC} = 0,93 \text{ kg NO}_3\text{- N}$$

kann das Denitrifikationspotential-(DP)- (kg/ha NO₃- N) und schließlich das Verhältnis DP/NO₃- N abgeleitet werden. Über den letztgenannten Quotienten wird es möglich, die Denitrifikationsbedingungen zu bewerten.

Tabelle 3 NO₃- N Gehalte im Boden, DP und DP/NO₃- N- Verhältnis

Termin	NO ₃ - N (kg/ha)	DP (kg/ha NO ₃ - N)	DP/NO ₃ - N
17.8.1994	12	943	80,6
20.9.1994	72	1277	17,8
11.11.1994	17	779	45,5

Die in Tabelle 3 für die letzten drei Beprobungstermine angegebenen DP/NO₃- N- Verhältnisse lagen damit deutlich über dem Mindestwert für eine optimale Denitrifikation von > 13. Es

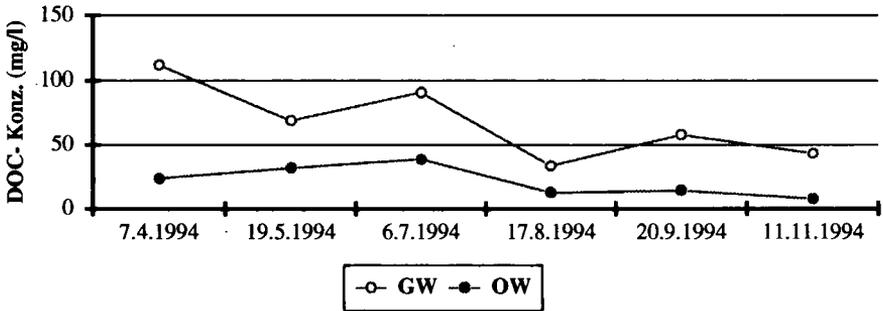
muß demzufolge mit erhöhter gasförmiger Freisetzung des anfallenden Stickstoffs gerechnet werden.

3.4. DOC- Konzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser

Die in Bild 2 dargestellten DOC- Konzentrationen des Grund- und Oberflächenwassers weisen ein sehr hohes Niveau auf. Besonders auffällig ist die stärkere Belastung des Grundwassers mit Huminstoffen im Vergleich zum Oberflächenwasser.

In der bisherigen Praxis der Bewertung von DOC- Konzentrationen werden Werte > 10 mg/l als kritisch angesehen. Dieser Bereich wurde bei den hier vorliegenden Konzentrationsmeßwerten durchgängig überschritten, so daß von einer relativ hohen Belastung der Gewässer mit gelösten

Bild 2 DOC- Konzentrationen im Oberflächenwasser (OW) und im Grundwasser (GW)



organischen Kohlenstoffverbindungen im Bereich von Niedermoorstandorten ausgegangen werden muß. Hohe DOC- Konzentrationen sind bei Wässern, die zur Trinkwassergewinnung verwendet werden, wie das mit einem Großteil des Ohre-Wassers in der Colbitz- Letzlinger Heide geschieht, aus humantoxikologischer Sicht besonders kritisch.

4. Schlußfolgerungen

- Der Boden des untersuchten Standortes war hoch mit P- versorgt. Eine vergleichende Bewertung von P- Bodengehalten organogener Böden erfordert die Berücksichtigung der Trockenrohddichte. Kenntnislücken bestehen hinsichtlich der P- Dynamik in Niedermoorböden.
- Das Grund- und Oberflächenwasser war infolge hoher P- Konzentrationen als eutrophiert zu charakterisieren. Die Beziehungen zwischen den P- Gehalten des Bodens und den P- Konzentrationen in den Gewässern sollten eingehender untersucht werden.
- Die aufgefundenen DOC- Konzentrationen im Boden wiesen ein hohes Niveau auf. Dies ist vor allem auf das organogene Ausgangsmaterial der Moorbildung zurückzuführen. Das auf der Grundlage der DOC- und N- Untersuchungen berechnete Denitrifikationspotential wies ein vergleichsweise hohes Niveau auf. Damit kann auf günstige Bedingungen für eine gasförmige Freisetzung des zuvor mineralisierten Stickstoffs geschlossen werden.
- Die im Grund- und Oberflächenwasser belegten hohen DOC- Konzentrationen, die zu Problemen bei der qualitätsgerechten Trinkwasserbereitstellung führen können, erfordern eine kontinuierliche Untersuchung dieses Parameters im Einzugsgebiet der Ohre. Die Kriterien zur Beurteilung von im Boden und Wasser analysierten DOC- Werten bezüglich ihrer Wirkung auf die Umwelt sind unbedingt zu qualifizieren.

Literatur:

- DRIESCHER, E. und J. GELBRECHT: Zum Vorkommen von Phosphat im Grundwasser. In: Acta hydrophys., Berlin 32 (1988) 4, S. 213 - 235.
- ISERMANN, K. und HENJES, G.: Dissimilatorische Nitrat-Reduktion im (un-)gesättigten Untergrund bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung. VDLUFA-Kongreß vom 18.-23. September 1989 in Bayreuth
- MEISSNER, R., KLAPPER, H. und J. SEEGER: Wirkungen einer erhöhten Phosphatdüngung auf Boden und Gewässer. In: Wasser + Boden 44 (1992) 4, 217 - 220.
- RUPP, H., R. MEISSNER, H. MÜLLER und F. BRAUMANN: Einfluß der Intensität der Landnutzung auf den anorganischen N- Gehalt im Boden und im oberflächennahen Grund- und Oberflächenwasser von flachgründigen Niedermoorstandorten im Drömling. In: Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72 (1993), S. 1233 - 1236.
- SCHLEYER, R. und H. KERNDORFF: Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen - Eine Bestandesaufnahme für den vorbeugenden Grundwasserschutz sowie zur Erkennung von Grundwasserunreinigungen-. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 1992.

Teilprozesse der Stoff- und N-Dynamik in der Streuauflage und im Oberboden auf Sukzessionsbrachen

von

Sauerbeck, G. und I. Merbach¹

Die Pflanzengesellschaften auf Sukzessionsbrachen (Dauerbrache mit Selbstbegrünung) weisen einen hohen Anteil an Ruderal- und Segetalarten mit einer erheblichen Primärproduktion und einer hohen Stickstoffaufnahme auf (MERBACH und SAUERBECK, 1995). Unter diesen Bedingungen kommt es auf Grund der langsamen Zersetzung zur Bildung einer Streuschicht. Der darin gebundene Stickstoff wird nur langsam freigesetzt. Die hierbei stattfindenden Teilprozesse, wie Auswaschung aus dem absterbenden Pflanzenbestand und der Streulage, Streuzersetzung durch Bodentiere und Mineralisation im Boden, sind für stillgelegte Ackerflächen mit Selbstbegrünung, insbesondere auf Böden mit stark divergierendem N-Gehalt, noch weitgehend unbekannt. Ihr Ausmaß wurde mit Pflanzen- und Bodenmaterial einer ehemaligen Acker- und einer "Güllelastfläche" überprüft.

Material und Methoden:

Die Versuchflächen liegen in der Nähe der Außenstelle des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle in Bad Lauchstädt. Der C_t - und N_t -Gehalt des Bodens, eine Löß-Schwarzerde, beträgt auf der ehemaligen "Güllelastfläche" bis zu 0,6 % N und 8 % C und 0,2 % N bzw. 2,1 % C auf der ehemaligen Ackerfläche. Die "Güllelastfläche" diente in den Jahren 1984 - 1989 als Deponie. Die Untersuchungsflächen wurden 1991 stillgelegt und selbstbegrünt. Im folgenden wird das Pflanzen- und Bodenmaterial der ehemaligen "Güllelastfläche" mit 'Belaster', das der ehemaligen Ackerfläche als 'Unbelastet' gekennzeichnet. Die N-Auswaschung aus der Streuauflage wurde modellhaft bei 25 °C durch Applikation von 150 ml dest. Wasser gesprüht (= 20 mm Niederschlag) auf 20 g Streu-TS im Abstand von 3 Tagen und anschließende Perkolations simuliert. Der Gesamtstickstoff und der N_{an} -Gehalt wurden im Perkolat bestimmt. Der organisch gebundene Stickstoff ist die Differenz zwischen N_t und N_{an} . Die verwendete Streu wurde kurz nach dem Frost im Herbst 1993 als stehendes, abgefrorenes Pflanzenmaterial gesammelt und entsprach in etwa der Vegetationszusammensetzung. Der Streuabbau ist in Netzbeuteln mit Maschenweiten von 4 mm (Kontrolle), 1 mm (Ausschluß der Makrofauna), und 0,024 mm (Ausschluß der Makro- und Mesofauna) auf der Bodenoberfläche in der Vegetationsperiode von Mai bis Oktober und in der Winterperiode 1993/94 von Dezember bis März überprüft worden (Berechnung der Abbaumengen nach MALKOMES (1980)). Die Streueinwaage betrug 5 - 10 g TS. Bis zu 360 Beutel wurden, auf 6 Parzellen verteilt, ausgelegt. Das Ausmaß der C- und N-Mineralisation wurde mit Streu unterschiedlicher Artenzusammensetzung durch Laborinkubation von 90 Tagen bei 25 °C und 60 % WK nach einem Verfahren von KLIMANEK (1994b) ermittelt. (Die Streueinsatzmenge entsprach 200 mg C/100 g Boden). Die CO₂-Messung erfolgte im Gaskreislaufverfahren durch Infrarotabsorption. Zur N_{an} -Bestimmung wurden zu 9 Terminen jeweils 5 Gefäße entnommen. C_t und N_t im Pflanzenmaterial wurde im C/N-Analysator (Leco) (N im Perkolat nach Kjehtdahl) und N_{an} wurde über ionensensitive Elektroden bestimmt. Für alle Versuchsansätze zum Streuabbau und zur N-Mineralisation wurde Streu des Jahrgangs 1992 verwendet. Dieses bestand auf der belasteten Versuchsfläche zu 100 % aus Atriplex nitens, 4 % Lactuca serriola, 2 % Galium aparine, 6 % Datura stramonium und 6 % anderen Arten. Im späteren Perkolationsversuch setzte sich die Streu (Jahrgang 1993) auf der belasteten Fläche auf Grund von Sukzessionsvorgängen zu 10 % Artemisia vulgaris und 90 % Atriplex nitens und auf der unbelasteten Flächen

¹ UfZ-Leipzig-Halle; Sek. Bodenforschung, Hallesche Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt

aus 18 % *Atriplex nitens*, 29 % *Artemisia vulgaris*, 24 % *Lactuca serriola*, 18 % *Cirsium arvense*, 6 % Gras (hauptsächlich *Agropyron repens*) und 5 % *Galium aparine* und anderen Arten zusammen.

Ergebnisse und Diskussion

Im Pflanzenbestand kann Stickstoff durch Blattfall und Auswaschung aus dem grünen Pflanzenmaterial, dem absterbenden Bestand und aus der Streulage überwiegend mechanisch freigesetzt und dem Boden zugeführt werden. Entscheidend für die ausgewaschene N-Menge sind der N-Gehalt, das Gewebealter, die Niederschlagsbedingungen und der Benetzungsgrad (SCHREIBER et al.; 1985). Im vorliegenden Versuch betrug die N-Auswaschung 7 - 9 % des in der Streulage enthaltenen Gesamt-N (Tabelle 1). Die N-Freisetzung wurde offenbar nicht durch die unterschiedliche Artenzusammensetzung der Streu beeinflusst. Der Stickstoff im Perkolat lag zu 25 - 32 % anorganisch (Nitrat und Ammonium) und 68 - 75 % organisch gebunden vor. Die N-Freisetzung ist möglicherweise durch starke Verpilzung des Materials gefördert worden. Die Ergebnisse sind nur bedingt auf Feldbedingungen übertragbar, da nur ein Teil der Streuauflage (die Jahresstreu) geprüft wurde und die Blätter in der Streu von *Atriplex nitens* zum Entnahmeterrn weitgehend abgefallen waren. In einem weiteren Versuchsansatz wird das Ausmaß der N-Auswaschung über die Winterperiode im Feld geprüft.

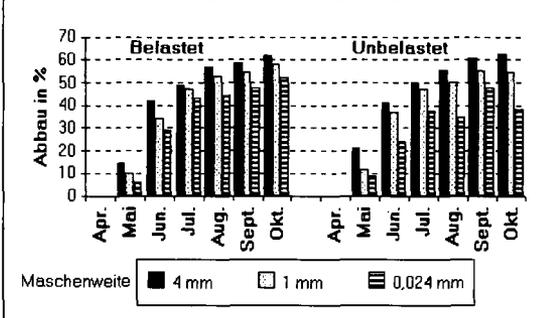
Tabelle 1: Ausgewaschene N-Gesamtmenge aus der Streuauflage im Perkolat von 20 mm Niederschlag/ Termin (Streueinwaage 20 g TS; Versuchsdauer 14 Tg, n = 6)

Streuart	Einwaage mg N	Ausgewaschene N-Menge je Termin (mg N)					Summe	Anteil in % Einwaage
		1	2	3	4			
Belastet	200	6,0 \pm 0,9	4,3 \pm 1,2	3,1 \pm 0,8	1,5 \pm 0,4	14,8	7	
Unbelastet	190	6,0 \pm 1,1	4,6 \pm 0,9	4,3 \pm 1,7	2,1 \pm 0,8	17	9	

Die N-Auswaschung ist nach dem 4. Termin noch nicht abgeschlossen. Die reale Gesamtmenge dürfte jedoch nur geringfügig über der in Tabelle 1 angegebenen Summe liegen, da die N-Menge in den Perkolaten zwischen den Terminen stark abnimmt. Aus diesem Grund kann mit einer N-Auswaschung von mindestens 5 - 10 % des in der Streu enthaltenen Gesamt-N gerechnet werden. In Schüttelversuchen mit frischen vergilbten Brennesselblättern und dest. Wasser wurde von ZUCKER und ZECH (1987) im Durchschnitt ein wasserlöslicher Stickstoffanteil von 14 % ermittelt.

Von der in den Netzbeuteln ausgebrachten Streumenge wurden in der Vegetationszeit zwischen Mai und Oktober bis zu 62 % in der Kontrolle (4 mm Maschenweite) abgebaut (Abbildung 1). Dies entsprach auch dem auf der Versuchsfläche beobachteten Streuschwund während der Vegetationsperiode von 55 - 60 %.

Abbildung 1: Streuabbau in der Vegetationsperiode 1993 in % der Streueinwaage (Streueinwaage = 5 g TS, n = 6)



Obwohl sich die Streu auf den Untersuchungsflächen deutlich in der Artenzusammensetzung unterschied, wurde keine Abbaudifferenz festgestellt. Eine eventuelle Schädigung der Bodenfauna durch den übermäßigen Gülleinsatz ließ sich nach einer Brachedauer von 3 Jahren nicht nachweisen (DREILING, 1993).

Die durchschnittlichen Unterschiede im Abbau zwischen den gewählten Maschenweiten betragen 5 %. Im September war der Streuabbau in der Kontrolle (4 mm) mit 61 % gegenüber der 0,024 mm Maschenweite (48 %) um 13 % stärker. Diese

Beobachtungen stimmen auch mit anderen Autoren überein (FRIEBE und HENKE, 1991). Der hier ermittelte Anteil der Makro- und Mesofauna am Streuabbau von 13 % wird durch fehlende Konkurrenz, gestörte Kometabolismen und Fraßwechselbeziehungen überbewertet. Über die Winterperiode 1993/94 (hier nicht

dargestellt) wurde der Streuabbau in mit entsprechenden Netzen versehenen Streucontainern (KRATZ, 1990) bei einer Einwaage von 10 g TS geprüft. Hierbei ergab sich eine relativ hohe Abbaurate zwischen 29 und 36%. Die Unterschiede in Abhängigkeit von der Streuzusammensetzung waren nur gering. Ebenso wurden keine Unterschiede zwischen 1 mm Maschenweite und Kontrolle (4 mm) beobachtet. Der Abbau in der 0,024 mm Maschenweite lag zwischen 5 und 10%.

Während der Streuzersetzung kam es zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses von 37 - 40 auf Werte von 16 - 23. Der N-Verlust in der Kontrolle (4 mm) mit 40 - 53% ist durch Fraß, Regenwurmmaktivität (Verlagerung) und durch Auswaschung entstanden (Tabelle 2).

Der Abbau in der feinen Maschenweite (2 - 7%) ist weitgehend auf mikrobiellen Abbau (überwiegend Pilze) zurückzuführen. Der Abbau wurde durch Sommer-trockenheit eingeschränkt.

In der Winterperiode (hier nicht dargestellt) wurden erstaunlich hohe Unterschiede zwischen den Streuarten mit 32%

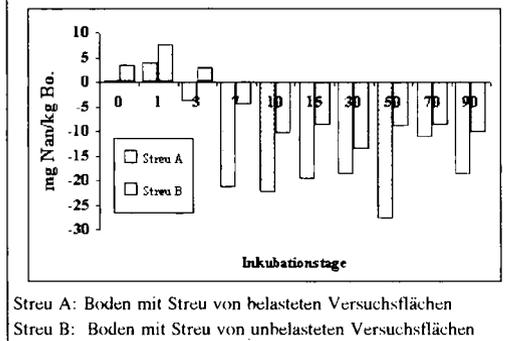
N-Verlust auf den belasteten und 58% auf den unbelasteten Versuchsflächen in der Kontrolle beobachtet. Auch in der feinsten Maschenweite war im Vergleich zur Vegetationsperiode der N-Verlust mit 22% größer. Hierbei hat sich die ständige Streudurchfeuchtung offenbar fördernd ausgewirkt. Für den Abbau im Winter können auch Niederschlagsereignisse (N-Auswaschung) und, in frostfreien Perioden, die Aktivität der Mesofauna (in den Maschenweiten 1 mm und 4 mm) eine Rolle spielen. Die Makrofauna befindet sich in dieser Jahreszeit weitgehend in der Ruhephase.

Tabelle 2: N-Menge in der Reststreu nach 6 Monaten Abbau in den Monaten April - September 1993 (n = 6; * = Versuchsbeginn)

Vers. fläche u. Masch. weite	Streurestmenge g TS	Nt %	N-Menge in mg	N-Verlust %
Einwaage *	5	1,1	55	0
Belastet				
4 mm	2,06 ±0,25	1,63	33	40
1 mm	2,25 ±0,26	1,93	43	22
0,024 mm	2,62 ±0,29	1,94	51	7
Unbelastet				
4 mm	1,95 ±0,50	1,33	26	53
1 mm	2,33 ±0,20	1,67	39	29
0,024 mm	2,88 ±0,15	1,89	54	2

Bei der Einarbeitung von Streumaterial in den Boden (Umbruch von Brachefläche) kann es je nach Streuzusammensetzung nicht nur zu einer Mobilisierung, sondern auch zu einer mehr oder weniger starken Immobilisation des mineralischen Stickstoffs im Boden kommen. Das Ausmaß wurde mit dem bereits beschriebenen Streumaterial in einem Inkubationsversuch überprüft (Abbildung 2).

Abbildung 2: Immobilisation von mineralischem Bodenstickstoff



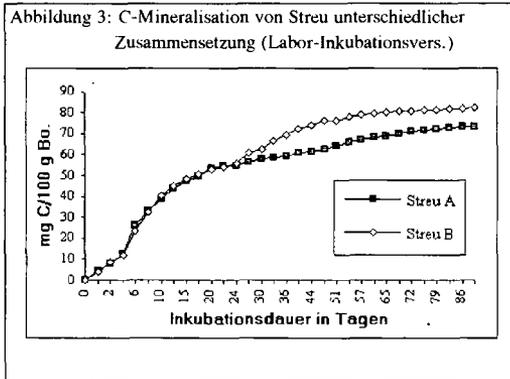
Streu A: Boden mit Streu von belasteten Versuchsflächen
 Streu B: Boden mit Streu von unbelasteten Versuchsflächen

der unbelasteten Fläche durch unterschiedliche Mengen an schwer zersetzbaren Inhaltsstoffen (Ligningehalt) beeinflusst ist, muß noch überprüft werden. Der stärkere Verholungsgrad von Atriplex nitens (Streu der belasteten Fläche) deutet auf einen höheren Ligningehalt gegenüber der grasreichen Streu von der unbelasteten Versuchsfläche. Das C/N-Verhältnis des Streumaterials von 37 (unbelastete Versuchsfläche) und 40 (belastete Versuchsfläche) läßt sich zur Interpretation des Ergebnisses nicht heranziehen. In beiden Böden hält die

Immobilisation im belasteten Boden gegenüber der Menge im Boden der unbelasteten Versuchsfläche (58 mg N_{an}/kg Boden) um ein Drittel höher. Die stärkere Mineralisation ist auf den hohen Humusgehalt mit leicht umsetzbarem Stickstoff und die deutlich höhere mikrobielle Aktivität im belasteten Boden zurückzuführen. Bis zu 28 mg N_{an}/kg Boden sind durch die Streu der belasteten Fläche festgelegt worden. Ob die höhere Stickstoffimmobilisation im belasteten Boden gegenüber

Immobilisation auch nach 90 Tagen Inkubationsdauer an. In weiteren Versuchen mit ähnlicher Streuzusammensetzung wurden nach 70 Tagen Inkubation auf den belasteten Böden sogar bis zu 46 mg N_{an}/kg Boden festgelegt. Eine Übertragung auf Feldbedingungen ist jedoch problematisch. Dennoch besteht hiernach die Möglichkeit, daß es beim Umbruch von selbstbegrünten Bracheflächen zu einer längerfristigen Immobilisation von Mineral-N in der Größenordnung von 100 kg N/ha und mehr kommt. Ein Feldversuch zu dieser Versuchsfrage ist für die Vegetationsperiode 1995 geplant.

Bei der C-Mineralisation des verwendeten Streumaterials (Abbildung 3) wurden mit 72 - 82 mg C/100 g Boden zwischen 36 und 41 % der Streueinwaage (200 mg C/ 100 g Boden) mineralisiert. Der Unterschied



zwischen der Streu von der belasteten und der unbelasteten Versuchsfläche lag hier nur bei 5 %. Ein weiterer Versuchsansatz mit anderem Streumaterial derselben Versuchsflächen bestätigte dieses Ergebnis mit einem Abbau von 40 bis 45 % nach 70 Tagen. Das bedeutet, daß etwa 60 % der eingebrachten organischen Substanz als schwer zersetzbare Inhaltsstoffe (Lignin), mikrobielle Biomasse oder Humusvorstufen im Boden verblieben. Das Streumaterial wäre damit hinsichtlich einer Abbaubarkeit von Getreidestroh, aber auch von Ernterückständen nachwachsender Rohstoffe vergleichbar (KLIMANEK, 1990, 1994a).

In Brache-Ökosystemen werden durch die untersuchten Prozesse, wie Auswaschung aus der Streulage, Streuzersetzung durch Bodentiere und Immobilisation, erhebliche Stickstoffmengen umgesetzt. Mit der Vorjahresstreu waren nach **MERBACH** und **SAUERBECK** (1995) bis zu 200 kg N/ha gebunden. Wird eine N-Auswaschung von 10 % des Gesamt-N zu Grunde gelegt, könnten bis zu 20 kg/ha über Niederschläge dem Boden zugeführt werden. Durch Tieraktivität werden aus der Streulage in der Vegetationsperiode bis zu 50 % des darin enthaltenen Stickstoffs freigesetzt. Bei einem Umbruch können in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der Streu bis zu 100 kg N/ha mittelfristig immobilisiert werden.

Literatur:

DREILING, M.: 1993: Voruntersuchung zur Besiedlungsdichte von Collembolen und Milben auf unterschiedlich mit Stickstoff belasteten Parzellen der hier genannten Versuchsfläche; unv.

FRIEBE B.; HENKE, W.: 1991: Bodentiere und deren Strohabbauleistungen bei reduzierter Bodenbearbeitung; Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 32, 121-126

KLIMANEK, E.M.: 1990: Umsetzungsverhalten von Ernterückständen: Arch. Acker-Pflanzenbau und Bodenk. 34, 559-567

KLIMANEK, E.M.: 1994a: Nachwachsende Rohstoffe und ihr Einfluß auf den Boden: Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesell. 73, 67-70

KLIMANEK, E.M.: 1994b: Messung der CO₂-Freisetzung aus Bodenproben von Laborinkubationsversuchen im Gaskreislaufverfahren: Agribiological Research 1995 i. Druck

KRATZ, W.: 1990: Streuabbaubehälter - ein Instrument der modernen Bodenbiologie. Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 66. 1. 547-549

MALKOMES, H. P. 1980: Strohhrotteversuche zur Erfassung von Herbizid-Nebenwirkungen auf den Strohsatz im Boden; Pedobiologia 20, 417-427

MERBACH, I.; SAUERBECK, G.: 1995: Untersuchungen zur Sproß- und Streubildung einer Ruderalzönose auf einer früheren Gülledeponie, sowie zur C/N-Dynamik in den Pflanzenfraktionen. Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. i. Druck

SCHREIBER, J. D.; MCDOWELL, L.L.: 1985: Leaching of nitrogen, phosphorus and organic carbon from wheat straw residues; I. Rainfall intensity; J. environ. Qual. 14, 251-256

ZUCKER, A.; ZECH, W.: 1987: Dynamik verschiedener N-Fractionen bei Abbaueversuchen mit Brennesselblättern (*Urtica dioica* L.); Z. f. Pflanzenern. u. Bodenk. 150, 161 - 167

**Erosionsprognose im Einzugsgebiet des Ampombibe (NW- Madagascar)
Eine Anwendung Geographischer Informationssysteme bei schwachen
Datengrundlagen**

von

Schade, S. und B. Huwe¹

In Gesellschaften, in denen der Agrarsektor einen bedeutenden Teil der Wirtschaftsleistung erbringt, stellt der Schutz vor Bodenabtrag und -überdeckung ein zentrales Problem dar. Zur Vorhersage des Bodenabtrags und einer möglicherweise irreparablen Ressourcenschädigung stehen zahlreiche Modelle für die gemäßigten Breiten zur Verfügung, von denen insbesondere die USLE / ABAG häufig gebraucht wird, jedoch ist ihre Anwendung in den Tropen zweifelhaft [1]. Diese Zweifel beziehen sich insbesondere auf den Klimafaktor R und den Erodibilitätsfaktor K. Zugleich mangelt es in diesen Gebieten häufig selbst an grundlegenden ökologischen Daten. Mit der vorliegenden Arbeit sollten diese Zweifel ernst genommen und die Anwendbarkeit der USLE in einem 350 km² großem Einzugsgebiet in NW-Madagaskar nachvollzogen werden. Zur Ableitung von Handlungsalternativen für das Projekt "Opération de Développement agricole intégré" der "Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit" (GTZ) erstellten wir Erosionsgefährdungskarten des Einzugsgebietes für verschiedene Bewirtschaftungsweisen des Weidelandes und für Szenarien der Waldvernichtung. Dazu wurde eine angepasste Form der USLE innerhalb des Geographischen Informationssystems ARC/INFO benutzt.

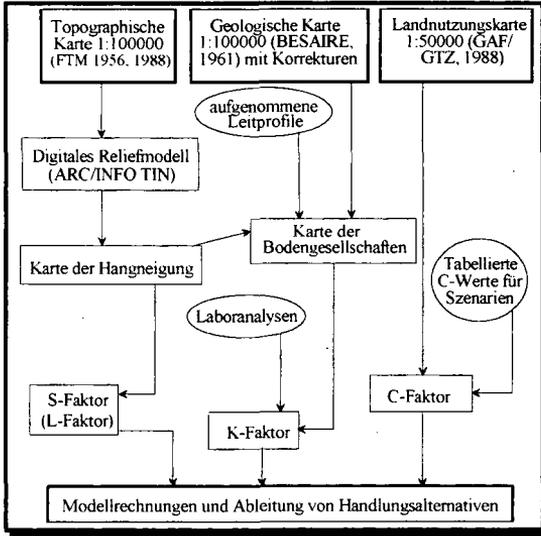
METHODEN

Wichtige Elemente der Arbeit waren:

- Die Aufnahme erosionsbeeinflussender Parameter und die Klassifikation der Erosions- und Akkumulationsschäden - angelehnt an MORGAN [2] - an insgesamt 85 charakteristischen Standorten im Einzugsgebiet.
- Die Durchführung von Regensimulationen an 12 Standorten mit je 4 Wiederholungen mit einem "Miniregenschimulator" nach KAMPHORST [3], der auf 625cm² Fläche bei 20% Neigung, innerhalb von 3 min einen Regen von 18mm der Fallhöhe 40cm appliziert.
- Laboranalysen zur Kennzeichnung der Erodibilität der Böden und Berechnung der K-Faktoren.
- Statistische Auswertungen der Beziehungen zwischen Standortfaktoren und Erosionsschädigung, bzw. zwischen berechneten K-Faktoren und Ergebnissen der Regensimulationen.
- Modellrechnungen in ARC/INFO

Eine Übersicht über die Vorgehensweise zeigt Abbildung 1. Zur Berechnung der Karte der Bodengesellschaften wurden die digitalisierte Geologische Karte und eine berechnete Karte der Hangneigungsklassen - (in vier Stufen) - überlagert.

¹Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth



Mit Hilfe eines Schlüssels auf der Basis der Feldbeobachtungen und Leitprofile wurden den entstandenen Klassen Bodengesellschaften zugewiesen. Wegen der Größe des Arbeitsgebietes und der schlechten Qualität der Eingangskarten schien eine Zuweisung von Bodentypen nicht sinnvoll.

Abb.1 Schematische Darstellung des Arbeitsablaufes zur Berechnung der Erosionsgefährdungskarten und Handlungsalternativen.

ERGEBNISSE

Regensimulationen

Die Regensimulationen auf 6 typischen Böden an 12 Standorten in 2-4 Wiederholungen ergaben eine gute Korrelation der gemessenen Abträge mit den berechneten K_{SI} -Faktoren¹ der Böden.

$$\text{Abtrag (g)} = -0,284 + 54,381 * K_{SI} \quad (r = 0,663, p = 0,019, n=12)$$

Tab. 1 Ergebnisse der Regensimulationen

Bodentyp	Abfluß %	gemessener Abtrag g	aus Abträgen berechnetes K^* $g J^{-1} m^2$	aus Nomogrammen erm. K_{SI}
Arenosol	19 (1-37)	2,5 (0,4-4,5)	0,06	0,02
kolluviale Regosole	42 (28-56)	6,4 (3-9,6)	0,16	0,08
Ferralsol-Kruste	85 (75-96)	10,9 (6,3-23,7)	0,27	0,21
Nitisol	60 (45-77)	17,7 (10-40)	0,45	0,29
Regosol/ Ferralsol ¹	73 (68-88)	22,8 (8,1-35,9)	0,57	0,27
Luvisol	75 (73-78)	14,2 (8,4-17,6)	0,36	0,38

Jedoch waren die aus den Abträgen berechneten K_{SI} -Faktoren, (vergleiche dazu Tabelle 1), deutlich höher als die aus den bekannten Nomogrammen ermittelten. Dies legt den Schluß nahe, daß der K_{SI} -Faktor zur Charakterisierung der relativen Erosionsanfälligkeit der Böden der Region geeignet ist.

¹Standorte auf Sandstein

¹ K_{SI} = aus Nomogrammen abgelesener K-Faktor in SI-Einheiten, K^* = aus Regensimulation errechneter K-Faktor

Statistische Auswertung der beobachteten Erosionsschäden

Da die Erosionsschädigung in sechs Klassen (1 ungeschädigt bis 6 deutlich freigespülte Wurzeln, Treppenspülungen, Übergang zu linienhaften Erosionsformen) eingeteilt wurde, können nur Rangkorrelationskoeffizienten berechnet werden. Besonders starke Korrelationen bestehen zwischen der

Tab. 2. Spearman'sche Rangkorrelationen der beobachteten Erosionsschäden mit den standortsabhängigen Faktoren der USLE.

Parameter	Standorte auf Sandsteinen	Standorte auf Basalt
K_{SI}	R = 0,284 p = 0,135	0,333 0,232
Sin (Neigung)	0,249 0,169	0,477 0,021
C-Wert (Deckung)	0,663 <0,001	0,613 0,002
KSC	0,705 <0,001	0,719 <0,001

Erosionsschädigung und der Deckung am Boden, der der Krautschicht, der Neigung und dem Humusgehalt. Zum Teil sind große Unterschiede der Korrelationskoeffizienten zwischen Standorten auf Basalt und auf Sandsteinen zu erkennen. So besteht eine signifikante Beziehung zwischen Textur und Erosionsschädigung nur für Standorte auf Sandsteinen. Die beste Korrelation zu den Erosionsschädigungen ergibt ein kombinierter Parameter KSC.

Mit $KSC = K_{SI} * S * C$ wird die Erodibilität der Böden mit dem Neigungsfaktor der USLE, $S = (\sin \alpha / 0,0896)^{1,3}$, und dem Deckungsfaktor - C-Wert - für verschiedene Bewirtschaftungsweisen [4] verknüpft.

Diese Ergebnisse zeigen, daß die USLE zur qualitativen Kennzeichnung der Erosionsgefährdung innerhalb tropischer Einzugsgebiete verwendet werden kann. Von einer Quantifizierung der zu erwartenden Abträge sollte wegen der fundamentalen Kritik an der Anwendbarkeit des K-Faktors allerdings Abstand genommen werden.

Flächenhafte Modellierung

Bei der Anwendung der USLE, $A = R * K * I * S * C * P$, wurden für die Faktoren folgende Werte verwendet:

- $R_{SI} = 432$ (nach ROOSE $R_{SI} = 0,5 * \text{Jahresniederschlag in mm}$ [5] und nach [2] $R_{SI} = 0,587 * R_{IS}$)
- K, S, C und P nach FAO [6]
- L mußte unberücksichtigt bleiben da der in ARC/INFO integrierte Abflußalgorithmus den Abfluß einer Rasterzelle vollständig in die tiefstliegende der acht Nachbarparzellen weiterleitet. Damit werden Hanglängen völlig unzureichend berechnet. Verbesserungen schlagen zum Beispiel MOORE et al vor. [7] Im Modell wurde die Hanglänge zu 50m entsprechend einer Rasterzellenlänge gesetzt.

Da durch die Berechnung des R-Faktors, die Zuweisung des K-Faktors nach Bodengesellschaften, die Berechnung der Neigung der Rasterzellen aus einem digitalen Reliefmodell und die Zuweisung von Deckungsfaktoren nach Vegetations- und Bewirtschaftungsform alle in die USLE eingehenden Faktoren, mit, aus oben genannten Gründen, Ausnahme der Hanglänge L, vorlagen, war es durch

² R_{SI} - R in nicht SI-Einheiten, R_{SI} - R umgerechnet in SI-Einheiten

eine multiplikative Verknüpfung der Raster möglichen Abtragskarten zu berechnen. Auf die beispielhafte Darstellung einer Abtragskarte soll an dieser Stelle verzichtet werden. Verschiedene Szenarien der Bewirtschaftung des Weidelandes (mit und ohne Weidebrand am Ende der Trockenzeit, sowie mit Weideverbesserung durch perenne Futterpflanzen) und ein Szenario einer vollständigen Waldvernichtung wurden über Anpassungen der Deckungswerte (C-Faktor) simuliert. Die Modellrechnung "Ungebrannte Weide", die den Zustand hoher Deckung durch Gräser kennzeichnet, ergibt Abträge von den 2500m² Rasterzellen, die den Ergebnissen von Erosionsmessungen auf vergleichbaren Böden in der Nähe des Einzugsgebietes entsprechen. Jedoch sollen diese Werte lediglich Orientierungswerte zur Abgrenzung besonders gefährdeter Regionen darstellen, keinesfalls sollen sie die tatsächlichen Abträge quantifizieren.

DISKUSSION

Die Ergebnisse zeigen die Eignung der USLE zur Charakterisierung des Erosionsgeschehens in einem tropischen Einzugsgebiet, solange es nicht Ziel der Untersuchung ist, exakte Abträge vorherzusagen. Ein Vergleich der sich ergebenden Abträge mit den Ergebnissen der wenigen zur Verfügung stehenden Parzellenmessungen ergibt eine Übereinstimmung der Größenordnung des Abtrags. RANDRIANARJAONA [8] mißt unter Savannenvegetation im Hochland je nach Zustand der Savanne 25-250 t/(ha*a) und 262 t/(ha*a) auf unbewachsenen Standard-Wischmeier Parzellen. BAILLY et al [9] messen Abträge von 71 - 374 t/(ha*a) für unbewachsene Parzellen auf verschiedenen Böden an Standorten, die jeweils rund 200 km vom Arbeitsgebiet entfernt sind. Diese Bandbreite der Abträge wäre auf unbewachsenen Flächen auch nach unseren Untersuchungen zu erwarten.

Eine nach unserem Vorgehen angepaßte und in Geographische Informationssysteme integrierte USLE ist unserer Meinung nach ein gutes Mittel zur schnellen Ermittlung der Erosionsgefährdung heterogener tropischer Einzugsgebiete. Die einfache Abbildung verschiedener Szenarien ermöglicht eine Konzentration der Projektaktivitäten auf Schlüsselgebiete und ist somit ein wertvolles Werkzeug des Umweltmanagements. Die derzeitige Entwicklung neuer Modelle wie WEPP, die einen wesentlich höheren Dateninput benötigen, erbringt unserer Meinung nach keine Vorteile für Ressourcenschutzprojekte in den Tropen.

LITERATUR

- [1] EL-SWAIFY, S. A. and FOWNES, J. H. (1992): Erosion Processes and Models: Applications in the Tropics. S.135-149 In: HURNI, H. and TATO, K. (eds.): Erosion, conservation and small scale farming. Bern 1992
- [2] MORGAN, R. P. C. (1986): Soil erosion and conservation. 2nd ed., Longman, Harlow
- [3] KAMPHORST, A. (1987). A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. Netherlands Journal of Agricultural Science 35 (1987) 407-415.
- [4] WISCHMEIER, W. H. and SMITH, D. D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning, USDA, Agric. Handbook No. 537: 58S. Washington D.C.
- [5] ROOSE, E. J.(1977): Érosion et ruissellement en Afrique de l'ouest : 20 années de mesures en petites parcelles expérimentales. ORSTOM, Paris, 108p.
- [6] FAO (1977): Guidelines for Watershed Management. 293 S. Rome.
- [7] MOORE, I. D., TURNER, K., WILSON, J. P., JENSON, J. K. and BAND, L. E. (1993): GIS and Land-Surface-Subsurface Process Modeling. p. 196 - 230. In: GOODCHILD, PARKS & STEYAERT (eds.): Environmental Modeling with GIS. Oxford University Press, New York,
- [8] RANDRIANARJAONA, P. (1983): The Erosion of Madagascar. In: AMBIO, 1983, Vol.12 N° 6 S. 308-311
- [9] BAILLY, C. and MALVOS, L. (1976): Étude de la sensibilité des sols de Madagascar à l'érosion. In: Rev.Bois et Forêts Trop. 169:15-28

Stoffliche Zusammensetzung extrahierbarer organischer Stickstoffverbindungen in Böden

von

Schneider, B. A. und K. Mengel*

Einleitung

Mit der EUF-Methode nach Nemeth (1979) und der CaCl_2 -Methode nach Houba et al. (1986) werden neben dem mineralischen Stickstoff in Form von Nitrat und Ammonium auch organische Stickstoffverbindungen erfaßt. Dieser sogenannte Norg umfaßt nach bisherigen Erkenntnissen niedermolekulare, leicht mineralisierbare N-Verbindungen und wird daher als Kennzahl für das Stickstoffnachlieferungsvermögen von Böden angesehen (Mengel 1991). Die stoffliche Charakterisierung der EUF-Norg-Fraktion war bereits mehrfach Gegenstand von Untersuchungen (Hütsch und Mengel 1993; Recke et al. 1990). Danach besteht EUF-Norg nur zu einem geringen Anteil aus freien Aminosäuren, nach saurer Hydrolyse können etwa 50 % des Norg als Aminosäurestickstoff identifiziert werden. Die Identität der restlichen 50 % des EUF-Norg ist somit noch ungeklärt. Die stoffliche Zusammensetzung der CaCl_2 -Norg-Fraktion ist noch weitgehend unbekannt, hier konnten bislang nur geringe Mengen an freien Aminosäuren nachgewiesen werden (Bogdanovic 1989). Ziel der vorliegenden Untersuchungen war die weitmöglichste stoffliche Aufklärung der Norg-Fraktion und die Erfassung der Beziehungen der einzelnen Stofffraktionen zur Stickstoffnachlieferung von Böden. Die Untersuchungen wurden sowohl bezüglich der EUF- als auch der CaCl_2 -Norg-Fraktion durchgeführt.

Material und Methodik

Das Stickstoffmineralisationspotential 20 verschiedener Böden wurde in einem Gefäßversuch erfaßt (siehe Schneider und Mengel 1994). In den EUF- und CaCl_2 -Extrakten der 20 Versuchsböden wurden die Gehalte der drei Stoffgruppen Aminosäuren, Aminosucker und heterocyclische Stickstoffverbindungen analysiert. Dazu wurden die Extrakte am Rotationsverdampfer bei 36-38°C bis zur Trockne eingeengt und anschließend dem für die jeweilige Analytik erforderlichen Aufschlußverfahren unterzogen.

Die Aminosäureanalytik erfolgte ausschließlich in hydrolysierten Extrakten (6N HCl 4h). Die Messungen wurden an einem HPLC durchgeführt. Nach Vorsäulenderivatisierung mit FMOC-Chlorid wurden die Substanzen über Reversed-Phase-Chromatographie getrennt und an einem

* Institut für Pflanzenernährung, Justus-Liebig-Universität Gießen, Südanlage 6, D-35390 Gießen

Fluoreszenzdetektor gemessen (Einarrson et al. 1983). Für die Bestimmung der Aminosäure Prolin kam die Methode nach Bates (1973) zur Anwendung. Die Aminozuckerbestimmung erfolgte nach Hydrolyse der Extrakte (3N HCl 4h) an einem Ionenaustauschchromatographen mittels einer neu erarbeiteten Methodik (Schneider und Mengel 1994). Nach Auftrennung über zwei Trennsäulen (DIONEX CarboPac PA1) mit 10 mM NaOH als Eluent wurden die Aminozucker mittels gepulster Amperometrie (PAD) erfaßt. Aus der Stoffgruppe der heterocyclischen Stickstoffverbindungen wurden die natürlichen Nucleinsäurebasen nach Perchlorsäureaufschluß in den Bodenextrakten gemessen (Anderson 1958). Zur Analyse wurden die Proben mit Trimethylsilylacetamid derivatisiert, gaschromatographisch aufgetrennt und an einem Stickstoff/Phosphor selektiven Detektor (NPD) quantifiziert.

Ergebnisse

Die CaCl_2 -Norg-Gehalte der Versuchsböden lagen mit durchschnittlich $9,1 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden deutlich unter den Gehalten an EUF-Norg von $18,2 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden. Die stoffliche Zusammensetzung der Norg-Fraktion ist am Beispiel des CaCl_2 -Norg in Abbildung 1 dargestellt. Die Aminosäuregehalte der CaCl_2 -Extrakte waren mit durchschnittlich $5,1 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden geringer als die der EUF-Extrakte ($6,8 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden). Dennoch konnte in den CaCl_2 -Extrakten mit durchschnittlich 58 % ein höherer Anteil des Norg definiert werden als in den EUF-Extrakten. Die EUF-Norg-Fraktion der 20 Böden bestand, in Übereinstimmung mit Hütsch und Mengel (1993) und Recke et al. (1990), zu durchschnittlich 38 % aus Aminosäuren. In den EUF- und CaCl_2 -Extrakten konnten 20 Aminosäuren identifiziert werden. Hinsichtlich der Aminosäuremuster wiesen weder die EUF- noch die CaCl_2 -Extrakte wesentliche Unterschiede zwischen den Böden auf. Die Hauptaminosäuren waren Glutaminsäure, Glycin und Alanin.

Die Aminozuckergehalte der EUF- und CaCl_2 -Extrakte lagen bei durchschnittlich $0,9 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden (Abbildung 1). Damit konnte durchschnittlich 5,2 % des EUF-Norg und 10 % des CaCl_2 -Norg definiert werden. Jeweils etwa 60 % lagen in Form von Glucosamin vor, die Gehalte an Galactosamin waren deutlich geringer, Mannosamin konnte nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen werden.

Aus der Gruppe der heterocyclischen Stickstoffverbindungen wurden die Nucleinsäurebasen Adenin, Cytosin, Guanin, Thymin und Uracil in den EUF- und CaCl_2 -Extrakten analysiert. Die CaCl_2 -Extrakte enthielten durchschnittlich $0,41 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden, entsprechend 4,8 % des CaCl_2 -Norg in Form dieser heterocyclischen Stickstoffverbindungen. Die Gehalte an Nucleinsäurebasen der EUF-Extrakte waren mit durchschnittlich $0,62 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden nur unwesentlich höher und entsprachen 3,6 % der EUF-Norg-Fraktion. In den Extrakten beider Methoden waren im wesentlichen Thymin und Uracil enthalten.

Somit konnte die Norg-Fraktion der CaCl_2 -Extrakte zu durchschnittlich 73 %, die der EUF-Extrakte zu 47 % stofflich charakterisiert werden.

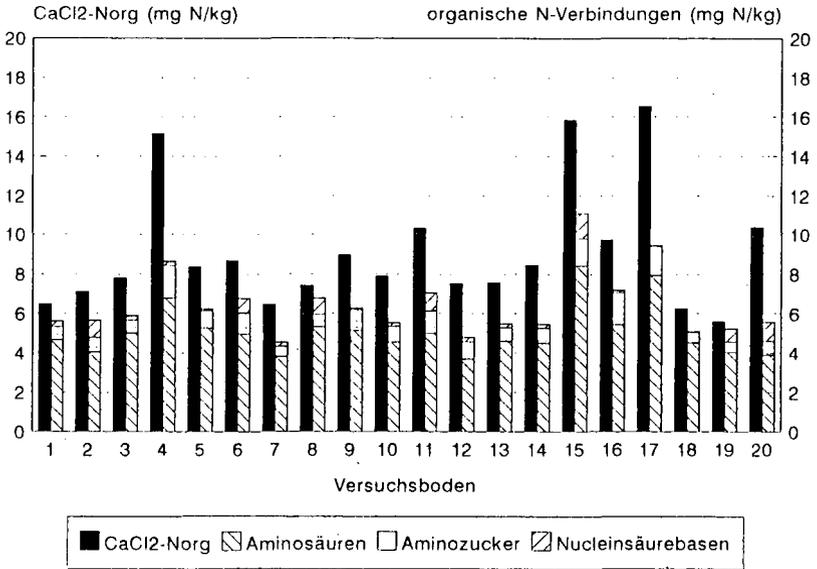


Abb. 1: Norg-Gehalte und organische N-Verbindungen (Aminosäuren, Aminosucker, Nucleinsäurebasen) der CaCl₂-Extrakte von 20 Böden (mg N·kg⁻¹ Boden)

Sowohl die mit beiden Methoden extrahierten Aminosäuren als auch die Aminosucker zeigten eine enge Korrelation ($r = .95^{***}$ bzw. $r = .83^{***}$). Dagegen konnte für die extrahierten Nucleinsäurebasen mit $r = -.02$ keinerlei Beziehung nachgewiesen werden.

Hinsichtlich der Beziehungen der organischen N-Verbindungen zur Netto-N-Mineralisation im Gefäßversuch konnten nur in den Varianten ohne N-Düngung hoch signifikante Zusammenhänge ermittelt werden. Bei sehr hoher N-Düngung kommt der Mineralisation von Stickstoff aus organischen Verbindungen offenbar nur eine untergeordnete Rolle zu. Die EUF-Norg-Fraktion zeigte in der Variante bewachsen/ohne N einen schwach signifikanten Zusammenhang zur Netto-N-Mineralisation ($r = .52^*$). Die CaCl₂-Norg-Fraktion zeigte mit $r = .64^{**}$ in der Variante unbewachsen/ohne N und $r = .77^{***}$ in der Variante bewachsen/ohne N eine wesentlich engere Beziehung zur Stickstoffnachlieferung. Deutlich enger als die Norg-Gehalte waren die Aminosäuren zur Stickstoffnachlieferung der Varianten ohne N-Düngung korreliert. Hier ergaben sich mit $r = .64^{**}$ in der unbewachsenen und $r = .81^{***}$ in der bewachsenen Variante hoch signifikante Zusammenhänge. Auch für die Aminosäuregehalte der CaCl₂-Extrakte konnten mit $r = .68^{**}$ (Variante unbewachsen) und $r = .86^{***}$ (Variante bewachsen) eine enge Beziehung zur Netto-N-Mineralisation ermittelt werden. Diese Koeffizienten belegen die Bedeutung des

Aminosäure-N als leicht mineralisierbaren Bestandteil der Norg-Fraktion. Für die Aminosucker der EUF-Extrakte ergaben sich schwach signifikante Beziehungen zur Netto-N-Mineralisation der Variante unbewachsen/ohne N ($r = .54^*$) und bewachsen/ohne N ($r = .55^*$). Bezüglich der Aminosucker der CaCl_2 -Extrakte konnte nur für die Variante bewachsen/ohne N ein schwach signifikanter Zusammenhang ($r = .49^*$) gefunden werden. Der Stickstoff der Nucleinsäurebasen war nur ein schwach signifikant negativ ($r = -.39^*$) mit der Netto-N-Mineralisation der Variante unbewachsen/ohne N korreliert. Das negative Vorzeichen belegt, daß heterocyclische N-Verbindungen nur schwer mineralisiert werden können.

Literatur

- Anderson, G. (1958): Identification of derivatives of Deoxyribonucleic acid in humic acid. *Soil Sci.*, 86, 4, 169-174.
- Bates, L.S. (1973): Rapid determination of the proline for water-stress. *Plant Soil*, 39, 205-207.
- Bogdanovic, D. (1989): Influences of temperature and drying conditions on extractable nutrients and elements by 0,01 M CaCl_2 . Dept. of Soil Science and Plant Nutrition. Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Einarsson, S.; Josefson, B.; Lagerkvist, S. (1983): Determination of amino acids with 9-Fluormethyl chloroformate and reversed-phase high-performance liquid chromatography. *J. Chromatogr.*, 228, 609-618.
- Houba, V.J.G.; Novozamski, J.; Huybregts, A.W.M.; van der Lee, J.J. (1986): Comparison of soil extractions by 0,01 M CaCl_2 , by EUF and by some conventional extraction procedures. *Plant Soil*, 96, 433-437.
- Hütsch, B.; Mengel, K. (1993): Effect of different soil cultivation systems, including no-tillage, on electroultrafiltration extractable nitrogen. *Biol. Fertil. Soils*, 16, 233-237.
- Mengel, K. (1991): Available nitrogen in soils and its determination by the 'Nmin-method' and by electroultrafiltration (EUF). *Fert. Res.*, 28, 251-262.
- Nemeth, K. (1979): The availability of nutrients in the soil as determined by electroultrafiltration (EUF). *Adv. Agron.*, 31, 155-188.
- Recke, H.; Nemeth, K.; Vogel, M. (1990): Zusammensetzung der EUF-Norg-Fractionen bei 20° und 80°C in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. *VDLUFA Schriftenreihe*, 32, Kongreßband 329-335.
- Schneider, B.; Mengel, K. (1994): Amino sugar N in soil extracts and its relationship to the net N mineralization of 20 soils. In: J.J. Neeteson and J. Hassink (eds.), 1994. Nitrogen mineralization in agricultural soils; proc. symp. held at the Institute for Soil Fertility Research, Haren, NL, 19-20 April 1993. AB-DLO Thema's, AB-DLO, Haren, 59-63.
- VDLUFA (1991): Bestimmung von mineralischem (Nitrat-) Stickstoff in Bodenprofilen (Nmin-Labormethode). *VDLUFA Methodenbuch I, Die Untersuchung von Böden*, 2-14.

Konzentrationsganglinien von Phosphor und Nitrat in Drainagen im Einzugsgebiet des Sempachersees

von

Stamm, C.¹, R. Gächter², H. Flühler¹, J. Leuenberger¹ und H. Wunderli¹

1. Einleitung

Der Sempachersee gehört zu den stark durch Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft eutrophierten Seen des Schweizerischen Mittellandes (Gächter & Stadelmann, 1993). In den Teileinzugsgebieten mit hohen P-Einträgen sind viele Flächen drainiert. Damit stellt sich die Frage, welche Bedeutung dem P-Transport durch Drainagen im Vergleich zur oberflächlichen Abschwemmung (Braun et al., 1993) zukommt. Neuere Arbeiten zeigen, wie verbreitet präferentieller Fluss im Boden ist (Flury et al. 1994) und wie dadurch stark adsorbierende Stoffe in Drainagen gelangen können (Richard & Steenhuis, 1988). Um die Bedeutung solcher Transportmechanismen im Einzugsgebiet des Sempachersees abschätzen zu können, wurden 1994 Messungen an Drainagen durchgeführt. Im Folgenden werden erste Ergebnisse vorgestellt.

2. Untersuchungsgebiet und Methodik

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in einem Teileinzugsgebiet des Sempachersees durchgeführt, welches sehr hohe P-Austräge in den See aufweist (rund 1.4 kg gelöster P pro Hektare und Jahr). Das Gebiet wird intensiv landwirtschaftlich genutzt, wobei Viehhaltung und Grünlandwirtschaft dominieren. Die Böden sind hauptsächlich (pseudo-)gleyige Braunerden und Gleye. Die durchschnittlich jährliche Niederschlagsmenge beträgt 1200 mm, wobei die Monate Mai und Juni die regenreichste Periode des Jahres darstellen.

Methodisches Vorgehen

Im Gebiet wurden 3 Messstellen zur Beprobung von Drainagen ausgesucht. Zwei dieser Drainagen entwässern lehmige Böden mit typischer Grünlandnutzung, die dritte einen Ackerstandort auf einem für das Gebiet aussergewöhnlichen, sandigen Boden. Die Messeinrichtungen waren auf ereignisbezogene Beprobungen ausgelegt. Der Abfluss wurde laufend alle 15 min induktiv oder mittels V-Überfall gemessen. Die Messwerte wurden auf einem Datenlogger gespeichert, der die automatischen Probenehmer steuerte. Sobald der Abfluss einen Schwellenwert überschritt, wurden alle 15 min eine Probe angesaugt, je zwei in eine Flasche gefüllt, innert maximal 24 - 36 Stunden nach dem Ereignis dem Probenehmer entnommen und ein Teil des Volumens (15 - 30 ml) durch 0.45 µm - Filter filtriert. Die Messperiode erstreckte sich über die Monate April bis November.

Die filtrierten Proben wurden bezüglich Molybdat-reaktivem P (MRP), Nitrat und Gesamt-P, die unfiltrierten Proben bezüglich Gesamt-P untersucht. Die MRP- und Nitrat-Analysen erfolgten entweder unmittelbar nach der Filtration oder innert maximal 7 Tagen. Die Gesamt-P-Analysen

¹ Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, Bodenphysik, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren

² Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz EAWAG, Seeforschungslaboratorium, CH-6047 Kastanienbaum

wurden nach einigen Wochen bis Monaten durchgeführt. Alle Proben wurden dunkel und bei 5 °C gelagert.

3. Resultate

Die MRP-Ganglinien zeigen deutliche Unterschiede zwischen den drei Standorten. In den Drainagen in lehmigen Böden stieg die MRP-Konzentration in allen untersuchten Ereignissen mit dem Abfluss stark an, wie für ein Abflussereignis an der Messstelle Fleischli gezeigt ist (Abb.1). Auf dem sandigen Boden war der Zusammenhang zwischen Abfluss und P-Konzentration viel variabler. Teilweise stiegen die Konzentrationen erst an, als die Abflusswelle vorüber war oder die Konzentration blieb während des ganzen Ereignisses unverändert.

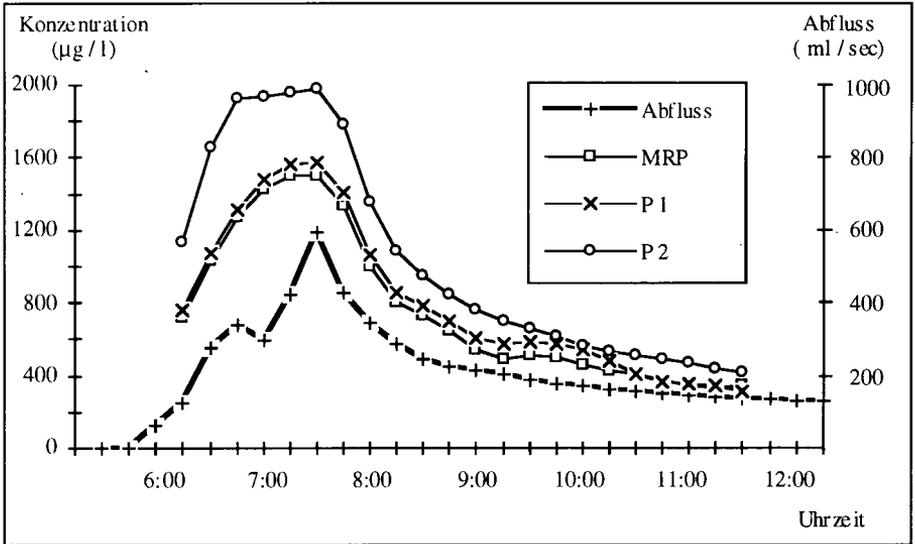


Abb. 1: Abfluss- und Konzentrationsganglinien vom 18.5.1994 an der Messstelle Fleischli. P 1 = Gesamt-P im Filtrat, P 2 = Gesamt-P im Rohwasser, MRP = Molybdat-reaktiver P.

Die MRP-Konzentrationen erreichten während der untersuchten Abflussereignisse auf den lehmigen Böden regelmässig Maximalwerte von 600 - 1500 µg/l. Auf dem sandigen Standort lagen sie immer viel tiefer (40 - 200 µg/l).

Die Gesamt-P-Analysen zeigen, dass MRP die dominierende P-Form in den Drainagen darstellt (Abb.1). Während der Abflussspitze können aber auch erhöhte Konzentrationen an partikulärem P, welcher der Differenz aus Gesamt-P in der Rohprobe und im Filtrat entspricht, gemessen werden. Organischen P-Formen als Differenz zwischen Gesamt-P im Filtrat und MRP waren mit Ausnahme eines Ereignisses fast nicht nachweisbar.

Die MRP-Frachten während einzelner Ereignisse schwanken in sehr weiten Bereichen. In Tab.1 sind je vier Ereignisse für die lehmigen Standorte aufgeführt. Die ausgetragene Fracht pro Fläche wird stark durch die Zeitspanne zwischen Ausbringen der Gülle und dem Niederschlagsereignis beeinflusst: zwei Tage nach dem Güllen wurden maximale MRP-Konzentrationen von 4800 µg/l und mittlere von 2060 µg/l während eines Abflussereignisses gemessen. Die Fracht belief sich auf rund 290 g pro Hektare. Andererseits können intensive Niederschläge auch 2 bis 3 Wochen nach dem Güllen grosse Austräge hervorrufen. Ein Niederschlagsereignis von 80 mm Niederschlag in 24 h (19.5.1994) verursachte MRP-Austräge aus den Drainagen in der Grössenordnung von 230 - 590 g / ha.

Die Nitratganglinien zeigen in vielen Fällen einen zum P gegensätzlichen Verlauf (Abb.2). Die Konzentration nimmt während des Ereignisses ab und steigt danach wieder an. Es traten aber auch Ereignisse auf, während denen die Nitrat-Konzentrationen praktisch parallel zur MRP-Ganglinie verliefen. In einem dieser Fälle war die entsprechende Fläche zwei Tage zuvor gegüllt worden.

Tab.1: MRP-Frachten einzelner Abflussereignisse.

Messstelle, Datum	MRP - Fracht (g / ha)	Abflussgewichtete, mittlere MRP - Konzentration ($\mu\text{g} / \text{l}$)
Erni 18.5.94	4	640
Erni 19.5.94	230 *	1000*
Erni 09.6.94	15	600
Erni 20.6.94	5	260
Fleischli 18.5.94	20	1030
Fleischli 19.5.94	590 *	1500 *
Fleischli 09.6.94	20	380
Fleischli 20.6.94	290	2060

* : aus Teildatensatz abgeschätzt

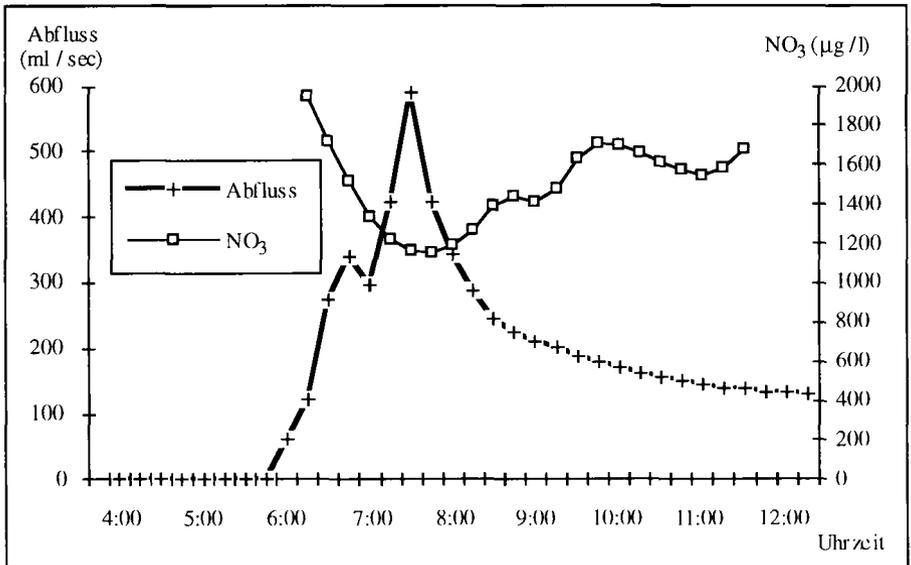


Abb. 2: Abfluss- und Konzentrationganglinien (NO₃) an der Messstelle Fleischli vom 18.5.1994.

4. Diskussion

Die Messungen zeigen, dass trotz starker Adsorption in diesen Böden hohe P-Konzentrationen in Drainagen auftreten können. Dieses Verhalten zeigt sich insbesondere auf lehmigen Böden unter Grünland, welches häufig (5 - 7 mal zwischen April und November) geschnitten und gegüllet wird. In der höher liegenden Drainage (Fleischli, etwa 40 - 50 cm tief) wurden höhere Konzentrationen gemessen als in der tiefer liegenden (Ermi, rund 100 - 120 cm tief). Dies spiegelte sich auch in den resultierenden Frachten (Tab.1).

Das geringere und verzögerte Ansteigen der P-Konzentration im sandigen Boden deutet auf ein schwächer ausgebildete präferentielle Fliessstruktur hin. Dieses Resultat passt gut zu Ergebnissen von Flury et al. (1994), wonach lehmige Böden ein viel stärkeres präferentielles Fliessmuster aufweisen als sandige. Das generell tiefe Konzentrationsniveau in der Drainage im sandigen Boden dürfte aber auch auf die Art der Nutzung (Getreideanbau) zurückzuführen sein.

Abfluss und P-Konzentrationen in den Drainagen verlaufen in lehmigen Böden parallel. Die Nitrat-Ganglinien sind demgegenüber viel variabler. Dieses unterschiedliche Verhalten ist wahrscheinlich durch die Lage des P- und Nitrat-Pools im Bodenprofil zu erklären. Die P-Verteilung ist zeitlich konstant, die Nitratverteilung ändert sich sehr stark. Trotz ähnlichen Fliessmustern des Wasser können deshalb während verschiedenen Abflussereignissen gegensätzliche Nitratganglinien zustandekommen.

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Messungen zeigen, dass Drainagen für den P-Transport wichtiger sein können, als häufig angenommen wird. Die grossen Frachten und hohen Konzentrationen treten jedoch nur während kurzen Perioden auf. Ohne eine entsprechend hohe zeitliche Auflösung der Messungen sind solche Transportvorgänge nicht erfassbar. Über die Transportmechanismen geben jedoch selbst intensive Abflussmessungen nur wenig Aufschluss. Aus diesem Grund ist als Fortsetzung des Projektes ein Tracerexperiment auf einer drainierten Fläche geplant.

6. Literatur

- Braun M., P. Hurni und N. von Albertini, 1993. Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Landwirtschaft Schweiz* **6**, 615 - 620.
- Flury M., H. Flüeler, W.A. Jury and J. Leuenberger, 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.* **30** (7), 1945 - 1954.
- Gächter R. and P. Stadelmann, 1993. Gewässerschutz und Seenforschung. in: Sempachersee. *Mitteilungen Naturforschende Gesellschaft Luzern* **33**: 343 - 378.
- Richard T.L. and T.S. Steenhuis, 1988. Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. *J. Cont. Hydrol.* **3**, 307 - 325.

Anreicherung und Freisetzung von Stickstoff im Boden bei Änderung von Düngung und Anbauverhältnis (nach Ergebnissen von Dauerfeldversuchen)

von

Stumpe, H. und W. Schliephake*

1. Einleitung

Einfluß auf den Stickstoffgehalt des Bodens haben bei gleichen Klima- und Standortbedingungen vor allem die organische Düngung und das Anbauverhältnis. Veränderungen im Gehalt an Boden-N sind von langfristiger Natur und lassen sich am besten in Dauerversuchen verfolgen.

Wie sich diese Faktoren unter den Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes auswirken, soll an Hand einiger Beispiele aus den halleischen Dauerdüngungsversuchen dargelegt werden.

2. Ergebnisse und Diskussion

Zunächst geht es dabei um die Frage, wie sich bei langfristiger **unterschiedlicher Düngung** die Stickstoffgehalte im Boden gestalten. Für den inzwischen 116 Jahre alten Dauerdüngungsversuch *Ewiger Roggenbau* stellte SCHMALFUSS (1957) an Hand der C-Gehalte des Bodens nach etwa 50 Versuchsjahren fest, daß sich auf der Variante mit jährlicher Stallmistdüngung (12 t/ha) nach anfänglichem Anstieg des Humusgehaltes um ~30 % ein annäherndes Gleichgewicht zwischen Zufuhr und Abbau der organischen Substanz im Boden eingestellt hatte (steady state). Auf der Variante mit mineralischer Volldüngung konnte der zu Versuchsbeginn gemessene Humusgehalt annähernd aufrecht erhalten werden, während er bei Unterlassung der Düngung um etwa 10% abnahm.

In dem von SCHMALFUSS betrachteten Versuchszeitraum wurde der Boden nur wenige Male untersucht, so daß der Eintritt des steady state nicht genauer ermittelt werden konnte. In engeren Zeitabschnitten wurde dagegen die Dynamik der organischen Bodensubstanz in einem 1949 von

Tabelle 1: Regressionsfunktionen für den Verlauf der N-Gehalte im Boden bei 6 ausgewählten Varianten des Dauerdüngungsversuches *Feld F* (1949-89), $y = \text{mg N}/100 \text{ g Boden}$ in 0-20 cm, $x = \text{Versuchsjahre}$

Varianten	Stallmist dt/ha/Jahr	Regressionsfunktionen	Bestimmtheitsmaß
Ungedüngt (U)		$y = 126,0 - 0,486 x$	0,94 ⁺⁺⁺
NPK ¹⁾		$y = 122,3 - 0,257 x$	0,78 ⁺⁺
Stallmist (St)	300	$y = 118,9 + 0,853 x - 0,015 x^2$	0,45
St+NPK ¹⁾	100	$y = 122,6 - 0,070 x$	0,15
Stroh+NPK ²⁾	50 (Stroh)	$y = 118,8 - 0,031 x$	0,03
St (NPK) ³⁾	100	$y = 121,9 - 0,040 x$	0,05

1) NPK mit 75 kg/ha N im Mittel 2) NPK mit 150 kg/ha N im Mittel

3) Zur Hackfrucht 200 dt/ha Stallmist; zum Getreide NPK mit 50 kg/ha N

SCHMALFUSS angelegten Versuch (*Feld F*) untersucht. Die Änderungen des Boden-N-Gehaltes über die Zeit sollen hier für 6 ausgewählte Varianten betrachtet werden.

Die entsprechenden Regressionsfunktionen für die Jahre 1949 bis 1989 (Tab. 1) und die Darstellung des zeitlichen Verlaufs der Änderungen des N-Gehaltes für 3 Varianten (Abb. 1) zeigen, daß bei Unterlassung der Düngung (Variante U) der N-Gehalt des Bodens im Mittel der 40 Versuchsjahre um

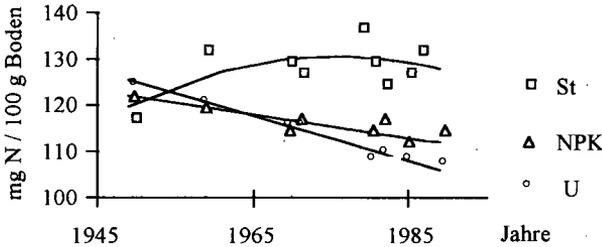


Abb 1 : *Feld F*. Änderungen der N-Gehalte des Bodens (mg / 100 g Boden, 0-20 cm) bei drei Varianten des Versuches von 1949 - 1989

etwa 0,5 mg/100 g Boden/Jahr abnahm. Bei der mineralischen Volldüngung (NPK) war diese Abnahme nur etwa halb so groß. Eine *jährliche* Stallmistgabe von 300 dt/ha (St) reicherte den Boden zunächst relativ schnell mit N an. Nach etwa 2 Jahrzehnten stellte sich dann aber schon ein annäherndes Gleichgewicht zwischen Zufuhr und Freisetzung ein. Das steady state wurde also offensichtlich bei hoher organischer Düngung schneller erreicht als bei Unterlassung der Düngung.

Aus den unteren 3 Zeilen der Tabelle 1 geht hervor, daß sich die Ausgangsgehalte an Boden-N kaum verändert haben, wenn neben der Mineraldüngung eine Stallmistgabe von 200 dt/ha aller 2 Jahre zur Hackfrucht (im Versuch gibt es eine Fruchtwechselfruchtfolge) bzw. eine jährliche Strohdüngung mit 50 dt/ha erfolgte.

Nach diesen Ergebnissen spricht einiges dafür, daß auch auf dem *Ewigen Roggenbau* das steady state auf der Stallmistvariante nicht erst nach 50 Jahren erreicht wurde. Unabhängig davon ist es von Interesse, ob in diesem langjährigen Versuch bei gleichbleibender Düngung und unverändertem Anbau von Winterroggen in Monokultur die N-Gehalte des Bodens gegenwärtig noch das gleiche Niveau aufweisen und welches Ausmaß die jährlichen Schwankungen erreichen.

Die Ergebnisse dazu stammen von dem Teil des Versuches (Abteilung C), der nach seiner Teilung 1961 in 3 Abteilungen (STUMPE, 1979) weiterhin Roggenmonokultur trägt (Abb. 2). Bei den Vari-

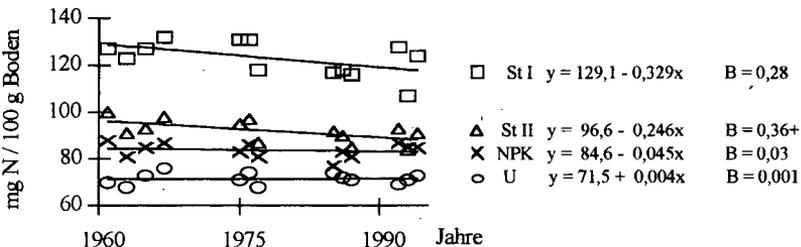


Abb. 2 *Ewiger Roggenbau*. Abteilung C: Roggenmonokultur seit 1878; Änderungen der N-Gehalte des Bodens (mg N / 100 g Boden, 0-20 cm) bei 4 Varianten des Versuches von 1961- 1994

anten U und NPK zeigen sich keine bemerkenswerten Änderungen in den letzten 33 Versuchsjahren. Auf der Variante St II nimmt der N-Gehalt dagegen signifikant ab. Das war zu erwarten und wird im nächsten Abschnitt gesondert betrachtet.

Bemerkenswert hoch ist die Streuung der Meßwerte um die Regressionsgerade bei der Variante St I. Die geringe, aber nicht signifikante Abnahme des N-Gehaltes auf dieser Variante darf deshalb auch nicht zu voreiligen Schlußfolgerungen führen.

Die Auswirkungen einer **Änderung des Anbauverhältnisses** auf den N-Gehalt des Bodens lassen sich aus den Ergebnissen der Abteilung B dieses Versuches ableiten (Abb. 3). Auf dieser Fläche wurde 1961 die Roggenmonokultur durch den Fruchtwechsel Roggen-Kartoffeln abgelöst (bei unveränderter Düngung).

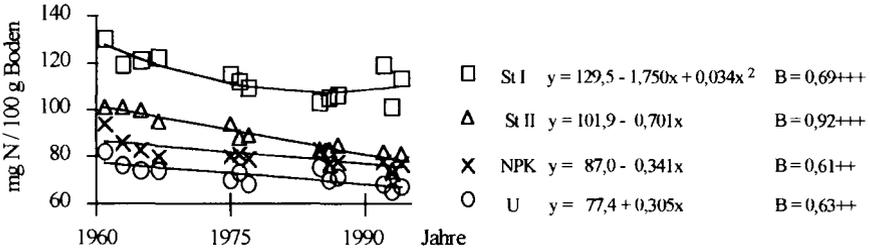


Abb. 3: *Ewiger Roggenbau* Abteilung B: Fruchtwechsel Roggen-Kartoffeln seit 1962; Änderungen der N-Gehalte des Bodens (mg N / 100 g Boden, 0-20 cm) bei 4 Varianten des Versuches von 1961-1994

Wenn man die Variante St II zunächst wiederum ausklammert, dann zeigt sich die stärkste Abnahme des N-Gehaltes auf der Variante, die zum Zeitpunkt des Überganges zum Fruchtwechsel den höchsten Gehalt aufwies (St I). Einer Abnahme von etwa 20 mg N je 100 g Boden in 30 Jahren steht eine solche von etwa 10 mg bei der mineralisch bzw. ungedüngten Variante gegenüber. Die Bestimmtheitsmaße sind zwar in allen Fällen hochsignifikant, die Streuung der Einzelwerte ist aber auch hier wiederum groß. Wann sich wieder ein steady state auf neuem Niveau einstellen wird, läßt sich bisher nicht beantworten. Nach den Kurvenverläufen deutet es sich bei der Variante St I am ehesten an. Deutlich wird, daß der Übergang zum Fruchtwechsel generell zu einer Abnahme des N-Gehaltes im Boden geführt hat.

Als nächstes soll betrachtet werden, wie stark die Änderungen des N-Gehaltes im Boden bei einer **Beendigung der organischen Düngung** sind.

Die Variante St II aus dem Versuch *Ewiger Roggenbau* wurde 60 Jahre lang mit 80 dt/ha/Jahr Stallmist gedüngt und verblieb ab 1953 ungedüngt. Aus Abbildung 2 geht hervor, daß die bis 1953 angereicherte N-Menge im Boden im Mittel der bisherigen 42 Nachwirkungsjahre jährlich um etwa 0,25 mg N je 100 g Boden abnahm. Vergleicht man die Abnahme des Boden-N mit den N-Entzügen, ergibt sich eine bemerkenswerte Übereinstimmung. Die mittleren jährlichen N-Entzüge betragen bei St II 31,2 und bei der seit 1878 ungedüngten Variante (U) 23,5 kg/ha. Legt man den sich daraus ergebenden Mehrentzug bei St II von 7,7 kg/ha N für die 42 Versuchsjahre (1953-1994) zugrunde, ergibt sich insgesamt ein Mehrentzug an N von 323 kg/ha. Der nach 60 Jahren Stallmistdüngung 1953 bei St II gegenüber U vorhandene Mehrbetrag an Boden-N in 0-20 cm betrug 840 kg/ha. 1994 waren es noch 540 kg/ha, d. h. die Mehrabnahme des Bodenstickstoffs (300 kg/ha) steht in guter Übereinstimmung mit dem Mehrentzug an N (323 kg/ha).

Auf der *Abteilung B* ist durch den Übergang zum Fruchtwechsel (Roggen-Kartoffeln) die Abnahme des Boden-N bei St II deutlich höher (Abb. 3) als bei der Monokultur. Der dementsprechend größere N-Mehrentzug von 458 kg/ha (10,9 kg/ha jährlich) steht auch hier in guter Übereinstimmung mit der Abnahme des Boden-N (480 kg/ha).

Diese Ergebnisse weisen darauf hin, daß kaum Verluste an Boden-N aufgetreten sein können. Das ist um so bemerkenswerter, weil infolge sehr geringer Kartoffelerträge (im Mittel von 1962 bis 1994 bei St II 108 und bei U 66 dt/ha Frischmasse) nach der Ernte größere Restmengen an anorganischem N gefunden wurden als nach Winterroggen. Das geht aus vierjährigen Bodenuntersuchungen (1991-94) bis zu 2 m Tiefe hervor. Der nach Kartoffeln folgende Winterroggen war aber offensichtlich in der Lage diese N-Mengen auf Grund seines gegenüber den Kartoffeln besser ausgebildeten Wurzelsystems aufzunehmen und damit vor Verlusten zu schützen.

Auch im *Feld F* gibt es eine Variante, die von 1950 - 63 (14 Jahre) jährlich mit 300 dt/ha Stallmist gedüngt wurde und dann ungedüngt verblieb, so daß die gleichen Kalkulationen wie beim 'Ewigen Roggenbau' möglich sind: Die seit 1979 vorliegenden N-Entzüge betragen im Mittel mit Stallmist (St) jährlich 75,4 und ohne (U) 59,6 kg/ha. Legt man diese Werte für den Zeitraum 1964 bis 1988 (25 Jahre Stallmistnachwirkung) zugrunde, so ergibt sich aus dem jährlichen Mehrentzug von 15,8 kg N/ha für 25 Jahre ein solcher von 395 kg/ha. Der 1963 nach 14 Jahren Stallmistdüngung gegenüber U vorhandene Mehrbetrag an N im Boden machte in 0-20 cm 450 kg/ha aus. 1988 waren es noch 60 kg/ha, d.h. die Abnahme des Bodenstickstoffs (390 kg/ha) steht auch in diesem Falle in guter Übereinstimmung mit dem Mehrentzug an N (395 kg/ha). Die N-Verluste können also auch hier nur geringfügig gewesen sein.

Bemerkenswert ist die deutlich höhere N-Freisetzung auf der Stallmistnachwirkungsvariante des *Feldes F* (N-Entzug 75 kg/ha/Jahr) gegenüber der Variante St II des *Ewigen Roggenbaus* (N-Entzug 42 kg /ha/Jahr bei Fruchtwechsel). Während im *Ewigen Roggenbau* der in 60 Jahren mit jährlich 80 dt/ha Stallmist zugeführte N nach 40 Nachwirkungsjahren noch zu etwa 40% im Boden gefunden wird, wurde auf dem *Feld F* der durch eine 14jährige Stallmistdüngung mit jährlich 300 dt/ha angereicherte N im Boden im Laufe von 25 Nachwirkungsjahren fast vollständig wieder freigesetzt. Zu beachten ist dabei aber, daß die im *Ewigen Roggenbau* in 60 Jahren angereicherte N-Menge in 0-20 cm mit 840 kg/ha fast doppelt so groß war wie die auf dem *Feld F* mit 450 kg/ha. In Untersuchungen über das N-Nachlieferungsvermögen der Böden dieser beiden Versuche (nach STANFORD und SMITH; 36 Wochen, 30° C) konnten auch HECHT u.a. (1980) feststellen, daß bei den Stallmistvarianten von *Feld F* absolut (und auch relativ zum N-Gehalt) mehr N freigesetzt wird als bei denen des *Ewigen Roggenbaus*.

Schlußbetrachtung

Im mitteldeutschen Trockengebiet sind die N-Verluste bei Abnahme des Boden-N infolge veränderter Düngungs- und Anbaumaßnahmen nur geringfügig. Ein neues steady state des Boden-N wird bei erhöhter Zufuhr organischer Substanz zum Boden schneller erreicht, als bei Unterlassung von Düngungsmaßnahmen. Das sollte in der Praxis bei Flächenstilllegungen sowie Änderungen des Anbauverhältnisses beachtet werden.

Literatur

HECHT, W., STUMPE, H. und GARZ, J. (1980): Der Einfluß von langjährigen unterschiedlichen Düngungs- und Anbaumaßnahmen auf das Stickstoffnachlieferungsvermögen von Ackerböden. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 24, 593-597

SCHMALFUSS, K. (1958): Fragen der organischen Düngung. Sitz.-Ber. Dt. Akad. Landwirtsch.-Wiss. zu Berlin 7, 24 S.

STUMPE, H. (1979): Die Ergebnisse des Versuches *Ewiger Roggenbau* Halle nach seiner Teilung im Jahre 1961. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 23, 573-580

Versuch einer regionalen Betrachtung der N-Mineralisierung in Ackerböden des Kraichgaus

von

Turyabahika, F., S. Wais und K. Stahr*

In den letzten Jahrzehnten wurde in Grundwassererfassungen Baden-Württembergs eine Zunahme der Nitrat-Gehalte festgestellt (OBERMANN, 1982). Als mögliche Quellen dieser erhöhten Nitrat-Gehalte sind die Düngung mit mineralischen und organischen (Mist, Gülle, Komposte) Düngemitteln und die N-Mineralisierung aus dem Humus der Böden zu nennen. Die Kontamination des Grundwassers steht im Zusammenhang mit der Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit durch Nitrat in Trinkwasser (besonders bei Säuglingen). Weiterhin entstehen Stickoxide, vorwiegend aus Denitrifikation von Nitrat im Boden (HAHN UND JUNGE, 1977), die zum Treibhauseffekt beitragen. Sie führt auch zur Eutrophierung naturnaher Biotope (LEMON UND HOUTTE, 1980, LORENZ, 1992).

Daher ist die Notwendigkeit gegeben, die umweltbelastenden Wirkungen des N-Einsatzes zu minimieren. Hierzu ist die Kenntnis des N-Angebots am jeweiligen Standort erforderlich. Die Kenntnis des Standorts (Böden, Klima) und des Nutzungsmusters sowie der Bewirtschaftungsweise ist eine wichtige Voraussetzung, um Aussagen zur Stickstoffbilanz größerer Landschaftsräume machen zu können (RÜCK, 1993). Es ist festgestellt worden, daß die Bewirtschaftungsmaßnahmen (Bodenbearbeitung, Düngung, Ernte) stark auf die die N-Nachlieferung bestimmenden Faktoren (Angebot an organischer Substanz, deren Zusammensetzung und damit deren Mineralisierbarkeit, Standortsklima: Wärme, Feuchte) einwirken (LORENZ, 1992, SCHMITT, 1992). Für die Landschaft des Kraichgaus wurde festgestellt, daß die Pararendzinen, aufgrund des ungünstigeren Wasserhaushalts durch rasche Wasserabfuhr und des hohen N-Angebots (LORENZ, 1992) das größte Auswaschungsrisiko darstellen. Aufbauend auf den bereits durchgeführten Untersuchungen im Kraichgau über die Einflüsse der Bewirtschaftung in Abhängigkeit vom Bodentyp soll versucht werden, die Mineralisierungsprozesse in diesen Böden verständlicher zu machen. Es soll überprüft werden, inwieweit es möglich ist, die Stickstoffmineralisierung verschiedener Standorte in einer mehr oder weniger einheitlichen Region durch Ermittlung der Zersetzbarkeit der organischen Substanz (Startsituation) und die Beobachtung des Mineralisierungsverlaufs an einer Referenzfläche zu untersuchen, um Grundlagen für eine Prognose zu erarbeiten. Über die Erfassung des Mineralisierungspotentials bei Vegetationsbeginn soll die Zersetzbarkeit der organischen Substanz ermittelt und hierdurch die Ausgangssituation festgestellt werden. Über die Beobachtung des Mineralisierungsverlaufs, des Wasserhaushalts und des Temperaturregimes auf einer Referenzfläche soll die Nettomineralisierung erfaßt und verstanden werden. Die Erfassung der Nitratmengen in der Bodenlösung auf der Referenzfläche soll dazu dienen das Ausmaß der Nitratwaschung zu überprüfen. Die Pflanzenaufnahme wird über die Erhebung der Erträge angebauter Kulturen ermittelt. Als eine Prüfgröße für die aus der Charakterisierung der Ausgangsbedingungen und dem Mineralisierungsverlauf an den Referenzflächen abzuleitende Prognose der N-Mineralisation soll die Messung der Nmin-Gehalte nach der Ernte der angebauten Kulturpflanzen und im Herbst dienen.

Zur Erfassung der räumlichen Variabilität der N-Mineralisierung als Funktion der Bewirtschaftung wurden insgesamt drei Betriebe mit unterschiedlicher jährlicher Zufuhr an organischer Substanz über Wirtschaftsdünger, verschiedene Zwischenfrüchte und unterschiedlichem Anteil des zurückgeführten Stickstoffs gewählt.

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), 70593 Stuttgart

Betrieb 1: (Gondelsheim) mittlere N- und hohe C-Zufuhr (Referenzfläche 1)

Betrieb 2: (Adelshofen) hohe N- und hohe C-Zufuhr (Referenzfläche 2)

Betrieb 3: (Adelshofen) sehr hohe N- und niedrige C-Zufuhr; N über Gülle, bei N-Überschüssen: $B1 > B2 > B3$ (s. CLEMENS ET AL, 1995).

Saugspannung: mit Einstichtensiometern

Bodenfeuchte: mit TDR-Sonden

Bodentemperatur: mit Thermofühler

Klimadaten: Klimastation:

Nettostickstoffmineralisierung in situ: (nach RUNGE, 1970); Bebrütung über sechs Wochen mit dreiwöchiger Überlappung; an 13 Probenflächen der Referenzflächen. Probenahme mittels 3-teiliger Nmin- Bohrstöcke nach PÜRCKHAUER in Tiefen von 0-30, 30-60 und 60-90 cm.

Nmin-Gehalte: Termine und Probenahme wie bei Nettomineralisierung; Zusätzlich nach der Ernte und im Herbst auf anderen Probenflächen.

NO₃⁻ und NH₄⁺: an RUNGE, ZÖTTL und Nmin-Proben: nach Extraktion in 0,025 n CaCl₂-Lösung;

Die Brutversuche wurden hauptsächlich zur Feststellung des Einflusses der Bewirtschaftung auf die N-Mobilisierung aus dem Bodenumus der untersuchten Böden mit ihren unterschiedlichen N-Vorräten durchgeführt.

Ein Vergleich von Pararendzinen der untersuchten Betriebe nach 6 Wochen der Bebrütung ist in Tabelle 1 (*SM = Silomais, WG = Wintergerste, WW = Winterweizen, ZM = Zuchtmais, ZR = Zuckerrüben*) dargestellt:

Tabelle 1: Charakterisierung der Startsituation der gewählten Betriebe und die Darstellung der Potentiale der Böden am Beispiel der Pararendzina

Betrieb/Schlag	N-/C-Zufuhr (organisch)	Fruchtfolge '91, '92, '93	org. Düngung (Gülle) [kg N/ha]	Potential [kg N/ha] (0-90 cm)	Potential [kg N/ha] (0-30 cm)
B 1/Schlag 10	mittel/ hoch	ZM, ZR, WW	Feb.'92: 46	132	91
B 1/Referenz 1	mittel/ hoch	WW, WG _{+Senf} , ZR	Aug.'92: 57 Febr.'93: 57	164	152
B 2/Referenz 2	hoch/ hoch	WW _{+Senf} , ZR, WW	Aug.'92: 120	178	134
B 3/Schlag 1	sehr hoch/niedrig	ZR, SM, WW	Mär.'92: 140	206	104

Die dargestellten Potentiale hängen mit der zurückgeführten organischen Substanz der Betriebe zusammen: $B3 > B2 > B1$.

Die beiden **Referenzflächen** haben ein ähnliches, niedriges Potential gegenüber dem hohen Potential des Betriebs mit sehr hoher N - Zufuhr (s. Tab. 1).

Der **Oberboden** in Betrieb 1 hat das höchste Potential (152 kg N/ ha), unterscheidet sich aber nicht viel von dem des Betriebs 2 (ca. 135 kg N/ha).

Hinsichtlich der N-Nachlieferung der **Unterböden** (30-60 und 60-90 cm Tiefe) wies Betrieb 3 ein 1,5- 2-fach höheres Potential als die Betriebe 1 und 2 auf (s. Tab. 1).

Bezogen auf das Gesamtprofil stellt sich bei Vergleichen über dieselbe Kultur folgendes Bild: ($B3 > B2 > B1$ unter WW) dar. Bei verschiedenen Kulturen kann der Effekt der C/N- Zufuhr durch kulturbedingte Effekte überdeckt werden (vgl. B1 ZR > B1 WW).

Aufgrund der potentiellen Mineralisierungsverläufe ist zu vermuten, daß die Qualität der mineralisierbaren organischen Substanz auf den Referenzflächen höher ist als in Betrieb 3.

Es ist bekannt, daß die Nettomineralisierung (in Situ) insbesondere durch das Standortklima, die Düngung, Bodenbearbeitung und Ernte beeinflusst wird. Da die Referenzflächen unter verschiedenen Kulturen waren, wird folgendes festgestellt (vgl. Abb. 1a und 1b): Es gibt eine generelle Tendenz zu niedrigen Mineralisierungsraten im Frühjahr (bis Ende April) und Herbst (ab Mitte Oktober) für beide Standorte wegen niedrigerer Bodentemperatur ($\leq 10^{\circ}\text{C}$) trotz ausreichender Feuchte (pF 1,8 bis 2,7). Umgekehrt tritt eine Immobilisierung und/oder Denitrifikation in der Periode von Anfang Mai

bis Mitte Juni (Gondelsheim) Mitte Juni bis Mitte Juli (Adelshofen) Anfang August trotz hoher Bodentemperatur ($\geq 16^{\circ}\text{C}$) offensichtlich wegen überhöhter Feuchtigkeit zum Zeitpunkt der Probenahme auf. Erst bei ausgeglicheneren Wärme- und Feuchtigkeitsverhältnissen findet eine erhöhte Mineralisierung (ab Mitte Juli) statt. Bei der Gondelsheimer Pararendzina findet zu dieser Zeit eine gebremste Mineralisierung offensichtlich wegen ungenügender Feuchtigkeit ($pF > 2,7$) statt. Der Wasserstreß wird hier möglicherweise durch hohe Wasseraufnahme der angebauten Kulturpflanzen (Zuckerrüben) noch verstärkt. Die höhere Mineralisierung auf der Gondelsheimer Referenzfläche, trotz hemmender Wirkung der Standortsbedingungen (im Frühjahr), resultiert aus der positiven Startsituation: Zwischenfrucht über Winter 1992, Gülle-Düngung in Februar 1993 mit anschließender Bodenbearbeitung. Eine ähnliche überdeckende Wirkung oben genannter die Mineralisierung sonst fördernder Bewirtschaftungseinflüsse ist nach der Ernte (August) auf der Adelshofener Referenzfläche mit anschließender Gülle-Düngung, Bodenbearbeitung und Ansaat von Zwischenkultur beobachtet worden.

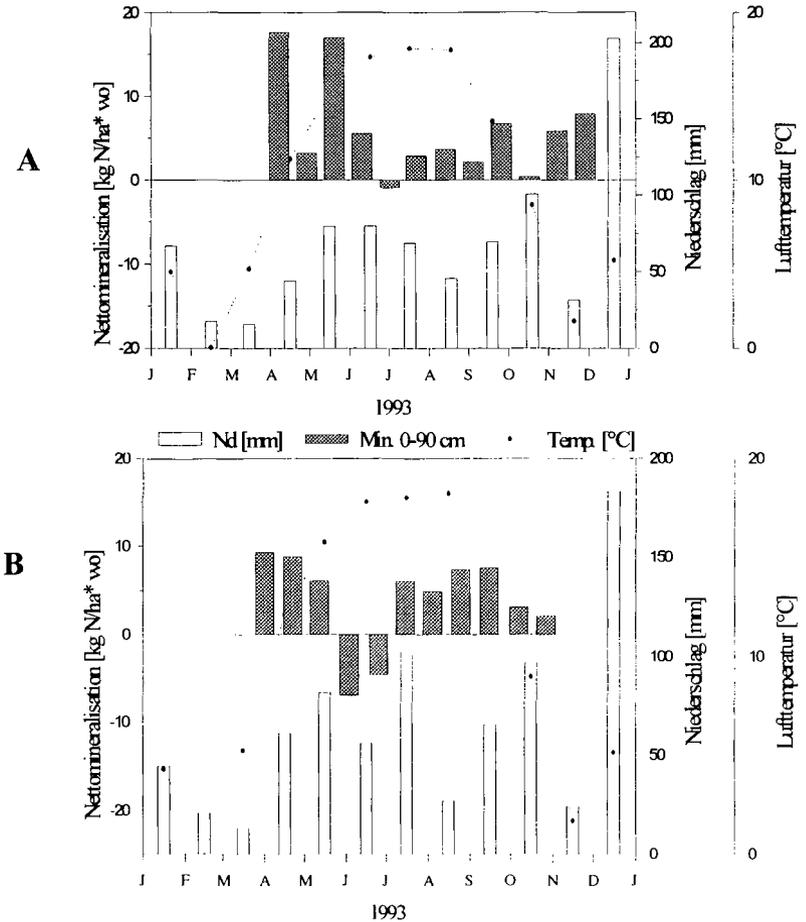


Abbildung 1: Nettomineralisation (Pr) kg N/ha*wo, Lufttemperatur, Niederschläge (Summe pro Monat) auf den Referenzflächen **A:** Gondelsheim **B:** Adelshofen.

Die hohen Immobilisierungsraten im Frühsommer auf der Referenzfläche in (nur Parabraunerde und Kolluvium) Adelshofen sind durch Düngungseffekte erklärbar (BINGEMANN ET AL., 1953, ENGELS UND KUHLMANN, 1993). Im Gegensatz hierzu können die Immobilisierungseffekte der Parabraunerde und des Kolluviums in Gondelsheim nicht durch Düngung erklärt werden, da diese Effekte auch in der **ungedüngten Varianten auftraten**.

Aus Jahresbilanzen des Mineral-N beider Referenzflächen läßt sich folgendes bemerken: - es tritt ein großer Verlust in den N_{min}-Mengen in den aufnahmehintensiven Perioden der Kulturpflanzen auf. Hierdurch wird der Einfluß der Kulturart und deren Wachstumsdauer auf den N_{min}-Zustand der Böden ersichtlich.

- der Gehalt an mineralischem Stickstoff ist im Frühjahr (Anfang April) (<100 kg N/ha) auf der Adelshofener Referenzfläche niedriger als auf der Gondelsheimer Referenzfläche (ca. 220 kg N/ha).

- eine mögliche Erhöhung der N_{min}-Gehalte auf der Gondelsheimer Referenzfläche durch

a: die Gülle-Düngung im August 1992 und in Februar 1993, jeweils 57 kg N/ha

b: auch wegen verminderter Sickerung während des Winters und im Frühjahr bedingt durch die Zwischenfrucht (Senf). Die Adelshofener Referenzfläche sowie die Flächen von Betrieb 3 und die Restflächen von Betrieb 1 und 2 unter Winterweizen nach Zuckerrüben mit anschließender Abfuhr des Rübenblatts wiesen (geringer Bedeckungsschutz und geringe N-Aufnahme durch Winterweizen zu dieser Zeit) somit ein erhöhtes Auswaschungsrisiko auf.

Während die Faktoren Temperatur und Feuchtigkeit in Abhängigkeit von der Dynamik des jeweiligen Bodens den größeren Einfluß auf die Mineralisierung einnehmen, spielt die Bewirtschaftungsweise eine nicht zu unterschätzende Rolle, insbesondere bei kurzzeitigen Änderungen im Mineralisierungsverhalten der Böden.

Für eine bessere Erfassung und ein besseres Verständnis des Ausmaßes der Wirkung von Temperatur und Feuchte auf die N-Mobilisierung sind weitere Versuche notwendig. Insbesondere zur Erfassung von Einflüssen auf das Mineralisierungspotential sollten verschiedene Brutversuchsvarianten (Temperatur, Feuchte, Düngung, etc) durchgeführt werden.

Ein besseres Verständnis der mikrobiellen Stoffumsetzungen im Boden ist für eine bessere Beschreibung des momentan noch nicht erkläraren Verhaltens der Böden z.B. bei Störungen (Düngung, Bodenbearbeitung) besonders in den Anfangszeitabschnitten der Brutversuche unabdingbar.

Literaturverzeichnis

BINGEMAN, C.W., WARNER, J.C., MARTIN, W.P. (1953): The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 17, 34-38, Madison, Wisconsin.

ENGELS, T., KUHLMANN, H. (1993): Effect of N-fertilizer on the rate of apparent net mineralisation of N during and after cultivation of cereal and sugar beet crops. - Zeitschrift Pflanzenemähr. Bodenk. 156 149-154.

HAHN, J., JUNGE, C. (1977): Atmospheric nitrous oxide, a critical review. Z. Naturforsch. 32a, 190-214. Tübingen.

LORENZ, G. (1992): Stickstoffdynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. - 227 Seiten. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 1, Stuttgart.

OBERMANN, D., (1982): Die Grundwasserbelastung durch Nitrat aus der Sicht der öffentlichen Wasserversorgung. Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz 46, 6-17, Bonn.

RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora 159, 233-257, Jena.

RÜCK, F., (1993): Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 15, Stuttgart.

SCHMITT, L. (1992): Stickstoffmineralisation verschiedener Böden bei aerober Inkubation und Abhängigkeit von mineralischer und organischer Düngung unter besonderer Berücksichtigung von Priming-Effekten. Dissertation an der Universität Gießen, Fachbereich Agrarwissenschaften.

ZÖTTL, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. Z. Pflanzenemähr., Düng., Bodenk. 81, 35-50, Weinheim.

Bestimmung ökosystemgerechter und effektiver Nährstoffgaben für die Ackeraufforstung degradierter Standorte - Ergebnisse langjähriger KMg-Steigerungsversuche

von

Uebel, E.*

Einleitung

Auf pleistozänen Sandstandorten mit Bodenwertzahlen unter 30 ist die ausreichende KMg-Versorgung für eine erfolgreiche Ackeraufforstung oftmals eine Grundvoraussetzung (Heinsdorf, 1994). KMg-Gaben verbessern die Bodenfruchtbarkeit und die Ertragsfähigkeit der durch Ackernutzung degradierten Standorte nachhaltig (Brüning et. al. 1967, Uebel 1976). Zur Sicherung eines möglichst effektiven Einsatzes der Nährstoffe ist es notwendig, die optimale Höhe der Nährstoffgaben auf standörtlicher Grundlage und unter Beachtung ökosystemarer Zusammenhänge zu bestimmen.

Material und Methoden

Zur Ermittlung optimaler Nährstoffmengen wurden in der Versuchstation Hammelspring-Werderhof (Krs. Templin, Land Brandenburg) der Forstlichen Forschungsanstalt Eberswalde auf mäßig nährstoffhaltigen Sandstandorten (M-Standorte) die beiden KMg-Steigerungsversuche Utpott 5 und Leckow II zu Ackeraufforstungen durchgeführt (Trillmich et. al. 1980, Uebel 1976, Uebel, Fiedler 1980).

Ergebnisse und Diskussion

Unter naturnahen Bedingungen tragen die geprüften M-Standorte Laubwald. Durch zwischenzeitliche Ackernutzung sind die Standorte sehr stark an den Nährelementen K und Mg verarmt. Die stillgelegten Ackerflächen wurden in der Regel in erster Generation mit der anspruchslosen Kiefer aufgefördert. Für die Wiederherstellung naturnaher Stoffkreisläufe war die schrittweise Zuführung der dem Standort verlorengegangenen Nährstoffe K und Mg erforderlich.

Tab. 1
Utpott 5, Nährstoffgehalt 1jähriger Kiefernadeln in % der TM sowie Nadelmasse von 100 Nadelpaaren in g (100 NM), Mittelwert Alter 10 bis 13 Jahre

Versuchsglied	(KMg) ₁	(KMg) ₂	(KMg) ₃	(KMg) ₄	(KMg) ₅	GD 5%
Nährstoff- gaben kg/ha	70	140	210	280	350	
K ₂ O MgO	22,5	45	67,5	90	112,5	
N	1,50	1,54	1,57	1,56	1,57	0,07
P	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	n. s.
K	0,44	0,51	0,56	0,55	0,60	0,04
Ca	0,24	0,27	0,25	0,24	0,25	n. s.
Mg	0,12	0,14	0,14	0,15	0,16	0,03
100 NM	4,10	4,68	5,20	4,86	5,24	0,40

Zur Bestimmung der notwendigen K- und Mg- Mengen wurden in den beiden 1957 bzw. 1934 begründeten Versuchen Utpott 5 und Leckow II in unterschiedlichen Altersstadien der Kiefer alleinige KMg-Steigerungen vorgenommen, da auf den geprüften Standorten die Nährstoffe N, P und Ca in der Regel für die Kiefer ausreichend waren.

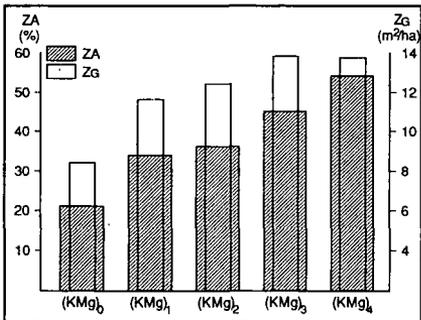
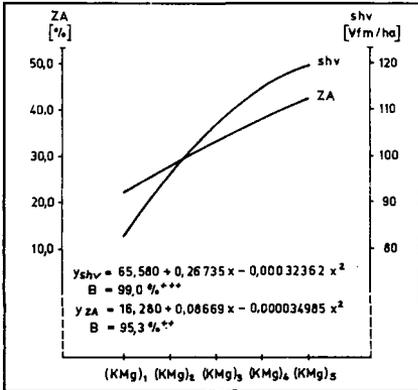
Die im Kulturstadium verabfolgten KMg-Gaben führten von Anfang an zu einer mangelfreien K- und Mg-Ernährung der Kiefern. Höhere Gaben hatten höhere Nadelspiegelwerte zur Folge.

*) Dr. Eberhard Uebel, VMA-Anwendungsberatung,
Kali und Salz GmbH, Friedrich-Ebert-Straße 160, Postfach 10 20 29, D-34111 Kassel

Ein Luxuskonsum trat nicht ein. Ein Rückgang der K- und Mg-Gehalte mit zunehmendem zeitlichen Abstand von der Nährstoffgabe war nicht zu verzeichnen (Tab. 1 und 2). Neben der Erhöhung der K- und Mg-Nadelspiegelwerte ist in beiden Versuchen auch eine Verbesserung der N-Ernährung festzustellen.

Die bodenbüdrigen N-Vorräte wurden in Abhängigkeit von der Höhe der KMg-Gabe in den Nährstoffkreislauf einbezogen. Dazu haben die nach KMg-Gaben verbesserte Bodendurchwurzelung, eine höhere Myhorrhizaktivität und vor allem der erhöhte mikrobielle Stoffumsatz beigetragen (Uebel 1970).

Es ist daher verständlich, daß zwischen Stoffumsatz im Auflagehumus, gemessen an der zellulolytischen Aktivität (Zelluloseabbau in % der Ausgangsmasse) und der Stoffproduktion der Kiefern enge Wechselwirkungen bestehen (Abb. 1).



Tab. 2

Leckow II, Nährstoffgehalt 1jähriger Kiefernadeln in % der TM sowie Nadelmasse von 100 Nadelpaaren in g (100 NM), Mittelwert Alter 34 - 36 Jahre und zum Vergleich Alter 4 - 6 Jahre

Versuchsglied	(KMg) ₀		(KMg) ₁	(KMg) ₂	(KMg) ₃	(KMg) ₄		
Nährstoffgaben kg/ha	K ₂ O	MgO	-	-	90	270	360	450
			-	-	30	90	120	150
	4-6 J.		34-36 J.					
N	1,46	1,48	1,68	1,58	1,76	1,68		
P	0,16	0,15	0,19	0,18	0,18	0,17		
K	0,36	0,49	0,55	0,53	0,61	0,57		
Ca	0,26	0,25	0,32	0,38	0,28	0,28		
Mg	0,06	0,12	0,15	0,15	0,14	0,14		
100 NM	3,90	5,68	6,80	6,30	7,42	6,94		

Im Versuch Utpott 5 steigen die Schaftholz volumenvorräte bis zur höchsten KMg-Gabe an (Abb.1). Der größere Wirkungswert je 100 kg/ha K₂O wird jedoch bereits bei einer KMg-Gabe von ca. 240 kg/ha K₂O und 80 kg/ha MgO erreicht. Nach den vorliegenden Ergebnissen liegt die anzustrebende KMg-Gabe zwischen 240 und 350 kg/ha K₂O bzw. 80 und 112,5 kg/ha MgO.

Abb. 1

Utpott 5, Einfluß steigender KMg-Gaben auf den Schaftholzvorrat in einem 20jährigen Kiefernbestand und die zellulolytische Aktivität im Auflagehumus (ZA)

Abb. 2

Leckow II, Einfluß steigender KMg-Gaben auf den jährlichen Grundflächenzuwachs der Kiefern (Alter 27 bis 36 Jahre) und die zellulolytische Aktivität im Auflagehumus (ZA)

Unter Berücksichtigung ökonomischer Belange dürften auf diesen acker- genutzten M-Standorten 300 kg/ha K₂O und 100 kg/ha MgO für Kiefern zu empfehlen sein.

Bei den um ca. 20 Jahre älteren Kiefern des Versuches Leckow II, die im Kulturstadium eine Gabe von 90 kg/ha K₂O und 30 kg/ha MgO und erst im Stangenholzalter die differenzierenden KMg-Gaben erhielten, sind ebenfalls signifikante KMg-Düngungseffekte auf die zellulolytische Aktivität im Auflagehumus und die Ertragsbildung nachzuweisen (Abb. 2).

Der Effekt der Startdüngung (KMg)₁ auf zellulolytische Aktivität fällt in den Streubereich. Die höchste KMg-Gabe erzielt die größte Wirkung. Die Differenz zwischen (KMg)₁ und (KMg)₄ ist signifikant und unterstreicht die Bedeutung der Nachdüngung im Stangenholzalter der Kiefern auf die Stoffumsetzungsvorgänge.

Der durch die KMg-Düngung beeinflusste Grundflächenzuwachs der 10jährigen Periode Alter 27 bis 36 Jahre steht mit den Zelluloseabbauwerten in enger positiver Beziehung (r = + 0,974***).

Die Ergebnisse der Versuche Leckow II und Utpott 5 zeigen aber auch, daß die zellulolytische Mikroflora einen höheren KMg-Bedarf hat als die Kiefer.

Bei der höchsten KMg-Nachdüngungsgabe wird der stärkste laufende Mehrzuwachs gebildet (Abb.3). Vergleicht man diesen Mehrzuwachs mit dem laufenden Mehrzuwachs, wie er sich als Folge der Start- und Nachdüngung ergibt (Vergleich [KMg]₀ und [KMg]₄ = 5,37 Vfm/ha), so zeigt sich, daß die Nährstoffgaben im Stangenholzalter zu etwa 40 % an der KMg-Gesamtwirkung beteiligt sind.

Aufgrund des nahezu gleichen Wirkungswertes der gesteigerten Nachdüngungsgaben sollten folglich im angehenden Stangenholzalter den höheren KMg-Gaben der Vorzug gegeben werden. Dem Ökosystem würden damit insgesamt 450 kg/ha K₂O und 150 kg/ha MgO zugeführt.

Von der Anhebung der K- und Mg- Vorräte im Kiefernökosystem profitierten auch die 1972 unterbauten 2/0-Rotbuchen. Trotz einer zusätzlichen einheitlichen Startgabe von 120 kg/ha K₂O und 60 kg/ha MgO 1981 wurden auf den Versuchsgliedern (KMg)₃ und (KMg)₄ die größten Mittelhöhenwerte festgestellt (Abb.4).

Zum Zeitpunkt der Höhenmessung der Buche wurden in dem 62jährigen Kiefernbestand mit 25jährigem Buchenunterbau ca. 660 kg/ha K₂O und 200 kg/ha

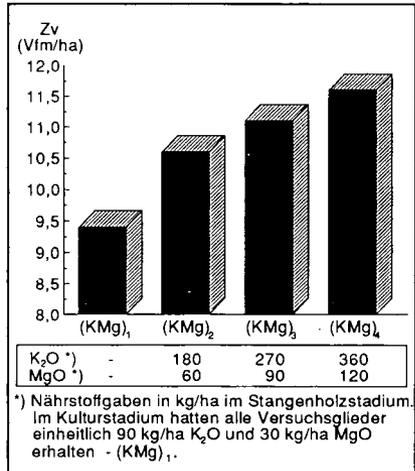


Abb. 3
Leckow II, Einfluß steigender KMg-Gaben im Stangenholzalter auf den jährlichen Schaftvolumenzuwachs der Kiefern (Alter 24 bis 32 Jahre)

MgO im Bestand gespeichert. Die bei den Versuchsgliedern (KMg)₃ und (KMg)₄ verabfolgten Nährstoffmengen von insgesamt 480 bzw. 570 kg/ha K₂O und 180 bzw. 210 kg/ha MgO sind damit zwar ökologisch völlig unproblematisch, aber offenbar bei den noch wachsenden Beständen nicht ausreichend, um den durch die Vornutzung ausgelösten system-internen K- und Mg-Verlust dauerhaft zu überwinden. Weitere Untersuchungen und detaillierte Analysen über Nährstoffzu- und -abgänge im System sind erforderlich.

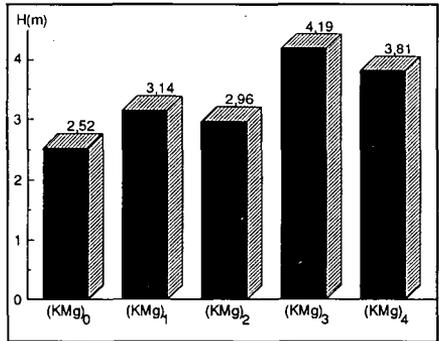


Abb. 4

Leckow II, Nachwirkung vorausgegangener KMg-Gaben auf das Höhenwachstum des Buchenunterbaus (Alter 25 Jahre)

Schlußfolgerungen

Gezielte Nährstoffgaben bei Ackeraufforstungen sollten bei weitestgehender Vermeidung von Nährstoffverlusten einen optimalen Zuwachseffekt und möglichst auch eine nachhaltige meliorative Wirkung erzielen. Entsprechend müssen sie nach Standortzustand, Baumart und Bestandesalter variiert werden. Der aus den KMg-Steigerungsversuchen für Kieferreinbestände abgeleitete Nährstoffbedarf von 300 kg/ha K₂O und 150 kg/ha MgO entspricht den in einem 50- bis 60jährigen Kiefernbestand gespeicherten Nährstoffmengen.

Die für Kiefernbestände mit Buchenunterbau gefundenen Bedarfsmengen von 570 kg/ha K₂O und 210 kg/ha MgO genügen offenbar noch nicht, um den durch anthropogene Eingriffe in der Vorgeschichte entstandenen K- und Mg-Verlust dieses Ökosystems nachhaltig auszugleichen.

Literatur

- Brüning, D., Trillmich, H.-D., Uebel, E. 1967: 35 Jahre KMg-Kieferndüngungsversuche Coll. For. Fertiliz. Jyväskylä, Intern. Potash-Inst. Bern 240 - 249
- Heinsdorf, D. 1994: Bemerkungen zur Aufforstung stillgelegter Ackerflächen im nordostdeutschen Tiefland - Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 28, 29 - 34
- Trillmich, H.-D., Uebel, E., Chrzon, S. 1980: 25 Jahre Forstversuchsstation Hammelspring-Werderhof, Richtig düngen - mehr ernten 4 (1), 1 - 25
- Uebel, E. 1976: Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Boden und Kiefer auf Kalium- und Magnesiummangelstandorten - Diss. TU Dresden-Tharandt
- Uebel, E., Fiedler H. J. 1980: Zum Einfluß gestaffelter KMg-Gaben auf die Ertragsbildung und den mikrobiellen Stoffumsatz mit Kiefer bestockter ehemaliger Acker- und Ödlandstandorte - Wiss. Zeitschr. d. TU Dresden 30, 1, 217 - 221

Eine Methode zur in-Situ Bestimmung der NH_3 -Ausgasung im Parzellenversuch

von

Vandré, R.*

Zusammenfassung

Eine als Alternative zum Windtunnel entwickelte Technik zur Bestimmung der NH_3 -Ausgasung aus Gülle im Parzellenversuch wird vorgestellt. Sie erlaubt eine in-Situ Erfassung der Ammoniakemission ohne Störung der klimatischen Verhältnisse auf den Versuchspartellen. Dazu werden neben den mit Gülle behandelten Partellen Standardpartellen angelegt, auf denen während des gesamten Meßzeitraums NH_3 in bekannter Quellstärke freigesetzt wird. Im Lee von Standard- und Versuchspartellen registriert ein Sensor die relative NH_3 -Konzentration der bodennahen Luft. Mit Hilfe des bekannten Verhältnisses aus NH_3 -Quellstärke und NH_3 -Sensorsignal auf den Standardflächen können auf den Versuchspartellen die Quellstärken aus den NH_3 -Sensorsignalen berechnet werden. Voraussetzungen, Vor- und Nachteile gegenüber der Windtunnelmethode sowie die technische Realisation der Methode werden beschrieben.

Einleitung

Zur Untersuchung der NH_3 -Ausgasung aus organischen Düngern im Parzellenversuch steht die Windtunnelmethode zur Verfügung. Dabei wird die NH_3 -Quellstärke der durch den Tunnel überdeckten Fläche als Produkt aus NH_3 -Konzentrationsanstieg der Luft und Volumenstrom im Tunnel bestimmt. Die Schwankungen des Freilandwindes werden im Tunnel durch Prozessorgesteuerte Ventilatoren nachgebildet (vgl. BRASCHKAT et al. 1993, RYDEN & LOKYER 1985). Schwierig ist die Nachbildung des natürlichen Windprofils im Tunnel. Die aufwendige Winderzeugung macht zudem die Tunnel groß und teuer und begrenzt damit die Anzahl der gleichzeitig mit je einem Tunnel gemessenen Versuchspartellen. Mit der im Folgenden beschriebenen Technik können bei geringem technischem und finanziellem Aufwand die Quellstärken beliebig vieler Versuchspartellen parallel bestimmt werden.

Meßprinzip

Die hier beschriebene Methode stellt eine indirekte Messung der unbekanntenen Quellstärke durch Vergleich mit bekannten Quellstärken dar: Zusätzlich zu den Versuchspartellen werden

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Standardparzellen angelegt, auf denen während der gesamten Versuchsdauer NH_3 in bekannter Quellstärke Q_s freigesetzt wird. Alle Parzellen werden mit NH_3 -Sensoren ausgestattet. Die unbekannte Quellstärke einer Versuchsparzelle Q_v ergibt sich aus dem Vergleich des Meßsignals ihres Sensors M_v mit dem einer Standardparzelle M_s :

$$M_v = H_v + p_v Q_v$$

$$M_s = H_s + p_s Q_s$$

H_v, H_s = Hintergrundsignale; p_v, p_s = Proportionalitätsfaktoren. Für $H_v = H_s \approx 0$; $p_v = p_s$ gilt:

$$Q_v = Q_s \frac{M_v}{M_s}$$

Die Proportionalitätsfaktoren p_v und p_s sind nur gleich, wenn sowohl Fetch als auch Profil des Windes, der das freigesetzte NH_3 von der Fläche zum Sensor transportiert, auf allen zu vergleichenden Parzellen gleich sind. Damit sind ein homogenes Windfeld über der Versuchsfläche sowie einheitliche Größe und Ausrichtung aller Parzellen einschließlich ihrer Sensoren Voraussetzungen dieser Meßmethode. Die Hintergrundsignale H_v und H_s müssen vernachlässigbar klein sein oder gemessen und von den Meßsignalen substrahiert werden.

Technische Realisierung

Im Folgenden wird als Beispiel der technischen Realisierung einer indirekten Messung eine im Rahmen von Versuchen zur NH_3 -Ausgasung aus Gülle auf Kleinparzellen (2 x 5 m) verwendete Anlage beschrieben.

Standardquellstärke: Auf den Standardparzellen werden Kunststoffrohre mit Steckverbindungen (Abwasserrohre HTEM DN 50) verlegt (Abb.1). In die Rohre wird reines NH_3 -Gas geleitet. Ein zweistufiger Druckminderer mit Durchflußmesser erlaubt es, einen konstanten und bekannten Gasfluß einzustellen. Umgebungsluft wird als Trägergas in die Rohre gepumpt, um das NH_3 gleichmäßig zu verteilen. Luft und NH_3 werden in einem mit Blenden versehenen Rohrstück vermischt und über die Rohre auf die Fläche geleitet. Aus feinen Bohrungen wird das NH_3 -Luftgemisch bodennah freigesetzt. Durch die Bohrungen werden punktförmige NH_3 -Quellen an den Eckpunkten eines quadratischen Gitternetzes realisiert, die eine flächenhafte Quelle annähern sollen. Der Abstand der Gitterpunkte beträgt 50 cm. Die in Abb.1 dargestellte Anordnung der Rohre soll gewährleisten, daß im Falle eines linearen Druckabfalls mit steigender Entfernung von der Pumpe stärkere und schwächere Punktquellen nebeneinander zu liegen kommen und sich so ausgleichen.

NH₃-Meßsignal: Zur Gewinnung des NH₃-Meßsignals werden einfache NH₃-Passivsammler in geringer Höhe (20 cm oder bei Bewuchs Vegetationsoberkante) an der im Lee liegenden Parzellenkante angebracht. Sie bestehen aus 100 ml PE Flaschen, in die für den Luftzutritt seitlich eine Öffnung geschnitten wurde. Die Öffnung ist gegen einfliegende Insekten mit Gaze bespannt. In einer geringen Säuremenge (10 ml) am Flaschenboden wird für die Dauer einer Meßperiode NH₃ als Ammonium gesammelt. Die NH₄-Konzentration in der Säure am Ende der Meßperiode ist kein absolutes, jedoch ein relatives Maß der bodennahen NH₃-Konzentration, was bei der indirekten Messung unter den angegebenen Voraussetzungen ausreicht. Der Einsatz dieser Passivsammler hat sich in Versuchen als weniger störanfällige Alternative zur NH₃-Messung mit Waschflaschen bewährt.

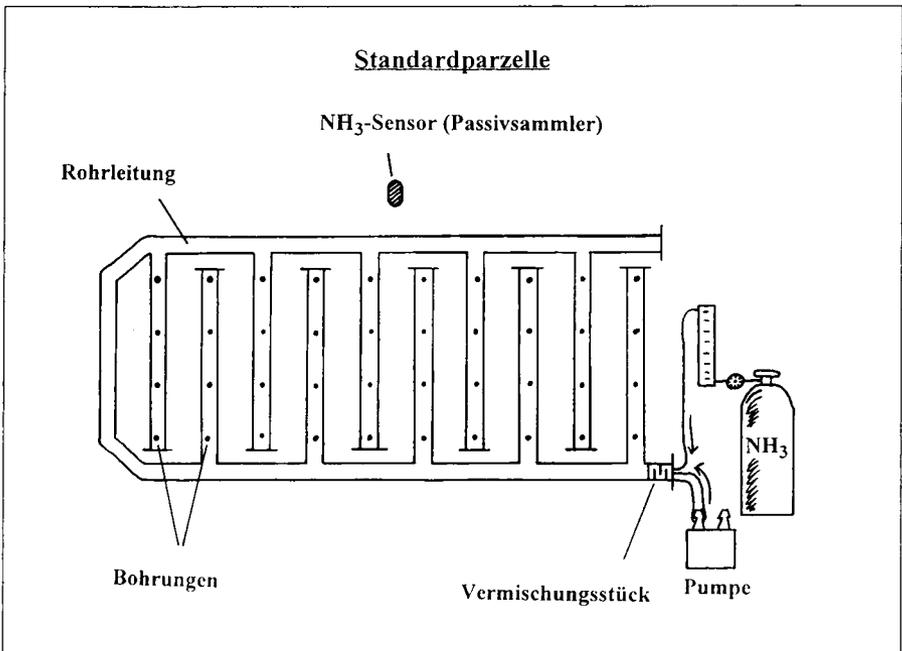


Abb.1: Schematischer Aufbau einer Standardparzelle. Rohrleitung in Aufsicht.

Vor- und Nachteile

Vorteile gegenüber der Windtunnelmethode:

Die skizzierte Methode stellt eine in-Situ Messung der NH₃-Quellstärke auf Versuchspartzellen dar. Die natürlichen Witterungsverhältnisse, insbesondere das Windprofil, können

unbeeinflusst auf die Flächen einwirken. Die technisch aufwendige und dennoch unvollkommene Nachbildung des Freilandwindes im Tunnel entfällt.

- Mit einer Standardflächenanlage können beliebig viele Versuchspartellen verglichen werden, sofern sie sich in einem homogenen Windfeld befinden.
- Die bei Partellenversuchen zu erwartenden Inseleffekte sind gegenüber dem Windtunnel, bei dem in der Regel nur 1 m² Versuchsfläche gemessen wird, verringert. Die NH₃-Ausgasung wird bei der indirekten Messung durch die gesammte Partellenfläche beeinflusst. Bei den realisierten Partellenmaßen von 2 x 5 m ergibt sich eine Fläche von 10 m² und ein Fetch ≥ 2 m.
- Die Vegetation auf den Partellen wird durch den Meßbetrieb nicht gestört.
- Die indirekte, vergleichende Messung erfordert im Gegensatz zum Windtunnel nur ein relatives, nicht jedoch ein absolutes Meßsignal der NH₃-Konzentration der Luft. Daher können einfache, wenig störanfällige Passivsammler als NH₃-Sensoren eingesetzt werden.
- Der Investitions-, Material- und Transportaufwand ist bei der indirekten Messung geringer.

Nachteile gegenüber der Windtunnelmethode:

- Die Güte der indirekten Messung hängt von der Homogenität des Windfeldes über dem Versuchsgelände ab. Zudem muß ein ausreichender Abstand der Partellen untereinander gewährleistet sein, um die Beeinflussung eines Meßsignals durch benachbarte Partellen (Hintergrundsignal) zu verhindern. Die Methode erfordert daher ein großes, möglichst ebenes und offenes Meßfeld. Bei der Windtunnelmethode werden die Windverhältnisse der Varianten künstlich gleichgeschaltet und damit homogenisiert, wenn mehrere Windtunnel gleich angesteuert werden. Daher kann auch in kleinstrukturiertem Gelände gearbeitet werden. Daneben können vom aktuellen Wetter abweichende Windverhältnisse künstlich vorgegeben werden.

Literatur

- BRASCHKAT J., MANNHEIM T., HORLÄCHER D., MARSCHNER H. (1993): Measurement of Ammonia Emissions After Liquid Manure Application: I. Construction of a Windtunnel System for Measurement Under Field Conditions. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 393-390.
- RYDEN J.C., LOCKYER D.R. (1985): Evaluation of a System of Windtunnels for Field Studies of Ammonia Loss From Grassland Through Volatilization. J. Sci. Food Agric. 36, 781-788.

Auf Mineralisierungspotentialen basierende Prognosen der Stickstoff-mineralisation an ackerbaulich genutzten Löß-Catenen des Kraichgaus

von

Wais, S., F. Turyabahika und K. Stahr*

Die Mineralisierungspotentiale von Parabraunerden, Pararendzinen und Kolluvien wurden auf mehreren Standorten bestimmt und miteinander verglichen. Dabei zeigten sich starke Unterschiede sowohl im Mineralisierungspotential als auch im zeitlichen Verlauf der Stickstoffmineralisierung im Laborbrutversuch. Deshalb ist die Ermittlung der Mineralisierungsrate k über den in früheren Arbeiten beschriebenen (Lorenz 1992, Rück 1993) Verlauf der Stickstoffmineralisierung nach der Funktion $N=N_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$ nicht für alle Böden dieser Region im Jahr 1993 brauchbar. Auffällig ist die, im Gegensatz zu den Pararendzinen und Kolluvien, starke Abnahme der Stickstoffmineralisierung bei den Parabraunerden gegen Ende der Brutversuche. Insbesondere bei den Kolluvien ist der nach dreiwöchiger Bebrütung sehr hohe und bei längerer Bebrütung z. T. durch Stickstoffverluste stark sinkende Beitrag der Unterböden zu beachten. Eine auf der Modifizierung der Mineralisierungsleistung durch Temperatur und Feuchte basierende Prognose der Feldmineralisierung in dreiwöchigen Intervallen führte bei den meisten Prognoseintervallen zu Ergebnissen, die nahe bei den gemessenen Mineralisierungsraten lagen. Bei einigen Intervallen traten jedoch große Abweichungen auf.

In Regionen mit hohem Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen können verstärkt hohe Nitratwerte in Brunnenfassungen, für die diese Gebiete als Wassereinzugsgebiet dienen, auftreten. Die hohen Nitrateinträge sind Folge zeitweilig zu hoher Nitratgehalte in bewirtschafteten Böden (Isermann und Sturm 1990). Sie stellen einerseits eine Gesundheitsgefährdung für die Konsumenten des Trinkwassers und andererseits, sofern sie auf zu hoher Düngung beruhen, einen unnötigen finanziellen Belastung der Betriebe dar. Der Gehalt an mineralischem Stickstoff wird im wesentlichen durch die Nachlieferung im Boden durch Mineralisation N-haltiger organischer Verbindungen, den Entzug durch die Feldfrucht, Auswaschung und durch Düngemaßnahmen der Landwirte beeinflusst. Für eine gezielte Düngung ohne Ertragseinbußen ist es notwendig, die bodeneigene N-Nachlieferung mit ausreichender Genauigkeit vorauszusagen. Hierzu sollen in bezüglich des Klimas, der Nutzung und der Bodenstruktur relativ einheitlichen Agrarlandschaften auf Referenzstandorten die Mineralisierungsaktivitäten erfaßt werden. Zusammen mit den für die jeweiligen Betriebe bestimmten Startbedingungen sollen hieraus Prognosen der Mineralisierungsaktivität für die einzelnen Betriebe erstellt werden. Bisherige Arbeiten zeigten, daß die im Feld beobachtete Stickstoffnachlieferung nicht ausschließlich aus der Temperatur und dem Bodenwassergehalt erklärt werden kann (Rück 1993). Bei der Temperatur wird in der Regel eine Zunahme der Mineralisierungsleistung nach der Arrheniusfunktion angenommen (Rück 1993, Lorenz 1992). Der Zusammenhang Bodenwassergehalt/Mineralisierungsleistung ist ebenfalls nicht linear (Rück 1993). Insbesondere auf bewirtschafteten Böden zeigt sich jedoch, daß der Einfluß von Bodenfeuchte und Temperatur auf die Mineralisierung durch weitere Faktoren (z. B. Bewirtschaftung, angebaute Frucht) überdeckt wird (Schmitt 1992).

Es soll geprüft werden, ob durch Erfassung der Mineralisierungspotentiale von gleichen Bodentypen auf verschiedenen Standorten eine Anpassung der auf einem Standort gemessenen Mineralisierungsverläufe auf andere Standorte möglich ist. Durch eine schrittweise Prognose der Stickstoffmineralisierung über Temperatur/Feuchtebeziehungen sollen Zeiten starker Abweichungen der gemessenen

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310)
D-70593 Stuttgart

Feldmineralisierung von den prognostizierten Werten isoliert und, wenn möglich, anderen die Mineralisierung beeinflussenden Faktoren zugeordnet werden.

Böden: jeweils mehrere Parabraunerden, Pararendzinen und Kolluvien der Region Kraichgau
Feldbebrütungen: nach Runge (1970)

Laborbrutversuche: nach Zöttl (1958), Mineralisierungspotentiale 1993 mit 20°C, 60%Wkmax;
Temperatur und Feuchtevarianten mit: 10°C, 30%WKmax; 10°C, 60%WKmax; 20°C, 30%WKmax; 20°C, 60%WKmax, Daten aus Lorenz (1992).

Mineralisierungspotentiale

Oberböden: Die Kurvenverläufe der Brutversuche in Gondelsheim lassen eine Kurvenanpassung nach der Funktion $N=N_0 \cdot (1 - e^{-(k \cdot t)})$ nur bedingt zu. Insbesondere die Brutversuchsergebnisse nach einer Woche liegen häufig außerhalb der zugrundegelegten Funktion. Hier konnten sowohl sehr hohe Mineralisierungsraten als auch Stickstoffverluste beobachtet werden (siehe Abb. 1). Bei den Unterböden treten oft maximale Mineralisierungspotentiale nach 21 Tagen auf. Da die aus den Brutversuchen abgeleitete Mineralisierungsrate k der Mineralisierungsleistung zum Zeitpunkt $t=0$ entspricht, ist bei einer Übertragung dieser durch Äußere Faktoren zu reduzierenden Mineralisierungsraten problematisch.

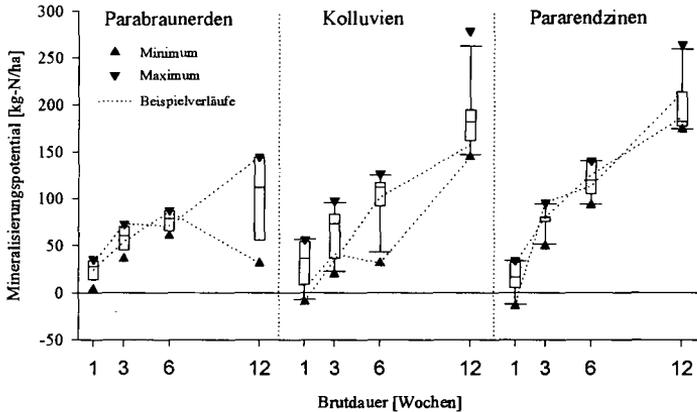


Abbildung 1: Übersicht über die Laborbrutversuche zur Ermittlung des Mineralisierungspotentials für das Jahr 1993 (60% Wkmax, 20°C). Parabraunerden 4 Böden, Pararendzinen 6 Böden, Kolluvien 7 Böden.

Parabraunerden: Die Mineralisierung nimmt in der Regel mit der Zeit stark ab, z.T. treten gegen Ende der Bebrütung sogar N-Verluste auf (siehe Abb. 1). Der Beitrag der Unterböden (30-60 und 60-90 cm) ist sehr hoch. Insgesamt ist das Mineralisierungspotential jedoch sehr niedrig.

Pararendzinen: Die Mineralisierungsverläufe im Oberboden sind sehr verschieden. Zum Teil kann die Funktion $N=N_0 \cdot (1 - e^{-(k \cdot t)})$ sehr gut an die Verläufe angepasst werden. Andere Pararendzinen zeigen jedoch Mineralisierungsverläufe, die nicht an eine bekannte Funktion angepasst werden können. Insbesondere die Mineralisierungswerte nach der ersten Woche zeigen ein sehr variables Verhalten. Hier traten zum Teil auch N-Verluste auf. Die Mineralisierungspotentiale sind sehr hoch. Dabei ist der Beitrag der Unterböden zum Gesamtpotential erwartungsgemäß gering.

Kolluvien: Die Oberböden der Kolluvien verhalten sich bei einem etwas geringeren Mineralisierungspotential gleich wie die Oberböden der Pararendzinen. Der Beitrag zum Gesamtpotential der Unterböden ist stärker als bei den Pararendzinen. Auffällig ist, dass der Beitrag der Unterböden zum Gesamtpotential bei fast allen Kolluvien (6 von 7) nach 3 wöchiger Bebrütung höher ist als der

Beitrag der Oberböden. Bei längerer Bebrütung nimmt der Beitrag der Unterböden zum Gesamtpotential stark ab, wobei sogar ihr Absolutbeitrag durch N-Verluste (Immobilisierung und/oder Denitrifikation) abnehmen kann.

Anpassung und Modifizierung der Wärme/Feuchte-Beziehung

Um von unter optimalen Bedingungen ermittelten Mineralisierungsraten (k-Faktoren) auf die tatsächliche Mineralisierung im Feld zu schließen, sind Korrekturfunktionen notwendig. Hierbei sind insbesondere die auf die realen Mineralisierungsraten einwirkenden Faktoren Wärme und Feuchte zu beachten. Deshalb wurden in früheren Versuchen Wärme/Feuchte-Beziehungen durch vier verschiedene Brutversuchsvarianten (20°C, 60% Wkmax; 20°C, 30%Wkmax; 10°C, 60%Wkmax, 10°C und 30% Wkmax) ermittelt (G. Lorenz). Diese Funktionen wurden an die aktuellen Brutversuchsergebnisse angepaßt. Für den Einfluß der Temperatur wurde die Arrhenius-Gleichung zugrundegelegt (G. Lorenz). Ausgehend von auf anderen Standorten ermittelten Beziehungen zwischen der Mineralisierungsleistung und Bodenfeuchte (F. Rück) wurde ein nichtlinearer Zusammenhang zwischen der Bodenfeuchte (in Gew% bzw. Vol%) und Mineralisierungsleistung angenommen. Da Brutergebnisse nur für zwei Feuchtevarianten zur Verfügung standen, wurde zur hierdurch notwendigen Linearisierung der Gleichung ein linearer Zusammenhang zwischen der Saugspannung (in cm WS) und Mineralisierungsleistung angenommen. Die zur jeweiligen Bodenfeuchte korrelierte Saugspannung wurde aus den pF-Wassergehaltskurven des entsprechenden Bodens gewonnen.

Da aus früheren Arbeiten (F. Rück) bekannt war, das die Mineralisierungsleistungen bei hohen Wassergehalten stark abnehmen können, wurden die Mineralisierungsraten für Wassergehalte über pF 2,5 reduziert. Da für die untersuchten Standorte keine Brutversuchsvarianten für höhere Wassergehalte vorliegen, wurde ein linearer Abfall der Mineralisierungsraten (bei Wassergehalten von 60-100 %) bis auf 20% der maximalen Mineralisierungsrate angenommen.

Prognosen

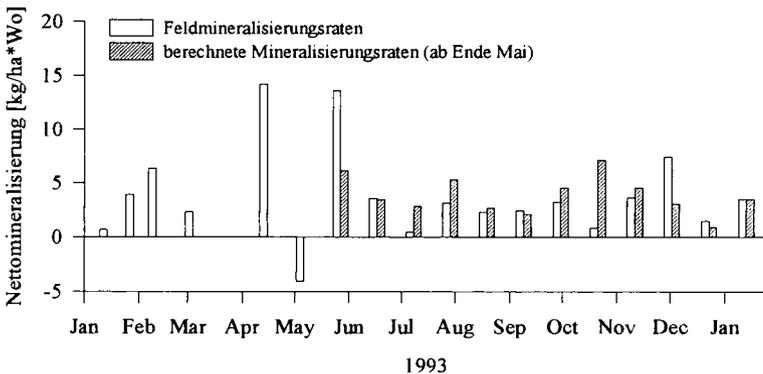


Abbildung 2: Berechnete und gemessene Mineralisierungsraten für den Oberboden einer Pararendzina in Gondelsheim (Summe 26.5.93 bis 2.2.94: gemessen: 136,8 kg/ha, berechnet 138,67 kg/ha).

Am Beispiel einer Pararendzina wurde der Versuch unternommen, aus der im Brutversuchsergebnis des entsprechenden Bodens gewonnenen Mineralisierungsrate durch aus obigen Temperatur- und Feuchtebeziehungen gewonnenen Korrekturfaktoren für die jeweiligen Temperatur und Feuchtebedingungen die Feldmineralisierungsraten zu berechnen. Als Vergleichsgröße dienen die über Feldbebrütungen erfaßten aktuellen Mineralisierungsraten. Sowohl die Feldmineralisierungsraten als auch die berechneten Raten wurden jeweils für Zeiträume von 3 Wochen ermittelt.

Für die Temperatur wurden die aktuellen Korrekturfaktoren aus den arithmetischen Tagesmitteln der Bodentemperatur in 15 cm ermittelt. Für die Bodenfeuchte wurden die gravimetrischen Wassergehalte des Bodens an den jeweiligen Startterminen für die Feldbebrütungen eingesetzt.

Diskussion

Die Mineralisierungspotentiale der untersuchten Böden zeigten im Jahr 1993 keinen einheitlichen zeitlichen Verlauf. Vergleichsmessungen aus früheren Jahren (nur Referenzfläche) zeigten zumindest für die Oberböden gleichmäßigere Verläufe (M. Honisch, unveröffentlicht). Dies könnte an den für die Laborbebrütung ermittelten maximalen Wasserkapazitäten liegen, die 1993 sehr hoch lagen (z.B. Pararendzina ca 60% gew. gegenüber normal 40-45 %). Da die Abweichungen zu Beginn der Brutversuche am größten sind und die ermittelten Abbauraten (k-Werte) die Mineralisierungs-Startwerte der angepaßten Kurve darstellen sollten die Mineralisierungsverläufe in den ersten 2 Wochen der Brutversuche näher untersucht werden. Hierfür spricht auch, das im Feld als offenes System ständig „Startbedingungen“ herrschen. Demgegenüber ist der Effekt der Probenstörung auf die Mineralisierungsleistungen, insbesondere zu Beginn der Versuche zu stellen (Mayer 1990; Barezai und Mühling 1992). Der Vergleich prognostizierter Werte mit den in Feldversuchen gemessenen Werten ist an weiteren Standorten und über einen längeren Zeitraum anzustellen. Die Gegenüberstellung der Zeitintervalle mit starker Abweichung der berechneten von den gemessenen Daten mit Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Düngung, Bodenbearbeitung) und anderen singulären Maßnahmen soll dazu dienen, andere (zeitlich begrenzte) die Mineralisierung beeinflussenden Faktoren zu ermitteln. Für echte Prognosen der Stickstoffmineralisierung sollte auch die Übertragbarkeit der Rungebebrütungen auf die Feldmineralisierung näher untersucht werden, da insbesondere in den Sommermonaten die Feuchte einen entscheidenden Einfluß auf die Mineralisierung hat.

Literatur

- Barezai, A., Mühling, K.-H.**, (1992): Einfluß der Trocknungsdauer und Trocknungstemperatur von Bodenproben auf ihren Gehalt an CaCL₂-extrahierbaren N-Fractionen sowie deren Beziehung zur N-Aufnahme der Pflanze. *Agrobiol. Res.* 45/2, 153-158, Frankfurt am Main.
- Isermann, K., Sturm, H.**, (1990): Stickstoff- und Phosphor-Bilanzierung der Landwirtschaft im Vergleich westeuropäischer Länder. *VDLUFA Schriftenreihe 32, Kongreßband (Berlin) 1990*, 229-235, Frankfurt/Main.
- Lorenz, G.**, (1992): Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 1*, Stuttgart.
- Mayer, E.**, (1990): Regionale und saisonale Unterschiede in der Stickstoffmineralisierung Baden-Württembergischer Böden. *Dissertation an der Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre.*
- Rück, F.**, (1993): Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratwaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 15*, Stuttgart.
- Runge, M.**, (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora* 159, 233-257, Jena.
- Schmitt, L.**, (1992): Stickstoffmineralisation verschiedener Böden bei aerober Inkubation und Abhängigkeit von mineralischer und organischer Düngung unter besonderer Berücksichtigung von Priming-Effekten. *Dissertation an der Universität Gießen, Fachbereich Agrarwissenschaften.*
- Zöttl, H.**, (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. *Zur Pflanzenernähr. Düng. Bodenk.* 81, 35-50, Weinheim.

Regionale Modellierung von Bodenfeuchte, Grundwasserneubildung und Verdunstung

von

Wegehenkel, M.*

1.0 Einleitung

Regionale flächenbezogene Aussagen zu Evapotranspiration und Bodenwasserdynamik sind als mögliche Eingangsdaten in hydrologische Modelle und zur flächenhaften Abschätzung der Grundwasserneubildung insbesondere im Zusammenhang mit möglichen Stoffverlagerungen in das Grundwasser von erheblicher Bedeutung. Es existieren viele Wasserhaushaltsmodelle, die für einen Punkt oder eine homogene Fläche die Prozesse Evapotranspiration, Perkolation, kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser und Bodenwasserentzüge durch die Vegetation in Abhängigkeit vom Klima, jeweiligem Pflanzenbestand und bodenphysikalischen Eigenschaften beschreiben und simulieren können. Eine flächenbezogene EDV-Anwendung dieser Modelle setzt jedoch voraus, daß die notwendigen Modelleingangsdaten als digitale Vektor- oder Rasterdaten mit den dazugehörigen Sachdaten innerhalb eines GIS vorliegen und damit eine Ableitung von Modelleingangsdaten aus diesen Flächen- daten möglich ist. Durch GIS können z.B. digitale Flächendaten aus dem Bereich Boden und Landnutzung erstellt und bearbeitet werden. Überlagert man Boden- und Landnutzungskarten im GIS, so erhält man homogene Polygone bzw. kleinste gemeinsame Geometrien, auf die dann über eine Datenschnittstelle Modellen zugreifen können. Damit ist über diese GIS-Modell-Kopplung eine flächendifferenzierte Wasserhaushaltsmodellierung möglich. Die Probleme liegen hier meist weniger in der Modellrechnung als in der Ableitung der Modelleingangsdaten aus den digitalen Landnutzungs- und Bodenkarten. Dies betrifft insbesondere die Ableitung von Bodenwasserhaushaltskennwerten aus Bodenkarten und die Bereitstellung von Pflanzendaten zur Bestimmung der Transpiration und Interzeption. Weitere Probleme sind die flächendeckende Festlegung der Startwerte von regionalen Simulationsrechnungen sowie die Validierung von derartigen Flächenrechnungen zur Bodenwasserdynamik und Evapotranspiration von Landoberflächen. In den bisher durchgeführten Arbeiten wurde versucht, zur Erarbeitung von ersten methodischen Grundlagen zur regionalen Simulation die räumliche Variabilität von Evapotranspiration und Perkolation mit Hilfe von GIS-gestützten Modellrechnungen für ein 22 km² große Versuchsgebiet des ZALF mit Landnutzungsdaten 1992 und einer Witterungsdatenreihe aus dem Jahr 1982 abzuschätzen.

2.0 Versuchsgebiet und Modellrechnungen

Das Untersuchungsgebiet liegt ca. 10km nordöstlich der Ortschaft Chorin im südlichen Randbereich des Naturschutzparkes Schorfheide-Chorin. Für das Untersuchungsgebiet wurde der entsprechende Ausschnitt der Bodenschätzungskarte Gr.-Ziethen M:25.000 Nr.:3049 im GIS ARC-INFO abdigitalisiert. Eine Landnutzungskarte der angebauten Fruchtarten für 1992 lag vor. Diese wurde vom Institut für Landnutzungssysteme, ZALF e.V. erhoben. Die Abb. 1 zeigt die GIS-Verschneidung der beiden erstgenannten Kartenebenen zur Erzeugung kleinster gemeinsamer Geometrien

*ZALF e.V., Institut für Ökosystem- und Prozeßmodellierung

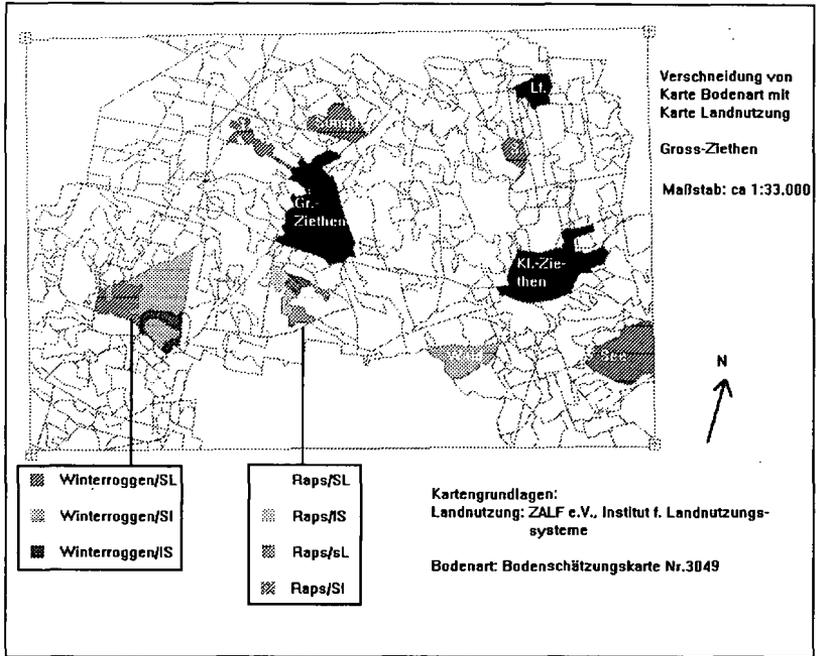


Abb.1: Verschneidung von Bodenart und Landnutzung

Aus der Verschneidung ergaben 25 Kombinationen Bodenart/Landnutzung, welche in Tab.1 aufgeführt sind.

Tab.1. Kombinationen Landnutzung/Bodenart Reichsbodenschätzung

	S	Sl	IS	SL	sL	Mo
Winterroggen	+	+	+	+	-	-
Wintergerste	+	+	+	+	+	-
Winterweizen	-	+	+	+	+	-
Zuckerrüben	+	+	-	-	-	-
Kartoffeln	+	+	-	-	-	-
Topinambur	+	-	-	+	-	-
Luzerne	-	+	+	--	+	-
Mais	-	-	+	+	+	+
Grünland	-	-	+	+	+	+
Winterraps	-	+	+	+	+	-
Brache	+	+	+	+	+	+

Für diese Kombinationen in Tab.1 wurden dann mit einem Modell entsprechende Wasserhaushaltssimulationen durchgeführt. Das Modell beinhaltet folgende Komponenten:
 -Verdunstung nach WENDLING mit semiempirischem Pflanzemodell nach KOITZSCH & GÜNTHER 1990 zur Beschreibung der Transpiration
 -Bodenwassermodell SAWAH (TEN BERGE et al 1992) auf der Basis der RICHARDS-Gleichung (gewählte Leitfähigkeitsfunktion nach RIJTEMA und pF-Parametrisierung nach DRIESSEN)

Für dieses Modell mußten entsprechenden Modelleingangsdaten aus dem Bereich Boden und Pflanze für jede Modellkombination abgeleitet werden. Einen Datenstring aus der Verschneidungskarte zeigt Tab.2

Tab.2: Datensatz Polygon/ Landnutzung in der Datenbank der Verschneidungskarte

Polygon-Nr.	Fläche (ha)	Landnutzungs-ID(Fruchtart)	Bodenart	Zustandstufe	Entstehungsart
1	22	Winterroggen	SL	3	D

Aus diesem Datenstring wurden dann die Bodenkennwerte zur Bodenwassersimulation über Tabellenwerke abgeleitet werden (Kartieranleitung 1982). Das Pflanzenmodell berechnet die Bodenwasserentzüge durch Transpiration über fruchtartspezifische Verlaufsfunktionen von Wuchshöhe, Durchwurzelungstiefe und Bedeckungsgrad und benötigt als Eingabe nur die Fruchtart. Die Ergebnisse der Modellrechnungen für das Jahr 1982 sind exemplarisch für die Perkolations in Tab.3. dargestellt.

Tab.4.: Jahressumme der Perkolations für die Kombinationen Landnutzung/Bodenart Reichsbodenschätzung

	S	SI	IS	SL	sL	Mo
Winterroggen	3	16	16	12	-	-
Wintergerste	3	16	16	12	110	-
Winterweizen	-	16	16	12	-	-
Zuckerrüben	3	16	-	-	-	-
Kartoffeln	5	17	-	-	-	-
Topinambur	-	-	-	-	-	-
Luzerne	-	0	0	-	74	-
Mais	-	-	5	5	85	+
Grünland	-	-	5	5	75	+
Winterraps	-	0	0	4	78	-
Brache	29	42	42	21	123	0

Über das GIS wurden die für die Kombinationen Landnutzung/Bodenart berechneten Komponenten der Wasserbilanz auf die Polygone und entsprechend kartographisch aufbereitet und dargestellt. Als Beispiel ist die aus Tab.3 abgeleitete flächenhafte Darstellung der Jahressummen der Perkolations für das bearbeitete Gebiet ist in Abb.2 zu erkennen.

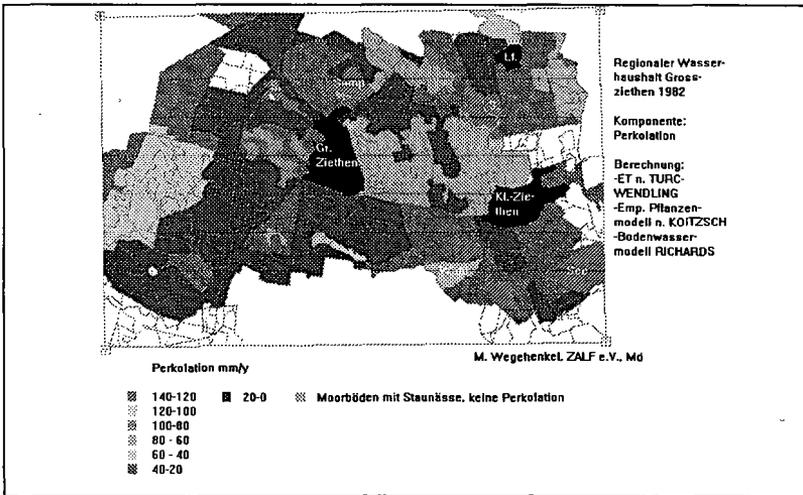


Abb.2 : Jahressummen Perkolations für Gr.-Ziethen 1982

Die berechneten Jahressummen der Perkolations schwanken zwischen 0 -1 40 mm y-1. Diese Simulation hängt in ihrer Güte in erster Linie von der Ableitung der Modelleingangsdaten aus den Karteninformationen ab. Eine Validerung derartigen Flächenberechnung ist zur Zeit noch nicht möglich. Hier muß auf Fortschritte in der Fernerkundung insbesondere im Bereich der Radar-Satelliten gewartet werden.

Literatur:

AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 3. Aufl. Schweizerbart Stuttgart

KOITZSCH R. & GÜNTHER R. (1990): Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen.- Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. Berlin 24, S.717-725

TEN BERGE H.F.M., JANSEN D.M. , RAPPOLDT K. & STOL W. (1992): The soil water balance module SAWAH: description and users guide.- Simulation Reports CABO-TT, No.22

WENDLING U., SCHELLIN H.G. & THOMÄ M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung.- Zeitschrift f. Meteorologie 41, Heft 6, S.1-16

Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Bestimmung von organischen Wurzelabscheidungen bei Mais und Erbsen

von

Wittenmayer, L., A. Gransee und G. Schilling¹

1 Einleitung

Die Bestimmung der quantitativen und qualitativen Zusammensetzung organischer Wurzelabscheidungen gewinnt zunehmend an Bedeutung. Dies liegt vor allem darin begründet, daß zwischen der Abgabe bestimmter Verbindungen an die Rhizosphäre und der Löslichkeit von Nährstoffen sowie ihrem Transport zur Wurzeloberfläche Zusammenhänge bestehen dürften, die für Düngungsempfehlungen später bedeutsam werden könnten.

Die Schwierigkeit einer möglichst vollständigen quantitativen und qualitativen Analyse von Wurzelabscheidungen besteht zum einen im breiten Spektrum der abgeschiedenen Verbindungen (Zucker, Amino- und weitere [„Nichtamino-“] Carbonsäuren, Phenole, Schleimstoffe usw.). Zum anderen dürfte die geringe chemische Stabilität einzelner Substanzen Probleme bereiten (Wittenmayer und Gransee, 1992). Im Folgenden soll eine Methode vorgestellt werden, die es erlaubt, die wichtigsten Komponenten organischer Wurzelabscheidungen quantitativ und qualitativ zu bestimmen und ihre Bedeutung für die Nährstofftransformation im Boden abzuschätzen.

2 Material und Methoden

2.1 Anzucht der Pflanzen

Die Anzucht der Versuchspflanzen (Mais, Sorte ‚Bermasil‘; Erbse, Sorte ‚Grapis‘) erfolgte in Plaströhren in Quarzsandkultur. Die Gefäße hatten ein Volumen von 1,1 l (9 cm Ø × 18 cm Höhe) bei Erbsen und 4,0 l (12 cm Ø × 35 cm Höhe) bei Mais. Die Nährstoffversorgung war außer bei den P-Mangelvarianten optimal: Bei Mais wurden je 6 kg Quarzsand folgende Nährstoffmengen verwendet: 0,5 g N als KNO₃, 0,35 g P als CaHPO₄ · 2 H₂O, 1,4 g K als K₂SO₄ und KNO₃, 0,3 g Mg als MgSO₄ · 7 H₂O, 1 ml 10%ige FeCl₃-Lösung, je 1 ml A-Z-Lösung „a“ und „b“ nach Hoagland. Je Anzuchtgefäß wurden 5,65 kg Substrat (5,05 kg Quarzsand und 0,6 l verdünnte Nährlösung) sowie 100 g Quarzsand als Deckschicht benötigt. Bei Erbsen betrug die Nährstoffeinwaage je 6 kg Quarzsand 0,25 g N als CaNO₃ · 4 H₂O, 0,35 g P als Pufferlösung (1/15 M KH₂PO₄/K₂HPO₄ · 3 H₂O, 73,8 : 26,2 v/v, pH 6,4), 0,83 g K als KH₂PO₄, K₂HPO₄ · 3 H₂O und K₂SO₄, 0,3 g Mg als MgSO₄ · 7 H₂O, 1 ml Fe-EDTA-Lösung (c_{Fe} ≙ 10%ige FeCl₃-Lösung) und je 1 ml A-Z-Lösung „a“ und „b“. Je Anzuchtgefäß wurden 1,48 kg Substrat (1,3 kg Quarzsand, 175 ml verdünnte Nährlösung) und 90 g Deckschicht (Quarzsand) verwendet. Die Substratfeuchte betrug bei allen Versuchen 60 % WK_{max}.

¹Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther-Universität Halle—Wittenberg, Adam-Kuckhoff-Straße 17 b, 06108 Halle/S.

2.2 Markierung der Assimilate

Die in Plaströhren angezogenen Pflanzen wurden für 3 d in Plexiglastüvetten gestellt und mit $^{14}\text{CO}_2$ begast (Einzelheiten vgl. Schulze, 1990)

2.3 Untersuchung der Wurzelabscheidungen

2.3.1 Gewinnung durch Abstauchmethode

Die Pflanzen wurden nach der Begasung vorsichtig aus dem Substrat genommen und nacheinander für jeweils 2 min in Micropur-haltiges dest. Wasser (20 °C, dann 60 °C) getaucht. Nach Filtration über Glaswolle erfolgte die Fixierung der wäßrigen Lösung in flüssigem Stickstoff. Anschließend wurde die Probe gefriergetrocknet (Abb. 1).

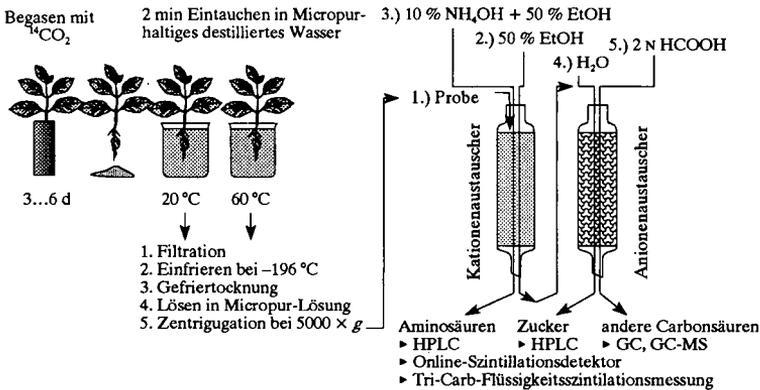


Abb. 1: Schema zur Gewinnung und Bestimmung von Wurzelabscheidungen.

2.3.2 Fraktionierung durch Ionenaustauscherchromatographie

Die Fraktionierung der organischen Wurzelabscheidungen erfolgte mit Hilfe von Ionenaustauschern (Atkins und Canvin, 1971). Hierzu wurden die Proben in 5 ml Micropur-haltigem Wasser gelöst, zentrifugiert (10 min, $5000 \times g$) und die Überstandsflüssigkeit auf einen Kationenaustauscher gegeben (Dowex 50 W $\times 8$, 20 bis 50 mesh, Säulenbett 28 cm^3 [$h = 9 \text{ cm}$, $2 \text{ cm } \varnothing$]). Spülen mit 80 ml 50%igem EtOH lieferte das Effluat I (apolare Verbindungen [Zucker], „Nichtamino“-Carbonsäuren). Anschließende Elution mit 80 ml 10%igem NH_4OH in 50%igem EtOH führte zum Austausch der Aminosäuren (Eluat I). Zur Trennung der Zucker von den anderen Carbonsäuren wurde das Effluat I am Vakuumrotationsverdampfer bei 45 °C bis zur Trockne eingengt, in 2 ml *aqua dest.* aufgenommen und auf einen Anionenaustauscher (Dowex 1 $\times 2$, Formiat-Form) gegeben. Spülen mit 80 ml destilliertem Wasser lieferte im Effluat II die Zucker. Nachfolgende Elution mit 80 ml 2 N HCOOH löste dann die restlichen Carbonsäuren und Phenole aus der Säule (Eluat II).

2.3.3 Qualitative und quantitative Bestimmung

2.3.3.1 HPLC-Trennung (Aminosäuren, Zucker)

Sämtliche Messungen am HPLC wurden mit folgender Konfiguration durchgeführt: Interface D-6000, Intelligent Pump L-6200, Detektor FLO-ONE β eta A200X, Szintillator Flo Scint II. $\frac{1}{4}$ der Probe floß über den Radioaktivitätsdetektor, $\frac{3}{4}$ wurden für weitere Analysen verwendet.

Aminosäuren: Derivatisierung mit *o*-Phthaldialdehyd, Säule RP select-B, 250 mm × 4 mm, 4 µm Korngröße, Laufmittel 1 M TBAH in MeOH : Acetonitril : H₂O 7,5 g : 50 g : 442,5 g → 7,5 g : 350 g : 142,5 g (Gradientenelution), Durchfluß 1,0 ml/min.

Zucker: Säule Bio-Sil NH₂, 150 mm × 4,6 mm, 5 µm Korngröße, Laufmittel Acetonitril : H₂O 85 : 15 v/v (isokratisch), Durchfluß 1,5 ml/min.

2.3.3.2 GC-Analyse („Nichtamino“-Carbonsäuren)

Die *in vacuo* getrocknete Probe wurde in etherischer Diazomethanlösung methyliert. Die derivatisierten Verbindungen wurden nach Entfernen des Lösungsmittels am Vakuumrotationsverdampfer in Toluol gelöst. Die Untersuchung erfolgte am Kapillargaschromatographen Varian GC 3400 unter folgenden Bedingungen: Säule DB-5, 30 m × 0,544 mm, Filmdicke 1,5 µm, Trägergas N₂, Gasdurchfluß 3,5 ml/min, Säulentemperaturprogramm 80 → 260 °C, Heizrate 10 K/min, und am Gaschromatographen-Massenspektrometer MD 800, Fisons Instruments, bei 70 eV, Säule DB-5MS, 30 m × 0,25 mm, Filmdicke 0,25 µm, Trägergas He, Gasdurchfluß 1 ml/min, Säulentemperaturprogramm 60 → 260 °C, Heizrate 10 K/min. Die Abb. 2 enthält ein Gesamtionenchromatogramm sowie das Massenspektrum des Trimethylesters der Citronensäure, die aus den Wurzelabscheidungen der Erbsensorte ‚Grapis‘ isoliert wurde.

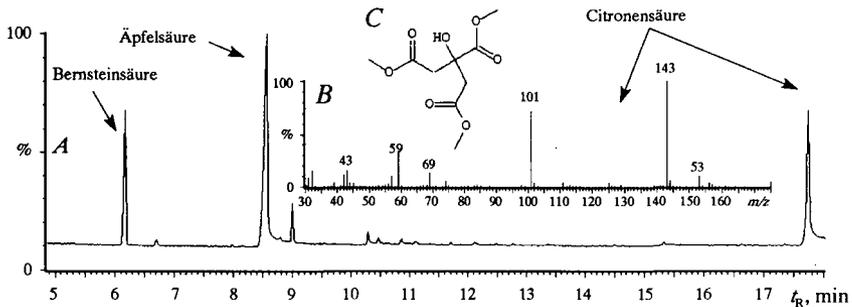


Abb. 2: Gesamtionenchromatogramm (A) der sauren Fraktion der Wurzelabscheidungen bei der Erbsensorte ‚Grapis‘ sowie das Massenspektrum (B) der methylierten Citronensäure (C).

3 Ergebnisse²

Die Abhängigkeit der Zusammensetzung kaltwasserlöslicher ¹⁴C-markierter Wurzelabscheidungen vom Pflanzenalter

Tab. 1: Anteil ¹⁴C-markierte Verbindungen, %, an der Gesamtradioaktivität der kaltwasserlöslichen Wurzelabscheidungen in Abhängigkeit vom Pflanzenalter bei der Maissorte ‚Bernasil‘, dpm/g TS Wurzel.

Pflanzenalter	Zucker		Aminosäuren		„Nichtamino“-Carbonsäuren	
	dpm/g TS	%	dpm/g TS	%	dpm/g TS	%
4-Blattstadium	94.130	55,1	48.148	28,2	28.975	16,7
6-Blattstadium	51.727	53,7	18.192	18,8	29.614	27,5
8-Blattstadium	19.934	42,3	12.503	26,5	14.689	31,2

²nur bei α ≤ 0,05 signifikante Differenzen werden im Text besprochen

wurde bei Mais untersucht (Tab. 1). Der Anteil der Zucker an der Gesamtmenge der wasserlöslichen ¹⁴C-markierten Wurzelabscheidungen war am größten. Im 4-Blattstadium entfiel über die Hälfte der Radioaktivität auf diese Fraktion. Mit zunehmendem Alter der Pflanzen ging ihr Anteil deutlich zurück, während sich der Anteil der „Nichtamino“-Carbonsäuren verdoppelte.

Die Ergebnisse einer Untersuchung zum Einfluß von P-Mangel auf die Zusammensetzung von kaltwasserlöslichen ¹⁴C-markierten Wurzelabscheidungen bei der Erbsensorte ‚Grapis‘ sind in Tab. 2 zusammengefaßt. Auch hier entfiel der größte Teil der gemessenen Radioaktivität auf die Zuckerfraktion, die jedoch unter dem Einfluß von P-Mangel zurückging, während der Anteil der Nichtamino-Carbonsäuren sich nahezu verdreifachte.

Tab. 2: Einfluß von P-Mangel auf die Zusammensetzung kaltwasserlöslicher ¹⁴C-markierter Wurzelabscheidungen bei der Erbsensorte ‚Grapis‘, dpm/g TS Wurzel. Meßzeitpunkt 3 Wochen nach Aussaat.

P-Düngung mg P/Gefäß	Zucker		Aminosäuren		„Nichtamino“-Carbonsäuren	
	dpm/g TS	%	dpm/g TS	%	dpm/g TS	%
0	28.931	58,0	9.743	19,5	11.227	22,5
100	80.769	73,0	20.344	18,5	9.327	8,5

Nicht nur das Verhältnis der Hauptstoffgruppen zueinander veränderte sich infolge P-Mangels, sondern auch ihre qualitative Zusammensetzung.

Tab. 3 verdeutlicht dies am Beispiel der Zuckerfraktion. Während bei ausreichender P-Versorgung nur Glucose, Fructose, Saccharose und Ribose gemessen werden konnten, traten infolge P-Mangels zusätzlich die Zucker Arabinose, Galactose und Fucose auf, während der Anteil der erstgenannten Verbindungen deutlich zurückging.

Tab. 3: Zusammensetzung der Zuckerfraktion bei kaltwasserlöslichen ¹⁴C-markierten Wurzelabscheidungen bei der Erbsensorte ‚Grapis‘ in Abhängigkeit von der P-Ernährung, dpm/g TS Wurzel. Meßzeitpunkt 3 Wochen nach Aussaat.

Verbindung	P-Versorgung, mg P/Gefäß	
	0	100
Glucose	8.541	27.043
Fructose	1.731	20.073
Saccharose	4.155	14.567
Ribose	4.443	7.976
Arabinose	3.030	0
Galactose	2.337	0
Fucose	3.463	0

4 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die Zusammensetzung der kaltwasserlöslichen Wurzelabscheidungen hing sowohl vom Alter der Pflanzen als auch von ihrem P-Ernährungszustand ab. Ein frühes Entwicklungsstadium und ausreichende P-Versorgung waren durch einen hohen Zuckeranteil gekennzeichnet. P-Mangel führte zu einem Anstieg des Anteils an Carbonsäuren. Die Ergebnisse lassen eine erhebliche Variabilität der Wurzelabscheidungen selbst innerhalb einer Pflanzenart erkennen, die über Veränderungen der Mikrobenflora oder auch direkt die Nährstofftransformation in der Rhizosphäre beeinflussen kann.

5 Literatur

- Atkins, C. A., und D. T. Canvin: Photosynthesis and CO₂ evolution by leaf discs: gas exchange, extraction, and ion-exchange fraction of ¹⁴C-labelled products. *Can. J. Bot.* **9** (1971): 1225—1234.
- Schulze, J.: Gewinnung und chemische Charakterisierung ¹⁴C-markierter organischer Wurzelabscheidungen. *Ökophysiologie des Wurzelraumes*. Vorträge zur 1. Wissenschaftlichen Arbeitstagung vom 11. bis 13. Juni 1990 in Borkheide. **1**. Münchenberg: Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Münchenberg, 1990, 10—19.
- Wittenmayer, L., und A. Gransee: Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Bestimmung von organischen Wurzelabscheidungen bei Mais und Erbsen. *Ökophysiologie des Wurzelraumes*. Vorträge zur 3. Wissenschaftlichen Arbeitstagung vom 7. bis 9. September 1992 in Borkheide. **3**. Münchenberg: Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Münchenberg, 1992, 10—19.

Kieseritdüngung auf sauren Waldböden: $MgSO_4$ -Sorptions und Auswirkungen auf den Bodenlösungsschemismus

von

Zapf, R.*

1 Einleitung

In jüngster Zeit ist die Diskussion über die Hauptverursacher neuartiger Waldschäden erneut aufgeflammt (WAGNER, 1994). Unumstrittenermaßen sind jedoch Nadelvergilbungen infolge Mg-Mangels eines der wichtigsten Schadsymptome betroffener Waldbestände in den höheren Lagen von Mittelgebirgen (ZECH & POPP, 1983; ZÖTTL & MIES, 1983; HARTMANN, 1985). Zur Revitalisierung erkrankter Bestände wurden bisher hauptsächlich Dolomitkalke verwendet. Sie zeigten regelmäßig eine gute Düngewirkung und führten zu einer Verbesserung des chemischen Bodenzustandes (HILDEBRAND & V. WILPERT, 1992; MATZNER, 1985; SAUTER, 1991), ihr Einsatz ist jedoch aufgrund eines möglichen Nitrifikationssschubes mit nachfolgender Nitratverlagerung (MARSCHNER et al.; 1991) sowie einer Mobilisierung von Schwermetallen (KREUTZER & SCHIERL, 1992) risikoreich. Als Alternative zu basischen Mg-Düngern bieten sich deshalb Neutralsalze wie das schnell lösliche Kieserit ($MgSO_4 \cdot H_2O$) an. Die mit Kieserit erzielten Düngeerfolge differieren stark: Von guten Düngeerfolgen mit Kieserit berichten HÜTTL (1990), ENDE et al. (1992), FEGER et al. (1991), KAUPENJOHANN & ZECH (1989), während HEINSDORF (1992), SAUTER (1991) und BOSCH (1986; zit. in SAUTER, 1991) nur eine ungenügende Düngewirkung von Kieserit konstatierten. Für eine gute und nachhaltige Düngewirkung von Kieserit scheint die Mg-Speicherfähigkeit der Böden von entscheidend größerer Bedeutung zu sein als für die Düngewirkung von Dolomit. Auch ist die Kenntnis der Mg-Speicherfähigkeit von Bedeutung für die Abschätzung der Düngegabe, die zur Verbesserung des Bodennährstoffzustandes ausreichend ist. Umstritten ist der Einsatz von Kieserit in der Walddüngung bei einigen Autoren (HILDEBRAND, 1990; ULRICH & MATZNER, 1983), die eine Freisetzung von Protonen und Kationsäuren in die Bodenlösung und eine dadurch induzierte Protonen- und Aluminiumtoxizität sowie eine Verlagerung des Dünger-Sulfates inclusive Begleit-Kationen in den Unterboden befürchten. Eine wichtige Steuergröße für die ökologische Verträglichkeit von Kieserit ist deshalb die Sorptionskapazität des Bodens für SO_4^{2-} . Nur wenn SO_4^{2-} mobil ist, kommt es zu der unerwünschten Verlagerung von saurer bzw. basisch wirkenden Kationen in den Unterboden.

Einige saure Waldböden, auf denen Mg-Mangelbestände stocken, wurden hinsichtlich ihrer Fähigkeit, sowohl Mg als auch SO_4^{2-} sorbieren zu können, sowie der Auswirkung unterschiedlich hoher Kieseritgaben auf den Bodenlösungsschemismus untersucht. Mit Hilfe der Ergebnisse aus diesen Sorptionsversuchen ist es möglich, qualifiziert zu entscheiden, ob eine Kieseritdüngung aus ökologischer Sicht sinnvoll ist und welche Dünge menge angemessen ist.

2 Material und Methoden

Untersucht wurden Standorte im Fichtelgebirge, Thüringer Wald, in der Schneefelde bzw. in den östl. Ardennen (B) mit Koniferenbeständen, die mit Nadelgehalten von $< 0,8 \text{ mg Mg g}^{-1}$ i.TS. deutlichen Mg-Mangel aufweisen (genauer s. ZAPF & KAUPENJOHANN, 1995, in Vorber.). Verwendet wurden luftgetrocknete und homogenisierte A- und B-Horizonte der unterschiedlich stark podsolierten sauren Braunerden bzw. Podsole. Die pH_{CaCl_2} -Werte der Böden liegen zwischen 4,0 und 2,9, die durchschnittliche Basensättigung bei 19,1 %, die durchschnittliche Al-Sättigung bei 59,7 % sowie der durchschnittliche Gehalt an austauschbarem Mg ("optimiertes Verfahren" nach TRÜBY & ALDINGER,

*Lehrstuhl f. Bodenkunde und Boden geographie, Universität, 95440 Bayreuth

1989) bei $1,4 \text{ g kg}^{-1}$.

Für die Sorptionsversuche wurde der Boden im 1:0,6-Boden:Lösungsverhältnis mit MgSO_4 -Lösungen unterschiedlicher Konzentrationen (entspr. einer Zugabe von 0; 0,6; 2,4; 6; 24 bzw. 60 meq Mg kg^{-1}) versetzt, kräftig verrührt und dann 24 h bei 5°C equilibriert. Die Gleichgewichts-Bodenlösung ("GBL") wurde anschließend mittels Unterdruck aus dem Boden abgesaugt. Die Adsorption bzw. Desorption wurde aus dem Verschwinden bzw. Erscheinen der Ionen in der GBL — verglichen mit der Konzentration in der zugegebenen Lösung — berechnet. In den GBL wurden Mg, K, Ca, Na, Al, Fe, Mn (AAS: Varian SpectraAA 400), SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- (IC: Dionex DX 100) und pH gemessen. Die toxischen Al-Spezies in der Lösung wurden mit dem Gleichgewichtsprogramm ALCHEMI 4.1 (SCHECHER & DRISCOLL, 1988) berechnet.

3 Ergebnisse und Schlußfolgerungen für die Praxis

3.1 Mg-Sorption

Generell unterscheiden sich die Ober- und Unterbodenhorizonte eines Profiles kaum hinsichtlich ihrer Fähigkeit, Mg sorbieren zu können (Abb.1). Die mit Hilfe der Langmuir-Isotherme errechneten Sorptionsmaxima (B) der Böden liegen zwischen 25 und 50 meq Mg kg^{-1} . Die Steigung der Initial-Mass-Isothermen (m) liegt zwischen 0,54 und 0,80; es wird also auf allen Standorten ein beachtlicher Anteil des zugegebenen Magnesiums, durchschnittlich 65 %, vom Boden sorbiert. Erwartungsgemäß bestehen zwischen Ton- bzw. C_{org} -Gehalt und Mg-Bindungsstärke (Parameter K aus der Langmuir-Isotherme) deutliche positive Zusammenhänge. Signifikant negativ ist die Mg-Bindungsstärke mit der Al-Sättigung am Austausch korreliert, was die von HILDEBRAND (1986) gezeigte Abhängigkeit der Mg-Eintauschstärke von der Al-Austauscherbelegung bestätigt.

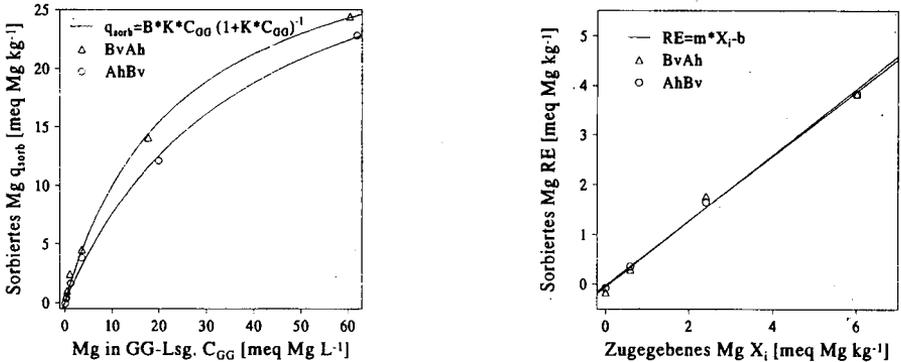


Abb.1: Typische Mg-Sorptionsisothermen am Beispiel der Ober- und Unterbodenhorizonte des Standortes "Grand Halleux" (östl. Ardennen). Links: Mg-Sorptionsisotherme mit angepaßter Langmuir-Isotherme (COMFORT et al., 1992); rechts: Initial-Mass-Isotherme (NODVIN et al., 1986); als Abszisse wird nicht die Mg-Konzentration in der GBL aufgetragen, die sich während des Batchversuches einstellt, sondern die zugegebene Mg-Menge (bezogen auf den Boden). Die Gültigkeit dieser Isotherme ist auf den linearen Bereich der Beziehung (d.h. Gaben $\leq 6 \text{ meq Mg kg}^{-1}$) beschränkt.

3.2 SO_4^{2-} -Sorption

Die Unterböden besitzen (mit Sorptionsmaxima bis zu $42 \text{ meq SO}_4^{2-} \text{ kg}^{-1}$) deutlich höhere Sorptionskapazitäten für SO_4^{2-} als die Oberböden, die teilweise maximal $5 \text{ meq SO}_4^{2-} \text{ kg}^{-1}$ binden können. Erstere sorbieren i.d.R zwischen 40 und 70 %, während letztere nur zwischen 10 und 40 %

des applizierten Sulfates sorbieren (bei SO_4^{2-} -Gaben $\leq 24 \text{ meq kg}^{-1}$). Im Bereich niedriger SO_4^{2-} -Gaben ($\leq 0,6 \text{ meq SO}_4^{2-} \text{ kg}^{-1}$) findet eine SO_4^{2-} -Desorption nativer SO_4^{2-} -Vorräte statt, die in Oberbodenhorizonten meist stärker ist als in Unterbodenhorizonten. Als maßgebliche Steuerungsfaktoren der SO_4^{2-} -Sorption wurden die Gehalte an pedogenen Sesquioxiden, vor allem amorphen Al-Hydroxiden, und organischem Kohlenstoff identifiziert. Gehalte an organischem Kohlenstoff über einem Schwellenwert von ca. 3 % üben dabei einen so starken blockierenden Effekt auf die SO_4^{2-} -Sorption aus, daß der positive Einfluß hoher Sesquioxidgehalte überkompensiert wird.

3.3 Veränderung des Bodenlösungschemismus durch Kieseritdüngung

Die pH-Werte der GBL nehmen generell von der H_2O -Zugabe zur Zugabe "hochkonzentrierter" Kieseritlösungen hin ab, und zwar um maximal eine pH-Einheit bei einigen Oberböden bzw. um minimal 0,1 pH-Einheit in einem Unterboden. Die pH-Abnahme ist grundsätzlich bis zur Zugabe von $2,4 \text{ meq SO}_4^{2-} \text{ kg}^{-1}$ am stärksten. Erklärbar ist der pH-Abfall durch die Tatsache, daß die (Austauscherazidität freisetzende) Mg-Sorption in den meisten Fällen die (Protonen verbrauchende) SO_4^{2-} -Sorption deutlich übersteigt. Ausnahmen stellen einige sesquioxidreiche B-Horizonte dar, die bei der niedrigsten Kieserit-Gabe Mg und SO_4^{2-} in äquivalenter Menge sorbieren. Dementsprechend bleibt in diesem Fall das pH gegenüber der H_2O -Zugabe konstant.

Mit steigenden Kieseritgaben nehmen sowohl toxische als auch nichttoxische Aluminiumspezies in der Bodenlösung (d.h. $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, Al^{3+} bzw. sulfatisch und organisch gebundenes Al) stark zu. Die Applikation von $2,4 \text{ meq Mg kg}^{-1}$ führt beispielsweise zu Al_{tox} -Konzentrationen in der Bodenlösung zwischen $0,02$ und $0,8 \text{ mmol L}^{-1}$.

Im Hinblick auf Wurzeltoxizität wesentlich aussagekräftiger als die absoluten Al_{tox} -Gehalte sind die Relationen Ca/H , $\text{Ca}/\text{Al}_{\text{tox}}$ und $\text{Mg}/\text{Al}_{\text{tox}}$. Kritische Werte dieser Relationen existieren bisher nur für nichtmykorrhizierte Fichtenkeimpflanzen in Hydrokultur (ROST-SIEBERT, 1983; ULRICH, 1989); sie liegen bei 0,1; 1 bzw. 0,3. Nach Ergebnissen von FEGER et al. (1991) und RASPE & HAUG (1992) liegen die Grenzwerte für Koniferenbestände im Freiland möglicherweise zu hoch, sind also nur eingeschränkt auf Freilandbedingungen übertragbar.

In der vorliegenden Untersuchung sind die errechneten Verhältnisse jeweils im obersten beprobten Horizontes eines Profiles am niedrigsten und damit ungünstigsten. Steigende Kieseritgaben veränderten die Relationen in der GBL dieser Horizonte folgendermaßen: Die Auswirkungen auf das Ca/H -Verhältnis sind relativ uneinheitlich, im Bereich hoher Kieseritgaben steigt es jedoch oft an. Das $\text{Ca}/\text{Al}_{\text{tox}}$ -Verhältnis fällt i.d.R. mit steigender Kieseritgabe tendenziell ab. Die $\text{Mg}/\text{Al}_{\text{tox}}$ -Relationen nehmen generell mit der Kieseritzugabe zu (Abb. 2).

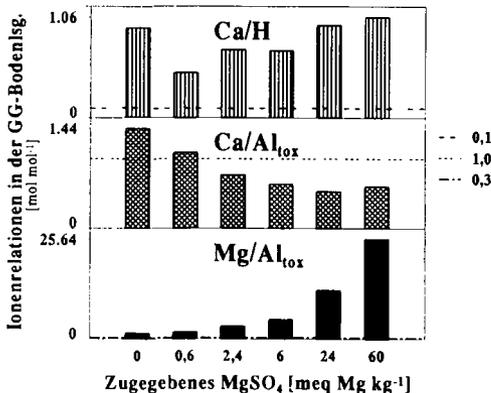


Abb.2: Ionen-Relationen in der GBL bei steigenden Kieseritgaben am Beispiel des Bsh-Horizontes vom Standort "Krumme Birke" (Thür. Wald); eingezeichnet sind die Grenzwerte nach ROST-SIEBERT (1983) und ULRICH (1989).

3.4 Verwendung der Untersuchungsergebnisse für eine Düngungsempfehlung

Die Düngung Mg-Mangel-geschädigter Bestände erfolgte bislang i.d.R. ohne bodenanalytisch fundierte Bedarfsbestimmung und entlang grober Erfahrungswerte. In der vorliegenden Untersuchung wurden die Ergebnisse aus den Sorptionsversuchen herangezogen, um zum einen abzuschätzen, wie hoch eine Kieseritgabe ausfallen müßte, die eine effektive Verbesserung der Nährstoffsituation im Boden bewirkt, und zum zweiten zu beurteilen, ob diese Düngergabe aus ökologischer Sicht vertretbar ist. Mit Hilfe der Sorptionsstärke (Verteilungskoeffizient m ; s.o.) und des Skelettgehaltes wurde horizontweise berechnet, wie viel Kieserit notwendig ist, um den Gehalt an austauschbarem Mg auf 2 meq kg^{-1} "aufzufüllen". Nach LIU & TRÜBY (1989) stellt dieser Wert einen im Hinblick auf die Mg-Ernährung von Fichtenbeständen "kritischen Gehalt" dar. Für die untersuchten Standorte wurde auf diese Weise ein Düngerbedarf zwischen 30 und 800 $\text{kg MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O ha}^{-1}$ errechnet. Anschließend wurde abgeschätzt, mit welcher Kieseritmenge der Oberboden während des ersten stärkeren Regens nach einer in entsprechendem Umfang erfolgten Düngung ins Gleichgewicht gebracht wird. In den vorliegenden Fällen handelt es sich um Werte zwischen 0,2 und 3,3 meq Mg kg^{-1} . Die Auswirkungen steigender Kieseritgaben auf den Bodenlösungsschemismus der betroffenen Horizonte sind bekannt (vgl. 3.2 und 3.3). Infolgedessen ist eine Beurteilung/Abschätzung möglich, ob die Düngung eine starke Belastung der Bodenlösung mit SO_4^{2-} (und damit SO_4^{2-} -Verlagerung) erwarten läßt bzw. ob eine Absenkung der o.g. Ionen-Verhältnisse in "kritische" Bereiche zu befürchten ist. Eine Düngung kann auf der Basis dieser Abschätzungen differenziert eingesetzt werden, nötigenfalls wird empfohlen, sie in zwei Kieseritgaben aufzusplitten bzw. durch eine Dolomitdüngung zu ersetzen.

4 Literatur

- COMFORT, S.D., DICK, R.P., & BRAHAM, J., 1992: *J. Environ. Qual.* **21**, 426-432.
- ENDE, H.-P., ZÖTTL, H.W., & HÜTTL, R.F., 1992: *Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur Wien* **5**, 27-36.
- FEGER, K.-H., ZÖTTL, H.W., & BRAHMER, G., 1991: *Fertilization Research* **27**, 49-61.
- HARTMANN, G., UEBEL, R., & STOCK, R., 1985: *Forst- u. Holzw.* **40**, 286-292.
- HILDEBRAND, E.E., 1986: *Forstwiss. Cbl.* **105**, 60-76.
- HILDEBRAND, E.E., 1990: *Allg. Forstz.* **24**, 604-607.
- HILDEBRAND, E.E., & VON WILPERT, K., 1992: *Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur Wien* **5**, 57-71.
- HÜTTL, R.F., 1990: *Plant and Soil* **128**, 45-58.
- KAUPENJOHANN, M., & ZECH, W., 1989: In: Hanisch, B. (Hrsg.): Düngung geschädigter Waldbestände (IMA - Querschnittseminar, Bayreuth). *KfK-PEF* **55**, 205-219.
- KREUTZER, K., & SCHIERL, R., 1992: *Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur Wien* **5**, 171-186.
- LIU, J.-C., & TRÜBY, P., 1989: *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**, 307-311.
- MARSCHNER, B., RENGER, M., & STAHR, K., 1991: *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **154**, 343-348.
- MATZNER, E., 1985: *Allg. Forstz.* **41**, 1143-1147.
- NODVIN, S.C., DRISCOLL, C.T., & LIKENS, G.E., 1986: *Soil Sci.* **142**, 20-28.
- RASPE, S., & HAUG, I., 1992: *Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur Wien* **5**, 102-109.
- ROST-SIEBERT, K., 1984: *Allg. Forstz.* **38**, 686-689.
- SAUTER, U., 1991: *Forstliche Forschungsberichte München* **114** (442 S.).
- SCHECHER, W.D., & DRISCOLL, C.T., 1988: *Water Resour. Res.* **24**, 533-540.
- TRÜBY, P., & ALDINGER, E., 1989: *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**, 301-306.
- ULRICH, B., 1989: In: Adriano, D.C., & Johnson, A.H. (Eds.): *Acidic Precipitation Vol.2: Biological and Ecological Effects, Adv. Environ. Sci.* **4**, Springer, New York, 189-272.
- ULRICH, B., & MATZNER, E., 1983: *Allg. Forstz.* **38**, 392-393.
- WAGNER, H., 1994: Horror bleibt aus. Freiburger Forstexperte widerspricht der offiziellen Bonner Statistik zum Waldsterben. *Focus* **43**, 104-108.
- ZECH, W., & POPP, E., 1983: *Forstw. Cbl.* **102**, 50-55.
- ZÖTTL, H.W., & MIES, E., 1983: *Allg. Forst- u. Jagdztg.* **154**, 110-114.

Auswirkungen intensiver Landnutzungen auf pedogene Merkmale in Niedermooren - untersucht in einem Versumpfungsmoor Brandenburgs

von

Zeitz, J., H. Lehrkamp und R. Tölle*

1. Problemstellung

Niedermoore wurden und werden in Deutschland hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt. Die Nutzungsintensität hängt ab vom Ausbaugrad der hydrotechnischen Anlagen, von deren Regulierbarkeit und von der Art des landwirtschaftlichen Betriebes. Intensives Bewirtschaften mit Entwässerungen in der Vegetationszeit von > 0,6 m u. GOK, Anbau von leistungsfähigen Saatgräsern und dafür entsprechende Düngemittel- und Pestizidgaben haben in den nordostdeutschen Niedermooren zu Bodendegradierungen geführt. Versumpfungsmoore wurden im Vergleich zu anderen hydrologisch-genetischen Moortypen besonders frühzeitig in Kultur genommen, intensiv genutzt und weisen heute überwiegend Merkmale der Bodendegradierung auf (ILLNER und LEHRKAMP, 1981). Die durch Entwässerung ausgelöste Bodenentwicklung verändert das Torfsubstrat („Ausgangsgestein“ entsprechend Horizontdefinition in KA 4, 1994) derartig, daß es zu einer pedogen bedingten Differenzierung der bisher nur nach geogenen Merkmalen gegliederten Horizonte kommt. Analog zu den Mineralbodenhorizonten sind Gefügemerkmale anzusprechen, die einen Rückschluß auf Art und Intensität der Bodenbildungsprozesse sowie Tiefenlage im Profil zulassen (z.B. vererdetes, vermulmtes oder geschrumpftes Gefüge). Das Ergebnis der bodenbildenden Prozesse in Mooren wird daher in der bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (1994) erstmals in Form von sechs neu definierten pedogen zu differenzierenden Horizonten dargestellt.

Die Auswirkungen einer mehr als 200jährigen Nutzung auf wesentliche Moorbodeneigenschaften wurden in dem ca. 12.000 ha großen Versumpfungsmoor Oberes Rhinluch (70 km nordwestlich von Berlin) untersucht.

2. Material und Methode

Der Landnutzungswandel im Oberen Rhinluch wurde in den vier das Gebiet am stärksten landschaftsökologisch verändernden Zeiträumen:

1825 - 1840: gekennzeichnet durch intensive Torfstecherei

1882 - 1903: abnehmende Torfstecherei mit nachfolgender Versumpfung der Flächen

1960 - 1970: Zustand vor der Komplexmelioration

1985 - 1988: Zustand nach der Komplexmelioration, Saatgrasanbau

untersucht, indem die wesentlichen Landnutzungsarten auf entsprechenden Karten (Meßtischblätter bzw. topographische Karten im Maßstab 1:25 000) herausgearbeitet, digitalisiert und der prozentuale Flächenanteil berechnet wurden.

Die aktuelle Bewertung der Böden basiert auf einer flächendeckenden Kartierung (1991-1993) von ca. 8 000 ha Niedermoor, wobei im Bohrpunktraster von 100 * 100 m u.a. die Moormächtigkeit und die Abfolge sowie Mächtigkeit von Bodenhorizonten aufgenommen wurden. Diese Aufnahme erfolgte während der Untersuchung nach der TGL 24 300/04; eine Übertragung in die Horizont-

*Humboldt-Universität, Institut für Grundlagen der Pflanzenbauwissenschaften, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

nomenklatur der neu erarbeiteten Kartieranleitung ist möglich und wurde im vorliegenden Beitrag vorgenommen. Zum Vergleich standen Daten der Moormächtigkeit von 1970 im gleichen Maßstab zur Verfügung. An 189 Proben des Oberbodens (0-30 cm) wurden die Parameter Substanzvolumen SV (Vol.%), Glührückstand x (M.%), Trockenrohichte TRD (g/100 cm³), Einheitswasserzahl nach OHDE / SCHMIDT (TGL 31222/04), pH-Wert sowie das C/N - Verhältnis ermittelt und statistisch ausgewertet.

3. Ergebnisse

3.1. Landnutzungswandel im Oberen Rhinluch

So wie viele Niedermoore Brandenburgs auf Betreiben Friedrich II. durch kulturtechnische Arbeiten überhaupt erst für eine landwirtschaftliche Nutzung zugänglich gemacht wurden, erließ Friedrich II. auch für das Rhinluch 1771 ein Edikt zur „Flurbarmachung des Rhins“. Es erfolgte die Begradigung des Rhins und der Bau von Hauptvorflutern. Entscheidende landschaftsökologische Veränderungen begannen, als man 1785 besonders aschearme Torfe im Rhinluch entdeckte. Umfangreiche Torfstiche und 700 km Kanalnetz für Torfabbau und -verfrachtung entstanden. Die Blütezeit der Torfstecherei reichte bis 1875. Aufgrund der zunehmenden Konkurrenz der Braunkohle als Heizmaterial ging der Torfabbau zum Ende des 19. Jahrhunderts stark zurück; damit einher kam es auch zum sozialen Verfall, viele Menschen wanderten ab. Um 1900 war das Rhinluch wieder eine „Sumpfwildnis“ mit offenen Wasserlachen, weiten Riedflächen und ausgedehnten, teilweise ganzjährigen Überschwemmungsflächen. 79% der Flächen waren mit Röhricht sowie Weidengebüsch bewachsen (Tab.1).

Tab.1: Anteile der Landnutzungsarten (in %) im Zeitraum 1825 - 1985 in einem 1600 ha großen Teilgebiet des Oberen Rhinluchs

Landnutzungsart	Zeitraum			
	1825	1883	1962	1985
Siedlung	0,1	0,6	1,4	1,7
Standgewässer	2,0	2,0	1,6	1,8
Wald/Forst	0,0	0,0	0,4	1,8
Flurgehölze	0,0	0,0	0,2	0,2
Acker	3,3	3,8	9,4	8,4
Feuchtwiesen	4,1	8,3	40,5	65,3
Naßwiesen	68,0	3,1	22,8	6,2
Röhricht	9,7	64,0	7,4	10,1
Bruch/Gebüsch	0,5	12,8	15,6	4,5
Torfstiche	12,3	5,4	0,7	0,0

In den sechziger Jahren war die Landschaftsstruktur geprägt durch Heterogenität und Vielfalt. Die extensiv genutzten Flächen wurden durch eine Vielzahl gering dimensionierter Binnengräben entwässert. Funktionsfähige Stauere waren nur im geringen Maße vorhanden, Einlaßbauwerke und Rohrheber teilweise verfallen. Eine Wasserspeicherung war höchstens kurzzeitig durch Anstau möglich, so daß Grundwasserstände in der Vegetationszeit bis >1,3 m u. GOK üblich waren. Durch die Komplexmelioration (1970-1982) entstanden hydrotechnische Anlagen für eine zweiseitige Grundwasserregulierung, so daß bei vorhandenem Zusatzwasser eine Bewässerung durch Einstau möglich wurde. Die Landnutzung war geprägt durch intensive Grünlandwirtschaft, von der ca. 80 % als Saatgrasanbau ausgerichtet war.

3.2. Moormächtigkeit im Oberen Rhinluch

Die Moormächtigkeit ist die Mächtigkeit der Substrate Torf und Mudde. Sie ist eine wesentliche Größe für die ökologische Bewertung einer Niederungslandschaft. Je mächtiger ein Niedermoor ist, je größer ist auch seine Bedeutung im Landschaftswasserhaushalt und für eine mögliche Renaturierung. Für den Moortyp Versumpfungsmoor sind mit höherem ökologischen Wert die Flächen mit einer Moormächtigkeit >12 dm einzuschätzen, im Oberen Rhinluch sind dies ca. 30 % (Abb. 1). Im Vergleich zu 1970 ergibt sich ein Moorflächenverlust durch oxidativen und mikrobiellen Torfverzehr von etwa 500 ha.

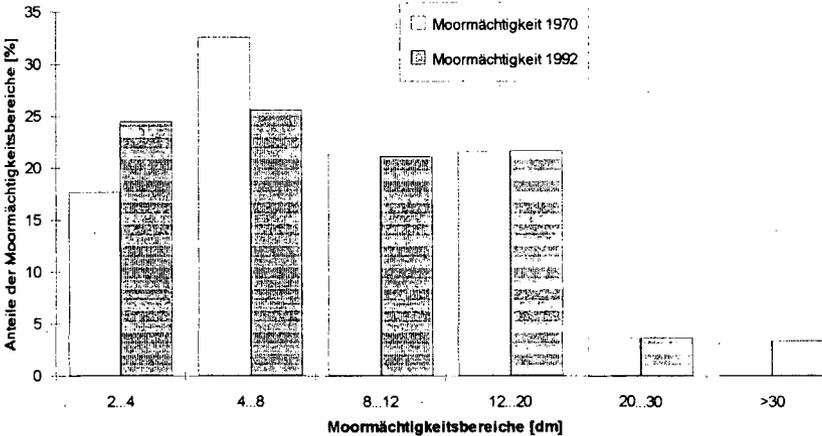


Abb. 1: Veränderung der Moormächtigkeit zwischen 1970 und 1992 (Oberes Rhinluch)

3.3. Bodenkennwerte in Oberbodenhorizonten

Die Ausbildung von Horizonten mit pedogenen Merkmalen erlaubt in Abhängigkeit von der Art, der Mächtigkeit und Kombination mit anderen Horizonten Rückschlüsse auf die Nutzungsgeschichte und umgekehrt. Die intensive Nutzung des Oberen Rhinluchs in den vergangenen 200 Jahren führte dazu, daß 56,6 % der Niedermoorflächen deutliche Degradierungsmerkmale aufweisen. Sie sind gekennzeichnet durch einen vermulmten Oberbodenhorizont (nHm) und einen Unterbodenhorizont mit Schrumpfriß- (nHt) oder Absonderungsgefüge (nHa). 37,3 % der Flächen im Untersuchungsgebiet sind vererdet (nHv-Horizont im Oberboden). Der Oberboden weist eine dichte Lagerung auf, die SV-Werte beider Oberbodenhorizonte sind ausschließlich der SV-Stufe 5 (nach KA 4, 1994) zuzuordnen (Tab. 2).

Tab. 2: Ausgewählte standortökologische Parameter von vererdeten und vermulmten Niedermoor-Oberböden des Oberen Rhinluchs (0-30 cm)

Parameter	nHv			nHm		
	Anzahl	Mittelwert	Standardabweichung	Anzahl	Mittelwert	Standardabweichung
SV	89	18,91 ⁺	2,37	100	21,28 ⁺	2,01
x	89	19,68 ⁺	4,16	100	22,69 ⁺	4,84
TRD	89	30,48 ⁺	4,07	100	34,76 ⁺	3,64
EWZ	66	2,02 ⁻	0,27	83	1,61 ⁻	0,19
pH	55	5,78	0,52	59	5,80	0,57
C/N	55	14,59	1,37	59	14,28	7,23

Die Auswertung von 189 Oberbodenproben zeigte, daß sich die physikalischen Parameter der vermulmten Horizonte signifikant ($\alpha = 0,05$) von den vererdeten Torfen unterscheiden. Die Werte des Versumpfungsmooses stimmen gut überein mit den SV-Ergebnissen von Substrat-Horizont-Gruppen, die ZEITZ (1992) aus einem Datenkollektiv ohne Untergliederung nach hydrologisch-genetischen Moortypen ermittelte sowie mit Werten von WOJAHN und SCHMIDT (1987) und OKRUCZKO (1985) (Tab. 3).

Tab. 3: Bodenphysikalische Parameter für Oberbodenhorizonte in Niedermooeren
(nach ZEITZ, 1992, auszugsweise /1/, WOJAHN und SCHMIDT, 1987 /2/ und OKRUCZKO, 1985 /3/)

Horizont	Autor	Gliederungsparameter	SV (Vol.%)	SV - Stufe	LK (Vol.%)	nFK (Vol.%)	FK (Vol.%)
nHv	/1/	$x < 30$ M.%	18,4	5	14,4	37,6	67,2
	/1/	$x = 30-50$ M.%	21,9	5	16,3	33,1	61,8
nHm	/1/	$x < 30$ M.%	20,9	5	24,4	27,3	57,7
nHv	/2/		18,2	5	21,7	39,8	60,1
nHm	/2/		22,6	5	23,3	32,3	54,1
Mt II (\cong nHv)	/3/		17,0	5	17,2	38,2	65,8
Mt III (\cong nHm)	/3/		17,5	5	24,9	29,1	57,6

Zur Unterteilung der Oberböden nach dem Grad der Gefügeveränderung eignet sich die Einheitswasserzahl sehr gut. Sie ist eine bodenhydrologische Verhältniszahl, die dem Wasserhaltevermögen bei pF 3,0 entspricht. Für Substrate mit einem Glührückstand < 30 M% gilt, daß der Grad der Oberbodendegradierung umso ausgeprägter ist, je geringer die Einheitswasserzahl ist (SCHMIDT, u.a., 1981). Im vermulmten Horizont (nHm) liegen 20 % geringere Werte als im vererdeten Horizont (nHv) vor. Ähnliche Unterschiede (25 %) treten bei der nFK als wesentliche Kennzahl des Wasserspeichervermögens zwischen den Substrat-Horizont-Gruppen (siehe Tab. 3) auf.

4. Literatur

- ILLNER, K. und H. LEHRKAMP (1981): Zum Einfluß der hydraulischen Verhältnisse auf die Standorteigenschaften der Niedermooere. Archiv Acker- u. Pfl. bau und Bkde, 25, 585-588
- OKRUCZKO, H. (1985): Potencjalnoe moliwozi produkcyine gieb i siedlisk uzytkow zielonych. Roczniki gleb. Warschau T XXXVT, 13-58
- SCHMIDT, W. u. a. (1981): Kennzeichnung und Beurteilung der Bodenentwicklung auf Mooren unter besonderer Berücksichtigung der Degradierung. Fo.bericht, Institut für Futterprodukti on Paulinenaue
- WOJAHN, E. und W. SCHMIDT (1987): Ergebnisse und Probleme der landwirtschaftlichen Moornutzung in der DDR. Internationales Moorsymposium, Herausgeber: Institut f. Futterproduktion Paulinenaue, Eberswalde, 3-47
- ZEITZ, J.: (1992): Bodenphysikalische Eigenschaften von Substrat - Horizonten - Gruppen in landwirtschaftlich genutzten Niedermooeren. Z.f. Kulturtechnik und Landentw., 33, 301-307
- AG BODENKUNDE (1994): Bodenkündliche Kartieranleitung. Hannover, im Druck
- TGL 31222/04: Physikalische Bodenuntersuchung, Bodenfeuchte und Bodenfeuchtekenwerte (1985)

Die Untersuchungen waren Teil eines vom Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung Brandenburgs (Referat Bodenschutz) geförderten Projekts.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission V

Band 76

Heft II

1995



Flächenhafte Darstellung von Stoffgehalten in Oberböden und ihrer Ursachen mit Hilfe von digitalen Bodenbelastungskarten

von

Bluhm, M.⁺ und P. Reinirkens*

Einführung

In Weiterentwicklung des "Grundkonzeptes zur Erstellung von Bodenbelastungskarten" (LÖLF/LUFA 1988) werden zur Zeit im Auftrag des Landesumweltamtes NRW an den Universitäten Bochum und Münster die pedologischen und geoinformatischen Grundlagen zur Erzeugung digitaler Bodenbelastungskarten erarbeitet. Sie sollen Stoffgehalte in Oberböden und ihre Ursachen flächenhaft im Maßstab 1:50.000 darstellen. Ausgehend von punktuell erhobenen Konzentrationsangaben können unter Berücksichtigung von raumbezogenen Informationen zu den Belastungsursachen unter Einsatz von geostatistischen Verfahren in einem geographischen Informationssystem räumliche Interpolationen ausgeführt werden, die es erlauben, mit hinreichender Genauigkeit die Belastung mit Spurenstoffen flächenhaft abzuschätzen. Die gewonnenen Ergebnisse lassen sich sowohl in Form eines digitalen Informationssystems auf dem Bildschirm als auch in thematischen Karten darstellen.

Der vorliegende Beitrag beschreibt methodisch die Voraussetzungen und die Vorgehensweise zur Erstellung dieser Karten. Exemplarisch sollen Ergebnisse zu einzelnen Schwermetallen und organischen Spurenstoffen vorgestellt werden. Aus den Ergebnissen entwickelte Bewertungskarten erlauben eine spurenstoffspezifische Abschätzung der Bodenbelastung in Abhängigkeit zu den vorhandenen Hintergrund- und Referenzwerten. Darüberhinaus kann auf dieser Basis eine optimale Meßnetzplanung zur Verbesserung der Datengrundlagen erfolgen und notwendige Informationen für die vorbereitende Bauleitplanung bereitgestellt werden.

Voraussetzungen

Digitale Bodenbelastungskarten beruhen entweder auf originär erhobenen Ergebnissen einzelner Bodenmeßprogramme oder auf Auswertungen vorhandener Bodenkataster, die meistens in Umweltämtern verwaltet, oder im landesweiten Bodeninformationssystem vorgehalten werden. Dabei reichen allein die Konzentrationsangaben nicht aus. Vielmehr sind weitere Meta- und Standortdaten erforderlich. Nur wenn sie vorhanden sind, kann eine sachlich gerechtfertigte Auswertung hinsichtlich der vorhandenen flächenhaften Belastungsursachen vorgenommen werden. Sie sind auch erst dann für eine Anwendung geostatistischer Verfahren geeignet. Die nachfolgende Tabelle 1 enthält einen Überblick, welche Informationen zu jedem Meßergebnis unerlässlich sind. Es wird ersichtlich, daß strenge "Qualitätsanforderungen" an die Daten zu stellen sind. Die Datenlage erlaubt zur Zeit nur Auswertungen von Angaben zu Schadstoffkonzentrationen in unterschiedlich entwickelten Oberböden, da mit Ausnahme des pH-Wertes die Bestimmung der in Tabelle 1 genannten bodenkundlichen Begleitparameter nur selten vorgenommen wurde. Damit ist eine Vergleichbarkeit nur bedingt gegeben. Daher sollten zukünftig nur noch Mengenangaben bezogen auf vergleichbare Volumina verwendet werden.

Um die Möglichkeiten einer digitalen Bodenbelastungskarte voll ausschöpfen zu können, müssen die flächenbezogenen Daten in digitaler Form vorliegen. Als Quellen dienen digitale geowissenschaftliche Kartenwerke, zum Beispiel die Bodenkarte 1:50.000 in Nordrhein-Westfa-

⁺) Westfälische-Wilhelms-Universität Münster, Institut für Geoinformatik, Robert-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster
^{*)} Ruhr-Universität Bochum, Arbeitsgruppe Stadtökologie und Bodenschutz, Gebäude LOTA 1/10, 44780 Bochum

len, ATKIS- oder Fernerkundungsdaten zur aktuellen Bodennutzung, topographische Karten und kommunale Altlastenkataster. Während die genannten Informationen in unterschiedlichen Bearbeitungsständen bereits in digitaler Form verfügbar sind, müssen regionale Einzelinformationen zum Beispiel zu den Überschwemmungsgebieten oder die Lage von Großemittenten usw. noch aus analogen Karten umgesetzt werden, damit die erforderlichen Informationen in gleicher Qualität flächendeckend zur Verfügung stehen.

Tabelle 1: Notwendige Informationen zur Meßwertvalidierung

Metadaten	Standortdaten	Stoffdaten
Datum der Entnahme Probennummer Probeentnahmetechnik Angabe zum Altlastenverdacht Probenvorbereitung Probenanalysevorschriften	Rechtswert sechsstellig Hochwert sechsstellig aktuelle Nutzung Entnahmetiefe / Horizontbezeichnung Profilbeschreibung bis 2m unter GOF Ausgangssubstrat der Bodenbildung Bodeneinheit nach BK 50 (Bodentyp) Flußbeinzugsgebiet Lage im Überschwemmungsgebiet Nähe zu lokalen/regionalen Emittenten Bodenkundliche Begleitparameter *pH-Wert *Skelettanteil *Bodenart (Körnung) *Raumgewicht *Gehalt an organischer Substanz	Einzelmeßergebnis in einer einheitlichen Konzentrationsangabe mit Nennung der Bestimmungsgrenze

Die aktuell bestimmbare Menge von Spurenstoffen in Böden ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Generell ist nach Schadstoffgruppen, ihren Quellen, ihrem Verhalten, ihren Wirkungen und ihren räumlichen Verteilungen in den Böden zu unterscheiden. Ob einzelne Stoffe überhaupt auftreten, hängt vom spezifischen Zusammenwirken der genannten Größen ab. In der digitalen Bodenbelastungskarte sollen regelhaft auftretende Belastungen der Ursachen

- Ausgangsgestein (geogener Anteil),
- Bodennutzungen (Nutzungseinfluß),
- Überschwemmungen (Überschwemmungseinfluß),
- regionale (lokale) Immissionen

berücksichtigt und räumlich abgebildet werden. Dabei wird davon ausgegangen, daß die in der Natur vorhandenen Grenzen unterschiedlicher Stoffgehalte der Oberböden flächenhaft beschreibbar sind. Demzufolge lassen sich Raumeinheiten ausweisen, die hinsichtlich der Stoffgehalte ihrer Oberböden homogen sind. Sie lassen sich aus der Kombination verschiedener Nutzungsarten mit unterschiedlichen Ausgangsgesteinen der Bodenbildung unter Berücksichtigung ihrer Lage zu Überschwemmungsgebieten bilden. Damit wird deutlich, daß die Karte der geschätzten flächenhaften Bodenbelastung großräumige Hintergrundbelastungen natürlicher Böden beschreiben soll und nicht die Gefährdungen, die von Altlasten oder punktuellen Verunreinigungen ausgehen.

Vorgehensweise

Die flächenhafte Schätzung der Bodenbelastung basiert auf der Interpolation von punktuell vorliegenden Konzentrationsangaben. Sie werden unter Berücksichtigung der in Tabelle 1 genannten Meta- und Standortdaten in den ausgewiesenen homogenen Raumeinheiten weiter bearbeitet. Da die verschiedenen Belastungsursachen zu einem kleinteiligen Mosaik von Raumeinheiten führen, ist es Ziel der Bearbeitung, die in der Realität vorkommenden Grenzen rechnerisch aufzuheben. Sie können nach der Interpolation der Punktdaten in die Fläche durch

Rückrechnung wieder in ihren Auswirkungen räumlich dargestellt werden. Bei allen Berechnungen wird davon ausgegangen, daß sich die Stoffgehalte im Oberboden zu verschiedenen Anteilen aus Immissionen sowie dem geogenen Einfluß des Ausgangsgesteins und dem Einfluß sowohl der Bodennutzung als auch der Überschwemmungen zusammensetzt.

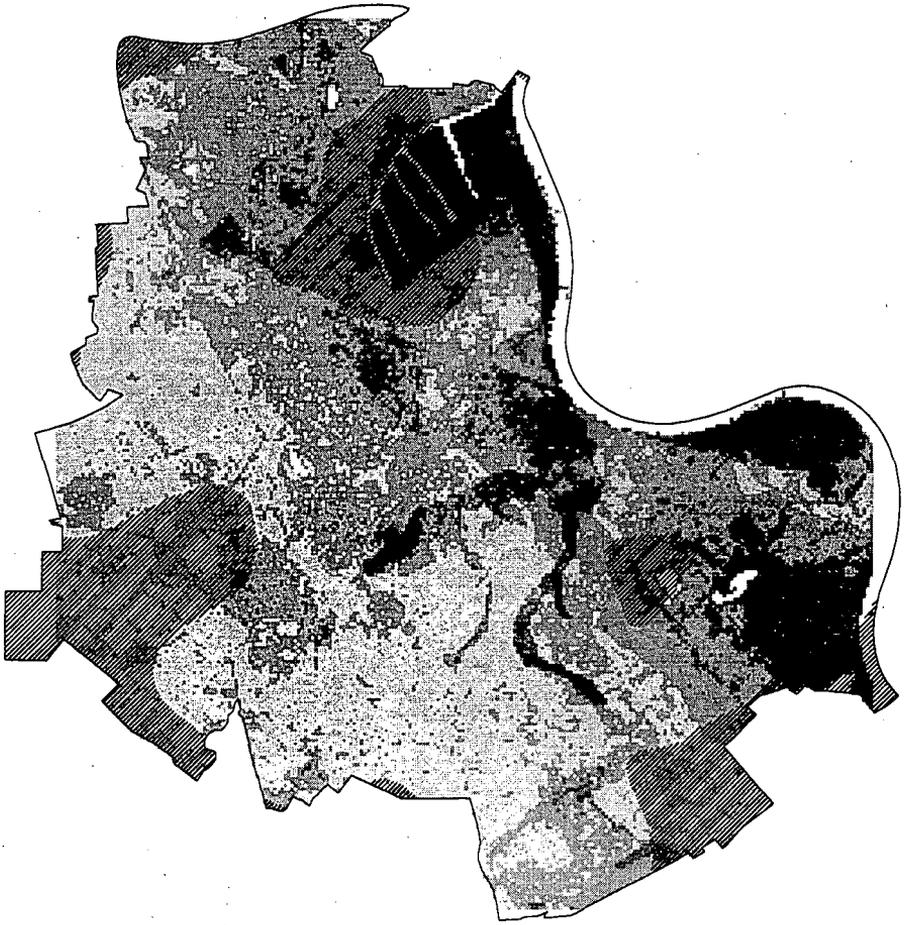
Die Berechnung des geogenen Anteils für Schwermetalle folgt im wesentlichen der Vorgehensweise von HINDEL & FLEIGE (1991). Aus dem Originaldatensatz werden schwermetall- und nutzungsspezifisch die geometrischen Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen für die Oberböden jeder lithologischen Einheit außerhalb der Überschwemmungsgebiete berechnet. Analog zu HINDEL & FLEIGE (1991) werden dann pedogenetische Anreicherungs-faktoren für Oberböden bestimmt. Sie werden für jede lithologische Einheit über die berücksichtigten Nutzungen gemittelt und mit den Angaben für C-Horizonte bzw. Sedimenten multipliziert (BGR 1985; HINDEL & FLEIGE 1991; HORNBURG 1993). Damit ist die Berechnung des geogenen Anteils beendet. Er kann von dem originären Meßwert subtrahiert werden. Die Berechnung des Überschwemmungseinflusses sowohl für Schwermetalle als auch für organische Stoffe sieht dann eine weitere Bearbeitung des um den geogenen Anteil bereinigten Originaldatensatzes vor. Es wird unterschieden zwischen Probenahmeorten innerhalb und außerhalb der Überschwemmungsgebiete. Für beide Fälle werden die geometrischen Mittel spurenstoffspezifisch berechnet. Ihr Quotient ist ein Faktor, der den Überschwemmungseinfluß beschreibt. Dieser Faktor wird auf alle Ergebnisse im Überschwemmungsgebiet angewendet. Die Berechnung des Einflusses der Nutzungsart auf die Bodenbelastung erfolgt aus dem um den geogenen und Überschwemmungseinfluß korrigierten Gesamtdatensatz. Für jeden Nutzungstyp wird das geometrische Mittel berechnet. Die Ergebnisse bilden die Grundlage für die Standardisierung auf einen ausgewählten Nutzungstyp im Untersuchungsgebiet. Bei einer Vereinheitlichung der Daten beispielsweise auf die Nutzungsart Grünland werden alle übrigen Meßergebnisse mit dem entsprechenden Standardisierungsfaktor multipliziert. Erst zu diesem Zeitpunkt ist ein homogener Datensatz entstanden, auf den ein räumliches Interpolationsverfahren angewendet werden kann.

Ergebnis

Zum derzeitigen Bearbeitungsstand liegen für einige Testgebiete Karten für Zink, Blei, Cadmium und Nickel sowie für Benzo(a)pyren und Polychlorierte Biphenyle (Σ 6 nach Ballschmiter) vor. Karte 1 zeigt exemplarisch ein Ergebnis für das Stadtgebiet von Neuss. Dargestellt ist die geschätzte Belastung der Oberböden mit Zink. Der Interpolation liegt ein weiter bearbeiteter Datensatz von 150 Meßpunkten zugrunde. Sie wurden rechnerisch homogenisiert. Dann erfolgte die Interpolation. Abschließend wurden die Belastungsursachen entsprechend den ausgewiesenen Raumeinheiten rückgerechnet. In seinen Konturen erkennbar wird der Überschwemmungseinfluß entlang des Rheines und der Nebenflüsse Erft und Norf in der Kartenmitte. Im östlichen Teil der Karte sind höhere Konzentrationen vorhanden, die auf einen ehemaligen Großemittenten zurückgeführt werden können. Im übrigen wird deutlich, welchen Einfluß die Bodennutzung haben kann. Gebiete mit einer unzureichenden Schätzgüte, bedingt durch zu geringe Dichte der Meßpunkte, sind mit einer Schraffur gekennzeichnet.

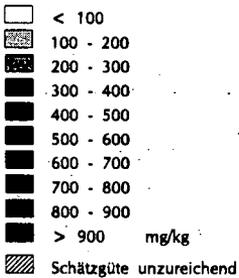
Literatur

- BGR (1985): Geochemischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland.- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.
- BLUHM, M.; REINIRKENS, P. (1993): Erstellung von digitalen Bodenbelastungskarten. Vorstudie. Münster, 25 S.
- HINDEL, R.; FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland - geogene und anthropogene Anteile.- Umweltbundesamt, Texte 10/91. 137 S.
- HORNBURG, V. (1993): Schwermetall-Gesamtgehalte in verschiedenen Böden nordrhein-westfälischer Naturräume. Hrsg.: Geologisches Landesamt NRW. 55 S. (unveröffentlicht).
- LÖLF/LUFA (1988): Grundkonzept zur Erstellung von Bodenbelastungskarten in NRW - Stand 12/1988. 6 S.



Stadt NEUSS

Karte 1: Geschätzte Belastung der Oberböden mit Zink



3. Ergebniskarte:

Berechnung unter Einbeziehung der Anteile von Geologie, Landnutzung und Überschwemmung

Quelle:

Untersuchungsprogramm "Bodenbelastungskataster" der Stadt Neuss 1988-1993

Bearbeiter:

Institut für Geoinformatik, Münster
Lehrstuhl fuer Geoökologie, Bochum

Erstellt im Oktober 1994



0 2500m

Zur Genese und Klassifizierung von Böden einer Toposequenz über Diabas sowie Ton-, Silt- und Sandstein im subtropisch-humiden Südostbrasilien

von

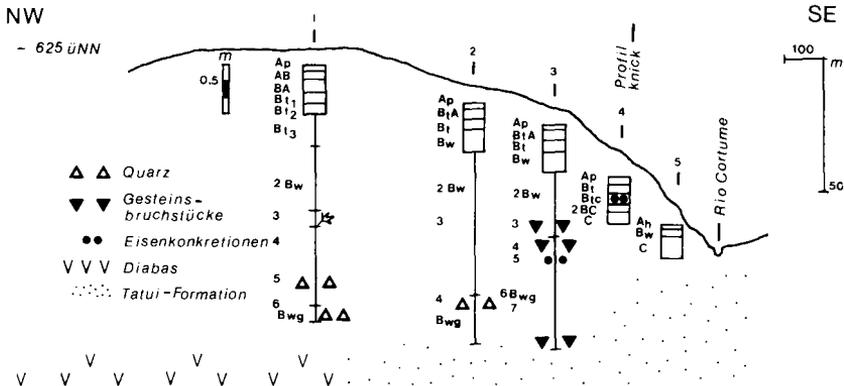
Botschek, J.* , B. Kopecky* , A. Skowronek* und P. Vidal-Torrado**

1. Zielsetzung

In den Hügellandschaften um Piracicaba (Bundesstaat São Paulo) werden Abfolgen bzw. Übergänge von Oxisols und Ultisols beschrieben (z.B. Lepsch & Buol 1974). Eigene Untersuchungen an einem komplex geformten Hang dienen der Kennzeichnung der bodenbildenden Substrate und Prozesse sowie einer vergleichenden Klassifizierung der Bodenprofile in verschiedenen Systemen.

2. Substrataufbau und Pedogenese

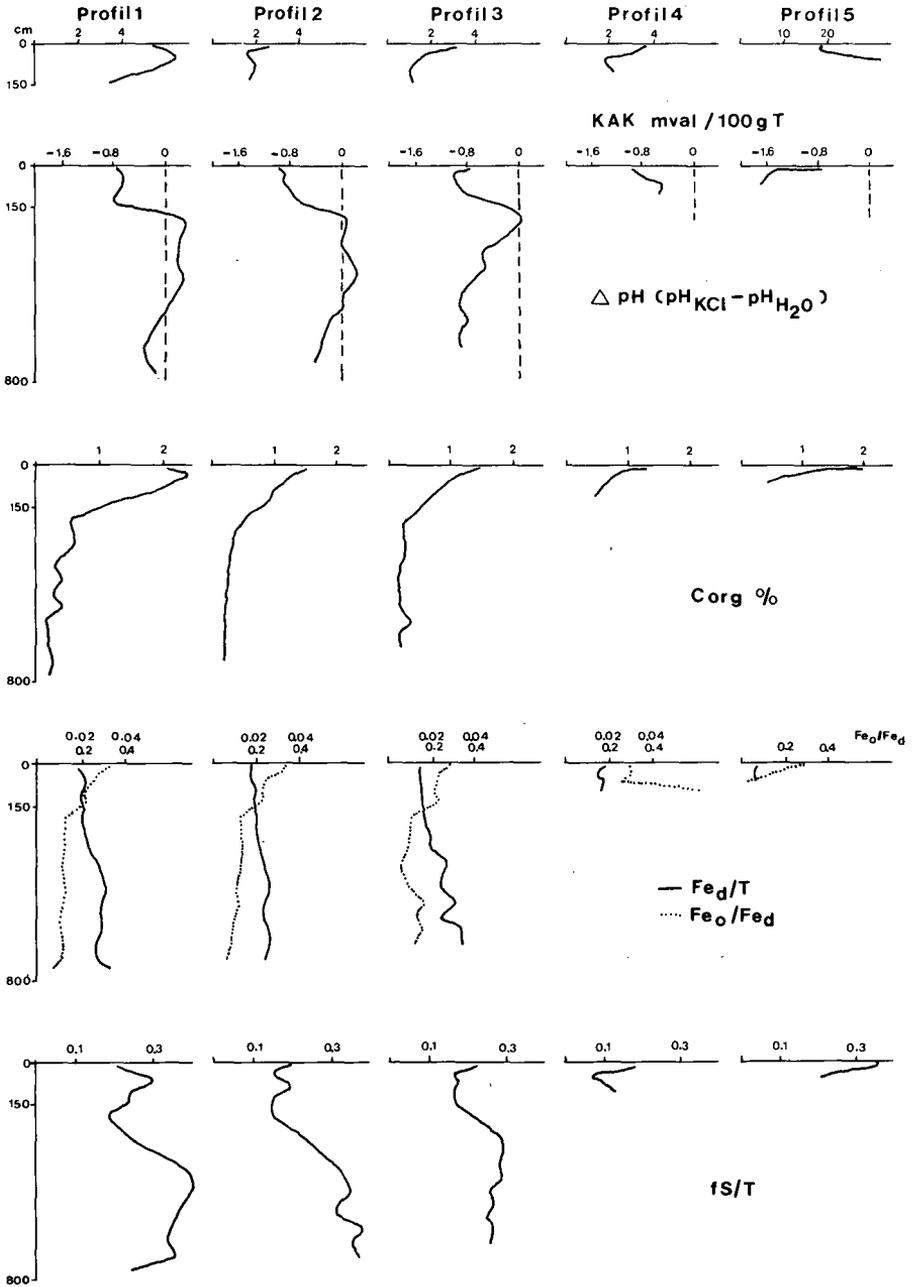
Geologischen Kartierungen zufolge stehen unter der Toposequenz Diabas sowie wechsellagernde Ton-, Silt- und Sandsteine an (s. Fig. 1). Die permo-carbonischen Klastika gehören zur sogenannten "Tatui-Formation", in die der Diabas dyke- und möglicherweise auch sillförmig während des Jura eingedrungen ist. Die Bohrungen unter den Profilen 1, 2 und 3 erreichten den festen Untergrund jedoch nicht. Im Bohrbereich (150-800 cm) sind Quarze bis zu 10 mm Durchmesser, chemisch zersetzte Gesteinsbruchstücke (Sandsteine ?), kleine Eisenkonkretionen und an einer Stelle (Profil 1: 550-600 cm) verholzte Pflanzenreste in die Bodenmatrix eingebettet. Ab ca. 250 cm Tiefe aufwärts beobachtet man bis in die Profilgruben hinein eine feinere Textur mit geringeren Sand- und Schluffgehalten. Damit entstanden die zugehörigen Oberflächenböden aus Hangsedimenten, die sich ihrerseits aus umgelagertem Solum- und Saprolithmaterial ableiten lassen. Erst am steileren Unterhang erfaßt die Bodenbildung auch autochthonen Zersatz der Tatui-Formation, der in Profil 4 zwischen 75 und 145 cm ausstreicht. Profil 5 schließlich entwickelte sich zum überwiegenden Teil aus dem (schwächer saprolithisierten ?) Anstehenden.



Figur 1: Feldbodenkundliche Kennzeichnung der Toposequenz (5fache Überhöhung)

* Institut für Bodenkunde der Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn

**Depto. Ci. Solo. E.SALQ/USP. C. P. 9, 13418-900 Piracicaba - SP, Brasil



Figur 2: Tiefenfunktionen ausgewählter Bodenkennwerte

Der generell konvex geförmte Hang (Fig. 1) läßt sich in verschiedenen geneigte Abschnitte (0-10°) gliedern. Unter der Voraussetzung tektonischer Ruhe und vergleichbarer Abtragungresistenz der Gesteine entsprechen diese unterschiedlich alten Hangentwöcklungs-generationen. Dadurch ist eine Beeinflussung der Substratentwicklung und der nachfolgenden Bodenbildung anzunehmen.

Die Böden der Toposequenz zeigen im Unterboden Munsell-Werte (Hue) von 10 R (Profil 1), 2,5 YR (Profile 2,3,4) und 7,5 YR (Profil 5). Innerhalb der farbintensiveren Profile 1,2 und 3 ist der tiefere Unterboden rötlich-gelb gefleckt (7,5 YR 7/8).

Die laboranalytisch ermittelten Kennwerte machen folgendes deutlich (s. Fig. 2):

- Das Verhältnis von Feinsand zu Ton bestätigt den mehrfachen Substratwechsel. Die pedogenetische Eisenfreisetzung und Tonbildung (Fed/T) erscheinen relativ gleichförmig, können aber in der Toposequenz nicht monogenetisch erfolgt sein (s.o.). Der sehr niedrige Aktivitätsgrad des Eisens (Fe_o/Fe_d) in den Profilen 1 bis 4 (0,01-0,06) belegt die intensivverwitterung zu stabilen Eisenoxiden (reichlich Goethit, Hämatit und Gibbsite röntgenographisch nachgewiesen). Die relativ hohen Werte von Profil 5 (bis 0,29) korrespondieren mit dem geringeren Bodenalter und der Exposition frischeren Gesteinsmaterials.
- Die Humusakkumulation ist beachtlich und in den Profilen 1 bis 3 aufgrund hoher biologischer Aktivität (Termiten) sehr tiefreichend. Die Gehalte erklären sowohl die leichte Erhöhung des Eisenaktivitätsgrades als auch die Säurepufferung im oberen Profilbereich.
- Das Δ pH der Profile 1 bis 3 zeigt ab 150 cm Tiefe einen positiven Ladungsüberschuß an (Uehara & Gillman 1980). Dieser wird in tieferen Profilbereichen wieder negativ, offenbar wegen höherer Anteile verwitterbarer Silikate in den einzelnen Substraten. Das wird am Kurvenverlauf von Profil 5 besonders deutlich.
- Die auf die Tonfraktion bezogene Kationenaustauschkapazität ist in den Profilen 1 bis 4 generell niedrig (1,07-6,51 mval), Profil 5 besitzt aus schon genannten Gründen in allen Horizonten mehr als 16 mval/100 g Ton (s. Fig. 2, Maßstabswechsel !)

Die Ergebnisse dieser bodenstratigraphischen Untersuchungen dokumentieren, daß Aufbau und Eigenschaften der Böden der Toposequenz sowohl von pedogenetischen Prozessen als auch von der Substratentwicklung bestimmt werden. Geomorphologische und pedologische Erkenntnisse hat man in Südbrazilien schon mehrfach verknüpft (z.B. Bork & Rohdenburg 1983, Vidal-Torrado & Lepsch 1993).

3. Vergleichende Bodenklassifizierung

Art und Anzahl der berücksichtigten Boden- und Standorteigenschaften sind je nach Klassifikationssystem unterschiedlich. Im brasilianischen System gibt es nur eine taxonomische Kategorie, nämlich die - auf hohem Niveau etablierte - Bodenklasse, die durch Auflistung diagnostischer Eigenschaften ergänzt wird. Es existieren derzeit 38 Bodenklassennamen (Carmargo et al. 1987). Dagegen kombiniert die Soil Taxonomy diagnostische Horizonte und Merkmale auf mehreren hierarchischen Niveaus zu deduktiv ableitbaren (künstlichen) Bodennamen (s. Tab.). Die FAO-Nomenklatur ist ebenfalls differentialdiagnostisch fundiert, jedoch nicht hierarchisch aufgebaut; sie ermöglicht aber dennoch eine gute Definition und Abgrenzung der Bodeneinheiten.

Der Kontrast zwischen den stärker verwitterten Böden (Profile 1 bis 4) und Profil 5 wird in den Bodenzeichnungen aller drei Systeme erkennbar. Die weitere Kennzeichnung hebt einige, für die agrarische Praxis wichtige Parameter hervor, wie z.B. Textur, Sorptionsvermögen und Bodenklima. Die Klassifizierung nach dem brasilianischen System führt lediglich zu zwei deutlich unterscheidbaren Böden in der Toposequenz, während die Soil Taxonomy und die FAO-Nomenklatur in vier Böden untergliedern.

In den Horizontbezeichnungen (in Fig. 1 nach FAO-Unesco-ISRIC 1990) können darüber hinaus auch feldbodenkundliche Beobachtungen zu Humusgehalten, Tonreicherungen, Konkretionen, Wassereinfluß, Schichtungen u.a. dokumentiert werden. Sie erlauben Aussagen zur Bodenentwicklung, die aus den Klassifizierungsergebnissen allein nicht abzuleiten sind. Der komplexe

Substrataufbau in den Profilen und die tiefe Humuseinmischung durch Bodentiere wird durch die Horizontbezeichnungen deutlich. Damit geben sie - unabhängig vom verwendeten Klassifizierungssystem - wichtige Zusatzinformationen zum besseren Verständnis der Böden.

Tabelle: Bodenklassifizierung in ausgewählten Systemen

Profile	Brasilianisches System (Carmargo et al. 1987)	Soil Taxonomy (Soil Survey Staff 1992)	Soil Map of the World (FAO-Unesco-ISRIC 1990)
1	Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, A moderado, textura argilosa, perenefélia	Humic Rhodic Kandiodox, fine clayey, kaolinitic, hyperthermic	Geri-haplic Lixisol, fine textured, level to undulating
2	Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, A moderado, textura muito argilosa, perenefélia	Rhodic Kandiodalf, very fine clayey, kaolinitic, hyperthermic	Geri-haplic Lixisol, fine textured, level to undulating
3	Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, A moderado, textura muito argilosa, perenefélia	Humic Rhodic Kandiodox, very fine clayey, kaolinitic, hyperthermic	Geri-haplic Acrisol, fine textured, level to undulating
4	Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, concrecionário, A moderado, textura argilosa/muito argilosa, perenefélia	Rhodic Kandiodox, fine clayey, kaolinitic, hyperthermic	Haplic Acrisol, fine textured, level to undulating
5	Cambissolo Tb, distrófico. A moderado, textura siltsosa, perenefélia	Typic Dystrypept, fine silty, mixed, hyperthermic	Ferralic Cambisol, medium textured, rolling to hilly

4. Schlussfolgerungen

Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse stehen in einem gewissen Gegensatz zu pedogenetischen Vorstellungen von Moniz & Buol (1982), Moniz et al. (1982) und Soubiès & Chauvel (1984/85), die die physiko-chemischen Unterschiede in Bodentoposequenzen überwiegend als Produkt lateraler Stofftransporte (gelöst und suspendiert) ansehen. Doch ist auch in den humiden Subtropen mit geomorphogenetisch (substratgenetisch) und pedogenetisch wirksamen Klimawechseln während des Quartärs zu rechnen.

Literatur

- Bork, H.-R. & H. Rohdenburg (1983):** Untersuchungen zur jungquartären Relief- und Bodenentwicklung in immerfeuchten tropischen und subtropischen Gebieten Südbraziliens. - Z. Geomorph. N. F., Suppl.-Bd. 48: 155-178.
- Camargo, M.N., Klamt E. & J.H. Kauffman (1987):** Classificação de solos usada em levantamentos pedológicos no Brasil. - Soc. Bras. Ci. Solo, Campinas, 12: 11-33.
- FAO-Unesco-ISRIC (1990):** Soil Map of the World. Revised Legend. Reprinted with corrections. - World Soil Resources Report 60, FAO, Rome, 119 p.
- Lepsch, I.F. & S.W. Buol (1974):** Investigations in an Oxisol-Ultisol Toposequence in S. Paulo State, Brazil. - Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38: 491-496.
- Moniz, A.C. & S.W. Buol (1982):** Formation of an Oxisol-Ultisol Transition in São Paulo, Brazil: I. Double-Water Flow Model of Soil Development. - Soil. Sci. Soc. Am. J. 46: 1228-1233.
- Moniz, A.C., S.W. Buol & S.B. Weed (1982):** Formation of an Oxisol-Ultisol Transition in São Paulo, Brazil: II. Lateral Dynamics of Chemical Weathering. - Soil. Sci. Soc. Am. J. 46: 1234-1239.
- Soil Survey Staff (1992):** Keys to Soil Taxonomy. SMSS Technical monograph 19. 5th ed., Blacksburg, Virginia, 541 p.
- Soubiès, F. & A. Chauvel (1984/85):** Présentation de quelques systèmes de sols observés au Brésil. - Cah. ORSTOM, sér. Pédol. XXI: 237-251.
- Uehara, G. & G.P. Gillman (1980):** Charge characteristics of soils with variable and permanent charge minerals: I. Theory. - Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 250-252.
- Vidal-Torrado, P. & I.F. Lepsch (1993):** Morfogênese dos solos de uma toposequência com transição B latossólico/B textural sobre migmatitos em Mococa (SP). - R. bras. Ci. Solo, Campinas, 17: 109-119.

Entwurf zur Änderung der Definition und gegenseitigen Abgrenzung der 'Chernozems' 'Kastanozems' und 'Phaeozems' in der 'World Reference Base for Soil Resources (WRB)'

von

Bronger, A.¹

Die Weltbodenkarte 1: 5 Mill. der FAO-Unesco (1974-1981) ist von Schmidt-Lorenz (1986, S. 48) zu Recht als "Jahrhundertwerk" bezeichnet worden. Seit dem Erscheinen der Legende (1974) sind mehrere der ursprünglich 26 Hauptbodengruppen zusammengelegt, andere sind weiter aufgeteilt worden; bei einigen wurde die Definition überarbeitet (FAO-Unesco-ISRIC 1988, 1990). Bei der Erarbeitung der WRB (seit 1986) wurde eine Überarbeitung der Phaeozeme, Tschernoseme und Kastanoseme notwendig, einmal, weil bereits früher beschlossen war, die "**Greyzems**" auf andere Hauptbodengruppen zu verteilen. Da die Konzeption der "Phaeozems" einerseits, die der Tschernoseme und Kastanoseme andererseits in verschiedenen Erdteilen entwickelt wurde (s.u.), enthielt die gegenseitige Abgrenzung der Definitionen wie auch ihre räumlichen Beziehungen der Weltbodenkarte Unstimmigkeiten, die möglichst beseitigt werden sollten.

Alle drei Hauptbodengruppen haben ein großes Verbreitungsgebiet zwischen Waldsteppe und Trockensteppe in den gemäßigten Breiten und angrenzenden Subtropen. Bei weitem häufigste Ausgangssubstrate sind Löß und lößähnliche Sedimente, wozu in den nördlichen Great Plains der USA und Kanadas die dort sehr feinkörnigen, relativ sandarmen Geschiebemergel zählen. Gemeinsame Merkmale der Böden sind folglich ein ausgeprägter bis sehr mächtiger *mollic horizon* und höhere bis sehr hohe Basensättigung. Alle drei Hauptbodengruppen haben daher eine hohe Ertragsfähigkeit; die Kastanoseme bedürfen allerdings hierfür künstlicher Bewässerung.

Die Konzeption der **Phaeozems** ist offenbar vor allem in den USA entwickelt worden: vergleicht man ihre Verbreitung auf der Weltbodenkarte, Blatt II-2 mit Bodenkarten der USA (USDA 1960), so deckt sich das Verbreitungsgebiet der Phaeozeme fast genau mit dem der *Brunizeme*, vor allem im zentralen und nördlichen Teil von Illinois, im nordwestlichen Missouri, in Iowa, im südlichen Minnesota und östlichen Teilen von Nebraska und Kansas. Diese Böden wurden früher "*Prairie Soils*" (Smith et al. 1950), heute *Udolls* genannt (Soil Survey Staff 1975, 1994; Fenton 1983), entsprechend ihrem Vorkommen im (noch) humiden Klimabereich bzw. im *udic* Bodenwasserhaushalt. Sie entwickelten sich seit bereits ca. 14.000 J.B.P. unter Langgrasprairie bis Waldprairie (Küchler 1964, Knapp 1965). Die Udolls kommen entsprechend ihrer Definition (Soil Survey Staff 1975, 1994) nur im warm gemäßigten ("mesic") und wärmeren Klimabereichen vor. Wohl deshalb fehlen die Phaeozems in der Weltbodenkarte, Blatt II-2 z.B. in der "*parkland prairie*" in Kanada. Sie fehlen aber auch gänzlich auf dem Gebiet der ehemaligen Sowjetunion (Blätter V-2, VIII 1-3), finden sich dagegen wieder im Nordosten Chinas, in der Mandschurei.

¹ Geographisches Institut d. Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel

Ausgangssubstrate der Phaeozems in den USA sind vor allem Löss und lößähnliche Sedimente, z.T. Geschiebemergel (im Norden Iowas und im südlichen Minnesota). Im Unterschied zu Mittel- und Osteuropa ist der ursprüngliche Kalkgehalt in den Lössen im mittleren Westen der USA ziemlich gering (Ruhe 1969, Willman & Frye 1970), im östlichen Nebraska liegen die Kalkgehalte der Lössen oft unter 5 % (Maher 1937). Infolge ihrer Entwicklung im (noch) humiden Klimabereich sind die Phaeozeme im mittleren Westen der USA tiefgründig entkalkt (mit pH (H₂O)-Werten \geq 5), aber sie haben noch eine mittlere bis hohe Basensättigung. Auch die Phaeozeme im zweitgrößten Verbreitungsgebiet, dem humiden Teil der *Pampa* in Südamerika haben keinen *calcic horizon*, da der ursprüngliche Kalkgehalt der Lössen i.w.S. gering bis sehr gering ist. - Auf der anderen Seite sind die - den o.g. Phaeozems der USA morphologisch sehr ähnlichen (Bronger 1978, 1991) - osteuropäischen "*Dunkelgrauen Waldböden*" in der russischen Klassifikation auf kalkreichen Lössen entwickelt und haben daher oft kleine Kalkkonkretionen oder sogar einen "*calcic horizon*" im C-Horizont. Daher kann die Abwesenheit eines *calcic horizon*, wie in der früheren Definition der Phaeozeme gefordert (FAO-Unesco-ISRIC 1988, 1990), nicht mehr als diagnostisches Kriterium für die Abgrenzung der Phaeozeme von den Tschernosemen und Kastanosemen verwendet werden.

Infolge der Entscheidung, die Hauptbodengruppe der **Greyzems** der revidierten Legende der FAO in die WRB nicht mehr aufzunehmen, ist es notwendig die meisten Gebiete mit "*Dunkelgrauen Waldböden*", "*Podsolierten Tschernosemen*" sowie die "*Ausgelaugten*" oder "*Degradierten Tschernoseme*" in die Phaeozeme aufzunehmen. Diese drei Bodengruppen der russischen Klassifikation(en) sind in russischen Bodenkarten gut dokumentiert (u.a. Ivanova et al. 1962, Fiziko-Geogr. Atlas Mira 1964, Kovda et al. 1975, Fridland 1988). Nur die "*Dunkelgrauen Waldböden*" und die "*Podsolierten Tschernoseme*" haben noch "weißes Puder" d.h. hüllenfreie Feldspat- und besonders Quarzkörner der Schluff- und Sandfraktionen auf den Aggregatoberflächen, jedoch weit weniger als die "*Typischen Grauen*" und die "*Hellgrauen Waldböden*". Sie werden daher der neuen Untergruppe der **Greyic Phaeozems** zugeordnet, wobei die "*Podsolierten Tschernoseme*" nach den o.g. russischen Kartenwerken (vgl. auch Bronger 1991, Fig. 1) nur recht kleine Flächen einnehmen. Die "*Typischen*" und die "*Hellgrauen Waldböden*" gehören zu den Hauptbodengruppen der *Luvisols* (mehr im westlichen Teil) bzw. der "*Podzoluvisols*", jetzt "*Glossisols*" im kontinentaleren Bereich. - In Kanada zeigen die "*Dark Gray Chernozemic Soils*", die in der FAO-Unesco-Weltbodenkarte, Blatt II-2 den "*Orthic Greyzems*" entsprechen, "light grey spots" bzw. "salt and pepper" auf den Aggregatoberflächen des *mollic horizon* (Canadian Soil Survey Comm. 1987, S. 61). Diese Merkmale entsprechen aller Wahrscheinlichkeit dem o.g. "white powder" so daß diese Böden ebenfalls den **Greyic Phaeozems** zugeordnet werden.

Während die "*Dunkelgrauen Waldböden*", die "*Podsolierten Tschernoseme*" und die "*Ausgelaugten*" oder "*Degradierten Tschernoseme*" völlig entkalkt sind, ist ein wesentliches Merkmal der - sich im trockenerem Klima anschließenden - "*Typischen*" oder "*Mächtigen Tschernoseme*" eine beträchtliche Bicarbonatmetabolik innerhalb des Solums. In diesen Böden haben sich durch diesen Prozeß *Konzentrationen von "soft powdery lime"* - in das das Pseudomycel wieder eingeschlossen werden sollte! - gebildet, besonders im durch intensive Bioturbation entstandenen AC(k)-Durchmischungshorizont. Der pH-Wert (H₂O) liegt mit 6,5-7,5 deutlich höher als in den "*Podsolierten*" und "*Degradierten Tschernosemen*". In zunehmend trockeneren Bereichen - aber noch mit "ustic" Bodenwasserhaushalt - folgen die "*Gewöhnlichen*", dann die "*Südlichen Tschernoseme*" in der

russischen Klassifikation. Auch noch in den **Kastanosemen**, die in den noch trockeneren Bereichen folgen - beginnend etwa mit der Grenze *ustic/aridic* Bodenwasserhaushalt in der früheren SU - ist die Bicarbonatmetabolik, damit die Konzentration von "soft powdery lime" noch beträchtlich; sie ist nur auf eine geringmächtigere Zone im Übergangsbereich vom A- zum C-Horizont beschränkt.

Für die hier definierten **Tschernoseme** i.e.S. in der WRB und ihre Abgrenzung zu der erweiterten (s.o.) Hauptbodengruppe der **Phaeozeme** ist also die *Konzentration von "soft powdery lime"* ein wesentliches diagnostisches Kriterium. - Die Abgrenzung der **Kastanoseme** von den Tschernosemen erfolgte in der Legende der Weltbodenkarte (FAO-Unesco 1974, FAO-Unesco-ISRIC 1990) besonders auch durch die Farbe. Das scheint ungeeignet, da die Farbe des *mollic horizon* in Tschernosemen aus sandigem Löß deutlich heller ist als bei typischem Löß. Manche Tschernoseme im nördlichen Randbereich des "Mitteldeutschen Trockengebietes" oder in den Sandlößgebieten des ungarischen Donau-Theiß-Zwischenstromlandes (Kiskunság) könnten in die Gruppe der Kastanoseme fallen, also weit außerhalb des eigentlichen Verbreitungsgebietes ursprünglicher russischer Konzeption nach Docuchaev (1896; vgl. Basinski 1959). - Andererseits liegen auf der Weltbodenkarte Blatt II-2 in den mittleren Great Plains der USA, z.B. in der Langgrasprairie im Osten Nebraskas an der Grenze *udic/ustic* Bodenwasserhaushalt die Kastanoseme den Phaeozemen direkt benachbart (Bronger 1978, 1991). Das sollte korrigiert werden, zumal in der Bodenkarte 1:2,5 Mill. "Major Soils of North Central Region, USA" (USDA 1960) in diesem Gebiet Tschernoseme eingetragen sind. - Unverständlich ist auch warum auf Blatt V-2 der Weltbodenkarte (FAO-Unesco 1981) zwischen Odessa und Orenburg die Grenze von Tschernosemen und Kastanosemen der Grenze der "*Gewöhnlichen*" und "*Südlichen Tschernoseme*" auf den zitierten russischen Bodenkarten entspricht.

Zusammenfassend sollen - unter Einbeziehung des **Greyzems** - die Phaeozeme, Tschernoseme und Kastanoseme folgendermaßen definiert und dadurch voneinander abgegrenzt werden:

Phaeozeme sind Böden mit einem *mollic horizon* und einer Basensättigung (in 1 M NH_4OAc) von ≥ 50 % in den oberen 125 cm des Bodens. Ihnen fehlt die *Konzentration von "soft powdery lime"* innerhalb der oberen 125 cm des Bodens, und sie können nur einen *argic* oder *cambic horizon* oder *calcic horizon* unterhalb des Soliums als diagnostische Horizonte haben.

Vorgeschlagene Einheiten auf dem zweiten taxonomischen Niveau sind:

Gleyic, Stagnic, Vertic, Glossic, Greyic, Luvic, und Haplic Phaeozems (näheres s. Bronger 1994).

Tschernoseme sind Böden mit einem *mollic horizon* (i.w.S.) von ≥ 50 cm Mächtigkeit und einer *Konzentration von "soft podery lime"* in einer Tiefe zwischen > 50 bis 125 cm u.O. Ihnen fehlt ein *gypsic horizon*. Sie können als diagnostische Horizonte nur eine *argic, cambic, vertic* oder *calcic horizon* haben. Ihnen fehlt das Merkmal der gebleichten Körner ("*white powder*") auf den Aggregatoberflächen.

Vorgeschlagene Einheiten auf dem zweiten taxonomischen Niveau sind:

Gleyic, Vertic, Luvic, Glossic, Calcic und Haplic Chernozems.

Die Existenz von **Luvic Chernozems** in ausreichend großen Flächen ist an anderer Stelle in Frage gestellt worden (Bronger 1991, 1994).

Kastanoseme sind Böden mit einem *mollic horizon* von < 50 cm Mächtigkeit. Sie haben entweder einen (*hyper-*) *calcic horizon* innerhalb 125 cm des Bodens und/oder *Konzentration von "soft powdery lime"* innerhalb von 75 cm. Sie können als diagnostische Horizonte nur eine

argic, *cambic* oder *gypsic horizon* haben.

Vorgeschlagene Einheiten auf dem zweiten taxonomischen Niveau sind:
Gypsic, **Luvic**, **Calcic** und **Haplic Kastanozems** (vgl. Bronger 1994).

Notwendig für eine Verständigung und Übereinstimmung in der gegenseitigen Abgrenzung der Hauptbodengruppen, hier der Phaeozeme, Tschernoseme und Kastanoseme ist die kongruente Benutzung der Bezeichnung der **Bodenhorizonte**. Trotz "Definition" werden manche Horizontbezeichnungen nicht immer synonym gebraucht. Ein Beispiel ist die recht unterschiedliche Verwendung von A- und B-Horizonten gerade bei Tschernosemen s.str. und Kastanosemen: während diese Böden in unserem Verständnis fast immer A-C-Böden sind, werden anderenorts untere Teile des Bodens infolge Anstiegs des Tongehaltes bereits als "Bt" bezeichnet. Das gilt sowohl in den USA (Beispiele in USDA 1960) als auch in der früheren SU. So ist ein "*Dunkler Kastanosem*" bei Askania Nova nördlich der Krim als AO-A1-A1B-B-Bca1-Bca2-Cca-Profil (Profil 8 in Afanasieva et al. 1974, S. 51 ff.) beschrieben worden, während wir es als Ah-A(k)-C-Profil dargestellt haben (Bronger 1994, Fig. 3.3.2 und S. 96, Fußn.). Das kann zu Unklarheiten bezüglich der Ansprache des *mollic horizon* führen (vgl. Spaargaren 1994, S.8). Glücklicherweise wurde die noch in der revidierten Legende (FAO-Unesco-ISRIC 1990) verwendete Bezeichnung "*mollic A horizon*" in der WRB inzwischen in "*mollic horizon*" geändert (ISSS-ISRIC-FAO 1994, S. 19). In der hier vorgeschlagenen Änderung der Definition und gegenseitigen Abgrenzung der drei Hauptbodengruppen ist der *mollic horizon* als diagnostischer Horizont extensiv entsprechend seiner Definition verwendet. Für eine nähere gegenseitige Abgrenzung sowohl von diagnostischen wie von genetischen Bodenhorizonten - die sich möglichst entsprechen sollten - ist eine weitere intensive Diskussion auf internationaler Basis notwendig.

Aus Raumgründen findet sich die zitierte Literatur in:

Bronger, A. 1994. Chernozems, Kastanozems, Phaeozems. In: ISSS-ISRIC-FAO 1994. World Reference Base for Soil Resources. Draft. Compiled and edited by O.C. Spaargaren, Wagneningen/Rome, p. 90-101.

außer:

Fridland, V.M. (Ed.) 1988. Soil Map of Russia, Scale 1:2,5 Mill. All-Union-Academy of Agricultural Sciences - Gosagroprom of Russia - V.V. Dokuchaev Soil Institute. Moscow.

Zur Gliederung von Stadtböden und ihrer Substrate

von

Burghardt, W.*

1. Einleitung

Die Untersuchung von Böden der Stadt- und Industriegebiete hat in den letzten 10 Jahren stark zugenommen. Kartiervorhaben sind bereits aus 18 Städten der Bundesrepublik Deutschland bekannt. Das Wissen über die Eigenschaften von Stadtböden ist dadurch gewachsen. Es ist daher angebracht, sich mit der Gliederung von Stadtböden intensiver auseinanderzusetzen.

2. Gliederungskriterien

Die Gliederung von Böden sollte mehrere Kriterien berücksichtigen. Diese sind u.a.:

- Breite Übereinstimmung mit Grundsätzen bestehender nationaler wie internationaler Klassifikationssysteme.
- Eignung für praktische Fragestellungen.
- Berücksichtigung der für die Stadt repräsentativen Böden bzw. Bodenmerkmale.
- Bei großer Heterogenität der Böden Bildung von Bodeneinheiten mit weiter Merkmalsvariabilität oder auf der Basis von Merkmalen, die häufig auftreten und eine geringe Variabilität aufweisen.

3. Substrate der Bodenbildung

Die in der BRD vorherrschende Vorstellung (AG Bodenkunde, 1982) zur Gliederung von Böden unterscheidet Substrate der Bodenbildung und die Bodenbildung selbst, die zur Ausdifferenzierung von Bodentypen führt.

Entsprechend der Ausbildung einer Fazies bei Sedimenten enthält das Substrat die Petrologie, die Entstehung und Ablagerung des Gesteins sowie dessen Schichtung, aber auch die spätere Überformung durch exogene Vorgänge.

Junge Bodenbildungen sind in Städten häufig anzutreffen. Auf natürlichen Substraten erfolgen diese nach Auftrag von Substraten oder Abtrag von Böden. Eine Gliederung der natürlichen Substrate enthält bereits die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG Bodenkunde, 1982).

Die Petrologie der neu hinzugekommenen technogenen Substrate läßt sich über die technogenen Materialien wie Bauschutt, Aschen, Klär- und Industrieschlämme, Müll und Schlacken (AK-Stadtböden, 1988) kennzeichnen. Merkmale der Ablagerung sind in Tabelle 1 und solche der Modifikation durch Überformung sind in Tabelle 2 enthalten. Fragen der vorkommenden Kombinationen dieser Merkmale und deren Darstellung durch Symbole sollen hier nicht weiter vertieft werden.

Auf der Substratebene sind jedoch 3 weitere Kriterien in eine Gliederung der Stadtböden einzubeziehen.

* Universität-GH Essen, Fachbereich 9, Abt. Angewandte Bodenkunde, Universitätsstr. 5, 45141 Essen

Tabelle 1: Substratgliederung nach Merkmalen der Ablagerung

Gliederung nach Ablagerungsart	Merkmale
Schüttsubstrate, Baggersubstrate	Locker, nicht entmischt, nicht sortiert
Kippsubstrate	locker bis dicht, teilweise entmischt, schräg schichtig gelagert
Planiersubstrate	in Lagen verdichtet
Spülsubstrate	mäßig dicht, stark schichtig
Gußsubstrate	fest, massiv
Zerfallsubstrate	locker, teilweise entmischt und zerkleinert
Abrißsubstrate	locker bis verfestigt, nicht entmischt, teilweise zerkleinert
Trümmersubstrate	locker, sortiert
Versiegelungssubstrate	verfestigt, dicht

Tabelle 2: Substratgliederung nach Merkmalen der Modifikation durch Substratbehandlung

Gliederung nach der Art der Modifikation	Merkmale
Mischsubstrate - vollständiger bis unvoll- ständiger Mischung	Mischung verschiedener * Substratmaterialien * Bodenarten * Gefügeformen * Oxidations- und Reduktionszustände
Anreicherungssubstrate	Anreicherung mit Humus
Kontaminationssubstrate	Verunreinigung mit geringen, aber toxischen Mengen von Schadstoffen
Schichtsubstrate	Schichtung verschiedener * Substratmaterialien * Bodenarten * Gefügeformen * Oxidations- und Reduktionszustände
Zerkleinerungssubstrate	Gebrochene Gesteine
Sortier- und Trennsubstrate	Einengung des - Stoffbestandes - der Korngrößen

In städtischer Umgebung treten vermehrt relikte Böden auf. Davon sind vor allem Grund- und Stauwasserböden betroffen. Die Dynamik dieser Böden wird durch das Trockenlegen stark verändert. Solche Böden stehen erneut am Beginn einer Bodenentwicklung, die auf Substraten erfolgt, die Merkmale vorangegangener Bodenentwicklungen enthalten.

Auch eine Fossilierung der Böden beendet die bisherige Dynamik der Bodenbildung und führt zu deren Neubeginn. Der fossile Boden wird Bestandteil des Substrates. Aus der Sicht der Schutzfunktionen von Böden kommen Abfolgen von mehreren fossilen Ah-Horizonten große Bedeutung zu.

Bisher wenig Beachtung fand der Skelettgehalt. In Stadtböden liegen häufig hohe Skelettgehalte vor (Burghardt, 1992). Durch die Verringerung der Feinbodengehalte von Böden durch das Skelett treten veränderte Speichereigenschaften, Fließquerschnitte und Stoffkonzentrationen auf, was einer besonderen Kennzeichnung bedarf.

Durch Umlagerung gibt es in der Stadt natürliche Substrate, die Merkmale von entwickelten Böden aufweisen, diese jedoch an anderem Ort erworben haben. Die Frage ist, wieweit ein umgelagerter Bt-, Bv-, Go- oder Sw-Horizont seine durch Bodenbildung erworbenen Eigenschaften ganz oder teilweise behält. Zur Gliederung dieser Böden wären Phänotypen auszuweisen.

4. Bodenbildung

Die Anzahl der bekannten Bodenbildungsformen wurde durch die Untersuchung der Stadt- und Industrieflächen bisher nur um einige wenige erweitert. Jedoch treten häufig Böden auf, die in der freien Landschaft keine besondere Beachtung und damit Berücksichtigung in der Systematik fanden (Arbeitskreis für Bodensystematik, 1985). Sie kommen in Stadt- und Industriegebieten mit der Gruppe der Böden der freien Landschaft zusammen vor. Tabelle 3 enthält einen Vorschlag zur Ergänzung durch Böden der Stadt- und Industriegebiete.

Substrate sind kurz nach ihrer Freilegung durch Bodenabtrag oder nach Auftrag durch Mikroorganismen belebt. Merkmale einer Bodenbildung sind daher vorhanden, ohne daß eine sichtbare morphologische Differenzierung durch Bodenbildung eingetreten ist. Diese Entwicklungsstufe nimmt in Stadt- und Industriegebieten große Flächen ein. Diese Böden lassen sich als Lithosole beschreiben (Arbeitskreis Stadtböden 1993, unveröffentlicht). Zu ihnen gehören vor allem Böden versiegelter Flächen. Entsprechend werden Straßen und Dächer von Lithosolen eingenommen. Durch die Nähe der Böden zum Substrat ist es sinnvoll, Substratmerkmale in die Benennung mit aufzunehmen (Autolithe, Allolithe, Technolithe, Phryllithe). Sie treten an Stelle der auf der Grundlage der Substratzusammensetzung definierten Allosole, Technosole und Phrylosole (AK Stadtböden, 1989).

Auf teilversiegelten Böden erfolgt eine schnelle Humusanreicherung in den Spalten. Solche Spaltenböden sind ebenfalls häufig und können als unterbrochene Böden oder Interuptosole ausgewiesen werden.

Extrem tief humose Böden, wie sie Hortisole darstellen, sind das Wertvollste, was es an Böden in Städten gibt. Hortisole müssen einen besonderen Schutzstatus erlangen. Sie sind in vielen Quartieren weit verbreitet. Ihre eigenständige Ausweisung ist daher von besonderer Bedeutung.

Böden hoher Steingehalte werden in der 'World Reference Base for Soil Resources' (Spaargaren, 1994) als Skeletic Leptosols ausgewiesen. Es wird von ihnen gefordert, daß sie über eine Mindesttiefe von 75 cm einen Skelettgehalt von über 90% aufweisen. Solche Steingehalte werden in Substrataufträgen nur selten erreicht, sodaß für eine Anwendung in Stadt- und Industriegebieten die Steingehalte niedriger angesetzt werden müßten.

In der Natur unbekannt sind thermisch behandelte Materialien. Durch diese entstehen Substrate, die Alkali- und Erdalkalioxide enthalten. Als bodenbildender Prozeß tritt eine Carbonatisierung auf. Diese Böden werden als Carbonatosole bezeichnet.

Weiterhin treten häufig sulfidhaltige Böden auf. Bei Oxidation entstehen schwefelsaure Böden oder Sulfosole. Zu ihrer Ausweisung werden in der 'World Reference Base for Soil Resources' pH-Werte unter 3,5 angeführt. Ebenso werden dort sulfidhaltige Böden behandelt.

Näher gekennzeichnet werden in der 'World Reference Base for Soil Resources' auch Horizonte der Reductosole, die rH-Werte unter 20 aufweisen sollen. Aber auch hier muß noch eine Anpassung an die in Stadt- und Industrieböden vorkommenden Reduktionserscheinungen erfolgen.

Flüssige organische Stoffe, so z.B. Öle und Treibstoffe, aber auch Stäube können in einige Substrate tiefer vordringen und zur Bodenbildung wesentlich beitragen. Schrapf (1989) bezeichnete diese Böden als Intrusole. Diese sollen hier weiter in Flüssigkeitsintrusole und Partikelintrusole gegliedert werden.

Auf ebenen Aufschüttungen von Bergematerial, Aschen und Schlacken entstehen zunächst nur langsam sich begründende Flächen. Auf diesen vegetationslosen Flächen sind im Oberboden Plattenbildungen zu beobachten. Als Merkmal der Bodenbildung der Structosole tritt somit die Gefügebildung auf.

Mit den angeführten Typen besteht die Möglichkeit, für die überwiegende Zahl der Flächen in Stadt- und Industriegebieten mit größerer Differenzierung Böden auszuweisen, als dies bisher der Fall war.

Tabelle 3: Gliederung urbaner Böden

<u>Prozesse der Bodenbildung, Bodenmerkmale</u>	<u>Bodentyp</u>
Bodenbildungen wie in der freien Landschaft	u.a. Syrosem, Braunerde, Gley, Pseudogley, Pararendzina (AK Bodensystematik, 1985)
Natürliche und technogene Fest- und Lockergesteinssubstrate ohne schon sichtbare Neubildung von Humus, jedoch belebt <ul style="list-style-type: none">- aus Unterboden abgetragener Böden- aus umgelagertem natürlichem Substrat- aus umgelagertem technogenem Substrat- aus Gemenge umgelagerter technogener und natürlicher Substrate	Lithosole <ul style="list-style-type: none">-Autolith-Allolith¹⁾-Technolith²⁾ -Phyrolith³⁾
Anreicherung organischer Substanz in Spalten, z.B. Straßenpflaster, Terrassen	Interuptosole
Reduktion durch Sauerstoffzehrung (Blume, 1989) bei der Umsetzung organischer Bodenbestandteile, z.B. aus Müll, Klärschlamm, Kompost, bei Methanbildung	Reductosole
Carbonatisierung von Alkali- und Erdalkalioxiden	Carbonatosole
Eintrag von Stoffen in Böden (nach Schrap, 1988 ergänzt) <ul style="list-style-type: none">- Flüssigkeiten, z.B. Motoröle, Treibstoffe- Partikel, z.B. Staub	Intrusole <ul style="list-style-type: none">-Flüssigkeitsintrusole-Partikelintrusole
Versauerung durch Sulfidoxidation	Sulfosole oder schwefelsaure Böden
Bildung plattigen Gefüges an vegetationsloser Oberfläche	Structosole
Tief humoser Gartenboden (humoser Horizont > 40 cm)	Hortisole
Tief humoser Friedhofsboden (humoser Horizont > 40 cm)	Nekrosole
Tief (> 40 cm) umgegrabener Boden, meist für Obstkulturen, Weinbau (humoser Horizont < 40 cm)	Rigosole

¹⁻³⁾ Nach AK-Stadtböden (1989): Allosol, Technosol, Phrysol

Literatur:

Arbeitsgruppe Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage. E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Arbeitskreis Stadtböden, W. Burghardt (1988): Substrate und Substratmerkmale von Böden der Stadt- und Industriegebiete. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 56, 311-316.

Arbeitskreis Stadtböden (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden). Bundesumweltamt, Texte 18/89, 1989, Berlin, 162.

Arbeitskreis für Bodensystematik (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 44, 1-90.

Blume, H.-P. (1989): Classification of soils in urban agglomerations. Catena 16, 269-275.

Burghardt, W. (1993): Böden auf Altstandorten. In Alfred-Wegener-Stiftung (Hrsg.): Die benutzte Erde. Ernst Verlag, Berlin, 217-229.

Schrap, W.G. (1989): Zur Systematik anthropogener Böden im Ruhrgebiet. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 61, 145-148.

Spaargaren, O.C. (1994): World Reference Base for Soil Resources. ISSS-ISRIC-FAO, Wageningen, Rome, 1-161.

Ergebnisse der Standortkartierung im 'Öffentlichen Grün' in Hamburg - Erfassung und Bewertung urbaner Standorte

von

Däumling, T. und H. Wiechmann*

Einführung

Seit 1990 werden in Parkanlagen des 'Öffentlichen Grüns' im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg durch das Institut für Bodenkunde 'Projekt Parksanierung' bodenkundliche Standortkartierungen im Rahmen von Sanierungsvoruntersuchungen durchgeführt. Bisher wurden 36 Parkanlagen mit einer Gesamtfläche von ca. 330 ha kartiert. Ein '**Geländeökologischer Schätzrahmen Stadt**' aufbauend auf dem 'Geländeökologischen Schätzrahmen für das pleistozäne (diluviale) Flachland' der forstlichen Standortkartierung (Niedersächs. Forstplanungsamt Wolfenbüttel, 1989) wurde entworfen.

1. Kriterien der Zusammenfassung von Gebietseinheiten

Entscheidend für die Abgrenzung ökologisch ähnlicher Gebiete ist zunächst die Erfassung und Differenzierung der Ausgangssubstrate der Bodenbildung sowie der Lagerungsverhältnisse unterschiedlicher Bodenschichten. In städtischen Ballungsräumen kommt zu der Gruppe der weitgehend naturnahen Standorte eine weitere bedeutende Gruppe von Standorten hinzu, die durch menschliches Einwirken geprägt und verändert worden sind und hinsichtlich ihrer ökologischen Gruppierung gesondert berücksichtigt werden müssen. Der Grad der anthropogenen Überformung kann sehr unterschiedlich die Standorteigenschaften nachhaltig beeinflussen. Unter anthropogener Einwirkung ist hier in erster Linie das Einbringen oder Einmischen von standortfremden Bodenmaterial künstlichen oder natürlichen Ursprungs zu verstehen, durch das die ökologischen Eigenschaften des Standortes verändert werden. Derartige Substrate sind: gärtnerische Erden und Komposte zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, natürliches Bodenmaterial zur Nivellierung von Geländeeinheiten, Bauschutt oder Trümmerschutt, diverse Abfallstoffe, Verbrennungsrückstände der Industrie in Form von Schlacken oder Kohlen, Schlämme aller Art. Die genannten Substrate können in beliebiger Vermengung und Mahlfeinheit und unterschiedlicher Mächtigkeit aufgetragen sein.

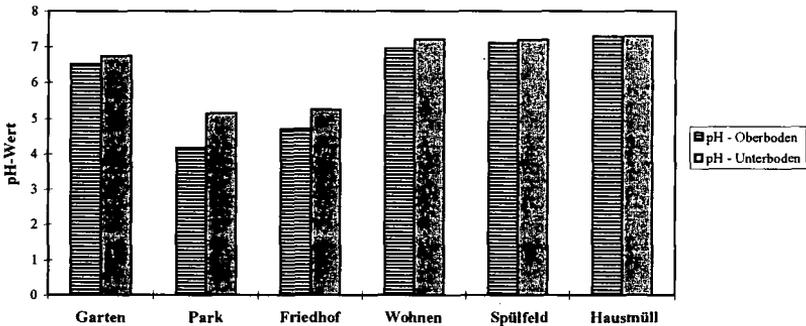
Zur ökologischen Gruppierung derartiger Standorte existieren derzeit uneinheitliche und für die Belange der Standortkartierung im 'Öffentlichen Grün' nur ungenügend geeignete Bewertungen und Klassifizierungskriterien. Für die vorliegende Auswertung wurde deshalb der

* Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allendeplatz 2, D-20146 Hamburg

widergespiegelt. Die Heterogenitäten, die sowohl innerhalb eines Profils als auch beim Vergleich verschiedener Profile hervortreten, erklären sich aus den spezifischen Entstehungsbedingungen, den Substratarten, dem Alter der Bodenbildungen oder nachträglichen Störungen, der Nutzungsweise und anderen Faktoren.

In **Abbildung 1** sind die mittleren pH-Werte des Ober- und Unterbodens, nach Nutzungsweisen getrennt, dargestellt. Es zeigen sich bei Gartennutzung Werte zwischen 6,2 und 6,9 im Oberboden, entsprechend schwach bis sehr schwach saurer Reaktion. Dies kann als ein Ergebnis der teilweise langjährigen Bewirtschaftungsweise aufgefaßt und als Hinweis für eine zu erwartende günstig zu beurteilende Basenversorgung gewertet werden. Deutlich davon abweichend stellen sich die Verhältnisse bei der Parknutzung dar, wo zumeist sehr stark saure Verhältnisse in den Oberböden angezeigt werden. Im Unterboden wird eine durch unterschiedliche Ausgangssubstrate bedingte Variation (sehr schwach sauer - mittel alkalisch) deutlich. Relativ ausgewogen erscheinen die Verhältnisse in den untersuchten Friedhofsböden, in denen über den gesamten Tiefenbereich pH-Werte von 4,7-5,3 vorliegen. Dagegen weisen die Substrate unter Wohnbebauung deutlich höhere Werte auf, ohne erkennbare Differenzierung mit der Bodentiefe. Im Zusammenhang damit sind die durch Bauschutte zugeführten Karbonatreserven zu beachten, die bis zu 12,9 % betragen. Als sehr schwach alkalisch sind die Reaktionsverhältnisse der Substrate Hausmüll und Hafenschlick zu bezeichnen, wovon Auswirkungen auf die Verfügbarkeit der Nähr- und Schadstoffe ausgehen können.

Abb. 1: pH-Werte im Ober- und Unterboden bei unterschiedlicher Nutzung



Deutliche Unterschiede zeigen sich auch hinsichtlich der in **Abbildung 2** dargestellten C_{org} -Gehalte. Unter Garten- und Parknutzung erreichen die Oberböden 1,4-5,0 %, entsprechend schwacher bis starker Humusakkumulation. Hervorzuheben sind die in Gartenböden vorkommenden tiefgründigen Humusanreicherungen bis in 10 dm Tiefe, die als Kennzeichen der anthropogenen Beeinflussung dieser Böden zu werten sind und ein hohes Kationenaustauschvermögen erwarten lassen. Vereinzelt festgestellte plötzliche Anstiege des C_{org} -Gehaltes im Unterboden erklären sich zumeist aus der Erfassung begrabener A-Horizonte. Unter Wohnbebauung werden bis 1,80 m reichende C-Akkumulationen unterschiedlichen Grades festgestellt, resultierend aus den vorhandenen Mengen an umsetzbarer organischer Substanz und deren Verteilung über das gesamte Bodenprofil, insbesondere auch infolge späterer Störungen. In diesem Zusammenhang ist auch auf die anorganischen C-Quellen dieser Substrate, wie Kalk und Aschen, hinzuweisen. Die vergleichsweise höchsten C_{org} -Gehalte im Ober- und Unterboden weisen die Substrate Hausmüll und Hafenschlick auf, resultierend aus den spezifischen Bedingungen ihrer Bildung und Umsetzung. Die als Ausdruck für die Qualität der organischen Substanz aufzufassenden C/N-Verhältnisse (**Abbildung 3**) stellen sich für die Oberböden der

Gartenböden als günstig dar, während für die Park- und Friedhofsböden vergleichsweise geringfügig erweiterte Verhältnisse angezeigt werden. Die im Kernstadtgebiet zu Wohnbebauungszwecken verwendeten Böden zeichnen sich in Abhängigkeit von der Menge und der Zusammensetzung, insbesondere der technogenen Komponenten, durch erwartungsgemäß stark wechselnde C/N-Verhältnisse aus ($x = 11-23$). Auch in den Unterböden wird hier keine gerichtete Beeinflussung erkennbar. Die ungünstigsten Bedingungen für die Mineralisierung der organischen Substanz läßt das O_2 -freie Milieu des Hausmülls erwarten, ausgedrückt durch C/N-Verhältnisse von 22-36. Wesentlich günstiger erweisen sich hingegen die Verhältnisse im Hafenschlick.

Abb. 2: Corg-Gehalte im Ober- und Unterboden bei unterschiedlicher Nutzung

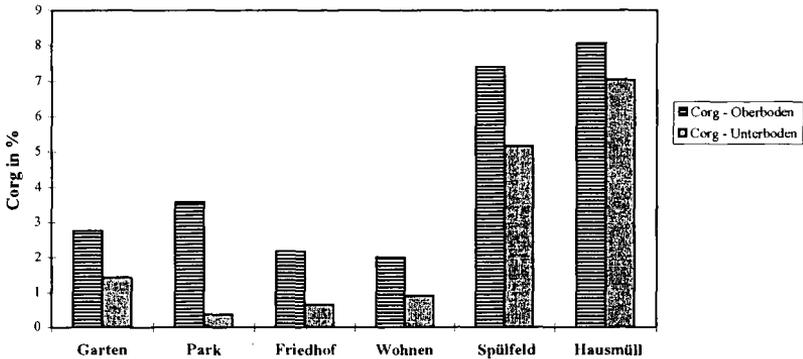
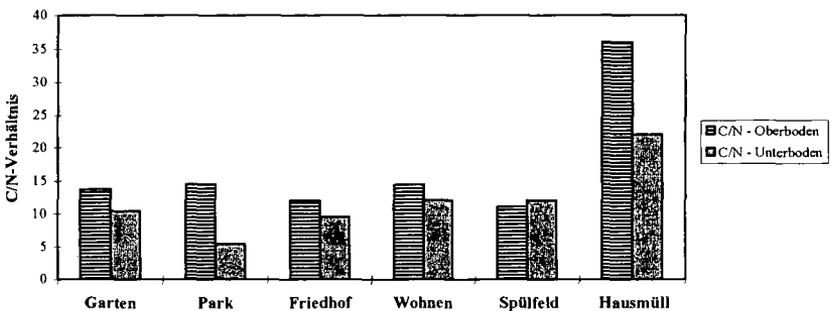


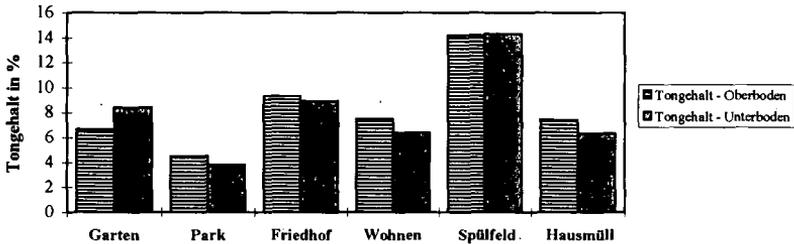
Abb. 3: C/N-Verhältnis im Ober- und Unterboden bei unterschiedlicher Nutzung



Das Korngrößenspektrum der untersuchten Böden unterliegt erheblichen Schwankungen, dargestellt in **Abbildung 4** am Beispiel des Tongehaltes. So dominieren in den Garten-, Park- und Friedhofsböden eindeutig die Sandfraktionen, insbesondere im Oberboden, während die Tonfraktion als

bestimmende mineralische Komponente des Sorptionsvermögens weitgehend zurücktritt. Im Unterboden sind in Abhängigkeit vom anstehenden Ausgangsgestein unterschiedliche Verhältnisse anzutreffen. Eine Dominanz der Sandfraktionen lassen auch die Böden unter Wohnbebauung sowie der Hausmüll erkennen. Dagegen weist der Hafenschlick auffallend hohe Schluffgehalte (79-85 %) auf, gekoppelt mit vergleichbar hohen Tongehalten (>14 %).

Abb. 4: Tongehalte im Ober- und Unterboden



Schlußfolgerungen

Untersuchungen an nach Nutzungstypen geordneten Stadtböden Rostocks lassen eine erhebliche Variation verschiedener ökologisch relevanter Bodeneigenschaften erkennen. Hervorzuheben sind die bei Wohnbebauungen im Kernstadtgebiet gefundenen Beeinflussungen des pH-Wertes, die bei Gartennutzung zu verzeichnenden Humusakkumulationen und die Tendenzen zur Bodenversauerung in den geprüften sandigen Parkböden. Die Erfassung der physiko-chemischen Beschaffenheit der in städtischen Verdichtungsräumen anstehenden Böden sollte im Interesse von Gefährdungsabschätzungen bei Stadtbodenkartierungen verstärkt Beachtung finden. Eine günstige Möglichkeit hierzu bieten die an repräsentativen Standorten angelegten Leitbodenprofile und deren Untersuchung hinsichtlich ausgewählter Parameter.

Literatur

Arbeitsgruppe Bodenkunde: Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Stuttgart, 1982
NN: Umweltsituation Großraum Rostock; MITEC Bremen: Studie zur Umweltsituation im Großraum Rostock. 1. Teil. Bestandsaufnahme und Sanierungsvorschläge; Rostock/Bremen 1992

Die Einbindung eines GIS in das NIBIS

von

Dieler, S., U. Ostmann, G. Schaab und A. Steininger*

1. Aufbau und Aufgaben des NIBIS

Seit 1985 wird im NLFb das Niedersächsische Bodeninformationssystem aufgebaut.

Der Aufbau des NIBIS orientiert sich an den durch die Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz (SAG) und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) vorgegebenen Strukturen (OELKERS & VINKEN 1980). Danach wird ein Bodeninformationssystem als ein System definiert, "das sich mit dem Boden beschäftigt und helfen soll, die im Bodenschutz notwendigen Entscheidungen zu treffen." Der Begriff Boden wird dabei als "...alle Bereiche der Erdoberfläche und der oberen Erdkruste, in die der Mensch durch seine Tätigkeit eingreift" definiert (SAG 1987).

Darauf aufbauend erfolgt die Gliederung in Fachinformationssysteme (FIS). Im Bereich der geowissenschaftlichen Grundlagen existieren

die FIS Bodenkunde, Geologie, Hydrogeologie, Rohstoffe und Geochemie.

Die Aufgabe des NIBIS ist es, den Aufbau und die Eigenschaften der bodenkundlichen und geologischen Verhältnisse in Niedersachsen transparent zu machen.

Die aus dieser Aufgabe resultierenden Arbeiten für das FIS Bodenkunde und FIS Geologie gliedern sich in drei Bereiche:

1) bodenkundliche und geologische Landesaufnahme (Erstellung der Datenbasis)

Dies umfaßt die reine Datenerhebung und -bereitstellung, die aus der bodenkundlichen und geologischen Kartierung des Landes Niedersachsen und der Erhebung bodenkundlicher Kennwerte durch Probennahme und -analyse resultiert sowie die Darstellung der räumlichen Verbreitung der Kartiereinheiten in Karten (OELKERS 1993).

Durch Bereitstellung von selbsterhobenen Basisdaten sowie von Daten anderer Fachdienststellen in digitaler Form wird z. B. die Arbeit der bodenkundlichen Kartierer im Gelände wesentlich unterstützt, indem die Erzeugung einer digitalen Konzeptkarte schon vor der Kartierung möglichst viele geogene und anthropogene Daten zusammenfaßt.

Die digital vorhandenen Daten umfassen z. Z.:

- Bodenschätzung
- Nutzungsarten aus historischen topographischen Karten (Historische Karte)
- Forstliche Standortskarte
- Bodenkarte 1:25 000 (BK25)
- Bodenkundliche Übersichtskarte 1:50 000 (BÜK50)
- Bodenkundliche Standortkarte 1:200 000 (BSK200)

*Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Postfach 51 01 53, 30631 Hannover

- Geologische Karte 1:25 000 (GK25)
- Karte der ursprünglichen Moorverbreitung 1:50 000
- Höhendaten
- Klimadaten
- topographische Daten (ATKIS)

2) Entwicklung und Erprobung fachlicher Auswertungsmethoden

In diesen Bereich fällt die Erarbeitung und Bereitstellung von Auswertungsmethoden zur Ableitung weiterer Bodendaten, zur Untersuchung von bodenkundlichen Wirkungszusammenhängen und zur Unterstützung der Entwicklung von Handlungsanweisungen aufgrund vorhandener Daten.

3) Nutzung der Daten und Methoden (angewandte Bodenkunde)

Die Nutzung der Daten erfolgt u. a. im Zuge der Bearbeitung konkreter Anfragen von Behörden, Planungsbüros und anderen Interessierten. Dieser Aspekt steht aufgrund des sprunghaft ansteigenden Bedarfs an bodenbezogenen Entscheidungsgrundlagen, vor allem im Zusammenhang mit dem Umwelt- und Bodenschutz für die Öffentlichkeit, im Vordergrund.

Seit 1992 wird das GIS ARC/INFO in Verbindung mit der relationalen Datenbank RDB im NIBIS eingesetzt. ARC/INFO wird dabei für den Aufbau der Datenbasis (Erstdigitalisierung, Datenverwaltung, Nachführung), die Auswertung der Basisdaten (Verschneidungen) und die räumliche Darstellung der Kartiereinheiten (Kartenplots, Druckvorlagenerstellung) genutzt.

2. Die Einsatzbereiche des GIS ARC/INFO im NIBIS

2.1 Digitalisierung thematischer Karten

Die Erfassung geometrischer Daten erfolgt größtenteils durch beauftragte Firmen, nur wenige Kartenserien werden im Haus digitalisiert. Die bisher eingesetzten Digitalisierungssysteme sind seit 1995 durch ARC/INFO abgelöst worden. Damit auch Personen mit geringen Kenntnissen mit ARC/INFO digitalisieren können, wurde eine umfangreiche Kommando-Prozedur (Programmiersprache AML) entwickelt. Diese beinhaltet ein Digitalisiermenü, vereinfacht die Erstellung von Prüfplots und gewährt eine korrekte sowie konsistente Datenerfassung der verschiedenen Kartenserien.

2.2 Datenverwaltung

Seit 1994 erfolgt eine sukzessive Überführung aller unter DASP, einem hausinternen Datenverwaltungsprogramm, abgelegten Geometrien in das ARC/INFO. Die Geometriedaten (Coverages) werden z. Zt. blattschnittweise vorgehalten.

Die Sachdaten (Objektattribute wie Flächeneigenschaften, Punktkoordinaten etc.) liegen in der relationalen Datenbank RDB. Die Speicherung erfolgt blattunabhängig für ganz Niedersachsen in jeweils einer Datenbank für jede thematische Ebene. Die Konsistenz zwischen Geometrien und Sachdaten wird durch RDB- Prozeduren gewährleistet.

2.3 Nachführung der Basisdaten

Die Nachführung (Korrekturen, Ergänzungen) der Basisdaten wird im Gegensatz zur Erstdigitalisierung unter Einbindung der externen Datenbank ausgeführt. Da die Bearbeitung von Coverages mit der Anwendung des DATABASE INTEGRATORS umfangreiche ARC/INFO-Kenntnisse voraussetzt, wurden zur Vereinfachung der Editierarbeiten AML-Prozeduren entwickelt. Diese gewährleisten die konsistente Datennachführung, d.h. vorgenommene Änderungen an Flächenlabels werden gleichzeitig im Coverage und in der entsprechenden Datenbanktabelle (RDB) vorgenommen.

2.4 Routinemäßige Ausgabe von Kartenplots auf digitaler Rastertopographie

Die Zielsetzung einer routinemäßigen Ausgabe von Kartenplots ist, die unterschiedlichen Basisdaten den amtlichen Blattsnitten entsprechend in einem einheitlichen, automatisch erstellten Layout an-

zubieten. Die Handhabung der Plotterstellung muß einfach sein, damit sie auch von Anwendern mit geringen ARC/INFO-Kenntnissen ausgeführt werden kann.

Es wurde ein für alle Kartenserien einheitliches Layout für faltbare Karten entwickelt. Die wesentlichen Kartenbestandteile Titelseite, Kartenüberschrift, Kartenumschreibung, Anordnung des Kartenbildes und der Legende sind für alle Kartenserien gleich gestaltet. Eine zentrale Prozedur steuert diese einheitliche Ausgabe aller Kartenserien. Von dieser Prozedur aus werden Unterprogramme aufgerufen, die die kartenspezifischen Bestandteile (z. B. Kartenlegende, Kartenumschreibung) steuern. Zur Erstellung der Kartenlegende werden die Sachdaten aus der Datenbank gelesen und auf der Karte automatisch positioniert. Zu den thematischen Ebenen existieren Farbsymboltabellen (Shadesets); je nach Attribut werden die entsprechenden Symbole herausgelesen, kombiniert und ein kartenspezifisches Shadeset geschrieben.

Eine weitere Besonderheit dieser Kartenausgaben ist die Einbindung der Rastertopographie des Landesverwaltungsamtes, -Landesvermessung-.

3. Vorstellung der ausgestellten Kartenplots

Im Rahmen dieser Posterausstellung werden die sechs Kartenserien, die als Kartenplot vom NLFB zukünftig routinemäßig ausgegeben werden, präsentiert.

3.1 Bodengrundlagenkarte von Niedersachsen 1:25 000 -digital-

Die Bodenkarte von Niedersachsen wird im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme erstellt und gibt einen Überblick über die Verbreitung der Bodenformen, ihrer bodenlandschaftlichen Gliederung, ihrer bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften sowie ihrer Nutzung.

Die farbige Gestaltung der Plotausgabe ist dem gedruckten Kartenwerk "Bodenkarte von Niedersachsen 1:25 000, Grundlagenkarte" angeglichen. Die Tabellenlegende enthält gegenüber der gedruckten Karte zusätzlich eine Profil- und Horizontbeschreibung der kartierten Bodeneinheiten, womit eine erweiterte Auswertungsmöglichkeit geboten wird.

3.2 Bodenübersichtskarte von Niedersachsen 1:50 000 -digital-

Ausgehend von dem Gliederungsprinzip der Legende der bodenkundlichen Standortkarte von Niedersachsen 1:200 000 ist die BÜK50 nach Auswertung vorhandener, bodenkundlich relevanter Kartenwerke und Projektkartierungen (Maßstab 1:5 000 bis 1:25 000, z. B. Bodenschätzungsunterlagen, Geologische Karte, Historische Karte etc.) erstellt worden.

Die farbige Darstellung der Bodenareale und der Aufbau der Legende sowie die Kartenumschreibung entsprechen der Bodengrundlagenkarte 1:25 000.

3.3 Forstliche Standortkarte von Niedersachsen 1:25 000 -digital-

Die Forstlichen Standortkarten werden von der Landesforstverwaltung für die Staats- und Privatwaldflächen Niedersachsens hergestellt und seit 1985 im Zuge der Arbeiten zum Aufbau des NIBIS digitalisiert. Im Rahmen der forstlichen Standortkartierung werden den einzelnen Kartiereinheiten über eine Schlüsselziffer (Standortstyp) Angaben zum Wasser, Nährstoff und dem Ausgangssubstrat der Bodenbildung zugeordnet (STEININGER & KUES 1994).

Die Farbgebung des Kartenbildes ist an die Symbol- und Farbschlüssel des Niedersächsischen Forstplanungsamtes angeglichen. Die Kartenlegende enthält den Standortstyp mit einer Erläuterung, geordnet nach Substratgruppen. In der Kartenumschreibung sind auf einer Beikarte die Wuchsbezirke und -gebiete Niedersachsens dargestellt und die Lage innerhalb des Kartenblattes dieser naturräumlichen Einheiten gekennzeichnet.

3.4 Geologische Karte von Niedersachsen 1:25 000 -digital-

Die Geologische Karte von Niedersachsen (Grundkarte) wird im Rahmen der geologischen Landesaufnahme erstellt und gibt einen Überblick über den geologischen Aufbau bis zu einer Tiefe von 2m unter Geländeoberfläche (BOMBIEN 1994).

Die Plotausgabe ersetzt nicht das gedruckte Kartenwerk der Geologischen Karte 1:25 000, vielmehr bietet sie eine schnelle Ausgabemöglichkeit der digital vorgehaltenen geologischen Daten. Im Gegensatz zum gedruckten Kartenwerk ist durch die Einführung der Legendenummern in jeder Fläche der Karte die eindeutige Zuordnung zwischen Flächeneinheit und Legendenbeschreibung gewährleistet. Die Farbgebung hält sich im Farbton an den Zeichenschlüssel des gedruckten Kartenwerkes, jedoch werden zur besseren Lesbarkeit Schraffuren statt der Farbsaumdarstellung gewählt.

3.5 Historische Landnutzung in Niedersachsen 1:25 000 -digital-

Der in topographischen Karten des 18. und 19. Jahrhunderts dargestellte Landschaftszustand gibt sowohl Hinweise auf die natürliche Entwicklung von Böden (z. B. bei vorliegenden Feuchtgebieten) als auch auf deren Beeinflussung durch den wirtschaftenden Menschen (z.B. Altäcker, Heide). Die Kenntnis der räumlichen Verbreitung der Landnutzungsarten und Bodenbewachsungen dieser Zeit ist hilfreich für Fragen der Bodenkartierung, des Bodenschutzes und der Landschaftsplanung (OSTMANN 1993).

Es werden alle verfügbaren, reproduzierten oder neubearbeiteten Kartenwerke, wie auch Archivkarten aufbereitet und in die TK25 eingepaßt und digital erfaßt. Auf jedem Kartenplot ist eine Übersicht mit der Lage der Altkarten in Niedersachsen und Angaben zum Aufnahmezeitraum, zum Vermessungsverfahren und zum Original- und Reproduktionsmaßstab der jeweiligen Karten und Kartenwerke abgebildet.

3.6 Ursprüngliche Moorverbreitung in Niedersachsen 1:50 000 -digital-

Die Karte der Ursprünglichen Moorverbreitung ist auf Grundlage von alten topographischen Karten des 18. und 19. Jhd. einschließlich der Königlich Preußischen Landesaufnahme, der Geologischen Übersichtskarte 1:200 000 und Geländeuntersuchungen erstellt worden. Bislang lagen die Karten nur als handkolorierte Manuskripte i.M. 1:25 000 im Archiv von NLFB/BGR vor.

Die Daten werden im Originalmaßstab 1:25 000 digital erfaßt und anschließend mit dem GIS ARC/INFO für die graphische Ausgabe i.M. 1:50 000 umgearbeitet.

Literaturangaben

Ad-hoc-Arbeitsgruppe „KERNSYSTEME UND METHODENBANKEN“ DES ARBEITSKREISES „BODENINFORMATIONSSYSTEME“ DER BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODEN - SCHUTZ (LABO) (1994): Aufgaben und Funktionen von Kernsystemen von Methodenbanken.- 59 S.; Stuttgart.

BOMBIEN, H. (1994): Dokumentation zur digitalen Erfassung der Geologischen Karten von Niedersachsen i.M. 1:25 000 (GK25-Grundkarte und Übersichtskartierung).- Ber. Arch. NLFb, [unveröff.], 76 S; Hannover.

OELKERS, K.-H. & VINKEN, R. (1980): Möglichkeiten des ADV-Einsatzes in der bodenkundlichen Landesaufnahme.- Geol. Jb., F 8: 23 - 37; Hannover.

OELKERS, K.-H. (1993): Aufbau und Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS - Fachinformationssystem Bodenkunde (FIS BO).- Geol. Jb., F 27: 5-38; Hannover.

OSTMANN, U. (1993): Die Übernahme der historischen Landnutzungsarten aus Karten des 18. und 19. Jahrhunderts in das Niedersächsische Bodeninformationssystem.- Geol. Jb., F27: 145-183; Hannover.

SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ (SAG) (1987): Konzept zur Erstellung eines Bodeninformationssystems. -Materialien, H 47: 37 S; München.

STEININGER, A. & KUES, J. (1994): Die Forstliche Standortskarte im Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS.- Neues Archiv für Niedersachsen, H2: 89-94.

Entwicklung und Bewertung von Vertisolen im semi-humiden Westafrika

von

Drechsel, P.* , D. Hincourt** und W. Zech*

ZUSAMMENFASSUNG

Die Ausprägung des Reliefs und damit Abfluß und Akkumulation von Oberflächenwasser steuern über die Bodenhydromorphie die Bodenversauerung und Peloturbation und damit die Bodendifferenzierung und Landnutzungsseignung innerhalb einer Vertisollandschaft im semi-humiden Süd-Benin. Reliefposition, Stauwassermerkmale im Boden und Bioindikatoren sind wesentliche Kartierkriterien für ökologische Landnutzungsklassen.

EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Aus den semi-ariden Tropen gibt es eine Reihe von Studien, die sich mit der Beurteilung der ökologischen Eigenschaften von Vertisolen in Hinblick auf Landnutzung beschäftigen. Die vorliegende Studie soll zur Beurteilung von Vertisolen semi-humider Klimate beitragen. Dieser Ansatz ist eng verbunden mit dem Verständnis der Bodenentwicklung und -differenzierung. Ziel der Studie war die Erarbeitung einer Kartieranleitung zur langfristig standortgerechten Artenwahl, Aufforstung und Bewirtschaftung einer Vertisollandschaft im Süden Benins.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die zu untersuchenden Vertisole aus tonigen und mergeligen Sedimenten des Paleozäns bedecken ca. 50.000 ha im südlichen Benin und Togo (Viennot, 1966). Das konkrete Kartiergebiet liegt in einem stark degradierten "Schutzwald" (Lama-Nord) von 11.700 ha Größe südlich Abomey (Benin). Reste des halb-immergrünen Regenwalds bedecken heute noch weitgehend geschlossene 4500 ha, eine weltweite Rarität für Vertisole. Die umliegende Bereiche wurden überwiegend mit *Tectona grandis* L. (Teak) aufgeforstet. Die JNS betragen 1100 bis 1200 mm (3-4 trockene Monate), die monatlichen Durchschnittstemperaturen variieren zwischen 25 und 29°C. Variationen in der Niederschlagsverteilung und den Tonsedimenten können für die folgenden Ausführungen vernachlässigt werden. Man findet in etwa gleichen Anteilen Calcic, Eutric und Dystric Vertisols mit betontem Gilgai-Relief, letzteres selbst unter Regenwald. Bei bis zu 70-90% Ton herrscht neben Montmorillonit auch Palygorskit geogenen Ursprungs vor. Geringen Luft- und nutzbaren Feldkapazitäten von jeweils 5-10 % stehen hohe Nährstoffgehalte entgegen. Die KAK variiert zwischen 40 und 60 meq 100g⁻¹, die Kohlenstoffgehalte in den oberen 30 cm zwischen 1.5 und 2.5 % C. Die Böden sind z.T. kalkhaltig, so daß es z.B. zu unausgewogenen K/Ca-Verhältnissen kommen kann (Hincourt & Drechsel, 1995).

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth

** Faculté des Sciences Agronomiques, Université Gembloux (Belgien)

METHODEN

Für die Kartieranleitung wurden 25 Bodentransekte (mit ca. 170 Profilaufnahmen) über das Arbeitsgebiet verteilt und untersucht. Sie verlaufen teils entlang von Wuchsgradienten in den bestehenden Aufforstungen oder folgen dem Relief bzw. aus dem Arbeitsgebiet hinaus zu den umliegenden roten Nitisols und Acrisols. Die Profilaufnahmen wurden von Laboranalysen und Begleitbohrungen ergänzt. Die Böden wurden von uns bereits in den Jahren 1985, 1988 und 1992 umfangreich analysiert.

ERGEBNISSE

A. Differenzierung ökologischer Bodentypen

Bei vergleichbar hoher Bodenfruchtbarkeit ist wie bei vielen Vertisolen auch im vorliegenden Fall der Wasserhaushalt wichtigster Standortfaktor. Im Gegensatz zu den Standardbeispielen aus den semi-ariden Tropen ist allerdings Wasserüberfluß ökologisch wesentlich relevanter als Wassermangel. Es konnten so im Kartiergebiet 5 Zonen und 10 unterschiedliche Standorteinheiten identifiziert werden, die jeweils andere morphopedologischen bzw. hydrologischen Charakteristika aufweisen. Unter den bodendifferenzierenden Faktoren ist das Relief von besonderem Gewicht. Es steuert die Möglichkeit und Art der externen Drainage (Oberflächenabfluß). Der nördliche Teil des Arbeitsgebiets ist betont reliefarm, so daß das Regenwasser sich in abflußlosen Mulden des Mikroreliefs sammelt. Mit zunehmender Geländeneigung und Regenmenge gewinnt die externe Drainage an Gewicht. Es kommt zur Ausbildung kurzer Wasserläufe, die sich zu Vorflutern der regionalen, temporären Flüsse vereinigen können. Insbesondere im Süden des Kartiergebietes ist das Relief sehr lebhaft mit ausgeprägten konkaven wie konvexen Hängen. Dies ist interessant, da die typische Vertisollandschaft eher eben ist (Dudal, 1965). So findet man je nach Zone, Relieflage und Gefälle alle Übergänge zwischen Vertisolen mit ausgezeichneter bis extrem schlechter externer Drainage. Dies spiegelt sich direkt in der Differenzierung und den ökologischen Eigenschaften der Vertisole wieder. Die beiden Extreme lassen sich wie folgt beschreiben:

1. In konvexen Hanglagen, an Oberhängen und Kuppen kommt es während der Trockenzeit zu 1.5-2.0 m tiefen Trockenrissen und einer tiefreichenden Peloturbation. Man findet hier Calcic Vertisols mit mächtigen dunklen Oberböden (Abb. 1), hohem pH-H₂O (6- > 7) und angewitterten, geogenen Kalk- oder Mergelbrocken oder -schichten ab ca. 1 m Tiefe (Kalkkonkretionen auch in geringerer Tiefe). Der Boden weist nur unscheinbare Hydromorphiemerkmale auf. Es ist ein guter Standort für *Tectona grandis*, wohingegen *Gmelina arborea* z.T. mit frühem Laubfall auf relativen Trockenstreß hinweist.
2. In Senken, an konkaven Unterhängen oder auf Plateaus ist eine tiefgreifende Austrocknung des Bodens die Ausnahme. Der humose Oberboden bleibt flachgründig (3-30 cm; Abb. 1), der Unterboden ist stark marmoriert. Der pH-Wert sinkt signifikant in der hydromorphen Zone auf unter 5 ab und der Boden ist bis in ca. 180-200 cm kalkfrei. Diese Standorte können auch noch lange in die Trockenzeit hinein feucht bleiben. Ob hier von einem Grundwasseranschluß gesprochen werden kann (vgl. Gaiser et al., 1993), soll noch dahingestellt bleiben.

Beide Extreme unterscheiden sich nicht im Tongehalt und in der internen Drainage. Der Verlauf der Bodengeseue beginnt somit beim Calcic (oder Eutric) Vertisol und schreitet mit zunehmender Vernässung über den (Stagni-)Eutric Vertisol zum Stagni-Dystric Vertisols weiter.

Tiefe intensiver
Marmorierungen
(cm)

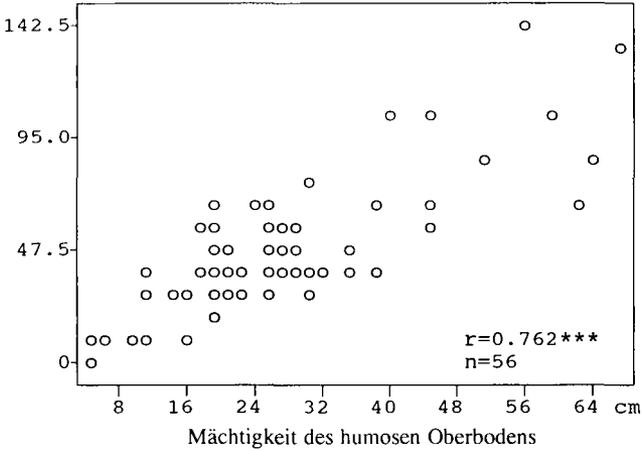


Abb. 1: Je höher im Boden die Staunässe ansteht, desto geringer die Peloturbationstiefe.

Einen ersichtlichen anthropogenen Einfluß auf die externe Drainage übt die Anlage von parallelen Hügelbeeten (billons) aus, die die Baumpflanzungen ca. 10 Jahre lang vor oberflächennaher Staunässe schützen sollen. Die Ausrichtung der Hügelbeete richtet sich nach dem Wegesystem und folgt nur zufällig der Hangneigung. Entlang der Wege bilden sich neue Vorfluter, während ehemalige trockenfallen.

Inwieweit sich andererseits der Wasserhaushalt der Vertisole durch die Abholzung des Naturwaldes bzw. die Aufforstung (mit allerdings nur flachwurzelnden Bäumen auf nassen Standorten) ändert, bedarf weiterer Untersuchungen.

B. Ausscheidung von Landnutzungsklassen

Der Kartierschlüssel basiert auf drei Ansätzen, von denen die Beachtung der Reliefpositionen (s.o.) und Kartierung der realen Überstaufächen in der Regenzeit grundlegende Punkte sind. Desweiteren werden Bioindikatoren und Bodenparameter herangezogen. Teak, der eine hohe Luftkapazität benötigt und auf Staunässe empfindlich reagiert, ist ein hervorragender Bioindikator in diesem Zusammenhang. Er erlaubt eine optimale Erfassung von Problemflächen über Luftbilder 1:10.000, auf denen Ausfallzonen in den großflächige Teak-Aufforstungen sehr gut identifizierbar sind.

Im Naturwaldkern konnten als Zeigerarten für besonders nasse Standorte z.B. *Cassipourea congoensis*, *Cyperus difformis*, *Hedranthera barteri*, *Linociera nilotica* und *Urera obovata* identifiziert werden.

Wie bereits früher gefunden, zeigte sich erneut, daß das Auftreten von Hydromorphiemerkmalen im Boden gut mit dem Wuchs der Teakbäume korreliert (Abb. 2).

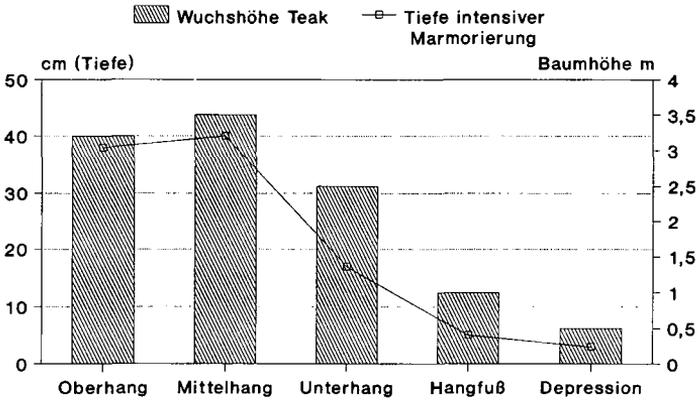


Abb. 2: Beziehung zwischen Baumwuchs, Topographie und Staunässe (Beispiel, Vertisole, Lama-Wald)

Daraus abgeleitete Faustzahlen zur Differenzierung von unterschiedlich vernäßten Böden und Landnutzungsklassen nennen Drechsel & Zech (1994). Es ist zudem vorgesehen, den Wuchs bzw. diese Kennzeichen mit der Intensität und Dauer der Wassersättigung im Boden zu vergleichen. Im Übergangsbereich der Vertisole zu den roten Sanden sind primäre Pseudogleye mit unterschiedlich mächtigen Sw-Horizonten zu finden. Hier sind Textur und Farbe in Verbindung mit Piezometertransekten zur Beurteilung der Stauhöhe und -zeit mögliche Kartierhilfen (Hincourt & Drechsel, 1995).

LITERATUR

- Drechsel, P. and W. Zech. 1994. DRIS evaluation of teak (*Tectona grandis* L.f.) mineral nutrition and effects of nutrition and site quality on teak growth in West Africa. *Forest Ecology and Management* 70:121-133.
- Dudal, P. 1965. Dark clay soils of tropical and subtropical regions. *FAO Agric. Devel. Pap.* 83, Rome
- Gaiser, T., M. Bernard und K. Stahr, 1993. Vergleich der C- und N-Mineralisation in Ferrali-Haplic Acrisolen und Stagni-Eutric Vertisolen unter Feld- und Laborbedingungen. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesell.* 72:699-702
- Hincourt, D. et P. Drechsel. 1995. Instruction pour la cartographie forestière des sites dans la forêt classée de la Lama (Sud du Bénin). *DFS/GTZ, Feldkirchen.* (unveröff. Schlußbericht), 50 pp.
- Viennot, M. 1966. Etude des sols de la dépression de la Lama et des ses bordures. *ORSTOM/Cotonou*

Die Kartierung arktischer Bodengesellschaften unter Einsatz hochauflösender, großmaßstäbiger Luftbilder und Orthophotokarten am Beispiel der Germaniahavoya (NW-Spitzbergen)

von

Eberle, J. und W. D. Blümel*

Einleitung

Dem Einsatz von Luftbildern bei Bodenkartierungen wird aus verschiedenen Gründen (Vegetationsbedeckung, Mehrdimensionalität des Bodenkörpers usw.) meist keine allzu große Bedeutung beigemessen. Auch in arktischen Geosystemen kann das Luftbild keinesfalls die Profilaufnahme im Gelände ersetzen, doch eröffnen hier vor allem Luftbilder und Orthophotos großen Maßstabs recht gute Möglichkeiten bezüglich der räumlichen Abgrenzung unterschiedlicher Bodengesellschaften. Im Folgenden soll dies am Beispiel der Bodenkartierung "Germaniahavoya" (Nordwestspitzbergen) erläutert werden (BLÜMEL 1994, EBERLE 1994, EBERLE & BLÜMEL 1994).

Charakterisierung des Kartiergebietes

Aufgrund der Beeinflussung durch einen Ausläufer des Golfstromes handelt es sich bei den küstennahen Bereichen der Germaniahavoya im Nordwesten Spitzbergens um eines der nördlichsten Tundragebiete der Erde (positive Monatsmittelwerte von Juni bis September bei 79°n.Br!). Das sehr differenzierte Bodeninventar (Gelic Cambisols, Gelic Regosols, Gelic Gleysols, Gelic Fluvisols, Gelic Leptosols) läßt sich neben klimatischen Besonderheiten vor allem durch petrographisch und geomorphologisch sehr unterschiedlich ausgestattete Landschaftskompartimente erklären. Diese Vielfalt spiegelt sich auch in Art und Ausmaß periglazialer Umlagerungen sowie im Grad der Vegetationsbedeckung wider. Intensivere Bodenbildungen (z.B. Gelic Cambisols) wurden nur auf Flächen angetroffen, die über lange Zeit geomorphologische Stabilität aufweisen (vgl. EBERLE 1993, 1994).

Vorgehensweise

Hochauflösende schwarz/weiß Luftbilder (Originale ca. 1:50000, Vergrößerungen bis ca. 1:5000) und Orthophotokarten (1:25000) des Kartiergebietes standen vor dem ersten Geländeaufenthalt zur Verfügung (BRUNNER & HELL 1991, 1994). Zudem existierte bereits eine geologische Kartierung des Arbeitsgebietes im Maßstab 1:40000 (PIEPJOHN et al. 1992). Dadurch konnte eine Vorauswertung und Gliederung nach landschaftsgenetischen Einheiten erfolgen, was insbesondere deshalb von Bedeutung war, da topographisches Kartenmaterial derselben Maßstabskategorie zu diesem Zeitpunkt nicht existierte. Die hohe Qualität der Luftbildvergrößerungen erlaubte nicht nur die Abgrenzung geomorphologisch verwandter Einheiten und das Erkennen von Einzelobjekten bis zu einer Größe von ca. 2x2 Metern, sondern auch die Ausweisung unterschiedlicher Substrateinheiten. Letzteres war zum Teil direkt über Grauwertänderungen bedingt durch Feuchteunterschiede und/oder Vegetationswechsel, teilweise jedoch auch indirekt aus der Analyse geomorphogenetischer Zusammenhänge möglich (s. Abb. 1). Mit Hilfe von Farbinfarrotluftbildern einer Befliegung des Norsk Polarinstittuts im Sommer 1990 (Maßstab ca. 1:50000) konnten die von Vegetation bedeckten Flächen klar

* Geographisches Institut der Universität Stuttgart, Azenbergstr. 12, 70174 Stuttgart.

gegen die bodenkundlich wenig differenzierte Frostschuttlzone abgegrenzt werden. Solche biologisch weitgehend inaktiven Bereiche lagen meist oberhalb von ca. 300 m.ü.M. sowie im Bereich aktiver Schwemmfächer und rezenter Strandsedimente (s. Abb.1). Eine lückenhafte Vegetationsdecke weist, in Verbindung mit den jeweiligen Relief- und Substratverhältnissen, sehr häufig auf periglazial aktive und damit pedogen weniger weit entwickelte Standorte hin (meist Gelic Leptosols).

Während der Arbeit im Gelände wurden die Luftbildvergrößerungen (1:5000) als Kartiergrundlage verwendet. Mit Hilfe von überlagerten Klarsichtfolien war es möglich, die Kartiereinheiten direkt auf dem Luftbild abzugrenzen. Am Schreibtisch wurde dann die Geländeaufnahme auf eine bereits im Endmaßstab vorliegende Orthophotokarte (1:25000) übertragen. Davon wiederum konnte der Kartenentwurf als Transparentvorlage angefertigt werden. Der Entwurf wurde eingescannt und mittels Desktop-Verfahren computerkartographisch weiterverarbeitet (vgl. hierzu BRUNNER & HELL 1994). Die einzelnen Kartiereinheiten wurden durch über 70 Leitprofile sowie unzählige Schürfe abgesichert und in einem separaten Legendenblatt erläutert (BLÜMEL & EBERLE 1994, EBERLE 1994).

Die kleinräumige Differenzierung des Bodenmusters konnte im Endmaßstab der Karte nicht dargestellt werden. Flächen einheitlicher oder auch nur annähernd homogener Bodenbildungen waren kaum anzutreffen. Auf der Karte wurden daher Bodengesellschaften in enger Anlehnung an das Verbreitungsmuster der unterschiedlichen substratgenetischen Einheiten abgegrenzt, die sich im Luftbild meist gut identifizieren ließen (s. Abb. 1). Die sedimentologischen Eigenschaften der verschiedenen Lockersubstrate wie auch die Petrographie der Festgesteine bestimmen - neben der Reliefposition - ganz entscheidend die Standortsta-

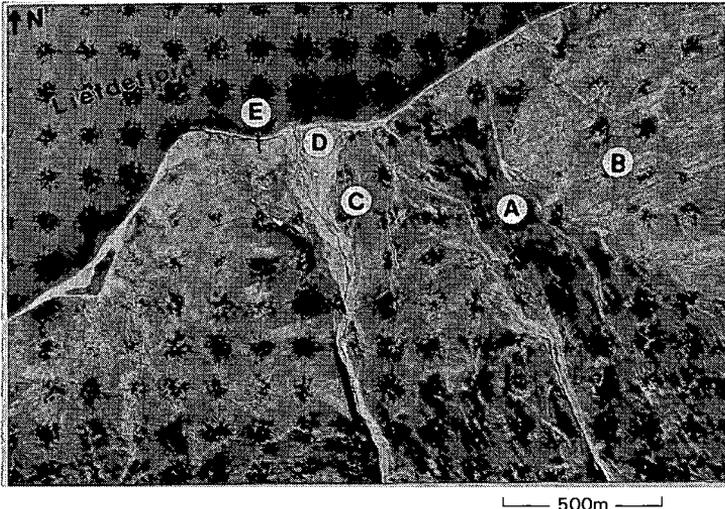


Abb. 1: Luftbildausschnitt (Originalmaßstab ca. 1:17000): Der Höhenunterschied zwischen rechter unterer Bildkante und Küste beträgt etwa 100 Meter. Der Ausschnitt zeigt einen Teil der Nordküste der Germanialhalvoya mit unterschiedlichen geomorphogenetischen Einheiten, die weitgehend zur Abgrenzung der Bodengesellschaften verwendet werden konnten, z.B:

- A ▶ Fläche mit Gelic Gleysol und Gleyi-gelic Regosol aus albuial akkumuliertem sandig-lehmigem Substrat.
- B ▶ Sandstein mit geringmächtiger Moränendecke: Umbric Leptosol, Cambisol lithic phase.
- C ▶ Inaktiver Schwemmfächer mit Gelic Regosol und Eutri-gelic Fluvisol.
- D ▶ Aktiver Schwemmfächer ohne Bodenbildung.
- E ▶ Marine Strandterrasse (ca. 10 m.ü.M.) mit Gelic Cambisol und Gelic Regosol.

bilität und damit auch Art und Ausmaß der Bodenbildung. So wurden auf gut drainierten und daher geomorphologisch stabilen marinen Kiesen und Sanden vergleichsweise intensiv verwitterte und tiefgründige Böden angetroffen (verbreitet Gelic Cambisol, vgl. Fläche E in Abb. 1).

Informationsgehalt der Luftbilder

In hocharktischen Landschaften liefert der Einsatz von Luftbildern bei geomorphologisch-pedologischen Kartierungen sehr vielfältige Informationen. Dies hängt ganz wesentlich mit den spezifischen naturräumlichen Bedingungen zusammen (vgl. dazu Abb. 1):

- Die flachwüchsige, teilweise auch lückenhafte Pflanzendecke erlaubt einen weitgehend ungestörten Blick auf die Bodenoberfläche.
- Selbst kleinräumige Relief- und Substratunterschiede können erkannt werden. Sie beeinflussen das Feuchteregime und damit die Vegetationszusammensetzung (z.B. feuchte Schneetälerchen ----> langgestreckte dunkelgraue Flächen). Meist ist damit auch ein Boden(arten)-wechsel verbunden.
- Aktive periglaziale Prozessbereiche können erkannt und differenziert werden. Sie zeichnen sich in der Regel durch initiale oder auch fehlende Bodenbildungen aus. Dies gilt auch für Flächen, die aktiv fluvial bzw. glazifluvial geprägt werden.
- Eine weitgehend geschlossene Pflanzendecke außerhalb von Senken ist als Indikator für geomorphologisch stabile Verhältnisse zu werten. Diese Flächen sind oft deckungsgleich mit Böden der Gelic Regosol bis Gelic Cambisol Gesellschaften.
- Festgesteine an der Oberfläche oder blockreiche Sedimente sind problemlos zu erkennen. Sie zeichnen sich sehr häufig durch flachgründige Böden (lithic phase) oder fehlende Bodenbildung aus.
- Durch Verwendung von Infrarotfilmen können vegetationsfreie Flächen klar erkannt und abgegrenzt werden.
- Die Lokalisierung eines Standortes (z.B. Leitprofil) ist meist einfach und sehr genau vorzunehmen. Beeinträchtigungen können durch mangelhafte Bildqualität und/oder Verzerrungseffekte vor allem am Rand der Originalbilder auftreten.

Der hohe geomorphologische Informationsgehalt der Luftbilder ist deswegen von besonderer Relevanz für die Bodenkartierung mittleren Maßstabes, da sich das kleinräumige Bodenmosaik im Periglazialraum nur mit Hilfe von Relief- und/oder Substrateinheiten zu sinnvollen Bodengesellschaften zusammenfassen läßt. Das weitgehende Fehlen von aktuellen topographischen Karten geeigneten Maßstabes bzw. der hohe zeitliche und finanzielle Aufwand ihrer Herstellung, liefern weitere Argumente für den Einsatz von Luftbildern im Rahmen einer flächenhaften Bodeninventarisierung solcher und ähnlicher Naturräume.

Grenzen der Luftbildauswertung

Spezifische Boden- oder gar Horizontmerkmale lassen sich aus Luftbildern nicht ableiten. Bestenfalls können aufgrund allgemeiner bodengeographischer Kenntnisse (z.B. Hydro-morphieerscheinungen vorwiegend in Unterhangpositionen und Senken) Vermutungen über bestimmte Bodeneigenschaften angestellt werden. Je umfassender die Geländekenntnis des Gebietes ist, desto höher fällt auch bezüglich weniger eindeutiger Merkmalskomplexe die "Trefferquote" aus.

Fehler treten vor allem bei der Interpretation von Grauwerten im Luftbild auf (vgl. ELLIS 1990). So konnten z.B. auf der Germanialhalvoya und im hinteren Bockfjord auf älteren marinen Strandterrassen immer wieder vegetationsfreie und im Luftbild hellgrau erscheinende Flächen beobachtet werden (s. Abb. 1). Vor Ort zeigte sich, daß diese Bereiche einer Degra-

dierung infolge rezenter Permafrostabsenkung unterliegen, was ein Absterben der Vegetation und äolischen Abtrag der organischen Auflage zur Folge hat (EBERLE & THANNHEISER 1995). Als Bodenbildungen werden hier leicht degradierte Gelic Cambisols im Bockfjord auch Gelic Andosols angetroffen, keinesfalls also initiale Verwitterungsbildungen wie sie aufgrund der Bildauswertung zunächst erwartet wurden. Weitere Interpretationsfehler ergeben sich aus der Tatsache, daß Luftbilder Momentaufnahmen darstellen und somit z.B. bezüglich der Feuchtigkeitsverhältnisse nicht immer repräsentative Verhältnisse abgebildet sein müssen. Bei stereoskopischen Auswertungen ist außerdem der starke optische Überhöhungseffekt zu beachten, der u.a. zu Fehleinschätzungen der Hangneigung führen kann. Bereits diese wenigen Aspekte zeigen, daß die Bildauswertung ohne umfassende Geländebegehung und differenzierte Profilanalytik nicht zu verwertbaren Ergebnissen führen kann.

Literatur

- BLÜMEL, W.D. [Hrsg.](1994): Geowissenschaftliche Spitzbergen-Expedition 1990-1992 (SPE 90-92) Liefde-, Wood- und Bockfjord (NW-Spitzbergen) - Z. Geomorph. N.F., Suppl. Bd. 97: 274 S.
- BLÜMEL, W.D. & EBERLE, J. (1994): Merkmale chemischer Verwitterung in hochpolaren Böden. Ergebnisse pedologisch-sedimentologischer Untersuchungen in NW-Spitzbergen. - Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. 97: 233-242.
- BRUNNER, K. & HELL, G. (1991): Zur Arbeitsausgabe der Orthophotokarte der Spitzbergen Expedition 1990. Mat. und Manusk., Studiengang Geographie Univ. Bremen H. 19: 35-39.
- BRUNNER, K. & HELL, G. (1994): Topographische und thematische Karten zur Ergebnisdarstellung der Spitzbergen-Expedition (SPE) 1990-1992. - Z. Geomorph. N.F. Suppl.-Bd. 97: 1-13.
- EBERLE, J. (1993): Die Bedeutung der Landschaftsgenese für Verwitterung und Bodenbildung in einem hocharktischen Geosystem (Liefdefjord/Nordwest-Spitzbergen). Berliner Geogr. Arb. 79: 39-58.
- EBERLE, J. (1994): Untersuchungen zur Verwitterung, Pedogenese und Bodenverbreitung in einem hochpolaren Geosystem (Liefdefjord und Bockfjord /Nordwestspitzbergen). - Stuttgarter Geogr. Studien 121: 226 S.
- EBERLE, J. & BLÜMEL, W.D. (1994): Die Kartierung der Bodengesellschaften auf der Germaniahalsinsel - Vorgehensweise, Abgrenzungskriterien und Bodensystematik. - Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. 97: 227-231.
- EBERLE, J. & THANNHEISER, D. (1995): Rezente Permafrostdegradierung: Auswirkungen auf Böden und Vegetation in Nordwestspitzbergen (Liefde- und Bockfjord). - Die Erde, 1/1995 (im Druck).
- ELLIS, S. (1980): Soil-environmental relationships in the Okstindan Mountains, north Norway. - Norsk geogr. Tidsskr. 34: 167-176.
- PIEPJOHN, K., HARLING, U., KLEE, S., MÖLLER, M. & F. THIEDIG (1992): Geologische Neukartierung der Germaniahalsvoya, Haakon VII Land, NW-Spitzbergen, Svalbard. In: BLÜMEL, W.D. (Hrsg.), Geowissenschaftliche Spitzbergen-Expedition 1990 und 1991 "Stofftransporte Land-See in polaren Geosystemen" - Zwischenbericht. Stuttgarter Geogr. Studien. 117: 37-54.

Die Digitalisierung einer Bodenkarte im Maßstab 1:5000 - Ein Beispiel einer nutzungsorientierten Auswertung für die forstliche Standorterkundung

von

Elhaus, D. und G. Hornig*

1. Einleitung und Problemstellung

Die Bodenkartierung zur forstlichen Standorterkundung im Maßstab 1:5000 des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen (GLA NRW) stellt eine großmaßstäbige Spezialkartierung dar. Sie ist Teil eines kombinierten Verfahrens, in dem einzelne, eigenständige Grundlagenerhebungen zu einem Gesamtwerk zusammengeführt werden.

Der Bodenkarte kommt dabei eine grundlegende Bedeutung zu, da eine Vielzahl forstrelevanter Informationen mit engem Flächenbezug, z.B. zu Bodentyp, Bodenartenschichtung, Basenversorgung, Grundwasser- und Staunässeverhältnissen, Humusform und Oberbodenzustand, aufgeführt sind.

Dieses Verfahren der getrennten Grundlagenerhebung hat den Vorteil, daß die bodenkundlichen Daten neben der Einarbeitung in die forstlichen Standortkarten als eigenständige Basisinformation für zahlreiche andere Auswertungen zur Verfügung stehen. So haben sich in den vergangenen Jahren zahlreiche neue Fragestellungen ergeben, bei denen sich die Forstbodenkarte des GLA als wertvoller Informationsträger erwiesen hat, z.B. bei der Planung und Ausweisung von Natur-, Landschafts-, Wasserschutzgebieten, Auswahl und Abgrenzung von Naturwaldzellen und Dauerbeobachtungsflächen, Erarbeitung von Biotopmanagement-Plänen oder bei Beweissicherungsfragen.

Aufgrund der Fülle von Primärinformationen sowie weitergehender Auswertungen, die in die Forstbodenkarte eingehen, ist dieses Kartenwerk zunehmend komplexer geworden. Die hohe Informationsdichte kann in manchen Fällen sogar die Lesbarkeit der Bodenkarten einschränken. Auf der anderen Seite ist nicht jede dargestellte Information für den einzelnen Nutzer bzw. die jeweilige Fragestellung von Bedeutung.

Die Komplexität der Forstbodenkarten und die Nutzung der Informationen für unterschiedliche Fragestellungen läßt es sinnvoll erscheinen, neben der Gesamtbodenkarte eine Reihe von Auszugs- und Auswertekarten bereitzustellen, in denen die jeweils relevanten Bodeninformationen eigenständig thematisiert und dargestellt werden.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Str. 195, 47803 Krefeld

Diesen Anforderungen kann mit vertretbarem Aufwand Rechnung getragen werden, indem die Bodenkarte mit digitalen Mitteln erstellt und ausgewertet wird. Am Beispiel einer Bodenkarte aus dem südwestlichen Münsterland, im Gebiet Hünxe (Deutsche Grundkarte Blatt : Hünxerwald, Jagdhof), soll dieses veranschaulicht werden.

2. Methoden

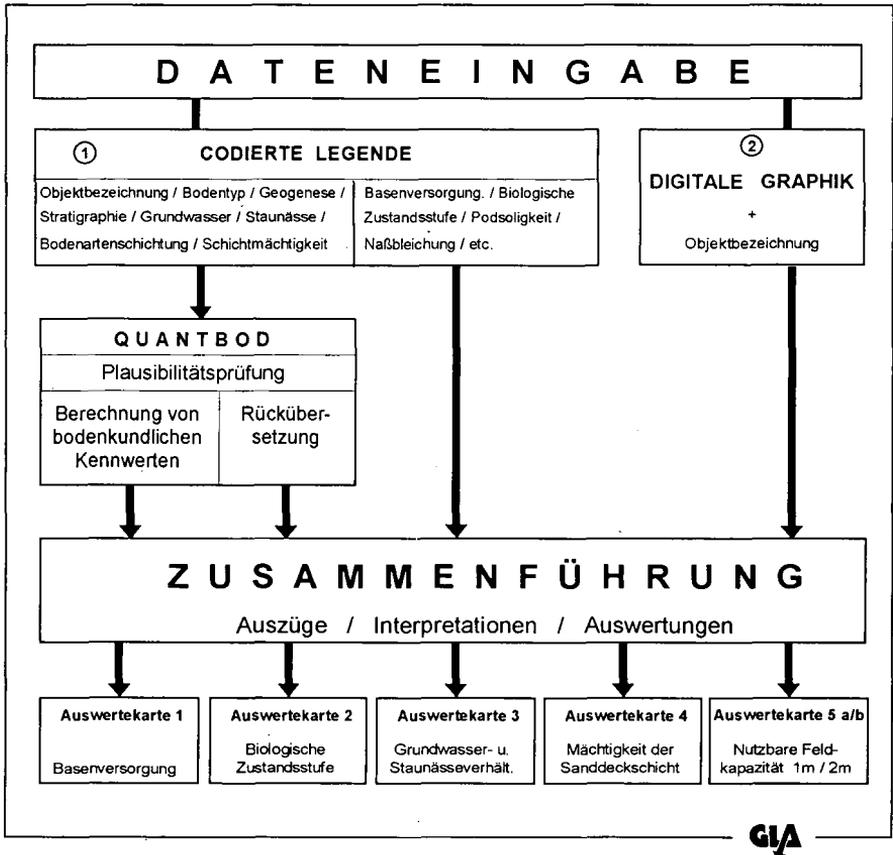


Abb. 1 : Struktogramm zu Methode und Arbeitsablauf bei der Erstellung digitaler Auswertekarten

Die Eingabe und Verwaltung der Daten erfolgt über zwei Dateisysteme (vergl. Abb.1) :

- 1 - Dateien mit Legenden-Informationen, die in alphanumerische Codes überführt wurden. Die Einträge der codierten Legende sind über die Objektbezeichnung mit der Graphik verknüpft.
- 2 - Dateien mit vektoruell digitalisierter Graphik (Boden-, Wasser-, Nutzungs-, Oberboden-zustandsgrenzen) und Dateien mit Punktinformationen, z.B. Entnahmestellen von Bodenproben. Diese Dateien werden mit dem geographischen Informationssystem PIA verwaltet.

Die Legenden-Informationen werden nach einheitlichen Regeln und Codes operationalisiert. Einzelne Datenfelder (quantifizierte Bodenartenschichtung, Schichtmächtigkeiten etc.) werden mit dem Programm QUANTBOD auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft und anschließend mit bodenkundlichen Kennwerten (z.B. FK, nFK, LK, KAK) aus Tabellen der Bodenkundlichen Kartieranleitung verknüpft.

Aus dem bestehenden Datenpool können zahlreiche Auswertekarten entwickelt und bei Bedarf auf bestimmte Fragestellungen / Nutzergruppen zugeschnitten werden. Dieses gilt sowohl für die Auswahl und Darstellung der Karteninhalte, wie auch für den Ausgabemaßstab und den Kartenausschnitt.

3. Ergebnisse

Für das Projekt "Hünxerwald Jagdhof" wurden beispielhaft fünf Auswertekarten erarbeitet, die den Betrachtungsschwerpunkt auf forstlich relevante Bodeninformationen legen.

Auswertekarte 1:

Darstellung der durchschnittlichen, im Gelände ermittelten und durch Analysen belegten Basenversorgung für den Bereich der oberen 20 Dezimeter; Angabe in 5 Stufen (sehr basenarm - sehr basenreich)

Auswertekarte 2:

Darstellung der biologischen Zustandsstufe als Ausdruck der biologischen Aktivität im Oberboden (Eingangsgrößen sind u.a. Humusform, C/N-Verhältnis, Vegetation, Nutzungskriterien)

Auswertekarte 3:

Darstellung der Grundwasser- und Staunässeverhältnisse bis 2 Meter Tiefe und Angaben zum Gesamtwasserhaushalt des Standortes

Auswertekarte 4:

Darstellung der Mächtigkeit der Sanddeckschicht über Lehm und Ton; Angabe der Sandmächtigkeit in 4 Stufen: 0 - 6, 6 - 10, 10 - 20 und > 20 Dezimeter

Auswertekarte 5 a + b:

Darstellung der nutzbaren Feldkapazität für 1 und 2 Meter Bodentiefe. Bei Grundwassereinfluß bezogen auf den Bodenraum oberhalb des geschlossenen Kapillarsaumes.

4. Zusammenfassung

In dem Projekt "Hünxerwald Jagdhof" wurden beispielhaft fünf Auswertekarten mit forstrelevanten Bodeninformationen erarbeitet. Die anschauliche, getrennte Darstellbarkeit erleichtert die gezielte, auf forstkundliche Fragestellungen hin orientierte Auswertung.

Damit wird erreicht, daß die Bodenkarten und thematischen Auszüge einem breiteren Nutzerkreis zugänglich gemacht werden können. Die digitale Erfassung und Verarbeitung gewährleistet darüber hinaus eine schnelle Verfügbarkeit, gute Möglichkeiten der Aktualisierung der Datenbestände sowie eine Reproduzierbarkeit der Ergebnisse.

Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Änderungen und Änderungsvorschläge für die Neubearbeitung - Marschen, Moore und Kulturole

von

Finnern, H. *

Innerhalb der Abteilung "Semiterrestrische Böden" steht die Klasse der Marschen. Hier war die Diskussion seit Jahrzehnten lebhaft, enthielt sie doch eine Einteilung nach Bodenmerkmalen und zusätzlich eine nach Landschaftsräumen und reichte bis zum Vorschlag der Eingliederung in die Klasse der Gleye. Die Besonderheiten liegen u. a. in der Eigenart der Sedimentation im Zuge von Transgression und Regression des Meeres in längeren Zeiträumen und kurzfristig durch die Tide.

Die Böden aus Sedimenten des Gezeitenbereiches bedingen eine gesonderte Klasse, wobei sich hier eine sehr große Bandbreite auftut von den ertragreichsten Ackerböden Deutschlands - zumindest mit Teilen der Kalkmarsch - bis zu extrem sauren Grünlandstandorten mit der Organomarsch und Vorkommen von Jarosit $\text{KFe}_3[(\text{OH})_6/(\text{SO}_4)_2]$.

Die wesentliche Neuerung und Änderung ist die Tatsache, daß für die Neuauflage der Bodensystematik - wie bereits in der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage - jetzt sieben Bodentypen ausgeschieden werden. Damit ist auch eine bundeseinheitliche Ansprache und Darstellung im länderübergreifenden Kartenwerk im Maßstab 1:200 000 der Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 200) möglich.

Die Klasse M Marschen mit den 7 Bodentypen und den Horizontfolgen:

MR	Rohmarsch	(e)Go-Ah/(e)Go/(ze)Gr
MC	Kalkmarsch	(e)Ah/eGo/(z)eGr
MN	Kleimarsch	Ah/Go/z(e)Gr(c)
MH	Haftnässemarsch	Ah/Sg-Go/(z)(e)Gr
MD	Dwogmarsch	Ah/Go-Sw/fAh Sd/fGo Sd/Go/Gr
MK	Knickmarsch	Ah/Sw/Sq/Gr
MO	Organomarsch	oAh/oGo/oGr

* Kiel, Sandblek 19

Auf Subtypenniveau werden bei der Rohmarsch unterschieden die (Norm-)Rohmarsch, die Brackrohmarsch und die Flußrohmarsch,

bei der Kalkmarsch die (Norm-)Kalkmarsch, die Flußkalkmarsch und die Brackkalkmarsch,

bei der Kleimarsch (kalkfreie Marsch) die (Norm-)Kleimarsch und die Flußkleimarsch,

bei der Haftnässemarsch die (Norm-)Haftnässemarsch, die Brackhaftnässemarsch und die Flußhaftnässemarsch,

bei der Dwogmarsch die (Norm-)Dwogmarsch,

bei der Knickmarsch die (Norm-)Knickmarsch und die Kalkknickmarsch,

bei der Organomarsch die (Norm-)Organomarsch.

Weitere Gliederungsmerkmale für die Subvarietät sind u. a. die Obergrenze des Gr-Horizontes und die Bodenartenschichtung.

Zur Charakterisierung werden dem Hauptsymbol (Großbuchstaben) Zusatzsymbole (Kleinbuchstaben) vorangestellt, sie beschreiben geogene und anthropogene Eigenschaften wie b - brackisch, c - carbonatisch, e - mergelig, f - fossil, m - marin, o - organisch, p - perimarin, q - quellwasserbeeinflußt und z - salzhaltig.

Dem Hauptsymbol nachgestellte Zusatzsymbole werden zur Charakterisierung pedogener Eigenschaften verwendet wie d- dicht, g - haftnässebeeinflußt, q - Knickhorizont.

Eng mit den Marschen vergesellschaftet ist das Watt. Hier ist der Arbeitskreis für Bodensystematik zu einer Vereinfachung gekommen und hat in der Abteilung "Semisubhydrische und Subhydrische Böden" statt der Klasse Semisubhydrische Wattböden eine Klasse Semisubhydrische Böden - Böden im Gezeiteneinflußbereich des Meeres und des Unterlaufes der Flüsse mit einem F-Horizont - eingeführt, die auf Typniveau Watt mit den Subtypen (Norm-)Watt, Brackwatt und Flußwatt unterteilt. Die zweite Klasse Subhydrische Böden (Unterwasserböden) hat keine Veränderung erfahren.

Auch bei den **Mooren** hat eine lebhafte Diskussion - u. a. mit der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde - stattgefunden. Moorböden bilden wegen ihrer Eigenständigkeit in Entstehung und Material eine eigene Abteilung in der Bodensystematik. Sie wurden bisher in die beiden Klassen natürliche Moore und kultivierte Moore unterteilt. Die natürlichen Moore waren gegliedert in die Typen Niedermoor, Übergangsmoor und Hochmoor.

Übereinstimmung besteht hinsichtlich der Tatsache, daß bei der Bodenbildung pedogenetische Veränderungen auftreten, die ihre Berücksichtigung in der bodensystematischen Einheit

finden sollen. Diese pedogenen Merkmale sind Vererdung, Vermulmung und Vermurschung. Daraus folgt eine entsprechende Horizontbezeichnung und Definition für den jeweiligen Bodentyp und Subtyp. Typen lassen sich nach quantitativen Kriterien in Subtypen mit spezifischer Horizontfolge untergliedern.

Es werden drei Arten von Subtypen unterschieden:

- *(Norm-)Subtyp*, charakteristische Horizontfolge, die mit der des Typs übereinstimmt,
- *Abweichungssubtyp*, zusätzlich noch abweichende Merkmale, die mit Hilfe der pedogenen Zusatzsymbole zum Ausdruck gebracht werden,
- *Übergangssubtyp*, Hinzutreten von ausgeprägten typfremden Merkmalen.

Zur Charakterisierung werden einige typische Horizonte nachstehend erläutert:

H = H-Horizont, organischer Horizont mit >30 Masse-% org. Substanz (Torf)

Hw = H-Horizont, zeitweilig (grund)wassererfüllt; im Schwankungsbereich von Stau- und/oder Grundwasser, mit Oxidationsmerkmalen, i.d.R. dunklere Farbe als der darunterliegende Horizont

Hr = H-Horizont, ständig (grund-)wassererfüllt, mit Reduktionsmerkmalen, i.d.R. hellere Farbe als der darüberliegende Horizont, bei Luftzutritt nachdunkelnd

Hv = H-Horizont, Oberbodenhorizont stark entwässerter Moorstandorte, durch sekundäre aerobe Zersetzung und Humifizierung vererdet, krümeliges bis subpolyedrisches Gefüge

Hm = H-Horizont, Oberbodenhorizont stark entwässerter Moorstandorte, durch intensive aerobe Prozesse der Mineralisierung und Humifizierung verbunden mit häufiger Austrocknung vermulmt, schwarze, stark bis sehr stark zersetzte Torfsubstanz mit im trockenen Zustand pulvrig-stäubigem, schwer benetzbarem bzw. im feuchten Zustand schmierigem, verschlammtem, dichtem Gefüge

Ha = H-Horizont, Unterbodenhorizont (Torfbröckelhorizont) stark entwässerter Moorstandorte, Gefüge infolge Schrumpfung und Quellung und teilweiser aerober Zersetzung grob- bis feinpolyedrisch ..., im trockenen Zustand bröckelig bis "koksartig"

Ht = H-Horizont, Unterbodenhorizont (Torfschrumpfungshorizont), der zum Untergrund überleitet, durch Schrumpfung und gehemmte Zersetzung grob-prismatisches Gefüge, Torfart und Zersetzungsgrad meist noch ansprechbar.

Die neue Einteilung ist z.Zt. noch nicht endgültig beschlossen, könnte in die Klassen "natürliche und pedogen entwickelte (veränderte) Moore" und "anthropogen stärker veränderte Moore" (früher kultivierte Moore) gegliedert werden. Unter der 1. Klasse würden

als Typ Niedermoor und Hochmoor stehen. Subtypen sind (Norm-)Niedermoor und (Norm-)Hochmoor mit Kalkniedermoor und Übergangs(nieder)moor sowie pedogenetisch stärker veränderte Moore als Erd-Niedermoor, Mulm-Niedermoor und entsprechend beim Hochmoor.

Bei den anthropogen stark veränderten Mooren sollte es bei der bisherigen Einteilung bleiben. Ist der Humusgehalt in den obersten 3 dm < 30 Masse-% werden die Böden zu den semiterrestrischen Böden gestellt. Weil der Humusgehalt bearbeiteter Moore i.d.R. abnimmt, kann sich die systematische Zuordnung solcher Böden im Laufe der Zeit ändern.

Die Klasse der **Kultosole** findet sich in der Systematik in den Abteilungen der Terrestrischen Böden und der Semiterrestrischen Böden und bei den Mooren. In der Klasse Kultosole werden diejenigen Böden zusammengefaßt, die durch die unmittelbare Arbeit des Menschen eine so starke Umgestaltung im Profilaufbau erfahren haben, daß die ursprüngliche Horizontabfolge weitgehend verlorengegangen. Hierzu zählen die Bodentypen Kolluvisol mit Ah/M/II...-Profil, wobei Ah und M > 4 dm betragen müssen. Die Art der Verlagerung (fluvial, äolisch oder anthropogen) wird im Substrattyp berücksichtigt. Der Plaggenesch hat die Horizontfolge Ah/E/II..., bei der der II - Horizont den überdeckten (begrabenen) Boden ausweist, Ah und E > 4 dm. Der graue, braune und graubraune Plaggenesch sind nunmehr Varietäten. Beim Rigosol mit R-Ap/(Ah-) R/C - Profil ist der R-Horizont i.d.R. 3 - 10 dm. Beim Treposol (Tiefumbruchboden) mit R-Ah/R ...- Profil ist der Boden i.d.R. durch einmaligen Umbruch oder durch tiefes Rigolen entstanden.

Literatur:

AG Bodenkunde, (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung; 3. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart

AG Boden, (1995): Bodenkundliche Kartieranleitung; 4. Aufl., (im Druck)

AK Bodensystematik, (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 44, 1-91

Roeschmann, G., Grosse-Brauckmann, G., Kuntze, H., Blankenburg, J. und J. Tüxen, (1993): Vorschläge zur Erweiterung der Bodensystematik der Moore. Geol. Jb., F 29, 3-49, Hannover

Zum lateralen Stofftransport in den Hochlageböden des bayerischen Waldes und seiner Bedeutung für die Pedogenese

von

Förster, H.*

1. EINLEITUNG

Die Hochlagen des Bayerischen Waldes umfassen die von subalpinen Fichtenwäldern bestockten Kammregionen des Inneren Bayerischen Waldes oberhalb ca. 1200 m ü. NN.

Im Rahmen der Waldschadensforschung wurden in dieser Region umfangreiche bodenkundliche und hydrologisch-hydrochemische Untersuchungen durchgeführt (FÖRSTER, 1988), deren Ergebnisse wichtige Rückschlüsse auf Stoffdynamik und Genese der dortigen Böden erlauben.

2. KLIMA UND BÖDEN

Der Bayerische Wald liegt im Übergangsbereich vom ozeanischen zum mehr kontinental geprägten Klima. Der NW-SO verlaufende Hauptkamm mit den Hochlagen erhält bei vorwiegend zonalem Luftmassentransport mittlere Jahresniederschläge von ca. 1600 mm. Wie Tab.1 zeigt, herrscht in den Hochlagen ein perhumides Klima vor, was eine hohe Bodendurchfeuchtung zur Folge hat.

Mittlere Jahrestemperatur	4-5°C
Mittlerer Jahresniederschlag	1400-1800 mm
Mittlere Evapotranspiration	ca. 400 mm
Mittlerer Jahresabfluß	1000-1400 mm

Tab. 1: Klimatische Charakterisierung der Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes (KERN, 1954)

Die Böden in den Hochlagen des Bayerischen Waldes sind aus lehmig-sandigem bis sandig-lehmigem Granit- bzw. Gneisschutt hervorgegangen. Sie sind tiefreichend humos, stark sauer und mehr oder weniger stark podsoliert. Feuchthumusformen mit >10 cm Mächtigkeit herrschen vor. Eine detaillierte Inventur dieser Böden wurde von FÖRSTER (1988) und HOFMANN-SCHIELLE (1988) durchgeführt.

Der Geländebefund zeigt, daß Hochlagenböden regelmäßig aus einer lockeren, 3-6 dm mächtigen Hauptlage im Hangenden und einer verfestigten Basislage im Liegenden aufgebaut sind. Beide Substratlagen sind pleistozänen Ursprungs und in den Hochlagen nahezu flächendeckend verbreitet. Sie lassen sich wie folgt charakterisieren:

* Bayer. Geolog. Landesamt, Hessestr. 128, 80703 München

- Hauptlage

Locker gelagert, reich an Grobskelett, sandig-lehmige Matrix, wirr gelagerte Steine ohne Lehmkappen auf ihrer Oberseite, durchwurzelt, durch Prozesse der Pedogenese überprägt.

- Basislage

Zementartig verfestigt, sandig-grusige Matrix, skelettreich, Steine hangparallel eingeregelt und mit Lehmkappen auf ihrer Oberseite, oft hangparalleles feines Laminargefüge, nicht durchwurzelt, allenfalls schwach pedogen überprägt.

Der Wechsel zwischen den beiden Pleistozänlagen wird teilweise durch dünne Eisen- oder Humusbändchen nachgezeichnet.

Das Trockenraumgewicht der Basislage ist rund doppelt so hoch wie das der Hauptlage. Gleichzeitig ist das Porenvolumen um etwa die Hälfte verringert. Bemerkenswert ist ferner der hohe Grobporenanteil der Hauptlage, welcher im wassergesättigten Zustand eine rasche Abfuhr des Überschußwassers aus dem Oberboden erwarten läßt (Tab.2).

	Hauptlage	Basislage
Trockenraumgewicht (g/cm ³)	0,6-0,9	1,7-1,9
Gesamtporenvolumen (Vol.%)	50-69	29-37
Grobporenvolumen (Vol.%)	16-34	n.b.
Durchlässigkeitsbeiwert (m/sek)	n.b.	2,5x10 ⁻⁶ bis 4x10 ⁻⁵

Tab. 2: Bodenphysikalische Kennwerte für die Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes (DBG, 1975; BAUBERGER, 1977; HARTEL, 1992).

Aufgrund dieser unterschiedlichen Lagerungs- und Porenverhältnisse sind die Perkolationsraten im Oberbodens rund 10 mal höher ist als im Unterboden (AMMER ua., 1986). Bei hohen Sickerwassermengen ist daher oberhalb der Basislage temporär ein lateraler Wassertransport (Hangwasserzug) zu erwarten.

3. DIE ABFLUSSVERHÄLTNISSE

Hydrologisch-hydrochemische Untersuchungen an einer Reihe von Fließgerinnen ergaben, daß während Niedrigwasser (v.a. im Spätsommer) Wässer des tiefen Untergrundes mit relativ hohen pH-Werten und charakteristischem Chemismus das Abflußgeschehen der Hochlagen prägen. Dagegen dominieren bei Hochwasser (v.a. Schneeschmelze) stark saure, durch Huminstoffe gelblich gefärbte Wässer. Ihre chemische Zusammensetzung (s. Abb. 1) weist auf die Herkunft aus dem stark sauren, humusreichen Oberboden hin.

Die enge positive Korrelation zwischen gelöstem Eisen und gelöstem organischen Kohlenstoff ($r=+0,861$ für $n=158$) läßt erwarten, daß in diesen Wässern Eisen überwiegend in organischen Bindungsformen vorliegt.

Abflußmessungen verdeutlichen, daß diese oberflächennahen Sickerwässer das Abflußgeschehen der Hochlagenfließgerinne mengenmäßig klar dominieren, während die Grundwasseranteile nur eine untergeordnete Rolle spielen (FÖRSTER, 1992) In den

Hochlagen erreicht demnach ein Großteil des infiltrierten Niederschlags nicht den tieferen Untergrund, sondern gelangt als oberflächennahes Hangzugwasser relativ rasch in die Vorfluter. Im Einklang dazu steht die Geländebeobachtung, daß oberhalb der verfestigten Basislage an Hanganschnitten nach Gewitterregen Sickerwasser austritt.

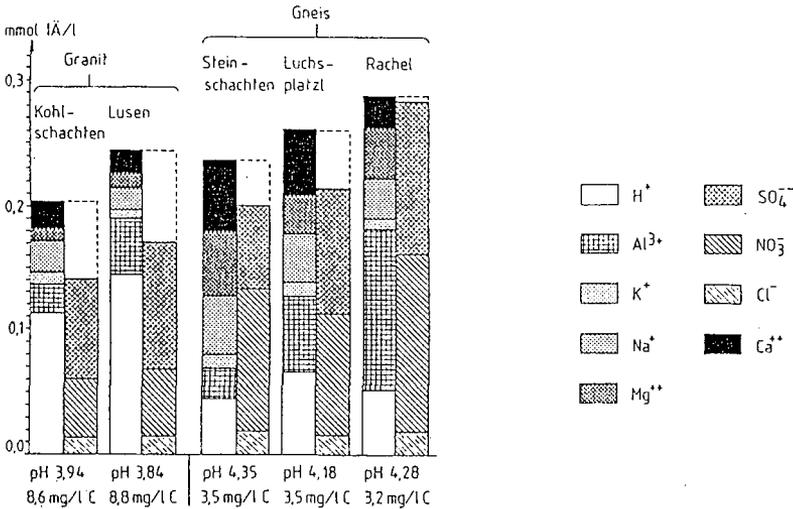


Abb. 1: Anionen- und Kationenzusammensetzung von Sickerwasserabflüssen (Schneeschnmelze) typischer Hochlagenfließgerinne; die C-Konzentrationen entsprechen dem gelösten organischen Kohlenstoff.

4. DISKUSSION

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse lassen für die Hochlagen des Bayerischen Waldes insgesamt eine laterale Stoffabfuhr erwarten, die in den unterhalb anschließenden Hangbereichen mit einer entsprechenden Ausfällung bzw. Anreicherung einhergehen dürfte.

Die von BRUNNACKER (1965) für den Bayerischen Wald erstmals beschriebenen Lockerbraunerden zeichnen sich aus durch hohe Eisenoxidgehalte (leuchtend rotbraune Farbe), hohe Humusgehalte und ein sehr lockeres Bodengefüge. Die Verbreitung dieses Bodentyps beschränkt sich nach BRUNNACKER (1965) auf größere Gebirgsstöcke, wo sie die unterhalb der Hochlagen einsetzenden Hangpartien bis ca. 900 m ü. NN hinab einnehmen. Eigenschaften und Landschaftsposition dieser Lockerbraunerden legen die Vermutung nahe, daß es sich bei ihnen um genetisch mit den Hochlagen verknüpfte Anreicherungsböden handeln könnte.

Solche landschaftsinternen Stoffverlagerungen sind bereits aus dem Schwarzwald bekannt (SCHWEIKLE, 1973). Sie laufen dort über relativ kurze Distanz intensiv ab, mit ausgeprägter Naßbleichung im Liefergebiet (Stagnogleye) und starker Eisenoxidanreicherung im Wiederausfällungsbereich (Ockererden). Dagegen ist bei den Hochlagenböden des Bayerischen Waldes das Ausmaß der lateralen Stoffabfuhr nicht unmittelbar aus der Profilmorphologie zu erschließen, weil eine hydromorphe Zeichnung weitgehend fehlt. Dies mag darin begründet sein, daß Naßphasen sich vorwiegend auf die Zeit der Schneeschmelze beschränken und in den Sommermonaten relativ selten vorkommen. Ferner mag auch eine grobporenbedingte, rasche Wasserabfuhr dafür verantwortlich sein, welche der Entstehung eines reduzierenden Milieus entgegenwirkt. Durch einfache Bilanzierungsberechnungen lassen sich jedoch erhebliche Auswaschungsverluste für die Hochlagenböden nachweisen (FÖRSTER, 1993).

Für die hangabwärts erfolgende Wiederausfällung kommen eine Reihe von Ursachen in Frage. In erster Linie ist an den mikrobiellen Abbau der Chelatoren bei hangabwärts günstigeren edaphischen Verhältnissen zu denken. Auch dürfte der Aufbrauch des Hangzugwassers infolge hangabwärts zunehmender Evapotranspirationsverluste eine wichtige Rolle spielen.

LITERATUR

- AMMER, U., BREITSAMETER, J. und ZANDER, J. (1986): Abschlußbericht zum Forschungsprojekt "Walderschließung und Wasserhaushalt". FVA-Forschungsvorhaben L37, München (Bayer. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt, unveröff.)
- BAUBERGER, W. (1977): Erl. zur Geolog. Karte von Bayern 1:25000, Bl.Nr.7046 (Spiegelau) und 7047 (Finsterau)- München (Bayer. Geol. L-Amt)
- BRUNNACKER, K. (1965): Erl. zur Bodenkarte von Bayern 1:25000, Bl.Nr. 6945 (Zwiesel)- München (Bayer. Geol. L-Amt)
- DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (1975): Exkursionsführer zur Jahrestagung 1975 in Regensburg. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 21, 55-102.
- FÖRSTER, H. (1988): Bodenkundliche und hydrologisch-hydrochemische Untersuchungen in ausgewählten Hochlagegebieten des Inneren Bayerischen Waldes. Diss. Univ. München.
- FÖRSTER, H. (1992): Hydrologische und hydrochemische Untersuchungen an Hochlagenbächen des Bayerischen Waldes. Wasser+Boden, 1, 37-40.
- FÖRSTER, H. (1993): Properties, Dynamics and Association of Soils on High Elevations of the Bavarian Forest (Germany) as Illustrated by a Toposequence on Gneiss Debris. Catena, 20, 563-79.
- HARTEL, F (1992): Ingenieurgeologie. In: Erl. zur Geolog. Karte von Bayern 1:25000, Bl.Nr. 7248/49 (Jandelsbrunn), 67-69,-München (Bayer. Geol. L-Amt).
- HOFMANN-SCHIELLE, C. (1988): Bodenkundliche Untersuchungen in den Hochlagen des Bayerischen Waldes unter besonderer Berücksichtigung des Mineralkörpers. Diss. Univ. München.
- KERN, H. (1954): Niederschlags-, Verdunstungs- und Abflußkarten von Bayern (Jahresmittel 1901-1951)- Bayer. Landesstelle für Gewässerkunde (München).
- SCHWEIKLE, V. (1973): Die Stellung der Stagnogleye in der Bodengesellschaft der Schwarzwaldhochfläche. Transact.Conf. Comm. V and VI ISSS, 181-186.

Umsetzung der Ergebnisse einer Erosionsschadenskartierung in Bodeninformationssysteme und Erstellung von thematischen Karten

von

Frielinghaus, M., B. Winnige, C. Giersch und D. Deumlich

1. Problemstellung

Während bei der bisherigen Prognose der Bodenabträge durch Erosion vielfach nach der USLE (WISCHMEIER et al. 1978) oder nach der an Standortbedingungen Bayerns angepaßten ABAG (SCHWERTMANN et al. 1987) vorgegangen wird und daraus Daten für Informationssysteme oder für thematische Karten gewonnen werden, konnten diese Ansätze für die Jungmoränenstandorte Nordostdeutschlands bisher nicht befriedigen. Eine Ursache dafür ist, daß ein beachtlicher Teil der erosionsbedingten Bodenverlagerungen (Wassererosion) nicht flächenhaft sondern vorwiegend in linearen Formen (Rinnen, Gräben) erfolgt. Besonders die weit verbreiteten lehmigen Sand- und sandigen Lehmböden sind in ihrer Struktur sehr labil, weisen geringere Scherkraftwiderstandswerte als Lehm- oder Tonböden auf und sind stark verdichtungsanfällig. Dadurch kann ihre Wasserableitfähigkeit in den Unterboden erheblich eingeschränkt sein, der Oberboden ist beschleunigt wassergesättigt, der Scherkraftwiderstand nimmt demzufolge schnell ab. Die Parametrisierung der Faktoren, die zu linearen Erosionsformen führen, ist gegenwärtig noch nicht möglich. Damit stehen sowohl die Beschreibung linearer Erosionsprozesse als auch ein Prognosemodell aus.

Da der lineare Wasser- und Bodentransport in der Regel nicht am Feldrand endet sondern zu erheblichen Stoffausträgen aus den Ackerflächen führen kann, sind die Pfade, auf denen die Erosion verläuft, in ihren Formen und erkennbaren Schäden vorläufig zu kartieren. Aus den Resultaten können Rückschlüsse für die Prozeßaufklärung und Entscheidungshilfen für Schutzkonzeptionen abgeleitet werden.

2. Material und Methoden

Zwei verschiedene Ansätze werden bei der Erarbeitung von Daten über die Bodenerosionsgefährdung für Informationssysteme verfolgt: 1. Bestimmung der potentiellen Wassererosionsgefährdung, 2. Kartierung von Erosionspfaden und -schäden auf gefährdeten Flächen. Unter Nutzung der Algorithmen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen

Standortkartierung (LIEBEROTH et al., 1983) können nach Modifizierung aus Substrat-(SFT) und Neigungsflächentyp (NFT) die potentielle Wassererosionsgefährdung der Standorte abgeleitet werden. Die Daten werden aus der Datenbank REGDAT entnommen. Dabei wird ihre konkrete flächenmäßige Verknüpfung zur Beurteilung herangezogen. Die Flächentypen sind zur Beurteilung heterogener Flächen geeignet, weil mit ihnen auch subdominierende und begleitende Flächenanteile in weitergehende Beurteilungen einbezogen werden (DEUMLICH et al., 1994) Zur kartographische Datenverarbeitung wird GIROS angewandt, ein Programm zur Kombination von Merkmalsebenen mit anschließender Bewertung durch Überlagerung und Verschneidung. Grundlage ist die digitalisierte MMK. Sämtliche Konturen der Kartierungseinheiten und Gemeinden werden durch geschlossene Polygone approximiert. Die gegenwärtig genutzte Darstellungsform raumbezogener Daten auf Gemeindebasis soll künftig durch die naturräumlichen Konturen ersetzt werden.

Auf allen so als potentiell gefährdet eingestuften Flächen müssen im 2. Schritt aktuelle Erosionspfade, die in niederschlagsreichen Winterhalbjahren oder nach erosiven Sommerniederschlägen entstehen und dann über eine längere Zeit wirksam bleiben, kartiert werden. Dazu wird die computergestützte Darstellung (Erfassung von Raumbezugsdaten) der Kartierung mit Hilfe von AutoCAD, einem vektororientierten CAD- Programm, gewählt. AutoCAD ist eine Vorstufe, um die raumbezogenen und sachbezogenen Daten so aufzubereiten, daß sie in GIS (ARC/INFO oder anderen Informationssystemen) weiter bearbeitet werden können. AutoCAD ist ein nutzerfreundliches System und ermöglicht eine schnelle Einarbeitung. Außerdem ist es ausreichend, um im ersten Schritt einfache Erosionssysteme zu dokumentieren und in Karten darzustellen und in weiteren Schritten diese mit Höhenmodellen in GIS-Systemen zur Erkennung von potentiellen Talwegen und damit reliefbedingten Abtragsbahnen zu koppeln.

3. Ergebnisse

3.1. Datenerhebung

Die Erhebung der Daten erfolgt gegenwärtig nach der Schadenskartieranleitung "Wassererosion Brandenburg" und zukünftig nach der "Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen", erarbeitet vom Fachausschuß 4.5 "Bodenerosion" des DVWK (1995). Folgende Formengruppen werden mit Symbolen ausgewiesen:

Flächenhafte Erosionsformen, lineare Erosionsformen, Sedimentations- und Akkumulationsformen, Austräge aus den Flächen, Fremdwasserzufluß, Oberflächenabfluß, besondere Abflußquellen, Bewirtschaftungs- und Bearbeitungsweise, beeinflusste Nachbarökotope, Zusatzinformationen. Die in den Kartieranleitungen angegebenen Symbole sind verbindlich.

3.2. Digitalisieren des Materials

Zuerst erfolgt die Grunddigitalisierung der Karte eines entsprechenden Einzugsgebietes von Hand (Topographische Karte 1:25.000) in einzelnen Layern (Schicht oder Lage in der Zeichnung) entsprechend der vorgesehenen Datenstruktur (z. B. Layer für Gewässernetz, Straßen, Symbole). Um die spätere Umsetzung in einem Höhenmodell zu gewährleisten, ist es notwendig, für alle Linien gleicher Höhe gesonderte Layer anzulegen. Dadurch wird die Zuordnung der Z- Werte (Höhen) in GIS erreicht. Für die Karten, die in den Maßstäben

1:2.000, 1:5.000 und 1:10.000 benötigt werden, ist eine Nachbearbeitung bei einzelnen Elementen (z. B. Abstände der Polylinien bei Straßen) erforderlich.

3.3. Datentransformation

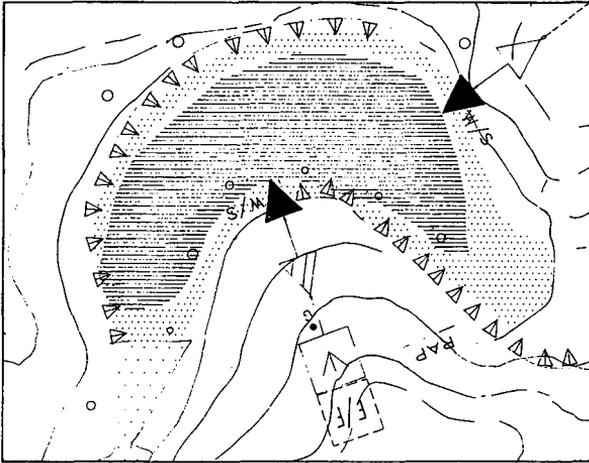
Die Umsetzung der Kartierergebnisse muß anschließend in eine digitale Form erfolgen. Dazu werden die in der Kartieranleitung vorgegebenen Symbole als Blöcke abgelegt und zur Darstellung der Formen und Pfade auf den Flächen und der Eintrittsstellen in Nachbarbiotope wie z. B. Gewässer in die Karten eingefügt. Die Symbole bestehen aus mehreren geometrischen Grundelementen, wie z. B. Punkten, Linien, Polylinien. Alle dargestellten Symbole werden in einer Symboldatei abgelegt und können einzeln oder als ganze Symboldatei in die aktuelle Zeichnungsdatei eingefügt werden. Sind dem Block Textinformationen hinzugefügt, werden diese beim Einfügen bestimmt. Die Eingabe erfolgt auf eine Abfrage, die bei der Erstellung des Blocks festgelegt wird. Diese den Blöcken beigefügten Informationen werden in AutoCAD Attribute genannt. Es besteht die Möglichkeit der Attributeausgabe in einer anderen Datei (Sachdaten). Um diese Informationen nach Fertigstellung der Zeichnung wieder zu erhalten, können die gewünschten Daten in eine ASCII-Datei überführt werden. Die der Zeichnung entnommenen Daten müssen anschließend in das Datenbank-Programm dBASE zur weiteren Bearbeitung übernommen werden. Die Umsetzung der Symbole in ARC/INFO erfolgt durch einen dateitechnisch gut auswertbaren Code, der als Attribut dem Symbol beigefügt wird. Beim Einfügen der Symbole können die Größe und der Drehwinkel entsprechend dem Verlauf des Abtragsereignisses im Gelände gewählt werden. Flächenhafte Erosion wird als geschlossener Polygonzug dargestellt, so daß die Flächengröße erchenbar ist. Im Ergebnis entstehen thematische Karten unterschiedlicher Maßstäbe, die den Erosionsverlauf und seine kartierbaren Folgen für ein bestimmtes Gebiet darstellen (Abb.1).

3.4. Verbindung der Sach- und Raumbezugsdaten

Zum Austauschen der Zeichnungsinhalte wird die Zeichnungsdatei als DXF-Format abgespeichert. Das DXF-Format ist ein Zeichnungs- Austausch- Format. Die Zeichnungsinformationen werden nach einer genau definierten Reihenfolge als ASCII-Zeichen abgelegt. Dadurch ist eine Auswertung von Zeichnungen zum Zweck spezieller Analysen von anderen Programmen möglich. Die DV-technische Grundlagen des FIS-BODEN als Bestandteil eines BIS sind mit der Festlegung auf die Betriebssystem-Plattform UNIX, das GIS ARC/INFO und das RDBMS Oracle bereits definiert (HARTMANN 1994). Die Verarbeitung und Verwaltung der mit AutoCAD erzeugten raumbezogenen Daten ist durch das Geografische Informationssystem ARC/INFO möglich. Dadurch besteht der Vorteil, die raumbezogenen Informationen wirtschaftlich zu verwalten, zu analysieren und thematisch zu verbinden.

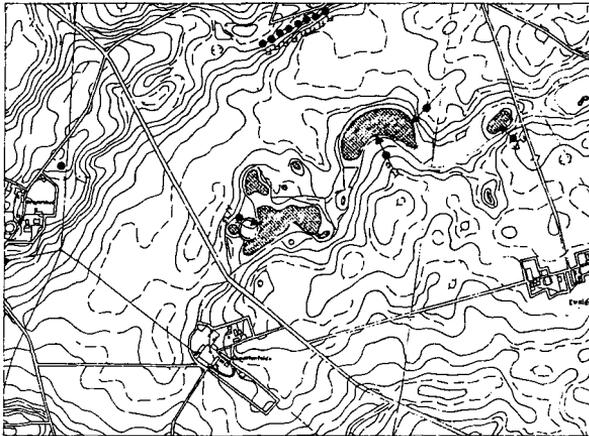
Mit Hilfe von ArcCAD ist die Kombination von CAD-Zeichnungen und geografischen Informationen möglich. ArcCAD ist auf PC's unter DOS lauffähig und setzt AutoCAD voraus. Sämtliche mit AutoCAD 11.0 erstellten Dateien sind vollständig kompatibel, selbst unter verschiedenen Betriebssystemen und Maschinentypen. So können Zeichnungen, die mit AutoCAD 11.0 erstellt wurden, ohne Übersetzung zwischen DOS und UNIX ausgetauscht werden und sind so in ARC/INFO übertragbar. Die Sachdatenanbindung ist dBase-kompatibel.

(Die verwendete Literatur liegt bei den Autoren zur Verfügung vor.)



-  Flächenhafte Strukturveränderungen und Bodenverlagerungen meist in Gefällrichtung
-  Flächenhaft fächerartige lineare Abtragsform
-  Rille
Tiefe: 2-10 cm
-  Graben mit Auskolkungen
-  Akkumulation am Ende einer linearen Abtragsform
mittlere Tiefe <3cm; Fläche >20m²
-  Akkumulation am Ende einer linearen Abtragsform
mittlere Tiefe 3-10cm; Fläche >20m²
-  Oberflächenabfluß
-  Austräge aus der Fläche (Wasser und Sediment)
-  angebaute Fruchtart (Wintererops)

Kartierbeispiel 1 : 5.000



-  FL Flächenhaft lineare Abtragsformen
-  FL/F Flächenhaft fächerartige lineare Abtragsform
-  FL/K Flächenhaft konvergierende lineare Abtragsform
-  Rille
-  Graben
-  Akkumulation am Ende einer linearen Abtragsform
-  Oberflächenabfluß
-  Austräge aus der Fläche

Kartierbeispiel 1 : 25.000

Abb.1: Kartierbeispiele

Genese und Vergesellschaftung von Böden eines Spülfeldes

von

Fuchs, E.*

1 Einleitung

Spülfelder sind in der bodenkundlichen Forschung zwar oftmals untersucht worden, Hauptaugenmerk lag jedoch fast immer auf der Erfassung der Stoffausträge aus dem Spülgut (z.B. GRÖN-GRÖFT 1992, MIEHLICH et al. 1985). Die Bodengenese von Spülfeldböden ist mit Einschränkungen (z.B. SCHÄFER 1985, SCHRÖDER 1988) bisher "stiefmütterlich" behandelt worden, weshalb Bodenvergesellschaftungen von Spülfeldern kaum beschrieben sind.

Dieser Mangel liegt zum Teil in der Unsicherheit der Klassifikation anthropogener Böden. Mit der gerade in letzter Zeit wachsenden Bedeutung des Bodenschutzes sind Ansätze zur Systematik anthropogener Böden zwar entwickelt (BLUME et al. 1989), haben sich aufgrund kontroverser Diskussion unter Bodensystematikern bisher jedoch nicht etablieren können. Vielmehr ist man der Meinung, durch Erfassung und Beschreibung bodengenetischer Prozesse auch anthropogen entstandene Böden mit der gängigen bodenkundlichen Systematik (ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE 1982) fassen zu können.

Für Böden eines Spülfeldes bedeutet dies, daß anhand von Felderhebungen und Laboruntersuchungen deren Eigenschaften beschrieben werden müssen, um daraus den bodengenetischen Entwicklungsstand ableiten zu können. Aufgrund dieser Ergebnisse muß eine Einordnung in die bodenkundliche Systematik möglich sein.

Die folgenden Ausführungen basieren im wesentlichen auf Ergebnissen bodenkundlicher Untersuchungen des Spülfeldes "Flemhuder See" durch das Hanseatische Umweltkontor (Lübeck) im August/September 1994.

2 Das Spülfeld "Flemhuder See"

Das Spülfeld "Flemhuder See" liegt in Schleswig-Holstein (ostholsteinisches Hügelland) am Nord-Ostsee-Kanal (NOK) ca. 15 km westlich von Kiel entfernt (Abbildung 1).

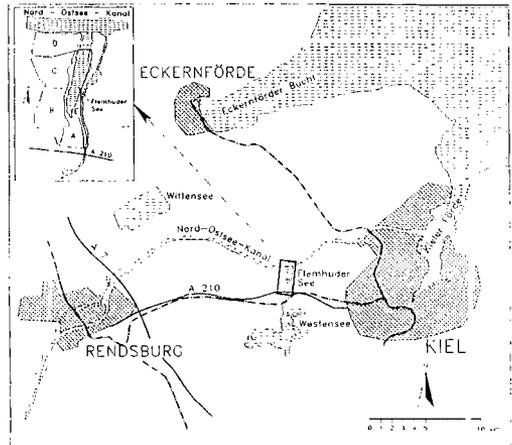


Abb. 1: Lage des Spülfeldes "Flemhuder See"

*Bundesanstalt für Gewässerkunde, Kaiserin-Augusta-Anlagen 15-17, 56068 Koblenz

Beim Bau des NOK 1891/1894 wurde der ehemalige Flemhuder See (234 ha Wasserfläche) an den Kanal angeschlossen, wodurch der Seewasserspiegel um ca. 7 m abgesenkt wurde. Die dadurch trockenengefallenen Uferbereiche (144 ha) wie auch Teile der verbleibenden Wasserfläche (90 ha) wurden seitdem zur Unterbringung von Baggergut genutzt. Dabei handelt es sich um Erdmassen vom Bau des NOK und Baggergut der Folgejahre aus der Kanalerweiterung, Sicherungsmaßnahmen sowie Unterhaltungsbaggerungen in der Kanalstrecke (jüngste Aufspülung 1991). Aufspülungen erfolgten dabei mit brackischem Wasser aus dem NOK. Teile des Spülfeldes sind seit den 20er Jahre unter landwirtschaftlicher Nutzung.

3 Vorgehensweise

Zur Kennzeichnung der Bodenvergesellschaftung des Spülfeldes wurde eine umfassende Kartierung mit dem Pürckhauer-Bohrstock durchgeführt. Die Ansprache der Böden erfolgte dabei auf Bodenformenniveau. Aufgrund spülfeldbedingter hoher horizontaler als auch vertikaler Variabilität in den beschriebenen Bodenmerkmalen wurden als wichtigste Kriterien zur Abgrenzung einzelner Kartiereinheiten herangezogen:

- Bodenart
- Reifegrad (Ausbildung des A-Horizontes, Aggregation)
- Anzahl, Art und Kombination der durch den Spülfeldbetrieb bedingten Ablagerungsschichten
- Wasserhaushalt

Ergänzt wurden die Felderhebungen durch Analyse von Bodenproben aus repräsentativen Bodenleitprofilen. Zur Charakterisierung des bodengenetischen Entwicklungszustandes stellten sich folgende Parameter als wichtig heraus:

- Humusgehalt
- Eisenfraktionen (dithionit- und oxalatlösliches Eisen, Aktivität)
- Salzgehalt
- pH-Wert und Kalkgehalt
- Sulfid

4 Bodenvergesellschaftung des Spülfeldes

Das Bild der heutigen Bodenvergesellschaftung des Spülfeldes ist geprägt durch eine große horizontale wie auch vertikale Heterogenität in der Verteilung der Bodenarten. Bedeutendster Faktor der Bodenentwicklung ist die Dauer der Einwirkzeit bodenbildender Prozesse. Diese liegt dabei zwischen ca. 100 Jahren (Zeit des Kanalbaus) und ca. 3-4 Jahren (jüngste Aufspülung). Weitere bedeutende Bodenentwicklungsfaktoren stellen die Wasserführung der Spülfelder sowie die Reliefposition dar. Unter Beschreibung der Bodeneigenschaften und der im Boden stattfindenden Prozesse lassen sich insgesamt 14 Bodenformen ausgrenzen (siehe Poster). Vereinfachend werden hier die wesentlichen Bodentypen beschrieben.

Der häufigste Bodentyp ist die Pararendzina. Sie hat sich auf den älteren Spülfeldflächen unter Ausbildung eines Ah-Horizontes entwickelt. Unter landwirtschaftlicher Nutzung ist ein deutlicher Pflughorizont (Ap-Horizont) entstanden. Die Körnung reicht vom Mittelsand bis zu lehmigem Schluff. Unterschiedliche Bodenarten treten horizontal wie vertikal in Wechsellagerung auf. Die Böden sind immer kalkhaltig. Bei hohen Grundwasserständen kommen Übergänge zu Pararendzina-Gleyen vor. Auf den zuletzt bespülten Bereichen finden sich bei Bodenentwicklungszeiten von 3 bis 15 Jahren nach Ablagerung des Spülgutes Rohböden, nämlich Syroseme und Lockersyroseme. Die Bodenarten variieren auch hier vom Mittelsand bis zu lehmigem Schluff. Sortiereffekte durch den Spülvorgang führen zu einer horizontalen Differenzierung in grobkörnige (nahe Spülkopf) und feinkörnige Böden (weiter entfernt vom Spülkopf). Oftmals zeigen die Böden pseudogley- als auch gleyartige Merkmale. Bei durchgängig hohen Grundwasser- und Oberflächenwasserständen in Nähe der vorhandenen Seefläche sind Gleye kartiert worden.

Gemeinsame Merkmale aller Spülfeldböden sind ein geringer Reifegrad aufgrund ihrer recht kurzen Entwicklungszeit, teilweise geringe Konsolidierung, geringe Aggregation, geringe Humusgehalte, deutliche durch den Spülbetrieb bedingte Bodenartenschichtung, das fast durchgängige Auftreten von redoximorphen Merkmalen durch Grund- oder Stauwasser sowie ein ausnahmslos hoher Karbonatgehalt (teilweise durch Muschelbeimengungen bedingt). Dazu kommt eine starke vertikale als auch horizontale Heterogenität in der Verteilung genannter Merkmale.

5 Eigenschaften und Bodengeneses

Zur Charakterisierung der Eigenschaften von Spülfeldböden sind einige Bodenparameter für zwei beispielhaft ausgewählte Bodentypen dargestellt. Es handelt sich um einen Lockersyrosem-Gley aus feinsandigem bis schwach lehmig-schluffigem Spülgut mit einem "Alter" von ca. 4 Jahren (Abbildung 2) sowie um einen Pararendzina-Gley aus schluffig-lehmigem bis tonig-lehmigem Bodenmaterial mit einem "Alter" von ca. 80 Jahren (Abbildung 3). Auf letzterem Boden wird seit den 20er Jahren Ackerbau betrieben.

Abb. 2:
Körnung, pH, Humus-, Kalk-, Eisen- und Salzgehalte eines Lockersyrosem-Gleys auf dem Spülfeld Flemhuder See

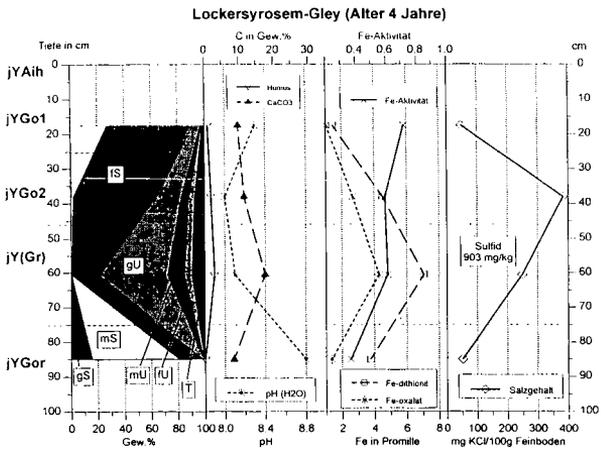
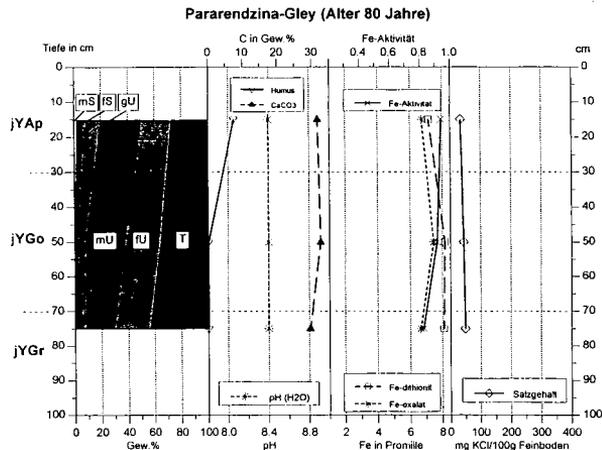


Abb. 2:
Körnung, pH, Humus-, Kalk-, Eisen- und Salzgehalte eines Pararendzina-Gleys auf dem Spülfeld Flemhuder See



Anhand dieser Beispiele lassen sich generelle Tendenzen für die Genese von Spülfeldböden ablesen:

Prägendes Merkmal der jungen Spülfeldböden ist ein im Vergleich zu den älteren Böden noch recht hoher Salzgehalt. Mit Einsetzen der Bodenentwicklung süßen die Böden von oben nach unten aus. Diese beginnende Bodenentwicklung zeigt sich auch an den verwitterungsbedingten Eisenaktivitäten, die in jungen Spülfeldböden im Oberboden hohe Werte zeigen und in gereiften Böden generell geringer sind. Oftmals sind diese vertikalen Gradienten überprägt durch Eisenverlagerungen aufgrund von Stau- oder Grundwassereinfluß. Die Humusgehalte sind in den Oberböden meist nur gering, wobei die Akkumulation organischer Substanz langsam vonstatten geht. Landwirtschaftliche Nutzung fördert diesen Prozeß. Ein typisches Kennzeichen junger Spülfeldböden ist das stellenweise Auftreten hoher Sulfidgehalte in reduzierten Schichten. Unklar ist, ob diese Schichten in situ entstanden sind oder das Spülgut diese Eigenschaften bereits mitbrachte (z.B. Mudden). Die Spülfeldböden besitzen ausnahmslos hohe pH-Werte bei durchgängig hohen Karbonatgehalten. Bei den älteren Spülfeldböden ist die Entbasung im Oberboden durch etwas niedrigere pH-Werte belegt. Die Nährstoffversorgung ist gut, wobei die Kationenaustauschkapazität in Abhängigkeit von Verwitterungsgrad und Salzgehalt vorwiegend mit Calcium, Magnesium, Kalium und teilweise Natrium belegt ist. Der Wasserhaushalt der Böden ist bei überwiegend lockerer Lagerung der Bodenmatrix stark durch die Körnung und durch die vertikale Schichtung des Spülgutes beeinflusst.

Die Gefügebildung ist bei sandigen bis schluffigen Böden bisher gering. Landwirtschaftliche Bearbeitung fördert die Gefügebildung. In tonigeren Spülfeldbereichen ist bei hohen Salzgehalten die Gefügebrauung durch Quellungs- und Schrumpfungprozesse geprägt, so daß teilweise grobes Säulengefüge anzutreffen ist.

Als wichtige pedogenetische Prozesse lassen sich somit festhalten:

- Ausstüßung
- Entkalkung
- Hydromorphie (Stau- oder Grundwasser)
- Humusakkumulation (Bildung eines Ai bzw. Ah-Horizontes)
- Verbraunung (Verwitterung und Eisenverlagerung)

Zusammenfassend lassen sich die Spülfeldböden anhand ihrer Eigenschaften dem gängigen Bodenklassifikationsschema zuordnen. Schwierig zu fassen ist die hohe Heterogenität in der Verteilung der beschreibenden Bodenparameter. Die Bodengenese ist am Spülfeld "Flemhuder See" derjenigen von Salzmarschen vergleichbar. Landwirtschaftliche Bearbeitung fördert hierbei die Bodenentwicklung.

Literatur:

- ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE (1982):** Bodenkundliche Kartieranleitung. 3.Aufl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter (Hrsg.), Hannover.
- BLUME, H.P., BURGHARDT, W., CORLSEN, E., FINNERN, H., FRIED, G., GRENZIUS, R., KNEIB, W.D., KUES, J., PLUQUET, E., SCHRAPS, W.G., SIEM, H.K. (1989):** Kartierung von Stadtböden. - Empfehlung des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die Bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich, und industriell überformter Flächen. Umweltbundesamt-Forschungsbericht 89-056, UBA Texte 11/89.
- GRÖNGRÖFT, A. (1992):** Untersuchung des Sickerwasser- und Stoffeintrags aus Hafenschlick-Spülfeldern in den oberen Grundwasserleiter der Hamburger Elbmarsch. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 17.
- MIEHLICH, G., MAASS, A. und GRÖNGRÖFT, A. (1985):** Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder. Mttlg. Dtsch.Bodenkundl.Ges. 43/1, S.265-270.
- SCHÄFER, W. (1985):** Bodenphysikalische Untersuchungen zur Reifung von Spülgut. Göttinger Bodenkundl. Ber. 82, 176 S.
- SCHRÖDER, D. (1988):** Initiale Bodenentwicklung in aufgespültem Löß und Hafenschlick. Z.Pflanzenern.Bodenkd. 151, S.3-8.

Schwarzerden, Grauerden und Pararendzinen - Die Frühholozäne Bodengesellschaft der Börden

von

Gehrt, E.⁺, B. Meyer⁺⁺, T. Beckmann⁺⁺⁺ und F. Schwonke⁺⁺⁺⁺

ZUSAMMENFASSUNG: In den Lößbörden treten mit tiefschwarzen und hellgrauen Ap- und Ah-Horizonten grundsätzlich unterschiedliche Erscheinungsformen der Schwarzerden auf. Die hellgrauen Formen werden als Grauerde bezeichnet. Sie ist ein bisher nicht beschriebener Subtyp der Schwarzerde. Die Verbreitung der Varianten ist im Satellitenbild gut zu erkennen. Bisher wurden diese Unterschiede als Degradierung gedeutet. Aufgrund der regionalen Verteilung und mikromorphologischen Befunden handelt es sich bei diesen Varianten aber um primäre Erscheinungen. Es ist somit davon auszugehen, daß die nicht wasserbeeinflussten Bereiche die Börden im Frühholozän durch eine Bodengesellschaft aus Pararendzinen, Grauerden und Schwarzerden geprägt waren. Die Ursachen liegen wahrscheinlich in unterschiedlichen Lößqualitäten (Kalkgehalt, Tonminerale), die die Bildung schwarzer Ton-Humuskomplexe determinieren.

FORSCHUNGSSTAND UND BESCHREIBUNG DER VARIANTEN: Die Schwarzerde (FAO 19974: Chernozem) stellt nach dem heutigen Forschungsstand einen Reliktboden dar, der im Frühholozän unter warm-trockenen Bedingungen entstand (MÜCKENHAUSEN 1985). In Gebieten mit ausgeglichener oder negativer klimatischer Wasserbilanz bzw. bei Stau- oder Grundnässe wurden die Schwarzerden nur geringfügig verändert. Bei fehlenden Erhaltungsbedingungen setzte eine Entkalkung, Verbraunung und Lessivierung ein (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 1992). Das Endglied dieser Pedogenese ist die Schwarzerde-Parabraunerde (Griserde nach B. MEYER; FAO 1974: Phaeozem-Luvisol), die durch die Einlagerung schwarzer Ton-Humus-Komplexe im Bt-Horizont gekennzeichnet ist.

Neben den Griserden finden sich Parabraunerden ohne schwarze Ton-Humus-Einlagerungen. Sie werden als die normalen Parabraunerden (FAO 1974: Luvisol) angesehen. BAILLY (1972) faßt die Erscheinungsformen in zwei Toposequenzen zusammen (vgl. Variante 1 und 3 in Abb. 1). Bei jeweils abnehmender Vernässung beschreibt die erste die Pseudogley-(bzw. Gley-)Schwarzerde bis zur Schwarzerde-Parabraunerde, die zweite den Pseudogley bzw. Gley bis zur Parabraunerde. Da bei der letztgenannten Toposequenz eine Schwarzerdevorstufe ausgeschlossen wird, ist anzunehmen, daß der frühholozäne Boden ohne Wassereinfluß als Pararendzina ausgebildet war.

Im Gebiet südlich von Peine findet sich weit verbreitet eine hellgraue Variante der Schwarzerde (GEHRT 1994, vgl. Tab. 1.). In den sonstigen Merkmalen deckt sich das Erscheinungsbild (Entwicklungstiefe, Krotowinen, Horizontübergänge) mit dem der typischen Schwarzerde. Da die hellgraue Variante in der Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1995) und der Systematik der Böden (MÜCKENHAUSEN 1985) nicht beschrieben ist, wird zur Unterscheidung die Bezeichnung *Grauerde* eingeführt.

Die Grauerden sind im Mittel 2 bis 3 Graustufen heller als die typische Schwarzerde (Hildesheim). Die Ah-Horizonte der Schwarzerden und Grauerden sind trotz geringerer Humusgehalte sowohl im feuchten als auch im trockenen Zustand etwas dunkler (kleinere Value) als die Ap-Horizonte. Die Unterschiede im Farbwert (Chroma) kommen im trockenen Zustand deutlicher zum Ausdruck als im feuchten. Bei den lessivierten Böden sind die Ap-Horizonte dunkler als die Ah-Horizonte (Farbdominanz von jungem Humus).

⁺NLIB Hannover, ⁺⁺Inst.f. Bodenkunde Univ. Göttingen, ⁺⁺⁺Bültenweg 79, Braunschweig, ⁺⁺⁺⁺BGR Hannover

Die lessivierten Ah-Horizonte zeichnen sich neben einem geringeren Value durch ein intensiveres Chroma aus. Dies ist durch die Eisenfreisetzung erklärbar. Die lessivierten Schwarzerden sind an der Farbe der Ap/Ah-Horizonte nicht signifikant von den Grauerden und den lessivierten Grauerden zu unterscheiden. Die Farbe der humosen Horizonte ist damit letztlich kein Mittel, die Lessivierungsstadien zu beschreiben.

		Schwarzerde	Grauerde	Griserde	Parabraunerde
Ap-Horizonte (0 bis 30 cm)	feucht	2/2	4/3	3/2	5/2
	trocken	4/2	5/3	4/4	5/4
Ah-Horizonte (30 bis 50 cm)	feucht	1.7/1	3/2	4/2	4/4
	trocken	3/1	5/3	4/6	5/6

Tabelle 1: Dominante Farbwerte (Value/Chroma) der Ap- und Ah-Horizonte nach MUNSELL-Farbskala 10 YR (Farbbestimmung an feuchtem und trockenem Probenmaterial unter standardisierten Lichtbedingungen im Labor)

Horizont		Schwarzerde		Grauerde	
		x	s	x	s
Ton- gehalte	Ap	17-29		17-30	
	Ah	17-27		19-27	
Humus- gehalte	Ap	3.3	0.8	2.7	0.7
	Ah	2.5	0.7	0.7	0.4
Kalk- gehalte	Ap	0.4	0.3	0.5	0.3
	Ah	3.3	5.1	1.0	1.7
	Cv1	8.2	4.9	6.4	5.1

Tabelle 2: Gegenüberstellung ausgewählter Kennwerte von Pseudogley-Schwarzerden und Pseudogley-Grauerden. Auf die Angabe von Mittelwerten der Tongehalte wurde aufgrund der großen Schwankungsbreite verzichtet.

Im Vergleich der Dünnschliffe von Ah-Horizonten gering entkalkter Grauerden und Schwarzerden sind die Ursachen der Farbunterschiede eingrenzbar. In den dunkleren Ah-Horizonten sind die Quarzkörner partiell mit schwarzen Tonhumus-Cutanen überzogen. Die Verteilung ist unabhängig vom Porensystem. In den Schwarzerden ist der Anteil der schwarzen Tonhumuskomplexe wesentlich größer. Die Tonmatrix ist mit schwarzen Einschlüssen durchsetzt. Beides läßt auf eine intensivere Humuskomplexbildung als bei den Grauerden schließen. In den Grauerden sind nur vereinzelt schwarze Ton-Humus-Komplexe erkennbar, die einerseits allseitig in den Intergranularraum hineingreifen, andererseits isoliert zwischen den Quarzkörnern liegen. Orientierte Toncutane treten bei den nicht entkalkten Grauerden nicht auf. Im Dünnschliff sind die Stadien der Kalklösung und -umlagerung sowie der Tonfreisetzung und -umlagerung von den amorphen zu den orientierten Tonbelägen zu unterscheiden. Bei den kalkhaltigen Grauerden und Schwarzerden ist der Anteil der orientierten Tonbeläge gering. Sowohl bei den Grauerden, als auch bei den Schwarzerden ist mit zunehmender Kalkfreisetzung, Verbraunung und Lessivierung eine Zunahme doppelt brechender, orientierter Tonbeläge zu erkennen. Während im Gebiet der typischen Schwarzerden lessivierte Böden schwarze Toneinlagerungen (Griserde) zeigen, finden sich im Gebiet der Grauerden hellgraue oder braune Toncutane.

Nach den Kennwerten (Tab. 2) sind zwischen Schwarz- und Grauerden nur geringe Unterschiede festzustellen. Die Humusgehalte der Schwarzerden liegen im Mittel über denen der Grauerden. Eine Trennung anhand der Humusgehalte ist aber aufgrund der vergleichsweise großen Schwankung nicht möglich.

VERBREITUNG UND GENESE: Nach den Satellitenbilddatenauswertungen und Kartierungen lassen sich die Areale der genannten Varianten z.T. auf wenige Meter genau abgrenzen. Im Gebiet der Hildesheim-

Braunschweiger Lößbörde nehmen sie jeweils Gebiete von 10 bis 20 km Durchmesser ein. Im Gebiet der Calenberger Börde sind die 100 bis 500 ha großen Schwarzerdeareale in Gebiete ohne Schwarzerdevorstufe eingebettet. Im Ostbraunschweigischen Hügelland finden sich bei überwiegender Schwarzerdeverbreitung kleinräumig Areale mit Grauerde- oder Pararendzina vorstufe. Die typischen Schwarzerden und Grauerden treten sowohl in trockeneren wie auch in stärker vernässten Bereichen auf, so daß auch die Vernässung als erklärender Faktor für die Farbunterschiede ausscheidet. Die Verbreitung der Varianten ist unabhängig vom Klimaraum oder klimaabhängigen Faktoren wie etwa die Paläovegetationsverbreitung, die in der Diskussion um die Schwarzerdeverbreitung als Erklärung herangezogen wird (BAILLY 1972).

In der Hildesheim-Braunschweiger Lößbörde sind eine Reihe von Hinweisen vorhanden, die den Versuch nahelegen, die Verbreitungsmuster von Schwarzerden und Grauerden mit Unterschieden in der Lößqualität zu erklären. Die Übergänge von der Schwarzerde zur Grauerde sind z.T. ausgesprochen scharf. Unterschiede im Titan-Zirkon-Verhältnis deuten an, daß mit Unterschieden in der Lößzusammensetzung zu rechnen ist. Die Schwarzerden zeigen z.B. in der Hildesheimer Börde eine enge Bindung an die Gebiete mit leicht höheren Sandgehalten. Bei den Schwarzerden liegt der Kalkgehalt über den entsprechenden Gehalten der Grauerden. Hierin kommt möglicherweise zum Ausdruck, daß die primären Kalkgehalte in den Schwarzerdegebieten höher waren. NIEDERBUDE (1978) stellt fest, daß sich die Hildesheimer Löss deutlich von denen anderer Gebiete durch eine höhere Kationenaustauschkapazität unterscheiden. Dies ist wohl durch Einflüsse aus den nachgewiesenen höheren Smektitgehalten der Unterkreidetonsteine begründet.

Nach diesen Ausführungen ist anzunehmen, daß die Farbunterschiede mit der frühholozänen Bodenbildung angelegt wurden. Die Frage nach den Ursachen konzentriert sich damit auf die Aufbauphase der dunklen Ton-Humus-Komplexe. Hier sind Abhängigkeiten zum primären Kalkgehalt und zur Tonqualität der Löss anzunehmen. Im Sinne von NEUMEISTER (1971) dauerte bei Schwarzerden aufgrund des höheren Kalkgehaltes die Bildungsphase länger an. In kalkärmeren Profilen wurde die Schwarzerdephase früh abgeschlossen. Die Bildung der Ton-Humus-Komplexe setzte mit der Entkalkung aus. Dies würde den nur partiell in der Grauerde vorkommenden Ton-Humus-Komplexen entsprechen. Die organische Substanz wird nach Ansicht von GEBHARD (1971) wahrscheinlich in den Zwischenschicht-Räumen der montmorillonitischen Minerale verankert und dadurch äußerst fest an die mineralische Substanz gebunden. Mit der Vorstellung, daß die Bildung von Tonhumuskomplexen mit zunehmendem Anteil von quellfähigen Tonmineralen steigt, ist die Vermutung naheliegend, daß die Bildung der Schwarz- und Grauerden durch unterschiedliche Tonmineralausstattung gesteuert wird. Hier könnte auch die Verteilung der Tonfraktionen eine Rolle spielen. So steigt mit höheren Anteilen der Feintone auch der Anteil an quellfähigen Tonmineralen. Um diese Frage zu klären, sind weitergehende quantitative und tonmineralogische Untersuchungen erforderlich, die im Rahmen dieser Arbeit nicht geleistet werden konnten.

Die verschiedenen Böden der Lößböden sind zusammenfassend in einem Schema zu beschreiben (Abb. 1). Die X-Achse beschreibt die Bodenformen von Toposequenzen mit abnehmender edaphischer Vernässung. Auf der Y-Achse finden sich die Varianten unterschiedlicher frühholozäner Böden. In der Landschaft können im Prinzip alle diese Formen vergesellschaftet sein. Vergesellschaftungen von Schwarzerden (TTn) und (Norm-)Parabraunerden (Ln), wie sie im Ostbraunschweigischen Hügelland auftreten, entstehen durch Unterschiede in der primären Genese und der sekundären Überprägung.

Aufgrund der Ausprägung der Löss, kann angenommen werden, daß auch zur Bildungszeit der Schwarzerden im Verlauf der Toposequenzen schon Unterschiede in der Vernässung bestanden (GEHRT 1994). Es ist jedoch davon auszugehen, daß diese geringer waren und diese die Entwicklung der beschriebenen Varianten nicht maßgeblich bestimmten.

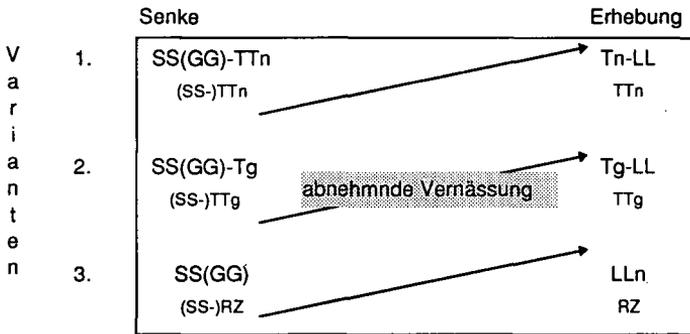


Abbildung 1: Schema der Bodenentwicklungen und -vergesellschaftungen auf Löß.
Die großgeschriebenen Bodentypen bezeichnen die heutigen Böden; die kleingeschriebenen Bodentypen kennzeichnen die angenommenen, frühholozänen Bodenentwicklungen.
Bezeichnung der Bodentypen nach ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1995.

1. Pseudogley (bzw. Gley)-Schwarzerde (SS(GG)-TTn) bis Schwarzerde-Parabraunerde (TTn-LL) mit Schwarzerdevorstufe (TTn)
2. Pseudogley (bzw. Gley)-Grauerde (SS(GG)-TTg) bis Grauerde-Parabraunerde (TTg-LL) mit Grauerdevorstufe (TTg)
3. Pseudogley (bzw. Gley) (SS(GG)) bis (Norm-)Parabraunerde (LLn) mit Pararendzinavorstufe (RZ)

SYSTEMATISCHE STELLUNG: Im Sinne der Bodensystematik (vgl. ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1995, MÜCKENHAUSEN 1985) wären die primären Formen der Schwarzerde auf Subtypenniveau zu trennen. Die dunkle Schwarzerde wird dort als Normaltyp geführt (TTn). Die Grauerde ist ein eigenständiger Subtyp (Ttg), und wäre als solcher neu in die Bodensystematik aufzunehmen. Eine Einstufung nach der FAO-Nomenklatur ist nicht eindeutig. Denkbar wäre eine Zuordnung zu den Greyzems.

LITERATUR: Arbeitsgruppe Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. Bailly, F. (1972): Zum Problem der Schwarzerde-Bildung in Norddeutschland. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **15**: 3-11; Göttingen. FAO-Unesco (1974): Map of the World, Vol. 1, Legend, Paris. Gebhardt, H. (1971): Zur Tonmineralzusammensetzung und Ton-Humus-Bildung in der Sequenz Schwarzerde-Parabraunerde (Griserde) der Hildesheimer Börde. - Göttinger Bodenkundl. Ber. **19**: 183-190; Göttingen. Gehrt, E (1994): Die äolischen Sedimente im Bereich der nördlichen Lößgrenze zwischen Leine und Oker und deren Einflüsse auf die Bodenentwicklung. - Diss. Univ. Göttingen (im Druck). Mückenhausen, E. (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **44**: 1-90; Göttingen. Neumeister, H. (1971): Jungpleistozäne Decksedimente und Bodenentwicklung in der Umgebung von Leipzig. - Zpravy Geografickeho ustava CSAV **VIII**: 23-72; Brno. Niederbudde, E.A. (1976): Die regionale Unterscheidung von Lössen des Jungwürms durch Körnung und Tonmineraleigenschaften unter Anwendung multivariater Methoden. - Eiszeitalter u. Gegenwart **27**: 121-133; Öhringen/Würt. Schefter, F. & Schachtschabel (1992): Lehrbuch der Bodenkunde; Stuttgart

Identifikation, Eigenschaften und Verbreitung von 'Potentiell Sulfatsauren Böden' der südlichen Nordseeküste

von

Giani, L. und A. Strangmann

Einleitung

Sulfatsaure Böden (SSB) sind definiert als Böden, in denen - als Resultat der Bodenentwicklung - Schwefelsäure in solchen Mengen gebildet wird (bzw. gebildet wurde oder werden kann), daß sie einen bleibenden Einfluß auf die wichtigsten Bodeneigenschaften hat (Pons, 1973). Voraussetzungen ihrer Entstehung sind reduzierte Verhältnisse, viel organisches Material und hohe Sulfatkonzentrationen, so daß als Endprodukt der dissimilatorischen Sulfatreduktion Pyrit entsteht, sowie eine Säureneutralisationskapazität, die die Menge des gebildeten Pyrits unterschreitet (Langenhoff, 1986). Letzteres ist dann gegeben, wenn nicht dreimal soviel Carbonat wie Schwefel vorhanden ist (Dent, 1980). Entsprechende SSB sind in ihrer Bodenreaktion neutral. Sie werden als „Potentiell Sulfatsaure Böden“ (PSSB) bezeichnet, ihre potentielle Azidität wird durch das Pyrit repräsentiert. Werden PSSB belüftet, kommt es zur Oxidation von Pyrit, Bildung von Schwefelsäure und einem extremen pH-Abfall. Böden, die dann pH-Werte < 4 (Langenhoff, 1986) bzw. $< 3,5$ (Driessen & Dudal, 1991) aufweisen, werden als „Aktuell Sulfatsaure Böden“ (ASSB) bezeichnet.

SSB nehmen weltweit ca. 14-16 Millionen ha ein, mit einem Verbreitungsschwerpunkt in den Tropen (Langenhoff, 1986). Innerhalb der Bundesrepublik Deutschland treten ASSB - als schwefelreiche Organomarschen bezeichnet (Müller, 1985) - in Flecken vornehmlich in der Marsch auf. Über die Identifikation, Eigenschaften und Verbreitung von PSSB der südlichen Nordseeküste liegen bisher keine Untersuchungen vor; Sie stehen im Mittelpunkt dieser Arbeit.

Material und Methoden

Die Untersuchung fand im südöstlichen Jadebusen statt. Im Gegensatz zu anderen Salzmarschgebieten der Nordseeküste, in denen die Komponente von viel organischem Material zur Bildung von SSB fehlt, ist sie hier gegeben. Eine ergiebige Quelle organischer Substanz bildet erodierter und wieder sedimentierter Torf, der einem seewärts des Deiches gelegenen Hochmoorkomplex (Sehestedter Außendeichsmoor) entstammt (Abb. 1) (Giani, 1992; Giani & Giani, 1990). Zur Identifikation und Verbreitung von PSSB wurden vom Moor zum Watt strahlenförmig 3 Transekte gelegt (Abb. 1), entlang dessen die Böden in 100 m-Abständen untersucht wurden. Im Gegensatz zu ASSB können PSSB nur über die Bodenuntersuchung identifiziert werden; die Vegetation gibt keinen Hinweis, entsprechend ist sie in der Umgebung des Moores, wie in anderen typischen Salzmarschgebieten, durch Halophyten-Bestände gekennzeichnet. Als Identifikationsmethoden sollten die für tropische PSSB vorgeschlagenen einfachen, aber indirekten Methoden (pH_{Per} , pH_{Ink}) überprüft werden. Dazu diente die Erfassung der potentiellen

Azidität (Schwefel-Bestimmung) und der Säureneutralisationskapazität (Carbonat-Bestimmung).

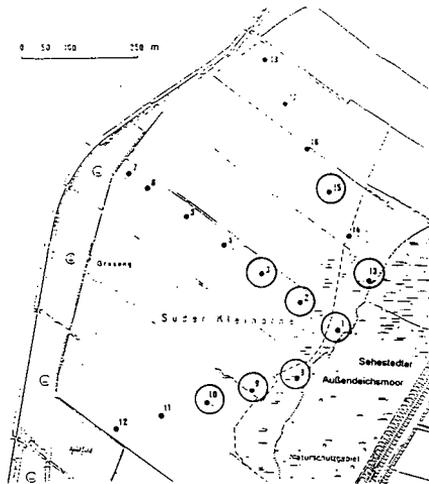


Abb. 1: Lage der Untersuchungstransecte seewärts des Sehestedter Außendeichsmoores (O als PSSB identifizierte Profile)

- Redoxpotential - elektrometrische Messung mit Pt-Ag /AgCl-Elektrode
- Chlorid - potentiometrische Bestimmung im 1:5 Boden-Wasser-Extrakt
- Glühverlust - Glühen bei 800° C (3 h), gravimetrische Messung
- Aktueller pH-Wert (pH_{akt}) - elektronische Messung mit Glaselektrode im 1:2,5 Boden-Wasser-Extrakt
- pH-Wert nach Peroxid-Behandlung (pH_{per}) - entsprechend van Beers (1962)
- pH-Wert nach Inkubation (pH_{ink}) - entsprechend Dent (1986)
- Carbonat - nach Scheibler (Schlichting & Blume, 1966)
- Schwefel - Verbrennung bei 1350°C und Messung des SO₂ mittels Infrarotspektroskopie im SC-432-Leco-Schwefelanalysator

Ergebnisse und Diskussion

Die Bodenart (uT), die Salinität (im Durchschnitt 7,7 mg Cl/cm³), die Redoxpotentiale (meistens + 170 bis + 180 mV) und auch die aktuellen pH-Werte (Neutralbereich, Abb. 2) waren für alle 18 untersuchten Profile vergleichbar. Mit Werten zwischen 5,8 - 80,2 % traten allerdings große Unterschiede in den Glühverlusten auf. Sie kennzeichnen den unterschiedlichen Mooreinfluß in den untersuchten Profilen. Es traten Böden mit extrem hohem Glühverlust über weite Profilbereiche, z.B. Profil 8 (Abb. 2), mit hohem Glühverlusten über wenige Profilabschnitte, z.B. Profil 3 (Abb. 2) und geringen Glühverlusten auf, z.B. Profil 6 (Abb. 2).

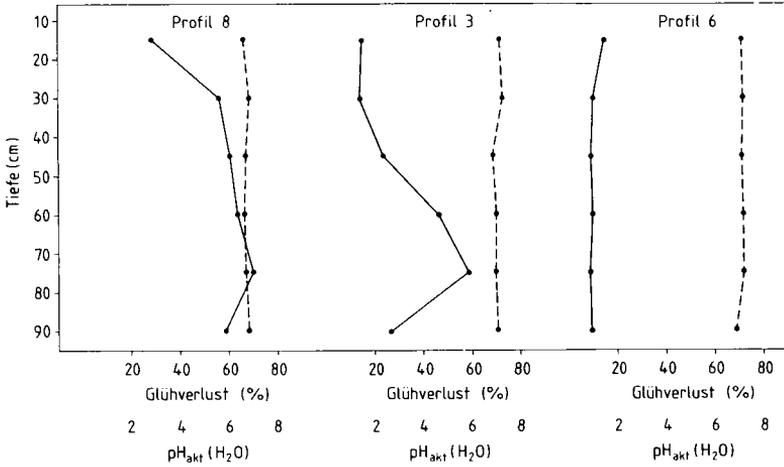


Abb. 2: Glühverluste (—) und aktuelle pH-Werte (-----) der Profile 8, 3 u. 6

Identifikationseigenschaften für PSSB stehen in enger Korrelation zum Glühverlust. Die pH_{per}-Werte und die Glühverluste sind eng negativ korreliert (Abb. 2, 3). Böden mit extrem hohen und Böden mit hohen Glühverlusten hatten pH_{per}-Werte < 4 (z.B. Profil 2, 3), nicht hingegen die Böden mit niedrigen Glühverlusten (z.B. Profil 6) (Abb. 3).

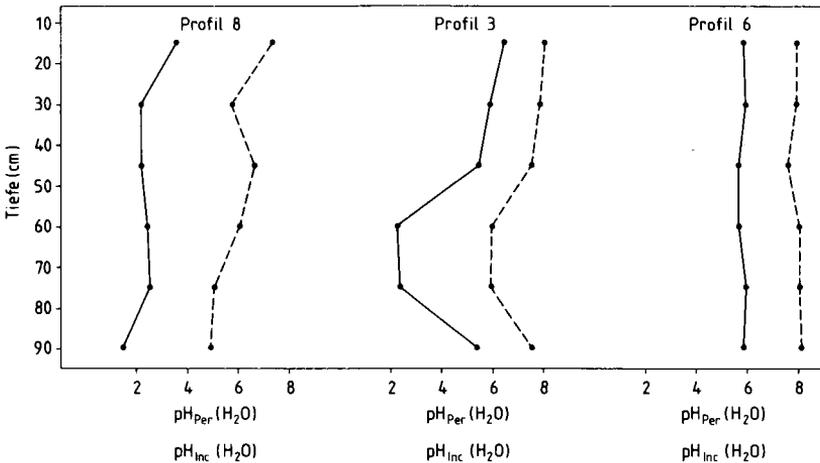


Abb. 3: pH-Werte nach Peroxid-Behandlung (pH_{per} (—)) und pH-Werte nach Inkubation (pH_{inc} (-----)) der Profile 8, 3 u. 6

Die Verbreitung von PSSB an der südlichen Nordseeküste ist auf das Gebiet seewärts des Sehestedter Außendeichsmoores beschränkt. Dort umgeben PSSB einen ca. 250 m breiten Gürtel um den Moorkomplex (Abb. 1), wobei die moornächsten Profile nicht unbedingt die mit der stärksten PSSB-Charakteristik sind und auch Böden ohne PSSB-Charakteristik auftreten (Abb. 1).

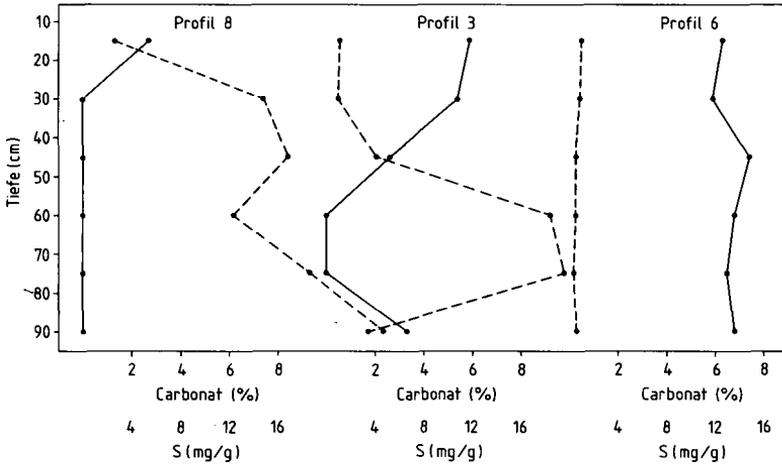


Abb. 4: Carbonatgehalte (—) und Schwefelgehalte (-----) der Profile 8, 3 u. 6

Mit der pH_{Per} -Methode wurden 8 Profile als PSSB identifiziert. Über die Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (Carbonat-Bestimmung) und Bestimmung der potentiellen Azidität (Schwefel-Bestimmung) wurden die gleichen Profile als PSSB identifiziert (Abb. 4). Demnach ist die pH_{Per} -Methode zur Identifikation von PSSB gut geeignet. Die ebenfalls vorgeschlagene Identifikation mit der pH_{Ink} -Methode hat sich hingegen als ungeeignet erwiesen. Die pH-Werte waren jeweils > 4 (Abb. 3), röntgendiffraktometrisch wurde Pyrit nachgewiesen (Hinweis auf unvollständige Oxidation).

Für die Möglichkeit der Schwefelbestimmung am Leco-Analysator bedanken wir uns bei Herrn Dr. Hugenroth (Forschungs- u. Studienz. f. Veredlungswirtschaft Weser-Ems, G.-A. Univ. Göttingen).

Literatur

- Beers, W.F.J. van (1962). ILRI bull. 3, ILRI, Wageningen.
- Dent, D. (1980). J. Soil Sci. 31, 87-99.
- Dent, D. (1986). ILRI Publ. 39, ILRI, Wageningen.
- Driessen, P.M. & R. Dudal (eds.) (1991). Agr. Uni. Wageningen, Kath. Uni. Leuven.
- Giani, L. (1992). Habil., Uni. Oldenburg.
- Giani, L. & D. Giani (1990). Geoderma 47, 151-157.
- Langenhoff, R. (1986). Int. Med. 74, STIBOKA, Wageningen.
- Müller, W. (1985). Geol. Jb., F., 91, 3-73.
- Pons, L.J. (1973). In Dost, H. (ed.). ILRI Publ. 18, ILRI, Wageningen.
- Schlichting, E. & H.-P. Blume (1966). Paray, Hamburg.

Erstellung einer Konzeptbodenkarte mit Hilfe eines GIS und deren Verifizierung durch eine Kartierung

von

Göbel, B., A. Kaske, E.-W. Reiche und U. Schleuß*

1. Einführung & Zielsetzung

In der BRD liegen nur für einen geringen Flächenanteil großmaßstäbige Bodenkarten vor. Da für Bodenschutzbelange (gepl. Bodenschutzgesetz, gepl.TA-Boden) zunehmend flächendeckende Beurteilungskriterien benötigt werden, ist der Bedarf an aussagekräftigen Bodenkarten groß. Die Anforderungen an solche Bodenkarten gehen dabei hinsichtlich der räumlichen Auflösung und der Ausweisung von ökologischen Eigenschaften häufig über die von den GLÄ's bereitgestellten Karten (M 1:25000 - 1:50000) hinaus.

Zur Einschränkung des Arbeitsaufwandes bei der Erstellung von Bodenkarten wird verschiedentlich versucht, das einzige flächendeckende, großmaßstäbige, bodenkundliche Kartenwerk, die Bodenschätzung, als Grundlage für Bodenkarten heranzuziehen (BENNE et al. 1990; FETZER u. SCHLICKER, 1992). Im Rahmen des BMFT (BMBF)- Projektes "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" wird eine räumlich detaillierte und mit bodenphysikalischen und bodenchemischen Parametern ausgestattete Bodenkarte als Eingangsgröße für flächenhafte Stoffaustragsmodellierungen benötigt, wobei weniger die Benennung der Bodentypen, als vielmehr die Zuweisung der Parameter entscheidend ist, welche für den Wasser- und Stofftransport maßgebend sind. Das Untersuchungsgebiet (DGK5-Blatt 1826/51 Schillisdorf-Altbokhorst) wurde als Vergleichsstandort zu den Flächen der Bornhöveder Seenkette ausgewählt. Mit Unterstützung eines geographischen Informationssystem (GIS) wurde eine Konzeptbodenkarte aus den Informationen der Bodenschätzung abgeleitet. Um deren Qualität zu beurteilen, wurde sie mit einer aktuellen Kartierung auf Basis der KA3 verglichen. Ziel dieser Arbeit ist es, die Ergebnisse der beiden Vorgehensweisen gegenüberzustellen, wobei der Schwerpunkt auf den Vergleich zwischen den abgeleiteten und den gemessenen bodenphysikalischen Werte gelegt werden soll. In dieser Kurzfassung muß auf eine Darstellung der Karten und der Simulationsergebnisse verzichtet werden.

2. Material und Methoden

2.1 Erstellung der Konzeptbodenkarte

Zunächst wurde die entsprechende DGK5 - Karte mit Hilfe des GIS (ARC/INFO) digitalisiert. Auf diesem Hintergrund waren dann die Flächendaten und die Lage der Grablöcher der Feldschätzungs-karten zu übertragen und ebenfalls zu digitalisieren. Hierbei wurden nicht nur die bestimmenden Grablöcher, sondern auch die nicht bestimmenden Grablöcher berücksichtigt. Lagten mehrere Grab-

* Projektzentrum Ökosystemforschung, CAU Kiel, Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

löcher innerhalb einer Klassengrenze, so wurden unter Berücksichtigung der Reliefverhältnisse zusätzliche Flächenunterteilungen durchgeführt. Die Grablochbeschriebe aus den Feldschätzungsbüchern wurden in vollem Umfang und ohne inhaltliche Veränderung in ein Datenbanksystem (dBASE) eingegeben.

Die Grablochbeschreibungen wurden mittels eines Computerprogrammes in die Sprache der wissenschaftlichen Bodenkunde (gemäß KA3) übersetzt und eine Reihe von bodenphysikalischen Kenngrößen abgeleitet (REICHE, 1991). Das Programm verwendet zum großen Teil die Übersetzungsregeln, die vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung ausgearbeitet wurden (FLEISCHMANN et al., 1979; BENNE et al., 1990). Abweichend hiervon gehen auch landestypische Besonderheiten in die Ableitung ein (CORDSEN, 1993). Die im Programm durchgeführte Ableitung bodenphysikalischer Daten basiert auf den Schätztabellen der KA3 (AG BODENKUNDE, 1982).

2.2 Erstellung der konventionellen Bodenkarte

Die aktuelle Bodenkartierung erfolgte auf der Basis der KA3 (AG BODENKUNDE, 1982) und der Systematik der DBG (AK BODENSYSTEMATIK, 1985). Die Auswahl der im Allgemeinen bis 2m Tiefe durchgeführten Bohrungen erfolgte nutzungs-, relief- und landschaftsbezogen. Innerhalb des Kartiergebietes wurden an repräsentativen Stellen Leitprofile zur detaillierten Ermittlung bodenphysikalischer und -chemischer Kennwerte aufgenommen.

3. Vergleich der Profildaten

Um einen möglichst repräsentativen Vergleich der Grablochbeschriebe mit den Bohrdaten der aktuellen Kartierung zu ermöglichen, wurden Punktepaaire ausgewählt, die bezüglich der Entfernung voneinander, aber auch von der Reliefposition her vergleichbar sind. Von den 31 Profilpaaren, die diese Kriterien auf dem bearbeiteten DGK5-Blatt erfüllten, ließen sich 27 hinsichtlich der Horizontbeschreibungen und -mächtigkeiten vergleichen. Aus den Daten der ausgewählten Profile wurden jeweils mit dem beschriebenen Programm physikalische Eigenschaften abgeleitet.

Für den Vergleich der Bodenarten als wichtigstem bodenphysikalischen Merkmal wurden die Unterschiede zwischen den Ansprachen in Tongehaltsklassen (gemäß KA3) eingestuft. Eine Abweichung von +1 bedeutet also z.B., daß der betreffende Horizont in der aktuellen Kartierung um eine Tongehaltsstufe höher (z.B. S14 statt S13) eingestuft wurde. Das in Abb. 1 dargestellte Ergebnis dieses Vergleichs zeigt die gute Übereinstimmung zwischen den beiden Verfahren: Bei mehr als 80% der verglichenen Horizonte stimmten die Tongehaltsklassen mit Abweichungen von \pm einer Klasse überein und liegen damit auch in der Spanne, in der sich Kartierer untereinander unterscheiden können. Deutlich ist andererseits auch der Trend zur schwereren Bodenart bei der Kartierung zu erkennen. Mehr als die Hälfte der Vergleichshorizonte wurde aktuell um eine Tongehaltsstufe höher eingestuft.

Dieser Trend wirkt sich naturgemäß auch auf die Ableitung der Wasserhaushaltsgrößen aus. In Abb.2 ist die Abweichung der Gesamtfeldkapazitäten zwischen den Vergleichsprofilen bis in 1m Tiefe dargestellt. Nur 5 von 27 vergleichbaren Profilen wurde bei der aktuellen Kartierung eine geringere Gesamtfeldkapazität zugewiesen. 21 Vergleichsprofile dagegen wiesen eine höhere Gesamtfeldkapazität in der Kartierung auf. Nur in einem Fall jedoch ging die Abweichung über die in

der KA3 festgelegte Klassengröße von 130 mm hinaus. Ein Vergleich der Bodenartenansprache im Feld und der daraus abgeleiteten Wasserhaushaltsgrößen mit den Ergebnissen der Laboranalysen dieser Leitprofile wird durchgeführt.

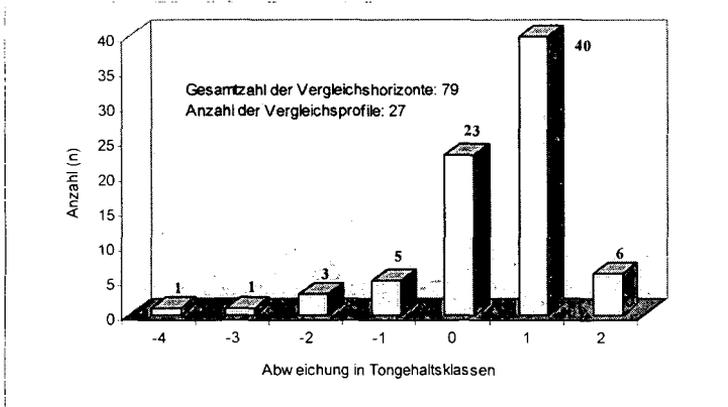


Abb.1: Häufigkeitsverteilung der Tongehaltsunterschiede zwischen den Vergleichshorizonten

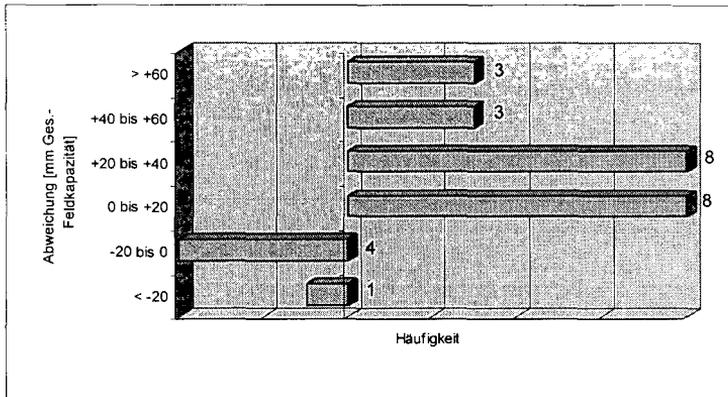


Abb.2: Häufigkeitsverteilung der Unterschiede in den Gesamtfeldkapazitäten bis 1m Tiefe

Die bereits gemessenen Kf- und Ld-Werte der Leitprofile wurden mit den abgeleiteten Daten der vorher beschriebenen 27 Profilaare verglichen. In Tabelle 1 ist das Ergebnis exemplarisch für den Übergangstyp Parabraunerde-Pseudogley aufgeführt. Von den Vergleichsprofilen wurden die 5 zum Vergleich herangezogen, die in der aktuellen Kartierung ebenfalls als Parabraunerde-Pseudogley angesprochen wurden. Die für die jeweiligen Horizonte gemittelten Kf- und Ld- Werte der Kartierung und der Bodenschätzung wurden schließlich mit den Messdaten des Leitprofils verglichen.

Die aus der Kartierung abgeleiteten Werte stimmen relativ gut mit den gemessenen Kf- und Ld-Werten der Leitprofile überein und befinden sich mit diesen meist in einer Klasse. Die von der

Bodenschätzung abgeleiteten Kf-Werte liegen dagegen in diesem Fall z.T. erheblich über den gemessenen.

Tab. 1: Vergleich der mittleren Kf- und Ld-Werte, abgeleitet aus der Bodenschätzung (BS) bzw. Kartierung, mit denen des gemessenen Leitprofils am Beispiel des Bodentyps L-S

Horizont	mittl. Kf (kartiert) [cm/d]	mittl. Kf (BS) [cm/d]	Kf (Leitprofil) [cm/d]	mittl. Ld (kartiert) [g/cm ³]	mittl. Ld (BS) [g/cm ³]	Ld (Leitprofil) [g/cm ³]
Horizont1	40	70.0	41.4	1.57	1.50	1.67
Horizont2	16.6	56.2	5.1	1.74	1.57	1.75
Horizont3	5.6	24.4	6.9	1.79	1.71	1.78

Die Werte der effektiven Lagerungsdichte liegen in der Tendenz niedriger. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß in den Grablochbeschrieben der Bodenschätzung die Lagerungsdichte nicht routinemäßig erfaßt wurde und die Ableitung weniger differenziert gegenüber der Feldansprache in der Kartierung ist. Da die Ableitung der Kf-Werte ihrerseits von der Dichte beeinflusst wird, ist auch diesbezüglich die Aussagekraft der von der Bodenschätzung abgeleiteten Werte geringer einzuschätzen, als die aus der Kartierung abgeleiteten.

Vergleicht man nicht nur die Daten der exakt übereinstimmenden Übergangs-Typen miteinander, sondern bezieht auch die nur im Typ sich entsprechenden Profile mit ein, verwischen die Unterschiede zwischen den aus der Kartierung und den aus der Bodenschätzung abgeleiteten Werte geringfügig, so daß das Mittel der aus der Kartierung abgeleiteten Kf- und Ld-Werte schlechter mit den gemessenen Leitprofilwerten übereinstimmt, dafür aber der Unterschied zu den aus der Bodenschätzung abgeleiteten Werten kleiner wird.

4. Literatur

AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

AK BODENSYSTEMATIK (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland -Kurzfassung-, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., **44**, 1 - 90.

BENNE, J.; HEINECKE, H.J. & NETTELMANN, R. (1990): Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung, Technische Berichte zum NIBIS, Heft 1, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

CORDESEN, E. (1993): Böden des Kieler Raumes, Teil 1, Untersuchungen der Böden natürlicher Lithogenese unter Verwendung EDV-gestützt ausgewerteter Daten der Bodenschätzung, Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde, **25**, CAU Kiel.

FETZER, K.D. & SCHLICKER, P. (1992): Die Rolle der Bodenschätzung im saarländischen Bodeninformationssystem (SAAR-BIS), Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., **67**, 205 - 208.

FLEISCHMANN, R., HACKER, E. & OELKERS, K.H. (1979): Erfahrungen bei der systematischen Übersetzung von Geländedaten der Bodenschätzung - eine Vorstufe zur automatischen Datenverarbeitung -, Geol. Jb., **F6**, 3 -28.

REICHE, E.-W. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden, Kieler Geografische Schriften, **79**, Kiel.

Heterogene Flächen: Kartierung von Pflanzen oder Boden?

von

Haas, G.*

Flächenkartierungen, die anhand von Bodenbeprobungen durchgeführt werden, haben unterschiedliche Zielsetzungen:

- **Auswahl von homogenen Teilflächen für Feldversuche** (HAAS 1995)
- **Auswahl von Monitoringflächen** in Form von Dauerbeobachtungsflächen und Dauerbeprobungsflächen mit dem Ziel der Repräsentierung umliegender Flächen auf:
 - Betrieblicher, lokaler oder regionaler Ebene (z.B. Wasserschutzgebiete).
 - Landes-, Bundes- und internationale Ebene.
- **Monetäre Bodenbewertung** bei der Steuerfestsetzung und bei Ausgleichsmaßnahmen im Zuge von u.a. Flurneuordnungen.
- **Ausweisung von Schutzarealen** und Ableitung von Nutzungsaufgaben und -einschränkungen (Wasser- und Naturschutzgebiete, Landschaftsplanung, etc.), bodenabhängige Definition von Gefährdungsarealen.
- **"Kleinräumige" Bestandesführung** bzw. Teilschlagbewirtschaftung
- **Meliorationsmaßnahmen**
- **Ressourcenmanagement in Agrarökosystemen**

Versuchsansteller werden in der Regel auf fremden Flächen bei der **Auswahl einer homogenen Feldversuchsfläche** zuerst auf Bodenkarten zurückgreifen. Dabei ist die Aussagekraft dieser Bodenkarten hinsichtlich einer kleinräumigen Beurteilung der Flächenheterogenität oft unbefriedigend. Anhand von Bodenkarten ausgewiesene **Monitoringflächen und Schutzgebiete oder Gefährdungsareale** sind mit Unsicherheiten hinsichtlich des Schutzzieles bzw. der Repräsentativität behaftet. Bei der Bemessung von Ausgleichsflächen bzw. Ausgleichszahlungen im Rahmen von **Flurneuordnungen** können Interpolationsfehler zu ökonomischen Nachteilen der Betroffenen führen. Die Interpretation von Bodenkarten ist umso schwieriger, je kleinräumiger die Bodenheterogenität und je größer das Beprobungsraster der Bodenkartierung ist. Der durch die notwendige **Generalisierung** eintretende Interpolationsfehler - Abschätzung von Art, Typ und Wert des Bodens in den Beprobungszwischenräumen - nimmt zu.

*Institut für Organischen Landbau.

Katzenburgweg 3, 53115 Bonn

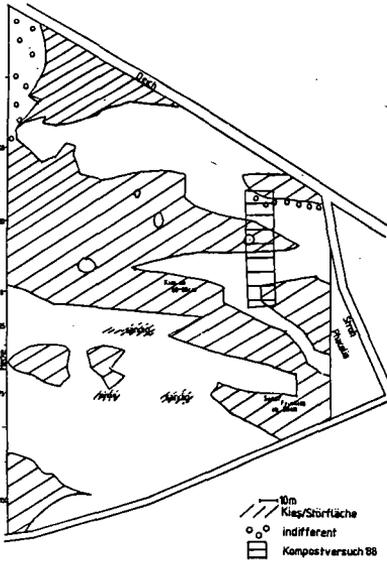
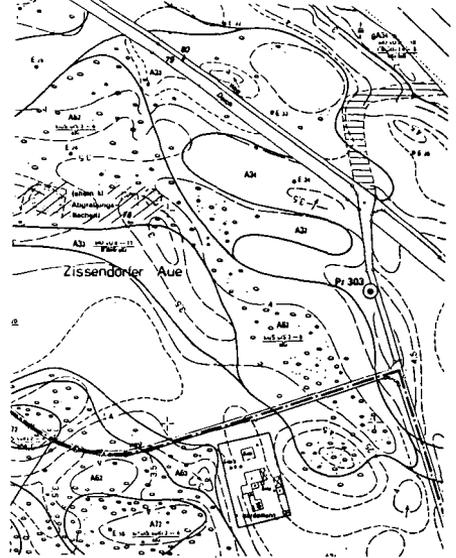
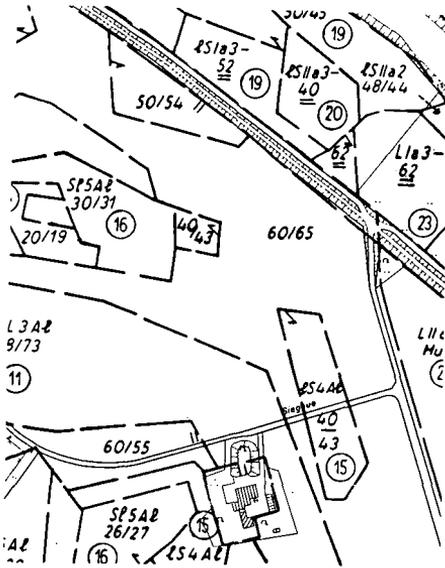


Abb. 1a: links - oben
Amtliche Bodenschätzung,
DGK 5 Bo, erstellt 1951
(LVA 1988)

Abb. 1b: rechts - oben
"Bodenkarte Wiesengut",
(WARSTAT 1985)
Beprobungsraster 25 m

Abb. 1c: links unten
**Gründigkeit der
Hochflutlehmschicht**
(EISELE 1988, unveröffentlicht)
Beprobungsraster 10 m

Abb. 1: Ausschnitt aus drei Bodenkarten, Versuchsbetrieb Wiesengut - Schlag 3
(Allochthoner Brauner Auenboden, Bodenzahl zwischen 20 - 70)

Bodenkartierung

- Beprobungsraster A
- Beprobungsraster B

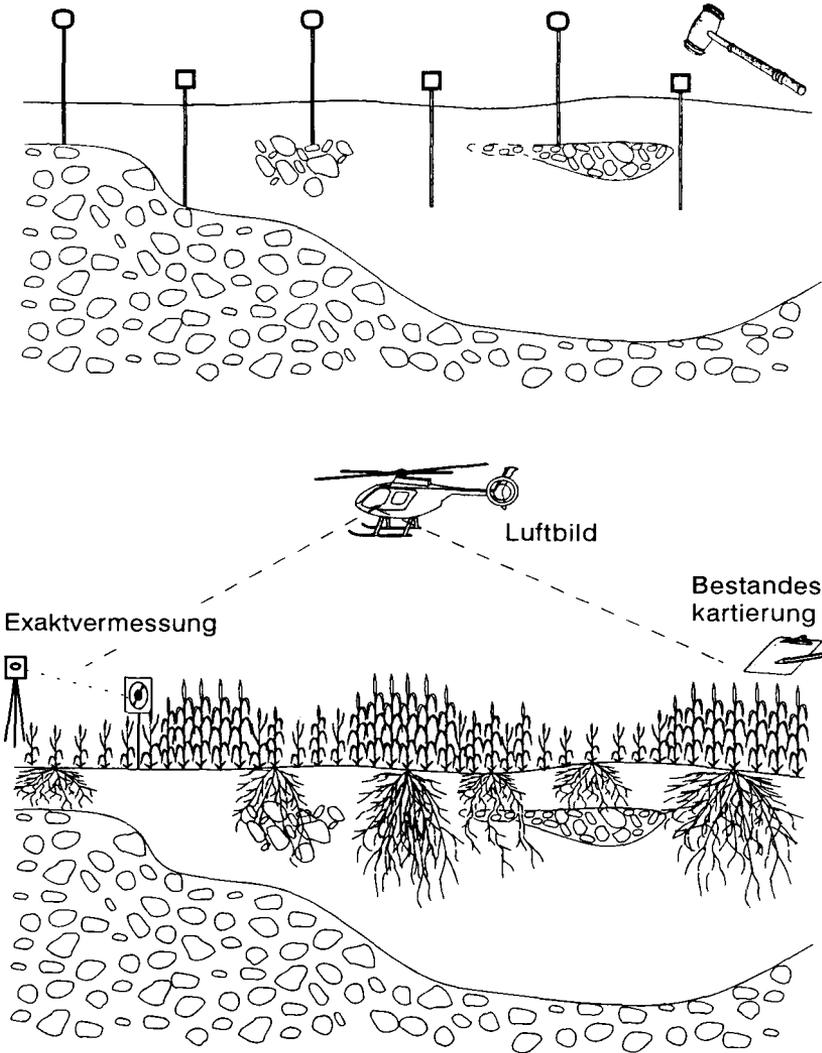


Abb. 2: Verfahrenstechnische Ursachen abweichender Bodenbeschreibungen: Schematische Darstellung einer Kartierung des Bodens (oben) und einer Kartierung von Pflanzenbeständen (unterer Teil der Abbildung)

Aufgrund der kleinräumig heterogenen Bodenverhältnisse des untersuchten Auenbodens waren die in Abbildung 1 von verschiedenen Bearbeitern erstellten Bodenkarten für die Auswahl von Feldversuchs- und Monitoringflächen unbefriedigend. Selbst bei engmaschigem Raster von Bodenbeprobungen konnten Fehlinterpretationen nicht ausgeschlossen werden (Abb. 2, oben).

Anhand von Luftbildern und im Feld durchgeführten Kartierungen wurde die **Indikations-eignung der Pflanzenbestände** als effektive und treffgenaue Möglichkeit heterogene Böden mit hinreichender Sicherheit zu erfassen, genutzt (Abb. 2, unten, vgl. HAAS 1995). Bestandserhebungen können Bodenbeprobungen nicht ersetzen, ermöglichen aber eine wesentlich zielsichere und effizientere Durchführung.

Im Hinblick auf das jeweilige **Untersuchungsziel**, z.B. faktorielle pflanzenbauliche Feldversuche auf möglichst homogenen Teilarealen anzulegen, sind Bestandserhebungen, die bereits in pflanzlicher Differenzierung Bodenbedingungen abbilden, direkt übertragbar. Die Bodeneinflüsse selbst zu charakterisieren, ist für dieses Untersuchungsziel zweitrangig, wenngleich anhand der pflanzlichen Differenzierung auf Bodenunterschiede rückgeschlossen werden kann.

Im Umkehrschluß von homogenen Beständen auf homogenen Boden zu schließen ist nur bedingt richtig. Bei kleinräumigen Untersuchungen von Böden in Feldversuchen kann eine im Vergleich zu den Pflanzenbeständen teilweise höhere Variabilität der bodenphysikalischen und bodenchemischen Kennzahlen festzustellen sein. Das Kompensationsvermögen der Pflanzen wirkt hierbei regulierend bzw. ausgleichend. Die Untersuchung des Bodens kann deshalb für die definitive Festlegung der Feldversuchsfläche nach Eingrenzung eines homogenen Schlagteiles begründet sein, wenn Bodenparameter im Rahmen der Feldversuchsanstellung erhoben werden sollen.

Handlungsempfehlung

Bodenkarten sind auf heterogenen Böden nur bedingt für die Auswahl von Feldversuchsflächen, Monitoring-, Schutz- und Teilbewirtschaftungsflächen geeignet. Bodenkartierungen sind aufgrund einer nicht möglichen kleinräumigen Auflösung prinzipiell mit Nachteilen behaftet. Eine Kartierung von Pflanzenbeständen anhand von Felderhebungen und/oder Luftbilddaufnahmen zu entsprechend geeigneten Terminen und Kulturen ermöglicht eine wesentlich treffgenauere Erfassung und Beurteilung der Bodenheterogenität. Bestandserhebungen können Bodenbeprobungen nicht ersetzen, ermöglichen aber eine wesentlich zielsichere und effizientere Durchführung.

Literatur

- EISELE 1988: Bodenkarte Schlag 3 - Versuchsbetrieb Wiesengut. Institut für Organischen Landbau, Prof. Dr. U. Köpke, Bonn, unveröffentlicht.
- HAAS 1995: Auswahl von Feldversuchsflächen auf heterogenem Auenboden: Bestandeskartierung - Uniformitätsernten - Luftbilddaufnahmen - Exaktvermessung. Diss. agr., Institut für Organischen Landbau, Prof. Dr. U. Köpke, Bonn.
- LVA (LANDESVERMESSUNGSAMT, Hrsg.) 1988: Bodenkarte DGK 5, Kartenblatt "Stoßdorf", Bonn-Bad Godesberg.
- WARSTAT, M. 1985: Erläuterungen zur Bodenkarte "Wiesengut". Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld, unveröffentlicht.

Ermittlung und Bewertung der flächenhaften Schwermetallbelastung im Boden in einem durch industrielle Immissionen geprägten Raum (Nordenham)

von

Hammerschmidt, U. und J. Schneider¹

1. EINLEITUNG

In einem besonders durch industrielle Emissionen einer Blei-Zink-Hütte belasteten Siedlungsraum sollte die flächenhafte Schwermetallbelastung im Boden ermittelt und anhand eines Bewertungsschemas bewertet werden. Das Untersuchungsgebiet (Stadtgebiet von Nordenham) umfaßt etwa eine Fläche von 80 km² und ist geprägt durch einen Industriegürtel, der sich an dem westlichen Weserufer entlang zieht.

2. KONZEPTION UND DURCHFÜHRUNG

Methodische Grundlage für die Projektdurchführung war die Nutzung einer digitalen Konzeptkarte. Diese wird im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb) für den außerstädtischen Bereich bereits routinemäßig zur Vorbereitung bodenkundlicher Untersuchungen (OELKERS & ECKELMANN, 1983) angewendet und erfährt in urban, gewerblich und industriell geprägten Räumen zunehmende Bedeutung (KNEIB & BRASKAMP 1990, SCHNEIDER & KUES 1990, GRENZIUS 1991, SCHNEIDER 1994).

Für die Erstellung der Konzeptkarte wurden die bei verschiedenen Fachbehörden und Institutionen vorhandenen bodenkundlich relevanten Daten gesichtet, digital aufbereitet und hinsichtlich ihrer Verwertbarkeit ausgewertet (Voruntersuchung).

Es wurden die Vorinformationen bzw. Informationsebenen der Immissionsbelastung, der Flächennutzung, der anthropogenen Veränderung des Boden sowie Bodeninformationen aus der Bodenschätzung digital verschnitten. Dadurch entstand ein Mosaik von Flächen, das mit den Inhalten der Vorinformationen (Faktorenkombination) versehen ist. Die Inhalte dieses Mosaiks wurden in einer Datenbank und die Geometrien als thematische Karten (Konzeptkarten) gespeichert. Unter Berücksichtigung der Auswahlkriterien "Siedlungsdruck", "Flächenrelevanz" und "auffällig belastete Gebiete" wurden anschliessend Flächen für die Geländeuntersuchung ausgewählt (HAMMERSCHMIDT et al 1994). Die Faktorenkombinationen, repräsentiert durch mehrere Testflächen, wurden bodenkundlich kartiert, bis in eine Tiefe von 1 m beprobt und die Proben u.a. auf die Elemente Blei, Cadmium, Zink und Kupfer analysiert (Orientierungsuntersuchung).

Die Konzeptkarte wurde mit dem Ziel erstellt, Bereiche auszuweisen, in denen identische Faktorenkombinationen, gleiche Bodenbelastungen bedingen. Die Ergebnisse der Hauptuntersuchung wurden vor dieser Fragestellung ausgewertet. Auf Flächen für die dieser Sachverhalt nicht nachzuweisen war, wurden zusätzliche Untersuchungen durchgeführt (Detailuntersuchung).

¹ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 30655 Hannover, Stilleweg 2

Veränderungsgrad (Tabelle 1) des Standortes und damit hervorgerufene eventuelle ökologischen Risiken, in einer sechsteiligen Skala differenziert, zur ökologischen Gruppierung derartiger Standorte herangezogen.

Tabelle 1: Anthropogene Veränderungsgrade (AV)

Kategorie	Definition
AV 1	Aufbringung von humosem, schwach lehmigen Material natürlichen Ursprungs in einer Mächtigkeit von 10-40 cm, auch anthropogene Kolluvien
AV 2	Aufbringung von Bodenmaterial natürlichen Ursprungs mit Mächtigkeiten > 40 cm (auch geringe Bauschuttbeimengungen möglich)
AV 3	Aufbringung von humosem lehmig, sandigem Bodenmaterial mit geringen zerkleinerten Bauschuttanteilen bis 5 Vol% und < 40 cm mächtig (teilweise pH-neutrale Böden)
AV 4	Böden mit Beimengungen von technogenen Substraten oder Bauschutt in einigen Schichten > 5 Vol%, zerkleinert und unzerkleinert
AV 5	Deponie-Rohböden aus Trümmerschutt, Bauschutt etc. mit humoser, lehmiger oder sandiger Abdeckung > 40 cm Mächtigkeit; Deponiestoffe mit meist ungeklärter stofflicher Zusammensetzung und Gefährdungspotential
AV 6	Deponie-Rohböden aus Trümmerschutt, Bauschutt etc. mit humoser, lehmiger oder sandiger Abdeckung geringer Mächtigkeit < 40 cm; Deponiestoffe meist ungeklärter stofflicher Zusammensetzung und Gefährdungspotential

In Kategorie 1 und 2 sind Standorte zusammengefaßt, die durch Aufbringen von natürlichem Bodenmaterial verändert worden sind, wobei die Mächtigkeit der aufgebrachtten Schichten als Unterscheidungsmerkmal dient. In Kategorie 3 und 4 sind Standorte zusammengefaßt, die als Beimengungsbestandteile des aufgebrachtten Bodenmaterials 'technogene Substrate' aufweisen, wobei der Beimengungsanteil als Differenzierungskriterium dient. In Kategorie 5 und 6 sind Standorte zusammengefaßt, die durch 'technogene Substrate' mit teilweise unbekannter Zusammensetzung dominiert sind. Sie werden nach dem Grad der Abdeckungsmächtigkeit differenziert.

Auf Grundlage der in Tabelle 1 definierten Kategorien wurde der 'Geländeökologische Schätzrahmen' ergänzt und sechs weitere Standorttypengruppen bei Ziffer 30 (anthropogen nachhaltig veränderte und oder geschädigte Standorte) eingefügt. Weiterhin wurden die neu definierten Standorttypengruppen nach den Kriterien des Wasserhaushalts in drei Untergruppen - Standorte mit Grundwassereinfluß, Standorte mit Wasserüberschuß und Standorte ohne Wasserüberschuß - untergliedert. Der Wasserhaushalt hat hinsichtlich der Pflanzenernährung, Schadstoffverfügbarkeit und -verlagerung eine entscheidende Bedeutung.

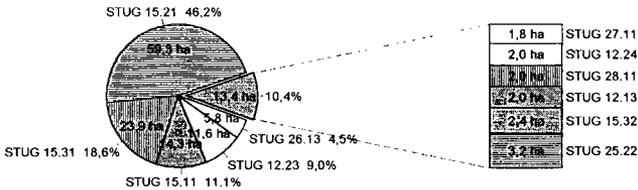
2. Ergebnisse der Standortkartierung

2.1 Naturnahe Standorte

Die natürlichen geologischen Ausgangsmaterialien der Bodenbildung stellen im Hamburger Raum unterschiedliche pleistozäne Sedimente dar, ergänzt durch holozäne Sedimente in Niederungsbereichen, insbesondere von Flüssen, und Bereiche mit Flugsand Auf- und Einwehungen. Zur ökologischen Gruppierung dieser Substrate stellt der 'Gländeökologische Schätzrahmen für das pleistozäne (diluviale) Flachland' (niedersächsisches Forstplanungsamt 1989) ein ausreichend genaues Instrumentarium bereit.

Flächenanteile der Standorttypenuntergruppen (STUG)*

- naturnahe Substrate -



- * STUG 12.13 = mittlere und ärmere Geschiebelehme, nachhaltig frisch bis frisch
- STUG 12.23 = reichere Geschiebelehme, staufrisch
- STUG 12.24 = ärmere Geschiebelehme, staufrisch
- STUG 12.25 = reichere Geschiebelehme, staufeucht
- STUG 15.11 = reichere Sande und Kiese, mäßig bis nachhaltig frisch
- STUG 15.21 = mittlere Sande und Kiese mäßig bis nachhaltig frisch
- STUG 15.31 = ärmere Sande und Kiese mäßig bis nachhaltig frisch
- STUG 15.32 = ärmere Sande und Kiese sommertrocken und trocken
- STUG 25.22 = mittlere Sande im Grundwasserbereich, grundwasserfernere Standorte
- STUG 26.13 = Dünen ohne Grundwassereinfluß
- STUG 27.11 = Auenlehme und Schluffe, grundwassernahe Standorte
- STUG 28.11 = reichere Moore (typ. Bruchmoore und bessere Übergangsmoore), Moormächtigkeit < 1 m

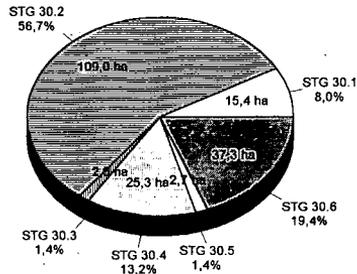
Abbildung 1: Flächenanteile der naturnahen Standorttypenuntergruppen

An der kartierten Gesamtfläche von ca. 330 ha haben die naturnahen Standorte einen Anteil von 133.9 ha, was einem Flächenanteil von 40,6 % entspricht.

2.2 Anthropogen nachhaltig veränderte und oder geschädigte Standorte

Flächenanteile der Standorttypengruppen (STG)*

- anthropogen veränderte Standorte -



- * **STG 30.1** Standorte mit aufgebrachtem humosem, sandig, lehmigem Material natürlichen Ursprungs mit einer Mächtigkeit von 10 - 40 cm; auch anthropogene Kolluvien
- STG 30.2** Standorte mit aufgebrachtem Bodenmaterial natürlichen Ursprungs mit Mächtigkeiten > 40 cm (auch geringe Bauschuttbeimengungen möglich)
- STG 30.3** Standorte mit aufgebrachtem humosem, lehmig, sandigem Bodenmaterial mit zerkleinerten Bauschuttanteilen bis 5 Vol% und < 40 cm mächtig (teilweise pH-neutrale Böden)
- STG 30.4** Böden mit Beimengungen technogener Substrate oder Bauschutt in einigen Schichten > 5 Vol% (zerkleinert und unzerkleinert)
- STG 30.5** Deponie-Rohböden aus Trümmerschutt, Bauschutt etc. mit humoser lehmiger oder sandiger Abdeckung > 40 cm Mächtigkeit; Deponiestoffe mit meist ungeklärter stofflicher Zusammensetzung und Gefährdungspotential
- STG 30.6** Deponie-Rohböden aus Trümmerschutt, Bauschutt etc. mit humoser lehmiger oder sandiger Abdeckung geringer Mächtigkeit < 40 cm; Deponiestoffe mit meist ungeklärter stofflicher Zusammensetzung und Gefährdungspotential

Abbildung 2: Flächenanteile der Standorttypengruppen
- nachhaltig anthropogen veränderte Standorte -

An der bisher bearbeiteten Gesamtfläche von ca. 330 ha hat die Substratgruppe 30 - anthropogen nachhaltig veränderte und oder geschädigte Standorte - einen Flächenanteil von 192,2 ha. Dies entspricht 58,2 % der Gesamtfläche.

Entwurf der Bodenübersichtskarte 1:200 000 unter Verwendung von Altunterlagen in Ostdeutschland am Beispiel des Kreises Oranienburg

von

Hartmann, K.-J.¹, D. Kühn² und A. Richter³

1. Einleitung

Die Bodenübersichtskarte 1: 200 000 von Deutschland (BÜK 200) soll mittelfristig als Informationsgrundlage für den Bodenschutz erstellt werden (FINNERN 1993). Zusätzlichen Informationsbedarf hat der Bodenschutz zu den Wasser- und Reliefverhältnissen, die ebenfalls in einer tabellarischen digital vorgehaltenen Legende beschrieben werden. Eine länderübergreifend einheitliche Erstellung des Kartenwerkes setzt Regeln zur inhaltlichen Aggregation, Flächeninhaltsbeschreibung (HARTWICH & KRUG 1994) und zur Ausgrenzung voraus. Von 7 definierten Aggregierungsstufen, die von der Bodenform bis zur Bodenregion reichen, soll bei der Erstellung der BÜK 200 vorwiegend mit den Aggregierungsstufen 2 (Bodenformengesellschaft) und 3 (Leitbodengesellschaft) gearbeitet werden. Die analoge Blattrandlegende soll die wesentlichen Bodenvergesellschaftungen (Aggregierungsstufen 2 und 3) charakterisieren und sie nach dem Bodenformenprinzip beschreiben. Damit können die Kartiereinheiten durch folgende Inhalte umfassend gekennzeichnet werden: Bodensystematische Einheit(en), Substratverhältnisse (Bodenarten- und Ausgangsgesteinsverhältnisse einschließlich ihrer Schichtungen). Für die BÜK 200 gehen die einzelnen Länder z.T. von sehr unterschiedlichen Unterlagen bzw. unterschiedlichen größermaßstäbigen Kartenwerken aus. Die diesbezügliche Nutzung spezifischer Kartenwerke Ostdeutschlands wird mit dem Poster an einem Beispiel gezeigt.

2. Methodische Grundlagen

Um die Ausgrenzung der Kartiereinheiten vergleichbar zu regeln, sind die definierten inhaltlichen Aggregierungsstufen u.a. mit typischen Verteilungsmustern der Böden und ihrer Vergesellschaftungen zu kombinieren, wie dies teilweise bei SCHMIDT 1995 beschrieben wird. Erreichen läßt sich die vergleichbare Ausgrenzung durch die Aufstellung einer Generallegende, die dies vor Beginn der Kartenerstellung zu berücksichtigen versucht. Aus vorliegenden Kartenwerken größerer Maßstäbe können Vergesellschaftungen, eventuell Verteilungsmuster und das inhaltliche Inventar für die künftige Generallegende recherchiert werden (HARTWICH, KRUG & RICHTER 1994).

Die Generallegende sollte stärker als die verbal und redaktionell bearbeitete analoge Blattrandlegende die Regeln der Bodenformenansprache nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage, (KA 4) beachten. Wichtig ist die hinreichende Charakterisierung von Bodenformengesellschaften bzw. Leitbodenformengesellschaften. Unter hinreichend wird in diesem Zusammenhang die Kennzeichnung flächenhaft dominierender und/oder typisch vergesellschafteter Bodenformen verstanden (KA 4, Tab. 53). Untypische und/oder flächenhaft untergeordnete Bodenformen sollten nur Inhalt der digital vorgehaltenen tabellarischen Legende bleiben. Damit wird erreicht, daß blatt- und länderübergreifend vergleichbare Inhalte gleich gekennzeichnet werden. Die Begleitbodenformen können jedoch gebietsspezifisch innerhalb einer Kartiereinheit wechseln. Sollten aber nicht zur Ausscheidung von neuen Einheiten führen, um die Anzahl der Kartiereinheiten überschaubar im Sinne einer Übersichtskarte zu halten. Die zusätzliche tabellarische Legende sollte diese regionalen Besonderheiten in der Varianz des Inhaltes einer Kartiereinheit berücksichtigen. Die Zuordnung dieser „Begleitinhalte“ auf administrative Einheiten ähnlich den Dokumentationsblättern A der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK), Landschaften oder Kartenblätter bzw. Blatteilen ist erstrebenswert.

¹ Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle (Saale)

² Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow

³ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Invalidenstr. 44, 10115 Berlin

3. Voraussetzungen für den Kreis Oranienburg

Für diesen Kreis nutzen die Autoren Kartenwerke im mittleren Maßstab aus Ostdeutschland, um Einheiten einer BÜK 200 auszugrenzen. Bodensystematische Einheiten lassen sich den gültigen Nomenklaturen zuordnen (ALTERMANN & KÜHN 1994). Die Kennzeichnung der Substratverhältnisse ist in diesen Kartenwerken für die Kennzeichnung von Kartiereinheiten einer BÜK 200 ausreichend.

Da eine Generallegende im Februar 1995 noch nicht existierte, wird hier ein Versuch unternommen, Teile einer solchen für den genannten Kreis zu entwerfen. Es wurden Einheiten definiert, die auch regional für das glazialbestimmte Tiefland repräsentativ sein sollen.

3.1 Grundlagen aus der MMK

Die Kartiereinheiten der MMK charakterisieren bodensystematische, Substrat- Wasser- und Reliefverhältnisse u.a. in Form von Flächentypen, die ihrerseits Hinweise auf wesentliche Vergesellschaftungen und Verteilungsmuster (Gefügetyp des Reliefs) liefern. In groben Zügen wurden die Einheiten von Arbeitskarten im Maßstab 1 : 25 000 digitalisiert und stehen nach umfangreichen Fehlerbereinigungsarbeiten durch die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin, in Kürze allen Geologischen Landesämtern Ostdeutschlands mit entsprechenden Inhalten zur Verfügung und können somit zur Erstellung der BÜK 200 genutzt werden.

Die MMK stellt eine umfangreiche Aufarbeitung der Reichsbodenschätzung dar. Zur Eichung und Kennzeichnung wurden Geländearbeiten mit Profilbeschreibung und -untersuchung durchgeführt. Die Kennzeichnung der Standortverhältnisse erfolgt in drei Hierarchiestufen (SCHMIDT & DIEMANN 1981):

1. Die Standortgruppe (StG) ist die zusammenfassende Einheit nach hauptsächlichen Unterschieden in den Substrat- und Wasserverhältnissen der Bodendecke.
2. Der Standorttyp (StT) ist die mittlere Hierarchiestufe, die die Standortregionaltypen (StR) nach charakteristischen Substrat- und Bodenwasserverhältnissen und/oder Bodenformen zusammenfaßt.
3. Der Standortregionaltyp stellt die unterste Hierarchiestufe mit der Kennzeichnung des Bodenformeninventars (pedogenetische und Substratverhältnisse), der Bodenwasserverhältnisse sowie von Reliefmerkmalen dar.

In den beiden höheren Hierarchien dominieren bei der Kennzeichnung bzw. Aggregation die Substrat- bzw. Substratvergesellschaftungsverhältnisse, an die sehr eng die Bodenwasserverhältnisse gekoppelt sind. Während die Numerierung der StG, die mehrere StT zusammenfassen, Trends schwer erkennen läßt, folgt die Symbolisierung der StT bestimmten Regeln. Die Kürzel für StT setzen sich wie folgt zusammen (LIEBEROTH & CZWING 1990):

Großbuchstabe(n):	geologische Herkunft
Ordnungsziffer:	Ordnungsprinzip nach SCHILLING et. al. 1965
Kleinbuchstabe:	a = vernässungsfreier Boden (sickerwasserbestimmt)
	b = vernässungsgefährdeter Boden (grund- und/oder stauwasserbestimmt)
	c = Besonderheiten durch das Substrat bestimmter Böden.

In Anlehnung an die Reichsbodenschätzung wurden Symbole zur Kennzeichnung der geologischen Herkunft der Substrate übernommen (D - Diluvial-, Lö - Löß-, V - Verwitterungs-, Al - Alluvial- und Mo - Moorstandorte). Für D-Standorte (s. Tab. 1) und Lö- sowie V-Standorte nehmen mit zunehmender Ordnungsziffer (z. B. D1 bis D6) die Ackerzahlen zu. Die Ordnung der anderen Standorte folgt dagegen anderen Kriterien (SCHILLING et. al. 1965).

Einem StT werden zwischen 3 bis maximal 10 Standortregionaltypen zugeordnet. Symbolisiert werden sie durch eine betreffende dem StT nachgestellte Ziffer. Sie stellen Bodenformengesellschaften (Bodenformen entsprechend der ehemaligen TGL 24300) dar, für die die Kennzeichnung der Substrat-, Hangneigungs- und Hydromorphieverhältnisse durch bestimmte merkmalspezifische Flächentypen erfolgt (SCHMIDT & DIEMANN 1981).

Tabelle 1: Ackerzahlen für Standortgruppen und Standorttypen des Kreises Oranienburg

Standortgruppe (StG)	Standorttyp (StT)	Ackerzahl
1 grundwasserferne Sande	D1a sickerwasserbestimmte Sande	< 22
	D2a sickerwasserbestimmte Sande, z.T. mit Tieflehm	23 - 27
2 Sand- und Tieflehme	D3a sickerwasserbestimmte Tieflehme und Sande	28 - 33
	D3c sickerwasserbestimmte Decklehmsande	28 - 33
3 Tieflehme und Lehme	D4a sickerwasserbestimmte Lehme	34 - 44
	D5a sickerwasserbestimmte Lehme und Tieflehme	> 44
	D6a sickerwasserbestimmte Lehme	> 44
	D4c sickerwasserbestimmte und staunässebeeinflusste Decksandlössе	34 - 44
	D5c sickerwasserbestimmte und staunässebeeinflusste Sandlössе	> 44
4 staunasse Tieflehme und Lehme	D4b stau-/grundwasserbeeinflusste Tieflehme	34 - 44
	D5b stau-/grundwasserbeeinflusste Lehme/Tieflehme	> 44
	D6b stau-/grundwasserbeeinflusste Lehme und Tone	> 44
5 Auenlehme	A13a an-/halbhydromorphe Auen(deck)lehme, z.T. Schluffe	
	A13b halb- und vollhydromorphe Auen(deck)lehme, z.T. Schluffe	
	A13c halb- und vollhydromorphe Auenlehmsande	
6 Auentone	A11/2a anhydromorphe, z.T. halbhydromorphe Auentone	
	A11/2b halb- und vollhydromorphe Auentone	
	A11/2c halb- und vollhydromorphe Deckauentone	
7 Niedermoore	Mo1c sandunterlagerte Moore	
	Mo2b tiefgründige Torfmoore	
	Mo2c Mudde und/oder lehmunterlagerte oder -überlagerte Moore	
8 Grundwassersande	D2b grundwasserbestimmte Sande	23 - 27
	D3b stau-/grundwasserbestimmte Sande und Tieflehme	28 - 33

Im folgenden sollen diese StR in zusammengefaßter Form als Grundlage für die Erstellung einer Generallegende der BÜK 200 genutzt werden, die für den Kreis Oranienburg Anwendung finden soll. Bei dieser inhaltlichen Aggregation vorhandener Kartiereinheiten muß es nicht zwangsläufig zu einer Aggregation von Flächen kommen. Generalisierungen und die Berücksichtigung von Bodenformeninventar und Verteilungsmuster machen teilweise neue Grenzziehungen erforderlich.

3.2 Naturraummosaiktypen

Die Forstliche Standortskartierung erfolgte auf dem Gebiet Ostdeutschlands im Maßstab 1 : 10 000. Da die Nomenklaturen maßstabsentsprechend wesentlich differenzierter als bei der MMK sind, wurde auf die durch KOPP 1982 entwickelten Naturraummosaiktypen zurückgegriffen. Sie liegen flächendeckend auch für die landwirtschaftliche Nutzfläche vor, da zur Erstellung neben der Forstlichen Standorterkundung auch die MMK verwendet wurde. Die Mosaiktypen stellen für die Erarbeitung der BÜK 200 auf forstlich genutzten Flächen eine ausreichende Grundlage dar. Gegenüber der MMK wird auf eine differenzierte Kennzeichnung nach bodensystematischen Einheiten verzichtet. Mit Hilfe der ausgegrenzten Substrat-, Hydromorphie- und Reliefverhältnisse kann in Verbindung mit Analogieschlüssen aus der MMK dieser Mangel ausgeglichen werden. Die Inhalte der Naturraummosaika (HARTMANN et. al. 1994) erlauben eine Zuordnung zu Generallegendeneinheiten (s. Tab. 2).

4. Ergebnisse

Der Vorschlag zur Erstellung einer BÜK 200 im Kreis Oranienburg nutzt die Naturraummosaikarten für forstlich und die MMK für landwirtschaftlich genutzte Flächen als Grundlage zur Ausgrenzung von Kartiereinheiten entsprechend den möglichen Generallegendeneinheiten (s. Tab. 2). Auf eine detaillierte Kennzeichnung der Kartiereinheiten entsprechend der von HARTWICH & KRUG 1994 vorgeschlagenen tabellarischen Legende wurde zunächst verzichtet, da es hier um die Darstellung eines methodischen Ausgrenzungsbeispiels für Ostdeutschland zur Erarbeitung einer BÜK 200 geht. Die Tabelle 2 stellt das wesentliche Bodenformeninventar möglicher nach HARTWICH, KRUG & RICHTER 1994 abgeleiteter Generallegendeneinheiten dar, die für den Kreis Oranienburg angewendet werden. Dabei handelt es sich vorwiegend um Leitbodenformengesellschaften (Aggregierungsstufe 3), die den dominanten Flächenanteil einer Kartiereinheit charakterisieren.

Tabelle 2: Vorschlag einer Generallegende für die BÜK 200 - Beispiel Kreis Oranienburg

Nr.	Legendeneinheit BÜK 200 (Nomenklatur der KA 4 - Angaben zu bodensystematischen Einheiten kursiv)
1	fast ausschließlich Braunerde-Podsol aus Kryo-, Schmelzwasser- oder Moränensand
2	<i>vorherrschend Braunerde-Podsol</i> und <i>gering verbreitet Gley-Podsol</i> fast ausschließlich aus Kryo-, Schmelzwasser- oder Moränensand
3	fast ausschließlich Braunerden aus Kryo- oder Moränensand bzw. -sandlehmen
4	verbreitet bis überwiegend Braunerde-Podsol oder Braunerde aus Kryo- oder Moränensand und gering verbreitet Braunerde aus Sand ¹ über tiefem Moränenlehm
5	<i>vorherrschend Braunerde</i> und <i>gering verbreitet Gley-Braunerde</i> vorherrschend aus Kryo- oder Moränensand /-lehmsanden und gering verbreitet aus Sand über Moränenlehm
6	verbreitet Braunerde aus Kryo- oder Moränensand und verbreitet Fahlerde aus Sand über Moränenlehm
7	verbreitet Fahlerde aus Sand über Moränenlehm und verbreitet Braunerde aus Kryo- oder Moränensand und selten Gley-Braunerde aus Kryo- oder Moränensand
9	fast ausschließlich Fahlerde aus Sand über Moränenlehm und aus Lehmsanden über Moränenlehm
16	fast ausschließlich Fahlerde und Gley-Braunerde aus Sand über Moränenlehm
43	fast ausschließlich Gley-Vega aus Auenlehm über Auensand und aus Auenlehm
55	fast ausschließlich Erd-, Mulm- oder Murschniedermoor aus Niedermoorortof über Fluvisand oder Mudde und selten Gley oder Regosol über Niedermoor aus Kipp- oder Fluvisand über Niedermoorortof
56	<i>fast ausschließlich Erd-, Mulm- oder Murschniedermoor</i> verbreitet aus Niedermoorortof und gering verbreitet aus Niedermoorortof über Fluvisand oder über Mudde und selten Gley oder Regosol aus Kipp- oder Fluvilehm über Niedermoorortof
57	überwiegend Erd-, Mulm- oder Murschniedermoor aus Niedermoorortof über Mudde und selten über Lehm; verbreitet (Relikt) Gley aus Mudde, aus Mudde über Niedermoorortof und selten aus Fluvi- oder Kippelhm über Niedermoorortof
58	verbreitet Braunerde und Braunerde-Podsol aus Kryo-, Fluvi- oder Moränensand und verbreitet Gley und Gley-Podsol aus Fluvisand
59	<i>vorherrschend Gley-Braunerde</i> und <i>Gley-Podsol</i> und <i>selten Gley</i> aus fast ausschließlich Fluvisand
60	überwiegend Fahlerde und Gley-Braunerde aus Sand über Moränenlehm und verbreitet Braunerde aus Kryo- oder Moränensand
61	<i>fast ausschließlich Gley-Braunerde</i> überwiegend aus Sand über Moränenlehm und verbreitet aus Fluvisand
62	<i>fast ausschließlich Gley</i> vorherrschend aus Kryo- oder Fluvisand über Moränenlehm und verbreitet aus Fluvisand
63	<i>vorherrschend Humus- bis Anmoorgley</i> verbreitet aus Fluvilehmsanden über Fluvisand und verbreitet aus Fluvisand und selten Gley aus Fluvilehmsanden über Fluvisand

¹ laufende Nr. nach HARTWICH, KRUG & RICHTER 1994

² Bodenartenangabe ohne Genesehinweis = i.d.R. periglaziär überprägt (periglaziäre Lage)

Literatur:

- ALTERMANN, M., KÜHN, D. (1994): Vergleich der bodensystematischen Einheiten der ehemaligen DDR mit denen der Bundesrepublik Deutschland.- Zeitschr. f. Angew. Geol., H. 1, 1 - 11, Berlin Arbeitsgruppe Bodenkunde der Geol. Landesämter und der Bundesanstalt für Geowiss. und Rohstoffe (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Hannover (im Druck)
- FINNERN, H. (1993): Die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000 (BÜK 200), Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 72/II, 889 - 892
- HARTMANN, K.-J., LORENZ, S., WYSUJACK, R. (1994): Substratkarte Kreis Oranienburg (Basis MMK/ Forstl. Mosaiktypen), Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 74, 189 - 192
- HARTWICH, R., KRUG, D., RICHTER, A. (1994): Vorschlag zur Zusammenfassung der Standortregionaltypen der MMK zu Legendeneinheiten der BÜK 200 (nicht veröffentlicht)
- KOPP, D. (1982): Allgemeingültige Naturraumtypen für Hauptstockwerke; in: KOPP, JÄGER & SUCCOW: Natürliche Grundlagen der Landnutzung, Akademie Verlag, Berlin
- LIEBEROTH, I., CZWING, E. (1990): Weiterentwickelte Natürliche Standorteinheiten, Akademie d. Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Bodenkunde/Fernerkundung, Eberswalde
- SCHILLING, D., BANNORTH, H., SCHLICHT, H. (1965): Natürliche Standorteinheiten der Produktion in der DDR, Landwirtschaftsrat der DDR (ed.)
- SCHMIDT, R. (1994): Erarbeitung eines Regelwerkes zur bundesweit einheitlichen Zuordnung der Böden zu den Legendeneinheiten Der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 200 000 (Wissenschaftliche Konzeption), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (unveröffentlichtes Manuskript)
- SCHMIDT, R., DIEMANN, R. (1981): Erläuterung zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK), unveränderter Nachdruck 1991, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Bodenkunde/Fernerkundung, Eberswalde

Methodenbausteine im Bodeninformationssystem - Fachinformationssystem Bodenschutz Brandenburg (- Konzept und Ergebnisse)

von

Hartmann, K.-J.¹ und R. Schmidt²

1. Einleitung

Im Bereich bodenkundlicher Informationssysteme wurde, unter verschiedenen, Auswertezielen bislang vorwiegend mit Länderbezug gearbeitet (z. B. NIBIS in Niedersachsen, SAAR-BIS im Saarland). Für verwaltungsorientiertes Handeln sind größermaßstäbige Aussagen erforderlich. Deshalb wurde in dem vom Umweltbundesamt (UBA) und Landesumweltamt Brandenburg (LUA) geförderten, am Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) bearbeiteten, Projekt "Methodenbausteine im Bodeninformationssystem - Fachinformationssystem Bodenschutz Brandenburg" (FIS-BOS), auf Kreisebene gearbeitet. Hierbei wurden Bestandteile für ein Fachinformationssystem entwickelt, das, als Teil des Landesumweltinformationssystem (LUIS), der Administration notwendige Informationen zum Vollzug des Bodenschutzes bereitstellt. Die Arbeiten erfolgten im Kreis Oranienburg, um bodenkundlich/stoffliche Untersuchungen und praktischen Anwendungen in einem abgegrenzten Gebiet mit unterschiedlichen Belastungsgradienten und eindeutigen administrativen Bezug durchzuführen.

2. Vorgehensweise

Das Konzept gliedert sich in Daten- und Methodenbereich, wobei z. T. die im Rahmen der "Pilotstudie zur Einführung des Bodeninformationssystems in den Ländern Brandenburg und Sachsen" (SCHMIDT et al. 1992) begonnen Arbeiten unter dem Schwerpunkt von DV-Anwendungen weiterentwickelt wurden.

Tab. 1 : Digital verfügbare Daten für den Kreis Oranienburg

Datenquelle	Maßstab	Stand '92	Stand Projektende
Profildaten	Punktdaten	*	*
Screeningprofile	Punktdaten	8 Profile	65 Profile
Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK)	1 : 100.000	*	*
	1 : 25.000	+	*
Geologic	1 : 25.000	a	*
Hydroisohypsen	1 : 50.000	a	*
Flächennutzung	1 : 50.000		*
Bodenschätzung	1 : 25.000	a	*
Forstdaten	1 : 100.000	a	*

* = digital verfügbar

+ = digital vorhanden bzw. in Bearbeitung, für das Kreisgebiet noch nicht vollständig verfügbar

a = analog verfügbar

1) Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle/Saale

2) Fachhochschule Eberswalde, Landschaftsnutzung und Naturschutz, Postfach 100326, 16205 Eberswalde

2.1 Datenbereich

Im Datenbereich galt es den Bestand bodenschutzrelevanter Punkt- und Flächendaten zu sichern, in digitaler Form für Anwendungen (u. a. im Methodenbereich) zu erschließen (Tab. 1) und exemplarische Auswertungen vorzunehmen. Ergänzend wurde ein Stoff- und Flächenscreening durchgeführt, um gebietsbezogen die wichtigsten Schadstoffgruppen und Belastungsräume auszuwählen. Für das Stoffscreening wurden in zwei Phasen insgesamt 65 Standorte unter Repräsentanzkriterien bodenkundlich nach KA 3 aufgenommen, Ober-, Unterboden sowie Ausgangsmaterial der Bodenbildung beprobt und mit dem Ziel einer Stoffmusterliste (Tab. 2), in Anlehnung an eine Liste aus den "Maßnahmen zum Bodenschutz (ANONYM 1987), analysiert. In der ersten Phase erfolgte die Standortauswahl unter Nutzung der MMK-Auswertebereiche des Bezirkes Potsdam entsprechend der Anteile der einzelnen Einheiten (LIEBEROTH et al. 1979). In der zweiten Phase wurden die Standorte unter Einsatz einer für die MMK des Landes Brandenburg durchgeführten Repräsentanzanalyse (KOTHE & SCHMIDT 1994) ausgewählt. Der Begriff Flächenscreening beinhaltet das Verfahren zur Standortauswahl und flächenhaften Ergebnisdarstellung.

Tab. 2 : Analysenspektrum zur Bodenuntersuchung (HARTMANN & MÖLLER 1994)

Grundkenngrößen	Hauptnährstoffe	Metalle	Andere
Tonanteil	N, gesamt	As, gesamt	SO ₄ ²⁻
C _{org}	P, pflanzenverfügbar	Pb, gesamt	Cl ⁻
pH-Wert	K, pflanzenverfügbar	B, gesamt	PAK's
Salze, Leitfähigkeit		Cd, gesamt und Extrakt	
		Tl, gesamt	
		Zn, gesamt und Extrakt	

2.2 Methodenbereich

Im Methodenbereich galt es die Modelle zur

- Grundwasserneubildung,
- Filtereigenschaften von Böden gegenüber von Schwermetallen,
- Verhalten von Organika in Böden,

die in der DV-Umgebung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) am Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB) realisiert sind (MÜLLER et al. 1992), für andere DV-Strukturen und Datengrundlagen nutzbar umzusetzen. Hierfür wurden vom NLfB die in C programmierten Basismodule, aus denen die Ableitung von Kennwerten erfolgt, an das ZALF übergeben und dort mit der vorhandenen DV-Umgebung lauffähig realisiert. Die Basismodule repräsentieren die digitale Umsetzung der analogen Verknüpfungsregeln. Zur Ergebnisbestimmung werden Daten der Modul-Datenbank genutzt. Sie enthält Tabellen mit Basiswerten für Zuordnungen (SCHMIED et al. in : HARTMANN & SCHMIDT 1994).

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse der stofflichen Untersuchungen wurden anhand von Orientierungswerten aus dem Referentenentwurf der "Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes zur UVP" (ANONYM 1992) bewertet und kartographisch dargestellt. Sie gingen in eine Liste mit Stoffen und

Parametern ein (Tab. 2), die unter dem Aspekt des Informationsbedarfs für den Bodenschutzes und Modellanwendungen bei Bodenuntersuchungen zwingend aufgenommen werden sollten (HARTMANN & MÖLLER in : HARTMANN & SCHMIDT 1994).

Des weiteren konnten die Werte zur Charakterisierung der stofflichen Situation der Böden im Kreis Oranienburg, die in Tab. 3 für einige Stoffe auf Basis von MMK-Standortgruppen wiedergegeben ist, und Regionalisierung von Bodenbelastungen herangezogen werden. Hierbei zeigt sich, daß

- im Vergleich mit gängigen Listen die Böden allgemein nicht belastet sind.
- keine Normalverteilung der stofflichen Gehalte besteht, d. h. in der Regel ist der Median m deutlich niedriger als der Mittelwert x bzw. das 90 % Perzentil m 90. Demzufolge sind die ubiquitären Stoffgehalte deutlich niedriger als es mittlere Gehalte ausdrücken. Nach Betrachtung der 90 % Perzentile bleibt zu prüfen, ob es sich bei der Verteilung um eine Exponentialfunktion handelt, was Auswirkungen auf Bewertungsverfahren hätte.
- die aus den Bodeneigenschaften pH-Wert, Ton- und Humusgehalt abgeleiteten Bindungsstärken (Tab. 4) sich in den Stoffgehalten wiederfinden.

Tab. 3 : Auswertung einzelner Stoffe mit statistischen Hilfsmitteln (in mg/kg)

StG	I-III	n	As			Cd			Pb			PAK		
			x	m	m 90	x	m	m 90	x	m	m 90	x	m	m 90
1	24	1,37	0,67	2,70	0,09	0,03	0,39	8,26	6,38	21,43	0,852	0,000	0,213	
2	39	1,59	1,11	2,95	0,16	0,09	0,18	10,16	9,81	16,81	0,078	0,000	0,130	
7	42	10,22	2,83	13,46	0,33	0,06	0,67	28,91	7,02	60,10	0,641	0,000	1,018	
8	60	1,37	0,67	2,14	0,08	0,03	0,14	9,80	3,35	17,56	0,234	0,000	0,206	
I	n													
1	8	0,95	0,79		0,18	0,06		15,86	16,97		2,542	0,050		
2	13	1,41	1,02	2,67	0,31	0,14	0,46	15,32	15,73	20,38	0,783	0,049	0,134	
7	14	17,89	6,23	44,34	0,65	0,37	1,17	63,80	32,40	152,8	1,814	0,564	7,475	
8	20	1,96	0,95	5,31	0,15	0,07	0,28	23,41	13,53	28,37	1,209	0,031	1,744	

StG : Standortgruppe
 1 = grundwasserferne Sandstandorte
 2 = Sand- und Tieflehmstandorte
 7 = Moorstandorte
 8 = Grundwassersandstandorte

I-III : Proben aus Ober-, Unterboden und Ausgangsmaterial der Bodenbildung

I : Oberbodenprobe;

n : Stichprobenumfang; x: Mittelwert; m : Median; m 90 : 90 % Perzentil;

Des weiteren gingen diese Daten als Grundparameter in die Modellanwendungen ein. Hierbei wurden die Daten zur Überprüfung und Ergebniskontrolle sowohl im NIBIS als auch unter der Realisation im FIS-BOS angewendet. Dabei kann festgehalten werden, daß vergleichbare Daten unter verschiedenen DV-Anwendungen zu gleichen Ergebnissen und kartographischen Darstellungen führen (MALESSA et al. in : HARTMANN & SCHMIDT 1994). Demzufolge sind die im NIBIS realisierten Modelle grundsätzlich auf andere DV-Strukturen übertragbar. Die erzielten Ergebnisse sind in Tab. 4 für die Schwermetallbindungsstufen von Cd und Pb auf Basis der Standorttypen der MMK dargestellt.

Tab. 4 : Eingangparameter und Schwermetallbindungsstufen von MMK-Standorttypen

Standorttyp*	n	pH	Ton	Humus	Grundwasser in cm	Bindungsstufe Pb	Bindungsstufe Cd
D1a	5	4,4	0,5	1,1	180 <	sehr stark	gering
D2a	3	5,5	1,0	0,8	180 <	sehr stark	stark
D3a	11	5,7	1,8	1,0	160	sehr stark	stark
D4a	1	5,1	3,6	0,9	180 <	sehr stark	mittel
D5a	1	7,3	5,8	1,5	180 <	sehr stark	sehr stark
D5b	1	7,4	4,1	1,2	50	sehr stark	sehr stark
Mo1c	9	5,4	0,2	16,4	50	sehr stark	sehr stark
Mo2b	4	6,4	0,1	15,1	58	sehr stark	sehr stark
Mo2c	1	4,0	0,2	15,1	80	sehr stark	stark
D2b	16	5,4	0,3	2,9	89	sehr stark	stark
D3b	3	5,6	0,4	1,6	92	sehr stark	stark
Al3b	1	7,5	7,9	8,4	60	sehr stark	sehr stark

* Erläuterung der Standorttypen bei SCHMIDT (1992)

4. Bewertung

Der Bezug der administrativen Einheit Kreis als Arbeitsebene für das FIS-BOS hat sich bewährt. Dies betrifft :

- (a) die erleichterte, gezielte Prüfung des vorhandenen Datenbestandes, -umfangs und -bedarf für ein eindeutig administrativ definiertes Gebiet,
- (b) die Regionalisierbarkeit der Screeningergebnisse, die als gezielt aufgenommene Neudaten flächenhaft nutzbar sind,
- (c) die Darstellung von Ergebnissen im Stoff- und Methodenbereich
- (d) die Behandlung des Bodenschutzes auf den Ebenen länderbezogener Vorsorge und kreisbezogenem Vollzug

5. Literatur

- Anonym (1987) : Maßnahmen zum Bodenschutz, Beschluß des Bundeskabinetts, Drucksache 11/1761
- Anonym (1992) : Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes zur Umweltverträglichkeitsprüfung, Referentenentwurf BMU
- Kothe, P., Schmidt, R. (1994) : Nachbarschaftsanalytische Ausweisung repräsentativer Bodendauerbeobachtungsflächen in Brandenburg; in : Schröder, W., Vetter, L., Fränzle, O. (eds.) : Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie, VIEWEG
- Hartmann, K.-J., Schmidt, R. (eds.) (1994) : Methodenbausteine im Bodeninformationssystem-Fachinformationssystem Bodenschutz/Brandenburg, Abschlußbericht
- Lieberoth, I., Dunkelgod, P., Schmidt, I.H. (1979) : Zentrale Auswertung der MMK des Bezirkes Potsdam, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR
- Müller, U., Degen, Chr., Jürging, Chr. (1992) : Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde Niedersachsens (NIBIS) (Stand Dezember 1992). Hrg. : Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
- Schmidt, R. (ed.) (1992) : Pilotstudie zur Einführung des Bodeninformationssystems in den Ländern Brandenburg und Sachsen, Texte des Bundesumweltamtes, 52/92

Untersuchungen zur Kleinräumigen Substratvariabilität in einem Stauchendmoränengebiet

von

Hellige, D.* , H. Sponagel*, A. Pollex** und O. Richter**

1. Einleitung

Ziel der Untersuchungen ist die räumliche Erfassung und Darstellung der heterogenen Bodenartenstruktur in einem durch Stauchendmoränen geprägten Untersuchungsgebiet, um Kenntnisse über die regional typische räumliche Variabilität der Böden zu erhalten.

Untersucht werden vor allem die sedimentationsbedingten Inhomogenitäten der Bodenart innerhalb gleicher Schichtkörper. Die aufgenommenen sedimentologischen Strukturen und Fließwege im Boden sollen als Eingangsparameter für Modelle des Wasser- und Stofftransportes dienen. Die Transektbohrungen der routinemäßigen Kartierung der bodenkundlichen Landesaufnahme ergeben nur punktbezogene Informationen über den horizontalen Bodenaufbau.

Aus einer dreidimensionalen Darstellung der kartierten Substratkörper sollen Gesetzmäßigkeiten der Verteilungsstruktur und Muster bodenphysikalischer Parameter in Abhängigkeit von der Pedogenese abgeleitet werden, um solche typischen Strukturen simulieren und ihre Auswirkungen auf den Wasserhaushalt untersuchen zu können.

2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im Stauchendmoränenbereich am Südrand des Uelzener Beckens. Es weist aufgrund der geologischen Entstehung eine hohe räumliche Variabilität der Bodenartenstruktur auf.

Das während des Warthe-Stadials der Saale-Kaltzeit nach Süden vorstoßende Inlandeis schob Geschiebelehne und -mergel der Grundmoräne, glazifluviatile Sande des Drenthestadials sowie Beckenablagerungen (Tone und Schluffe) zu Stauchendmoränen auf.

Innerhalb der grundwasserfernen, ebenen bis welligen Geest, im Übergangsbereich vom Zungenbecken zur Stauchendmoräne wurde eine Testfläche mit repräsentativer Schichtung und kryoturbater Überprägung der quartären Lockersedimente ausgewählt.

Um die Bodenartenstruktur und die Fließwege im Boden besser sichtbar zu machen, wurde auf einer Fläche von 3m x 4,50m der Fluoreszenzfarbstoff Rhodamin WT als 0,1%ige Lösung verregnet (WT=Water Tracing). Die Tracerfront erreichte nach 21 Beregnungstagen im Zeitraum von 6 Wochen mit je 10 mm Tracer und 30 mm Wasser eine Tiefe von 1,40m bis 2,00m und eine laterale Ausbreitung von etwa 1,00m über die Beregnungsfläche hinaus.

Zunächst wurde eine Profilwand im Süden der Testfläche freigegeben. Die Bodenansprache erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 3).

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

** Sonderforschungsbereich 179, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

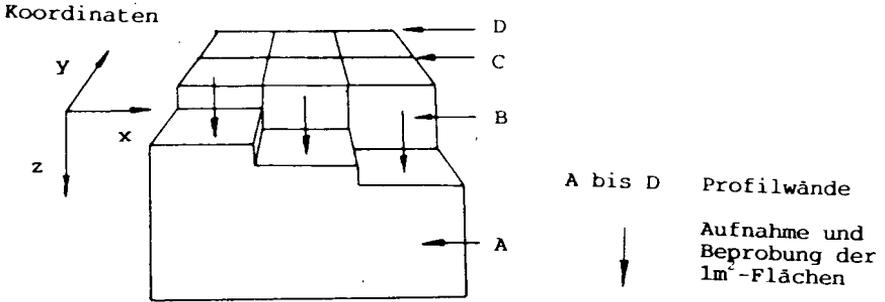


Abbildung 1: Aufnahme- und Beprobungsschema

Die räumliche Lage, Größe und Form der Substratkörper wurde mit Hilfe eines internen Koordinatensystems genau dokumentiert. Die Grenzen der Substratkörper bzw. der Tracerausbreitung wurden im Maßstab 1:1 auf Folie abgezeichnet, um neben photographischen Aufnahmen eine nahezu verzerrungsfreie Abbildung zu erhalten. Anschließend erfolgte das Abgraben der 1m^2 -Flächen in 20cm-Tiefenstufen. Jede Fläche wurde photographisch aufgenommen und ihre Grenzen auf Folie festgehalten. Aus jeweils makroskopisch homogen erscheinenden Substratbereichen wurden Stechzylinderproben für pF-, k_s - und k_d -Bestimmung und Proben für Körnungsanalysen entnommen. Die Laborwerte dienen außerdem zur Eichung der Geländeansprache.

3. Ergebnisse

Der Farbtracer hat die heterogene Bodenartenstruktur deutlich hervorgehoben und optisch differenziert sowie die bevorzugten Fließwege markiert.

Bis 30 cm unter Gelände wurde ein Ap-Horizont aus schwach schluffigem Sand (Su2) kartiert. Darunter folgt eine kompakte Steinsohle mit einem Flächendeckungsgrad von etwa 25 bis 40%. Sie wird von Geschiebedecksand unterlagert. Auffällig ist ein starker Wechsel der Korngrößenzusammensetzung innerhalb weniger Zentimeter im Bereich des Geschiebedecksandes. Gut sortierte fein- bis grobkörnige Bereiche wechseln mit kaum sortierten. Vom Farbstoff nicht markierte mSgs-Bereiche innerhalb gefärbter Flächen gleicher Körnung deuten auf einen Porensprung hin, der ein Durchfließen des Körpers verhindert hat. Die Sande reichen taschenartig bis in den darunterliegenden Geschiebelehm.

Zwischen 65 und 150 cm Tiefe wurden Geschiebelehme und -mergel verschiedener Mächtigkeit, im oberen Bereich zum Teil mit kryoturbaten Verwürgungen, angetroffen. In dieser Zone haben Auftauvorgänge, Rutschungen und Verbrodelung alte Texturen und Strukturen verändert und zerstört und neue Formen geschaffen.

Der Geschiebelehm (S13 bis Ls3) bildet keinen kompakten Staukörper, er enthält kugelförmige Sandkörper und wird von feinen Sandadern durchzogen. Es waren nur sehr schwache Staunässemerkmale zu erkennen, bedingt vielleicht durch die Farbintensität des Tracers. Der Farbstoff hat vor allem die Sandbereiche durchflossen, nutzte aber auch, ohne Tracermarkierung nicht erkennbar, feinste Klüfte im scheinbar dichten Geschiebelehm. Der Lehmkörper weist eine geneigte Oberfläche auf, auf der der Tracer in eine trichterartige Struktur abgeflossen ist und die darunterliegenden glazifluviatilen Sande erreicht hat.

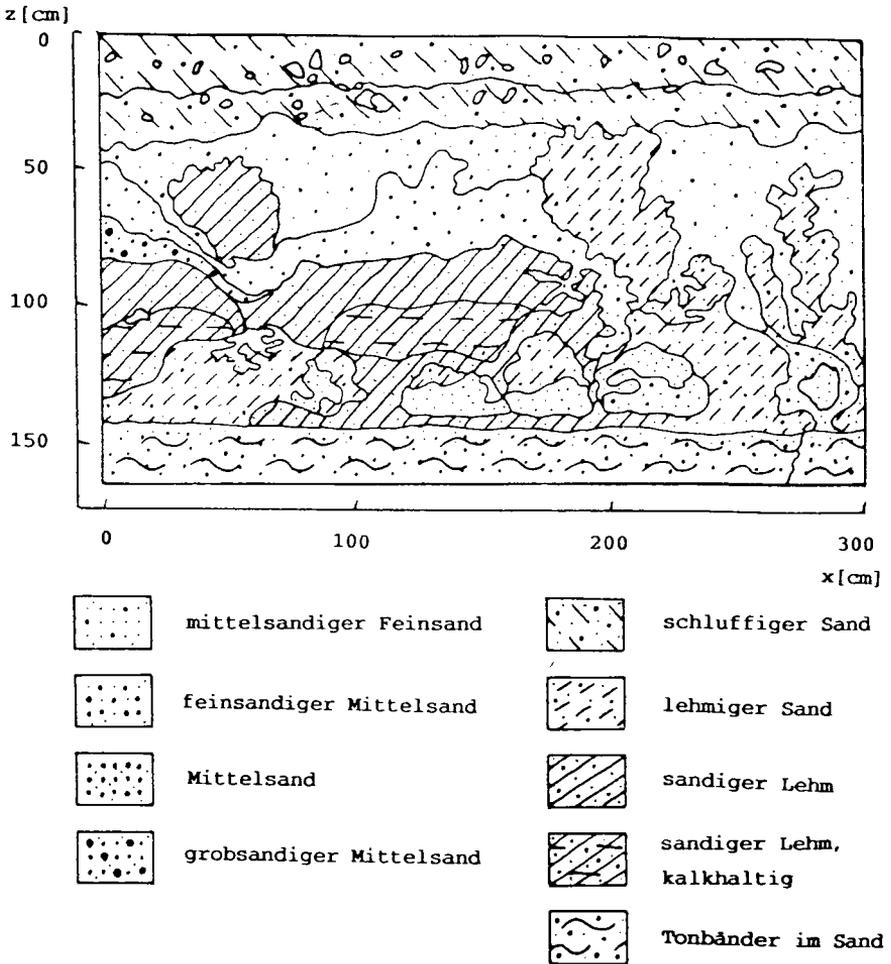


Abbildung 2: Darstellung eines typischen Profilaufbaus

Bis in einer Tiefe von 130 cm wurden einzelne Windkanter gefunden. In einer Tiefe ab 150 cm unter Gelände liegen geschichtete glazifluviatile Sande (überwiegend Mittelsande), zum Teil mit relikti-schen Bt-Bändern. Der Skelettgehalt beträgt bis 130cm unter Gelän-de 2 bis 15%, im Bereich der glazifluviatilen Sande unter 2%.

Dominierender Bodentyp ist die Braunerde, stellenweise mit sehr schwachen Merkmalen der Pseudovergleyung. Einzelne Abschnitte des Bodenblocks konnten als Parabraunerde-Braunerde angesprochen werden.

4. Auswertung

Die aufgenommenen Dias werden über Photo-CD in ein Geographisches Informationssystem geladen und dort entzerrt und bearbeitet. Zu-nächst sollen die Grenzen der Substrateinheiten eingefügt und zur

Korrektur mit den digitalisierten Folien verglichen werden. Das für diese Kartiereinheit typische Substratmuster wird in einem dreidimensionalen Modell abgebildet. Die kartierten Strukturen sollen als Realisierung von Zufallsmengen (Geometrien) beschrieben und der stochastische Prozeß identifiziert werden. Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften kann mit einem Ansatz erklärt werden, der eine systematische und eine stochastische Komponente der Variation unterscheidet (BURROUGH 1983). Der systematische Anteil der Variationen resultiert aus dem Einfluß der geologischen Entstehung und den Faktoren der Bodenbildung. Das nicht funktionale räumliche Muster der bodenphysikalischen Eigenschaften bei gleicher Genese wird durch eine stochastische Komponente beschrieben.

Die erzeugten Geometrien dienen mit ihren bodenphysikalischen Parametern als Eingangsgrößen für durchzuführende Simulationen zur Wasser- und Stoffverlagerung.

Über eine Auswertung der Volumenanteile der verschiedenen Korngrößenzusammensetzung in bezug zur Genese sollen Gesetzmäßigkeiten der räumlichen Verteilungsmuster abgeleitet werden.

5. Fazit

- Der Fluoreszenzfarbstoff Rhodamin WT erweist sich als geeignetes Mittel, um die heterogene Substratverteilung und selbst feinste Fließwege sichtbar zu machen.
- Die Tracerausbreitung verdeutlicht, daß der laterale Fluß einen bedeutenden Anteil an den Wasser- und Stofftransportvorgängen in diesen Böden hat und eine dreidimensionale Erfassung der Substratkörper für Transportmodelle unbedingt notwendig ist.
- Um die z.T. im Zentimeterbereich liegenden Variationen und Verformungen zu erfassen, sollte die Dichte der Schnitte erhöht bzw. ein engeres Aufnahmeraster gewählt werden.

Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Aufl., Hannover.
- BURROUGH, P.A. (1983): Multiscale sources of spatial variation in soil. I. The application of fractal concepts to nested levels of soil variation. - J. Soil Sci., 34, 577-597.
- HENNINGS, V. (1991): Die Bedeutung der räumlichen Variabilität bodenkundlicher Basisdaten für aktuelle und zukünftige Kartiertechniken, dargestellt an einem Beispielsgebiet im nördlichen Harzvorland. - Geol. Jb., F28, Hannover.
- HINZE, C., H. JERZ, B.MENKE & H. STAUDE (1989): Geogenetische Definition quartärer Lockergesteine für die Geologische Karte 1:25000 (GK25). - Geol. Jb., A112, Hannover.
- KÄSS, W. (1992): Geohydrologische Markierungstechniken.- Lehrbuch Hydrogeologie Bd.9, Berlin/Stuttgart.
- PREUL, F. (1985): Über periglaziale Verformungen in Grabungsaufschlüssen am Rande des Fuhsetales bei Salzgitter-Lebenstedt. - Geol. Jb., A87, Hannover.

Danksagung

Die Untersuchungen werden von der DFG im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen" gefördert.

Anwendung der Substratkartierung zur Charakterisierung der Eigenschaften und Merkmale von Böden anthropogener Lithogenese eines ehemaligen Verschiebebahnhofs im Ruhrgebiet

von

Hiller, D. A., R. Stenpaß, V. Jeßen, T. Köppner und B. Jöbkes

Zusammenfassung

Die Ausgrenzung schadstoffbelasteter Gebiete auf Altstandorten erfordert vielfach die Abkehr von der traditionell durchgeführten Rasterbeprobung mittels Rammkernsondierung. Auf einem ehemaligen Verschiebebahnhof wurde die Substratkennzeichnung und die anschließende **Substratkartierung** durchgeführt, wodurch Bodenpartien und Flächen ähnlicher bis einheitlicher Schadstoffzusammensetzung erfaßt und deren Variationsbreite im Schadstoffspektrum durch die chemische Analytik aufgezeigt werden konnte. Die Substratkennzeichnung erlaubt gezielte Sanierungsmaßnahmen und führt zur Einsparung von Kosten. Durch volumenmäßige Beprobung war eine fundierte Schätzung der belasteten Substratmengen möglich, welches für die Planung von Sanierungsmaßnahmen eine wichtige Grundlage darstellt. Als Orte höchster Schadstoffkonzentrationen zeigten sich die mit PAK-belasteten Aschen- und Staubverfüllungen der Schotterhöhlräume in den Gleissträngen. Die Auftragschichten mit technogenen Substrateinmengen weisen höhere Nähr- und Schadstoffkonzentrationen auf als die aus Natursubstrat bestehende Planumschicht, wobei, infolge der hohen Skeletthalte in den Auftragsböden des ehemaligen Verschiebebahnhofs, vorwiegend geringe potentielle Kationenaustauschkapazitäten vorliegen.

1 Einführung

Für die wirtschaftliche Entwicklung des Ruhrgebietes war der verkehrstechnische Ausbau des Schienennetzes von entscheidender Wichtigkeit. Insbesondere der Bau der Köln-Mindener-Strecke (1847), der Hollandlinie (1856), der Rheinischen Bahn (1879) u. a., an welche die Industrie ein eigenständiges Netz von Werkbahnen für den Zubringer- und überörtlichen Werkverkehr errichtete und wodurch auch alle Zechen sowie größere Industrieanlagen miteinander verbunden wurden, förderten den industriellen Aufschwung der Region. Mit Rückzug der Montanindustrie und dem Ausbau des Straßennetzes in den 60er und 70er Jahren verlor die Eisenbahn an Bedeutung, was dazu führte, daß bis heute durch die Bundes- und Werkbahnen genutzte Areale aufgegeben werden, z.T. brach liegen oder in andere Nutzungen übergeführt sind bzw. noch werden. Die ursprünglich vorliegenden Böden können aber erst nach einer nutzungsspezifischen Veränderung ihrer, vorwiegend physikalischen, Eigenschaften als Bahnanlage genutzt werden. Diese Auftragsböden unterscheiden sich meist stark

von den vorherigen allochthonen Bodenbildungen. Da bisher nur wenige bodenkundliche Untersuchungen über die Eigenschaften und Potentiale von anthropogen gestalteten Böden auf Bahnanlagen vorliegen, sind nachfolgend auch Ergebnisse zu chemischen und physikalischen Parametern von Auftragsböden eines ehemaligen Verschiebebahnhofes in Duisburg dargestellt, dessen Anfänge sich bis 1866 zurückverfolgen lassen und der 1986 auch verwaltungstechnisch aufgelöst wurde.

2 Material und Methoden

Bei dem im SW der Stadt Duisburg gelegenen ehemaligen Verschiebebahnhof (Blatt 4606 Düsseldorf, r 25 47 500, h 56 94 500) wurde zuerst auf dem ca. 65 ha großen Gelände eine Substratkartierung in Anlehnung an die Empfehlungen des AK Stadtböden (1989) durchgeführt und zur weiteren Kennzeichnung der Auftragsbodeneigenschaften 5 Standorte ausgewählt, wo in Profilgruben Proben für chemische und physikalische Untersuchungen (nach bodenkundlichen Standardmethoden) entnommen wurden.

3 Ergebnisse

Die historische Recherche, Substratkartierung und Profilanlage ergaben, daß die ursprünglichen Böden (Braunerden, z.T. Podsol-Braunerden und Parabraunerden), welche sich auf dem Sediment der Rhein-Niederterrasse entwickelt hatten, bei Anlage und Ausbau des Verschiebebahnhofes um ca. 2 m mit natürlichen (Kiese, Sande) sowie anthropogenen Substraten (Aschen, Schlacken u.a.) überdeckt wurden. Entsprechend der Aufträge aus technogenem und natürlichem Material sind derzeit auf dem ehemaligen Verschiebebahnhof vorwiegend Regosole sowie - in den denudierten Bereichen rückgebauter Schienentrassen - Syrosemi ausgebildet.

Die Anlagen des Verschiebebahnhofes waren 1994 bereits durch die Bundesbahn stellenweise rückgebaut, d.h. die Schienen demoniert und der ausgesiebte Basaltschotter abgefahren, so daß eine stark differenzierte Oberflächenmorphologie mit verbliebenen Schienenbegleitwegen, (teil)ausgeräumten und noch vollständigen Schienentrassen (18 km) vorlag. Die Substratkartierung ergab, daß auf der Fläche 8 technogene Leitsubstrate dominierten, deren durchschnittliche chemische Eigenschaften und Belastungsparameter in Tab. 1 aufgeführt sind.

Die Schienenbegleitwege weisen einen verhältnismäßig einheitlichen Aufbau auf und bestehen i.d.R. in den obersten 10-20 cm aus einer feinen, koksreichen, vergrusten, z.T. glasigen (Rost-)Asche mit Beimengungen von Fein- und Mittelkiesen (Sub. IV-VII). In älteren Begleitwegen ist in den obersten Bereichen eine Humusakkumulation erkennbar. Unter der Aschenschicht folgen gröbere Substrate, wo neben natürlichen Grobkiesen, Kalkstein- und Basaltschotter und Siltsteine koksreiche grobe Aschen und Schlacken als technogene Substrate vorkommen. Der Aufbau der Gleiskörper läßt sich unterteilen in das Skelett aus Kalibasalt-, Basaltschlacken- und Dolomitsteinschotter sowie in die Hohlräume eingelagertem Feinsubstrat, welches neben Sand und Schotterabrieb, Bergemateri-

al, Kohle, Asche (Sub. I-III), magnetische Feinstpartikel und nicht näher zuordnungsbarer Stäube enthält. Der stark Pb- und As-belastete Grubenschlamm wurde außer in einer Tiefgrube auch in den Gleisanlagen des Zu- und Ablaufbereiches dieser Grube, lokal in bis zu 10 cm mächtigen und bis zu 2 m im Durchmesser großen Schichten, vorgefunden. Die Auswertung der Belastungsparameter ergab, daß das Feinsubstrat der Gleiskörper z.T. sehr hohe PAK-Gehalte aufweist (Tab. 1). Eine sich

Tab. 1: Eigenschaften und Belastungsparameter von 8 typischen technogenen Substraten (Sub. I-VIII) eines ehemaligen Verschiebebahnhofes im Ruhrgebiet (Werte in mg/kg, sofern nicht anders vermerkt)

	Feinsubstrat jung Sub. I	Feinsubstrat alt Sub. II	Asche fein Sub. III	Asche alt Sub. IV	Asche glasig Sub. V	Hütten- sand Sub. VI	Schlacke Sub. VII	Grubenschlamm Sub. VIII
pH-CaCl ₂	7,3	7,3	5,8	7,1	7,6	9,9	11	2,9
% CaCO ₃	3,7	1,2	0,1	0,1	0,1	3,3	4,6	n.n.
% C	8,2	33	38	4,3	3,5	3,0	0,7	n.n.
C/N	43	41	45	39	50		24	
Fe _t %	20,3	16,0	14,8	3,7	8,4	9,7	0,1	19,1
P _t	1.670	1.300	1.200	1.930	1.030	414	67	298
N _t	109	146	91	62	72	7	5	80
Cu _t	761	830	957	47	145	32	7	36
Zn _t	930	1.740	611	10	434	6	14	515
Cd _t	4,9	8,8	2,8	<0,0	2,76	0,4	0,7	0,9
Pb _t	423	963	287	3	226	4	10	3.430
As _t	60	60	63	1,8	32,1	2,9	<0,1	537
Σ PAK _{EP3}	<40	<1410	<33	<2	<45	<2	<2	<2
Cyanide	0,6	5,2	0,81	<0,1	0,83	23	25	0,1

bereits im Gelände abzeichnende Annahme, daß die PAK-Belastung des Feinsubstrates mit dem Nutzungsalter der Schienentrassen einhergeht, bestätigte die historische Recherche, welche ergab, daß das Feinsubstrat mit den hohen PAK-Gehalten (Sub. II) aus einem Bereich mit alten (Anlage ca. um 1900), das Feinsubstrat mit den niedrigen PAK-Gehalten (Sub. I) aus einem Bereich mit relativ jungen Schienentrassen (Anlage ca. 1907-1935, aber wahrscheinlich Erneuerung in den 70er Jahren; vorwiegender Personenverkehr) stammt. Während das Feinsubstrat der Schotterzwischenraumfüllungen auf den „alten Schienentrassen“ noch durch die eingewaschenen Verbrennungsaschen der Dampflokotiven dominiert wird, liegen auf den jungen Schienentrassen durch die Erneuerung der Gleisanlagen sowie der Umstellung auf Diesellocks (um 1975) kaum noch Kohlenverbrennungsasche vor. Die z.T. völlige Ausfüllung der Schotterzwischenräume der Gleisanlagen bis Oberkante der Bahnschwellen in den ältesten Zonen des ehem. Verschiebebahnhofes ist auf die bautechnische Aschenentsorgung der Dampflokotiven zurückzuführen. Die Asche wurde zumeist während der Fahrt durch einen Rost unter der Brennkammer in das Gleisbett zwischen den Schienen abgerüttelt.

Die Schienenbegleitwege, welche bis zur Planumschicht aus technologischen Substraten aufgebaut sind, findet sich kaum eine Einlagerung PAK-belasteter Aschen und Stäube. Dies ist durch die vergleichsweise geschlossene und z.T. verschlammte Oberfläche auf den Begleitwegen zurückzuführen, von der sedimentierte Verbrennungsrückstände des Dampflokbetriebes bzw. von den Güterwaggons abgerieselte Stäube leicht wieder abgeweht werden konnten. Durch volumenmäßige Beprobung der Gleisanlagen konnte auch eine Mengenermittlung für verschiedene Substrate in den noch verbliebenen 18 km Schienenkörper durchgeführt werden, welche u.a. ergab, daß diese ca. 2.500 t PAK-belastetes Feinsubstrat und circa 43.000 t unbelastete Schotter aus Naturstein enthalten.

Die Ergebnisse aus der Profilgrubenbeprobung charakterisieren Sorptionspotentiale, Nährstoff- und Schadstoffakkumulationen - P1, P2, P3 sind Gleisanlagen, P4 ist ein Begleitweg, P5 ist ein ehemaliger Schienenstrang, der später überdeckt und zu einem Begleitweg umgenutzt wurde - welche zeigen, daß im Feinerderaumvolumen, infolge des Dominierens des Skeletts am Bodenvolumen (Median = 60 bzw. 43 Gew.-% in Auftragsschichten mit technologischen Substraten bzw. im Planumbereich), zur Sorption von Schad- und Nährstoffen, i.d.R. nur niedrige bis mittlere Kationenaustauschkapazitätspotentiale in den Auftragsschichten der Gleisanlagen und deren Begleitwege, wie auch in der aus Natursubstrat bestehenden Planumschicht vorliegen (Tab. 2).

Tab. 2: Durchschnittliche Gehalte der potentiellen Kationenaustauschkapazitäten sowie der Phosphat- und Schwermetallmengen (Königswasseraufschluß) in Schichten mit technologischen Substraten (T.Sub.) und dem Planumbereich (Plb.) aus Natursubstrat von 5 Auftragsbodenprofilen (P1-P5) eines ehemaligen Verschiebebahnhofes im Ruhrgebiet (Gehalte bezogen auf $dm \cdot m^2$)

		KAKpot mol	g P	g Pb	g Cd	g Zn	g Cu	g Ni
P1	Gleis jung							
	T. Sub.	8,0	68,0	14,7	0,2	36,2	32,0	9,4
	Plb.	10,3	47,8	1,1	<0,0	3,8	1,1	2,4
P2	Gleis alt							
	T. Sub.	25,0	115	76,8	0,6	152	52,8	20,7
	Plb.	10,4	39,2	1,7	<0,0	4,7	1,6	2,7
P3	Gleis alt							
	T. Sub.	9,3	132	43,4	0,2	24,8	20,3	9,8
	Plb.	8,4	19,0	1,6	<0,0	2,7	0,7	1,7
P4	Schienenbegleitweg							
	T. Sub.	6,8	36,5	11,4	0,1	9,6	5,4	2,3
P5	da Plb. >180 cm keine Beprobung							
	Schienenbegleitweg (jung)							
	T. Sub.	4,8	42,9	7,7	0,1	11,2	6,1	6,0
	T. Sub. Gleis	3,5	27,4	58,1	0,1	18,4	5,6	3,0
	Plb.	5,7	38,7	1,2	<0,0	2,4	0,7	2,4

Zusammenhänge zwischen Schwermetallgehalten in Oberböden und den Stadtstrukturen der Stadt Halle/ Saale

von

Höke, S. und C. Wallossek

1. Einleitung

Es wurden die königswasserlöslichen Gehalte von Pb, Cd, Cr, Co, Cu, Ni und Zn in den Oberböden der Stadt Halle/S. untersucht. Anhand räumlicher Verteilungsmuster und aufgenommenen Standortparameter der Probenflächen wurden die Hauptemittenten herausgearbeitet. Weiter wurde geprüft, ob eine signifikante Verbindung zwischen Stadtstrukturen und Schwermetallverteilung besteht. Solche Zusammenhänge können bei der kommunalen Planung berücksichtigt werden. Bei bekannten Hintergrundwerten lassen sich neue Probenwerte mit den mittleren Gehalten und den Schwankungsbereichen der entsprechenden Stadtstruktur vergleichen und ermöglichen eine Vorabschätzung, ob eine Altlastenverdachtsfläche vorliegt oder ob die Schwermetallgehalte den Hintergrundwerten entsprechen.

2. Methoden

Die Probenentnahmestellen wurden nach Absprache mit Prof. Dr. M. Frühauf (MLU Halle) möglichst eng an bereits bestehende Flechtenmonitoringstandorte angelehnt. Zur Auswahl der Standorte wurde ein Gitternetz von 1 km Abstand auf das Stadtgebiet projiziert. Nach Möglichkeit wurden Mischproben von ebenen, gepflegten, freiliegenden Rasenflächen (> 50 m Entfernung von größeren Straßen) aus den oberen 10-15 cm entnommen. Zur räumlichen Darstellung wurden Isolinienkarten gleicher Schwermetallgehalte mittels der Kriging-Interpolationsmethode erstellt (MATHERON, 1963). Die Berechnung erfolgte mit dem Programm SURFER 3.0 auf Basis eines 100*100 m Rastergitternetzes. Die Berechnung der Korrelationskoeffizienten erfolgte nach PEARSON, V% = Variationskoeffizient, Anzahl der Proben (n) = 72.

3. Ergebnisse

Zur Abschätzung der geogenen Hintergrundgehalte ist auf die von HINDEL & FLEIGE (1990) veröffentlichten durchschnittlichen geogenen Schwermetallgehalte in den Böden der BRD zurückgegriffen worden.

Tab: 1 Durchschnittswerte der Schwermetallgehalte (mg/kg) (nach: HINDEL & FLEIGE, 1990)

Metall	Granit		Löß	
	Gestein	C-Horizont (<2mm)	Gestein	Ah-Horizont
Cd	0,1	0,3	<0,3	<0,3
Cr	25	-	67	-
Cu	20	3	15	12
Ni	8	5	28	22
Pb	20	26	34	37
Zn	60	43	53	42

Der Granit kommt in seiner Zusammensetzung dem Halleschen Quarzporphyr, der im Nordosten des Stadtgebietes ansteht, am nächsten. Der Quarzporphyr wird z.T. von porphyrischen Verwitterungsprodukten (Kaolinerden) und äolischen Lößdecken überdeckt. Im südwestlichen Stadtgebiet, getrennt durch

* FB9, Angewandte Bodenkunde, Universität GH Essen, 45117 Essen

** Geographisches Institut der Universität Köln, Albertus-Magnus-Platz, 50923 Köln

die Hallesche Marktplatzverwerfung, stehen Muschelkalke und Buntsandsteine an, die flächenhaft mit Löß bedeckt sind (KRUMBIEGEL & SCHWAB, 1974).

Co liegt unter der Nachweisgrenze der Flammen-AAS. Ein höherer luftbürtiger Co-Eintrag in die Böden ist im Untersuchungsgebiet auszuschließen. Die Gehalte an Cr und Ni weisen eine sehr starke Affinität zueinander auf ($r=0,87^{***}$) und korrelieren nicht mit den übrigen untersuchten Elementen. Cr- und Ni-Gehalte zwischen 0 und 25 mg/kg treten vor allem im nordöstlichen Stadtgebiet auf, wohingegen das südwestliche Stadtgebiet überwiegend Cr- und Ni-Gehalte zwischen 25 und 50 mg/kg aufweist. Damit zeigt die Verteilung dieser beiden Elemente im Stadtgebiet einen Bezug zu den bodenbildenden Ausgangsgesteinen (s. Tabelle 1).

Erhöhte Cu-Gehalte im Stadtgebiet lehnen sich vor allem an Bahnanlagen im Altstadtrandbereich an. Ein hoher atmogener Cu-Eintrag darüber hinaus erfolgte nicht. Die Cu-Verteilung zeigt eine mittlere Korrelation mit der Zn-, Cd- und Pb-Verteilung. Die Tabelle 2 zeigt die Größenordnungen der auftretenden Zn-, Pb- und Cd-Konzentrationen.

Tab. 2: Zn-, Cd- und Pb-Gehalte in den Oberböden der Stadt Halle/Saale

Zn		Cd			Pb			
(mg/kg)	n	(mg/kg)	(mg/kg)	n	(mg/kg)	(mg/kg)	n	(mg/kg)
0-100	17		0-0,75	15		0-50	32	
100-200	30	$\bar{x} = 205$	0,75-1,5	31	$\bar{x} = 1,5$	50-100	21	$\bar{x} = 81,8$
200-300	14	$x_{\min} = 41$	1,5-2,25	10	$x_{\min} = 0,2$	100-150	9	$x_{\min} = 7,5$
300-400	4	$x_{\max} = 748$	2,25-3	7	$x_{\max} = 8,2$	150-200	5	$x_{\max} = 473,3$
400-500	3	$V\% = 76,8$	3-3,75	2	$V\% = 81,7$	200-250	2	$V\% = 93,4$
500-600	1	$n = 72$	3,75-4,5	4	$n = 72$	250-300	2	$n = 72$
> 600	4		>4,5	1		>300	1	

Die Verteilung der Zn- und Cd-Konzentrationen korreliert stark miteinander ($r=0,83^{***}$). Zwischen Pb/Cd und Pb/Zn besteht nur eine mittlere Korrelation (Zn/Pb; $r=0,63^{***}$), (Cd/Pb; $r=0,53^{***}$). Die räumlichen Verteilungen dieser 3 Elemente zeigen einen deutlichen, vom Stadtzentrum aus abnehmenden zentral-peripheren Gradienten. Hauptemittenten in Halle waren der Hausbrand (für Zn und Cd) und der Kfz-Verkehr (für Pb), partiell wird auch der Einfluß von Industrieemissionen sichtbar. So werden die deutlich erhöhten Gehalte vor allem an Cd im Waldgebiet der Dölauer Heide (s. Tabelle 4) im Nordwesten des Stadtgebietes mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Emissionen von Zementwerken im äußeren westlichen Stadtgebiet zurückzuführen sein. Der Zusammenhang zwischen der Heizungsform und den Schwermetallgehalten in den Oberböden ist in Tabelle 3 dargestellt.

Tab. 3: Zusammenhang zwischen der Heizungsform und den Schwermetallgehalten in Halle

Heizungsform		Cd	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Hausbrand n=32	\bar{x}	1,88	42,8	98,7	274	27,0	23,3
	V%	83,0	63,2	90,1	69,5	54,1	42,16
Kein Hausbrand n=34	\bar{x}	1,22	30,5	67,1	144	27,3	26,6
	V%	82,0	50,0	93,1	61,0	34,6	34,5
U-Test		P	<0,05	ns	ns	<0,001	ns

(ns = unterschied nicht signifikant)

Die Heizungsform sowie die Kfz- und Industriedichte sind in Halle ebenso mit den Stadtstrukturen verknüpft wie z.B. Sondernutzungen, Grünflächenanteil und Durchlüftung. Dadurch ist die Aussagekraft von Einzelanalysen (z.B. Heizungsform - Schwermetallgehalte) eingeschränkt, wenn auch für Zn und Cd in Halle hier signifikante Zusammenhänge vorliegen. Da die Probenanzahl für eine

auskartierten Stadtstrukturen zu gering ist, wurden 3 Stadtstrukturen aufgelöst und verwandten Strukturen zugeordnet (s. hierzu HÖKE, 1995).

Tab. 4: Zusammenhang zwischen den Zn-, Cd- und Pb-Gehalten in den Oberböden und den Stadtstrukturen (Scheffé-Test; * signifikant unterschiedlich mit 95%iger Sicherheit)

		n	\bar{x} [mg/kg]	V [%]	a	b	c	d	e	f	x_{max} [mg/kg]	x_{min} [mg/kg]
Zn	a Neubaugebiete	12	95,1	29,7							49,0	152
	b Einzelhaussiedl.	12	143	34,1							58,7	208
	c Wald	5	163	32,3							101	214
	d Ruderalflächen	18	170	60,6							60,6	362
	e eing. Dörfer	8	196	61,6							70,9	431
	f Altbaugebiete	17	377	56,1	*	*		*			119	748
Cd	a Neubaugebiete	12	0,81	26,1							0,43	1,15
	b Einzelhaussiedl.	12	1,07	32,9							0,20	1,53
	d Ruderalflächen	18	1,16	65,3							0,20	3,20
	e eing. Dörfer	8	1,41	72,5							0,55	3,58
	c Wald	5	2,35	25,2							1,60	2,95
	f Altbaugebiete	17	2,57	74,2	*	*	*				0,70	8,23
Pb	a Neubaugebiete	12	30,7	36,4							13,4	52,0
	b Einzelhaussiedl.	12	54,7	48,5							13,0	103
	e eing. Dörfer	8	54,8	53,9							17,7	95,6
	d Ruderalflächen	18	80,7	96,2							7,5	279
	c Wald	5	95,5	25,2							68,5	132
	f Altbaugebiete	17	146,7	72,6	*	*					19,6	473

Die Höhe der Zn-, Cd-, Pb- und auch Cu-Gehalte zeigt Abhängigkeiten von den Stadtstrukturen und nimmt in den überbauten Gebieten in folgender Reihe zu: *Neubaugebiete* < *Einzelhaussiedlungen* < *eingemeindete Dörfer* << *Altbaugebiete*. Die höchsten Cd- und Pb-Gehalte in den Neubaugebieten liegen unter den minimal auftretenden Konzentrationen in dem Waldgebiet (Dölauer Heide). Beide Strukturen zeigen geringe Variabilitäten. Es ist durch die geringe Probenanzahl von 5 in dem Waldgebiet bedingt, daß sich trotzdem statistisch kein signifikanter Unterschied berechnen läßt.

Die untersuchten Stadtstrukturen lassen sich kurz wie folgt charakterisieren:

- **Neubaugebiete:** Erbaut ab den 60er Jahren, durchmischte Böden oder tiefere Bodenhorizonte an der Oberfläche, kurze Expositionszeit, reiner Anliegerverkehr, Fernwärmenetz, hauptsächlich Schlaf-funktion ohne gewerbliche und industrielle Durchmischung. Die Oberböden weisen durchgängig geringe Schwermetallgehalte auf.
- **Einzelhausgebiete:** Überwiegend erbaut vor den 40er Jahren, durch Hausbrand nahegelegene Schwermetallquelle, überwiegend Anliegerverkehr, geringe Gewerbe- und Industriedurchmischung. Im Vergleich mit den Neubaugebieten etwas höhere Pb-, Cd-, Zn- und Cu-Gehalte.
- **Eingemeindete Dörfer:** Lange Nutzungszeit, bis in die 50er Jahre durch landwirtschaftliche Produktion geprägt, Gewerbedurchmischung, Hausbrand. Hohe Zn- und z.T. auch Cd-Gehalte, erhöhte Pb-Gehalte.
- **Altbaugebiete:** Baubestand bis ca. 1920, seit Jahrhunderten gewerbliche und ab Ende des 19Jhd. z.T. auch industrielle Produktionsräume. Eingeschränkte Luftzirkulation, hohe Hausbrand- und Kfz-Dichte. Abfallentsorgung jahrhundertlang vor der Haustür. Deutliche Schwermetallakkumulation von Zn, Cd, Pb und z.T. von Cu in den Oberböden.

- **Ruderalflächen:** unterschiedliche Nutzungen (z.B. Erholung, Brachen, Kiesgrube, Tagebaurestloch). Knapp die Hälfte der Proben deutlich belastet. Sehr inhomogen.
- **Wald:** Dölauer Heide, Podsolböden. Hohe Pb-, Cd- und Zn-Gehalte. Die sehr hohen Cd-Gehalte bei vergleichsweise geringen Zn-Gehalten lassen mehrere Erklärungsmöglichkeiten offen. Wahrscheinlich wird Cd verstärkt emittiert (Zement- und/oder Heizkraftwerk), oder aber die relativ zu Zn erhöhten Cd-Gehalte sind durch einen bevorzugten Ferntransport bedingt. Zusätzlich könnte ein Vegetations-einfluß vorliegen (verstärkte Cd-Aufnahme durch die Pflanzen, Blattabwurf, Akkumulation im Oberboden).

4. Zusammenfassung

Die Verteilung der Cr- und Ni-Gehalte, welche eine Anlehnung an die Ausgangsgesteine zeigt, und die sehr deutlichen zentral-peripheren Gradienten der Pb-, Cd- und Zn-Gehalte lassen sich nur mit Kenntnis der jüngeren Stadtgeschichte verstehen. Halle ist im Zweiten Weltkrieg ausschließlich in der Nähe des Hauptbahnhofes leicht zerstört worden. Bodenumlagerungen durch Bautätigkeiten fanden in den letzten Jahrzehnten in den vor 1945 bebauten Gebieten in geringem Ausmaß statt. Die Bautätigkeit konzentrierte sich in den Großprojekten Halle-Neustadt, Silberhöhe, Blumenau (insg. 150.000 EW), deren einheitliche Bauziele sich in den homogenen Schwermetallgehalten in den Oberböden widerspiegeln. Die freigesetzten Emissionen durch den Hausbrand und den Kfz-Verkehr werden überwiegend nahe dem Entstehungsraum wieder immitiert. In Halle/S. scheint es zur Zeit möglich zu sein, für einige Schwermetalle Hintergrundwerte für einzelne Stadtstrukturen festzulegen. Um sichere Aussagen und genauere Untergliederungen zu treffen, müßte jedoch die Probenanzahl in einigen Stadtstrukturen erhöht werden. Des weiteren wäre zu prüfen, inwieweit die C_{org} -Gehalte in den Böden dabei berücksichtigt werden sollten (BURGHARDT et al., 1987), da die relevanten Schwermetalle stark mit den Gehalten an org. Substanz korrelieren.

5. Literatur

- BURGHARDT, W.; ZUZOK, A.; HEINEN, P. (1987). Untersuchungen zur Kennzeichnung der Anreicherung und Verteilung von Schwermetallen in urbanen Böden. In: Landschaft und Stadt, Bd 19, S.30-38.
- HINDEL, R., FLEIGE, H. (1990). Geogene Schwermetallgehalte in den Böden der Bundesrepublik Deutschland. In: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden: Einträge, Bewertung, Regelungen. VDI-Berichte 837, S. 53-74, Düsseldorf.
- HÖKE, S. (1995). Schwermetalle in Böden der Stadt Halle a.d. Saale. In: Kölner Geographische Arbeiten, Bd 65 (im Druck).
- KRUMBIEGEL, G., SCHWAB, M., (Hrsg.) (1974). Saalestadt Halle und Umgebung. Ein geologischer Führer. Teil 1: Geologische Grundlagen. Halle/Saale.
- MATHERON, G. (1963). Principles of geostatistics. In: Economic Geology, 58, S. 1246-1266.
- ZIERDT, M., DIPPMMANN, S. (1993). Aktives Flechtenmonitoring in Halle/Saale. In: Berichte zur Deutschen Landeskunde, Bd 67, H 1, S.85-100.

Kartenmäßige Erfassung der Stadtböden von Stuttgart

von

Holland, K. und K. Stahr

1 Einleitung

Die Kartierung innerstädtischer Flächen gewinnt zunehmend an Bedeutung (BLUMF, 1992). Die bisher in Deutschland durchgeführten Projekte wurden überwiegend in Städten mit relativ geringer Relieffierung und eiszeitlicher Prägung des Ausgangsmaterials bearbeitet. Die Erstellung einer Bodenformenkarte 1: 20 000 für das im Keuperbergland liegende Stadtgebiet Stuttgart bietet somit die Möglichkeit bei anderen Ausgangssubstraten und stärker differenzierendem Relief weitere Erkenntnisse über die Ausprägung anthropogen beeinflusster Böden zu erlangen.

2 Material und Methoden

Für die bebauten Flächen wurde entsprechend den Empfehlungen des AK STADTBÖDEN (1989) zunächst eine Konzeptkarte mit vorläufiger Legende anhand vorhandener Karten und Unterlagen erstellt. Die Auswertung der Karten wurde in zwei Schritten durchgeführt:

a) zu natürlichen bodenprägenden Voraussetzungen (Ausgangssubstrat, Topographie, Klima):

-Abtrennung von Aufschüttungen: Baugrundkarte, Historische Karten, Altlastenkarten, Luftbilder)

-Bodenformen: Bodenkarten, Reichsbodenschätzung; Profilbeschreibungen, geologische, topographische und hydrologische Karten

b) zu anthropogen bodenprägenden Einflüsse:

-aktuelle Nutzung: Topographische Karten, Flächennutzungsplan, Luftbilder

-Bebauungsalter: historische Karten

-Bebauungshäufigkeit, Kriegszerstörung: historische Karten, Kriegsschadensplan, alte Luftbilder

-Versiegelung: Versiegelungskarten, Luftbilder

-Vornutzung: historische Karten, Luftbilder (insbesondere zur Abtrennung von Weinbergen)

Im Gelände wurde eine Bestandsaufnahme der anthropogen geschaffenen Böden vorgenommen und dabei die Einheiten der Konzeptkarte repräsentativ überprüft. Die Karte, sowie die Legende wurde den gewonnenen Erkenntnissen angepaßt. Bodenkundliche Grundanalysen wurden an 55 Leitprofilen durchgeführt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Auswertung des vorhandenen Materials

Unter natürlichen Bedingungen entwickelten sich im Raum Stuttgart folgende Böden:

- Fruchtbare Parabraunerden aus Löß im Gäu, Parabraunerden und pseudovergleyte Parabraunerden aus Löß und Lößlehm auf den Fildern. Beide Gebiete sind überwiegend landwirtschaftlich genutzt, so daß auch Pararendzinen und Kolluvien verbreitet sind.
- Braunerde-Pelosole, Pelosole und Pararendzina-Pelosole aus Keuper-tonmergelfließberden der Keuperhänge, die sich bei entsprechender Exposition sehr gut zum Weinbau eigneten und somit häufig zu Rigosolen umgewandelt worden sind.
- Auf den Plateaus und Verflachungen der Angulaten- und Stubensandsteinhänge finden sich Braunerden, podsolige Braunerden aber auch Braunerde-Pelosole und Pseudogley-Pelosole. Diese sind meist mit Wald bestanden.

Der bebaute Teil der Stadt Stuttgart, der mit 10 Quadratkilometern etwa die Hälfte der Stadtfläche ausmacht, weist eine deutliche Strukturierung durch Topographie und Geologie auf. Die alten Hauptsiedlungsflächen liegen überwiegend im Bereich von im Gipskeuper gebildeten Talmulden. Alte Dorfkern mit landwirtschaftlicher Prägung sind im Bereich der löß- und lößlehmbedeckten Ebenen des Gäus und der Filder verbreitet. Die weitere Ausbreitung der Stadt Ende des letzten Jahrhunderts bewirkte wiederholte, mehrstöckige Bebauung mit sehr hoher Versiegelung im Talmuldenbereich und lockere Einzelhausbebauung an den früher meist weinbaulich genutzten Steilhängen. Die Industriegebiete konzentrierten sich auf die Auenbereiche des Neckars und des Feuerbachs. Starke Siedlungstätigkeit insbesondere seit den 60er Jahren bis heute breitete sich vorwiegend auf den relativ ebenen Flächen des Gäus und der Filder aus. Hierbei wurden auch große neue Gewerbegebiete angelegt.

3.2 Anthropogen geschaffene Böden

In Stuttgart wurden folgende, stark anthropogen beeinflusste Bodengruppen unterschieden:

- Böden anthropogener Pedogenese (Kultosole), die durch wiederkehrenden kultivierenden Einfluß einen deutlich veränderten Profilaufbau besitzen (Rigosole, Hortisole, Nekrosole)
- Böden anthropogener Lithogenese (RUNGE, 1975), die sich nach einmaliger Aufschüttung eines Substrates ungestört entwickeln können (Syrosem, Pararendzina und Regosol selten Pelosol...)
- Böden, die auf Aufschüttungen entstanden, deren Bodenentwicklung jedoch deutlich durch den Auftrag kultivierender Substrate durch den Menschen beeinflusst wurde, diese Böden sind meist deutlich geschichtet (Schichtböden).
- Böden die im Lauf der Jahrzehnte immer wieder überdeckt wurden und dadurch in ihrer Entwicklungsrichtung ständig verändert wurden. Sie weisen Vielschichtigkeit auf (Mehrschichtböden).

Eine Zunahme der Schichtung mit Intensität und Alter der Bebauung ist sehr deutlich.

Bodenbildende Prozesse sind bei der Mehrzahl der Böden aus Aufschüttungen aufgrund des Alters auf Humusakkumulation beschränkt. Diese ist im Einzelfall nicht immer von Humusauf-

trag zu unterscheiden. In Böden aus groben Substraten, wie z.B. Bahnschotter und Befestigungsschotter ist die Humusakkumulation nur punktuell, was durch häufiges Befahren und die spezifische Bewirtschaftung der Bahngelände noch verstärkt wird, so daß sich Ai-Horizonte entwickeln konnten.

Gefügebildung bis hin zur Ausbildung von Polyedern und Prismen ist bei älteren Böden aus tonreicher Aufschüttung zu beobachten. Diese Pelosol-Pararendzinen sind punktuell verbreitet und bilden keine eigene Kartiereinheit. In älteren Stadtteilen und größerflächigen Aufschüttungen auf Freiflächen ist ihr Auftreten jedoch häufig.

In Böden aus Aufschüttungen mit hohem Eisengehalten wie z.B. Schlacken und Eisenrohren ist Eisenverlagerung und die Ausbildung von Rostflecken oder Bändern zu beobachten. Diese Böden treten jedoch nur sehr lokal auf und bilden keine eigene Kartiereinheit.

Böden im Bereich von Gasleitungen weisen z.T. deutliche Reduktionserscheinungen auf, die durch Gaseinwirkung und damit verbundenem Sauerstoffmangel entstanden. Dieser Prozess kann sowohl in natürlichen Böden, als auch in Böden aus Aufschüttung beobachtet werden. Die größte Verbreitung haben diese Böden in der Innenstadt seitlich oder unter Straßen.

In technogenen Substraten wie z.B. Hausmüll, Kokereiabfälle u.ä. verursacht Gasentwicklung ebenfalls Sauerstoffmangel. Die dadurch entstehenden Reduktosole (KA4, 1995) haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Stuttgart in den Industriegebieten und auf Aufschüttungen in kleinen Kerbtälchen, die besonders gern als Mülldeponien verwendet wurden.

Ein weiteres wichtiges Unterteilungskriterium ist die Substratzusammensetzung. Diese ist innerhalb einzelner Flächen sehr viel inhomogener als die Zahl der aufgetragenen Schichten. Entsprechend den Empfehlungen des AK Stadtböden (1989) wurde unterschieden in:

- überwiegend natürliche Substrate
- Gemische aus technogenen und natürlichen Substraten
- überwiegend technogene Substrate

Alter und Art der Nutzung einer Fläche lassen Rückschlüsse auf den technogenen Anteil im Substrat zu. Während in den alten Innenstadtbereichen neben Bauschutt auch Schlacken und Aschen zu finden sind, sind die Böden der alten Ortskerne eher durch Ziegel, Mörtel und Kompostierungsreste geprägt. In den älteren Industriegebieten sind verstärkt Aschen, Schlacken aber auch direkte Produktionsabfälle wie Kokereireste, Gießereiabfälle oder Carbidschlamm als Substrat der Böden zu finden.

3.3 Darstellung in der Fläche

Die Bildung von Kartiereinheiten führte bei den besonders stark anthropogen überprägten Bereichen zur Zusammenfassung sehr unterschiedlicher Böden, die jedoch nach bestimmten Schemata innerhalb der Kartiereinheiten auftreten (GRENZIUS, 1987). So liegen z.B. unter Punkt vier (Tab.1) natürliche, oberflächlich gestörte Böden im Gartenbereich neben Böden aus Aufschüttung im nahen Hausbereich. Unter Punkt fünf finden sich keine natürlichen Böden mehr, da die Bauaktivitäten das ganze Grundstück beeinflussten. Obwohl der Versiegelungsgrad ähnlich dem der Böden unter Punkt vier sein kann sind auf den jünger bebauten Grundstücken die Böden stärker

gestört und verändert. Im Gegensatz dazu stehen die Böden unter Punkt sechs, die durch häufige anthropogene Eingriffe geprägt sind.

Tabelle 1: Gruppierung der Kartiereinheiten der Stadtbodenkarte Stuttgart 1: 20 000

	Anteil
1 Natürliche Böden bei sehr geringer Versiegelung (<15%)	42,0%
2 Anthropogene Böden mit stark verändertem Profilaufbau aus natürlichem Substrat bei sehr geringer Versiegelung (<15%)	5,0%
3 Böden mit natürlicher Bodenentwicklung auf aufgeschüttetem z.T. technogenem Substrat bei sehr geringer Versiegelung (<15%)	4,5%
4 Oberflächlich gestörte, mit Humus angereicherte natürliche Böden, sowie Böden mit anthropogen stark gestörter Bodenentwicklung auf Substraten mit technogenen Beimengungen bei geringer bis mittlerer Versiegelung (16-55%)	11,5%
5 Böden mit einmalig sehr starker Störung der Bodenentwicklung auf Substraten mit technogenen Beimengungen bei mittlerer bis hoher Versiegelung (36-75%)	17,0%
6 Böden mit häufiger, langzeitiger Störung in den alten Dorfkernen und Innenstadtbereichen aus Gemischen natürlicher und technogener Substrate bei hohem bis sehr hohem Versiegelungsgrad (76-100%)	6,0%
7 Sehr stark anthropogen veränderte und versiegelte (76-100%), z.T. auch belastete Böden auf natürlichen und technogenen Substraten	6,5%
8 Böden mit nur geringer Bodenentwicklung aus überwiegend technischen Substraten und Böden mit anthropogenem Eintrag an Hauptverkehrswegen	7,0%

4 Zusammenfassung

Für die Kartierung der innerstädtischen Flächen der im Keuperbergland liegenden Stadt Stuttgart läßt sich insbesondere festhalten:

- Neben der Substratzusammensetzung ist auch die Schichtung ein wichtiges Differenzierungskriterium, daß sich für die Ausscheidung von Kartiereinheiten gut eignet,
- Anhand des Versiegelungsgrades läßt sich nicht immer eindeutig der Grad der Störung der Böden ablesen, bessere Aussagekraft besitzen Art und Alter der Bebauung, die umgekehrt mit dem Versiegelungsgrad gekoppelt sind
- In tonreichen, älteren Böden aus Aufschüttungen ist bereits Pelosoldynamik zu erkennen.

5 Literatur

- AK Stadtböden (1989): Kartierung von Stadtböden -Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der DBG. UBA-Texte 18/89. Umweltbundesamt
- Blume, H.P. (1992): Anthropogene Böden; in: H.P. Blume (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. 2.Auflage ecomed-Verlag, Landsberg
- Grenzius, R. (1987): Die Böden Berlins (West). Diss. Techn. Univ. Berlin
- Runge, M. (1975): Westberliner Böden anthropogener Litho- und Pedogenese. Diss. Techn. Univ. Berlin
- KA4 (1995): Bodenkundliche Kartieranleitung der AG Bodenkunde, 4. Auflage, im Druck

Redoxpotentialmessungen zur Beschreibung unterschiedlich ausgeprägter hydromorpher Merkmale in drei stauwasserbeeinflussten Böden des Kernmünsterlandes

von

Huischen, L. und T. Mansfeldt[†]

1 Problemstellung

Böden mit stauwasserbeeinflussten Horizonten sind durch hydromorphe Merkmale charakterisiert. Rostfleckige Bereiche sind auf Anreicherung von Eisen- und Manganverbindungen zurückzuführen, wohingegen Bleichzonen auf deren Verlust hinweisen. Verantwortlich für diese Umlagerungsprozesse sind Wechsel von oxidierenden und reduzierenden Bedingungen. Mittels dauerhaft im Boden installierter Platinelektroden kann die Redoxdynamik nachvollzogen werden (Mansfeldt, 1993). Im Rahmen der forstlichen Standortskartierung durch das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen (GLA NW) wurde über einen Kartierschlüssel die Vernässungsintensität für im Kernmünsterland gelegene Pseudogleye abgeschätzt. Trotz gleichartiger geologischer und klimatischer Voraussetzungen ist eine kleinräumig wechselnde Ausprägung hydromorpher Merkmale kartiert worden. Das Ziel der Untersuchung besteht darin, zu überprüfen, inwieweit unterschiedliche Vernässungsintensität durch Redoxmessungen nachvollzogen werden kann.

2 Material und Methoden

Die Messungen fanden auf drei stauwasserbeeinflussten Böden im Oestricher Wald, 10 km nördlich von Hamm/Westfalen, statt. Während der Saaleiszeit wurde hier eine Grundmoräne (Drenthestadium) wechselnder Mächtigkeit über dem tonigen Kalkmergelstein des Obercampan der Oberkreide abgelagert. Oberflächennah erfolgte weichseleiszeitlich eine Einarbeitung des angewehten Sandlösses durch Bodenfließen in die Grundmoräne. Aus dieser Schichtabfolge entwickelte sich über dem dichtlagernden Staukörper der drenthestadialen Grundmoräne eine wasserleitende Stauwasserzone in dem weniger dichten, weichseleiszeitlich überprägten Geschiebelehm.

Die Bodenbildung erreichte zum einen das Entwicklungsstadium des **Typischen Pseudogleys**. Unter Laubwald aus Eiche und Rotbuche mit der Humusform des Moder ist ein flach- bis mittelgründiger, mäßig basenhaltiger Standort zu finden. Ein mittelgründiger, mäßig basenhaltiger dagegen unter Nadelwald mit feinhumusreichem Moder. Zum anderen konnte sich unter Edellaubwald (Esche, Kirsche, Ulme) mit einem typischen Mull eine mittel- bis tiefgründige, basenreiche **Pseudogley-Braunerde** entwickeln.

Die Erhebung der für die Redoxpotentialdynamik bedeutsamen Faktoren erfolgt horizontspezifisch, zweimal wöchentlich für die Dauer des Kalenderjahres 1994.

Die **Redoxpotentiale** werden über in Glasschäfte eingeschmolzene, inerte Platindrähte aufgenommen, die dauerhaft im Boden installiert sind. Ein 1,5 cm langer Platindraht (Reinheit 99,9 %) wurde über eine lichtbogengeschweißte Lötstelle mit einem Kupferdraht verbunden und in ein Rohr aus bruchsicherem Glas (AR-Glas, Ø i : 3,8 mm) eingeführt. Der an einem Ende herausragende Platindraht wird in den Glasschaft mittels einer 2300 °C heißen Flamme eingeschmolzen. Die an dem anderen Ende herausführende Kupferlitze wird mit Schrumpfschläuchen und Silikonkautschuk gegen Wassereintritt abgedichtet. Der Luftraum im Glasschaft ist vorher mit Argongas befüllt worden, um Kondensation zu vermeiden. Das Redoxpotential wird gegen eine Bezugselektrode (INGOLD-Elektrode 363-S7), die mit dem Boden über eine Salzbrücke (Veneman & Pickering, 1983) in Kontakt steht, gemessen. Alle Meßwerte werden als Spannungsdifferenz in Millivolt (mV) angegeben und sind auf die Standardwasserstoffelektrode durch Addition von 207 mV (bei 25 °C) umgerechnet worden. Um trotz der Spannweite der pH-Werte von 3,4 bis 8,2 (Tab. 1) eine

[†]Geographisches Institut, AG Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität, D-44780 Bochum

Vergleichbarkeit der Redoxpotentiale zu gewährleisten, erfolgte eine Umrechnung der Eh-Werte auf pH 7

$$E_h = (\text{pH} - 7) \cdot 59 \text{ mV} + E_h$$

nach wobei E_h das Redoxpotential bei pH 7, pH den pH-Wert des Bodens und Eh das gemessene Redoxpotential darstellt. Der Faktor von 59 mV ergibt sich aus der NERNST'schen Gleichung. Weil aber verschiedene Redoxsysteme an der Ausprägung der Redoxpotentiale im Boden beteiligt sind, ist die Umrechnung umstritten (Bohn, 1970). Die Meßdichte umfaßt fünf Elektroden je Meßtiefe.

Über die Standardmethoden sind die **bodenphysikalischen Parameter** durch das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen erhoben worden.

3 Ergebnisse und Diskussion

In der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BKA; AG Bodenkunde, 1982) wird die für S-Horizonte zu erwartende Luftkapazität, die vertikale Wasserleitfähigkeit und die effektive Lagerungsdichte vorgegeben.

Die A-Horizonte sind mit 1,3 bis 1,4 Mg m^{-3} deutlich lockerer gelagert als die Sw-Horizonte mit 1,8 Mg m^{-3} (Tab. 1). Die effektive Lagerungsdichte steigt in den Sd-Horizonten auf 2,0 Mg m^{-3} . Eine deutliche Abnahme der Wasserleitfähigkeit kann von den A-Horizonten ($> 100 \text{ cm d}^{-1}$), über die Sw-Horizonte (28 bis 36 cm d^{-1}) bis hin zu den Sd-Horizonten (1 bis 2 cm d^{-1}) beobachtet werden. Ein Tiefengradient in der Luftkapazität, die ein Maß für die Speicherfähigkeit von Stauwasser darstellt, kann ebenso festgestellt werden (A-Hor.: 0,13 bis 0,27 $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$; Sw-Hor.: 0,08 $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$, Sd-Hor.: 0,02 bis 0,06 $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$). Die Sd-Horizonte weisen wegen der Korngrößenverteilung wenig mehr als 0,03 $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ Luftkapazität auf. Dahingegen ist bei den Sw-Horizonten die Verringerung des Luftvolumens unter 0,03 $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ durch hohe Wassergehalte entscheidend. Im Beobachtungszeitraum lag das Luftvolumen für die Dauer von 3 bis 4 Monaten unter 0,03 $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$.

Die für die Ansprache von S-Horizonten laut BKA erforderlichen bodenphysikalischen Bedingungen sind für die Wasserleitfähigkeit, Luftkapazität und effektive Lagerungsdichte erfüllt.

Tab. 1. Ausgewählte Kenndaten des Mineralbodens von drei stauwasserbeeinflussten Böden im Kernmünsterland

Bodentyp und Vegetation	Horizont	Tiefe	Bodenart	Gefüge	d_b^a	L_d^b	k_r -Wert ^c	GPV ^d	LKE ^e	pH
		cm			Mg m^{-3}	Mg m^{-3}	cm d^{-1}	-- m^3	m^{-3} --	H_2O
Pseudogley-Braunerde unter Edellaubwald	rAp	0 - 20	Lu	sub	1,10	1,29	326	0,57	0,13	4,8
	SwBv	- 45	Lu	sub	1,59	1,75	33,3	0,41	0,08	5,3
	II Sd	- 80	tl	pol	1,54	1,95	2,3	0,43	0,02	7,2
Typischer Pseudogley unter Laubwald	AhSw	0 - 13	Uls	koh	1,24	1,35	116	0,52	0,20	3,8
	Sw	- 30	Lu	koh	1,64	1,81	36,4	0,38	0,08	4,2
	Sd	- 85	Lts	pol	1,67	2,00	1,2	0,38	0,05	4,7
Typischer Pseudogley unter Nadelwald	SwAeh	-18	Slu	sub	1,18	1,31	185	0,55	0,27	3,6
	Sw	-45	Lsu	koh	1,68	1,83	28,0	0,37	0,07	3,7
	Sd1	- 105	Lts	koh	1,69	1,95	1,1	0,38	0,06	4,2

a = Lagerungsdichte b = effektive Lagerungsdichte c = vertikale Wasserleitfähigkeit d = Gesamtporenvolumen
e = Luftkapazität (pF < 1,8)

Bei zeitweiliger Nässe wird für die Sw-Horizonte nach BKA ein Redoxpotential < 150 mV (bei pH 7) erwartet. Ein Vergleich der Mittelwerte der Redoxpotentiale in den Horizonten zeigte für die A-Horizonte Redoxpotentiale zwischen 580 bis 630 mV, für die Sw-Horizonte um 600 mV und für die Sd-Horizonte 490 bis 600 mV (Abb. 1). Die Standardabweichungen liegen zwischen 30 bis 50 mV.

Nur im Sd-Horizont werden die Standardabweichungen bei gleichzeitig geringem Eh-Wert größer (100 bis 160 mV), jedoch nicht bei dem Typischen Pseudogley unter Nadelwald. In den A- und Sw-Horizonten kann von aeroben Verhältnissen (> 550 mV) ausgegangen werden. Aus den horizontspezifischen Mittelwerten ist insofern keine differenzierte Aussage zur Redoxpotentialdynamik abzuleiten.

Um die für die Pseudovergleyung entscheidenden Phasen der reduzierenden Bedingungen bei Wassersättigung zu erfassen, ist die Betrachtung von kürzeren Zeiträumen notwendig (Tab. 2). Dabei wurde der 10-Perzentilwert (10 %) verwendet, der hier einem Zeitraum von 5 bis 6 Wochen entspricht. Zum Vergleich ist der 25 -Perzentilwert (25 %) aufgeführt, der eine Zeitspanne von drei Monaten abdeckt. Die Gegenüberstellung der Redoxpotentiale einzelner Elektroden, die im Mittel die höchsten (= Maximumelektrode) und niedrigsten (= Minimumelektrode) Redoxpotentiale je Horizont liefern, soll die Heterogenität der Standortbedingungen verdeutlichen. Über die Maximumelektroden wurden mit Ausnahme des Sd-Horizontes des Typischen Pseudogleys unter Laubwald horizontübergreifend Eh-Werte von 560 bis 640 mV für den 10- und 25-Perzentilwert gemessen. Für drei Monate liegt hier das Redoxpotential unter 480 mV. Erst bei der Betrachtung der Minimumelektroden deuten schon die Mittelwerte Unterschiede in der Redoxpotentialdynamik an. Die Standardabweichung nimmt mit der Tiefe zu und die Mittelwerte fallen von > 500 mV in den A- und Sw-Horizonten auf < 300 mV in den Sd-Horizonten. Die 10-Perzentilwerte liefern gegenüber den 25-Perzentilwerten einen deutlichen Informationsgewinn. Befinden sich die Eh-Werte in den A-Horizonten noch bei 390 bis 500 mV, so fallen diese auf -110 bis -180 mV in den Sd-Horizonten. Eine Ausnahme stellt der Typische Pseudogley unter Nadelwald dar, bei dem geringe Unterschiede zwischen der Maximum- und Minimumelektrode, aber auch in der Tiefendynamik der Redoxpotentiale, festzustellen sind.

Über die Redoxpotentiale läßt sich die Ansprache der geringeren Vernässungsintensität in der Stauzone der Pseudogley-Braunerde als SwBv-Horizont bestätigen. Im Gegensatz dazu weist der Sw-Horizont des Typischen Pseudogleys unter Laubwald vermutlich Mn^{2+} -Bildung bei Eh-Werten um 400 mV auf. Die für zeitweilige Nässe nach BKA geforderte Abnahme der Redoxpotentiale im S-Horizont unter 150 mV konnte in den Sd-Horizonten nachgewiesen werden. Für diese kann dann auch zeitweilige Fe(III)-Reduktion angenommen werden. Die Umlagerung des Eisens und die bei Wiederbelüftung der Poren einsetzende Oxidation führt zur Marmorierung. Allerdings konnte in der bisherigen Auswertung die Redoxpotentialdynamik für den Typischen Pseudogley unter Nadelwald nicht geklärt werden, obwohl den bodenphysikalischen Parametern nach BKA für die Ausweisung von S-Horizonten entsprochen wird. Für NO_3^- -Reduktion wären hingegen Eh-Werte von 450 bis 550 mV zu erwarten. Die fehlende NO_3^- -Reduktion kommt auch in den hohen Nitrat-

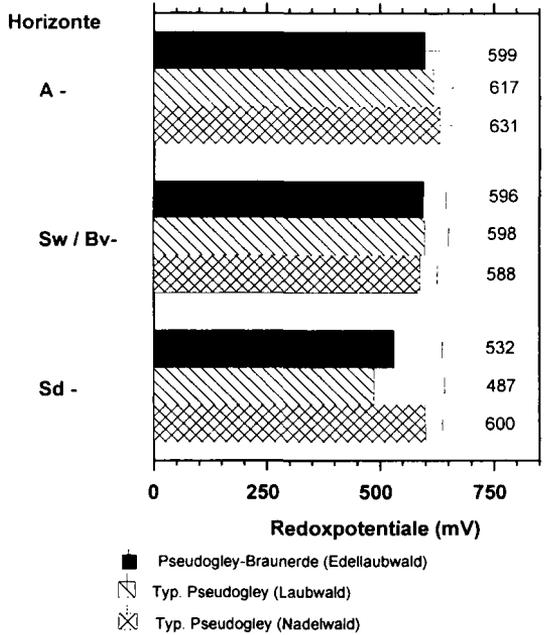


Abb. 1. Mittelwerte der Redoxpotentiale (bezogen auf pH 7) der A-, Sw-/Bv und Sd-Horizonte von drei stauwasserbeeinflussten Böden im Kernmünsterland. n = 427 bis 490.

Konzentrationen der Bodenlösung (Gehalte $> 17 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$) zum Ausdruck. Dieser Boden ist im Wasserhaushalt jedoch den anderen Böden ähnlich. Mittels der rezenten Dynamik der Redoxpotentiale läßt sich die Morphologie des Typischen Pseudogleys unter Nadelwald nicht erklären. Auch BLUME (1968) stellte für einen Pseudogley aus saaleeiszeitlichem Geschiebemergel unter Fichte in allen Horizonten Redoxpotentiale mit geringer Amplitude zwischen 600 bis 850 mV fest.

Tab. 2. Gegenüberstellung der Redoxpotentiale (bezogen auf pH 7) zweier Redoxelektroden je Horizont von drei stauwasserbeeinflussten Böden im Kernmünsterland. 10 % (10-Perzentilwert) entspricht einem Zeitraum von 5 bis 6 Wochen; der 25 % (25 Perzentilwert) einem von 3 Monaten.

Bodentyp und Vegetation	Horizont	Meßtiefe cm	Maximumelektrode				Minimumelektrode			
			n	Mittelwert	10 %	25 %	n	Mittelwert	10 %	25 %
			-----mV-----				-----mV-----			
Pseudogley- Braunerde unter Edellaubwald	rAp	10	95	611 ± 31	564	590	95	575 ± 89	434	544
	SwBv	30	96	658 ± 48	605	613	96	564 ± 62	496	522
	II Sd	70	96	666 ± 36	620	641	96	157 ± 327	-181	-167
Typischer Pseudogley unter Laubwald	AhSw	10	97	646 ± 46	593	630	97	544 ± 54	471	511
	Sw	20	97	654 ± 50	595	639	98	527 ± 93	394	471
	Sd	60	97	574 ± 91	468	480	97	296 ± 341	-111	-88
Typischer Pseudogley unter Nadelwald	SwAeh	10	94	638 ± 42	574	633	93	625 ± 36	558	617
	Sw	40	97	634 ± 25	607	626	96	525 ± 64	445	472
	Sd	60	98	638 ± 43	563	607	98	523 ± 68	413	461

5 Zusammenfassung

Entgegen gleichartigen geologischen und klimatischen Voraussetzungen treten kleinräumig unterschiedlich ausgeprägte hydromorphe Merkmale in drei stauwasserbeeinflussten Böden des Kernmünsterlandes auf. Um die unterschiedliche Vernässungsintensität nachzuvollziehen, wurden Redoxpotentiale mit dauerhaft installierten Pt-Elektroden in den A-, Sw/Bv- und Sd-Horizonten in fünffacher Wiederholung gemessen. Die Mittelwerte der Redoxpotentiale in den A- (600 bis 630 mV), den Sw/Bv- (590 bis 600 mV) und den Sd-Horizonten (490 bis 600 mV) geben wenig Aufschluß über den Grad der Vernässungsintensität. Eine Betrachtung einzelner Meßelektroden über kürzere Zeiträume (z.B. Perzentilwertbildung über 5 bis 6 Wochen) ist sinnvoller. Dabei ergeben sich Unterschiede zwischen einem Sw/Bv- und Sw-Horizont und es kann nachgewiesen werden, daß die Redoxpotentiale in den Sd-Horizonten zeitweise im Fe-Reduktionsbereich liegen. Bei einem Typischen Pseudogley unter Nadelwald kann die rezente Dynamik der Redoxpotentiale allerdings nicht die Morphologie des Bodens erklären.

6 Literatur

- AG *Bodenkunde* (1982): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 3. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Blume, H.-P. (1968): *Stauwasserböden*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Bohn, H. L. (1970): Redox Potentials. *Soil Sci.* 112, 39 - 45.
- Mansfeldt, T. (1993): Redoxpotentialmessungen mit dauerhaft installierten Platinelektroden unter reduzierenden Bedingungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 287 - 292.
- Veneman, P.L. M. & Pickering, E. W. (1983): Salt Bridge for Field Redox Potential Measurements. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 14, 669 - 677.

Dank

Ohne die Unterstützung der Laboranten des Physisch-Geographischen Labors sowie den Mitarbeiter/Innen des Geographischen Institutes und denen des GLA NW, insbesondere Herrn Wolfsperger und Herrn Kraherer, wäre das Projekt nicht durchführbar. Vielen Dank!

Qualitätsmerkmale natürlicher und anthropogen beeinflusster Böden im Stadtgebiet von Rostock

von

Kahle, P. und E. Coburger[†]

1. Einleitung und Zielstellung

Ausgehend von der Kenntnis der verschiedenen ökologischen Funktionen, die Böden städtischer Verdichtungsräume zu erfüllen haben, und der Heterogenitäten in zeitlicher und räumlicher Sicht wurden für das Stadtgebiet von Rostock Untersuchungen zum Vorhandensein, der Genese und den Eigenschaften anstehender Böden und Substrate eingeleitet. Schwerpunkt bilden die anthropogen beeinflussten Böden des Untersuchungsraumes, für die bislang keine detaillierten Informationen vorliegen. Mit den gewonnenen Ergebnissen soll ein Beitrag zur Stadtbodenkartierung von Rostock geleistet werden. Das auf qualitätsbestimmende chemische und physikalische Bodeneigenschaften ausgerichtete Untersuchungsprogramm umfaßt bisher 19 Leitbodenprofile, die sich nach verschiedenen Nutzungstypen ordnen lassen. Für den vorliegenden Bericht wurden die Prüfparameter Korngrößenzusammensetzung, C- und N-Gehalte, pH-Wert und Karbonatgehalt ausgewählt.

2. Kennzeichnung der Bodenverhältnisse im Untersuchungsgebiet

In dem 181 km² umfassenden Stadtgebiet von Rostock dominieren mit >50 % die natürlichen Böden. Dabei handelt es sich zumeist um auf Geschiebemergel und -sanden der Weichselkaltzeit entwickelte Mineralböden mit charakteristischer Hydromorphieprägung. Die Nutzung dieser Böden erfolgt vorrangig land- und forstwirtschaftlich sowie durch Parkanlagen. Die Klein- und Wochenendgärten, die auf den Freiflächen der Stadt verbreitet vorkommen, nehmen 9 % der Gesamtfläche ein. Im bebauten Raum, dessen Anteil auf 20,8 % geschätzt wird, dominieren Aufträge und Umlagerungen aus natürlichen und technogenen Substraten und deren Vergesellschaftungen. Als bestimmendes technogenes Substrat erweist sich der Bauschutt, häufig in Mischungen vorkommend. Weitere technogene Substrate stehen bei geringerer Flächenausdehnung über das gesamte Stadtgebiet verstreut an.

3. Material und Methodik

Die Untersuchungen erfolgen an 19 repräsentativen Bodenprofilen mit 77 Horizonten. Dabei finden folgende Nutzungsweisen Berücksichtigung: Garten, Park, Friedhof, Wohnbebauung, Mülldeponie und Spülfeld.

Für die Untersuchungen stehen Bodenproben in gestörter Lagerung (lutro Feinerde) zur Verfügung. Das Untersuchungsprogramm umfaßt die Parameter: Gesamtgehalte an C und N, ermittelt durch Elementaranalyse, $C_{org} \times 1,724 =$ Gehalt an organischer Substanz, C/N-Verhältnis, Karbonatgehalte nach Scheibler, pH-Werte in 0,01 m CaCl₂-Lösung. Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung im Sieb-Pipett-Verfahren nach Köhn. Aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit erfolgt die Ergebnisbeurteilung anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1982).

4. Ergebnisse

Mit den vorliegenden Untersuchungsergebnissen wird eine erhebliche Variabilität im Hinblick auf die bodenökologisch interessanten Eigenschaften pH-Wert, Ton- und Humusgehalt als Indikator für das Kationenaustauschvermögen und C/N-Verhältnis als Ausdruck für die Humusqualität

[†] Universität Rostock, Institut für Bodenkunde, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock

Die abschließende Auswertung der Analyseergebnisse erfolgte im Hinblick auf die flächenhafte Bewertung der Schwermetallbelastungssituation. Als Bewertungsgrundlage wurden die nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden (EIK-MANN & KLOKE 1993) in modifizierter Form herangezogen.

- Klasse 1: Schwermetallkonzentration ist kleiner als Bodenwert I (BW I)
- Klasse 2: Schwermetallkonzentration ist kleiner als Bodenwert II (BW II)
- Klasse 3: Schwermetallkonzentration ist kleiner als Bodenwert III (BW III)
- Klasse 4: Schwermetallkonzentration liegt über dem Bodenwert III (BW III)
- Klasse 5: Schwermetallkonzentration liegt "deutlich" über dem Bodenwert III

Um die analysierten Schwermetallgehalte bewerten zu können, wurde für jeden *Profilstandort* der jeweilige Schwermetallgehalt über die nutzungsabhängige humanrelevante Bodentiefe ermittelt.

Die *Gesamtbeurteilung einer Testfläche* erfolgte in Abhängigkeit der höchsten Bewertung der analysierten Schwermetalle. Lag beispielsweise an einem Profilstandort der Schwermetallgehalt über dem BW II und unterhalb von BW III (Klasse 3), wurde die gesamte Testfläche mit 3 bewertet. Lag ein Element an einem Standort in Klasse 4 (> BW III) alle anderen in Klasse 3 wurde die Testfläche mit Klasse 4 bewertet. Mit 5 wurden Testflächen bewertet, auf denen *ein Element den BW III um mehr als das Doppelte und mindestens drei Elemente den BW III überschreiten*. Hierdurch ist zu erklären, daß einzelne Elemente maximal mit Klasse 4, die Testfläche aber mit Klasse 5 bewertet wurde. Die Bewertung der einzelnen Testflächen wurde als Bewertungskarte dargestellt. Die Testflächen sind entsprechend ihrer Bewertung farbig gekennzeichnet. Zusätzlich sind einige Flächen mit einer Schraffur belegt. Diese besagt, daß auf den Testflächen Schwermetallgehalte innerhalb der humanrelevanten Bodentiefe ermittelt wurden, die in eine höhere Bewertungsklasse als dargestellt fallen und aufgrund der Mittelung der Werte über die humanrelevante Bodentiefe für die Bewertung nicht berücksichtigt wurden konnten.

Für die *Einstufung der untersuchten Faktorenkombinationen*, die durch die einzelnen Standorte bzw. Testflächen repräsentiert werden, wurde eine Passus aus dem Entwurf zu den untergesetzlichen Regelungen zum Bundes-Bodenschutzgesetz herangezogen (BMU 1993, S. 12). Danach gelten die Grenzwerte als überschritten, wenn *10% der Meßwerte den Grenzwert überschreiten und das arithmetische Mittel aller Proben 50% des Grenzwertes überschreiten*. Weiterhin gelten die Grenzwerte als überschritten, wenn *einzelne Proben das Doppelte der Grenzwerte erreichen*.

Für eine flächenhafte Darstellung der Schwermetallbelastungssituation erfolgte eine Übertragung der Bewertung der untersuchten Faktorenkombinationen auf nicht untersuchte Flächen gleicher Wirkungsgefüge.

3. ERGEBNISSE

Durch die digitale Verschneidung der verwendeten Informationsebenen entstand die bodenkundliche Konzeptkarte mit insgesamt 336 Faktorenkombinationen (Legendeneinheiten). Unter Berücksichtigung der genannten Auswahlkriterien wurden 27 zu untersuchende Faktorenkombinationen ausgewählt.

Jede Faktorenkombination wurde i.d.R. durch 3 - 5 Testflächen untersucht und bewertet.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die untersuchten Faktorenkombinationen, Testflächen und Auswahlkriterien.

Tab. 1: Untersuchte Faktorenkombinationen, Testflächen und ihre Auswahlkriterien

Faktorenkombination	Anzahl	Vorinformationen / Informationsebenen			Auswahlkriterien*		
	Testflächen	Nutzung	Boden	Immissionsbelastung	I	II	III
2111-0-0	4	Wohnen	--	geringe	X		X
2111--250-5	4	Wohnen	--	mittlere	X	X	X
2111--600-5	4	Wohnen	--	hohe		X	X
2111--600-14	3	Wohnen	--	sehr hohe		X	X
2112--0-0	1	Industrie, Gewerbe	--	geringe		X	
2112--250-5	2	Industrie, Gewerbe	--	mittlere		X	
...							
2227--0-0	3	Grünanlage	--	geringe	X		X
...							
2114--0-0	3	Schule	--	geringe		X	X
...							
4102-27-0-0	5	Grünland	Brackmarsch	geringe	X		
4102-19-600-5	3	Grünland	Brack-Seemarsch	hohe		X	
4102-10-0-0	3	Grünland	Seemarsch	geringe	X		
4102-19-600-14	1	Grünland	Brack-Seemarsch	sehr hohe		X	
...							
4103-39-0-0	1	Kleingarten	Knick-Brackmarsch	geringe			X
4103-36-250-5	1	Kleingarten	Knickige Brackmarsch	mittlere		X	

*: I= Flächenrepräsentanz; II= besonders belastete Gebiete; III= Siedlungsdruck bzw. sensible Nutzung

Da für einige Faktorenkombinationen, die durch das Auswahlkriterium "besonders belastete Gebiete" ausgewählt wurden, nur wenige Flächen vorhanden waren, wurden diese nur durch eine Testfläche untersucht (u.a. Faktorenkombination 4102-19-600-14 in Tab. 1).

Tabelle 2 zeigt exemplarisch die konkrete Belastung sowie die Bewertung für eine Faktorenkombination: Wohnbauflächen mit mittlerer Immissionsbelastung (2111--250-5).

Tab. 2: Mittlere, über die humanrelevante Bodentiefe ermittelte Schwermetallgehalte und deren Bewertung nach EIKMANN & KLOKE 1993 am Beispiel der Faktorenkombination 2111--250-5

Faktorenkombination	Testfläche	Pb mg/kg	Bewertung	Cd mg/kg	Bewertung	Zn mg/kg	Bewertung	Bewertung Testfläche	Bewertung Faktorenkombination
2111--250-5	1.1	381	3	3.4	3	803	4	4	3
2111--250-5	1.2	299	2	3.8	3	578	3	3	
2111--250-5	1.3	283	2	3.3	3	470	3	3	
2111--250-5	1.4	196	2	2.5	3	541	3	3	

Auf Flächen die nicht explizit untersucht wurden, für deren Faktorenkombination jedoch anhand der exemplarisch untersuchten Standorte diese Ergebnisse zuzuordnen waren, wurde die Bewertungsklassifikation übertragen. Hierzu wurden vorab Flächen gleicher Wirkungsgefüge aggregiert. Die Aggregation der Faktorenkombinationen konnte beispielsweise für Flächen vorge-

nommen werden, die von der Faktorenkombination als unterschiedlich gekennzeichnet waren, die von der Ergebnissen der Schwermetalluntersuchungen jedoch gleichen Belastungsklassen zuzuordnen waren. Ergebnisse von Flächen, die mit identischen Nutzungsinformationen (z.B. Grünland), identischer Belastungssituation (z.B. geringer Immissionsbelastung) und unterschiedlichen Bodeninformationen (differenzierende Bodentypen bzw. Subtypen) gekennzeichnet waren, konnten einer Bewertungsklasse zugeordnet werden. Die so gekennzeichneten Flächen unterscheiden sich ausschließlich in der Klassifikation der Bodentypen. Eine Übertragung der Bewertung konnte durchgeführt werden, da die Schwermetallbelastung der Böden im Stadtgebiet von Nordenham bzw. die Einordnung in eine Belastungsklasse in erster Linie von der Immissionsbelastung und der Nutzung abhängt.

Bei den Faktorenkombinationen, die von der Nutzungsinformation als Industrie- und Gewerbeflächen gekennzeichnet waren, trifft dies nicht zu. Hier wird der Einfluß der Immissionsituation durch sehr starke anthropogene Bodenveränderungen überlagert. Dies führt zu unterschiedlichen Schwermetallkonzentrationen bzw. Bewertungsklassen.

Untersuchte Testflächen können, mit Ausnahme der Industrie- und Gewerbeflächen, mit einer Genauigkeit gekennzeichnet werden, die dem Niveau einer Detailphase entspricht. Für nicht untersuchte Flächen (Bewertung der Faktorenkombination durch Übertragung) und Industrie- und Gewerbeflächen sind Aussagen möglich, die dem Stand einer Orientierungsuntersuchung entsprechen. Vor diesem Hintergrund wurden mit Hilfe des aufgezeigten Untersuchungsansatzes für ca. 90 % des Stadtgebietes von Nordenham die Schwermetallbelastung im Boden ermittelt und bewertet.

4. LITERATUR

BUNDESMINISTERIUM für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (1993): Konzeption eines untergesetzlichen Regelwerkes zur Durchführung des Bundesbodenschutzgesetzes -Stand: 3. Dezember 1993.

EIKMANN, T. & KLOKE, A. (1993); Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden. - Eikmann-Kloke-Werte - .In: ROSENKRANZ,D., EINSELE,G. & HARRESS,H.M.; Bodenschutz, 14. Lfg. X/93, 3590.

GRENZIUS, R. (1991): Methodisches Konzept für das Modellprojekt Saarbrücken im Rahmen von SAAR-Bis, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66/II, S. 795-798.

HAMMERSCHMIDT, U., KUES, J. & SCHNEIDER, J. (1994): Endbericht zum Pilotprojekt: Bodenuntersuchungsprogramm Nordenham, Hannover, Archivnr.: 112087.

KNEIB, W.D. & BRASKAMP (1990); Vier Jahre Stadtbodenkartierung von Hamburg - Probleme und Ergebnisse, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 61, S. 97-104.

OELKERS, K.H. & ECKELMANN, W. (1983); Das Auffinden und Abgrenzen bodenkundlicher Kartiereinheiten bei der Landesaufnahme und ein Vorschlag zur Beschreibung der Flächeninhalte, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 36, S. 47-55.

SCHNEIDER, J. (1994): Eignung DV-gestützter Verfahren zur bodenkundlichen Datenerhebung in urbanen Räumen. Dissertation Universität Essen.

SCHNEIDER, J. & KUES, J. (1990): Erstellung einer bodenkundlichen Konzeptkarte für urbane Ballungszentren - Konzeption des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 61, S. 135-136.

Zur Klassifikation bodenkundlicher Daten im Rahmen des Bayerischen Bodeninformationssystems (BIS) am Beispiel des Kartenkatalogs

von

Koch-Steindl, H. und E. Weihs

Effizienter Bodenschutz setzt fundiertes Wissen über den Naturkörper "Boden" voraus, sowie die Kenntnis von Ursache, Wirkung und Topographie bodenbelastender Vorgänge. Dieses Wissen in einer geeigneten Datenbasis bereitzustellen ist die Aufgabe des *Bodeninformationssystems*. Dabei kann sich diese Informationsbasis aufgrund der komplexen Zusammenhänge im Wirkungsgefüge Boden *und* menschliches Handeln nicht nur auf streng bodenbezogene Information beschränken, sondern muß wiederum Teil eines umfassenden Umweltinformationssystems sein (*Ad-hoc-Arbeitsgruppe "Kernsysteme und Methodenbanken" des Arbeitskreises "Bodeninformationssysteme" der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)*).

Der Aufbau eines *Bodeninformationssystems für Bayern (BIS)* als Teil eines Umweltinformationssystems wurde, entsprechend den Empfehlungen der AG Bodenschutz, 1988 von der Bayerischen Staatsregierung beschlossen.

Aufbau des bay. Bodeninformationssystems "*Informationssystem Planung und Umwelt*"

Aufgrund der vielschichtigen Fragestellungen im Umweltschutz hat ein Bodeninformationssystem immer Querschnittsaufgaben zu erfüllen - damit wird die Nutzung unterschiedlichster, Datenbestände notwendig. Die geforderte Verfügbarkeit und Zugänglichkeit umweltschutzrelevanter Daten soll jedoch nicht zur Anhäufung immenser, schwer zu handhabender Datenbeständen führen, vielmehr sollen überschaubare Datenbestände dezentral geführt werden, während Koordination sowie Kommunikation zentral erfolgen. Ausgehend von solchen Vorbedingungen wurden für das BIS folgende Rahmenbedingungen festgelegt (Abb.1: Informationssystem Planung u. Umwelt, Bereich Bodeninformationssystem):

- * die dem BIS zugrundeliegenden Datenbestände sind fachlich und räumlich getrennt innerhalb von **Fachinformationssystemen (FIS)**. Die Verwaltung und Pflege liegt weiterhin bei den dafür zuständigen Stellen.
- * das BIS besteht aus systemtechnischer Sicht aus einem Kern und mehreren FIS (tatsächlich werden die Fachinformationssysteme selbst oft einen ihren Aufgaben entsprechenden Kern besitzen).
- * Der Kern bildet die verbindende Plattform für die verschiedenen FIS und wird als Kernsystem bezeichnet. Das **Kernsystem** besitzt alle Eigenschaften (Thesaurus, Datenkataloge, Navigationshilfen ...), die eine Zusammenführung und Aufbereitung von Daten der verschiedenen FIS und eine schnelle Informationswiedergewinnung ermöglicht.

Zur Klassifikation bodenkundlicher Begriffe im Thesaurus des BIS

Ordnen und Auswerten von Informationen ist in allen Wissens- und Anwendungsbereichen Voraussetzung erfolgreicher und effizienter Tätigkeit. Das gilt insbesondere in relativ jungen Aufgabenbereichen wie dem Umweltschutz (Bodenschutz), dessen Datengrundlage als Folge des systemaren Arbeitsansatzes auf verschiedensten Wissenszweigen basiert.

Die Erstellung von Klassifikationssystemen und die Klassifikation von Daten ist deswegen eine wesentliche Methode, um Ordnung in Hinblick auf die Informationswiedergewinnung herzustellen. Ein solches System zur Klassifizierung von Daten wird als **Thesaurus** bezeichnet. Ein Thesaurus ist

zielorientiert, d.h. er beschreibt immer die "Begriffswelt" definierter Wissenszweige *in Beziehung zum Anwender*; damit ist er als sprachliche Grundlage das wichtigste Instrument für den Gebrauch von Daten innerhalb des BIS

- * hinsichtlich der Einordnung und Definition von Daten (räumlich, fachlich), damit auch für deren korrekten Gebrauch und
- * in seiner Eigenschaft als Wörterbuch, also auch der systematischen Festlegung der Synonyme, der Ober- und Unterbegriffe und damit auch "Sprachhilfe" im Hinblick auf die Informationswiedergewinnung.

Für die Klassifizierung des Begriffes (Fachwort, Schlüssel, Koordinate, Daten-Code usw.) stehen folgende Parameter zur Verfügung:

Synonym: Das SYNonym kann sowohl in rein sprachlicher Hinsicht ein gleichbedeutende Bezeichnung zu einem Wort sein (Rambla, Synonym Auenrohboden), es kann aber auch ein Code oder eine Abkürzung sein. L42 ist die synonyme Schreibweise für eine Podsol-Braunerde aus Molassemergel, nach der standardisierten Legende der Bodenkundlichen Karte.

Wurzel: Die WURzel ist ein hierarchisches Element. Sie ist ein Ordnungsbegriff für eine Menge ähnlicher Begriffe, die unter einen gemeinsamen Oberbegriff fallen. Braunerde ist also der gemeinsame Oberbegriff (Bodenklasse) für die verschiedenen Erscheinungsformen (Typen; Subtypen) einer Braunerde.

Kategorie: Die KATEGorie ist eine Herkunftsbezeichnung. Sie verweist auf den Ursprung eines Datum und beschreibt in welchem Kontext er Verwendung gefunden hat. Dabei ist es also möglich, daß der Begriff Podsol der Kategorie Böden, Veröffentlichung, Gutachten, Kartenkatalog usw. entspringt.

Abb.2: Bodenkundlicher Thesaurus

```
WORT: PODSOL-BRAUNERDE, MOLASSEMERGEL <
-SYN: PODSOL-BRAUNERDE L42 BRAUNERDE PODSOL-BRAUNERDE, MOLASSEMERGEL <
-WUR: BRAUNERDEN <
-KAT: BÖDEN STANDORTKUNDE <<
WORT: PODSOL-PARABRAUNERDE <
-SYN: PODSOL-PARABRAUNERDE PARABRAUNERDE <
-WUR: BRAUNERDEN <
-KAT: BÖDEN KARTENKATALOG <<
WORT: PODSOL-PSEUDOGLEY <
-SYN: PODSOL-PSEUDOGLEY L44B PSEUDOGLEY <
-WUR: STAUWASSERBÖDEN STAUNASSEBÖDEN <
-KAT: BÖDEN STANDORTKUNDE KARTENKATALOG <<
WORT: PODSOL-RANKER <
-SYN: PODSOL-RANKER RANKER <
-WUR: AH-C-BÖDEN <
-KAT: BÖDEN KARTENKATALOG <<
```

Für die im BIS vorhandenen Begriffe aus den bodenkundlichen, standortkundlichen und forstlich-standortkundlichen Karten wurde ein Thesaurus mit erarbeitet, der auf einschlägiger Fachliteratur aus diesen Bereichen beruht. Zusätzlich dazu besteht ein geographischer Thesaurus für das Gebiet von Bayern mit einer räumlichen Auflösung bis hin zum, der Gemeinde untergeordneten, Ort und der bayerischen Höhenflurkarte im Maßstab 1:5000. Im Thesaurus sind zur Zeit mit den Synonymzuweisungen etwa 90.000 Begriffe enthalten

Der Einsatz des Thesaurus für die Recherche im BIS-Kartenkatalog

Für die Arbeit im Bodenschutz ist die räumlich (geographische) Einordnung von Fachdaten ein wichtiger Aspekt. In der modernen Informationstechnik können Raum- und Fachdaten je nach Fragestellung frei verknüpft werden. Ein großer Teil solch raumbezogener Daten liegt jedoch in Form gedruckter Karten vor. Solches Datenmaterial für das BIS zu erschließen war der Hintergrund der zum systematischen Aufbau des BIS-Kartenkataloges führte. Alle Daten aus den vorliegenden

Karten fließen in den Datenpool des Kernsystems des BIS ein. Dazu gehören *bibliographische Daten* wie Titel, Autor, ISBN u.a., *Raumdaten* - Ortsnamen, Flußnamen, Landschaftsnamen, Gauss-Krüger-Koordinaten, Flurkartennummern und die Bezeichnungen einschlägiger räumlicher Gliederungssysteme - und nicht zuletzt die *Fachdaten*, die je nach Kartenthema bodenkundlichen, geologischen, vegetationskundlichen usw. Ursprungs sein können. Die Klassifikation dieser Begriffe erfolgt mit den zur Verfügung stehenden Parameter Synonym, Wurzel und Kategorie über den Thesaurus.

Abb.3: Rechercheanfrage

13:27 Buero BIS-2	*** Planung und Umwelt *** TRS Dokumente finden	2.Feb.95 C28000 gefunden
Text: podsol* + se128* _____ 10		
mit + (UND) oder , (ODER)		

Abb.4: Rechercheergebnis

13:35 Buero BIS-2	*** Planung und Umwelt *** TRS Dokumente zeigen	2.Feb.95 C2800120
Dokument	Typ Fach	Ordner Abgelegt am
Freising-S,Böden,1:25000	Cnf Kartenkatalog GS1	13.Dez.89
Scheyern,Fo.Stokde,1:5000	Cnf Kartenkatalog GS1	2.Dez.91
Pfaffenhofen,Fo.Stokde,1:500	Cnf Kartenkatalog GS1	5.Dez.91
Schrobenhausen,Böden,1:25000	Cnf Kartenkatalog GS1/7	13.Dez.89
Freising,Böden,1:50000	Cnf Kartenkatalog GS1	12.Okt.90
Eurasburg,Fo.Stokde,1:10000B	Cnf Kartenkatalog GS7	14.Nov.90
Schiltberg,Fo.Stokde,1:10000	Cnf Kartenkatalog GS7	14.Nov.90
Dasing,Fo.Stokde,1:10000	Cnf Kartenkatalog GS7	14.Nov.90
Kranzberg,Fo.Stokde,1:5000	Cnf Kartenkatalog GS1	11.Feb.93
Tertiärhügelland,Böden,1:100	Cnf Kartenkatalog GS7	15.Okt.90

Für eine gegebene Rechercheanfrage "Vorkommen von Böden mit Merkmalen der Podsolierung im Bereich des Oberbayerischen Tertiärhügellandes (*Standortkundliche Einheit 12.8 nach Wittmann, O.*)" (Abb.3), würde das Rechercheergebnis wie in Abb.4 aussehen. Es ist die Liste der Fundstellen (Dokumente) in denen der Begriff Podsol einschließlich seiner Kombinationen (Podsol-Braunerde, Podsol-Pseudogley, podsolig ...) innerhalb eines definierten geographischen Raumes vorkommt.

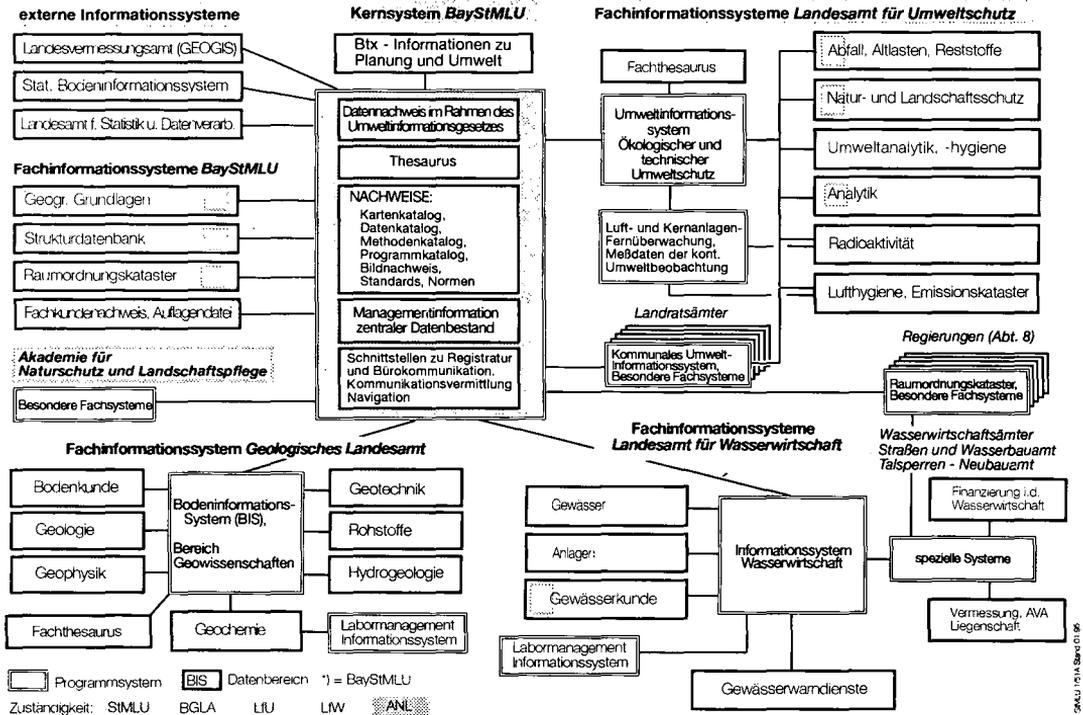
Die Parameter Synonym, Wurzel, Kategorie können zusätzlich für die Recherche verwendet werden. Sie erweitern den Suchbereich um die Anzahl der Synonym-, Wurzel- und Kategoriebegriffe, die einem Wort innerhalb des Thesaurus zugeordnet sind.

Der Thesaurus dient nicht zuletzt der Begriffsbestimmung im konkreten Fall der Recherche und kann - bei unklarer Schreibweise oder Begriffsverwendung - den Rechercheerfolg entscheidend beeinflussen.

Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover, 3.Aufl.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM f. LANDESENTWICKLUNG u. UMWELTFRAGEN/Hrsg. (1987): BIS - Bodeninformationssystem. Materialien 47, München.
- BUND/LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, LABO (1994): Bodenschutz Heft 1: Aufgaben und Funktionen von Kernsystemen des Bodeninformationssystems als Teil von Umweltinformationssystemen. - Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg).
- BUND/LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, LABO (1994): Bodenschutz Heft 2: Aufgaben und Funktionen von Methodenbanken des Bodeninformationssystems als Teil von Umweltinformationssystemen. - Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg).
- FEYERABEND, P. (1976): Wider den Methodenzwang. - Suhrkamp; Frankfurt 1976; 296 f., p. 352 ff.
- KOCH-STEINDL, H. WEIHS E. (1994): Kartenkatalog zum Bodenschutz: Verzeichnis von bodenschutz-thematischen Karten im bayerischen Bodeninformationssystem (BIS). Naturschutz u. Landschaftsplanung 26,(6),1994, 228-233.
- KOCH-STEINDL H., WEIDENBACHER A. (1992): Kartenkatalog der für den Bodenschutz relevanten thematischen Karten in Bayern; Stand 1991. - Bayerisches Staatsministerium f. Landesentwicklung u. Umweltfragen (Hrsg.); München.

Informationssystem "Planung und Umwelt" des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen*
 Einbindung des Bodeninformationssystems, Stand 1.1.1995



WEIHS, E. (1993): An approach to a Space Related Thesaurus: in Information and Classification, O'pitz, B.Lausen, R.Klar (Hrsg), 469-476; Springer, Berlin, Heidelberg

WEIHS, E. (1993): Datenbanken als Grundlage von Umweltinformationssystemen, in: Tagungsunterlagen zur 17. Jahrestagung der Ges. für Klassifikation, Kaiserslautern

WERNER, J., MARQUART, C. (1990): Fachliches Lexikon des BIS-Kartenkataloges (Stand 01.12.90) - Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (unveröff. MsKt); München

WEIRSTIG, G. (1985): Thesaurus-Leitfaden: eine Einführung in das Thesaurus-Prinzip in Theorie und Praxis - DGD-Schriftenreihe Bd.8, K. G. Saur; München.

WHORF, X. (1976) Language, Thought and Reality, MIT Press p. 121, zit. nach P. Feyrabend, Wider den Methodenzwang - Suhrkamp, Frankfurt 1976; 296 f., p. 295

WITTMANN, O. (1991): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern, Übersichtskarte 1:1 Mio. BayGLA Fachberichte 5, S.5-47, München.

Zur Weiterentwicklung der Bodenklassifikation in Deutschland

von

Kopp, D.*

Von einer bis in die fünfziger Jahre gemeinsamen Ausgangsbasis her haben sich die deutschen Bodenklassifikationen isoliert voneinander weiterentwickelt und sind dabei in Teilaspekten auseinander geraten. Das Zusammenfügen des gegen unseren Willen Getrennten, sollten wir als echten Wachstumsprozeß gestalten. Ich möchte dazu beitragen, indem ich vortrage, welche in Ostdeutschland gewonnenen Fortschritte in der nun wieder gemeinsam werdenden Klassifikation ihren Platz finden müßten. Dabei gehe ich von der Bodenkartierung innerhalb der ostdeutschen forstlichen Standortserkundung aus. Sie war mit etwa 2,5 Mio ha in 1:10000 kartierter sehr fein gegliederter Bodenformen die intensivste Bodeninventur in Ostdeutschland, und ist es jetzt auch innerhalb ganz Deutschlands (Kopp et al. 1969, Kopp, Jäger, Succow et al. 1982 siehe auch Lieberoth, Kopp u. Schwanecke 1991).

Da die Kartierungsanleitung der geologischen Landesämter vom Arbeitskreis Bodensystematik als Vorleistung für die in Arbeit befindliche gesamtdeutsche Klassifikation gedacht ist, möchte ich zunächst diskutieren, was ich daran für ergänzungs- und verbesserungsbedürftig halte. Dann will ich auf dringende Fortentwicklungen eingehen, die mit der Rolle des Bodens innerhalb einer zweigübergreifenden Naturraumerkundung verbunden sind, vor allem mit der Notwendigkeit, den Zustandswandel von Boden und Naturraum einschl. des fremdstoffbedingten Zustandswandels in unsere Kartierungsarbeit einzubauen.

Kritische Gedanken zur Bodensystematik in der Kartieranleitung der geologischen Landesämter

Zuerst ist zu prüfen, ob die gemeinsam gewollte Übernahme des Substratprofils als gesondertes Merkmal der Bodenklassifikation mit der Systematik der KA4 ausreichend vorbereitet wird und welche Schritte nötig sind, um dieses Ziel zu erreichen.

Die Übernahme der **zweifachen Bodenkennzeichnung** in die kommende gemeinsame Klassifikation ist im Auftrag des Arbeitskreises Bodensystematik in Vorbereitung; ein Klassifikationsentwurf für eine gesamtdeutsche Substratklassifikation ist unter Federführung von M. Altermann in Arbeit. Aus der Verknüpfung von Substrat- und Horizontprofil sollen **Bodenformen** entstehen, die zunächst für die Klassifikationsebene der Hauptbodenform erarbeitet werden sollen. Bei den Hauptbodenformen wären prinzipiell demnach alle Merkmale im Namenanteil für das Horizontprofil überflüssig, die bereits mit dem Substratprofil erfaßt werden.

Das betrifft

- Die in Regosol, Ranker, Pararendsina und Rendsina sich ausdrückenden Substratunterschiede. Bei ganz konsequentem Vorgehen wären alle vier A-C-Böden, und zwar aus karbonatfreiem Sand und Festgestein, karbonathaltigem Silikatgestein und Karbonatgestein. Bei weniger konsequentem Vorgehen sollte man wenigstens Ranker und Regosol zusammenlegen.
- Die Klasse der Pelosole muß aufgelöst, und die Pelosole müssen als Hauptbodenformen mit dem Substrat Ton auf die anderen Gruppierungen verteilt werden. Die Pelosole haben von Anfang an die Logik des Systems gestört.
- Die Besonderheiten der Kalkpaternia und des Kalkanmoorgleys würden ebenfalls im Substrattyp zu erfassen sein.

Beim Horizontprofil möchte ich die eigne klare **Hydromorphiegliederung** nach den Spuren, die Grund- und Stauwasser im Boden hinterlassen, nicht aufgeben zugunsten der Verfahrensweise in der KA4. Nach Tabelle 1 unterscheiden wir nach der Art des einwirkenden Schwerkraftwassers Grund-, Amphi- und Stauleye und bei allen drei Arten parallele Hydromorphiegrade: jeweils mit anhydromorphem Zwischenhorizont (als Halbgleylegruppe) und ohne Zwischenhorizont (als Vollgleylegruppe). Die Vollgleylegruppe gliedert sich parallel nach dem Humusvorrat in Grau-, Humus-, Anmoor und Moorgrund-, -amphi- und -stauleye. Nach der Relation Mäch-

* 16225 Eberswalde, Schwappachweg 1

Tabelle 1: Horizontfolgetypen (Bodentypen) der Mineralböden

Ordnung nach dem Hydromorphiegrad	Ordnung nach der Art des Schwerkraftwassers (Grund- bis Stauwasser) und nach dem Bildungsmilieu			
anhydromorph		(Para) Rendsina Ranker Vega Podsole ^{a)} Braunerde Bänderbraunerde Fahlerde Parabraunerde	A-C, bis oben karbonathltig A-C AM-M-C O-AE-E-Bi-C ABv-Bv-C ABv-Bv-Bb-C ABv-Bv-Et-Bt-Ca-C ABv-Bv-Bt-Ca-C	
semihydromorph	Grundgleyrendsina A-C-G Grundgleyranker A-C-G Grundgleyvega AM-M-G Grundgleypodsole ^{a)} O-AE-E-Bi-G Grundgleybraunerde ABv-Bv-G	Amphigleyrendsina A-S-G Amphigleyvega AM-M-S-G	Staugleypodsole ¹⁾ O-AE-E-Bi-S Staugleyfahlerde ABv-Bv-EtS-BtS	
voll- hydro- morph vor- rat t/ha	≤180 Hu- 160...300 mus- >300 >300	Graugrundgley A-G Humusgrundgley A-G Anmoorgrundgley A-G Moorgrundgley O-G	Grauamphigley A-S-G Humusamphigley A-S-G Anmooramphigley A-S-G Mooramphigley O-S-G	Graustaugley A-S Humusstaugley A-S Anmoorstaugley A-S Moorstaugley O-A-S

^{a)} -Siehe Tabelle im Vortrag

tigkeit zu Humusgehalt des A-Horizontes und der Tiefe von G- und S-Horizont ist es bei der Graugleygruppe (i.w.s.) meist möglich, den primär natürlichen Hydromorphiegrad zu rekonstruieren.

Diese durchgängige Abstufung nach dem Hydromorphiegrad ist günstiger als die Berücksichtigung der Hydromorphie in der KA4. Dort stecken in der Abteilung terrestrische Böden mit der Klasse Staunässenboden auch halb- und vollhydromorphe Böden, andererseits stecken in der Abteilung semiterrestrische Böden mit der unvergleyten Vega auch anhydromorphe Böden. Innerhalb der Abteilungen kommen die Übergangsböden mit Beteiligung hydromorpher Böden des Systemkonzeptes wegen (Normsubtyp u. Übergangssubtyp in verschiedene Richtungen) nicht optimal zum Ausdruck. Hydromorphe Abweichungen vom Normsubtyp können bei jedem Übergangssubtyp auftreten, z.B.

- Norm-Braunerde zu Gley-Norm-Braunerde
- Humusbraunerde zu Gley-Humusbraunerde
- Regosol-Braunerde zu Gley-Regosol-Braunerde
- Podsol-Braunerde zu Gley-Podsol-Braunerde

In der KA4 ist aber nur die Gley-Braunerde als Subtyp vorgesehen.

Die Übergänge zu den hydromorphen Typen bedürfen einer gesonderten Regelung, sie können nicht mit den Übergängen zu benachbarten Typen gleichen Hydromorphiegrades gleichgestellt werden.

Die Auenböden sind in der KA4 mehr eine bodengeographische Einheit als eine nach inhaltlicher Verwandtschaft gebildete Einheit. Hier paßt voll hinein nur die Vega. Rambla und Paternia sind im Auebereich gelegener Rohboden bzw. Regosol. Die Kolluvisole gehören dem Horizont- und Substratprofil nach in die Nähe der Auenböden.

Die Klasse der Podsole berücksichtigt zwar den bodengenetisch wesentlichen Unterschied zwischen eisenreichen (alten) und eisenarmen (jungen) Podsolen. Sie läßt aber die für ökologische Interpretationen unentbehrlichen Humusvorratsunterschiede, unter Wald zwischen unter 60 t/ha bis zu 350 t/ha, vermissen. Wir unterscheiden zwei Reihen nach dem Eisengehalt und sechs bzw. vier Abstufungen nach dem Humusvorrat, insg. 10 Horizontfolgetypen als Bestandteil von Hauptbodenformen (Tab. im Vortrag).

Tabelle 2

Kombinationsmöglichkeiten zwischen Stamm-Bodenform und Humusform bei anhydromorphen Böden im nordostdeutschen Tiefland

Stamm - Bodenform		Humusform (nur Nährkraftstufe)																	
Horizontfolgetyp		Mull			mullart. Moder			Moder		rohhumus-art. Moder		(Normal-) Rohhumus		Mager-rohhumus		Hunger-rohhumus			
Stamm-Nährkraftstufe		sehr basenreich	zieml. mäßig	mäßig	sehr basenreich	zieml. mäßig	mäßig	sehr basenreich	zieml. mäßig	mäßig	sehr basenreich	zieml. mäßig	mäßig	sehr basenreich	zieml. mäßig	mäßig	sehr basenreich	zieml. mäßig	mäßig
Rendsina	G	⊗			⊗			⊗											
Parabraunerde und Fahlerde	R	⊗			+	⊗	+		⊗	+									
	K	⊗	+		+	⊗	+		⊗	+	+	+							
	M		⊗		+	⊗	+		⊗	+	+	+							
Braunerde	K				+	⊗	+		⊗	+	+	+							
	M				+	⊗	+		⊗	+	+	+							
	Z				+	⊗	+		⊗	+	+	+							
	A								+	⊗	+	+							
Ranker	K					⊗	+		⊗	+	+	+							
	M					⊗	+		⊗	+	+	+							
	Z					⊗	+		⊗	+	+	+							
	A								+	⊗	+	+							
Podsolgruppe	Z								+	⊗	+	+							
	A									⊗	+	+							

Zeichenerklärung:
 bei natürlichem Gleichgewicht
 bei harmonischer Abweichung

 desgl., aber selten
 bei disharmonischer Abweichung
 desgl., aber selten

Bei der Klasse Lessives wird mit den Subtypen Braunerde-Fahlerde und Braunerde-Parabraunerde der Eindruck von Übergangsböden und damit eine falsche Vorstellung vom Charakter dieser Böden erweckt. Jede ungekappte Fahlerde hat zumindest im Tiefland über dem Fahlerdehorizont einen normalen Bv-Horizont wie die benachbarten Braunerden. Diese Horizontfolge muß unbedingt einem Norm-Subtyp zugeschrieben werden.

Schließlich müssen die **Horizontsymbole**, vor allem die Vorsatzsymbole durchmustert werden. Ein Teil gehört zum Sybstratprofil, ein Teil der dann noch verbleibenden ist überflüssig.

Zur Weiterentwicklung der Bodenklassifikation

Die wichtigste Weiterentwicklung ist die **Trennung nach Stamm- und Zustandseigenschaften** in der Absicht, mit den Stammeigenschaften die relativ dauerhaften von menschlichen Einflüssen relativ unabhängigen Eigenschaften zu erfassen und mit den Zustandseigenschaften die relativ leicht veränderlichen. Die Stammeigenschaften führen zur Stamm-Bodenform; die Zustandseigenschaften unter Wald zur Humusform. Für Böden außerhalb des Waldes ist keine Klassifikation, etwa für Krumentzustandsformen unter Ackernutzung bekannt. Erste Gedanken dazu stammen von R.Schmidt (1991).

Aus der Gegenüberstellung von Stamm-Bodenform und Humusform ergibt sich die Varianz der Humusformen auf gleicher Stamm-Bodenform (Tab.2), und in naturnahen Ökosystemen ergibt sich die natürliche Gleichgewichts-Humusform.

Aus zeitlich aufeinander folgender Kartierung der Humusformen ergibt sich der Zustandswandel. Aus dem Zustandswandel gewinnen wir unentbehrliche Informationen über die Fremdstoffkontamination unserer Waldnaturräume. Näheres dazu bei der Exkursion mit dem Thema Bodenzustandswandel unter Fremdstoffeinfluß.

In der KA4 werden die Humusformen zwar ausführlich dargestellt. Ihre Varianz innerhalb einer Stamm-Bodenform, ihre Indikation für den Bodenzustandswandel besonders unter Fremdstoffeinfluß wurde bisher anscheinend wenig beachtet.

Bodenkarten als Bestandteil von Naturraumkarten. Für die meisten Interpretationen von Bodenkarten werden heute Ansprüche an die Kartiereinheiten gestellt, die weit über den Informationsgehalt der üblichen bodensystematischen Einheiten hinausgehen. Meist werden diese Informationen im Komplex mit den anderen Naturraumkomponenten, Schwerkraftwasser, Lufthülle, Relief und Vegetation, gebraucht. Das erfordert eine Bodenklassifikation, die u.a. die vegetationswirksamen Bodenunterschiede erkennen läßt. In bewaldeten Naturräumen muß z.B. aus der Stamm-Bodenform im Komplex mit den drei anderen Standortskomponenten die Stamm-Vegetationsform ableitbar sein (Tab. im Vortrag). Aus der Humusform muß in Kombination mit Merkmalen der Stamm-Bodenform die Zustands-Vegetation (als Gruppe) ableitbar sein (Tab. im Vortrag).

Das erfordert eine Verfeinerung der Hauptbodenform, in bewaldeten Naturräumen vor allem in Richtung vegetationswirksamer, chemischer Bodeneigenschaften. Wir kartieren diese Feinbodenformen seit Anfang der sechziger Jahre und haben damit bei anspruchsvollen Anforderungen, z.B. bei der Kartierung des Zustandswandels in Fremdstoffimmissionsgebieten, bei der Berechnung von Critical loads, bei der Herleitung der natürlichen Vegetation aus Naturraumkarten, beste Erfahrungen gemacht. Weil es keine Möglichkeit gibt, diese Feinformen mit treffenden Namen zu bezeichnen, haben wir sie nach dem Vorbild der Geologen mit Lokalnamen nach dem Ort des Taufprofils benannt. Leider hat sich vom Lokalnamen her die unzutreffende Bezeichnung Lokalbodenform eingebürgert; unzutreffend, weil der Geltungsbereich überhaupt nicht lokal begrenzt ist. Das Inventurergebnis von 35 Jahren Kartierung dieser Feinbodenformen ist in einem Bodenformenkatalog festgehalten (beim Vortrag).

Diese Feinbodenformen sind das wertvollste Ergebnis von 35 Jahren großmaßstäbiger Bodenkartierung. Ich will darauf drängen, daß sie in der gesamtdeutschen Bodenklassifikation zur Kenntnis genommen und als eine Variante einer sehr intensiven Bodenkartierung anerkannt werden.

Literatur

- Kopp, D. et al.: Abschn. Bodenformen (S. 23-108). In: Die Waldstandorte des Tieflandes. Herausgeg. Forstproj. Potsdam, 1. Bd., 1. Lief., 1969
- Kopp, D., Jäger, K.-D., Succow, M. et al.: Abschn. Bodenformen (S. 32-59) und Bodenmosaiktypen (S. 95-125). In: Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung. Akademie-Verlag Berlin 1982.
- Lieberoth, J., Kopp, D., Schwanecke, W.: Zur Klassifikation der Mineralböden bei der Land- und forstwirtschaftlichen Standortskartierung. Petermanns Geogr. Mitt. 1991, S. 153-163

Die Bodenmosaike des nordostdeutschen Tieflandes als Komponente zweigübergreifender Naturraummosaike - Inventurstand und Klassifikation

von

Kopp, D. *, O. Dieckmann** und A. Konopatzky***

Ausgehend von der forstlichen Standorterkundung mit nahezu flächendeckend in bewaldeten Naturraumteilen im Maßstab 1:10000 kartierten Bodenformen wurden auch die Bodenmosaike für den Gesamtnaturraum nahezu flächendeckend kartiert. Die Bodenmosaike sind dabei als selbständige Komponente in den Zusammenhang komplexer Naturraummosaike gestellt, bei denen außer dem Boden das Relief-, Bodenschwerkraftwasser- und Klimamosaik sowie integrierend das Vegetationsmosaik gehören. Die Arealgröße wurde zunächst auf den Maßstab 1:100000 ausgerichtet, im Laufe der Kartierung überall auf 1:25000 zumindest im Arbeitsmaßstab vergrößert. Außer den seit je gründlich verarbeiteten geologischen Karten 1:25000 wurden seit den siebziger Jahren zunehmend die mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortskarten einbezogen.

Für das nordostdeutsche Tiefland liegt damit eine nahezu vollständige Inventur der Bodenmosaike vor und zwar ausgehend von großmaßstäbig kartierten Bodenformen in den am wenigsten anthropogen überprägten Naturraumteilen (Kopp u. Schwanecke 1994).

Zunächst werden individuell nach dem *Prinzip der relativen Gleichförmigkeit* Mosaikareale ausgegrenzt und mit einer Arealnummer bezeichnet. Der Klassifikation dieser Areale geht eine **Vernetzungsanalyse** voraus, in die auch die anderen Naturraumkomponenten, das Relief-, Schwerkraftwasser- und Klimamosaik sowie das Vegetationsmosaik, einbezogen sind. Ergebnisse von Vernetzungsanalysen wurden vielfach veröffentlicht (Kopp 1974, Abschnitt II 3.2.1.2.1 bei Kopp, Jäger, Succow u.a. 1982, Abschnitt 2.2.1 bei Kopp und Schwanecke 1994) sowie ein Beispiel im Vortrag).

Verwandte Mosaikareale werden zu Mosaiktypen klassifiziert. Für das Bodenmosaik entsprechen der Mosaiktyp der typisierten Bodengesellschaft. Zunächst wird zwischen **Stamm-Bodenmosaik**en und **Zustandsmosaik**en unterschieden. In bewaldeten Naturraumteilen ist das Zustandsmosaik das Mosaik der Humusformen. Die Stamm-Bodenmosaiken sind bestimmend für die Arealabgrenzung; die Zustandseigenschaften werden innerhalb dieser Arealgrenzen erfaßt. Bei der Klassifikation der Stamm-Bodenmosaiken werden drei Ebenen unterschieden: der aus Substrat- und Hydromorphiemosaik gebildete Rahmentyp, der Hauptmosaiktyp und der Feintyp.

Die **Rahmentypen** sind nach Tabelle 1 gegliedert in fünf primäre Hydromorphiegrade und 8 Abstufungen des Substratmosaiks. Zu den fünf Hydromorphiegraden kommen als sechster der Hydromorphiegrad „Moorböden“ dazu.

Der Hydromorphiegrad in Tabelle 1 gilt für den primär natürlichen Status. Entwässerte Mosaiken oder Mosaikteile werden zusätzlich nach dem Entwässerungsgrad als flächengewogenes Mittel aus den Entwässerungsgraden der topischen Bausteine klassifiziert mit den in Tabelle 1 genannten Graden. Der Entwässerungsgrad wird an Hand von Tabellen aus der Beziehung zwischen Horizontfolgetyp der Bodenform und der Tiefenstufe der Grund- und Stauwasserform abgeleitet (Tab. beim Vortrag).

Innerhalb der aus Tabelle 1 ersichtlichen Rahmentypen führt die Vergesellschaftung der Horizontfolgetypen zur mittleren Gliederungsebene: zum **Hauptbodenmosaiktyp**. Tabelle 2 zeigt für die Rahmentypen der anhydromorphen und wenig hydromorphen Mosaiken an einer Auswahl den Inhalt und die Definitionsweise der Hauptmosaiktypen und die vorkommenden Kombinationen mit dem Reliefmosaik.

* Ludwig-Sandberg-Str. 1a
16225 Eberswalde

** Landesamt für Forstplanung
Gr. Moor 30
19055 Schwerin

*** Landesanstalt für Forstplanung
Schwappachweg 1
16225 Eberswalde

Tabelle 1:
Rahmentypen des Bodenmosaiks der Mineralböden

primäres Hydro-morphie-mosaik	Substrat-mosaik →		Mosaik						
	S	SL	LS	L	SA	AS	A	AP	
	Sand-	Sand-Geschiebelehm-	Geschiebelehm-Sand-	Geschiebelehm-	Sand-Auenlehm-	Auenlehm-Sand-	Auenlehm-	Auenlehm-Ton-	
(A)...anhydromorph	×	×	×	×	×	×	×	×	
W...wenig hydromorph	×	×	×	×	×	×	×	×	
M...mäßig hydromorph ¹⁾	×	×	×	×	×	×	×	×	
N...stark hydromorph ¹⁾	×	×	×	×	×	×	×	×	
V...vollhydromorph ¹⁾	×	×	×	×	×	×	×	×	

¹⁾ Mit den Entwässerungsgraden
 ↓ gering (um 1/2 Grad)
 ↓ mäßig (um 1 grad)
 ↓↓ zieml.stark (um 1 1/2 Grad)
 ↓↓↓ stark (um 2 Grade)
 ↓↓↓↓ sehr stark

Demnach wird die Vergesellschaftung der Bodenformen innerhalb des Substratmosaikrahmens stark vom morphogenetischen Bildungsmilieu des Oberflächenreliefs bestimmt:

- In Mosaiken oder Mosaikteilen des periglaziären Grundreliefs kommen je nach Substrat nur Braunerde, Bänderbraunerde, Fahlerde und Parabraunerde vor,
- in extraperiglaziär überformten Mosaikteilen, gleichfalls je nach Substrat, bei schwächerer Kappung Rumpfrosterde, Rumpfbänderrosterde, Rumpffahlerde und bei stärkerer Kappung Kalksand- und Kalklehm-Pararendsina sowie Ranker und Saumpodsol; für Auftrag sind Ranker und Kolluvialerde über begrabenem Boden kennzeichnend.
- In primär extraperiglaziärem Relief kommen nur Vergesellschaftungen von Ranker (Regosol) und eisenarmen Podsolen vor.

Eine bisher nur unsicher deutbare Besonderheit ist das spätperiglaziäre Oberflächenrelief bei Sandmosaik, das mit eisenreichen Podsolen (Rostpodsol, Humusrostpodsol, Filzhumusrostpodsol) bei Fehlen der Braunerde verknüpft ist und für Binnendünenfelder und küstennahe Sandebenen, wie die Rostocker Heide und große Teile der Ueckermänder Heide, kennzeichnend ist.

Im Kopf der Tabelle 2 sind sowohl für das spätperiglaziäre Grundrelief als auch für die extraperiglaziär überformten Mosaikteile bei den Podsolen besonders humusreiche Formen aufgeführt: Sand-Filzhumusrostpodsol, -Filzsaum-, Filzgrau- und Filzhumuspodsol, für die das Sand-Filzhumusrostpodsol-Mosaik der Rostocker Heide als Beispiel angeführt ist. Ursache ist das durch hohe Luftfeuchte in Meeresnähe bedingte humide Bodenlima.

In Tabelle 2 sind für jeden Hauptmosaiktyp die vorkommenden Nährkraftstufen vermerkt. Die Nährkraftstufe ist ein flächengewogenes Mittel aus den Nährkraftstufen der topischen Bausteine. Sie drückt - hier als Stamm-Nährkraft - das Ernährungsvermögen des Bodens für die natürliche Vegetation aus.

Zu Tabelle 2. Symbolerklärung für die Hauptmosaiktypen

- sB Sand-Braunerde-Mosaik
- sB/sBB Sand-Braunerde-/Bänderbraunerde-Mosaik
- sB/sRP Sand-Braunerde-/Rostpodsol-Mosaik
- sFHRP Sand-Filzhumusrostpodsol-Mosaik
- sRa/UP Sand-Ranker-/Graupodsol-Mosaik
- sB/IF Sand- Braunerde-/Tieflehm-Fahlerde-Mosaik
- sB/IF/sRP Sand- Braunerde-/Tieflehm-Fahlerde-/Sand-Rostpodsol-Mosaik
- IP/sB Lehm-Parabraunerde-/Sand- Braunerde-Mosaik
- IP/ISP Lehm-Parabraunerde-/Staubleyparabraunerde-Mosaik
-üextraperiglaziär überformt

In ähnlicher Weise werden Hauptmosaiktypen für die mäßig, stark und vollhydromorphen Mosaiktypen gebildet. Mit zunehmender Hydromorphie nimmt der Einfluß des morphogenetischen Bildungsmilieus auf die Vergesellschaftung der Horizontfolgetypen ab. Es nimmt aber der Einfluß der Entwässerung zu. Die Merkmalstabellen der Hauptmosaiktypen müssen daher auch nach Mosaikteilen unterschiedlichen Entwässerungsgrades gegliedert werden.

Der Feintyp, die untere der drei Klassifikationsebenen, untergliedert den Hauptmosaiktyp nach Merkmalen, die bei der Bodenform der Lokal-(besser Fein-)Bodenform entsprechen. Das sind, gegliedert nach Rahmentypen die folgenden Merkmale:

- Bei anhydromorphen Sand-Mosaiken (Symbol S):
 - die KCaMgP-Serie, d.h. eine an die Straten der pleistozänen Lockersedimente angelehnte lithochemische Kennzeichnung
 - die Zusammensetzung aus Sand i.e.S. (Mittel- und Feinsand), Grand und Staubsand
 - die Zusammensetzung der periglaziären Deckzone aus reinem, anlehmigem und lehmigem Sand
 - die Trennung in Substratmosaik ohne und mit karbonathaltigem Untergrund
 - die Kopplungsweise eisenreicher Podsole mit dem Relief
- Bei SL, WSL, LS, WLS, L (Abk. nach Tab. 1):
 - wie bei anhydromorphen Sand-Mosaiken, ferner
 - die Kopplungsweise der Stauleye mit dem Relief
 - die Flächenrelation von Lehm und Tieflehm.
- Bei mäßig hydromorphen Sand-Mosaiken (MS): mit Entwässerung wie bei S; in unentwässerten Mosaiken entfällt wegen des flumahren Grundwassers die Untergliederung nach der KCaMgP-Serie sowie die Trennung in Substratmosaik ohne und mit karbonathaltigem Untergrund
- Bei MSL, MLS und ML: wie bei den substratgleichen anhydromorphen Mosaiken, jedoch ferner die Kopplungsweise der Bodencatena Fahlerde / Staugleyfahlerde / Graustaugley / Humustaugley / Anmoorstaugley bzw. Parabraunerde / Staugleyparabraunerde / Graustaugley / Humusstaugley / Anmoorstaugley mit der Kuppen-Flachhang-Mulden-Catena des Reliefs
- Bei stark und vollhydromorphen Mosaiken (N... und V...) entfallen von den substratgleichen nur mäßig hydromorphen Mosaiken um so mehr Gliederungskriterien je geringer die Entwässerung ist.

Auch die hier nicht genannten Rahmentypen mit Auensubstrat werden nach Feintypen untergliedert.

Die **Zustands-Bodenmosaik**, von denen bisher nur das Mosaik der Humusformen in bewaldeten Naturraumteilen kartiert ist, folgen anthropogen bedingt nur sehr verzerrt naturräumlichen Gesetzmäßigkeiten. Für eine besondere Klassifikation besteht daher z.Z. kein Bedarf. Ganz wichtig ist es aber, sie innerhalb der Grenzen der Stamm-Bodenmosaik zu erfassen, ihre Abweichung vom natürlichen Gleichgewichtszustand bodenformenweise aufzulisten und ihren zeitlichen Wandel zu verfolgen. In größeren Beispielsgebieten ist das bereits geschehen, methodisch ist es das ganze Tiefland vorbereitet.

Zusammenfassend betrachtet wird mit unserer Klassifikation der Bodenmosaik eine übersichtliche Ordnung als Anspannungshilfe im Dienste einer komplexen Naturraumerkundung angestrebt. Eine allein bodenkundliche Systematik mit strengen Hierarchieebenen halten wir nicht für erstrebenswert.

Literatur

- Kopp, D.: Die Waldstandorte des Tieflandes, Teil III Standortsmosaik. Ergebnisse forstl. Standortserk. DDR, 1. Bd., 2. Lief. Potsdam 1974
- Kopp, D., Jäger, K.-D., Succow, M. u.a.: Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung. Akademie-Verlag Berlin, 1982
- Kopp, D., Schwanecke, W.: Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Grundzüge von Verfahren und Ergebnissen der forstlichen Standortserkundung in den fünf ostdeutschen Bundesländern. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin 1994

Bodenökologische Eigenschaften und Funktionen einer Catena im nordostdeutschen Jungmoränengebiet

von

Koszinski, S., M. Dannowski, R. Ellerbrock, A. Gorny, K. Helming, A. Höhn, M. Joschko, H. Rogasik, K. Seidel, O. Wendroth, S. Wirth* und S. Kofalk**

Die mosaikartige Variabilität von Bodeneigenschaften innerhalb von Ackerschlägen stellt das Hauptproblem bei der Durchführung von Bewirtschaftungsmaßnahmen dar. Durch kleinräumige Bodenheterogenität wird der feldskalige Stofftransport beeinflusst, der den Landschaftsstoffhaushalt maßgeblich mitbestimmt. Sollen landschaftsrelevante und flächenspezifische Aussagen zum Wasser- und Stoffhaushalt ermöglicht werden, müssen bodenökologische Prozesse in ihrem kleinräumigen Muster erkannt und interpretiert werden.

Ziel der Untersuchungen im Rahmen eines institutsübergreifenden Forschungsprojektes war einerseits, die *vertikale Variabilität* von Böden an ausgewählten Profilen einer Catena zu charakterisieren und Beziehungen zwischen den unterschiedlichen Catenapositionen zu erfassen. Andererseits sollte die *laterale Variabilität* bodenökologischer Kenngrößen im Oberboden untersucht und ihr Repräsentanzbereich, d.h. ihre Autokorrelationslänge bestimmt werden. Dabei sollte ein Methoden- und Auswertungsspektrum für die Anwendung in der Landschaftsforschung überprüft werden. Bodenbiologische, -chemische und -physikalische Untersuchungen am gleichen Standort sollten funktionale Zusammenhänge in Landschaftsausschnitten aufzeigen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der kuppigen Grundmoränenlandschaft des Pommerschen Stadiums des Weichselglazials und ist durch ein bewegtes Relief mit mehr oder minder stark geneigten Hängen und darin eingebetteten Senken charakterisiert. Das ausgewählte Binneneinzugsgebiet befindet sich NE' des Parsteiner Sees zwischen den Gemeinden Bölkendorf und Parstein. Im Zentrum des ca. 14 ha großen Einzugsgebietes befindet sich das Breite Fenn - eine Sollstruktur, die seit dem Frühjahr 1994 Oberflächenwasser führt.

Im April 1993 wurde der N-exponierte Hang des Einzugsgebietes intensiv beprobt. Dazu wurden an 5 ausgewählten Profilen bodenökologisch relevante Eigenschaften horizontspezifisch ermittelt: Korngrößenzusammensetzung, Lagerungsdichte, pneumatische Leitfähigkeit, hydraulische Leitfähigkeit, Gehalt an organischer Substanz, pH-Wert, KAK, Verformungsverhalten nach unterschiedlicher Druckbelastung, Durchdringungswiderstand, qualitative Zusammensetzung der Tonfraktion, Huminstofffraktion, Durchwurzelungsintensität und Regenwurmpopulation. Die Untersuchungen wurden 1994 auf den S-exponierten Hang des Einzugsgebietes erweitert, da reliefabhängige Differenzen an beiden Hängen auftreten.

Zur Ermittlung der kleinräumigen Variabilität von Bodeneigenschaften wurden 1993 an 50 Positionen entlang eines Transektes am N-exponierten Hang in 1.8 m-Abständen Bodensäulen im Ap-Horizont entnommen und hinsichtlich ihrer hydraulischen und Bodengefügeeigenschaften in Abhängigkeit von anderen Standortkenngrößen wie Textur oder Humusgehalt untersucht. An diesem Transekt erfolgte weiterhin eine Bestimmung von mikrobiologischen Kenngrößen (mikrobielle Biomasse, Basalatmung), deren Untersuchungen im Folgejahr auf das Soll und den S-exponierten Hang ausgedehnt wurden.

*) Inst. f. Bodenforschung, ZALF Müncheberg, Eberswalder Str.84, 15374 Müncheberg

**) FG Regionale Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

Ergebnisse

Catenaspezifische Eigenschaften

Die bodengenetische Differenzierung der Catena am N-exponierten Hang weist einen für Steilcatenen dieser Landschaft typische Abfolge auf (SCHMIDT 1991). Von der Hangkuppe über den Oberhang zum Mittel- und Unterhang gehen Pararendzina, erodierte Parabraunerde, Parabraunerde und Kolluvien über Gley ineinander über. Die Mächtigkeit des Kolluviums erreicht dabei bis zu 80 cm. Die Hangneigung des S-exponierten Hanges ist geringer als die des N-Hanges. Insbesondere im Oberhang zeigt sich jedoch eine stärkere horizontale und auch vertikale Gliederung durch Sand- und Tonlinsen. Ein fossiler Humushorizont trennt im Hangfußbereich eine ältere und eine jüngere Bodenbildung.

Die Korngrößenverteilung des Oberbodens am N-Hang zeigt eine Zunahme des Tongehaltes von der Kuppe in Richtung Mittelhang, wogegen der Hangfuß wieder tonärmer ist. Ähnlich verhält es sich im Unterboden mit Ausnahme der fossilen Horizonte im Hangfußbereich. Diese weisen gegenüber den hangenden Horizonten deutlich höhere Tongehalte auf.

Mit dem Tongehalt innerhalb der Profile des N-exponierten Oberhangs ist die Kationenaustauschkapazität eng korreliert. Ein Minimum der Sorptionskapazität wurde für den Al-Horizont der Parabraunerde bestimmt. Die höchsten KAKpot wurden im Bt-Horizont der Parabraunerde und im fAh des Kolluvialbereiches gemessen. Die hohe Sorptionskapazität der Kolluvien wird deutlich von der organischen Substanz bestimmt.

Den höchsten Humusgehalt im Oberboden weist die Parabraunerde auf, wobei die Gehalte in den übrigen Profilen vergleichbar sind. Im Unterboden nimmt der Humusgehalt dagegen zum Hangfuß zu.

Die extrahierbare Menge an organischer Substanz korreliert im Falle der Kolluvien mit dem Tongehalt. Das gilt nicht für die Parabraunerde, wo die höchste Menge an extrahierbarer organischer Substanz im Al-Horizont mit geringstem Tongehalt in diesem Profil einhergeht. Dies deutet auf bevorzugte Verlagerung bestimmter Minerale und den damit verbundenen Verlust stabiler Ton-Humus-Komplexe hin.

Die Untersuchung der Wurzellängendichten ergab eine Zunahme der Durchwurzelungsintensität und der Durchwurzelungstiefe von der Hangkuppe zum Unterhang. Die nutzbare Wasserkapazität (SCHINDLER persönliche Mitteilung, 1993) und die Abundanzen der Regenwürmer (JOSCHKO 1994) nahmen in der gleichen Weise zu wie die Durchwurzelung des Bodens, was auf einen funktionalen Zusammenhang hinweist.

Eine hohe pneumatische Leitfähigkeit tritt im Bereich der Parabraunerde am Oberhang sowohl im Ap-Horizont als auch im Unterboden auf. Auch die Kolluvien im Unterhangbereich weisen lokal eine hohe Luftleitfähigkeit auf, die u.a. durch ein stabiles Makroporensystem mitbestimmt wird.

Das Bodengefüge wird insbesondere in der Parabraunerde und im Unterhangbereich deutlich durch vertikal orientierte Makroporen mitbestimmt, die auf eine hohe Regenwurmpopulationsdichte zurückzuführen sind. Das Maximum an Individuen und Biomasse im Frühjahr wird jeweils im Bereich der Parabraunerde erreicht, wobei am Südhang deutlich geringere Besatzdichten als am Nordhang zu verzeichnen sind. Mögliche Ursachen hierfür könnten einerseits das differenzierte Nahrungsangebot, aber andererseits auch unterschiedliche Feuchtebedingungen im Jahresverlauf sein.

Transektuntersuchungen

An den ungestört entnommenen Bodenproben wurden im nahegesättigten Bereich die hydraulische Leitfähigkeit mit Tensionsinfiltrometern und die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit und Wasserretentionsfunktion mit der Evapotranspirationsmethode gemessen. Mit abnehmendem Matrixpotential gewann die Textur an Bedeutung für die erhobenen Kenngrößen. Der räumliche Verlauf der hydraulischen Bodeneigenschaften konnte mit Hilfe eines stochastischen Modellansatzes (Kalman-Filtering) beschrieben werden. Geeignete Modellparameter waren das räumliche Muster der Bodenfeuchte im Frühjahr sowie der Sand- bzw. Tongehalt. Im stärker vom Bodengefüge

beeinflussten Potentialbereich ($h = -10, -5$ cm) fluktuierte die hydraulische Leitfähigkeit mit einer Autokorrelationslänge von etwa 10 m. Zu ihrer Beschreibung im state-space-Modell wurde die räumliche Verteilung der Frühjahrsfeuchte des Oberbodens herangezogen. Nahe der Wassersättigung ($h = -1$ cm) konnte zwar kein räumliches Kontinuum der Leitfähigkeit bestimmt werden, d.h. die K-Werte entlang der Catena variierten zufällig, allerdings zeigte sich hier die ermittelte Anzahl an Makroporen als Ursache für die Fluktuation der Leitfähigkeit.

Außerdem zeigten unsere Untersuchungen, daß besonders gefügebbeeinflusste Eigenschaften möglichst an demselben Probenabschnitt bestimmt werden sollten.

Der mit Hilfe einer automatisierten Infrarotgasanalyse (SIR-IR) bestimmte mikrobiell gebundene Kohlenstoff wies für den selbstbegrünten Nordhang mit $725 \mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1}$ Boden ein Maximum in dem Bereich des Mittelhanges auf, in dem auch Maximalwerte für C_{org} gefunden wurden. Im Bereich des nach Herbstfurche vegetationslosen Südhanges streuten die Werte um einen Mittelwert von $395 \mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1}$ Boden. Die Messung der CO_2 -Freisetzung (Bodenatmung) ergab für den Nordhang einen Mittelwert von $0.46 \mu\text{g C g}^{-1}$ Boden h^{-1} mit einem Maximum im Bereich des Mittelhanges, während für den Südhang mit einem Mittelwert von $0.32 \mu\text{g C g}^{-1}$ Boden h^{-1} kein Trend festzustellen war. Für das Soll hingegen wurde mit einem Mittelwert von $1.15 \mu\text{g C g}^{-1}$ Boden h^{-1} eine gegenüber den Hängen um den Faktor 2.5 bis 3.6 höhere CO_2 -Freisetzung ermittelt.

Nach ersten Berechnungen von Semivariogrammen konnte auf dem Nord- bzw. Südhang für C_{mic} eine Autokorrelationslänge von 15 m, für die CO_2 -Freisetzung jedoch nur auf dem Nordhang eine Autokorrelationslänge von ca. 10 m ermittelt werden.

Schlußfolgerungen

Auf den stark heterogenen Böden Nordostbrandenburgs muß eine Bewertung von Prozessen vor allem auf der Grundlage einer intensiven Funktionsanalyse erfolgen. Einzelne, an Profilen ermittelte Eigenschaften geben bereits Hinweise auf kausale Zusammenhänge, ermöglichen jedoch noch keine räumliche Beschreibung von Bodengesellschaften.

Mit der state-space-Analyse wurden Parameter identifiziert, mit deren Hilfe die räumliche Variation ökologisch relevanter Transport- und Speicherfunktionen beschrieben werden können. Deshalb sind statistische Verfahren, die über deterministische Zusammenhänge hinaus auch räumliche oder zeitliche Beziehungen zwischen Beobachtungen berücksichtigen, geeignete Werkzeuge für die Untersuchung von Zuständen und Prozessen in der Agrarlandschaft.

Literatur

- JOSCHKO, M., WENDROTH, O., ROGASIK, H., KOTZKE, K.: Earthworm activity and functional and morphological characteristics of soil structure. Trans. 15th World Congress of ISSS, Acapulco, Mexico, Proc. Vol 4 a, 144-163, 1994.
- SCHMIDT, R.: Genese und anthropogene Entwicklung der bodendecke am Beispiel einer typischen Bodencatena des Norddeutschen Tieflandes. Petermanns Geographische Mitteilungen 135, Gotha 1991,1.
- WIRTH, S.: Räumliche Variabilität bodenmikrobiologischer Parameter entlang eines Transektes durch ein Binneneinzugsgebiet in der nordostdeutschen Agrarlandschaft Chorin. Poster; Tagung der DBG Komm. III Bodenbiologie, Braunschweig, 17.-18.11.1994.
- WENDROTH, O.; ROGASIK, H.; KOSZINSKI, S.; WIRTH, S.; JOSCHKO, M.; GORNY, A.: Spatial process of soil hydraulic and textural properties in a north-east German moraine catena. Annual Meetings ASA, CSSA, SSSA, Seattle 1994, Proc.: 234.

Pedomorphogenetische Prozesse in Podsolböden der nivalen Zone im Areskutan Gebirgsmassiv

von

Kowalkowski; A.*

Einleitung

Die Klimaänderungen, insbesondere die geologischen und pedologischen Ausprägungen des Klimawandels, sind chronotransgressiv (Vreken 1975, Kowalkowski 1988) oder diachronisch (Mangerud et al. 1974, Watson, Wright 1980). Die allgemeinen Richtungen der Bodenentwicklung in der subarktischen und subalpinen Zonen Fennoskandiens sind ausreichend erforscht (Tedrow 1970, Hinneri et al. 1975). Mit der Permeabilität der Verwitterungslagen und der Bodenbildungen sind insgesamt gut entwickelte Podsolböden verbunden, doch die Mächtigkeit und der Entwicklungsgrad der E- und Bhfe-Horizonte sind von der Regenmenge abhängig (Skartweit et al. 1975, Hinneri et al. 1975). Die Intensität der Ausprägung dieser Merkmale verringert sich von Südnorwegen zu den nördlichen Arealen Schwedens und Finnlands (Skartweit et al. 1975, Hinneri 1974). Eingehende Untersuchungen zum Bioelementkreislauf und Nährstoffreichtum der fennoskandischen Tundraböden wurden in den Projekten Hardangervidda-Südnorwegen, Stordaken-Nordschweden und Kevo-Nordfinnland realisiert (Hinneri et al. 1975, Sonesson et al. 1975). Die von uns im Gebirgsmassiv Areskutan untersuchten Tundraböden befinden sich annähernd 03°N, 13°E, in der Höhe 820-1420 m ü.d.M.

Untersuchungsmethoden

Während der Felduntersuchung am 30.06-02.07.1990 wurden die Böden beschrieben und Proben zur Laboruntersuchung genommen. Die Körnung des Bodenmaterials wurde mit der Sieb- (Fractionen >0.1mm) und der Aräometermethode (Fractionen <0.1 mm) untersucht. Corg. wurde nach der Tiurin's Methode, N total nach Kjeldahl bestimmt. Die Sorptionseigenschaften nach Kappen, Bodenazidität-potentiometrisch gemessen. Die Ultrastrukturen wurden mit Skanningelektronmikroskop JEOL-35-1SN an Sandquartzkörnern 0.6-0.8 mm untersucht, die im Verfahren von Mycielska-Dowgiatło u.a. zur Analyse vorbereitet wurden.

Ergebnisse

Die untersuchten Böden haben einen Posolprofilaufbau (Fig. 1) des Torfgley-Podsols in der Fels-Moosflechtentundra 1180 m ü.d.M. (1) und der Podsolrosterde in der Büscheltundra 850 m ü.d.M. (2). Die holozänen Hangdecken sind reich an Feinsand (26,6-34,9%), Schluff (22,2-37,7%) mit sehr niedrigem Anteil von 0 bis 10% der Fraktion <0.005 mm, was intensive Frost- und Chemoverwitterung der Gesteine und Minerale in diesem Milieu andeutet. Diese Prozesse werden durch hohe Austauschazidität der Böden im Bereich pH 2.7-4.7 stimuliert.

In AhE und E Epiorizonten mit pH 2.7-3.5 weisen die untersuchten Quarzsandkörner Merkmale der parallel verlaufenden Prozesse der physischen Disintegration und des chemischen Zersatzes der Oberflächen auf. Überwiegende Oberflächen der Körner sind sehr uneben, bedeckt mit Mikrovertie-

* Zakład Geografii Gleb i Ochrony Przyrody, Wyższa Szkoła Pedagogiczna, ul. M. Konopnickiej 15, 25-406 Kielce, Polen

fungen die durch scharfkantig-wellige Convex-Concavwände begrenzt sind, mit polygonalen Netzen der Frostspalten, die Folge der Frostspaltung und der verbundenen granularen Disintegration sind. An den Rändern befinden sich ausgedehnte Muschelbruchflächen. Verzahnte und tief eingeschnittene Kavernen der selektiven Frostabschuppung sind mit dem Schuppendetritus aufgefüllt, der teilweise mit Silicatcutans zementiert ist. An den Wandrändern befinden sich weite Flächen der Frostabsplittungen mit Netzen gekreuzter Mikrospalten der Frostspaltung. Sowohl die Lokalität wie auch die Formen der Frostdisintegration deuten auf hohe Feuchtigkeit dieser Horizonte, was auch die Flächen und Formen der Chemoverwitterung bestätigen. Es sind Felder der V-förmigen und halbrunden Kavernen, die auf stärker korrodierten Wänden zu Netzen der kreuzenden Mikrogräben der chemischen Korrosion sich eingeordnet haben. Oberflächen mit fortgeschrittener chemischen Verwitterung sind mit Zeugenerhöhungen bedeckt die in kammartige Convexformen übergehen oder mit rippenartigen Mikrogräben zerschnitten sind, die für kalte und saure Tundren- und Frostböden charakteristisch sind (Kowalkowski 1988). Das fehlen an den Wänden der Merkmale der chemischen Ausfällung deutet auf aktuelle Prozesse der Podsolierung.

Die Horizonte Bhfe und Bfe haben sehr abwechslungsreiche „Zellenwände“ die vollständig mit Netzen scharfkantiger angulärer Kavernen der Frostabschuppung, teilweise mit Schuppendetritus aufgefüllt, bedeckt sind. Überreste der glatten primären Wände sind mit Polygonen der Mikrospalten verschiedener Breite zersetzt, die teilweise auch mit Mikroschuppen oder aus den sauren Lösungen ausgefällten Granular- und Cutansedimenten aufgefüllt sind. Silikatausscheidungen in Form dünner Cutans, schwammartiger Krusten, aggregierungen der Mikroplatten, Körner und Spindel sind zahlreich. Mit der Tiefe wächst in diesen Horizonten die Intensität der Silikatausscheidungen. Die Frostverwitterungsmerkmale konzentrieren sich hier meistens an den convexen Stellen, in concaven dagegen dominieren Merkmale der chemischen Ausscheidung.

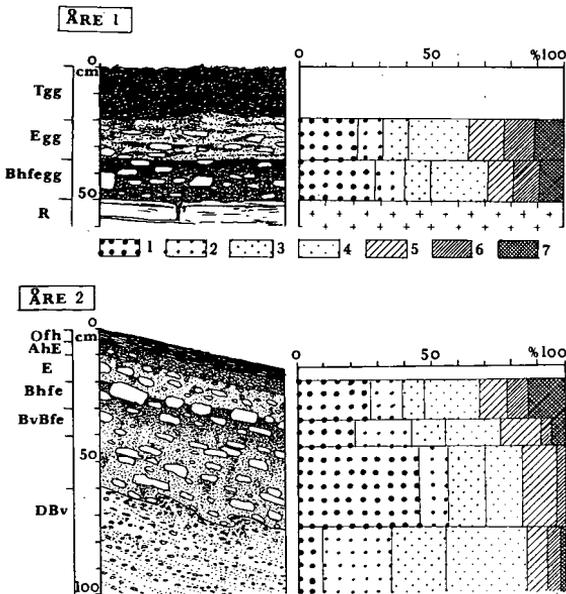


Abb. 1. Horizontfolge der untersuchten Tundraböden mit Körnungsprofil
 Fraktionen: 1 - >1.0 mm, 2 - 1.0-0.50 mm, 3 - 0.50-0.25 mm, 4 - 0.25-0.10 mm, 5 - 0.10-0.05 mm, 6 - 0.05-0.02 mm, 7 - <0.02 mm

Schlussfolgerungen

Intensive Mikroglivationsprozesse, die in aggressiven klimatischen Bedingungen des Nival- und Subnivalmilieus verlaufen, verursachen in der Initialphase die Entstehung verschiedenkörniger Stein-Grus-Sand-Schluffverwitterung mit unbedeutender Beimischung der Fraktion <0.005 mm. Gleichzeitige chemische Prozesse im kalten Milieu in Zyklen leaching-wetting, seltener wetting-drying nach Coutard (1989) haben als Folge die Freisetzung in die aggressiven sauren Lösungen und Auswaschung der Na, Si, Ca, Al, Mg, Fe, K Ionen aus den Epihorizonten Ah und E, und ihre Ausscheidung meistens in Form von Humussäurensilikaten in den Horizonten Bhfe und Bfe. In diesen Verhältnissen dominieren im Sorptionskomplex der Horizonte AhE, E, Bhfe und Bfe austauschbare $Fe^{3+} + Al^{3+}$ mit 74-96%. Die basischen zweiwertigen Kationen Ca+Mg haben nur 1.3-13.3% Anteil am Austauschkomplex, mit Minimum von 1.3-5.2% in den E-Horizonten. Beachtenswert ist der sehr niedrige Anteil des H^+ -Ions mit 3.4-0.6%, dessen Maximum befindet sich in den Oth und AhE Horizonten (Fig. 2). Die chemischen Prozesse werden durch die ständig erneuerten Vorräte der leichtlöslichen organischen Säuren, die von den Überresten der Tundrenflora abstammen und durch die ständig verjüngenden Oberflächen der Mineralkörner stimuliert. Bei $pH < 5.0$ verläuft auch chemischer Zersatz der Tonkörper. Die untersuchten Bodenbildungen mit normal ausgeprägten Podsolprofilaufbau befinden sich in einer Stabilisierungsphase der Entwicklung, die mit dem Gleichgewichtszustand zwischen der Hangoberfläche und dem rezent sehr schwachen Oberflächentransport verbunden ist.

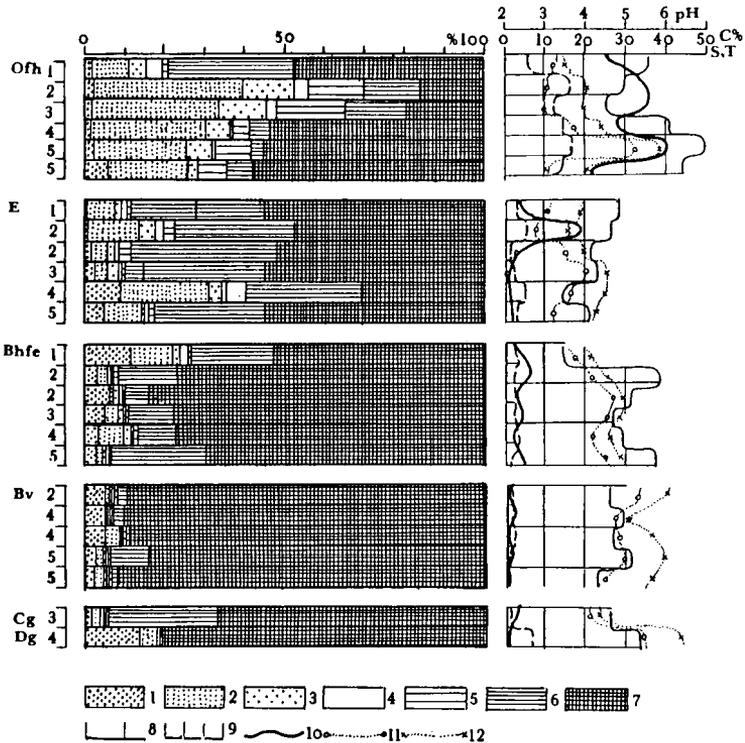


Abb. 2. Vergleichende Darstellung der quantitativen Verhältnisse der austauschbaren Kationen in den Horizonten einer Podsolcatena am Nordhang des Åreskutans

1 - Ca^{2+} , 2 - Mg^{2+} , 3 - K^+ , 4 - Na^+ , 5 - H^+ , 6 - Al^{3+} , 7 - Fe^{3+} , 8 - Tme, 9 - Sme, 10 - C_{org} %, 11 - pH_{KCl} , 12 - pH_{H_2O}

Literatur

- HINNERI S., 1974: Podzolic processes and bioelement pools in subarctic forest soils at the Kevo Station, Finnish Lapland. Rep. Kevo Subarctic Res. Sta. 11: 26-34.
- HINNERI S., SONESSON M., VEUM A.K., 1975: Soils of Fennoscandian IPB Tundra ecosystems. In: Fennoscandian Ecosystems. Part 1., Ecological Studies 16. Springer Verl., Berlin-Heidelberg-New York: 31-40.
- KOWALKOWSKI A., 1988: Wiek i geneza gleb. In: L. Starkel (Ed.). Przemiany środowiska geograficznego Polski. Wszechnica PAN. Ossolineum, Wrocław: 46-85.
- MANGERUD J., ANDERSEN S.TH., BERGLUND B.E., DONNER J.J., 1974: Quaternary stratigraphy of Norden, a proposal for terminology and classification. Boreas 9: 153-163.
- MYCIELSKA-DOWGIAŁŁO E., KRZYWOBŁOCKA-LAUROW R., 1974: Typy urzeźbienia powierzchni ziarn kwarcowych piasków w Puszczy Kampinoskiej w oparciu o analizę w prześwietleniowym i analizującym mikroskopie elektronowym. Roczn. P.T.Geol. 44(2)3: 225-246.
- SKARTWEIT A., RYDEN B.E., KÄRENLAMPI L.: Climate and hydrology of some Fennoscandian tundra ecosystems. In: Wielgolaski F.E. (Ed.). Fennoscandian tundra ecosystems, Part 1: Plants and microorganisms. Springer Verl., Berlin-Heidelberg-New York: 41-53.
- SONESSON M., WIELGOLASKI F.E., KALLIO P., 1975: Description of Fennoscandian tundra ecosystems. In: Wielgolaski F.E. (Ed.). Fennoscandian tundra ecosystems, Part 1: Plants and microorganisms. Springer Verl., Berlin-Heidelberg-New York: 3-28.
- TEDROW J.C.F., 1970: Soils of the subarctic regions. In: Ecology of the subarctic regions. Proceedings of the Helsinki Symposium UNESCO: 188-295.
- VREEKEN V.J., 1975: Principal kinds of chronosequences and their significance in soil history. J.Soil Sci., 24,4: 378-394.
- WATSON R.A., WRIGHT H.E., 1980: The end of the Pleistocene: a general critique of chronostratigraphic classification. Boreas 9: 153-163.

Bodenökologische Kennzeichnung von Ackerstandorten im Naturpark Dübener Heide

von

Kreische, E., D. Landgraf und H. Tanneberg

1. Einleitung

Im Rahmen des Forschungsprojektes REGNAL (Regeneration und nachhaltige Landnutzung hochbelasteter Ökosysteme - der Ballungsraum Leipzig-Halle-Bitterfeld als Modellregion) wird auch die Situation der Böden in der Dübener Heide untersucht. Mit dem von unserer Institution bearbeiteten Forschungsvorhaben soll eine Kennzeichnung der bodenökologischen Situation ausgewählter Ackerstandorte im Naturpark Dübener Heide vorgenommen werden. Dazu werden bodenphysikalische, -chemische und mikrobiologische Parameter als Indikatoren genutzt.

Durch eine komplexe Auswertung aller Einzelparameter soll der Ist-Zustand von typischen Ackerstandorten in dieser Region beschrieben werden. Davon ausgehend wird der Versuch unternommen, eine Prognose der zu erwartenden Dynamik von Bodenprozessen unter Berücksichtigung der Witterung und Nutzungsänderungen zu erstellen.

Über den Bodenzustand hinaus sollen Veränderungen in Abhängigkeit von der Immissionsbelastung durch die in der Region angesiedelten Chemie- u. Kraftwerke aufgezeigt werden.

All diese Resultate sollen helfen, Nutzungsmöglichkeiten von Ackerstandorten im Naturpark Dübener Heide in Übereinstimmung der ökologischen Situation mit den betriebswirtschaftlichen Bedingungen der Landwirtschaftsbetriebe aufzuzeigen.

2. Methodik

Im Frühjahr '93 wurden vier Standorte entlang eines Transektes östlich von Bitterfeld ausgewählt. Grundlagen dazu waren die Auswertung vorhandenen Kartenmaterials sowie eine Feinkartierung vor Ort. Anschließend erfolgte eine Aufnahme des Grundinventars der Testflächen lt. Methodik „Bodendauerbeobachtungsflächen“ (Bericht der SAG „Informationsgrundlagen Bodenschutz“, 1990) mit Profilsprache nach KA3 und TGL 24300/08 sowie eine horizontweise und flächenbezogene Probenahme.

In dem Untersuchungszeitraum von drei Jahren erfolgt jährlich eine einmalige flächenbezogene Probenahme zur Untersuchung der chemischen Eigenschaften (Schwermetalle, Nährstoffe, Austauschkapazität und pH-Wert) sowie der bodenzoologischen Komponenten (Microarthropoden) im ersten Bodenhorizont. Dreimal pro Jahr erfolgt eine Beprobung des Ap-Horizontes zur Untersuchung der mikrobiologischen Komponenten (Bodenatmung, Dehydrogenaseaktivität, mikrobielle Biomasse und *Pythium oligandrum*).

* Institut für Acker- u. Pflanzenbau der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

** Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Zur Beurteilung der ackerbaulichen Maßnahmen werden jährlich die Daten der Acker-schlagkarteien der betreffenden Felder eingeholt.

3. Ergebnisse

3.1. Geographie

Die Forschungsarbeit führt uns in ein Gebiet, was nach LEGLER folgendermaßen zu charakterisieren ist: „ Die regionale Analyse des Elbe-Mulde-Winkels führt uns in eine pleistozän gestaltete naturräumlich Einheit, die vom Gesamtspekt des Raumes her durch die Lage am Rande des Bitterfelder Ballungsgebietes Beachtung findet, selbst zwar stärker agrarisch geprägt ist, jedoch in großen Teilen noch als stark industriell beeinflusster Ergänzungsraum zum Ballungsgebiet bezeichnet werden muß.“ In dieser mannigfaltig gestalteten naturräumlichen Einheit konzentrieren sich die von uns ausgewählten Standorte auf den südlichen Raum und sind folgendermaßen zu beschreiben:

1. Katharienthof, kurz vor Rösa an der B 183 gelegen:

Hochwert: 5724,55

Rechtswert: 3322,68, mit Bezug auf die Topographische Karte M-33-13-B-b

2. Schwemsal ist durch folgende Werte gekennzeichnet:

Hochwert: 5724,78

Rechtswert: 3331,75. Grundlage ist die Karte M-33-14-A-a.

Beide Standorte konnten als Braunerdepseudogley angesprochen werden.

3. Kossa ist durch folgende Parameter charakterisiert:

Hochwert: 5723,22

Rechtswert: 3338,32. Diese beziehen sich auf die Karte M-33-14-A-b.

Bei diesem Standort handelt es sich um einen Parabraunerdepseudogley.

4. Falkenberg:

Hochwert: 5723,85 und

Rechtswert: 3344,55. Basis dieser Werte ist die Karte M-33-14-B-a.

Bei diesem Standort handelt es sich um einen Gley-Pseudogley.

Damit fällt der letzte Standort aus der Vergleichbarkeit mit den anderen Standorten etwas heraus, was allerdings an Hand der Feinkartierung mittels Bodenbohrung nicht erkannt werden konnte. Bei allen aufgeführten Karten liegt der Maßstab 1:25 000 vor. Grundlage für die Ermittlung der oben aufgeführten Werte ist auf allen vier Standorten der Mittelpunkt der Versuchsflächen.

3.2. Bodenphysik

Auf den ausgewählten Testflächen liegen bis in ca. 65 cm Tiefe die Bodenarten schluffiger Sand bis lehmiger Sand, darunter vorwiegend sandiger Lehm, teilweise auch Sand und sandiger Ton vor. Der Ton- und Schluffgehalt variiert von 2,2 bis 43,2 % bzw. von 1,5 bis 33,8 %. Entsprechend heterogen sind auch die damit korrelierenden Kenngrößen. Die Trockenrohdichten (ρ_d) steigen von einem Wert von 1,5 g·cm⁻³ an der Oberfläche (der etwa der natürlichen Lagerungsdichte für diese Substrate entspricht) mit wachsender Tiefe auf 1,8 g·cm⁻³ an, offenbar wenig beeinflusst durch den höheren Ton- und Schluffanteil in den tieferen Schichten. Krumenbasisverdichtungen sind nicht nachzuweisen.

Die durch den Anstieg von ρ_d bedingte Verringerung des Gesamtporenvolumens erfolgt zu Lasten der Grobporen. Aber erst unterhalb einer Tiefe zwischen 50 cm (Standort C) und 110 cm (Standort D) wird der als unterer Grenzwert für einen ausreichenden Gasaustausch angesehene Anteil von 10 V% unterschritten. Das Spektrum der ermittelten

Werte für die Feldkapazität reicht von 6,3 bis 31,4 V%, für die nutzbare Feldkapazität von 1,66 bis 18,25 V%. Unter den vorliegenden Bedingungen könnten im Tiefenbereich 0-2 m am Standort

A	-	490 mm Wasser	B	-	330 mm Wasser
C	-	510 mm "	D	-	315 mm "

gespeichert werden. Die angegebenen Werte sind als untere Grenze anzusehen, da ein Teil der Grobporen II in den oberen Schichten infolge der stark mit dem Wassergehalt abnehmenden Leitfähigkeiten, in den unteren Schichten wegen der geringeren gravitativ bedingten Saugspannungen, über längere Zeit Wasser zu speichern vermag. Ein genauerer Einblick in die Dynamik des Wasserhaushaltes ist nur durch Simulationen unter Berücksichtigung des Witterungsverlaufes zu erhalten, da sich die, für die zur Beurteilung der Stoffverlagerung wichtigen Flüsse, nur indirekt durch Rechnung ermitteln lassen.

Nach Bestimmung der ungesättigten Leitfähigkeiten in Abhängigkeit von der Saugspannung ($K_u = f(\Psi)$) im Labor sollten 1995 erste Simulationen möglich sein.

3.3. Bodenchemie

Die Untersuchung des Schwermetallgehaltes (Zn, Pb, Cd, Ni, Cr und Cu) der Profilhori-zonte ergab höhere Werte für Blei und Cadmium im oberen Horizont. Dies ist erfahrungsgemäß auf den Straßenverkehr zurückzuführen. Die oftmals auf landwirtschaftlichen Flächen zu findenden höheren Werte für Zink und Kupfer sind nicht zu beobachten. Bei den Elementen Nickel und Chrom sind höhere Werte in den tieferen Horizonten gemessen worden, was geogen bedingt sein dürfte. Alle bestimmten Konzentrationen an Schwermetallen liegen weit unter den von KLOKE vorgeschlagenen Grenzwerten, so daß ein Gefährdungspotential aus der Sicht der Schwermetall nicht vorhanden ist.

Die im Jahre 1994 gemachten Schwermetallbestimmungen im Ap-Horizont bestätigen die in den obersten Horizonten der Profile gefundenen niedrigen Werte, wobei auch hier der östlichste Standort den kleinsten Cadmiumwert aufweist.

Die Austauschkapazitätswerte in den Horizonten der Profile variieren zwischen 2 und 10 mval/100g und werden vor allem durch den Anteil der Calcium-Ionen bestimmt. Die Werte entsprechen den erwarteten niedrigen Werten für Sandböden.

Die pH-Werte des Bodens unterscheiden sich entlang des Transektes nur gering (zwischen 5,8 und 5,2), ohne daß eine deutliche Abhängigkeit zu finden ist. Die niedrigeren Werte, sowohl beim oberen Horizont des Profils als auch im Ap-Horizont, werden am Standort D gefunden.

Höhere Werte auf der Emittenten -nahen Fläche werden nur bei den Elementen Phosphat, Chlorid und Mangan gemessen.

3.4. Bodenbiologie

Pilze der Gattung *Pythium* sind weit verbreitete, bodenbürtige Krankheitserreger mit einem sehr großen Wirtspflanzenkreis. Als Erreger von Auflaufkrankheiten können sie sowohl Kulturpflanzen (z.B. Luzerne, Zuckerrübe) als auch Wildpflanzen in ihrer Entwicklung beeinträchtigen. Ein wesentlicher Gegenspieler pathogener *Pythien* ist der Hyperparasit *P. oligandrum*. Durch das Gegenspiel der *Pythium*-Arten untereinander und das empfindliche Reagieren auf Na^+ - bzw. Cl^- Ionen läßt sich sehr gut eine Stabilität des Ökosystems Acker feststellen.

Die hier vorliegenden Untersuchungsergebnisse lassen eine stark ausgeprägte Korrelation zwischen den verschiedenen Populationen sichtbar werden. Die Populationsstärke von *P. oligandrum* geht eindeutig auf Kosten der anderen *Pythium*-Arten. Lediglich der Stand-

ort A weicht von diesem Gesamtbild ab, was in der starken Population der apathogenen *Pythien* sichtbar wird. Diese Erscheinung ist vermutlich auf die Fruchtfolge zurückzuführen. Der Standort A war im gesamten Jahr 1993 Brache und im Jahre 1994 wurde Raps angebaut. Es bleibt abzuwarten, ob sich die vorliegenden Ergebnisse bis zum Ende des Jahres 1995 bestätigen lassen.

Eine Indikatorfunktion von *P. oligandrum* auf Na^+ - bzw. Cl^- Ionen im Boden im Naturpark Dübener Heide wird nicht ersichtlich, da eine signifikante Korrelation zwischen dem Auftreten dieses Pilzes und etwaigen Na^+ - bzw. Cl^- Gehalten nicht erkannt werden konnte.

Es war zu vermuten gewesen, daß in der Nähe des Großemittenten Bitterfeld, ein von der Norm abweichend höherer Eintrag auftreten wird. Erwartungsgemäß fielen die Werte am ersten Untersuchungsstandort (Katharinenhof) höher aus und fielen auf dem Transekt nach Osten immer weiter ab. Die gemessenen Werte von 14,02 mg Cl^-/kg Boden im Ap-Horizont des ersten Standortes, welche die höchsten im Untersuchungsgebiet gefundenen Werte sind, sind im Bereich des humiden Klimas als völlig normal anzusehen.

4. Ergebnisse

Bei den bisherigen Arbeiten wurde deutlich, daß der Einfluß der Großemittenten in Bitterfeld und Wolfen auf das Ökosystem Acker deutlich geringer ausgefallen ist, als zu erwarten war. Dementsprechend niedrig sind unter anderem die Schwermetallgehalte.

Interessant hingegen ist die Dynamik sowohl der Makronährstoffe, des pH-Wertes, als auch der Phytiumkolonien im bewirtschafteten Ap-Horizont, was eindeutig auf die Fruchtfolge der einzelnen landwirtschaftlichen Betriebe zurückzuführen ist.

Die Dynamik der Makronährstoffe (insbesondere vom Stickstoff) in den verschiedenen Horizonten auf den unterschiedlichen Standorten ist von einer Eigenentwicklung geprägt. Auf diesem Gebiet (bezogen auf die leichten IS 4 Standorte) besteht unserer Meinung nach ein interessantes Feld für folgende Forschungsprojekte.

Als ein weiterer Forschungsschwerpunkt wird die Erfassung der Dynamik von Stickstoff in seinen verschiedenen Bindungsformen auf Ackerböden (einschließlich der Auswaschung sowie gasförmiger Verluste) vorgeschlagen. In diesem Zusammenhang könnte ein Studium der Auswirkung gezielter Maßnahmen während der Brache zur Regeneration und Abschöpfung des mineralisierten Stickstoffs eingebracht werden.

Literaturverzeichnis

- MARTIN, F. N. & NANCOCK, J. G. (1982): The effects of Cl^- and *Pythium oligandrum* and the ecology of *Pythium ultimum*. *Phytopathology* 72, Abstr.No.532, S.996
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA, Heft 1-3, 9-11
- LEGLER, B. (1964): Beitrag zur naturräumlichen Gliederung im „Elbe-Mulde-Winkel“, *Wiss. Zeitschrft. d. KMU Leipzig*, 15. Jg., 1966, Math.-nat. Reihe, II, 4, S.753-761
- SAG „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ (1990): Konzeption zur Einrichtung von Boden - Dauerbeobachtungsflächen

Zur Typisierung anthropogener Substrate

von

Kretschmer, H.*

Auf der Grundlage eines Typisierungsvorschlages für natürliche Substrate von Kühn et al. (1993) sowie von Angaben der KA 4 (Arbeitsgruppe Bodenkunde 1995) wird versucht, für 3 im Stadtgebiet von Rostock gelegene Profile aus anthropogenem Material eine Substrattypisierung vorzunehmen. Dazu werden die Substrate als die nach bodenkundlich relevanten Merkmalen gekennzeichneten Ausgangsmaterialien der Böden in Substratarten (Sa; stofflich-qualitative Seite) und Substrattypen (St; Tiefenlage, Mächtigkeit und Schichtung der Sa im Profil) gegliedert.

Kühn et al. (1993) räumen in ihrem Vorschlag die Möglichkeit der Typisierung auf unterschiedlichem systematischen Niveau ein. Deswegen wird nachfolgend bei der Bildung der Sa sowohl von der Bodenartengruppe (St für Hauptbodenformen) als auch von der Bodenartengruppe (St für Lokalbodenformen) ausgegangen. Gerade die Lokalbodenformen besitzen für anthropogen überprägte Flächen mit engräumigen Prägungsunterschieden besondere Bedeutung. Außerdem wird die dadurch mögliche weitreichendere Verankerung von Substratinformationen im St der Tatsache gerecht, daß sich anthropogene Bodenbildungen vielfach erst in Anfangsstadien der Bodenbildung befinden, in denen der Substrateinfluß dominiert.

Anthropogene Substrate können in Substrate natürlicher Entstehung (Allolite, oj), technogene Substrate (Technolite, oy) und in deren Gemenge (Phyrolite, ojoy) eingeteilt werden (Blume, Siem 1994). Zumindest die erstgenannte Substratgruppe hat im Regelfall durch Bodenbildung vor der anthropogenen Umlagerung pedogene Merkmale (z.B. organische Substanz) "ererb" und repräsentiert kein primäres Ausgangsmaterial für die (erneute) Bodenbildung. In Tab. 2 und im St für die Lokalbodenform werden deshalb Humusgehaltsstufen mit berücksichtigt.

Zur Bildung der Sa wird die Gesamtbodenart (Feinbodenart + Grobbodenanteil) mit Angaben zur Geogenese und zu den Ausgangsgesteinen gekoppelt. Bei anthropogenen Substraten steht sinngemäß die Anthrogenese im Vordergrund. Bei der Kennzeichnung der Sa-Schichtung werden z. Z. unterschiedliche Tiefenstufen verwendet (Tab. 1). Nachfolgend wird nach der KA 4 bzw. nach Kühn et al. (1993) verfahren und die Tiefenstufe 12 - 20 dm hinzugefügt. Dies ist besonders für Technolite bedeutsam, deren Stoffbindungs- und Filtervermögen durch den meist sehr hohen Skelettanteil beeinträchtigt wird (Burghardt 1994).

* Univ. Rostock, FB Agrarökologie, Liebig-Weg 6 · 18051 Rostock

Tabelle 1: Tiefenstufen für die Substrattypenbildung

Quelle/Autor	Tiefenstufen (dm)				
Niedersachsen (Schneider 1994)	4	-	8	-	13 - >13
östl. Bundesländer (TGL 24300/07)	3/4	-	8/9	-	12 - 20
Wolff (1993)	4	-	10	-	>10
Cordsen (1992) ¹⁾	4	-	8	-	20
KA 4 bzw. Kühn et al. (1993)	1,5	-	3	-	7 - 12 - 20
Symbole hierzu	\	/	//	///	

¹⁾ in der Kartenlegende häufig auftretende Tiefenstufen

Im Profil Ros 1 der Tab. 3 bleibt die yY2-Schicht wegen zu geringer Mächtigkeit bei der St-Bildung unberücksichtigt. Sie weist gegenüber der mächtigen yY1-Schicht ohnehin keine prinzipiell abweichende Zusammensetzung auf. Da die Kipplehmschicht als mögliche Stauschicht nicht eliminiert werden sollte, ergibt sich ein relativ komplizierter St. Die anderen beiden Standorte weisen jeweils relativ einheitliche Substratarten im Profil auf. Daher lassen sich einschichtige St ableiten, die nomenklatorisch den betreffenden Sä gleichen. Im Fall des Hafenschlicks (Ros 5) enthält das vorgeschlagene St-Symbol mit "mb" (brackische Entstehung) und "oj" (anthropogene Umlagerung) Angaben zur Geo- und Anthrogenese. "mb" könnte wegfallen, da der Zusatz "Hafenschlick" im St-Symbol steht.

St vermitteln eine gestraffte Substratinformation. Sie werden je nach Zweck differenziert zu nutzen und durch Zusatzangaben zu ergänzen sein. Bei der Prognose von Bodenbildungsprozessen wird z. B. die Geogenese stärker im Vordergrund stehen als bei der Schätzung der Filtereigenschaften oder der Schadstoffbindung. Eine der künftig zu bearbeitenden Fragen wird die Häufigkeit bestimmter Substratwechsel betreffen. Für 307 Bohrungen, die Schneider (1994) auf 3 Standorttypen verteilt ausweist, ergeben sich bei Annahme einheitlicher Sa im Auftrag folgende Häufigkeiten in %: \ = 3, / = 10, // = 29 und /// = 58. Bei der Substratkartierung wird maßstabsabhängig entweder von St (Anzahl und Art der Sa-Schichten) oder von St-Komplexen auszugehen sein.

Literatur

- Arbeitsgruppe Bodenkunde (1995): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., im Druck
- Blume, H.-P., H.-K. Siem (1994): Klassifikation von Böden urban, gewerblich und industriell überformten Flächen. AKS, UAG 3, Prot. v. 24. 02. 94
- Burghardt, W. (1994): Substrate der Bodenbildung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen. Schriftl. Mitt.
- Coburger, E. (1993): Exkursionsführer z. Tag. AKS in Rostock, Mai
- Cordsen, E. (1992): Böden des Kieler Raumes: Untersuchungen der Böden natürlicher Lithogenese unter Verwendung EDV-gestützt ausgewerteter Daten der Bodenschätzung. Diss. Univ. Kiel, FB Agrarwissenschaft

- Kühn, D., M. Altermann, E.-D. Spies (1993): Vorschlag zur Substratklassifikation. Mitt.Dtsch. Bodenk. Ges. 72, 989 - 994
- Schneider, J. (1994): Eignung DV-gestützter Verfahren zur bodenkundlichen Datenerhebung in urbanen Räumen. Diss. Gesamt-Hs Essen
- TGL 24300/07 (1985): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte. Substratarten und Substrattypen. Akad. Landw.-wiss. DDR, Berlin
- Wolff, R. (1993): Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden am Beispiel Hamburgs. Diss. Univ. Hamburg, Bd. 21

Tabelle 2:

Daten dreier Profile in Rostock zur Ableitung der Substratart (Sa) und des Substrattyps (St) (Grundlage: Profilbeschreibungen von Coburger 1993)

Profil Ros 1): Depo-Pararendzina aus Bauschutt

Horizont/ Schicht	Tiefe (cm)	Bodenartengruppe, -hauptgruppe	Angaben zu		
			Skelett- anteil	Humus- stufe (h)	Karbonat- stufe (c)
jYAh	- 25	ss, s	k0,1, w0,1	2	2
jY	- 35	sl, l	-	-	-
yY1	- 175	ss, s	k0,1, n0,5	-	3.4
yY2	- 180	ss, s	n0,1	-	3.4
Sg	- 190	us, s	-	-	3.4

Profil Ros 4: Methanosol-Gley aus Hausmüll mit Bauschutt

yYAh	- 10	ls, s	w0,3, n0,3	2	3.4
yYAhGo	- 50	ls, s	w0,3, n0,3	1	3.4
yYGo	- 75	ls - sl, s	w0,3, n0,3	1	3.4
yYGr	- 100	ls, s	w0,3, n0,3	-	3.3

Profil Ros 5: Depo-Gley aus Hafenschlick

jYAh	- 15	tl, l	-	4	3.4
jYAhGo	- 35	tl, l	-	4	3.4
jYGo1	- 38	tl, l	-	1	3.4
jYGo2	- 60	tl, l	-	4	3.4
jYGr	- 100	tl, l	-	4	3.4

1) interner Profilcode im BMFT-Projekt "Stadtböden"

Tabelle 3:

Gesamtbodenart, Substratart (Sa) und Substrattyp (St) der Profile

Horizont/ Schicht	Tiefe (cm)	Gesamtbodenart	Substratart
Profil Ros 1			
jYAh	- 25	(k,w)s = kies- und geröllführ. Sand	oj-(k,w)s = kies- und geröllführ. Kippsand
jY	- 35	l = Lehm	oj-l = Kipplehm
yY1	- 175	(k)sn = kiesführender Sandschutt	oy-(k)sn(Yb) = kiesführ. Techno-Sandschutt (Bausch.)
yY2	- 180	(n)s = schuttführ. Sand	oy-(n)s(Yb) = schuttführ. Techno-Sand (Bauschutt)
Sg	- 190	s = Sand	fg-s = glazifluviat. Sand

St für die Hauptbodenform: oj-(k,w)s\l/(k)sn(Yb) = kies- und geröllführ. Kippsand u. Kipplehm üb. kiesführ. Techno-Sandsch. (Bausch.).
 oy kann bei Bauschuttschichten wegfallen, da Eindeutigk. durch Yb.
 St für die Lokalbodenform: oj-(k,w)ss\sl/(k)ssn(Yb) = kies- und geröllführ. Kippeinsand, schwach karbonathaltig, üb. flachem Kippsandlehm, stark karbonathalt. üb. kiesführ. Techno-Reinsandschutt (Bauschutt), stark karbonathaltig

Profil Ros 4

gesamtes Profil	s,w,n	= Sand-Geröll-Schutt	oy-s,w,n(Yüh,Yb) = Techno-Sand-Geröllschutt (Hausmüll mit Bauschutt)
-----------------	-------	----------------------	--

St für die Hauptbodenform: s. darüberstehend, rechts
 St f. d. Lokalbodenform: oy-ls,w,n(Yüh,Yb) = Techno-Lehmsand-Geröllschutt (Hausmüll mit Bauschutt), stark karbonathaltig

Profil Ros 5

gesamtes Profil	l	= Lehm	oj-mb-l (Hafenschlick) = Brackischer Kipplehm (Hafenschlick)
-----------------	---	--------	--

St für die Hauptbodenform: s. darüberstehend, rechts
 St für die Lokalbodenform: oj-mb-tl (Hafenschlick) = Brackischer Kipptonlehm (Hafenschlick), stark humos, stark karbonathaltig

Nutzung des Niedersächsischen Fachinformationssystems Bodenkunde für die landwirtschaftliche Zusatzberatung im Rahmen des Grundwasserschutzes

von

Kues, J., S. Billerbeck und R. Stelzer*

1. Einleitung

Das Thema " Nutzung des Niedersächsischen Fachinformationssystems Bodenkunde für die landwirtschaftliche Zusatzberatung im Rahmen des Grundwasserschutzes" soll im folgenden am Beispiel des Trinkwasserschutzes in Niedersachsen diskutiert werden. Betrachtet wird hierbei auf der Informationssystemseite nur ein Teil des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), nämlich das Fachinformationssystem Bodenkunde (FIS-BODEN) (s.u.) beim Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB). Inhaltlich wird - entsprechend dieser Eingrenzung - das Aufgabenspektrum der Bodenkunde bei der Umsetzung des Grundwasserschutzes im Bereich landwirtschaftlich genutzter Böden in den Vordergrund gestellt.

2. Die Aufgabe

In Niedersachsen werden ca. 87% des Wasserbedarfs für die öffentliche Wasserversorgung aus dem Grundwasser gewonnen. Die Einzugsgebiete nehmen eine Fläche von ca. 680.000 ha ein; sie werden überwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt (NDS. MU 1993).

Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Bodennutzung und der z. T. hohen Schadstoffeinträge in die Wälder über den Luftpfad sind in zunehmendem Umfang Schadstoffbelastungen des Grundwassers, z. B. durch Nitrat (Landwirtschaft) und Säurebildner (Wald) festzustellen. Es besteht somit Handlungsbedarf auf dem Gebiet des vorbeugenden Grundwasserschutzes.

In Wassergewinnungsgebieten, in denen das Grundwasser durch Schadstoffe belastet ist oder in absehbarer Zeit belastet wird, muß saniert werden. Der Handlungsbedarf ist auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen besonders dringlich, da hier - im Gegensatz zum Wald - unmittelbar Maßnahmen ergriffen werden können.

3. Lösungsansatz

Zur Durchführung eines effektiven Grundwasserschutzes sind folgende Rahmenbedingungen zu schaffen:

- ein gesetzlicher Rahmen als rechtliche Grundlage für die Anordnung der Maßnahmen,
- ein ökonomischer Rahmen als Grundlage für die Durchführbarkeit dieser Maßnahmen,
- die Bereitstellung der Informationsgrundlagen über die Gefährdung der Wassereinzugsgebiete als Grundlage für gezielte Maßnahmen (Prioritätensetzung),
- die Umsetzung des Grundwasserschutzes durch Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten und zusätzliche landwirtschaftliche Beratung bzw. grundwasserschonende Flächennutzung.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Ref. N2.12, Stilleweg2, 30655 Hannover

Nachdem mit dem Achten Gesetz zur Änderung des Niedersächsischen Wassergesetzes (Niedersächsisches Gesetzes- und Verordnungsblatt Nr. 24, 1992) die rechtlichen und ökonomischen Rahmenbedingungen geschaffen wurden, kann jetzt bei Vorliegen der notwendigen Informationsgrundlagen (s.u.) entsprechend gehandelt werden.

3.1 Bereitstellung von Informationsgrundlagen

Grundwasserschutz ist eine Querschnittsaufgabe. Wie aus Abb.1 ersichtlich, werden zur Beurteilung der Grundwassergefährdung Informationen aus den Bereichen "Landnutzung", "Boden", "ungesättigte Dränzone" und "Grundwasser" benötigt. Wichtig ist hier, daß die Betrachtung der landwirtschaftlich genutzten Flächen nur einen Teilbeitrag zum Trinkwasserschutz liefern kann.

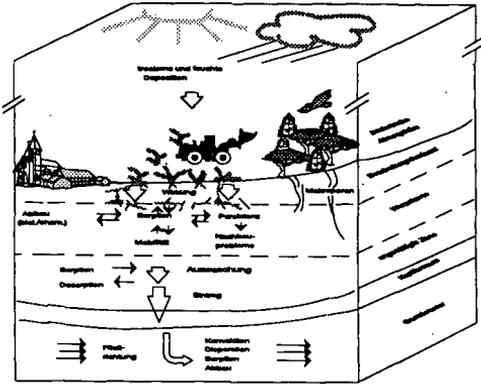


Abb. 1: Systemkomponenten und Stoffumsätze in Wassergewinnungsgebieten (verändert nach PESTEMER und NORDMEYER, 1993)

Erst eine räumliche Überlagerung und inhaltliche Verschneidung der Daten aus den genannten Bereichen ermöglicht die Einschätzung der Grundwassergefährdungssituation als Grundlage für entsprechende Gegenmaßnahmen (siehe Abb.2).

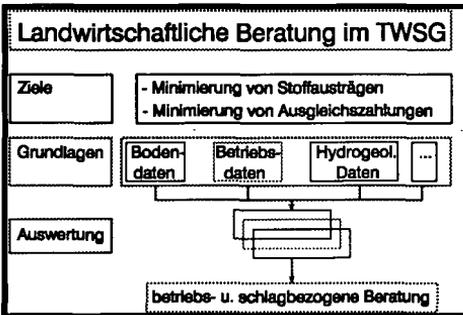


Abb. 2: Informationsgrundlagen für die landwirtschaftliche Beratung in Trinkwasserschutzgebieten

Eine solche Vorgehensweise ist sowohl auf der Regionalebene der Bezirksregierungen bzw. der Staatlichen Ämter für Wasser und Abfall (StÄWA) zur Herausarbeitung besonders gefährdeter Wassereinzugsgebiete, wie auch für jedes einzelne Wassereinzugsgebiet zur Identifizierung besonders gefährdeter Teilgebiete, auf die sich dann die landwirtschaftliche Zusatzberatung konzentriert, notwendig. Im weiteren

beschränken sich die Überlegungen auf die Bereitstellung der bodenkundlichen Informationen für Fragen des Grundwasserschutzes im Rahmen der landwirtschaftlichen Zusatzberatung.

3.2 Bereitstellung des bodenkundlichen Fachbeitrages für die landwirtschaftliche Zusatzberatung

Die möglichst schnelle Bereitstellung der bodenkundlichen Informationsgrundlagen für eine Fläche von ca. 680.000 ha ist in herkömmlicher analoger Arbeitsweise nicht machbar. Aus diesem Grunde wird beim NLFb ein digitales FIS-Bo aufgebaut (OELKERS, 1993).Dieses Informationssystem besteht aus einer Datenbasis und einer Methodenbank zur thematischen Bewertung der Datenbestände für die jeweilige Fragestellung (MÜLLER, 1992). Daneben werden Bodendauerbeobachtungsflächen, Feldversuchsflächen und eine Gefäßversuchsstation zur Weiter- und Neuentwicklung von Auswertungsmethoden betrieben.

Die Auswertungskarten können über sämtliche Maßstabsebenen von landesweiten Betrachtungen im Maßstab 1:500000 bis hin zu parzellenscharfen Aussagen im Maßstab 1: 5000 bereitgestellt werden (FIEBER et al., 1993). Grundlage sind die im NLfB vorhandenen Datenbestände, insbesondere Bodenschätzung, Bodennutzung, Geologie und Höhendaten. Nach räumlicher Überlagerung und inhaltlicher Verschneidung dieser Daten werden unter Verwendung der entsprechenden Auswertungsalgorithmen die in **Tab. 1** aufgelisteten Kennwerte ermittelt.

Das einzusetzende methodische Instrumentarium ist hierbei der angestrebten Aussagegenauigkeit anzupassen. So genügen für landesweite Betrachtungen relativ einfache methodische Ansätze. Für einzelne Wasserschutzgebiete müssen etwas komplexere Verfahren mit höherem Bedarf an Eingangsdaten eingesetzt werden. (vgl. z. B. AG Bodennutzung, 1992) Aber auch hier wird in der Regel nicht auf numerische Rechenmodelle zurückgegriffen. Solche Modelle bleiben wegen des hohen Bedarfs an Eingangsdaten und aufgrund der häufig nicht landesweiten Einsetzbarkeit auf Spezialanwendungen beschränkt (z. B. Analyse von Stofftransportprozessen etc.)

Anwendungsbeispiel „landwirtschaftliche Zusatzberatung“

Die Bezirksregierungen bzw. die StÄWA beauftragen unter Einsatz der Finanzmittel aus dem Wasserentnahmegeld in größerem Umfang landwirtschaftliche Berater mit der Zusatzberatung landwirtschaftlicher Betriebe in Wassergewinnungs- und Wasservorranggebieten. Die hierfür notwendigen Teilaufgaben werden arbeitsteilig zwischen den StÄWA, dem NLfB, bodenkundlichen Ingenieurbüros und landwirtschaftlichen Beratern durchgeführt (**Abb. 3**).

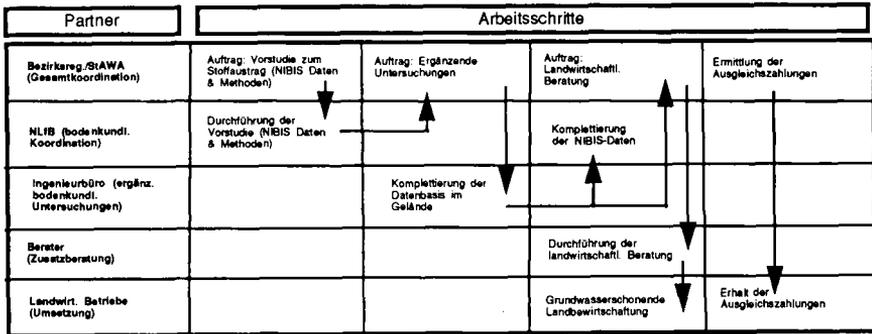


Abb. 3: Arbeitsflußplan der Erstellung bodenkundlicher Fachbeiträge für die landwirtschaftliche Zusatzberatung in Wasserschutz- und Wasservorranggebieten

Das NLfB stellt im Rahmen einer „Bodenkundlichen Vorstudie“ den StÄWA und den landwirtschaftlichen Beratern für die Wassereinzugsgebiete die notwendigen standortkundlichen Informationsgrundlagen zum Wasserhaushalt und zur Stoffauswaschungsgefährdung etc. zur Verfügung (vgl. **Tab. 1**).

BASISDATEN AUS DER BODENSCHÄTZUNG	BERECHNETE KENNGRÖßEN ZUM WASSERHAUSHALT
Klassenzeichen, Wertzahlen	effektive Durchwurzelungstiefe [mm]
Bodentyp	mittlerer kapillarer Aufstieg [mm]
Bodenart	Feldkapazität im eff. Wurzelraum [mm]
Kultur	Nutzbare Feldkapazität im eff. Wurzelraum [mm]
Bohrpunktkarte	pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]
Profilsäulenleiste	Sickerwasserrate aus dem Boden [mm*a ⁻¹]
	Austauschhäufigkeit des Bodenwassers [%*a ⁻¹]
	Bewertung des standörtlichen Verlagerungsrisikos durch Klassifizierung der Austauschhäufigkeit

Tab. 1: Verfügbare standortkundliche Informationsgrundlagen für Fragen der landwirtschaftlichen Zusatzberatung in Trinkwasserschutzgebieten

Der Arbeitsfluß von der Datenzulieferung, der Datenkon-

trolle, -bearbeitung bis hin zur Ergebniskontrolle im Gelände ist in Abb.4 dargestellt. Bei unzureichender Datenlage erfolgt für Teilgebiete die Datenerhebung durch Ingenieurbüros.

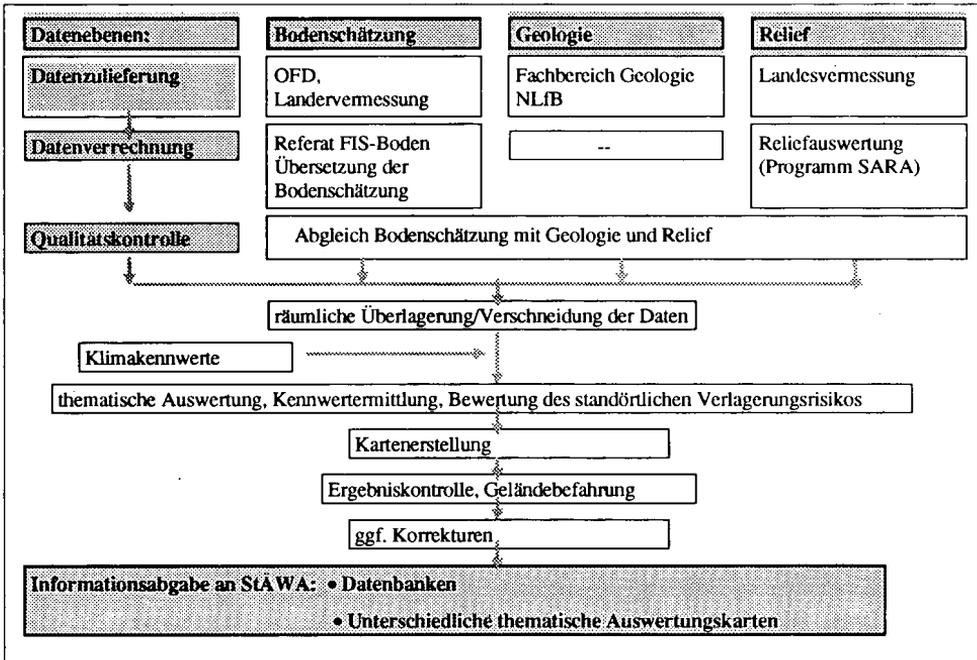


Abb. 4: Arbeitsflußplan für die Bereitstellung von bodenkundlichen Informationen für die landwirtschaftliche Zusatzberatung in Trinkwasserschutzgebieten.

Die Bereitstellung dieser Information ermöglicht für jedes einzelne Wassergewinnungsgebiet die Ausweisung von Teilarealen mit unterschiedlichem Handlungsbedarf. Hierauf aufbauend können dann durch die Wasserbehörden und die landwirtschaftlichen Berater standortspezifische und damit kostengünstige Handlungskonzepte für die Zonierung der Schutzgebiete, sowie die standortgerechte Landnutzung entwickelt und umgesetzt werden.

4. Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - DBG [Hrsg.] Gießen.
- BOMBIEN, H. et al. (1993): Das Niedersächsische Bodeninformationssystem NIBIS. - in Geol. J., F 27: 256S., 55Abb., 14 Tab., 3 Taf.; Hannover.
- FIEBER, B. & KUES, J. & OELKERS, K.-H. (1993): Konzept zur Nutzung des Niedersächsischen Boden-informationssystems NIBIS, Teil: Fachinformationssystem Bodenkunde. - in: Geol. J. A 142: 7 - 38, 3 Abb., 5 Tab.; Hannover.
- MÜLLER, U. & DEGEN, C. & JÜRGING, C. (1992): Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde (FIS-BO). - in: Technische Berichte zum NIBIS, 3; Hannover. - [nicht paginiert].
- OELKERS, K.-H.: Aufbau und Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS-Fachinformationssysteme Bodenkunde (FIS BODEN). Geol. Jb. F 27, Hannover 1993, S. 5-38.
- PESTEMER, W. & NORDMEYER, H. (1993): Abschätzung potentieller Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel. - in: Wasser und Boden, 2: 70 -76, 9 Abb., 1 Tab.; Hamburg.

**Klima, Vegetation und Bodenbildung in der russischen Tiefebene -
Impressionen einer bodenkundlichen Exkursion durch Westrußland**

von

Kuzyakov, J. und C. Siewert

Von der Technischen Universität Berlin werden seit 1993 mit Unterstützung durch die Humboldt-Universität Berlin und in Zusammenarbeit mit der Timirjasew-Akademie in Moskau (Rußland) bodenkundlich-ökologische Exkursionen durch Rußland durchgeführt. Die Exkursionen durchqueren die wichtigsten Klimazonen Europas in der russischen Tiefebene von der südlichen Taiga bis zur Trockensteppe und Halbwüste. Sie dienen der gegenseitigen Weiterbildung bzw. dem wissenschaftlichen Erfahrungsaustausch und sollen wissenschaftliche Gemeinschaftsprojekte fördern.

Kennzeichnend für das Exkursionsgebiet ist die relative Homogenität der geologischen Bodenbildungsfaktoren - es dominieren Lehme, Löße oder lößähnliche Substrate - und die Kontinuität der Klimaänderungen von Norden nach Süden. Es bietet zusammen mit seinen Vegetationszonen optimale Bedingungen für das Verständnis klimaabhängiger Bodenbildungsprozesse sowie für die traditionell bodengenetisch/biologisch orientierten Grundlagen der russischen Bodenkunde.

Im Vordergrund des Vortrages stehen die Böden der einzelnen Klimazonen bzw. die Bodentypen in vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Landschaften, wie Podsole, graue Waldböden (Grieserden), Schwarzerden, Kastanoseme, Solonetze u.a. Sie werden jeweils an Hand von Profilen aus Dauerbeobachtungsflächen regionaler Institute in Rußland sowie aus weltweit einmaligen Schutzgebieten, wie zum Beispiel das Biosphärenreservat bei Kursk mit ursprünglicher Steppenvegetation auf unveränderter Schwarzerde (Strelitzensteppe) vorgestellt und mit allgemeinen Angaben zum Klima und zur Vegetation verknüpft.

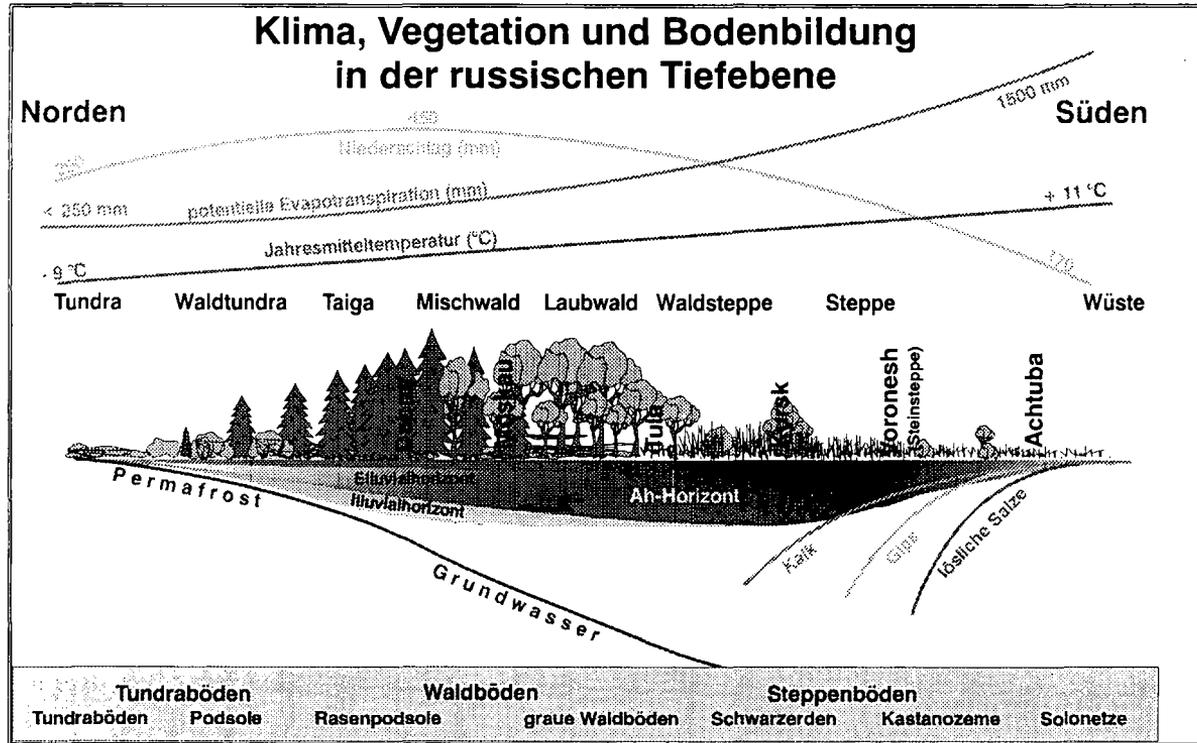
Darauf aufbauend werden typische Veränderungen der Böden durch die land- und/oder forstwirtschaftliche Bodennutzung und spezifische Bodendegradationsprozesse vorgestellt sowie Maßnahmen des Bodenschutzes erläutert. In einzelnen Klimazonen werden darüber hinaus Böden und Bodencatenen dokumentiert, die durch Wasser- und Winderosion, durch besondere hydrologische oder geologische Bedingungen, Flußläufe, Seen, sowie Eingriffe des Menschen beeinflusst und verändert wurden. Hierzu zählen auch wenig bekannte Großversuche zur Landschafts- und Agrarraumgestaltung in Rußland, wie z.B. die „Steinsteppe“ bei Voronesh - ein mehrere Tausend Hektar großes Gebiet, daß vor über 100 Jahren von Dokuchaev durch umfassende landschaftsgestaltende Maßnahmen grundlegend verändert und für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung erschlossen wurde. Die damit verbundenen Besonderheiten der Bodenbildung, des Mikroklimas, der Vegetation u.ä. Faktoren werden bis heute durch regionale Institute wissenschaftlich untersucht und dürften für die ökologische und bodenkundliche Forschung in Deutschland bzw. Westeuropa von großem Interesse sein.

Den Abschluß des Vortrages bilden Hinweise auf Studienmöglichkeiten zur zonalen Bodenbildung am Bodenkundemuseum der Timirjasew-Akademie in Moskau. Es

vermittelt mit weit über 1000 Bodenprofilen zuzüglich vielfältiger Exponate zur Vegetation, Übersichten über klimatische und geologische Besonderheiten und Angaben zur Bodennutzung einen weltweit einzigartigen Überblick über Böden und Bodenbildungsprozesse. Sein Besuch stellt eine wertvolle Ergänzung zur Exkursion dar und demonstriert in besonders anschaulicher Weise Vorzüge einer bodengenetisch/biologisch orientierten Interpretation von ökologischen Zusammenhängen für das Verständnis von umweltrelevanten Langzeitprozessen in der Biosphäre.

Einen Überblick über die Wechselbeziehungen zwischen Klima, Vegetation und Bodenbildung in der russischen Tiefebene vermittelt die Abbildung 1. Sie ist Grundlage der Ausführungen zu den einzelnen Böden im Vortrag. Tabelle 1 enthält ergänzende Informationen zum Klima an einzelnen Exkursionspunkten. Die in der Abbildung eingezeichneten Städtenamen (Dubna, Moskau, Tula, Kursk, Voronesh, Ach tuba bei Volgograd) befinden sich jeweils in der Nähe von Haltepunkten der Exkursion. Sie sollen die räumliche Orientierung und Zuordnung der Profile zu den Klimazonen erleichtern.

Abb. 1



(nach WALTER, H.: Die Vegetation der Erde in ökophysiologischer Betrachtung. Bd. II: Die gemäßigten und arktischen Zonen. Fischer-Verlag, Jena, 1968; verändert und wesentlich ergänzt, im Original farbig)

Tabelle 1 Ausgewählte Klimadaten zu wichtigen Exkursionspunkten

Klimazone	Bodentyp	Ortschaft	Mittlere Temperatur (°C) im			Vegetationsperiode	mittlerer Jahresniederschlag in mm	Verhältnis Niederschlag zu Verdunstung
			Jahr	Januar	Juli	Tage mit > 5°C		
südliche Taiga	Podsol	Dubna	3	-10	17	140	550	1,20
Laubwälder	Braun- und Grauerden	Tula	4	-10	18	145	520	1,00
zentrale Waldsteppe	Tschernoseme	Kursk	5	-9	19	155	590	0,89
südliche Waldsteppe	Tschernoseme	Voronesh	5	-9	21	160	415	0,65
südliche Steppe	Kastanoseme	Busuluk	6	-9	22	170	350	0,52
Trockensteppe	Kastanoseme	Volgograd	7	-10	24	180	320	0,34
Halbwüste	Solonetze	Achtuba	8	-8	25	185	250	0,25
	zum Vergleich	Berlin	9	-1	19		590	> 1

Stoffbilanzierungen in Bodenlandschaften Norddeutschlands und Südostasiens

von

Lamp, J.¹, E. Armanto² und Z. Huizhen³

1. Problemstellung

In humiden Klimaten unterliegen Böden je nach Niederschlag und Temperatur unterschiedlich intensiven Umsetzungs- und Verlagerungsprozessen, die durch Ausgangsgestein und Relief sowie verschiedene Nutzungen (s. Testgebiete: Tab. 1) modifiziert werden.

Tab. 1: Charakteristika der Untersuchungsgebiete

Areal	Region	Klima	Mittel-Jahres-Summe		Geologie	Relief	Nutzung
			Temperatur °C	Regen mm			
Kühren	Ostholstein	gemäßigt	8	720	Gesch. Mergel	hügelig	Ackerbau
Yingtang	Jiangxi	subtropisch	18	1800	Ton/Sandstein	wellig	Terrassenbau
Gun. Madu	Südsumatra	tropisch	32	2600	Vulk. Tuffe	wellig	Zuckerrohr

Es werden Methoden vorgestellt, mit denen sich einige der sehr unterschiedlichen Umsetzungen (Verwitterung, Tonmineral/Konkretionsbildung), Verlagerungen im Profil (Tonpartikel, gelöste Stoffe), oberflächliche Umlagerungen am Hang (Wassererosion, Arasion=Pflugarbeit, Terrassierung) und bodeninterne Hangflüsse gelöster Stoffe, bei häufig nur partiell gültigen Ceteris-Paribus-Konditionen zumindest eingeschränkt mit Standardanalysen rekonstruieren lassen: nutzungsbedingte, vertikale und horizontale Variationen analysierter oder geschätzter Stoffbestände werden für Profil- und Landschaftsbilanzen und - falls Zeitmarken vorhanden - für die Abschätzung der Prozessintensität ausgewertet.

2. Methodik

Die Bilanzierung der raumbezogenen Stoffmenge X erfolgt mit folgenden Arten und Dimensionen der Variationsanalyse.

Nutzungsunterschiede: Horizonte von Waldböden (Index w) liefern Hinweise zum Initialstadium (i) von Abtrags- und Düngungseffekten der Ackerung (a) nach Formeln (1,2).

Profilbilanz: Veränderungen (δ) von Ober-/Unterboden-Horizonten (AB) zum nicht oder kaum veränderten C-Horizont lassen sich nach Formel (2) abschätzen bzw. nach (3) berechnen, wenn bei vernachlässigbarer Substratheterogenität der C-Horizont über einen Indikator (I, z.B. Sandfraktionen) den Ausgangszustand anzeigt.

Catenavergleich: Laterale Umlagerungen und Hangflüsse werden durch Vergleiche an Hanglineamenten, d.h. an Profilen ausgewählter Reliefpositionen, zu bilanzieren versucht. Stoffbestandsunterschiede zwischen erodierten Oberhang/Kuppen- und sedimentierten Unterhang/Senkenorten geben nach den Beispielsformeln für Phosphatgehalte in Oberböden (4,5) Hinweise zum Ausmaß der Prozesse, wobei unveränderte (u) intermediäre Mittelhang-, ebene Plateau- oder Waldstandorte als Referenz dienen.

Pedostatistische Landschaftsbilanz: Aus der kumulativen Tiefenverteilung einer Vielzahl zufallsverteilter Bodensondierungen mit Feldbeobachtungen (z.B. Carbonat-o. Kolluvientiefe) oder Laboranalysen (P-Gehalte) ergibt sich z.B. der Entkalkungs- o. Erosionsgrad von Landschaften aus Tiefenwahrscheinlichkeiten p(z) nach (6). Beim Vergleich von Landschaftsinventuren zu zwei Zeiten (t=1,2) wird der Prozesstrend nach (7) abgeschätzt.

- (1) $\delta X_{AB} = X_{AB} \pm X_{ABi}$ | heterogen: Initialzustand wird abgeschätzt
 (2) $\delta X = (X_{Aa} - X_{Ca}) - (X_{Aw} - X_{Cw})$ | Veränderung Ackerung (a) gegen Wald (w)
 (3) $X_{AB} = I_{AB} / I_C * X_C$ | kaum heterogen: Inerte Substanz als Indikator I
 (4) $\delta P_e = P_u - P_e (-P_w)$ | P-Verlust erod. Kuppen gegen unveränd.(u) Referenz
 (5) $\delta P_k = P_k - P_u (-P_w)$ | P-Gewinn kolluv. Orte gegen unveränd.(u) Referenz
 (6) $Eg = \Sigma(\delta z_i * p(z_i) * d_i * 10)$ | Erosionsgrad, aus stat. Kolluvien-Tiefenfunktion
 (7) $E_t = Eg1 - Eg2$ | Erosionstrend, aus Differenz zweier Inventuren 1,2

1) Bodenkunde, Univ.-Kiel 2) Sriwijaya Univ.-Palembang 3) Soil Science, AS-Nanjing

3. Ausgewählte Ergebnisse

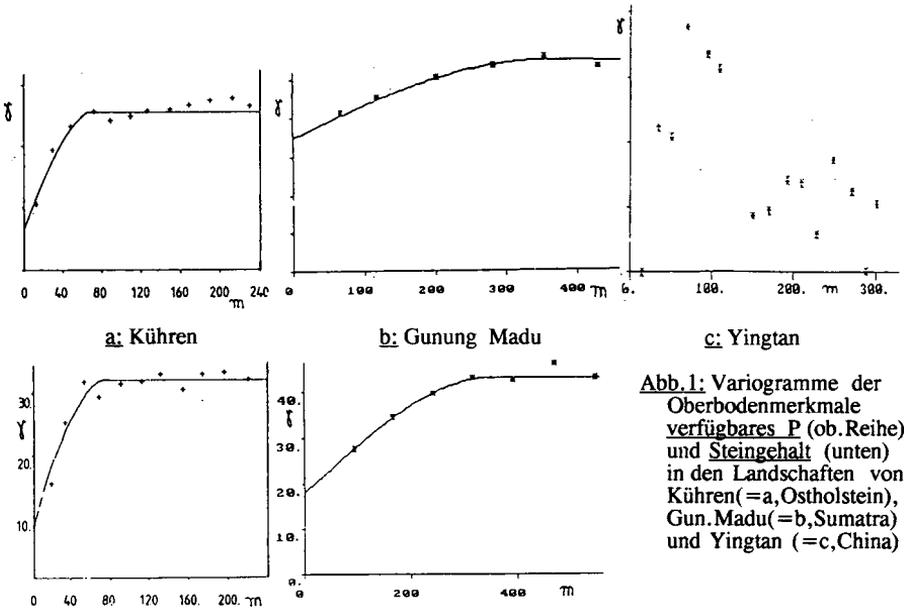


Abb.1: Variogramme der Oberbodenmerkmale verfügbares P (ob.Reihe) und Steingehalt (unten) in den Landschaften von Kühren (=a, Ostholstein), Gun.Madu(=b, Sumatra) und Yingtan (=c, China)

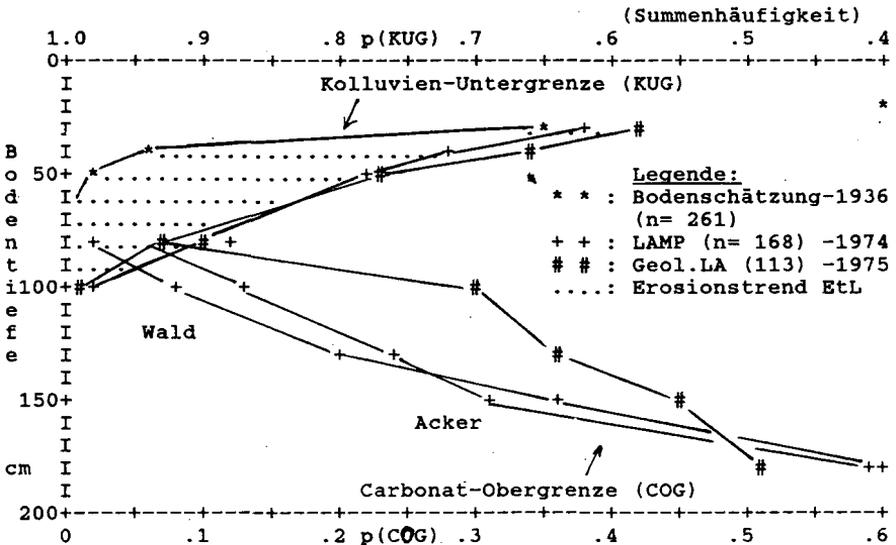


Abb.2: Kumulative Auftretshäufigkeiten (p) von Kolluvienuntergrenzen und Carbonat-obergrenzen als Maß für Erosionsgrad (Eg) und Erosionstrend (Et) der Bodenlandschaft Honigau (südl. Kiel, Ostholstein. Hügelland, aus LAMP 1987)

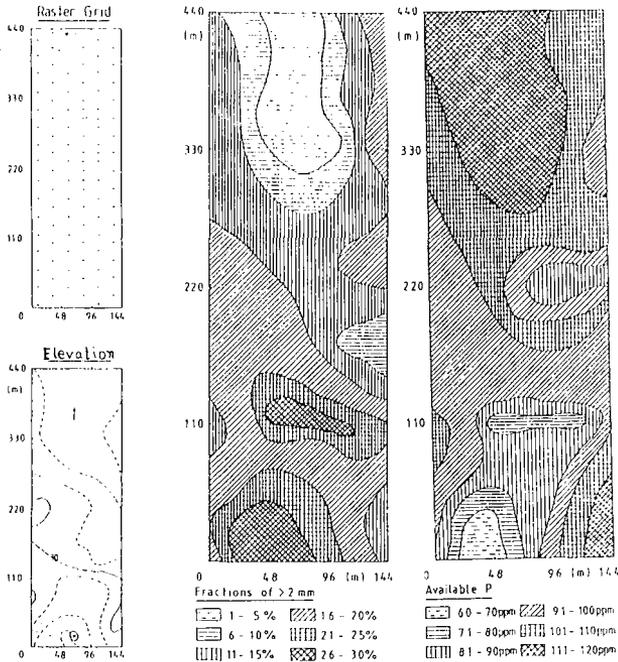


Abb. 3: Geostatistische (Krige-)Interpolation der Stein- und verfügbaren P-Gehalte in Oberböden von Kühren (Ostholstein, 96 Rasterproben aus 150*450m-Areal)

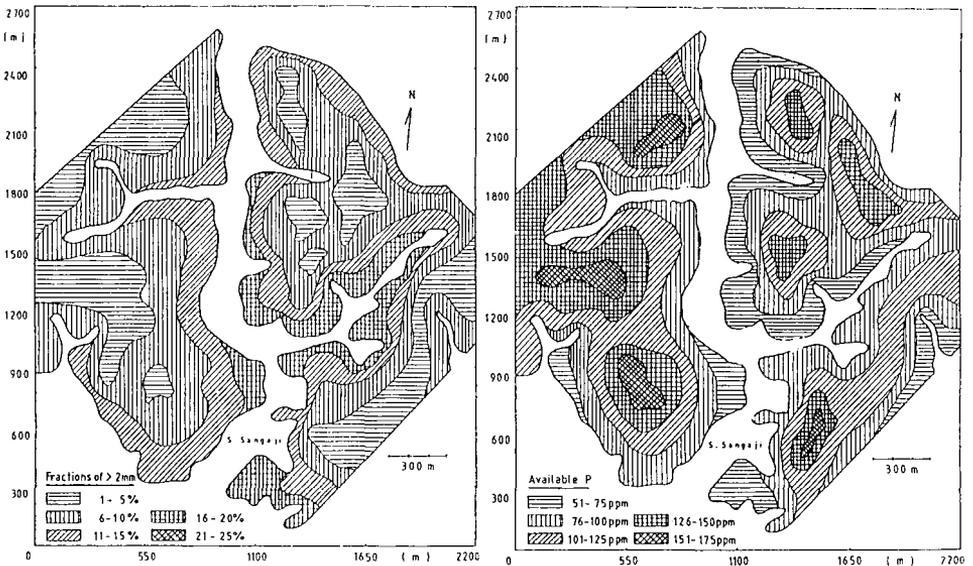


Abb. 4: Geostatistische (Krige-)Interpolation der Stein- und verfügbaren P-Gehalte in Oberböden der Gunung Madu Plantage (Südsumatra, 353 Rasterproben aus 308 ha)

4. Diskussion

Norddeutsche Jungmoränen/Ackerbau-Landschaft: Als Indikatoren des ursprünglichen Stoffbestandes können die Geschiebemergel-Entkalkungstiefe (s. Abb. 2, unten), mit starken Einschränkungen auch die Bvt-Tiefenlage, die Körnung (Stein- und Sandfraktionen, s. Abb. 1a, unten) der Oberböden bzw. der Profile sowie die P-Gehalte in den Oberböden (s. Abb. 1a, oben, und Abb. 3, mitte) und die Kolluvientiefe herangezogen werden (s. Abb. 2, oben). Der Zeitvergleich der pedostatistischen Landschaftsanalysen von Bodenschätzungs-Grablochdaten mit rezenten Bodensondierungen liefert Maßzahlen für den Erosionstrend der Landschaft. In den weitgehend geschlossenen Systemen ("abflußlose Senken") verbleiben ca. 90% des Stoff(P)bestandes langfristig im System, die mittelfristige Erosionsrate wurde für verschiedene Felder auf 1 - 6 t/(ha*a) geschätzt.

Tuff-Plantagen-Landschaft Südsumtras: Hier konnten Körnungunterschiede im Profil (eingeschränkt), die Steingehalts- und Phosphatverteilung und die "Krokos"-Tiefenlage (Eisenkonkretionen nahe fossiler Oberfläche) als Indikator für laterale Stoffumlagerungen dienen. Auf die bisher nicht erforschte Besonderheit der Lateralprozesse in weitgehend offenen tropischen Landschaften, nur ca. 10% des oberflächlichen Stoff(P)bestandes verbleiben mittelfristig im System, verweist die "inverse" P-Verteilung an Catenen bzw. in der Fläche (s. Abb.4, rechts: P-Verarmung in Richtung zum Fließgewässer ("Sungai")). Durch Geländebefunde gestützte Arbeitshypothese: intensive bodeninterne Wasserflüsse im Oberhangbereich führen aufgrund Wassersättigung an Unterhängen zu starken Erosionserscheinungen und Verarmungen an Stoffen (hier Phosphat) im Unterhangbereich. Die Erosionsrate wurde auf ca. 20 t/(ha*a) geschätzt. Bei dem ökonomisch angezeigtem Ersatz menschlicher Pflege- und Erntearbeiten durch bodenverdichtende Landmaschinen droht der Zuckerrohrplantage eine verheerende Zunahme der Bodenerosion, der nur durch verstärkten Bodenschutz entgegengewirkt werden kann.

Ton/Sandstein-Terrassenbau-Landschaft Südostchinas: Aufgrund intensiver (Terrasierung), historisch langjähriger und kaum rekonstruierbarer Einwirkungen des Hauptfaktors Mensch konnte die Phosphat-Bilanzierung nicht angewendet werden, was unregelmäßige Verteilungsmuster der P-Gehalte im Oberboden aufzeigen (s. Variogramm in Abb. 1c). Das Ausmaß der lateralen Transporte wird aus Catenavergleichen der Körnung und von Element-Gesamtgehalten deutlich (nicht dargestellt). Das Ausmaß der Erosionsprozesse in der Landschaft kann über leider den Datenschutz unterliegende Luftbilder durch flächige Auskartierung von Erosionsgräben (Gullies, vorwiegend auf roten Tongesteinsböden) und von extremer Flächenerosion (vorwiegend auf dann exponierten Sandsteinen) analysiert werden. Die durch intensive Wald/Brennholznutzung verstärkte und geduldete Erosion exponierter Lagen fördert die Fruchtbarkeit der Unterhang- und Senkenböden. Sie kann nur durch konzertierte Aktionen (Waldschutz) der Dorfgemeinschaften eingeschränkt werden.

Wir danken dem DAAD und der EU (STD2-Programm) für die gewährten finanziellen Unterstützungen.

5. Literatur

- ARMANTO, E. (1992): Soil variability as an indicator of erosion in sloping landscapes. Comparative investigations in Eastern Holstein and South Sumatra. Schriftenr. Inst. Pflanzenernähr. u. Bodenkde. Nr. 18, Universität Kiel
- LAMP, J. (1985): Erosionsgefährdung schleswig-holsteinischer Böden. Schriftenr. Agrarw. Fak. Univ. Kiel 67, 37-43, Parey, Hamburg
- LAMP, J. (1987): Erosions-Beobachtungssystem der Bundesrepublik Deutschland. Gutachten im Auftrag des BMELF (unveröffentlicht)
- LAMP, J., Zhou Huizhen und Gong Zitong (1994): Detailed soil variability studies and accompanying Geographical Information System of the Yingtan area in China. Final report within the STD2-programme of the EU, project Soil Reference and Information System for Erosion Assessment in Subtropical and Tropical China

Arbeitsgruppe 'Böden in Schleswig-Holstein' - Ziele, Aufgaben und Aktivitäten

von

Lassonczyk, B.¹, U. Herms² und M. Filipinski³

1 Einleitung

Durch die starke Zunahme der Mitgliederzahlen innerhalb der Bodenkundlichen Gesellschaft wird es für viele Einzelmitglieder schwieriger, Ihre Ansprechpartner für Diskussionen und einen kontinuierlichen fachlichen Austausch zu finden. Da gleichzeitig in der Öffentlichkeit eine verstärkte Sensibilisierung für das Umweltmedium "Boden" zu beobachten ist, keimte in Schleswig-Holstein der Gedanke, eine regionale Arbeitsgruppe einzurichten.

2 Gründung und Aufbau der AG "Böden in Schleswig-Holstein"

Im Sommer 1993 wurde die Arbeitsgruppe „Böden in Schleswig-Holstein“ gegründet. Sie versteht sich als Organisationseinheit der DBG. Im Gegensatz zu den anderen Arbeitsgremien der DBG hat die AG "Böden in Schleswig-Holstein" einen klaren regionalen Bezug, der sich in ihren Arbeitsschwerpunkten und Mitgliedern ausdrückt.

Die AG spricht alle Mitglieder der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft an, die in Schleswig-Holstein wohnen oder arbeiten. Interessierte Mitglieder (ca. 30 % der 160 Schleswig-Holsteiner Bodenkundler) werden regelmäßig über die Aktivitäten der AG informiert und zu den Fachgesprächen eingeladen. Ca. 15 bis 20 Personen können als aktive Mitglieder, die die AG organisieren und durch neue Ideen weiterführen, angesehen werden.

Der Vorstand hat anlässlich seiner Sitzung im Januar 1995 die Gründung der AG „Böden in Schleswig-Holstein“ befürwortet.

3 Aufgaben und Ziele

Ziel der AG ist es, durch regelmäßige Gespräche und Diskussionen einen kontinuierlichen fachlichen Austausch zu erreichen. Der Schwerpunkt liegt auf Themen mit regionalem Bezug. Das Arbeitsgremium ist insbesondere für die Bodenkundler wichtig, die relativ "isoliert" arbeiten und am eigenen Arbeitsplatz über keine Fachkollegen als Ansprechpartner verfügen. Auch Kollegen angrenzender Disziplinen werden von der AG angesprochen und finden Anregungen und Hilfestellungen bei der Lösung bodenkundlicher Probleme. Damit setzt sich die AG bewußt auch einen interdisziplinären Schwerpunkt.

Die regionale Begrenzung der AG ermöglicht den Teilnehmern kurze Anfahrtswege und damit regelmäßige Treffen in kürzeren Zeitabschnitten. Sie können auch von den Bodenkundlern genutzt werden, die aus beruflichen Gründen z. B. nicht in der Lage sind, an den zumeist mehrtägigen Tagungen

der DGB teilzunehmen. Für andere Fachkollegen bietet die AG die Möglichkeit, sich auch außerhalb der üblichen dienstlichen Strukturen auszutauschen und die Vorteile des kleinen Dienstweges zu nutzen.

Jüngeren Bodenkundlern bietet die AG die Möglichkeit, Kontakte zu älteren Berufskollegen zu knüpfen und sich dadurch möglicherweise den beruflichen Einstieg zu erleichtern.

Neben den inneren Arbeitsschwerpunkten hat sich die AG zum Ziel gesetzt, auch nach außen hin tätig zu werden. Sie will die Problematik des Bodenschutzes vermitteln und das allgemeine Verständnis für die Bodenkunde fördern. Angesprochen werden sollen einerseits Nachbardisziplinen und andererseits auch die breite Öffentlichkeit. Zur Aufgabe einer regionalen AG gehört es deshalb auch, zu lokalen Fragen des Bodenschutzes Stellung zu nehmen und Wissen an interessierte Bürger weiterzugeben.

4 Aktivitäten

Das Fachgespräch mit Diskussion zu Schwerpunktthemen steht im Mittelpunkt der monatlichen Sitzungen der AG. Vorgetragen wird durch Mitglieder der AG oder durch Kollegen aus Nachbardisziplinen. Die Themen betreffen stets aktuelle Problemfelder aus dem Arbeitsgebiet des jeweiligen Referenten.

Weiterhin erfolgt in der Arbeitsgruppe eine regelmäßige Berichterstattung über Inhalte nationaler und internationale Tagungen, Seminare und Exkursionen. Bodenkundliche Exkursionen in die nähere Umgebung werden durchgeführt. Mit Einverständnis der jeweiligen Besitzer wird ein Exkursionsführer erstellt, der alle offenen Profile beschreibt. Eine Bereitstellung an Fachkollegen ist vorgesehen, so daß die Profile jederzeit für Exkursionen genutzt werden können.

Zur Vermittlung bodenkundlicher Inhalte an die Öffentlichkeit wird ein bodenkundlicher Lehrpfad bestehend aus 3 Catenen in Zusammenarbeit mit dem Forstamt Segeberg - Standortkartierung - in Schleswig-Holstein aufgebaut. Die Profile sind zum größten Teil schon angelegt. Schautafeln und Erläuterungsblätter müssen noch erarbeitet werden.

Ebenfalls für den interessierten Laien ist ein Buch über die Böden in Schleswig-Holstein in Arbeit. Es veranschaulicht mit Hilfe von einfachen Texten, schematischen Abbildungen und Fotos die Bodenentwicklung und -verbreitung in den verschiedenen Landschaftsräumen. Es besteht Bedarf an solcher Publikation, so daß von der Verlagsseite Interesse vorhanden ist.

In Zusammenarbeit mit der Akademie für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (ANU) wurden von der AG Fortbildungsseminare zu den Themen "Abschätzung des Gefährdungspotentials unterschiedlicher Böden durch Schadstoffe" und "Bodenschutz durch standortgerechte Bodennutzung" durchgeführt. Die Seminare mit 20 bis 25 Teilnehmern richteten sich an Anwender bodenkundlicher Inhalte aus Behörden und Ingenieurbüros. Zum Entwurf des Bundesbodenschutzgesetzes fand im Mai 1994 in Kiel eine Podiumsdiskussion mit über 160 Zuhörern statt, die gemeinsam mit der ANU und dem Projektzentrum für Ökosystemforschung der Universität Kiel veranstaltet wurde. Für 1995 plant die AG eine zweite Podiumsdiskussion zum Thema "Bodenschutz im städtischen Bereich". Im Herbst 1995 ist in Zusammenarbeit mit dem Landesinstitut Schleswig-Holstein für Praxis und Theorie der Schule (IPTS) ein Tagesseminar "Naturkörper Boden als Unterrichtsfach für Realschule und Gymnasium" vorgesehen.

5 Erfahrungen und Ausblick

Die AG „Böden in Schleswig-Holstein“ hat sich als eine nach innen und außen aktive Arbeitsgruppe erwiesen. Die regelmäßigen Fachgespräche werden für die eigene Arbeit als sehr befruchtend angesehen. Es ist auch gelungen, Mitglieder in die Aktivitäten mit einzubeziehen, die an größeren Veranstaltung der DGB nicht teilnehmen wollen oder können. Die bereits durchgeführten Veranstaltungen zur Öffentlichkeitsarbeit sind bisher auf großes Interesse gestoßen und motivieren, auch in dieser Richtung weiterzuarbeiten.

Aus den positiven Erfahrungen können wir nur anregen, ähnliche Arbeitsgruppen auch in anderen Regionen einzuführen. Bei der stetig zunehmenden Mitgliederzahl der Bodenkundlichen Gesellschaft ist für viele Mitglieder nur in einer regionalen AG ein intensiver fachlicher Austausch möglich. Daneben verlangen regionale bodenkundliche Probleme auch Ansprechpartner vor Ort. Eine Arbeitsgruppe wie die AG "Böden in Schleswig-Holstein" mit ihren Mitgliedern aus unterschiedlichen Bereichen der Bodenkunde und ihren regionalen Erfahrungen kann diesen Bedarf decken.

Die AG „Böden in Schleswig-Holstein“ trifft sich jeweils am letzten Mittwoch im Monat (Ausnahme Dezember) um 19 Uhr 30 im Projektzentrum für Ökosystemforschung der Universität Kiel in der Schauenburger Str. 112 in Kiel.



Stickstoffdynamik von Stadtböden, am Beispiel Stuttgart

von

Lehmann, A., K. Holland und K. Stahr

Böden urbaner Umwelten sind in der Regel stark anthropogen überformt. Sie sind verändert durch Aufschüttung und Verdichtung, Eintrag von Nähr- und Schadstoffen, insbesondere von organischem Material und Aschen. Im innerstädtischen Bereich ist zudem der Standortsfaktor Klima charakteristisch verändert. Die Auswirkungen der genannten Faktoren auf die Stickstoffmineralisation wird an drei Stuttgarter Böden untersucht. Die Bezeichnungen der Böden und Horizonte sind vorläufige Bezeichnungen.

Die **Phyrosol-Pararendzina** unter Weinbergsnutzung besteht aus aufgeschütteten Keupertonmergeln. Der geringmächtige und stark humose Ah1 ist durch Müllkompostauftrag verändert. Mit einer Lagerungsdichte von $1,7 \text{ kg/dm}^3$ ist yjY (45-70 cm) dichter als in vergleichbaren natürlichen Böden. Der technogene Anteil ist in diesem Horizont höher als in den Ah-Horizonten und beträgt ungefähr 10%. Die **Schichtphyrosol-Pararendzina** liegt in dem relativ kleinen Lehenpark. Die Probenahme findet auf der extensiv gepflegten Spielwiese statt. Der Park ist in einem Stadtbezirk mit Blockrandbebauung gelegen und gehört dem Stadtkernklimatop an. Bis zum 2. Weltkrieg wurde der Standort als Müllplatz genutzt. Beprobte wird der Ah, der zur Abdeckung aufgetragen wurde. Die Y1- und Y2-Horizonte sind zunehmend aschehaltig. Der technogene Anteil steigt im Y2 auf 20% an. Die geringe Dichte von $1,2 \text{ kg/dm}^3$ des Y2 ist auf die technologischen Beimengungen zurückzuführen.

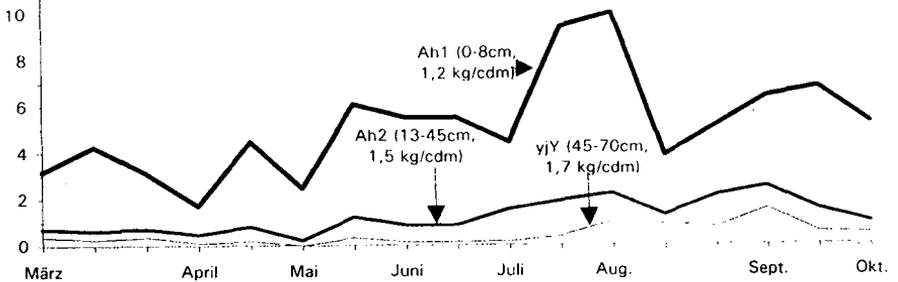
Der als **niedermoorartiger Technosol** bezeichnete Boden hat sich in der Stuttgarter Klärschlammdeponie entwickelt. Die letzte Deponiebeschickung erfolgte 1964. Seitdem hat sich eine Vegetation aus Brennessel, Goldrute, Simsen und Binsen mit eingestreuten Holunderbüschen herausgebildet. Der Grundwasserstand schwankt zwischen 30 und 60 cm unter Flur. Die geringe Dichte liegt bei $0,3$ und $0,4 \text{ kg/dm}^3$.

Die hier als Zwischenergebnis vorgestellten Kurven der aktuellen Nitratgehalte in Böden (Abb. 1) lassen bereits einige Rückschlüsse auf die ökologischen Gegebenheiten der Standorte zu. Abgesehen von dem dauernd unter Grundwasser stehenden reduzierten Horizont des Technosols zeigen alle Kurven die für Boden unter Grünland typisch hohen Werte im Frühjahr, Spätsommer und Herbst. Im Frühjahr eilt die Mineralisierung dem pflanzlichen Entzug voraus, danach verringern sich die Werte mit dem Einsetzen der Jugendentwicklung der Pflanzen, nach der Blüte steigen die Gehalte wieder an, im Spätsommer übersteigt dann der Abbau der Wurzelmasse das Wurzelwachstum, im Herbst sterben die grünen Pflanzenteile ab und werden bei ausreichend hohen Temperaturen noch zersetzt. Außergewöhnlich hohe Niederschläge von etwa 120 l/m^2 im

mg/kg
Böden

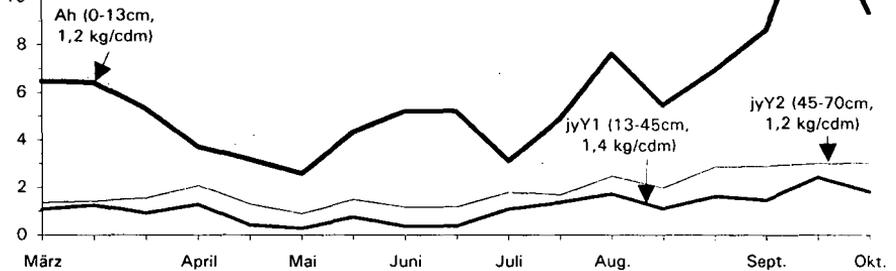
Weinberg Wolfersberg (zwischen den Rebzeilen)

Phyrosol-Pararendzina



Lehenpark

Schichtphyrosol-Pararendzina



Klärschlammager

niedermoorartiger Technosol

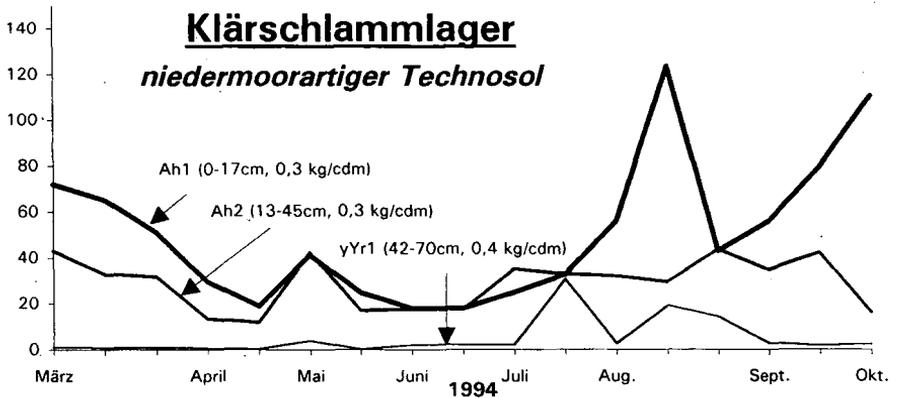


Abb. 1: Nitrat im Feinboden [NO₃-N] von ausgewählten Stuttgarter Stadtböden

Erläuterungen: Ah1 (0-8cm, 1,2 kg/cdm): Ah1-Horizont (von 0 cm bis 8 cm, 1,2 kg/dm³ Lagerungsdichte)

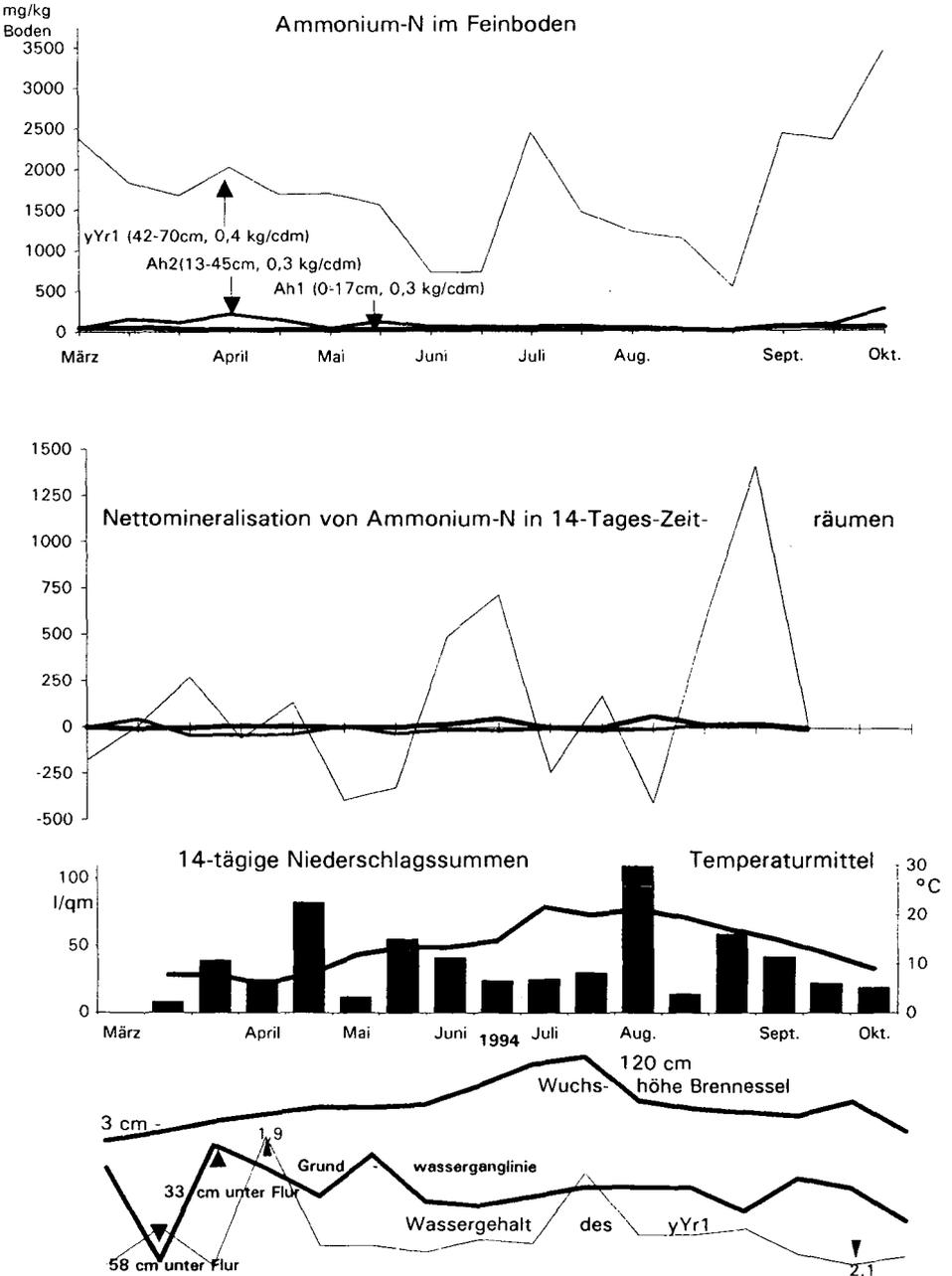


Abb. 2: Stickstoffdynamik am Standort Klärschlamm-lager und ergänzende Erhebungen

August, bzw. die nachfolgende intensive Auswaschung, können für das rasche Absinken des Augustpeaks verantwortlich gemacht werden. Die Kurven zeigen über die drei Tiefen jeweils vergleichbare Trends, eine Ausnahme bildet wiederum der Technosol. Bei dem Weinbergsstandort sind die relativ hohen Werte von Mitte Mai bis Anfang August zu erwähnen. Als Gründe hierfür können Düngung und Beschattung der Rebassenbegrünung genannt werden. Die Beschattung unterbindet einen dem Angebot entsprechenden Entzug durch den Grünlandbestand. Besonders hervorzuheben ist bei dem Parkstandort, daß die Werte des tiefsten beprobten Horizontes immer höher als die des darüberliegenden sind. Inwiefern das direkt oder indirekt mit den hohen Aschegehalten und der niedrigen Dichte in Verbindung steht, bleibt zu erkunden. Die über zwei Termine relativ hohen Nitratwerte im Frühjahr und der steile Anstieg Mitte September können mit dem warmen Innenstadtklima in Verbindung gebracht werden. Entsprechend ist möglicherweise zu den beiden Zeiträumen die Mineralisation auf dem Wolfersberg durch niedrige Temperaturen gehemmt, da dieser Standort nicht in unmittelbarer Nähe von wärmespeichernder Bebauung liegt. Die Nitratwerte im Klärschlammager sind gegenüber den anderen Standorten um ein Vielfaches erhöht. Zu beachten ist, daß die Maximalwerte der Skalen der Schaubilder, die Ergebnisse für den Technosol darstellen, vielfach höher sind als die der anderen Standorten. Gehalte in vergleichbaren Größenordnungen wurden nur in entwässerten Niedermoorböden gemessen. Mit keinem natürlichen Boden vergleichbar sind die Ammonium-Stickstoffgehalte des Technosols, weder was die aktuellen Werte betrifft, noch die 14-tägigen Nettomineralisationsraten. Die Peaks der verschiedenen Horizonte entsprechen hier nur vereinzelt den Peaks der beiden anderen Horizonte des Profils. Der Verlauf der aktuellen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte im Oberboden am Klärschlammstandort ist am ehesten mit dem Verlauf des Pflanzenwachstums in Verbindung zu bringen (Abb. 2). Peaks treten dann auf, wenn das Pflanzenwachstum gering ist. Der Verlauf im Ah2 entspricht am ehesten dem umgekehrten Verlauf der Grundwasserganglinie. Wenn die gemittelten Temperaturen über 10°C liegen, steht der Verlauf von $\text{NH}_4\text{-N}$ im reduzierten Horizont (42-70cm) relativ gut mit dessen Wassergehalten im Einklang. Am höchsten sind in diesem Horizont die Ammoniumgehalte in Zeiträumen mit niedrigen Temperaturen. Es ist also deutlich zu ersehen, daß das Pflanzenwachstum keinen wesentlichen Einfluß auf die Unterbodenhorizonte des Bodens aus Klärschlamm hat. Die überaus hohen Ammoniumgehalte im Reduktionshorizont sind vielleicht mit dem hohen Anteil an kurzkettingen stickstoffhaltigen Verbindungen wie Harnsäure und Aminosäuren in Verbindung zu bringen. Den hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Nettomineralisationsraten gehen jeweils hohe aktuelle Ammoniumgehalte voraus. Dies trifft auch für die NO_3 -Mineralisierung im Oberboden (nicht dargestellt) zu. Im yYr1 (42-70 cm) wird allerdings zu keinem Zeitpunkt eine positive Mineralisierungsrate bestimmt, dennoch treten im Sommer mehrfach Nitratkonzentrationen bis zu 20 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ in diesem Horizont auf. Diese Peaks sind zeitgleich mit einer geringen Abnahme der Wassergehalte, obwohl der Grundwasserstand im betreffenden Zeitraum nie unter 42 cm unter Flur fiel. Mit diesen spezifischen Phänomenen ist angedeutet, daß an diesem Standort Prozesse ablaufen, die unter natürlichen Bedingungen geringe Relevanz haben.

Bei gemeinsamer Betrachtung des Stickstoffhaushalts der vorgestellten Stadtböden wird erkennbar, daß sie eine vom Stickstoffhaushalt natürlicher Böden abweichende Dynamik haben. Diese hat zum Teil eine außerordentlich hohe Umweltrelevanz.

Spatial variability of soil properties in central great Poland lowland

von

Marcinek, J. und J. Komisarek

1. INTRODUCTION

On post glacial areas of Great Poland Lowland can be observed a high complex variability of soil cover. This variability is connected primarily with significant differences of post glacial soil parent material and hydrological conditions. Uneven recession of continental ice-sheets from these areas accompanied by water erosion resulted in substantial vertical and horizontal variability of many properties of the soil cover (Marcinek and Wiślariska, 1984; Marcinek and Komisarek 1991). For this reason, transfer of results of point investigations onto soil mapping units determined in the soil-survey studies is both very difficult and inaccurate. Therefore, in such conditions, it is necessary to apply geostatistical methods which will allow both to extrapolate and interpolate the results of point investigations.

This paper presents results of studies on spatial variability of the soil dry bulk density, clay and organic carbon content in humose horizon (Ap) as well as on the depth to carbonate and C horizon (parental material) deposition in soils developed from ground moraine boulder loams of the Baltic (Würm) glaciation of the Leszno phase.

2. MATERIAL AND METHODS

Investigations were carried out on the area of the entire Great Poland region. The results presented in this paper refer to about 20 ha of sample area situated on the Kościan Plain (Fig. 1). This area is elevated from 78 - 82 m above sea level (Fig. 2). Seventy samples were collected from test spots located in equilateral grid. Soil dry bulk density was determined in 100 cm³ volume cores in each point at the depth of 3 - 8 cm and 20 - 25 cm in 4 replicates. Organic carbon was determined by Walkley - Black method. The analysis of spatial variability was performed by means of geostatistical methods (Burgess and Webster, 1980, Trangmar et al., 1985).

3. RESULTS AND DISCUSSION

Figure 3 presents the detailed soil map of the sample area. It can be seen that soils are distributed according to drainage soil catena, typical for the discussed region. Well drained Udalfs formed on ground moraine upper slopes, while at the lower portion of slopes imperfectly and poorly drained Endoaquolls developed.

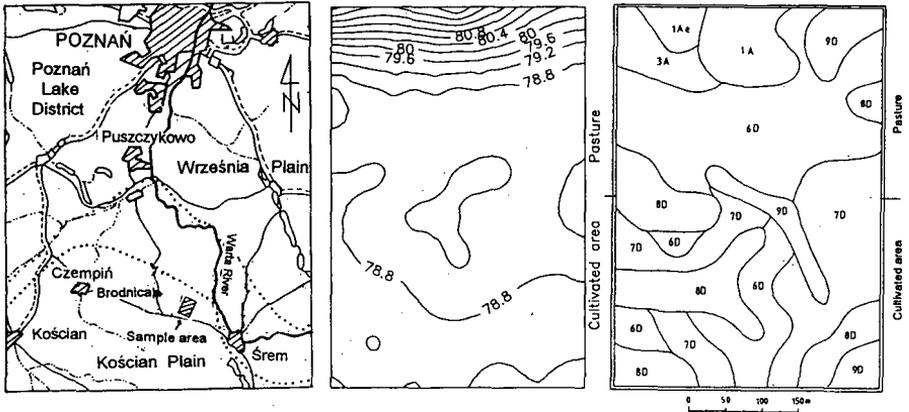


Fig. 1. Location of the sample area. Fig. 2. Topographical contour map. Fig. 3. Detailed soil map of the sample area
 Legend to Fig. 3: 1A - Typic Hapludalfs; 1Ae - i.d. eroded; 3A - Typic Agrudalfs; 6D - Typic Endoaquolls (imperfectly drained); 7D - Typic Endoaquolls (well drained); 8 D - Typic Argiaquolls; 9 D - Cumulic Endoaquolls.

Table 1 presents mean values of samples of measured soil characteristics, standard deviations and matching parameters of semivariogram models.

Tabele 1. Mean, standard deviation and semivariogram paremeters

Soil property	Mean	Standard deviation	Nugget variance	Sill	Range [m]	Model
ρ_b (3-8 cm), [kg · m ⁻³] ^{*)}	1631±16	56.5	974	2120	155	Sferical
ρ_b (20-25 cm), [kg · m ⁻³] ^{*)}	1682±11.2	39.8	1180	440	125	Sferical
Clay [g kg ⁻¹] ^{*)}	102 ± 6.6	28.0	353	409	127	Sferical
Org. C [g · kg ⁻¹] ^{*)}	10.9 ± 0.62	2.63	2.9	4.55	160	Gauss
Depth to C horizon [cm]	73.1 ± 6.2	26.3	100	750	130	Sferical
Depth to CaCO ₃ [cm]	66.8 ± 7.9	33.8	550	600	130	Sferical

*) characteristics refer to the humose horizon, Ap.

In surface horizons (Ochric and Mollic) of the investigated soils a considerable compaction occurs both at the depth of 3 - 8 cm (Fig. 4A) as well as at 20 - 25 cm (Fig. 4B) resulting in their poor porosity. Furthermore, depending on the present land use, there is a significant variability of dry soil bulk density, especially at the depth of 3 - 8 cm. In comparison with cultivated land, pasture was characterized by a statistically higher dry soil bulk density which is quite understandable in view of its frequent grazing.

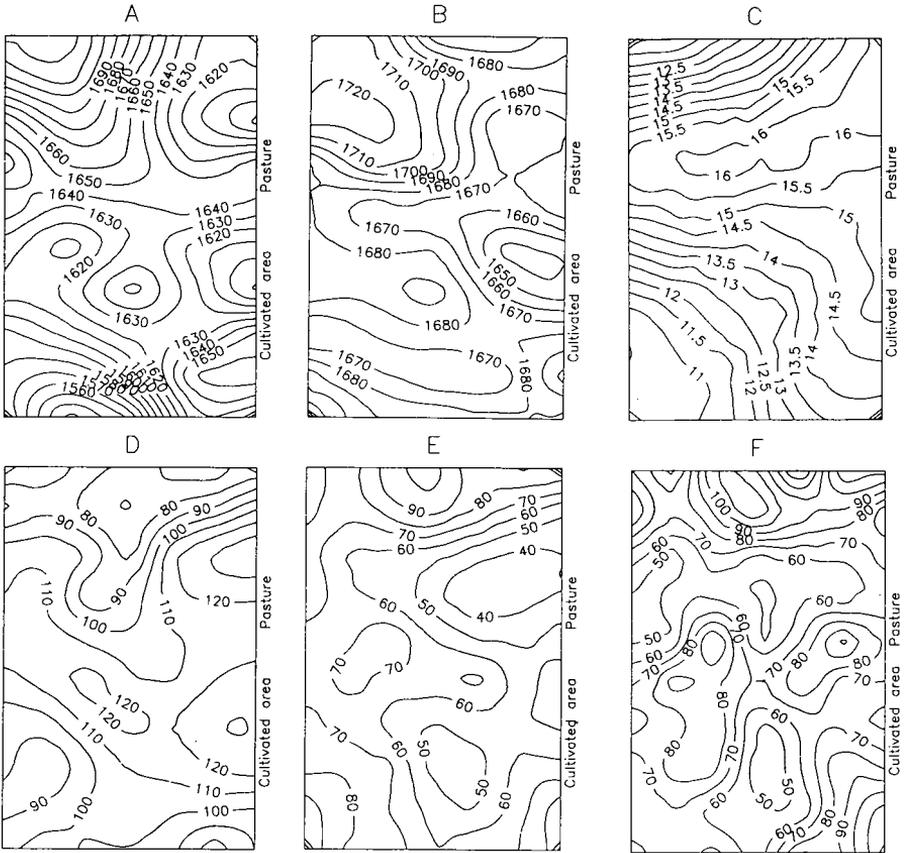


Fig. 4 Kriged distributions in humose horizon Ap of dry bulk density at depth 3 - 8 cm (A), 20 - 25 cm (B), organic carbon content (C) and clay content (D) as well as depth of carbonates (E) and C horizon (F).

Spatial distribution of organic carbon content (Fig. 4C) in the humose horizon is closely connected with the soil drainage conditions. On the well drained upper part undulating ground moraine (northern part of the investigated area) there is a significant decrease in the content of organic carbon in soils. On the other hand, on imperfectly and poorly drained soils, the concentration of organic carbon is the highest (lower part of the slope).

Spatial variability in the content of clay fraction (Fig. 4D), depth of carbonates (Fig. 4E) and C horizon (Fig. 4F) observed on the sample area is the outcome of the sedimentation of parental material overlapping with soil - forming processes, in particular with processes of eluviation and illuviation.

Analyzing the problem of soil spatial variability on the sample area, it can be concluded that, despite significant differentiation of the soil cover, the investigated properties show a significant structure of systematic variability up to the distance of 125 -160 m. Despite the fact that the degree of spatial correlation depends on the scale of investigations, it must be taken under consideration when assessing soil quality from the point of view of their agricultural management and their role in natural environment.

4. REFERENCES

- Burgess T.M., Webster R., 1980: Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I. The semi variogram and punctual kriging. *J. Soil Sci.*, 31: 315-331.
- Marcinek J., Komisarek J. 1991: Organic matter distribution in catena of Wielkopolska Soils. *Rocz. AR Pozn.*, 224: 85-99.
- Marcinek J., Wiślańska A. 1984: Black earth and gray brown podzolic soil associations in ground moraine of Kościan Plain. *Rocz. AR Pozn.*, 149: 65-81.
- Soil Survey Staff, 1992: Key to soil taxonomy. SMSS Technical Monograph No. 19. 5th edition. Pocahontas Press, Inc. Blacksburg, Virginia.
- Trangmar B.B., Yost R.S., Uehara G., 1985: Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Advan. in Agron.*, vol. 38: 45-94.

Vergleichende Untersuchungen an Lockerbraunerden und Braunerden im Bayerischen Wald

von

Mahr, A. und J. Völkel*

1 Einleitung

Der Begriff Lockerbraunerde geht zurück auf SCHÖNHALS (u.a. 1957, 1972), der diesen Bodentyp aus dem Vogelsberg und anderen hessischen Mittelgebirgen beschreibt. Als charakteristische morphologische Eigenschaften nennt Schönhals die leuchtend ockerbraune Farbe und die namensgebende Lockerheit der Bv-Horizonte dieser Böden (SCHÖNHALS 1957). Darüberhinaus zeichnen sie sich durch den sog. greasing-effect aus (u.a. MEYER & SAKR 1970). Auch im Bayerischen Wald sind Lockerbraunerden weitverbreitet. BRUNNACKER kartiert sie flächenhaft auf Blatt Zwiesel (TK 1:25000, Nr. 6945) in Höhenlagen zwischen 800 und 1200 m NN (u.a. BRUNNACKER 1965a, b). Eine ähnliche höhenabhängige Verbreitung stellen ELLING et al. (1987) im Nationalpark Bayerischer Wald und VÖLKELE (u.a. 1993) in der Umgebung von Bayerisch Eisenstein fest. MEYER & SAKR (1970) und SAKR & MEYER (1970) führen die Genese der Lockerbraunerden am Vogelsberg, im Taunus und im Westerwald auf vulkanische Beimengungen (Laacher Bimstuff) bzw. auf den Allophangehalt zurück. Da in den Böden im Bayerischen Wald bislang weder Laacher Bimstuff noch Allophan nachgewiesen werden konnte (u.a. WILKE & BECHER 1980), muß die Entstehung der Lockerbraunerden in diesem Gebiet auf andere Ursachen zurückgehen. BRUNNACKER (u.a. 1965a) vermutet aufgrund der höhenabhängigen Verbreitung klimatische Faktoren. Detaillierte klimatologische Untersuchungen dazu fehlen allerdings. Neue Anhaltspunkte zur Genese der Lockerbraunerden im Bayerischen Wald erwarten die Autoren durch vergleichende laboranalytische Untersuchungen von Lockerbraunerden und anderen Braunerdevarietäten.

2 Material und Methoden

Ausgewählt wurden vier Lockerbraunerdeprofile und sechs Vergleichsprofile (Profilbeschreibungen in MAHR 1993). Die Untersuchungen wurden mit Ausnahme der NaOH-Extraktion und der Röntgendiffraktion, die an der Tonfraktion erfolgten, an lufttrockener Feinerde durchgeführt (Methoden in VÖLKELE et al. 1993 und MAHR 1993). Da wiederholt auf die hohen Eisengehalte der Lockerbraunerden hingewiesen wurde (u.a. BRUNNACKER 1965a, b), lag der methodische Schwerpunkt auf den pedogenen Eisenverbindungen, die mit Hilfe eines sequentiellen Extraktionsverfahrens mit Natriumpyrophosphat, Oxalat und DCB in verschiedene Bindungsformen (metallorganische Verbindungen, amorphe Oxide, kristalline Oxide) fraktioniert wurden.

* Universität Regensburg, Lst. für Physische Geographie, 93053 Regensburg

3 Ergebnisse

Das Ausgangssubstrat der untersuchten Profile bilden mehrschichtige periglaziale Deckschichten, die sich aus Hauptlage, Mittellage und (zum Teil mehrgliedriger) Basislage zusammensetzen. Als Bodenart dominieren lehmiger Sand bis sandiger Lehm, wobei sich in der Korngrößenverteilung der Profile keine gerichteten Unterschiede zwischen Lockerbraunerden und Braunerden ergeben. Alle Profile weisen einen fortgeschrittenen Versauerungsgrad auf: In den Oberböden liegen die $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte zwischen 2,9 bis 3,8, um mit der Tiefe auf Werte über 4 anzusteigen. Die Oberböden befinden sich damit durchweg im Aluminiumpufferbereich, gehen zum Teil aber auch schon in den Eisenpufferbereich über. In den tieferen Profilabschnitten überwiegt den pH-Werten zufolge dagegen noch der Austauschpufferbereich. Eine tendenziell stärkere Versauerung von Lockerbraunerden im Vergleich zu den Braunerden ergibt sich nur, wenn die (stärker versauerten) podsolierten und/oder extrem humosen Profile außer Acht gelassen werden.

Die Lockerbraunerden sind bis in die B-Horizonte hinein sehr humos mit 5 - 7 % C_{org} im Oberboden, unterscheiden sich darin allerdings nicht grundsätzlich von den anderen Profilen. Erheblich mehr organischen Kohlenstoff enthalten dagegen die humose Braunerde und die Podsol-Braunerde, was sich auch auf die Gehalte an pyrophosphatlöslichem Kohlenstoff auswirkt, die bei der Podsol-Braunerde am höchsten liegen. Die anderen Braunerden weisen dagegen im Vergleich zu den Lockerbraunerden niedrigere C_p -Gehalte auf. Obwohl alle Profile bis zu 10 cm mächtige Humusauflagen besitzen (Humusform feinhumusarmer bis feinhumusreicher Typischer Moder), sind die C/N-Verhältnisse mit < 20 verhältnismäßig eng. Die effektive Kationenaustauschkapazität der untersuchten Profile schwankt im Oberboden zwischen 5 und 20 mval/100g Boden und ist vorwiegend an die organische Substanz gebunden. Mit der Tiefe nimmt die KAK (parallel zum Kohlenstoffgehalt) ab. Aufgrund der Versauerung hat Aluminium die anderen Kationen bis in die unteren Deckschichtglieder von den Austauschern verdrängt, was Al-Sättigungen von bis zu 90 % verursacht. Im Oberboden geht die Al-Sättigung aufgrund der Nachlieferung basisch wirkender Kationen durch Mineralisation von organischer Substanz dagegen leicht zurück. Auch mit der Tiefe sinkt die Al-Sättigung geringfügig ab. Die höchsten Al-Sättigungen treten in den Lockerbraunerden, die höchsten Basensättigungen dagegen in den Braunerdeprofilen auf, dazwischen liegt allerdings ein breiter Überschneidungsbereich.

Die NaOH-löslichen Aluminium- und Siliziumgehalte der Tonfraktion variieren sehr stark, wahrscheinlich aufgrund von Unterschieden in der mineralogischen Zusammensetzung der Deckschichtenprofile. In der Tiefenfunktion unterscheiden sich die Profile allerdings kaum. Während Aluminium in der Regel nach unten zunimmt (aufgrund von Verlagerungsprozessen und/oder Gibbsitbeimengungen), weist Silizium häufig ein Doppelmaximum auf. Unterhalb der Oberbodenhorizonte, in denen NaOH-lösliches Silizium angereichert ist, sinken die Gehalte ab, um mit Beginn der Mittellage wiederanzusteigen. Die Si-Anreicherung im Oberboden hängt wahrscheinlich mit der versauerungsbedingten Zerstörung von kristallinen Tonmineralen zusammen, während der Wiederanstieg in der Mittellage eventuell auf das Auftreten von Illit, Kaolinit und Halloysit in den unteren Deckschichtgliedern zurückgeht. Aus den röntgenographischen Untersuchungen der Tonfraktion geht hervor, daß in allen Profilen eine tiefreichende sekundäre Chloritisierung stattgefunden hat, die in den A-Horizonten (in Verbindung mit einer Anreicherung von NaOH-löslichem Silizium) zum Teil bereits von Dechloritisierungserscheinungen abgelöst wird (Völkel 1993).

Deutliche Unterschiede zwischen Lockerbraunerden und Braunerden zeichnen sich bei den pedogenen Eisenverbindungen ab, denn die Lockerbraunerden enthalten in den B-Horizonten gegenüber der Mehrzahl der Braunerden sowohl höhere Gehalte an organisch gebundenem Eisen (Fe_p) als auch an amorphen Eisenoxiden (Fe_o). Einem durchschnittlichen Gehalt von 0,40 % Fe_p in

den Bv-Horizonten der Braunerden (0,11 - 0,67 %) stehen im Mittel 0,95 % Fe_p in den Bfv-Horizonten der Lockerbraunerden gegenüber (0,75 - 1,04 %). Wesentlich signifikanter zeichnen sich die Unterschiede in den Gehalten an amorphen Eisenoxiden ab, da die Bfv-Horizonte der Lockerbraunerden zwischen 1,40 - 1,55 % Fe_o enthalten (im Durchschnitt 1,46 %), während die Braunerden nur 0,27 - 0,91 % Fe_o in den Bv-Horizonten aufweisen (im Durchschnitt 0,60 %). Ausnahmen bilden die Podsol-Braunerde, die höhere Gehalte an Fe_p und gleich hohe Gehalte an Fe_o enthält, sowie zwei Profile, deren bodensystematische Stellung auch morphologisch nicht eindeutig ist und in denen die Fe_o -Gehalte zu niedrig (Lockerbraunerde) oder zu hoch (Braunerde) liegen. Das Fe_o/Fe_d -Verhältnis liegt mit Ausnahme der Podsol-Braunerde und der Profile mit problematischer bodensystematischer Stellung in den B-Horizonten der Lockerbraunerden aufgrund der hohen Fe_o -Gehalte über 1, in denen der Braunerden hingegen unter 1. Keine signifikanten Unterschiede ergeben sich dagegen bei den kristallinen Eisenoxiden (Fe_d). Ein durchgehendes Merkmal der untersuchten Profile sind allerdings die über alle Deckschichtglieder hinweg relativ gleichbleibenden Fe_d -Gehalte, die weder mit rezenter Verbraunung noch mit rezenten Podsolierungsprozessen in Einklang gebracht werden können. Die Gehalte an kristallinen Eisenoxiden werden daher als Substrateigenschaft aufgefaßt, welche die Vorverwitterung der periglazialen Deckschichten belegt. Im Gegensatz zu den kristallinen Eisenoxiden gehen die Gehalte an organisch gebundenem Eisen und an amorphem Eisenoxiden unterhalb der Hauptlage sprunghaft zurück. In den Oberböden finden außerdem Verlagerungsprozesse statt, die sich vorwiegend auf das leichter lösliche Fe_o beschränken. Morphologisch sind die Podsolierungstendenzen aber höchstens an einem geringmächtigen, leicht violettstichigen A(e)h zu erkennen. Unter Umständen verhindert das biotitreiche Ausgangssubstrat der untersuchten Böden aufgrund der hohen Nachlieferungskapazität für Eisen die Ausbildung eines deutlich gebleichten Eluvialhorizontes. Aluminium und Mangan unterliegen im Vergleich zum weniger mobilen Eisen einer erheblichen Tiefenverlagerung und werden in stärkerem Umfang bereits aus der Hauptlage verlagert. Gerichtete Unterschiede zwischen den untersuchten Bodentypen zeichnen sich dabei allerdings nicht ab.

4 Diskussion

Auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungsergebnisse, die deutliche Unterschiede zwischen Lockerbraunerden und Braunerden in den Fe_p - und Fe_o -Gehalten ergeben, ist davon auszugehen, daß neben organisch gebundenem Eisen vor allem amorphe Eisenoxide (Ferrihydrit) für die lockere Lagerung und die leuchtende, fast orangebraune Farbe der Bfv-Horizonte der nichtallophanhaltigen Lockerbraunerden im Bayerischen Wald verantwortlich sind (vgl. MAHR 1993, VÖLKELE 1993). Die hohe Aggregierungskapazität von amorphen Eisenoxiden ist bekannt (vgl. SCHWERTMANN & TAYLOR 1989). Als starke Pigmente (u.a. SCHWERTMANN & TAYLOR 1989) können sie darüberhinaus auch die intensive Farbe der Lockerbraunerden hervorrufen.

Als Ursache für die höheren Eisengehalte kommen unterschiedliche Faktoren oder Prozesse in Frage (vgl. MAHR 1993, VÖLKELE 1993). Unter Umständen verursachten petrographische Inhomogenitäten erhöhte Anteile an lithogenem (primärem) Eisen im Substrat der Lockerbraunerden, was im Laufe der Pedogenese zu entsprechend hohen Gehalten an sekundären Eisenoxiden führte. Daneben könnte auch eine Einarbeitung von eisenoxidreichem Verwitterungsmaterial aus dem Tertiär in das Ausgangssubstrat der Lockerbraunerden für deren Genese verantwortlich sein, denn unter den periglazialen Deckschichten konnte sich regelhaft präquartärer Zersatz (Saprolith) erhalten (VÖLKELE 1993). Im Pleistozän liefen nicht nur während der Interglaziale und Interstadiale Bodenbildungsprozesse ab, sondern selbst unter periglazialen Bedingungen, wobei (u.U.

¹ B-Horizont der Lockerbraunerden nach der neuen Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1995⁴, in Vorbereitung)

eisenoxidreiches) Bodenbildungsmaterial während der Kaltzeiten immer wieder in die Solifluktsdecken eingearbeitet werden konnte. Außerdem könnte auch eine äolische Herkunft der Eisenoxide in Erwägung gezogen werden, indem entweder biotitreicher Löß oder Tonpellets, die durch Eisenoxide verkittet waren (vgl. PYE 1987), in das Substrat der Lockerbraunerden (kryoturbar oder solifluidal) eingemengt wurden. Nicht auszuschließen ist auch die Beteiligung von lateralen Eisenumlagerungen, die zum Beispiel während der Kaltzeiten unter reduzierenden Bedingungen in der Auftauzone abliefen, wohingegen das Ausmaß von rezenten Stoffumlagerungen noch nicht ausreichend untersucht ist. Während der Vorverwitterungsgrad der periglazialen Deckschichten entscheidenden Einfluß auf die Entwicklung der rezenten Böden hatte, ist der holozänen Pedogenese weit weniger Bedeutung beizumessen (Völkel 1993, 1994). Daher ist unwahrscheinlich, daß die Entstehung der Lockerbraunerden mit der Intensität der holozänen Pedogenese zum Beispiel unter dem Einfluß von höhenabhängigen klimatischen Faktoren, wie von BRUNNACKER (1965a, b) vermutet, zusammenhängt. Anzunehmen ist vielmehr, daß das Ausgangssubstrat der Lockerbraunerden bereits bei Einsetzen der holozänen Pedogenese erhöhte Gehalte an sekundären Eisenoxiden enthielt, die charakteristischen Merkmale der Bfv-Horizonte daher vorwiegend *Substrateigenschaften* darstellen.

5 Literatur

- BRUNNACKER, K. (1965a): Die Lockerbraunerde im Bayerischen Wald. - Geol. Bl. NO-Bayern, 15: 65-76.
- BRUNNACKER, K. (1965b): Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1:25000 Blatt Nr. 6945 Zwiesel. - Bayer. Geol. LA, 109 S.
- ELLING, W., E. BAUER, G. KLEMM & H. KOCH (1987): Klima und Böden. Waldstandorte. - Nationalpark Bayerischer Wald I, 254 S.
- MAHR, A. (1993): Bodenchemische und bodengenetische Charakterisierung von Lockerbraunerden im Inneren Bayerischen Wald. - Diplomarbeit am Inst. f. Geographie, Universität Regensburg, 170 S.
- MEYER, B. & R. SAKR (1970a): Menge, Sitz und Verteilung der extrahierbaren Fe-, Al-, SiO₂- und Humus-Anteile und ihr Einfluß auf die Austausch-Eigenschaften von typischen sauren Lockerbraunerden. - Göttinger Bodenkdl. Ber., 14: 49-83.
- PYE, K. (1987): Aeolian dust and dust deposits. - London, 334 S.
- SAKR, R. & B. MEYER (1970): Mineral-Verwitterung und -Umwandlung in typischen sauren Lockerbraunerden in einigen Mittelgebirgen Hessens. - Göttinger Bodenkdl. Ber., 14: 1-47.
- SCHÖNHALS, E. (1957a): Spätglaziale äolische Ablagerungen in einigen Mittelgebirgen Hessens. - Eiszeitalter und Gegenwart, 8: 5-17.
- SCHÖNHALS, E. (1972): Die bodenkundliche und standortkundliche Bedeutung der geologischen Vorgänge während des Spätglazials. - Vortr. Tag. Arbeitsgem. Forstl. Vegetationskde, 3. Folge: 33-49.
- SCHWERTMANN, U. & R.M. TAYLOR (1989): Iron Oxides. - DIXON, J.B. & S.B. WEED (Hrsg.): Minerals in Soil Environments. - SSSA Book Series 1, Madison, Wisconsin, USA: 379- 438.
- VÖLKELE, J. (1993): Periglaziale Deckschichten und Böden im Bayerischen Wald und seinen Randgebieten als geogene Grundlagen landschaftsökologischer Forschung im Bereich naturnaher Waldstandorte. - Habilitationsschrift Univ. Regensburg, 243 S., in *Druck als: Z. Geomorph., Suppl.-Bd. 96, 1995.*
- Völkel, J. (1994): Zur Frage der Merkmalcharakteristik und Gliederung periglazialer Deckschichten am Beispiel des Bayerischen Waldes. - PGM, 138: 207-217.
- VÖLKELE, J., M. EIBERWEISER, A. MAHR & H.-P. NILLER (1992): Bodenkundlich-sedimentologische Labormethoden im Rahmen der Arbeitsgruppe "Landschafts-ökologische Forschung im Bayerischen Wald und seinen Randgebieten". - Geogr. Inst. Univ. Regensburg, 32 S.
- WILKE, B.-M. & H.H. BECHER (1980): Über die "Lockerheit" von Braunerden aus Granitzersatz im Bayerischen Wald. - Z. Pflanzenernähr., Bodenkd., 143: 546-552.

Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Änderungen und Änderungsvorschläge für die Neubearbeitung - Auenböden und Gleye

von

Milbert, G.*

Auenböden

Die Klasse der Auenböden ist gestrafft worden; sie verfügt nur noch über 5 statt über 12 Bodentypen.

Die **Rambla** (Auenlockersyrosem) wird in Zukunft nicht mehr nach silikatischem oder carbonatischem Ausgangsgestein in die Subtypen Typische Rambla und Kalkrambla unterteilt. Die Borowina war bisher ein eigenständiger Bodentyp für rendzinaartige Böden aus carbonatreichen (> 75% Carbonat) jungen Flußsedimenten in Auenlage. Solche Böden werden mit Böden aus carbonathaltigem jungem Flußsediment (2-75% Carbonat) zur **Kalkpaternia** (Auenpararendzina) zusammengefaßt. Auenpararendzinen mit Humusgehalten > 8% im A-Horizont werden zukünftig als **Borowina** bezeichnet und als Varietät der Kalkpaternia eingestuft.

Sobald die Auenböden mit A/C-Profil sich pedogenetisch weiter entwickelt haben und zusätzliche terrestrische Horizontdifferenzierungen zeigen, werden sie in Zukunft als Varietäten zu den entsprechenden terrestrischen Böden gestellt. Ist das Profil des Auenbodens durch gleytypische Grundwasserschwankungen überprägt, gehören die entsprechenden Auenböden als Abweichungssubtypen zu den Gleyen. So wird die Auenparabraunerde zur Varietät der Parabraunerde und der Auengley zum Abweichungssubtyp des Gleyes. Die Bodentypen Allochthoner Brauner Auenboden und Autochthoner Brauner Auenboden werden zum Bodentyp **Vega** zusammengefaßt.

Gleye

Die Klasse der Gleye hat ebenfalls eine systematische Überarbeitung erfahren. Von den bisher 6 Bodentypen sind 4 erhalten geblieben. Die bisherigen Bodentypen Hanggleye und Quellgleye sind nun Abweichungssubtypen der Gleye, Naßgleye und Anmoorgleye. Die bisherigen Abweichungssubtypen und Übergangssubtypen der Hanggleye und Quellgleye werden entsprechend als Varietäten eingestuft.

Der Abweichungssubtyp **Bleichgley** ist neu eingeführt worden. Bleichgleye (Ah/Gw/Gr-Profil) entwickeln sich in grundwassererfüllten eisenarmen bis eisenfreien 'nicht zeichnenden' Substraten. Die Übergangssubtypen Tschernosem-Gley, Fahlerde-Gley, Kolluvisol-Gley und Vega-Gley fehlten bisher ebenfalls.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Postfach 1080, 47710 Krefeld

Neben den Abweichungssubtypen Niedermoorgley und Hochmoorgley hat der Bodentyp Moorgley die Abweichungssubtypen **Hang-Moorgley** und **Quellen-Moorgley** erhalten. Damit ist eine eindeutige Kennzeichnung von vernässten Hang- und Quellenstandorten mit geringmächtigen Torfauflagen möglich.

Die Auflistung möglicher Varietäten und Subvarietäten kann hier nicht vollständig sein. Neu ist die Einführung einer humusreichen Varietät für Auenböden und Gleye ebenso wie für Terrestrische Böden. Humusreiche Varietäten besitzen Ah-Horizonte mit >8 Masse-% Humus und Ah-Mächtigkeiten unter 4 dm. Der Humusgley als Abweichungssubtyp des Gleyes weist dagegen eine erhöhte Humosität mit Ah-Merkmalen > 4 dm auf (Ah/Ah-Go/Gr-Profil). Repräsentieren die Horizontmerkmale nicht mehr den aktuellen Grundwasserstand können Gleye, Naßgleye, Anmoorgleye und Moorgleye auf dem Niveau der Varietät als **reliktisch** bezeichnet werden (z.B. Ah/rGo/rGr-Profil). Quantitative Merkmale wie Grundwasserstände, Grad der Podsoligkeit, Bodenreaktion, Mächtigkeit von Ausfällungen oder die Ausprägung und Anzahl von Fleckungen im Go-Horizont werden in den entsprechenden Subvarietäten zum Ausdruck gebracht.

Horizontbezeichnungen

Die Horizontbezeichnungen für Auenböden und Gleye erlauben in Zukunft eine eindeutigere Zuordnung. Während bei G-Horizonten bisher lediglich 'a' für 'Auenlage' und 'z' für 'salziges Substrat' vor das Horizont-Hauptsymbol gestellt werden konnten, sind jetzt zusätzlich die vorangestellten Kleinbuchstaben 'b' (brackisch), 'e' (mergelig), 'j' (anthropogen umgelagertes Substrat), 'm' (marin), 'o' (durch sedimentäre organische Substanz geprägt), 'p' (perimarin), 's' (hangwasserbeeinflusst) und 'y' (anthropogenes künstliches Substrat) möglich. Damit wird eine eindeutige Kennzeichnung z.B. von Humusgleyen, Auengleyen oder Kalkgleyen mit einem spezifischen 'diagnostischen' Horizont erreicht.

Wie bei allen Änderungen erscheinen diese Neuerungen im ersten Augenblick überzogen und nicht erforderlich. Sie sind erst einmal gewöhnungsbedürftig. Insgesamt sind die Klasse der Auenböden und die Klasse der Gleye jedoch übersichtlicher und konsequenter geworden. Ob die damit erreichte zusätzliche Substrat-Kennzeichnung, z.B. von Humusgleyen, Auengleyen oder Kalkgleyen zur Varietät führt oder in die Substratebene gehört, ist noch in der Diskussion.

Die anschließende tabellarische Darstellung ermöglicht eine Übersicht der wichtigsten Änderungen auf einen Blick (Bodentypen = Fettdruck, Subtypen = eingerückt, Varietäten = kursiv, KA 4 = Entwurf der Bodenkundlichen Kartieranleitung 4. Auflage).

bisherige Gliederung	neue Gliederung nach KA 4	Bemerkungen
Klasse der Auenböden		
Rambra Typische Rambra Kalkrambra	Rambra -- --	keine Unterteilung nach silikatischen und carbonatischen Ausgangsgesteinen
Paternia Typische Paternia -- Braune Paternia Rambra Paternia	Paternia (Norm-)Paternia Gley-Paternia	(Auenregosol)
Kalkpaternia -- --	Kalkpaternia (Norm-)Kalkpaternia Gley-Kalkpaternia <i>Borowina</i>	Auenpararendzina und -rendzina humusreiche Auenpararendzina
Borowina	--	entfällt als Bodentyp
Tschernitza	Tschernitza	
Auenbraunerde	--	Varietäten
Auenparabraunerde	--	der entsprechenden
Auenpseudogley	--	terrestrischen
Auenpelosol	--	Subtypen
Auengley	--	Subtyp des Gleyes
Allochthoner und Authochtoner Brauner Auenboden	Vega (Norm-)Vega Gley-Vega	zu einem Bodentyp zusammengefaßt
Klasse der Gleye		
Gley Typischer Gley Oxigley Eisenreicher Gley -- Gley mit stark schwankendem Grundw. Kalkhaltiger Gley Kalkgley	Gley (Norm-)Gley Oxigley <i>Hangoxigley</i> <i>Quellenoxigley</i> Brauneisengley Bleichgley <i>Hang-Bleichgley</i> <i>Regosol-Bleichgley</i> Wechselgley <i>Hang-Wechselgley</i> -- Kalkgley <i>Hang-Kalkgley</i> <i>Quellen-Kalkgley</i>	Varietäten des Oxigleyes 'eisenfreier' Gw-Horizont Varietät des Gleyes Varietäten des Kalkgleyes
Humusgley	Humusgley <i>Humusreicher Humusgl.</i> <i>Hang-Humusgley</i>	Varietät mit humusrei. Ah

bisherige Gliederung	neue Gliederung nach KA 4	Bemerkungen
-- -- -- Rendzina-Gley Regosol-Gley -- Pelosol-Gley Braunerde-Gley Parabraunerde-Gley -- Podsol-Gley Pseudogley-Gley Plaggensch-Gley --	Auengley Hanggley <i>Braunerde-Hanggley</i> Quellengley Rendzina-Gley Regosol-Gley Tschernosem-Gley Pelosol-Gley Braunerde-Gley Parabraunerde-Gley Fahlerde-Gley Posol-Gley Pseudogley-Gley Kolluvisol-Gley Vega-Gley	Gley in Auenlage Varietät des Hanggleyes
Naßgley Typischer Naßgley Kalkhaltiger Naßgley Pelosol-Naßgley	Naßgley (Norm-)Naßgley <i>Hang-Naßgley</i> -- --	
Anmoorgley Typischer Anmoorgley Kalkhaltiger Anmoorgley Kalkanmoorgley Pelosol-Anmoorgley	Anmoorgley (Norm-)Anmoorgley -- Kalkanmoorgley <i>Quellen-Kalkanmoorgl.</i> Hang-Anmoorgley Quellen-Anmoorgley --	weitere Varietäten und Subvarietäten wie bei den Gleyen
Moorgley Niedermoorgley Hochmoorgley -- --	Moorgley Niedermoorgley Hochmoorgley Hang-Moorgley Quellen-Moorgley	
Hanggley temporärer Hanggley Oxihanggley Kalkhaltiger Hanggley Kalksinterhanggley Braunerde-Hanggley Naßhanggley Anmoorhanggley Moorhanggley	--	Subtyp des Gleyes Varietäten und Subvarietäten des Hanggleyes " Subtyp des Naßgleyes Subtyp des Anmoorgleyes. Subtyp des Moorgleyes
Quellengley Typischer Quellengley Oxiquellengley Kalkhaltiger Quellengley Kalkquellengley Rendzina-Quellengley	--	Subtyp des Gleyes Varietäten des Quellengleyes

Erarbeitung einer Karte der pflanzennutzbaren Feldkapazität für die neuen Bundesländer

von

Müller, J.* , P. Jörn* und J. Thiere**

Zusammenfassung: Zur Begründung naturgegebener Ertragsunterschiede in der Landwirtschaft wird eine Karte des maximalen produktiven Bodenwasservorrats der oberen 2-Meter-Schicht für das Territorium der 5 Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen vorgestellt. Die Bestimmung der auf die landwirtschaftliche Nutzfläche bezogenen Kreismittelwerte der bodenhydrologischen Parameter Feldkapazität und Welkepunkt erfolgte unter Berücksichtigung der eine Reihe von Standorteigenschaften aggregierenden Substratflächentypen. Für den Zusammenhang zwischen Ackerzahl und dem maximalen produktiven Bodenwasservorrat wurde ein tetrachorischer Korrelationskoeffizient von 0,87 ermittelt.

1. Einleitung

An der Erdoberfläche und in den unteren Schichten der Atmosphäre ablaufende dynamische und energetische Prozesse gewinnen in Verbindung mit den sich im Erdreich vollziehenden bodenphysikalischen und bodenbiologischen Vorgängen sowie den physiologischen Reaktionen der Pflanzen eine immer größere Bedeutung im Hinblick auf die Erhaltung und Wiederherstellung (Sanierung) langfristig funktionsfähiger Lebensräume. Aus diesem Grunde werden Untersuchungen in bezug auf die Wasserbereitstellung sowie den Wasserbedarf und die Wasserabgabe landwirtschaftlicher Kulturpflanzenbestände an die Atmosphäre zur Bewertung von Agrarökosystemen, aber auch für die Steuerung der Ertragsbildung unter Berücksichtigung des Ertragspotentials und zur standortspezifischen Kennzeichnung (Boden) in zunehmendem Maße erforderlich. So haben Angaben zum höchstmöglichen pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat für effektive Planungs- und Leitungsentscheidungen insbesondere unter dem Gesichtspunkt einer ökologischen Landnutzung und Agrarraumgestaltung einen großen Wert. Nicht nur die Berechnung der Verdunstung über landwirtschaftlichen Produktionsgebieten, sondern auch das Studium komplexer Wechselwirkungen zwischen dem Wasserhaushalt des Bodens und den Bodenorganismen unter dem Aspekt der Pflanzenproduktion (MÜLLER jun. u. MÜLLER 1978) und die Abschätzung des Einflusses der Witterung auf Qualität, Quantität und den zeitlichen Verlauf bodenbiologischer Prozesse (MÜLLER jun. u. HICKISCH 1982) erfordern eine möglichst genaue Kenntnis der Bodenparameter Feldkapazität und Welkepunkt. Ausgehend von diesen Gesichtspunkten soll eine Methode zur Bestimmung von Arealmittelwerten der Feldkapazität und des Welkepunktes des Bodens sowie einige der bei der Nutzung dieses Verfahrens zur Charakterisierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Kreise Mecklenburg-Vorpommerns, Brandenburgs, Sachsen-Anhalts, Thüringens und Sachsens erhaltenen umfangreichen Ergebnisse vorgestellt werden.

2. Material und Methodik

Der Bestimmung von Kreismittelwerten der Feldkapazität und des Welkepunktes für die 5 neuen Bundesländer lagen von LIEBEROTH (1985) freundlicherweise zur Verfügung gestellte Angaben dieser Bodenparameter für die Substrate LÖB, lehmiger Ton, Lehm, sandiger Lehm, lehmiger Sand, Sand, Torf, Mulde und Gestein zugrunde (siehe Tab. 1). Zur Ermittlung der auf die landwirtschaftliche Nutzfläche bezogenen Kreismittel waren folgende Arbeitsschritte notwendig (siehe auch MÜLLER 1987): a) Berechnung der mittleren Feldkapazität und des mittleren Welkepunktes für die vorkommenden Substrattypen auf der Grundlage der Schichtenabfolge der Substrate bis 200 cm Tiefe, b) Berechnung

Tabelle 1: Feldkapazität (FK) und Welkepunkt (WP) der verschiedenen Substrate in Volumenprozent

Substrat	FK	WP
Löß	32	14
lehmgiger Ton	45	32
Lehm	25	15
sandiger Lehm	23	10
lehmgiger Sand	20	6
Sand	10	2
Torf	70	20
Mudde	70	20
Gestein	15	5

der mittleren Feldkapazität und des mittleren Welkepunktes für sämtliche 99 in den 5 neuen Bundesländern vorkommenden Substratflächentypen auf der Grundlage der mittleren flächenmäßigen Anteile der Substrattypen nach LIEBEROTH et al. (1983) sowie c) Berechnung der mittleren Feldkapazität und des mittleren Welkepunktes für die landwirtschaftliche Nutzfläche der Kreise auf der Basis der Anteile der Substratflächentypen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Bei der Bestimmung der mittleren Werte für Feldkapazität und Welkepunkt der Sub-

strattypen wurde von den Schichtenabfolgen der Substrate ausgegangen. Hierfür seien in Tabelle 2 nachfolgend einige Beispiele angeführt:

Tabelle 2: Schichtenabfolge bei verschiedenen Substrattypen

Substrattyp	Schichtenabfolge der Substrate
Deckauenlehm	60 cm Lehm / 140 cm Sand
Auenton	100 cm lehmiger Ton / 100 cm Lehm
Lößtieflehm	50 cm Löß / 100 cm sandiger Lehm / 50 cm lehmiger Sand
Bergsubstrat	100 cm sandiger Lehm / 100 cm Gestein

Bei der Kalkulation der mittleren Feldkapazität und des mittleren Welkepunktes der für die 5 neuen Bundesländer definierten Substratflächentypen wurde davon ausgegangen, daß die meisten Substratflächentypen nach Anteilen gewichtete Kombinationen von 2 bis 4 Substrattypen (siehe auch THIERS und SCHMIDT 1979) darstellen. Die erforderlichen Angaben zu den Anteilen der Substrattypen wurden der von LIEBEROTH et al. (1983) erarbeiteten Auswertungsrichtlinie MMK entnommen und sollen in Anbetracht ihres Umfanges an dieser Stelle nicht gesondert wiedergespiegelt werden. Aus dem Datenspeicher "Boden" des Bereiches Bodenkunde/Fernerkundung Eberswalde des ehemaligen Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg konnten die für die Berechnung der Kreismittel der Kardinalwerte notwendigen Flächenanteile der unterschiedlichen Substratflächentypen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der einzelnen Kreise der 5 neuen Bundesländer zur Verfügung gestellt werden. Dabei wurde von der früheren Kreiseinteilung der DDR ausgegangen. Die in die Untersuchungen einbezogenen Ackerwertzahlen konnten der Karte Nr. 2.1.1. "Bodenarten" des unter Leitung von MEUER und ROUBITSCHKE (1971) erarbeiteten Planungsatlasses "Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft DDR" entnommen werden.

3. Ergebnisse

Für die in Tabelle 2 angeführten Substrattypen ergaben sich für die Schicht 0 bis 200 cm die aus Tabelle 3 ersichtlichen Kardinalwerte in Volumenprozent:

Tabelle 3: Kardinalwerte verschiedener Substrattypen

Substrattyp	FK	WP	nFK
Deckauenlehm	14,5	5,9	8,6
Auenton	35,0	23,5	11,5
Lößtieflehm	24,5	10,0	14,5
Bergsubstrat	19,0	7,5	11,5

(nFK = nutzbare Feldkapazität)

Tabelle 4 präsentiert für 4 der 99 Substratflächentypen die Kardinalwerte für die Schicht 0 bis 200 cm in Volumenprozent:

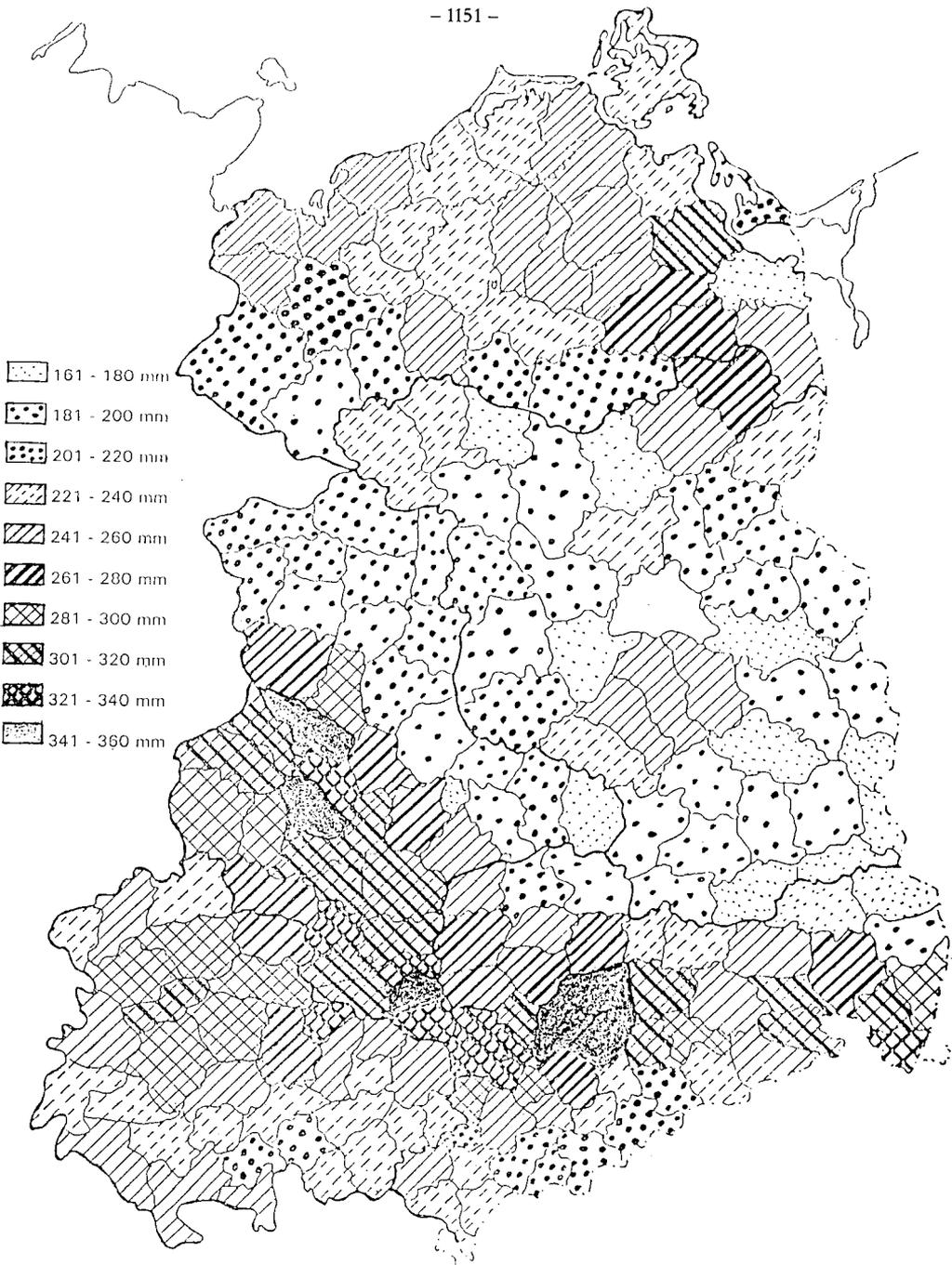


Abb. 1:

Die pflanzennutzbare Feldkapazität der Bodenschicht 0 ... 200 cm auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Osten Deutschlands

Tabelle 4: Kardinalwerte für verschiedene Substratflächentypen

Substratflächentyp	FK	WP	nFK
Sandbedeckter Torf	57,4	16,2	41,2
Sandlößtieflerhm	22,3	9,0	13,3
Lößkerf	42,4	28,4	14,0
Bergton	44,1	30,7	13,4

Im Ergebnis des im Vorabschnitt angeführten dritten Arbeitsschrittes wurde dann eine Karte zur pflanzennutzbaren Feldkapazität der Bodenschicht 0 bis 200 cm auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Osten Deutschlands (Abb. 1) erstellt.

Die Abbildung 2 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Ackerzahl und nutzbarer Feldkapazität. Die Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Ackerzahl und der nutzbaren Feldkapazität ergab auf der Grundlage des bei TAUBENHEIM (1969) beschriebenen Vierfeldertests einen tetrachorischen Korrelationskoeffizienten von 0,87.

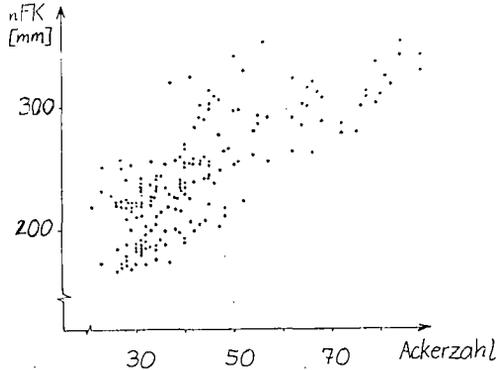


Abb. 2: Darstellung der Korrelation von Ackerzahl und nutzbarer Feldkapazität

Literatur

LIEBEROTH, I.: Persönliche Mitteilung 1985
 LIEBEROTH, I.; DUNKELGOD, P.; GUNIA, W u. THIÈRE, J.: Auswertungsrichtlinie MMK, Stand 1983. AdL der DDR, FZB Müncheberg, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung Eberswalde, Eberswalde-Finow 1983, 55 S.
 MEUER, A. u. ROUBITSCHER, W.: Planungsatlas Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft DDR, Karte Nr. 2.1.1 "Bodenarten" (Redaktion: C. Clauß, H. Naumann), Herausgeber: Rat für landwirtschaftliche Produktion und Nahrungsgüterwirtschaft der DDR, 1968.
 MÜLLER, G. jun. u. HICKISCH, B.: Einfluß von Witterung und Kulturpflanzenbestand auf bodenbiologische Leistungen. 1. Mitt.: Versuchsprogramm und erste Ergebnisse der Prüffaktoren CO₂-Dynamik und Mikrobenbesiedlung. Zbl. Mikrobiol. 137 (1982), S. 541-549
 MÜLLER, G. jun. u. MÜLLER, G.: Wechselwirkung zwischen Wasserhaushalt des Bodens und Bodenorganismen im Hinblick auf bewässerte Pflanzenproduktion. Wiss. Z. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Math.-naturwiss. Reihe, Halle-Wittenberg XXVII (1978) 4, S. 5-13
 MÜLLER, J.: Verdunstung landwirtschaftlicher Produktionsgebiete in ausgewählten Vegetationsabschnitten und deren statistische, modellmäßige und kulturbezogene Bewertung. Diss. A, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1987
 TAUBENHEIM, J.: Statistische Auswertung geophysikalischer und meteorologischer Daten. Akademische Verlagsgesellschaft. Geest & Portig K.-G., Leipzig 1969, 386 S.
 THIÈRE, J. u. SCHMIDT, R.: Kriterien von Flächentypen bei der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 23 (1978) 9, S. 529-537

Anschriften der Autoren:

- * Dr. Jurik Müller, Dipl.-Met. Petra Jörn, Deutscher Wetterdienst, Agrarmeteorologische Beratungs- und Forschungsstelle Halle, Am Donnerberg 12, 06120 Halle (S.)
- ** Dr. sc. agr. Jürgen Thièrè, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsfor-schung e.V. Müncheberg, Institut für Bodenforschung, Dr.-Zinn-Weg 9, 16225 Eberswalde

Automatische Reliefanalyse zur Ableitung räumlicher Bodeninformation aus der Bodenübersichtskarte

von

Murschel, B. und K.-H. Liebemann¹

1. Zusammenfassung

Kann aus der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1: 200000 eine flächenscharfe Ableitung von Bodentypen mit Hilfe einer EDV-gestützten Reliefanalyse erreicht werden? Um diese Frage zu beantworten, wurde für ein Untersuchungsgebiet in Süddeutschland das Reliefanalysemodell SARA zur Berechnung von Reliefparametern eingesetzt. Sowohl die Ergebnisse der Reliefanalyse wie auch die Bodenübersichtskarte 1:200000 werden in digitaler Form innerhalb des Geographischen Informationssystems ARC-INFO überlagert und verschnitten. Im weiteren Verfahren werden über Regelbeziehungen den Reliefpositionen bzw.-formen Bodentypen zugeordnet. Die so erzeugte synthetische Bodenkarte wird mit einer durchgeführten Bodenkartierung verglichen. Die Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung im Bereich der Kolluvien, die Unterscheidung zwischen Standorten für Parabraunerden und Pararendzinen anhand der Reliefhöhe zeigt eine geringe Übereinstimmung.

2. Problemstellung

Für bodenkundliche Fragestellungen sind Informationen über die Verteilung der Bodentypen und der dazugehörigen Bodencharakteristiken in der Landschaft notwendig. Die Bodenübersichtskarte 1:200000 (BÜK 200) ist auf abschbare Zeit die einzige Informationsquelle die flächendeckend für Baden-Württemberg vorliegt. Allerdings ist sie dem Maßstab entsprechend stark generalisiert und somit die räumliche Auflösung für viele Aufgaben zu gering. Anhand des Datenteils in der BÜK 200 sind zwar weitere Auswertungen möglich, dies ist aber nur für kleine Flächen zeitnah darstellbar. In diesem Beitrag soll ein methodischer Ansatz vorgestellt werden, die BÜK 200 mit Hilfe von Reliefgrößen im automatisierten Verfahren höher aufzulösen.

3. Ziele

- Durchführung einer Reliefanalyse mit Hilfe eines Softwarepaketes (SARA) und gerasterter Höhenwerte.
- Überlagerung und Verschneidung der Ergebnisse der Reliefanalyse mit der BÜK 200.
- Ableitung von Regeln für das Vorkommen von Böden an Reliefpositionen.
- Bildung einer synthetischen Bodenkarte aus Reliefanalyse, BÜK 200 und Regelwerken.
- Überprüfung der Ergebnisse.

4. Methoden

4.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Lößhügelland des Kraichgaus. Es umfaßt eine Fläche von rund 300 Hektar und ist durch intensive Landwirtschaft geprägt. Dominierende Bodentypen sind Pararendzinen, Parabraunerden und Kolluvien. Die Verbreitung der Bodentypen ist in einer landwirtschaftlich genutzten Lößlandschaft stark reliefabhängig. Für die Bearbeitung der gestellten Aufgaben ist das Untersuchungsgebiet als

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

schwierig einzustufen, da die Reliefabhängigkeit der Bodenverbreitung nicht sehr ausgeprägt ist. Dafür sind für das Gebiet wesentliche Gebietsgrößen bekannt, beispielsweise eine detaillierte Bodenaufnahme.

4.2 Reliefanalyse

Das an der Universität Göttingen entwickelte Programm SARA (System zur Automatischen Reliefanalyse) ermöglicht die Berechnung von Reliefgrößen mit Hilfe digitaler Höhenmodelle. Für das Untersuchungsgebiet sind Digitale Höhenmodelle im 50m-Raster, sowie ein Höhenmodell mit höherer Auflösung, aber unregelmäßiger Verteilung der Höhenwerte vorhanden. Beide Höhenmodelle sind Eingabegrößen in SARA und werden auf 10m-Zellgröße gerastert. Ausgabegrößen des Programms SARA sind klassifizierte morphometrische Reliefparameter wie Hangneigung, Vertikal- und Horizontalwölbung und Exposition. Weiter werden morphographische Größen berechnet, die linien- und flächenhafte Informationen über das Gebiet liefern. Im wesentlichen sind dies Tiefenlinien, Kulminationlinien und Neigungsunstetigkeiten. Flächenhafte Formen gliedern das Gebiet in Scheitel, Senken- und Hangbereiche (Köthe und Lehmeier 1993). Die Berechnungsverfahren innerhalb von SARA können durch Parameterwahl gezielt an die jeweilige Fragestellung angepaßt werden.

4.3 Die Bodenübersichtskarte 1: 200000

In Baden-Württemberg sind außer der BÜK 200 keine Bodeninformationen flächendeckend verfügbar. Die BÜK 200 ist in analoger und in digitaler Form vom Geologischen Landesamt Baden-Württemberg in Freiburg erhältlich. Neben der Flächenbeschreibung enthält die Karte eine umfassende Datenbank, die wichtige Bodenkenngrößen beinhaltet. Die BÜK 200 gibt die Verbreitung der wichtigsten Bodengesellschaften wieder. Eine Bodengesellschaft ist eine flächenspezifische Kartiereinheit und umfaßt mehrere Bodenformgruppen, die durch genetische und stoffliche Beziehungen und die Art ihrer räumlichen Anordnung gekennzeichnet sind. Innerhalb einer Bodenformgruppe können wiederum verschiedene Bodenformen, mit ähnlichen aber nicht identischen Eigenschaften, abgegrenzt werden. Um innerhalb einer Kartiereinheit einzelne Bodenformen räumlich lokalisieren zu können, sind Informationen über die Häufigkeit und die Geländepositionen der Bodentypen im Datenteil aufgeführt. Die Anwendung der BÜK ist insbesondere bei regionalen Fragestellungen zu sehen. Für Detailplanungen sind Bodenkarten im Maßstab 1:25000 (BK 25) für einige Gebiete erhältlich. Für andere Gebiete ist eine Auswertung und höhere Auflösung der BÜK mit Hilfe der EDV möglich.

4.4 Überlagerung und Verschneidung der Reliefanalyse mit der BÜK 200

Sowohl die Ergebnisse der Reliefanalyse als auch die BÜK 200 werden als digitale Karten innerhalb des Geographischen Informationssystems verarbeitet. Durch Überlagerung und Verschneidung der thematischen Grundkarten (Reliefformen und BÜK 200) entsteht eine neue Karte mit allen Polygonen und Informationen der Ausgangskarten. Innerhalb einer Kartiereinheit der BÜK werden die Flächen, die durch die Reliefanalyse als Senkenbereiche ausgewiesen werden, dem Bodentyp Kolluvium zugewiesen. Alle Hangbereiche enthalten, ohne exakte Lokalisierung, die weiteren nach der BÜK 200 vorkommenden Bodentypen Parabraunerden und Pararendzinen. Am Ende dieses Verfahrensschrittes steht eine Bodenkarte mit Informationen über die Lage der Kolluvien und Parabraunerden/Pararendzinen. Um weitere Aussagen über die Verteilung von Pararendzinen und Parabraunerden in den Hangbereichen treffen zu können, werden Informationen aus der BK 25 verarbeitet. Auf gestreckten und konvexen Hängen sind in diesem Gebiet überwiegend Pararendzinen zu finden, während auf konkaven Hängen Parabraunerden mit höherer Wahrscheinlichkeit vorkommen (vgl. BK 25; Blatt Weingarten Kartiereinheit 10). Mit Hilfe der Reliefanalyse können diese Hangformen aus dem Höhenmodell abgeleitet werden und den entsprechenden Bodentypen zugeordnet werden.

4.5 Überprüfung der berechneten Bodenkarte

Um eine Aussage über die Genauigkeit der gebildeten Karte zu erhalten, können verschiedene Informationsquellen heangezogen werden. Die wichtigste Quelle ist eine Bodenaufnahme des Untersuchungsgebietes, die innerhalb des SFB 183 erfolgte (Clemens und Stahr 1994). Folgende Vergleichszahlen werden verwendet:

- Flächensummen der Bodentypen nach der synthetischen Karte
- Flächensummen der Bodentypen nach der Bodenkartierung

- Anteil der richtig ermittelten Bodentypen ²

Eine weitere Überprüfung erfolgt über die (für dieses Gebiet vorliegende) Bodenkarte 1:25000.

5. Ergebnisse und Diskussion

Für die Verschneidung von Relief- und Bodenkarte, sind alle Reliefinformationen der BÜK 200 von Bedeutung. SARA gliedert das Untersuchungsgebiet in Kuppen-, Hang- und Senkenbereiche. Durch die Verschneidung und Überlagerung der Ergebnisse der Reliefanalyse mit der BÜK 200 wird eine synthetische Bodenkarte entworfen. Flächen, die als Senkenbereiche ausgewiesen werden, werden Kolluvien zugeordnet. Alle Hangbereiche enthalten im ersten Schritt alle weiteren nach der BÜK 200 vorkommenden Bodentypen (Abb.1). Im gesamten Untersuchungsgebiet dominieren Pararendzinen. Im westlichen Teil des Gebietes kommen noch Parabraunerden hinzu, während im östlichen Bereich Übergangsformen vorherrschen.

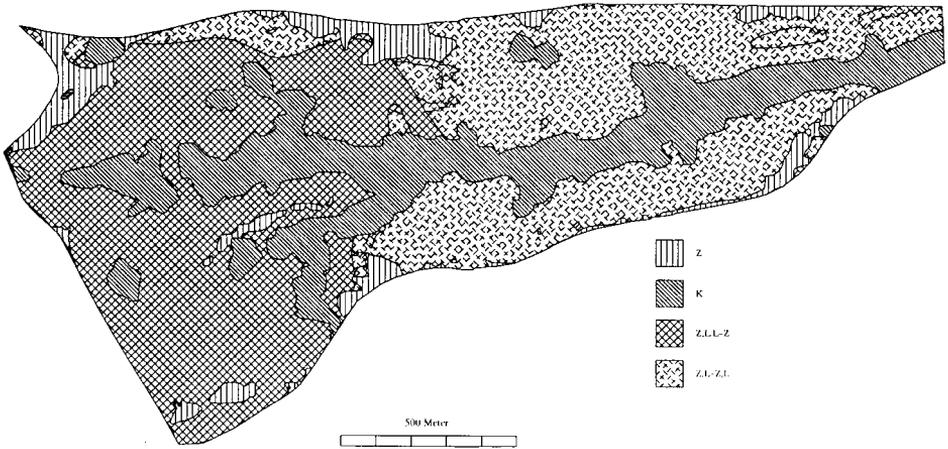


Abbildung 1: Abgeleitete Bodenkarte aus BÜK 200 und Reliefanalyse

Ein Vergleich zwischen den ermittelten Bodenformgruppen und den innerhalb dieser Flächen richtig definierten Bodenformen, daß der Anteil richtig gefundener Bodenformen in den Senkenbereichen (Kolluvien) mit 84% gut ist (Tabelle 1). Die Wiederfindungsrate in den zwei Hangbereichen (Kartiereinheit 38, 39) liegt geringfügig darunter. Beide Bereiche unterscheiden sich nur in der Häufigkeit des Vorkommens einzelner Bodentypen. In Verbindung mit der Tatsache, daß keine flächenscharfe Trennung der Bodentypen in den Hangbereichen erfolgen kann, ist die Aussagekraft allerdings gering.

Tabelle 1: Flächenvergleiche zwischen berechneter Bodenkarte und Kartierung

Bereich	Bodentypen bzw. Bodenformgruppe	Fläche (a) nach Berechnung ha	Innerhalb von (a) vorkommende Fläche laut Kartierung in ha(b)	Quotient aus (b/a)
Senken	Kolluvien	42,3	35,6	0,84
Hangbereich in Kartiereinheit 39 (BÜK)	Z,L,L-Z ³	62,5	46,8	0,75
Hangbereich in Kartiereinheit 38 (BÜK)	Z,L-Z,L	58,7	45,8	0,78

² Quote=Fläche eines Bodentyps in der synthetischen Bodenkarte / Fläche eines Bodentyps nach der Kartierung

³ L Parabraunerde; Z Pararendzina

Um in Hangbereichen flächenscharfe Trennungen der Bodentypen zu erhalten, werden Hangform-Bodentyp-Beziehungen verwendet. Aus der BK 25 kann (für diese Kartiereinheiten) entnommen werden, daß an gestreckten und konvexen Hängen überwiegend Pararendzinen und an konkaven Hängen überwiegend Parabraunerden vorkommen. Abbildung 2 zeigt die mit Hilfe dieser Regel abgeleitete Bodenkarte.

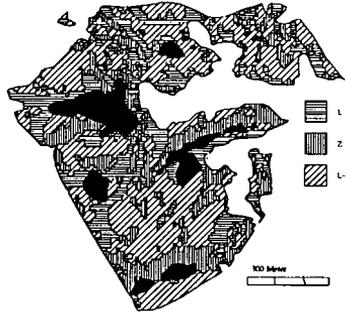


Abbildung 2: Bildung der Bodenkarte in Hangbereichen aufgrund Hangform-Bodentyp-Beziehungen (Teilbereich in Kartiereinheit 39 der BÜK 200)

Den Vergleich der so erhaltenen Flächen für Parabraunerden, Pararendzinen und Übergangsformen mit der Bodenkartierung zeigt Tabelle 2. Die mit dieser Hangform-Bodentyp-Beziehung abgeleitete Bodenkarte stimmt mit den Kartierergebnissen nur wenig überein. Die höchste Übereinstimmung liegt mit 50% bei den Übergangsformen, reine Pararendzinen können nur mit ca. 24% flächengenau getroffen werden.

Tabelle 2: Bestimmung der Bodentypen nach Hangform-Bodentyp-Beziehung und Flächenvergleich

Bodentyp nach Kartierung	Fläche (a) nach Kartierung in ha	Fläche (b) nach Berechnung in ha	Quotient (b/a)
L-Z	17,8	8,9	0,50
L	6,1	2,4	0,39
Z	22,8	5,5	0,24

6. Schlußfolgerungen

Das Ergebnis zeigt, daß das Modell in Senken und in Hangbereichen reliefformtypische Bodenformgruppen gut erklären kann. Die Festlegung auf Bodentypen anhand der dargestellten Hangform-Bodentyp-Beziehung liefert dagegen keine befriedigenden Ergebnisse. Hierfür sind mehrere Ursachen denkbar. Fehlermöglichkeiten sind in der Ungenauigkeit des Höhenmodells, bei der Reliefanalyse und der Interpretation der BÜK 200 zu suchen. Das der BK 25 entnommene Regelwerk, nachdem (für diese Kartiereinheit) die Bodenverbreitung an Reliefformen gebunden ist, trifft für diese Landschaftseinheit nur eingeschränkt zu. Dies kann in der Nutzungsgeschichte begründet sein, die die „natürlichen“ Prozesse der Bodenverlagerung und Bodenbildung sehr stark überlagert. Da die Nutzungsgeschichte großflächig kaum verfügbar ist, stellt dies ein Hemmnis für eine Automatisierung der BÜK 200 dar. Einsatzmöglichkeiten für das dargestellte Verfahren sind daher auf der Ebene der reliefformtypischen Bodenformgruppen zu sehen. Eine Überprüfung für ein größeres Gebiet (Blattschnitt BK 25) ist sinnvoll.

7. Literatur

Clemens G. und K. Stahr (1994). Present and past soil erosion rates in catchments of the Kraichgau area (SW-Germany). Catena 22. 153-168
Köthe R. und F. Lehmeier (1993). SARA - ein System zur automatischen Reliefanalyse. Standort - Zeitschrift für Angewandte Geographie 4/93

Erfassung und Beurteilung von stoff- und naturhaushaltlichen Beziehungen in Böden als Instrument für den kommunalen Bodenschutz

von

Reinirkens, P. und C. Vartmann*

1 Einleitung

Der Bodenschutz hat auf kommunaler Ebene während der letzten Jahre große Aufmerksamkeit erfahren. So konnten einzelne Aspekte in umfassenden Bodenschutzkonzepten aufbereitet werden. Dabei steht jedoch die stoffliche Belastung von Böden im Vordergrund. So liegen auch im Überblick inzwischen differenzierte Hintergrund- und Referenzwerte für verschiedene anorganische und organische Spurenstoffe der Bodenbelastung vor (LABO 1994, FLIEGNER & REINIRKENS 1993; SPÄTE & WERNER 1991); zudem sind diese Daten in den Bodeninformationssystemen der Länder verfügbar (z.B. NEITE, THIELE & MARCKS 1994). Der Aspekt der Flächeninanspruchnahme ist jedoch bisher nur defizitär behandelt worden. So werden bisher nur konzeptionell unter Bezugnahme auf das Baugesetzbuch Maßnahmen wie z.B. die Reduzierung des Flächenbedarfs, die Begrenzung der Versiegelung sowie eine Förderung der Entsiegelung beschrieben. In der konkreten Umsetzung treten dabei immer wieder Schwierigkeiten auf, weil die dafür erforderlichen stoff- und naturhaushaltlichen Beziehungen in den Böden in der erforderlichen Genauigkeit nicht bekannt sind. Sie lassen sich auch nicht durch die Auswertung der Bodenkarten (M 1:50.000) gewinnen. Vielmehr ist es neben der Kartenauswertung erforderlich, die notwendigen Bodenmerkmale zur Kennzeichnung und damit zum Schutz der Bodenfunktionen originär zu erheben. Die Stadt Witten (Nordrhein-Westfalen) hat mit dieser Zielsetzung die Arbeitsgruppe Stadtökologie und Bodenschutz im Rahmen der Gewerbeflächen- und Wohnbauplanung beauftragt (REINIRKENS & VARTMANN 1994). Der vorliegende Beitrag beschreibt die Vorgehensweise und die Ergebnisse der notwendigen bodenkundlichen Detailuntersuchungen, die handlungsorientiert in ein Planverfahren eingeflossen sind.

2 Methode

Die Zusammenstellung der notwendigen pedologischen Informationen für den kommunalen Bodenschutz erfordert eine Vorrecherche einschließlich Geländebegehung, eine ergänzende Spezialkartierung sowie eine synthetisierende Bewertung der Ergebnisse. In der Vorrecherche werden die amtlichen Kartenwerke der Bodenkarte 1:25.000 und 1:50.000 sowie die geologische Spezialkarte 1:25.000 und deren Erläuterungen ausgewertet. Hinzu kommen die Karten der Reichsbodenschätzung (DGKB) im Maßstab 1:5000. Begleitend wurde der Übersichtsplan zu den Flächen mit Bodenbelastungsverdacht (STADT WITTEN 1993) herangezogen. Die Spezialkartierung ergänzt hier die Vorrecherche, um die geforderte großmaßstäbliche Bodeninventur vornehmen zu können. Sie wird in einem der Bauleitplanung angemessenen Maßstab von 1:2500 durchgeführt. Dafür ist eine differenziertere Bodenaufnahme nötig, die auch Überprüfungen, Nachkartierungen und Ergänzungen der amtlichen Karten beinhaltet. Allerdings existieren bis heute keine verbindlichen Aufnahme- und Antragsvorschriften für die über Bodennutzungstypen abzugrenzenden Siedlungsböden (REINIRKENS 1991). Die Methodik der Stadtbodenkartierung steckt nach einer Erprobungsphase noch in der Weiterentwicklung, so daß ein auf die Anforderungen der Bauleitplanung abgestimmtes Kartierkonzept erstellt werden muß. Für die ergänzende Spezialkartierung wurde ein eigener Aufnahmebogen zur Profilbeschreibung entwickelt. Die Geländeaufnahmen erfolgen dabei mit dem Bohrstock (Pürkhauer) und der Peilstange bis in 2 m Tiefe. Die Feldmethoden lehnen sich an die Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) und die Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden (BLUME et al. 1989) an.

*) Ruhr-Universität Bochum, Arbeitsgruppe Stadtökologie und Bodenschutz, Gebäude LOTA 1/10, 44780 Bochum

Im Rahmen der Spezialkartierung werden auch gezielt gestörte und ungestörte Proben aus Oberböden entnommen und bodenphysikalisch sowie -chemisch untersucht. Bestimmt werden die folgenden Parameter zur Kennzeichnung des Bodenwasserhaushaltes sowie der Nährstoffversorgung der landwirtschaftlichen Nutzflächen:

- Bodenart,
- pH-Wert (CaCl_2),
- Porenvolumen,
- Wassergehalt,
- Effektive Lagerungsdichte
- Kalium (CAL)
- Magnesium (0,0125 m CaCl_2)
- Calcium (10 % HCl)
- Phosphat (CAL)
- Organische Substanz (C_{org})

Die Entnahme- und Untersuchungspalette kann bei hinreichendem Verdacht ergänzt werden durch Untersuchungen zu Gehalten an organischen Spurenstoffen und Schwermetallen sowie deren Verfügbarkeit. Bei der Probenahme und -analyse werden stets die jeweiligen Vorschriften des Deutschen Instituts für Normung oder der VDLUFA angewendet. Diese Überblicksuntersuchungen dienen damit der Kennzeichnung einer großräumigen, stofflichen Belastung. Die räumliche Umsetzung der Ergebnisse kann in der digitalen Bodenbelastungskarte erfolgen (REINIRKENS, STREIT et al. 1994). Sie macht eine flächenhafte Bodenbelastung sichtbar und ist damit ein weiteres wesentliches Element des kommunalen Bodenschutzes. Eine Altlastenerkundung wird damit nicht ersetzt.

Ziel der ergänzenden Spezialkartierung und der Bodenanalysen ist es, die in den Bodenlandschaften (BLUME 1993) vorhandenen haushaltlichen Beziehungen am Beispiel des Wasser- und Nährstoffhaushaltes zu erfassen und in ihrer räumlichen Erstreckung darzustellen; sie werden als Catenen ausgewiesen. So wird erkennbar, welche Teile des Untersuchungsraumes hinsichtlich der zu schützenden Bodenfunktionen zu erhalten sind oder keine weiteren Belastungen des Bodenhaushaltes mehr vertragen. Der Grad der Natürlichkeit und die Funktionalität der Catena bilden hierbei den Bewertungsmaßstab.

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse sollen an einem typischen Beispiel für den Übergang zwischen dem Siedlungs- und dem Freilandökosystem der intensiv genutzten Bördenlandschaft des südlichen Ruhrgebietes dargestellt werden. Es umfaßt eine vorwiegend landwirtschaftlich genutzte, von einem Fließgewässer randlich entwässerte, Fläche von mehr als 10 Hektar. Große Hangneigungsunterschiede lassen erhebliche Bodenerosionsspuren erkennen. Darüber hinaus ergab eine multitemporale Karten- und Luftbilddauswertung, daß mit Tagesbrüchen und verfüllten Stollen respektive Veränderungen im Bodenwasserhaushalt bei der Kartierung zu rechnen ist. Die Aufnahme der Böden im Gelände fußt schließlich auf einer Auswertung der GK 25 Blatt 4510 Witten, der DGKB 5 Blatt Witten-Stockum, der BK 50 Blatt L 4510 Dortmund und des Übersichtsplanes der Flächen mit Bodenbelastungsverdacht (STADT WITTEN 1993). Das Ausgangsgestein der Bodenbildung dieses Untersuchungsraumes ist danach Lößlehm, der mehrere Meter mächtig dem verwitterten Oberkarbon aufliegt. Ein Bodenbelastungs- oder Altlastenverdacht besteht auf dieser Fläche an drei Stellen (STADT WITTEN 1993).

Die weitergehende Bodenkartierung wurde im August 1993 nach der Ernte bei trockener Witterung durchgeführt. Festgestellt wurde, daß die vorhandenen Lößböden tiefgründig entwickelt und als natürlich im Profilaufbau zu klassifizieren sind. Auf der gesamten Fläche findet bodentypologisch die Acker-Parabraunerde die größte Verbreitung. Die Grundwasserflurabstände betragen im Regelfall mehr als 2 m unter der GOF (Profilpunkt 17, Tabelle 1). Differenzierungen sind an den Unterhängen und im Talboden des Fließgewässers gegeben. Hier treten Kolluvialböden und grundwasserbeeinflusste Böden auf. Die Kolluvialböden wurden ab einer Mächtigkeit von mehr als 40 cm des Ap-M-Horizontes auskartiert; festgestellt wurden maximal 60 - 80 cm. Ihre Benennung orientiert sich an BEYER et al. (1993). Als Hauptbodentyp wird Kolluvium ab einer Mächtigkeit von mehr als 65 cm Ap-M-Horizont verwendet. Darüber hinaus wurden an drei Stellen, die unter Altlastenverdacht stehen, anthropogene Böden auskartiert. Eine kleinere Aufschüttung besteht aus ca. 60 cm natürlichem Oberbodenmaterial über technogenem Substrat. Der Unterboden ist sehr dicht gelagert und stark mit Aschen, Ziegeln und Scherben vermischt. Eine zweite Aufschüttung liegt in einer ehemaligen Tiefenlinie. In 1,0 bis 1,2 m unter GOF befindet sich technogenes Substrat, das stellenweise steinig, dunkelschwarz und carbonathaltig ist. Stechender H_2S -Geruch tritt ebenfalls auf. Darüber folgt eine planmäßige Abdeckung von 40 - 75 cm mit natürlichem Unterboden sowie 45 - 60 cm natürlichem Oberboden. Die Aufschüttung reicht bis in den Schwankungsbereich des Grundwassers. Eine dritte, unterschiedlich mächtige Aufschüttung begleitet das Fließgewässer. Sie besteht aus Bodenaushub, der mit technogenen Substraten (Asche, Bauschutt und Schlacken) durchsetzt ist. Da der Grundwasserflurabstand hier < 1 m unter der GOF liegt, ist ein Gley-Deposol entwickelt.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Bodenkartierung wurden an mehreren Profilverpunkten gezielt Bodenproben entnommen. Als Bodenarten treten schwachlehmige Schluffe auf, die auf den Löß als Ausgangssubstrat hin-

weisen. Auch bei den Deposolen ist eine sehr starke Lößkomponente vorhanden. Sie belegt, daß die Aufschüttungen aus allochthonem, umgelagertem und mit technogenem Substrat angereichertem Material bestehen. Die feststellbaren Beimengungen treten hauptsächlich im Bodenskelett auf. Im Feinboden ist nur ein geringfügig größerer Sandanteil zu erkennen. Die bodenphysikalischen Untersuchungen ließen keine größeren Unterschiede zwischen den Oberböden der untersuchten Bodentypen erkennen. Gemessen wurden im Durchschnitt mittlere effektive Lagerungsdichten bei Porenvolumina von 43 - 45 %. Die Humusgehalte betragen etwa 3 - 4,5 Prozent, danach sind die Oberböden der natürlichen Profile als (mittel)humos, die der Deposole als starkhumos einzustufen. Die gemessenen Gehalte der Nährelemente Kalium, Calcium, Magnesium und Phosphat sowie die pH-Werte belegen, daß es sich bei den untersuchten landwirtschaftlichen Schlägen um fruchtbare und sehr ertragreiche Böden handelt. Die Acker-Parabraunerden sind entsprechend ihrer Nutzung mit Nährstoffen ausreichend bis leicht übertersorgt und zeigen pH-Werte zwischen 5,7 und 6,6 (CaCl₂). Die Auftragsböden sind extrem übertersorgt. Die hohen Nährstoffüberschüsse gehen auf die technogenen Beimengungen zurück.

Tab. 1: Bodenkartierung: Beschreibung des Profilpunktes 17 *)

Profilpunkt	17	Datum	09.08.1993	
Rechtswert	2595.685	Hochwert	5704.865	
Höhe über NN	132.5 m	Nutzung	Ackerfläche	
Neigung	8,7 %	Exposition	Südost	
Relief	konvexer Mittelhang	DGK 5	Witten-Stockum	
Bodentyp	<i>Acker-Parabraunerde</i>			
Ausgangsgestein	quartärer, weichselkaltzeitlicher Löß (≤ 2 m) über Oberkarbon, Westfal A, Wittener Schichten (Ton- und Schluffstein)			
Entwicklungstiefe	tiefgründig			
Profilaufbau	natürlich			
Grundwasserflurabstand	> 2 m unter Geländeoberfläche			
Feldkapazität (Fk)	mittel, nutzbare Fk: 27,0 mm/dm, Oberboden: 81,0 l			
Profilaufbau/Profilbeschreibung				
Tiefe	Farbe	Skelettanteil	Bodenart	Erläuterung
[cm]		[Vol. %]		
0 - 35	10 YR 4/3 stumpfes, gelbl. Braun	< 1	l2 Schluff	Oberboden
35 - 145	10 YR 5/6 gelbliches Braun	< 1	l2 Schluff	verbraunt, mit Ton angereichert, biotisch sehr aktiv (Tiergänge)
145 - 165 +	10 YR 6/6 leuchtendes, gelbl. Braun	1 - 10	l2 Sand	Gesteinswechsel, verwittertes Festgestein
keine Beimengungen				

*) Abkürzungen gemäß AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung - 3. Auflage sowie MUNSSELL (o.J.): Munsell Soil Color Charts.

4 Schlußfolgerung

Die festgestellte räumliche Verteilung der natürlichen Böden und ihrer Merkmale lassen eine weitgehend intakte Bodenlandschaft erkennen, die als Reliefsequenz (Catena) ausgebildet ist. Die Bodenentwicklung auf den Ober- und Mittelhängen ist überwiegend durch Verlagerungsprozesse bestimmt. Sie treten im Profil und an der Bodenoberfläche lateral auf. Deutliche Merkmale sind die Spuren der aktuellen Erosion und die Akkumulation von Kolluvium auf den Unterhängen und in der Tiefenlinie. Die Ergebnisse der Profilaufnahmen konkretisieren zudem auch den bodenwasser- und stoffhaushaltlichen Zusammenhang. So sind auch die Deposole haushaltlich in die Catena eingebunden. Dies gilt nicht nur für den Gley-Deposol in der Aue des Fließgewässers sondern auch für die Aufschüttungen im Bereich der ehemaligen Tiefenlinie. Zusätzlich durchgeführte gewässer-kundliche Kartierungen und Analysen zeigten, daß die verfüllte Tiefenlinie hydrologisch zumindest noch im Winterhalbjahr oberflächlich und im Interflow intakt ist. Die Analysen zur Wasserqualität des Fließgewässers belegen zudem hohe Stoffausträge aus dem Aufschüttungskörper. Die landwirtschaftliche Bodennutzung wirkt sich dagegen kaum auf die Wasserqualität aus.

Unter Berücksichtigung der vorliegenden Untersuchungsergebnisse konnte bei der Ausweisung neuer Baugelände dem durch die Catena-Prozesse begründeten Bodenschutz ein sehr hoher Stellenwert eingeräumt werden. Damit steht aus bodenökologischer Sicht ein Instrument zur Verfügung, um die weiter zunehmende Flächen-

inanspruchnahme besser als bisher steuern zu können. In dem konkreten Bebauungsplan wurden so weite Teile des Hangprofils von einer Bebauung freigehalten. Die erhobenen Bodenmerkmale bildeten zugleich die Grundlage für Empfehlungen zur Festsetzung von bodenschonenden Maßnahmen im zu bebauenden Bereich. Da die Flächen mit natürlich entwickelten Böden sehr hohe Aufnahmemöglichkeiten und Speicherkapazitäten für versickerndes Niederschlagswasser besitzen (nFk Oberboden: > 80 l), wenn sie nicht zusätzlich verdichtet werden, eignen sich die Flächen außerhalb der Bebauung für die gezielte Versickerung von Niederschlagswasser. Die Deposole können zwar auch recht große Mengen aufnehmen, sind aber wegen der hohen Gehalte an Salzen nicht dafür geeignet. Da Lößböden eine hohe Verdichtungsempfindlichkeit besitzen, sind alle Baumaßnahmen bodenschonend durchzuführen. Das gilt im Besonderen für den Aushub und die Lagerung von Bodenmaterial sowie die maschinellen Verdichtungen während der Bauphasen und der anschließenden Landschaftsgestaltung. Nach Möglichkeit sollte daher der Bodenaushub, getrennt nach Ober- und Unterboden, nicht zusätzlich verdichtet werden und auf der Fläche Wiederverwendung finden. Für die innerhalb der Bebauung gelegenen Flächen kann durch geeignete Entwässerungsmaßnahmen ein gewisser landschaftswasserhaushaltlicher Ausgleich erreicht werden. Das ist möglich durch die Auswahl der Art der Versiegelung und den Umfang der Versickerungsmöglichkeiten des Niederschlagswassers. Es können auf die spezifische Nutzung abgestellte Wege- und Platzbeläge mit möglichst geringen Abflußbeiwerten eingesetzt werden. Der extremen Verdichtungsempfindlichkeit der Bodenart kann durch die Verwendung von mächtigeren Sand-Kies-Unterbauten Rechnung getragen werden. Ein so fundierter Bodenschutz begründet bei Nutzungsveränderungen weitere ökologische Entwicklungsmöglichkeiten.

5 Literatur

- AG BODENKUNDE der geologischen Landesämter und der Landesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Auflage, 331 S., Hannover.
- BEYER, L.; J. FINNERN, C. KÖBBEMANN & D.C. ELSNER (1993): Ein Vorschlag zur Systematik von Kolluviosolen am Beispiel Schleswig-Holstein.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72: H. 2, S. 839-842, Kiel.
- BLUME, H.-P. et al. (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden).- UBA-Texte, 18/89: 162 S., Berlin.
- BLUME, H.-P. (1993): Bodenschutz und Bodenschutzrecht aus der Sicht der Bodenforschung.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72: H. 1, S. 37-48, Kiel.
- FLIEGNER, M. & P. REINIRKENS (1993): Vorliegende Referenzwerte für PAK in Böden Nordrhein-Westfalens. Hrsg.: Bodenschutzzentrum NRW. 82 S. + Anhang, Oberhausen.
- LABO (1994): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. Bericht der ad-hoc AG "Referenz- bzw. Hintergrundwerte für Böden" des LABO-Arbeitskreises IV „Bodenbelastung“. - 141 S. + Anhang, Berlin.
- NEITE, H.; V. THIELE & C. MARCKS (1994): Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo).- Hrsg.: Landesumweltamt NRW. 24 S. + Anhang, Essen.
- REINIRKENS, P. (1991): Siedlungsböden im Ruhrgebiet. Bedeutung und Klassifikation im urban-industriellen Ökosystem Bochums.- Bochumer Geographische Arbeiten, 53: 137 S., Paderborn.
- REINIRKENS, P. & C. VARTMANN (1994): Gewerbeflächen- und Wohnbauplanung in Witten. Ergebnisse der ökologischen Detailuntersuchungen.- 3. Bände (Text-, Material- und Kartenband), Bochum.
- REINIRKENS, P.; U. STREIT; M. BLUHM; C. VARTMANN et al. (1994): Erstellung von digitalen Bodenbelastungskarten. Ermittlung und Auswertung von Daten zur stofflichen Belastung von Böden in Nordrhein-Westfalen.- Zwischenbericht des 1. Teilprojektes i. A. des Landesumweltamtes NRW.- 62 S. + Anhang, Bochum, Münster.
- SPÄTE, A. & W. WERNER (1991): Erfassung und Auswertung der Hintergrundgehalte ausgewählter Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens.- Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten 4: 109 S. + Anhang, Düsseldorf.
- STADT WITTEN (1993): Übersichtsplan der Flächen mit Bodenbelastungsverdacht, Bodenbelastungen, Altlastenverdacht und Altlasten.- Stand der Erfassung 14.05.1993. 5 S., Witten.

Schwermetallverteilungsmuster und sein Bezug zum Eisengehalt einer Ackerfläche im Bereich eines Stahlwerkes

von

Richter, B., T. Rott, S. Andrae und W. Burghardt*

1. Einleitung

Art, Gehalt und Verteilung von Schwermetallen in Böden sind häufig abhängig von den Bodennutzungsformen auf den Flächen selbst und/oder von benachbarten Flächen. Hinsichtlich der mit einzelnen Nutzungsformen vorkommenden Schwermetalle liegt mit der Arbeit von Kinner, Kötter und Niclaß, 1986, eine umfangreiche Darstellung vor. Die als Grundinformation zur weiteren Gefährdungsabschätzung erforderlichen nutzungstypischen Gehalte und Verteilungsmuster lassen sich daraus nicht ableiten. Dazu sind Bodenuntersuchungen erforderlich.

Die hier vorgestellte Arbeit soll Ergebnisse zur Kennzeichnung von ackerbaulich genutzten Flächen in der Nachbarschaft von Stahlwerken vorstellen.

2. Standort und Untersuchungen

Untersucht wurde eine 11 ha große Fläche in der Emscheraue, die bis 1950 als Wiese und danach als Acker genutzt wurde. Die Fläche grenzt südwestlich direkt an das 1985 stillgelegte Stahlwerk Meiderich an. Die Entfernung zum nächstgelegenen Hochofen beträgt 350 m. Die Ausdehnung der Ackerfläche in ost-westlicher Richtung beträgt etwa 600 m, in nord-südlicher Richtung bis zu 300 m. Östlich angrenzend befindet sich eine stark befahrene Straße.

Untersucht wurden 81 Quadrate von 30 m Seitenlänge. Aus den einzelnen Quadraten wurden Mischproben aus 5 Einstichen bis 28 cm Tiefe gewonnen.

Die Böden sind als Folge der Grundwasserabsenkung relikte Auengleye mit Übergängen zu Braunerden. Als Bodenarten liegen in der Krume S14g2 bis Lsg3 vor.

An den 81 Krümenproben wurden ermittelt: pH-Wert, C-Gehalt, im Königswasseraufschluß die Schwermetalle Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Cu, Ni.

3. Ergebnisse

Die Mittel- und Extremwerte sowie die Standardabweichung enthält Tabelle 1. Aufgrund des anzunehmenden Eintrags aus der Stahlwerksfläche stellt sich die Frage, wie weit nehmen mit der Entfernung von der Stahlwerksfläche die Gehalte der Schwermetalle ab. Dazu wurden 3 Schnitte ausgewählt - in Ost-West-Richtung über 600 m (Schnitt 1), in Nord-Süd-Richtung stahlwerksangrenzend bis 180 m Entfernung (Schnitt 2) und stahlwerksfern ab 350 m über 240 m (Schnitt 3).

* Universität-GH Essen, Fachbereich 9, Abt. Angewandte Bodenkunde, Universitätsstr. 5, 45141 Essen

Die pH-Werte lassen außer eines Anstiegs in Straßennähe keine merklichen Schwankungen erkennen (Abbildung 1). Deutliche Schwankungen treten hingegen bei den C-Gehalten auf, wobei von Humus-C ausgegangen werden kann (die hier nicht dargestellten C/N-Verhältnisse weisen darauf hin). Die räumliche Verteilung der C-Gehalte hatte erwartungsgemäß keinen Bezug zur Stahlwerksentfernung, sondern ist von anderer Flächeneigenschaft, insbesondere der Morphologie abhängig.

Für Eisen als Leitelement der Stahlwerksimmissionen tritt eine deutliche Abnahme der Gehalte in beiden Nord-Süd-Schnitten (Schnitt 2 und 3) auf. Dabei zeigt sich, daß der Vorrat der Ackerkrume an Gesamteisen durch das Stahlwerk bis auf das Doppelte erhöht wurde. Damit weisen diese Böden erhebliche Fe-Vorräte auf. In west-östlicher Richtung erfolgt der Abfall der Fe-Gehalte sprunghaft.

Das Stahlwerk verarbeitete auch Manganeisenerz. Mangan weist auf der Fläche ein dem Eisen ähnliches Verteilungsmuster auf, wobei die Extreme (< 0,2 bis über 0,6 g/kg) der Gehalte größer als beim Eisen sind. Der stahlwerksferne Nord-Südschnitt (Schnitt 3) weist bei Mangan im Gegensatz zu Eisen nur noch ein geringes Gefälle auf.

Die Metalle Zink, Blei und Kupfer zeigen in West-Ostrichtung schwächere Abnahmen auf. Es treten nicht die Sprünge der Fe-Gehalte auf, während sie bei Cadmium noch vorliegen. Cadmium ist in Nörd-Südrichtung bereits stahlwerksnah gleichmäßig verteilt, während Zink, Blei und Kupfer deutliche Gradienten der Gehalte aufweisen. Stahlwerksfern treten ähnlich wie beim Mangan starke entfernungsabhängige Gehaltsveränderungen nicht mehr auf.

In die Untersuchung wurde auch Nickel einbezogen. Bei Nickel sind entfernungsabhängige Gehaltsveränderungen nicht feststellbar. Damit zeigen die Ergebnisse, daß gerichtete Verteilungsmuster für Schwermetalle in der Nachbarschaft des Stahlwerkes vorliegen, diese jedoch zwischen den einzelnen Metallen unterschiedlich sind.

Zur Eignung des Eisens als Leitelement für Aussagen über die Schwermetalldeposition aus dem Stahlwerk wurden Regressionen berechnet. Die Korrelation von Mangan, Blei und Cd zu Eisen sind eng. Deutlich weiter ist diese für Zink und Kupfer. Für Nickel lassen sich nur niedrige Korrelationskoeffizienten ermitteln (Tabelle 2). Daher eignet sich nach obigen Ergebnissen Eisen als Leitelement für das Auftreten von Mangan, Blei und Cadmium.

Literatur: Kinner, U.H., L. Kötter u. M. Nielauß (1986): Branchentypische Inventarisierung von Bodenkontaminationen. UBA-Texte 31/86, Berlin.

Tabelle 1: Mittelwerte (\bar{x}), Extremwerte und Standartabweichungen (s), n = 81

	\bar{x}	X min	X max	s
Fe, g/kg	49,8	25	70	9,1
Mn, g/kg	3,52	1,0	7,3	1,2
Pb, g/kg	193	124	295	42
Zn, mg/kg	449	305	672	86
Cd, mg/kg	1,6	1,1	18	0,33
Cu, mg/kg	43,2	20	59	7,2
Ni, mg/kg	30,1	18	39	3,9

Tabelle 2: Regressionsgeraden und Korrelationskoeffizienten (n=80)

Elemente		Regressionsgerade	Korrelationskoeffizient
X	Y		
Fe	Mn	$y = - 2,43 + 0,12 x$	$r = 0,88^{xxx}$
Fe	Pb	$y = - 17,8 + 4,2 x$	$r = 0,86^{xxx}$
Fe	Cd	$y = 0,079 + 0,030 x$	$r = 0,82^{xxx}$
Fe	Zn	$y = 59,4 + 7,8 x$	$r = 0,78^{xxx}$
Fe	Cu	$y = 12,68 + 0,61 x$	$r = 0,74^{xxx}$
Fe	Ni	$y = 27,32 + 0,057 x$	$r = 0,13^{xxx}$

Abbildung 1a: Verteilungsmuster einiger Bodenmerkmale und Schwermetalle (Königswasseraufschluß) eines West - Ost- und von zwei Nord - Süd - Schnitten in der Nachbarschaft eines nordwestlich angrenzenden Stahlwerkes

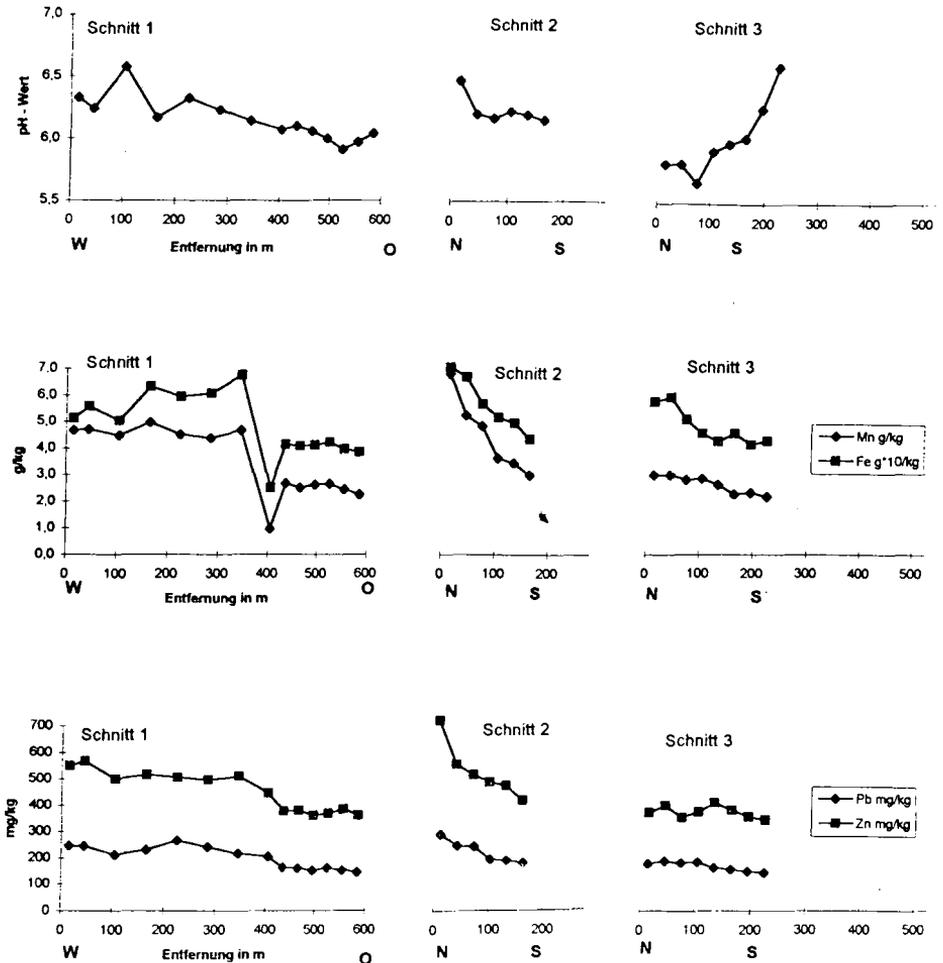
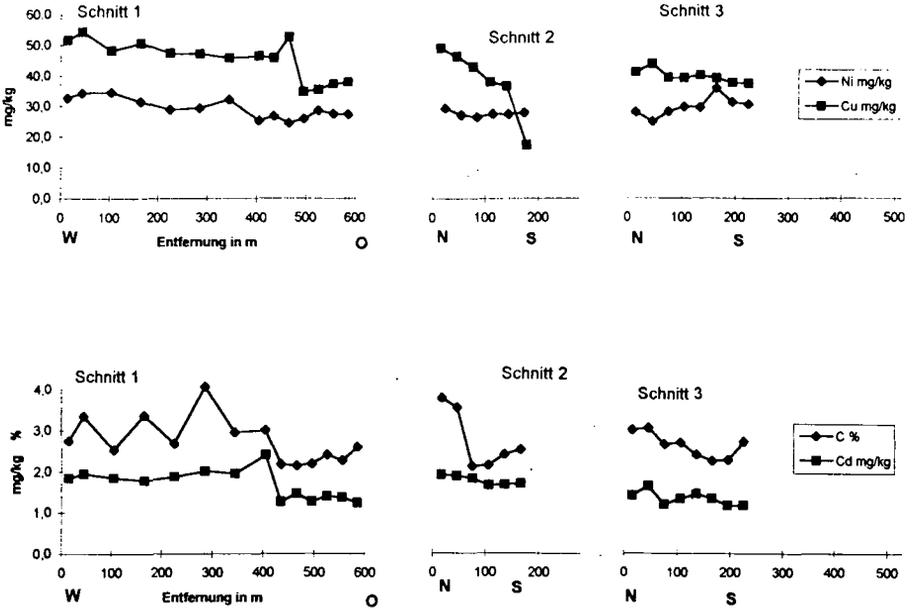


Abbildung 1b:



Multivariate explorative Verfahren zur Beschreibung des bodenchemischen Zustandes von Forststandorten im Berliner Raum

von

Riek, W., M. Renger und G. Wessolek*

Einleitung

Die multivariate explorative Datenanalyse (MEDA) umfaßt Methoden der Statistik, die sich durch folgende Prinzipien auszeichnen:

- Verzicht auf a priori-Hypothesen; Analyse von Systemstrukturen auf alleiniger Basis von Grunddaten.
- Simultane Auswertung aller verfügbaren Informationen über den Untersuchungsgegenstand mittels globaler Rechenverfahren.
- Einsatz von graphischen Verfahren für den visuellen Vergleich der Untersuchungsobjekte im Gesamtaspekt ihrer Merkmale.

Zu den mathematischen Methoden der MEDA zählen u.a. Faktoren-, Cluster- und Diskriminanzanalysen.

Ausgehend von der Korrelationsmatrix der zugrundegelegten Bodenmerkmale, versucht die Faktorenanalyse ein Minimum an Faktoren zu extrahieren, durch welche sich die Merkmalskorrelationen hinreichend "erklären" lassen. Merkmalskorrelationen werden hierbei als Ausdruck gemeinsamer, ursächlicher Einflußgrößen (Faktoren) aufgefaßt. Die Clusteranalyse dient der Einteilung von Böden in Gruppen, die in sich möglichst homogen (maximale Merkmalsübereinstimmung) und untereinander weitestgehend separiert sind. Die mit der Faktorenanalyse extrahierten Faktorvariablen sind als Eingangsgrößen für die Clusteranalyse besonders geeignet, da sie bei der Gruppeneinteilung eine Gleichgewichtung der charakteristischen Merkmalskomplexe gewährleisten. Faktoren- und Clusteranalysen zählen zu den deskriptiven Verfahren; die durch sie gewonnenen Aussagen haben mithin nur für die zugrundeliegende Stichprobe Gültigkeit. Die Clusteranalyse als heuristisches Verfahren hilft, Arbeitshypothesen und Annahmen zum besseren Verständnis eines Sachverhaltes zu formulieren, die in einem weiteren Schritt beispielsweise mittels Varianz- oder Diskriminanzanalysen überprüft und validiert werden können. Das Ziel der Diskriminanzanalyse besteht in diesem Zusammenhang in der Ermittlung von Linearkombinationen der Merkmalsvariablen, die zwischen den Gruppen am besten zu trennen vermögen sowie in der Angabe einer adäquaten graphischen Darstellung, die diese Trennung sichtbar macht. Mit Hilfe statistischer Testgrößen lassen sich die Trenneigenschaften von Einzelmerkmalen und Merkmalskombinationen auf Signifikanz prüfen und damit die Übertragbarkeit der Stichprobenergebnisse auf die dahinter stehende Grundgesamtheit. Voraussetzung hierfür ist, daß die Daten den statistischen Anforderungen der Homogenität und Repräsentativität genügen (JAMBU 1992).

Datenmaterial und Zielsetzung

Ausgewertet wurden bodenchemische Kennwerte von Kiefern- und Eichenstandorten im Berliner Raum, die im Rahmen des FE-Programms "Ballungsraumnahe Waldökosysteme" erhoben wurden. Bei den Böden handelt es sich um schwach podsolierte Braunerden (Rostbraunerden) auf Geschiebe-, Flug- und Talsand. Die Beprobung der Untersuchungsflächen erfolgte mittels Bohrstock nach einem Transektverfahren. Die Laboranalysen der tiefenstufenweise entnommenen Bodenproben

* TU Berlin, Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

umfassen pH-Werte, austauschbare Kationen, Glühverlust, Gesamt-N- und Gesamt-C-Gehalte sowie Analysen zur kurzfristigen Säurepufferung (vgl. RIEK 1995). Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist die Erfassung der wesentlichen standortdifferenzierenden Faktoren und Gruppierung der im Untersuchungsgebiet auftretenden Standorteinheiten nach ihrem bodenchemischen Zustand. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programmpaket SPSS.

Ergebnisse

Die Faktorenanalyse nach dem Hauptkomponentenverfahren (JAMBU 1992) wurde an thematischen Variablenätzen mit insgesamt 78 bodenchemischen Primärmerkmalen durchgeführt. Tab.1 zeigt beispielhaft die Faktorladungsmatrix zum Themenkomplex "Humusqualität". 3 Faktoren erklären hierbei 93 % der Gesamtstreuung der aufgeführten Bodenkennwerte. Die Faktorladungen können als partielle Korrelationskoeffizienten der Faktoren mit den ursprünglichen Kennwerten aufgefaßt werden und dienen der Interpretation der Faktorwerte.

Tab.1: Faktorladungsmatrix "Humusqualität"

Parameter	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
C/N-Verhältnis Auflage	0.94		
C/N-Verhältnis 0-10cm	0.90		
C / org.Sub. 0-10cm		0.98	
N / org.Sub. 0-10cm	-0.61	0.78	
C / org.Sub. Auflage			0.98
N / org.Sub. Auflage	-0.73		0.63

Faktor 1 wird von den C/N-Verhältnissen und dem N-Gehalt der organischen Substanz geladen. Die Faktoren 2 und 3 erhalten Ladungen durch die C- und N-Gehalte der organischen Substanz in der Auflage bzw. im Aeh-Horizont (0-10 cm Tiefe). Während Faktor 1 vor allem die biologische Aktivität charakterisiert, bringen die Faktoren 2 und 3 die stoffliche Zusammensetzung der organischen Substanz und ihren Zersetzungs- bzw. Humifizierungsgrad zum Ausdruck. Sie nehmen große Werte an, wenn sich sowohl der C- als auch der N-Gehalt der organischen Substanz erhöht.

Die clusteranalytische Ausweisung homogener Standortgruppen erfolgte anhand von insgesamt 13 Faktoren zur Beschreibung des bodenchemischen Zustandes in der Humusauflage und im Aeh-Horizont. Die Ähnlichkeit der Standorte ist in Abb.1 als Dendrogramm dargestellt. Je weiter links Standorte miteinander verschmolzen sind, desto ähnlicher sind sie. Im wesentlichen lassen sich 6 übergeordnete Gruppen identifizieren. Die Gruppenstruktur folgt einerseits einem regionalen Muster und ist zum anderen davon abhängig, ob es sich um Flächen mit Kiefern- oder Eichen-dominanz handelt (eine ausführliche Ursachenanalyse der Gruppenunterschiede findet sich bei RIEK 1995).

Die Gruppenzuordnung läßt sich mittels Diskriminanzanalyse überprüfen. Um dem Problem der innerstandörtlichen Variabilität gerecht zu werden, werden bei der Berechnung von Trennfunktionen nicht die

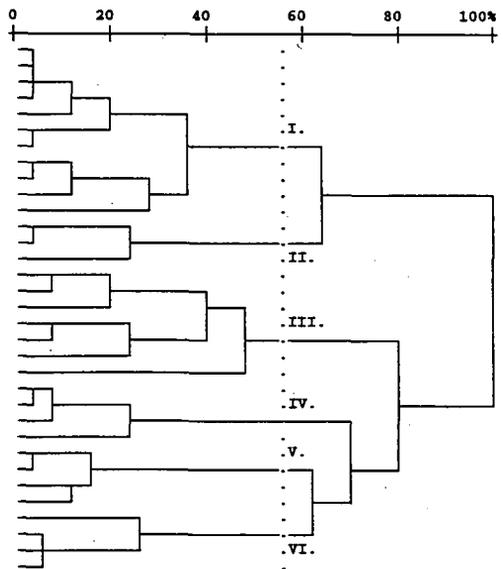


Abb.1: Dendrogramm zur Darstellung der Flächenähnlichkeit

Standortmittelwerte der Faktoren sondern die Bodenkennwerte der auf jeder Untersuchungsfläche gezogenen Einzelprofile berücksichtigt. Dabei zeigen 8 Kennwerte signifikante Trenneigenschaften; Tab. 2. gibt deren Gruppenmittelwerte wieder. Es werden 2 Trennfunktionen berechnet, die in 97 % der Fälle zur richtigen Gruppenzuordnung führen.

Tab.2: Mittelwerte und Standardabweichungen von Bodenkennwerten innerhalb der Gruppen

Gruppe	Mg -Geh. (Aeh) [meq / 100g]	C/N-Verh. (Aeh)	Basensätt. (Aeh) [%]	pH CaCl2 (Aeh)	N-Geh. (Aeh) [%]	Humus- vorrat (Aufl.) [t/ha]	Fe-Geh. (Aeh) [meq / 100g]	Humus- gehalt (Aufl.) [%]
I	0.073 (0.024)	22.7 (1.9)	22 (4.4)	3.2 (0.15)	0.12 (0.033)	47.8 (13.5)	0.140 (0.082)	43.3 (10.2)
II	0.059 (0.021)	29.3 (1.3)	16.8 (6.2)	2.93 (0.05)	0.09 (0.042)	63.6 (11.3)	0.168 (0.048)	59.5 (9.5)
III	0.140 (0.021)	20.3 (2.1)	25.5 (8.8)	3.32 (0.29)	0.27 (0.086)	36.2 (11.6)	0.289 (0.076)	40.3 (9.8)
IV	0.095 (0.033)	20.8 (0.4)	16.6 (6.1)	3.56 (0.17)	0.18 (0.007)	34.7 (12.9)	0.250 (0.057)	32.1 (4.4)
V	0.158 (0.010)	21.7 (1.8)	34.3 (6.5)	3.46 (0.27)	0.24 (0.031)	16.1 (3.9)	0.110 (0.071)	33.1 (4.1)
VI	0.171 (0.046)	21.5 (0.6)	57.9 (19.9)	3.72 (0.19)	0.17 (0.025)	32.4 (22.9)	0.081 (0.053)	36.1 (6.4)

Abb.2 zeigt die Lage der Gruppen auf der Diskriminanzebene. Diese Ebene wird von den beiden ermittelten Trennfunktionen gebildet. Auf der X-Achse sind die Werte der Trennfunktion 1, auf der y-Achse die Werte der Trennfunktion 2 abgetragen. Die Ziffern geben die Lage der Gruppengrenzen an; bspw. führen alle Funktionswertepaare, die innerhalb der mit der Ziffer 1 markierten Fläche liegen, zur Einordnung in Standortgruppe I, usw.. Die Gruppenmittelwerte der Trennfunktionen sind durch "*" gekennzeichnet. Die Diskriminanzebene eignet sich für eine vergleichende und klassifikatorische Betrachtung von Böden im Gesamtaspekt ihrer Merkmale. Diese Trennfunktionswerte lassen sich prinzipiell für beliebige weitere Böden berechnen, was eine sehr anschauliche Darstellung dieser Böden hinsichtlich ihres bodenchemischen Zustands ermöglicht. Eine Anwendungsmöglichkeit

bestünde beispielsweise auch in der Darstellung der zeitlichen Entwicklung einer Fläche auf der Diskriminanzebene (z.B. zur Bewertung einer Kalkung oder Düngung).

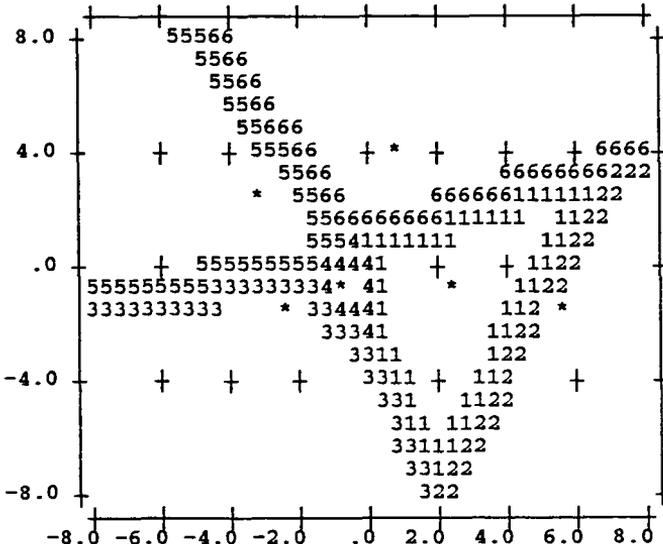


Abb.2: Lage der Standortgruppen auf der Diskriminanzebene

Zur Interpretation der beiden Trennfunktionen zeigt Abb.3 Streudiagramme, aus denen die Beziehungen zwischen den Trennfunktionswerten und den Bodenparametern mit signifikanten Trenneigenschaften hervorgehen. Es wird deutlich, daß die Trennfunktion 1 im wesentlichen von den N-Gehalten im A(e)h-Horizont geladen wird und die Zersetzungsdynamik charakterisiert; die Trennfunktion 2 wird von den Basensättigungen, pH-Werten und Fe-Gehalten hoch geladen und charakterisiert den Säure-Basen-Zustand der Böden.

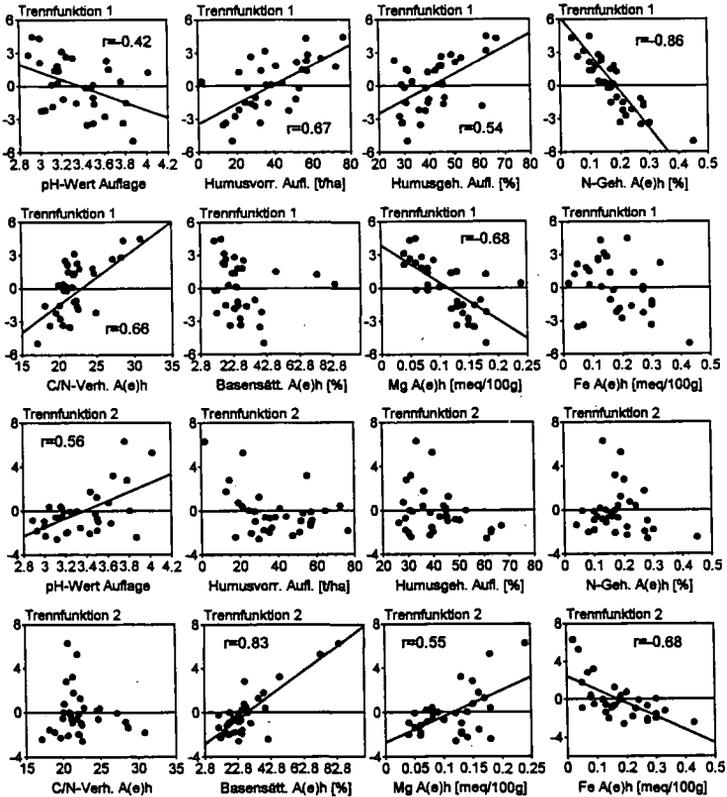


Abb.3: Beziehungen zwischen Trennfunktionswerten und Bodenmerkmalen

Zusammenfassung

Verfahren der multivariaten explorativen Datenanalyse eignen sich zur visuellen Darstellung von Böden im Gesamtaspekt ihrer Eigenschaften. Am Beispiel von Forststandorten im Berliner Raum werden 2 Trennfunktionen abgeleitet, die zur bodenchemischen Differenzierung zwischen 6 Standortgruppen führen. Auf der von diesen Trennfunktionen gebildeten Diskriminanzenebene ist eine vergleichende und klassifikatorische Betrachtung der Böden hinsichtlich ihres Humus- und Säure-Basen-Zustandes möglich.

Literatur

Jambu, M. (1992): Explorative Datenanalyse. Fischer Verlag Stuttgart.
Riek, W. (1995): Standorteigenschaften, Wuchsleistung und Schädigung von Kiefern- und Eichenstandorten im Berliner Raum. Diss. TU Berlin.

Disharmonische Lessivé-Braunerde-Interferenzen

von

Reuter, G.*

1. Einleitung

Zu den verbreitetsten Böden in Mitteleuropa gehören solche mit interferierenden Merkmalen der Bodentypen Braunerde und Lessivé. Sie wurden in der Vergangenheit als "degradierte Braune Waldböden" klassifiziert (STREMME 1936), wobei die Degradierung meist als Podsolierung verstanden wurde, obwohl es auch Befunde gab, die in andere Richtung wiesen (z.B. PALLMANN et al. 1943). Erst durch die Untersuchungen von DUDAL (1953), KUBIENA (1956) und ALTEMÜLLER (1956) auf Löß sowie REUTER (1957) und BLUME & SCHLICHTING (1959) auf Moränenstandorten setzte sich die Erkenntnis durch, daß die Tonverlagerung in solchen "degradierten Braunerden" nicht durch Podsolierung sondern einen anderen spezifischen Auswaschungsprozeß hervorgerufen ist. Die seinerzeit eingeführten Begriffe "Lessivé" (frz. "sol lessivé") und "Lessivierung" sowie "Lessivé-Braunerde" bringen das zum Ausdruck.

Im Gegensatz dazu hat dann die Typbezeichnung "Parabraunerde" (MÜCKENHAUSEN 1957) diesem Sachverhalt nicht deutlich genug Rechnung getragen. Sie eignet sich nicht für die Ableitung eines typologischen Begriffes für den Prozeß der Tonverlagerung, was auch für die später vorgeschlagenen bzw. eingeführten Typ-Bezeichnungen "Fahlerde" und "Luvisol" gilt. Dagegen ist "Lessivierung" eindeutig relevant. Leider wurde der Begriff "Parabraunerde" mit der Vorstellung verbunden, daß es sich um eine Degradierung der Braunerde handelt, d.h. die Tonverlagerung aus typischen Braunerde-Horizonten erfolgt. In der Paläpedologie wird nicht selten von "Parabraunerde" gesprochen, auch wenn kein Braunerde-Horizont vorhanden ist, es sich also um (fossilen) typischen Lessivé handelt !

2. Vorkommen und Eigenschaften

Obwohl auf die disharmonische Entwicklung der Böden mit Lessivé-Braunerde-Interferenzen schon hingewiesen wurde (REUTER 1962, 1990, 1994a), ist noch immer die Vorstellung verbreitet, die "Parabraunerde" sei -in gewisser Analogie zur "podsolierten Braunerde"- als lessivierte Braunerde aufzufassen. Es soll deshalb in diesem Beitrag nochmals auf die Fakten hingewiesen werden, die für mittel-

* Universität Rostock, Agrarwissenschaftliche Fakultät,
Fachgebiet Bodenkunde. D-18051 Rostock

europäische Verhältnisse gegen ein solches (harmonisches) Entwicklungsschema sprechen. Zur Kennzeichnung der Bodenhorizonte werden vom Verfasser vorgeschlagene genetisch-morphologische Bezeichnungen (REUTER 1962) verwendet:

Be bzw. Bl = Braunerde- bzw. Braunlehm-Horizont (Gefügeunterschiede !),
El bzw. Ep = Eluvialhorizont durch Lessivierung bzw. Podsolierung,
It bzw. Ih = Illuvialhorizont mit Ton- bzw. Humusanreicherung,
P = Pseudovergleyung, M = Muttergestein, r = reliktilsch

Die Verbreitung der Lessivé-Braunerde-Interferenzen (Horizontfolge A-Be-rEl-rBt-M) erstreckt sich auf gemäßigt-humide Gebiete (z.B. Mitteleuropa), während typische rezente Lessivés (Horizontfolge A-El-It-M) wie auch Braunlehme (A-Bl-M) in warm-humiden Gebieten auftreten (z.B. SO-Europa) und typische Braunerden (Horizontfolge A-Be-M, also ohne Tonverlagerung) auf kühl-humiden Standorten zu finden sind (z.B. Gebirgslagen, s. REUTER u.a.1995).

Als Muttergestein (M) finden sich -wie auch bei den typischen Lessivés- vor allem kalkhaltige perkolierbare Substrate (LÖS- sowie sandiger bis lehmiger Geschiebemergel).

Der Be-Horizont der mitteleuropäischen Lessivé-Braunerde-Interferenzen tritt in sehr unterschiedlicher Mächtigkeit auf, wobei in oberer Hanglage mit Abtrag zu rechnen ist, wodurch der Eindruck eines typischen rezenten Lessivés entstehen kann. Daß der Be oftmals (jedoch keinesfalls ausschließlich) einer periglaziären Umlagerungsschicht entspricht, ist beachtenswert, für unsere Problematik aber nicht von entscheidender Bedeutung. Er zeigt in jedem Falle das für Braunerde charakteristische lockere Koagulatgefüge (= "erdig" nach KUBIENA, deshalb Be !) und seine Anordnung unterhalb des A-Horizontes spricht für rezente Genese. Die mikromorphologischen Befunde ergeben in der Regel kein optisch aktives Fließplasma. Diese Gefügeeigenschaften des Be-Horizontes harmonisieren nicht mit denen der darunter befindlichen rEl- und rIt-Horizonte des Lessivés, die einen hohen Grad der Kolloiddispersion (bei Feuchte) bzw. -kohärenz (bei Trockne) erkennen lassen und sich mikromorphologisch durch hohe Anteile an optisch aktivem Fließplasma auszeichnen. Es ist nicht vorstellbar, daß ein rezenter Lessivierungsprozeß unterhalb des beschriebenen Be-Horizontes stattfindet; denn die z.B. in SO-Europa durchgeführten Untersuchungen an rezenten Lessivés und Braunlehmen (REUTER 1964a) zeigen, daß die Tonauswaschung bzw. die Disposition dazu in Form von optisch aktivem Fließplasma unmittelbar an der Oberfläche einsetzt (Horizontfolgen: s.o.).

Beim Vergleich der Horizontmächtigkeiten fällt die Tiefgründigkeit des It-Horizontes auf (besonders in sandigen Substraten, wo eine Aufgliederung in "Bänder" nicht selten ist). Dies entspricht der intensiveren Verwitterung unter warm-humiden Bedingungen. Dagegen kann die durch Dichtlagerung hervorgerufene sekundäre Pseudovergleyung (>rItP) durchaus rezent sein. Der El-Horizont erscheint vergleichsweise in geringerer Mächtigkeit. In den Fällen, wo der Be-Horizont sehr stark entwickelt ist, kann El sogar fehlen. Dies spricht für rezente Braunerde-Dynamik und

stützt ebenfalls die These vom Reliktcharakter der Lessivierung.

Für das höhere Alter der Lessivé-Horizonte sprechen auch die hohen Gehalte an pedogenem Eisenoxid (Fe_d) bei deutlich geringen Anteilen an (kaum kristallisiertem) oxalatlöslichem Eisenoxid ($Fe_o = <20\%$ des Fe_d) gegenüber den Be-Horizonten ($Fe_o = >40\%$ des Fe_d).

Zur Erklärung der Lessivierung, bei der ja eine perkolative Verfrachtung von unlöslichen mineralischen Kolloiden erfolgt, ist der Frage nach beteiligten hydrophilen Schutzkolloiden nachzugehen: Während bei der im gemäßigt-humiden Klima weit verbreiteten Podsolierung organische Chelatbildner bekannt sind, fehlen solche im Lessivé offensichtlich. Es kommen stattdessen hydrophile Formen der Kieselsäure in Betracht, deren Mitwirkung bei der Verfrachtung mineralischer Kolloide in tropischen Böden bekannt ist. Offensichtlich wird ihre Freisetzung und Peptisation durch höhere Temperaturen begünstigt. In rezenten Lessivés Südbulgariens und Ungarns (Jahresmitteltemperaturen 13 bzw. $11^{\circ}C$) wurden beachtliche Gehalte an NaOH-löslichem Si ermittelt (REUTER 1964b). Insbesondere spricht der hohe Gehalt an Si in den El-Horizonten (bis zu 23 % der Tonfraktion) für die Mitwirkung kolloider Kieselsäure bei der Tonverlagerung (Lessivierung).

3. Entwicklungsschema

Die dargelegten Diskrepanzen zwischen den Eigenschaften und Bildungsbedingungen der in den hier behandelten Böden auftretenden Braunerde- bzw. Lessivé-Horizonte erlauben nicht das Konzept einer harmonischen Typenentwicklung unter konstanten Umweltbedingungen. Als Ursache für die offensichtlich disharmonische Entwicklung kommt ein Klimawechsel in Betracht. Dieser hat in Mitteleuropa während des Holozäns stattgefunden: Die feucht-warmen Bedingungen des Atlantikums (7000-4500 BP), die dem heutigen Klima in SO-Europa entsprechen, ermöglichten auf geeigneten Substraten die Braunlehmbildung und Lessivierung, während erst danach (ab Subboreal) mit Braunerdebildung (ohne Tonverlagerung) gerechnet werden kann. Die unter Wald unterschiedlich ausgeprägte sekundäre Podsolierung ist in das noch andauernde gemäßigt-humide Subatlantikum (seit 2500 BP) zu stellen (REUTER 1990). - Vorliegende Befunde über rezente Lessivierung auf prähistorischen Schüttungen (v. ZEJSCHWITZ 1980 u.a.) sollten daraufhin überprüft werden, ob dabei fließplasmahaltiges Bodenmaterial eines älteren Lessivés reaktiviert wurde.

Auf ebenfalls klimabedingte Diskrepanzen in Eisenhumus-Podsolen wurde neuerdings hingewiesen (REUTER 1994b).

4. Schlußfolgerungen

- Aus kolloiddynamischen Gründen kommt als Vorstufe der Lessivierung nicht die Braunerde in Betracht, sondern der aus warm-humiden Gebieten bekannte Braunlehm (Terra fusca).
- Infolge des reliktschen Charakters der Lessivé-Merkmale in mitteleuropäischen Böden ist hier nicht mit rezenter Tonverlagerung zu rechnen. Dies ist von praktischer Bedeutung bei der Frage nach der Dauerwirkung des Meliorationsverfahrens der Ton-

substratapplikation auf Sandböden (REUTER 1994c).

- Für die bodenkundliche Systematik (Autorenkollektiv 1995) wird anstelle des Begriffes "Parabraunerde" - je nach Ausprägungsgrad der interferierenden Typmerkmale- "Lessivé-Braunerde" (= starke Verbraunung) bzw. "Braunerde-Lessivé" (= schwache Verbraunung) empfohlen, wobei sich eine getrennte Zuordnung zu den Klassen der Braunerden (B) bzw. Lessivés (L) ergibt. Auf die Bezeichnung "Fahlerde" kann verzichtet werden, zumal "Lessivé" international besser verständlich und anwendbar ist. Zweckmäßig wäre eine Kennzeichnung des Reliktcharakters in den Erläuterungen.

Literatur

- AUTORENKOLLEKTIV 1995: Bodenkundliche Kartieranleitung, 4.Aufl. Hannover.
- ALTEMÜLLER, H.-J. 1956: Mikroskopische Untersuchung einiger Löss-Bodenprofile mit Hilfe von Dünnschliffen. Z.Pflanzenern., Düng., Bodenkd. 72 (117), 152-167
- BLUME, H.P. & SCHLICHTING, E. 1959: Nachweis einer Tonverlagerung in Bodenprofilen. Z.Pflanzenern., Düng., Bodenkd. 85, 227-244
- DUDAL, R. 1953: Etude morphologique et génétique d'une sequence de sols sur limon loessique. Extrait de l'Agriculture 1, 121
- KUBIENA, W.L. 1956: Zur Mikromorphologie, Systematik und Entwicklung der rezenten und fossilen Lössböden. Eizeitaler u. Gegenw. 7, 101-112
- MÜCKENHAUSEN, E. 1957: Die wichtigsten Böden der Bundesrepublik Deutschland, .. Verlag Kommentator Frankfurt/M.
- PALLMANN, H., FREI, E. & HAMDI, H. 1943: Die Filtrationsverlagerung hochdisperser Verwitterungs- und Humifizierungsprodukte im Profil der mäßig entwickelten Braunerde. Kolloid-Z. 102, 11-119
- REUTER, G. 1957: Exkursionsführer in die Umgebung von Rostock. Tagung Komm. V der DBG am 2.6.1957
- REUTER, G. 1962: Tendenzen der Bodenentwicklung im Küstenbezirk Mecklenburg. Wiss. Abh. DAL Berlin 49, Akad. Verlag, 128 S.
- REUTER, G. 1964a: Zur Mikromorphologie lessivierter Böden in verschiedenen Klimagebieten. In: JONGERIUS: Soil micromorphology, Elsevier, 213-218
- REUTER, G. 1964b: Vergleichende Untersuchungen an lessivierten Böden in verschiedenen Klimagebieten. 8th Int. Congr. Soil Sc., Bucharest V, 723-732
- REUTER, G. 1990: Disharmonische Bodenentwicklung auf glaziären Sedimenten unter dem Einfluß der postglazialen Klima- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. Hohenheimer Arbeiten, Tag.-Bd. Ernst-Schlichting-Gedächtnis-Kolloquium, 69-74
- REUTER, G. 1994a: Type interferences in soil. Proc. 15th World Congr. Soil Sc. Acapulco, Mexico VI, 410-411
- REUTER, G. 1994b: Problematik der Eisenhumus-Podsole. Kurzfassungen 27. DEUQUA-Tagung Leipzig, 42
- REUTER, G. 1994c: Improvement of sandy soils by clay-substrate application. Appl. Clay Sc. 9, 102-120
- REUTER, G., JORDAN, E., LEINWEBER, P., CONDO, A. 1995: Eigenschaften, Entwicklungstendenzen und Altersunterschiede von Moränenböden in den bolivianischen Anden. Petermanns Geogr. Mitt. Manuskript eingereicht
- STREMMER, H. 1936: Bodenkarte des Deutschen Reiches ..., Petermanns Mitt. Gotha, Erg. Heft 226
- v. ZEESCHWITZ, E. 1980: Reliktisches und jungholozänes Tonfließplasma in bronzezeitlichen Grabhügeln auf der Paderborner Hochfläche. Fundber. aus Hessen 19/20, Festschr. W. Fischer, 423-447

Ableitung von Bodenparametern und Startwerten bei der Anwendung des Simulationssystems CANDY zur Untersuchung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften

von

Schenk, S.* und U. Franko**

1. Simulationssystem CANDY

Das Simulationssystem CANDY (Carbon and Nitrogen Dynamics) bildet die Dynamik des Kohlenstoff- und Stickstoffumsatzes im Boden sowie der Bodentemperatur und des Bodenwassergehaltes als eindimensionale Prozesse ab. Die bis zu einer Tiefe von 2 Metern beschriebenen Bodenprofile werden dabei in homogene Schichten von jeweils 10 cm unterteilt. Das Modell verarbeitet ausgehend von Startwerten zu den betrachteten Zustandsgrößen (Bodentemperatur, Bodenfeuchte, umsetzbare organische Substanz und Mineralstickstoff) Managementinformationen zu Bodenbearbeitung, mineralischer und organischer Düngung, Beregnung sowie Aufgang und Ernte. (FRANKO et al., 1993)

Der Modellantrieb erfolgt durch die Witterungsfaktoren Lufttemperatur, Niederschlag und Globalstrahlung, die in Tageswerten vorliegen müssen. Für Szenarienrechnungen kann das Simulationssystem an einen statistischen Wettergenerator gekoppelt werden, der langfristige standorttypische Witterungsdaten generiert (OELSCHLÄGEL, 1992). Auf diese Weise können auch verschiedene Klimaszenarien in die Modellrechnungen integriert werden.

Das in der Basisversion für einzelne Schläge und Versuchspartellen angewendete und verschiedene Standorte validierte Simulationsmodell CANDY wurde durch die Kopplung an ein Geographisches Informationssystem (ARC/INFO) für eine Anwendung zur Untersuchung von Bodenprozessen in größeren Arealen (Gesamtgebiet eines Agrarbetriebes, Agrarlandschaft) weiterentwickelt. Durch eine Überlagerung der Informationsebenen Boden, Wetter und Bewirtschaftung werden homogene Einheiten (Patches) erzeugt, auf deren Ebene die Simulation des jeweiligen Untersuchungsgebietes erfolgt. Nach erfolgter Simulation für ein Territorium sind folgende primäre Zustandsgrößen für wählbare Zeiträume in Form von thematischen Karten darstellbar:

- Potentielle biologische Aktivität (WMZ)
- Bodentemperatur
- Wasserhaushalt (Bodenwassergehalt, Wasserperkolations, Wasserbilanz an der Oberfläche)
- Stickstoff (Nitrat-, Ammoniumgehalt, Gasförmige N-Verluste, N-Auswaschung, Stickstoffmenge in der organischen Primärschicht (OPS))
- Kohlenstoff (Umsetzbarer Kohlenstoff, Biomasse-Kohlenstoff, OPS- Kohlenstoff)

* UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str.44, 06246 Bad Lauchstädt

** UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str.44, 06246 Bad Lauchstädt

In Abbildung 1 ist die Funktionsweise und Datenstruktur des Simulationssystems dargestellt.

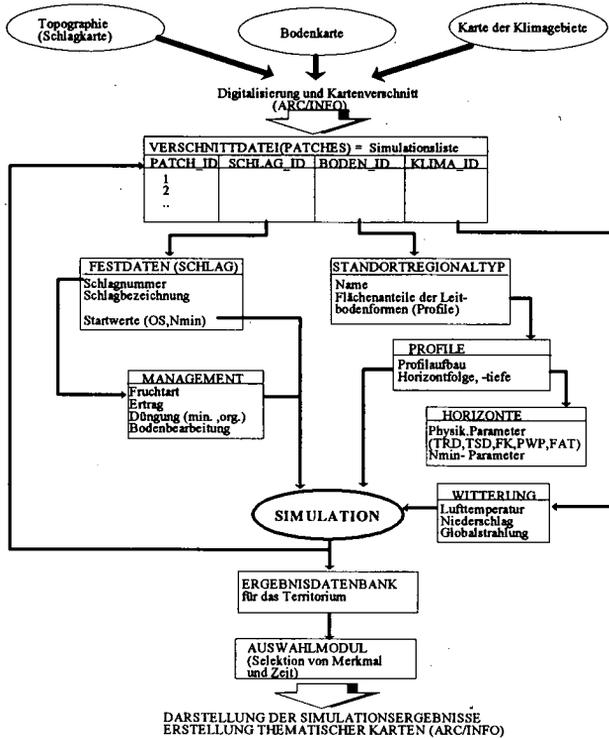


Abb. 1: Informationsfluß bei der Kopplung des Simulationsmodells CANDY mit dem Geographischen Informationssystem ARC/INFO

2. Ableitung der Bodenparameter

Die für das Modell erforderlichen Bodendaten müssen bei der Simulation der Bodenprozesse größerer Gebiete aus vorhandenen Informationen (Bodenkarten, Datenspeicher) abgeleitet werden, da im Gegensatz zur Behandlung einzelner Schläge keine flächendeckenden experimentellen Bestimmungen möglich sind. Dabei sind folgende modellspezifischen Parameter für jede Bodenschicht (Horizont) festzulegen:

- Trockenrohdichte
- Trockensubstanzdichte
- Feldkapazität
- Permanenter Welkepunkt
- Feinanteilgehalt (Ton + Feinschluffgehalt)
- Versickerungsparameter Lambda
- C_r- Referenzwert für die Schicht 0-30cm

Die Grundlage für die territorialen Bodendaten des Informationssystems bilden die Kartierung und Dokumentationen der Standortregionaltypen innerhalb der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Standortregionaltypen werden durch Gesellschaften definierter Bodenformen beschrieben, die sich jeweils in Leitbodenformen unterschiedlicher Flächenanteile und typische Begleitbodenformen differenzieren lassen (LIEBEROTH, 1982). Für jede innerhalb des Standortregionaltyps vorkommende wesentliche Bodenform (Leitbodenform) wird für die Kopplung von CANDY und ARC/INFO ein typisches Profil definiert, den Horizonten dieser Profile werden die für das Simulationsmodell CANDY erforderlichen bodenphysikalischen Parameter zugeordnet.

Für die Ableitung der in das Modell CANDY einfließenden Bodenparameter aus den Standortregionaltypen der MMK sind folgende grundsätzliche Schritte auszuführen:

- Katalogisierung der in den Standortregionaltypen auftretenden Leitbodenformen
- Entschlüsselung der Informationen über Substrat- und Horizontabfolge
- Parametrisierung der bodenphysikalischen Kennwerte der Horizonte

Für Löß-Bodenformen erfolgt die Festlegung der Tiefenstufe des Substratwechsels unter Verwendung der Angaben von ALTERMANN und SCHRÖDER (1992), außerdem wurden hier die von STROHBACH und SCHMIDT (1982) angegebenen Differenzierungsmerkmale der Standortregionaltypen (Standortgruppen 9 bis 11) berücksichtigt.

Die erforderlichen physikalischen Parameter wurden für gut beschriebene Profile direkt aus der Literatur übernommen. Bei unzureichender Beschreibung einzelner Bodenformen oder Horizonte wurden die Parameter unter Berücksichtigung der Körnung aus verschiedenen Quellen abgeleitet (Tab. 1).

Tab.1: Informationsbasis zur modellspezifischen Ableitung von Bodenparametern

Bodenparameter/Sachverhalt	Autor /Quelle
Vollständige Beschreibung wichtiger Bodenformen	KUNDLER (1989)
Bodenphysikalische Kennwerte für Substrat-Horizont-Gruppen	VETTERLEIN (1989)
Zusammenhang Substrat- Feinanteilgehalt	MORGENSTERN (1990)
Korrelation zwischen Ton- und Feinanteilgehalt (Löß-, Sandlößböden)	VETTERLEIN et al. (1989)
Abschätzung von FKAP und PWP aus Körnung (Tongehalt)	LIEBEROTH (1982)
Körnung und Humusgehalt in Löß-Schwarzerden	ALTERMANN et al.(1992)
Optimalwerte der Lagerungsdichte (im Körnungsartendreieck)	PETELKAU in KUNDLER(1989)

Um bei Langzeitszenarien entscheidende bewirtschaftungsbedingte Unterschiede im OS-Niveau abbilden zu können, werden die vom OS-Gehalt abhängigen bodenphysikalischen Parameter laufend an die aktuellen C_r -Werte angepasst. Die Basis für die Festlegung der Änderungsfaktoren für die bodenphysikalischen Eigenschaften in Abhängigkeit von der

Versorgung des Bodens mit organischer Substanz bilden die Untersuchungen von KÖRSCHENS (1988).

3. Startwerte

Ein erfolgreicher Start der Modellrechnungen für die einzelnen Patches eines Gebietes erfordert die Initialisierung der Bodenprofile hinsichtlich Temperatur, Wasser, Kohlenstoff und Stickstoff. Während für den Bodenwassergehalt (Profil auf Feldkapazität) und Bodentemperatur (lineare Anpassung) Standardannahmen für den Simulationsstart (1. Januar) verwendet werden, fließen bei der Generierung der Kohlenstoff- bzw. Stickstoffstartwerte Informationen zurückliegender Nutzung ein.

Für jeden Horizont wird ein Normalwert und ein Korrekturwert für den Gehalt an mineralischem Stickstoff (N_{\min}) festgelegt. Über eine an die Bewirtschaftungseinheit (z.B. Schlag) gekoppelte Datenbank erfolgt eine qualitative Einstufung in fünf Versorgungsstufen (Normalwert = Versorgungsstufe 3), nach denen in Verbindung mit einem zugeordneten Klimatyp die Korrektur des N_{\min} -Startwertes zur Ausführungszeit erfolgt.

Bei der Abschätzung des Startwertes der organischen Substanz (OS) wird von dem auf die jeweilige Bewirtschaftungseinheit bezogenen mittleren jährlichen Input an reproduktionswirksamen Kohlenstoff in t/ha (Organische Dünger, Ernte- und Wurzelrückstände) und der aus Feinanteilgehalt und Klimatyp abgeleiteten mittleren biologischen Aktivität ausgegangen. Aus diesen Werten wird dann das entsprechende Niveau an umsetzbarem Kohlenstoff ermittelt, welches den modellinternen C-Startwert darstellt.

Quellenangaben:

- ALTERMANN, M., SCHRODER, H. (1992): Zur Kennzeichnung der Schwarzerden aus Löß in Sachsen-Anhalt. Kühn-Archiv 86, Hamburg und Berlin, S.9-20
- FRANKO, U.; OELSCHLÄGEL, B. (1993): CANDY. -In: Simulationsmodelle zur Stickstoffdynamik. Schriftenreihe Agrarinformatik 25, Stuttgart. S.99-110
- KÖRSCHENS, M. (1988): Einfluß stark differenzierter C_r - und N_r - Gehalte auf bodenphysikalische Eigenschaften. -In: Tag.Ber. d. AdL der DDR.-269, Berlin. S.185-191
- KUNDLER, P. (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. Berlin, S.67-96
- LIEBEROTH, J. (1982): Bodenkunde. Berlin, S.140 ff.
- MORGENSTERN, J. H. (1990): Aus Standortunterlagen ableitbare Substratverhältnisse der Böden der DDRals eine Grundlage für die Bestimmung des Feinanteils der Ackerkrume und des krumennahen Unterbodens. - In: Arch.Acker-Pflanzenbau Bodenkd.- Berlin , S.232-242
- OELSCHLÄGEL, B. (1992): Zur Anwendung eines Wettergenerators bei der Modellierung von Bodenprozessen. In: Tag.Ber. zum Symposium Dauerfeldversuche und Nährstoffdynamik. Leipzig, S.131-140
- STROHBACH, B. und SCHMIDT, R. (1982): Zur Gliederung der Lößstandorte im Rahmen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung der DDR. - In: Arch.Acker- Pflanzenbau Bodenkd.- Berlin , S. 279
- VETTERLEIN, E., EBERT, J. (1989): Beziehungen zwischen Tongehalt und Feinanteil in Böden aus Löß und Sandlöß. -In: Arch.Acker- Pflanzenbau Bodenkd.- Berlin , S.279-287
- VETTERLEIN, E. (1989): Bodenphysikalische Kennwerte für Substrat-Horizont-Gruppen. In:KOEPEKE, V.(1989): Bodenwasserregulierung AdL der DDR. Münchenberg, S.116 ff.

Darstellung urbaner Böden in der Bodenübersichtskarte 1:200 000

von

Schlegel, H.*

Einleitung

Ältere Bodenkarten weisen städtische Gebiete als nicht kartierte Flächen aus oder sie subsummieren die Stadtgebiete unter den Legendeneinheiten der Böden aus natürlichen Substraten. Diese Darstellung urbaner Bereiche genügt den Ansprüchen an eine moderne Bodenkarte nicht mehr.

In den letzten Jahren wurden bodenkundliche Spezialkartierungen in zahlreichen Stadtgebieten durchgeführt. Entsprechende Pilotprojekte wurden z.B. in Kiel, Hamburg, Bremen, Berlin, Hannover, Saarbrücken und München abgeschlossen. Auch bei der Bearbeitung einer Bodenübersichtskarte i.M. 1:200 000 (BÜK 200), muß für die Darstellung "urbaner Böden" eine Lösung gefunden werden. Nachfolgende Ausführungen sind als Diskussionsbeitrag zu diesem Thema gedacht.

Flächendeckende "Stadtbodenkartierungen" liegen nur für wenige Kommunen vor. Meist fehlen Unterlagen über anthropogene Veränderungen des natürlichen Bodenausgangsgesteins und über die Art und Verbreitung technogener Substrate, wie z.B. Bauschutt, Asche, Schlacke oder Müll. Aus zeitlichen Gründen sind bei der Bearbeitung der BÜK 200 entsprechende Erhebungen nicht möglich. Für manche Stadtgebiete sind jedoch Karten des Versiegelungsgrades verfügbar, z.B. enthält der Umweltatlas München (LANDESHAUPTSTADT MÜNCHEN 1990) eine Karte i.M. 1:40 000, die den Versiegelungsgrad in Abstufungen von 10 zu 10 Flächen-% darstellt. Für Siedlungs-, Gewerbe- und Industrieflächen außerhalb der Städtischen Verwaltungsgrenzen gibt es keine entsprechenden Kartenunterlagen. Die Dichte der Gebäudesignaturen in den amtlichen Topographischen Karten liefert jedoch eine verwertbare Information über die Flächenversiegelung, die über das ganze Land vorliegt.

Für das Blatt CC 7934 München der BÜK 200 wird versuchsweise der Weg beschritten, die "urbanen Böden" auf der Grundlage des Versiegelungsgrades darzustellen. Maßstabsbedingt ist nur eine grobe Differenzierung möglich. Mit dem Versiegelungsgrad wird ein wichtiger bodenkundlich und vor allem hydroökologisch relevanter Parameter in der Bodenübersichtskarte erfaßt. Indirekt enthält er auch eine Aussage über das Ausmaß der anthropogenen

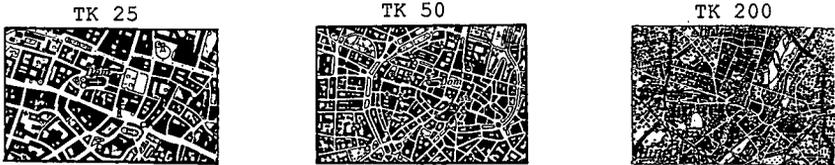
*Bayer. Geologisches Landesamt, Heßstraße 128, 80797 München

Störung der ursprünglichen Böden. In Stadtkernbereichen mit hohen Versiegelungsgraden sind in der Regel keine natürlichen, zumindest keine natürlich gelagerten Böden und Bodenausgangsgesteine erhalten. Dominierend sind technogene Substrate wie z.B. Bauschutt, Beton oder Asphalt.

Ableitung des Versiegelungsgrades

Mit Hilfe des Umweltatlas München war zuerst die Frage zu prüfen, welche Versiegelungsgrade für die Innenstadt charakteristisch sind. Für den mittelalterlichen Stadtkern und die wesentlichen Stadterweiterungen des 19. Jahrhunderts sind Stufen zwischen 70 und 100 Flächen-% ausgewiesen. Zur Peripherie der Stadt schließen sich dünner bebaute Gebiete mit Versiegelungen zwischen 40 und 70 Flächen-% an. Diese Differenzierung in 2 Einheiten des Versiegelungsgrades läßt sich in der TK nachvollziehen, am besten in der TK 50 (s. Abb.1).

Versiegelungsgrad 70 - 100 Flächen-%



Versiegelungsgrad 40 - 70 Flächen-%



Abb.1. Gebäudesignatur im Stadtkernbereich (oben) und in angrenzenden Randgebieten (unten) in Topographischen Karten verschiedener Maßstäbe.

Areale mit Versiegelungsgraden unter 40-Flächen-%, meist durchsetzt mit ungebauten Flächen, sind charakteristisch für Vororte mit Einfamilienhäusern. Sie greifen weit über die Stadtgrenzen hinaus. Aus der Dichte der Gebäudesignatur in der TK läßt sich die 40%-Grenze des Versiegelungsgrades nicht oder nur mit großer Unsicherheit ableiten, deshalb wird vorgeschlagen nur die größeren Städte, in denen Unterlagen, wie z.B. Planungsatlanten oder großmaßstäbige Stadtpläne vorliegen, in der BÜK 200 zu berücksichtigen. Um die zahlreichen kleineren Flächen auszuschließen, die über das ganze Land verstreut in der TK 200 mit Gebäudesignatur gekennzeichnet sind, werden Mindestflächengrößen der Kartiereinheiten festgelegt.

Festlegung von Mindestflächengrößen

Die in der BÜK 200 ausgegrenzten Einheiten für "urbane Böden" sollen wegen des Übersichtscharakters der Karte nicht zu klein sein. Außerdem soll vermieden werden, für Gebiete in denen die entsprechenden Unterlagen fehlen, eine Aussage über den Versiegelungsgrad zu erzwingen. Auf dem Kartenblatt CC 7934 München wurden nach diesen pragmatischen Vorgaben alle großflächigen Siedlungen, Industrie- und Gewerbegebiete sowie Verkehrsflächen überprüft. Als tragfähiger Kompromiß ergab sich folgende Festlegung:

Versiegelungsgrad	Mindestflächengröße
70 - 100 %	4 km ²
40 - 70 %	8 km ²

Die Abbildung 2 gibt einen Überblick über die nach diesem Grenzkriterien noch darstellbaren Flächen mit "urbanen Böden".

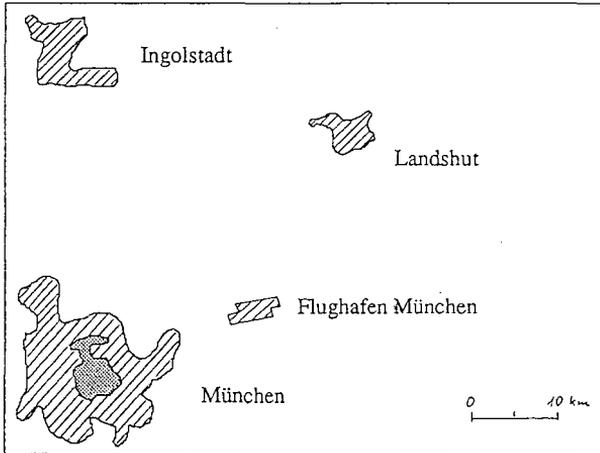


Abb.2. Blattgebiet der TK CC 7934 München. Dunkles Raster = Urbane Böden mit Versiegelungsgrad 70-100 %. Schraffur = Urbane Böden mit Versiegelungsgrad 40-70 %.

Durch die strikte Festlegung der Mindestflächengröße werden Versiegelungsgrade von 70-100 % innerhalb des Blattgebietes nur in der Stadt München berücksichtigt, darüber hinaus in Bayern nur in Nürnberg (8 km²), Augsburg (6 km²), Würzburg (5 km²) und Regensburg (4 km²). Alle anderen Städte besitzen nur kleinere Kerngebiete die nicht dargestellt werden. Industrieanlagen mit diesem hohen Versiegelungsgrad liegen i.d.R. unter der festgelegten Mindestflächengröße.

Darstellung in Karte und Legende

Die städtischen Kerngebiete (>70 Flächen-% Versiegelungsgrad) werden in der BÜK 200, Blatt München, als selbständige Legenden-einheiten geführt. Die Kartenrandlegende charakterisiert sie folgendermaßen: "Leitbodengesellschaft der (Locker)syroseme und Pararendzinen aus technogenen und anthropogen stark überprägten Substraten urbaner Räume".

Überbaute Gebiete mit 40-70 Flächen-% Versiegelungsgrad werden als Böden aus natürlichem Substrat kartiert (z.B.:...aus Niederterrassenschotter), aber in der Legende mit dem Zusatz versehen: "... anthropogen überprägt". Es handelt sich demnach um unselbständige Einheiten, die von den ursprünglichen, natürlichen Bodeneinheiten abgegrenzt werden.

Durch die Festlegung einer Mindestflächengröße von 8 km² werden nur die Gebiete der Großstadt-Randbezirke und die mittleren Städte erfaßt (z.B. Ingolstadt, Landshut etc.). Auch größere Flugplätze, wie z.B. der Verkehrsflughafen München, fallen in diese Kategorie.

Im Kartenbild kann für die selbständige Einheit der städtischen Kerngebiete wegen der Dichte der Gebäudesignatur auf eine Flächenfarbe verzichtet werden. Allenfalls wäre eine lockere Schraffur denkbar, wie das Beispiel der Geologischen Übersichtskarte 1:200 000, Blatt CC 8718 Konstanz zeigt.

Für die unselbständige Einheit (40-70 % Versiegelungsgrad) wird die Grundfarbe der "natürlichen Einheiten" beibehalten und mit einer Übersignatur versehen. In der zur Karte gehörenden Flächeninhaltsdatei besitzen diese unselbständigen Einheiten einen eigenen Datensatz.

Literatur:

LANDESHAUPTSTADT MÜNCHEN (1990): Umweltatlas München.- München (Verl. Löhr & Partner).

Urban-pedoökologische Inventur von Eckernförde

von

Schleuß, U.¹ und H.-K. Siem²

1 Einleitung

Urbane Räume weisen eigene ökologische Charakteristika auf (s. SUKOPP 1987, REBELE 1994), wobei deren Ausprägungen u.a. von Stadtgröße und Stadt-Umland-Beziehungen abhängen. Auch die Böden dieser Räume sind in ihren ökologischen Eigenschaften stark verändert (BLUME 1993). Im Rahmen des BMFT-(BMBF)- geförderten Verbundprojektes '**Bewertung anthropogener Stadtböden**' werden Kenntnisse über Böden anthropogener Aufträge mit technogenen bzw. Mischungen von technogenen und nicht-technogenen Substraten hinsichtlich ihrer Genese, Klassifikation, Ökologie und Funktionen gewonnen. Desweiteren werden für ausgewählte Stadtteile von Eckernförde, Halle, Rostock und Stuttgart die Muster der Bodenverteilung als Grundlage landschaftsplanerischer Maßnahmen analysiert. Da in urbanen Räumen einerseits mit einer hohen Pedovarianz zu rechnen und andererseits die Durchführung von Bohrungen mit erheblich größerem Aufwand verbunden bzw. nicht möglich ist, kommt der Nutzung von Vorinformationen und deren pedoökologischer Interpretation besondere Bedeutung zu (GRENZIUS 1993). Im folgenden Beitrag wird auf die Bodeninventur im Stadtgebiet von Eckernförde und auf die Verwaltung der dabei gewonnenen Daten näher eingegangen.

2 Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Eckernförde (22.700 Einwohner, 1800 ha, 825 mm, 8,2°C) liegt im Naturraum Östliches Hügelland in Schleswig-Holstein und grenzt mit seinem Altstadtbereich unmittelbar an die Ostsee; daher sind viele Böden dieses Kernbereiches salzwasserbeeinflusst. Die Oberflächenformen sind überwiegend durch die Weichselkaltzeit geprägt, modifiziert durch holozäne Küstenbildung und anthropogene Einflüsse. Als bodenbildende Substrate sind vor allem Geschiebemergel, -sand, glazifluviale und marine Sande, Abschwemmassen und anthropogene Aufträge natürlicher und/oder technogener Substrate, sowie in den Senken mächtige Torf- und Muddenablagerungen vorhanden.

Methodik

Die Bodeninventur wurde auf Basis von AG BODENKUNDE (1982), AK BODENSYSTEMATIK (1985) und SCHLICHTING et al. (1995) vorgenommen. An repräsentativen Böden wurden bodenphysikalische und -chemische Merkmale detailliert aufgenommen (Methodik s. SCHLICHTING et al. 1995).

Datenverwaltung

Die pedologischen Daten werden im Datenbanksystem ORACLE des PZ Ökosystemforschung

¹ Projektzentrum Ökosystemforschung, CAU Kiel, Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

² Geologisches Landesamt, Abtl. Boden- und Geologische Landesaufnahme, Mercatorstr. 3, 24106 Kiel

der CAU Kiel verwaltet, getrennt nach Profil-, Horizont- und Auswertungsdateien. Diese Dateien sind durch das gemeinsame Attribut PROFILNUMMER miteinander verknüpfbar. Durch Algorithmen können zu Einzelparametern Auswertungen erstellt werden, z.B. zur nFKWe. Diese Auswertungen basieren u.a. auf Ableitungsregeln der AG BODENKUNDE (1982), BLUME & BRÜMMER (1991) sowie BLUME (1992) und wurden für die Böden des Gebietes Bornhöveder Seenkette getestet. Für den Bereich Eckernförde findet die Auswertung z.Zt. noch unter der Annahme statt, daß diese Auswertungsalgorithmen auch für anthropogene Aufträge mit technologischen Substraten gelten. Da diese Annahme aber problematisch ist, werden Modifikationen für bestimmte Substrate auf Basis der Untersuchungen anderer Teilprojekte des Verbundvorhabens bei der Endauswertung zu berücksichtigen sein.

Die Flächendaten werden -analog zu den Datenbeständen der Bodenaufnahme Bornhöveder Seenkette- für ausgewählte Beispiele aus dem Gebiet Eckernförde digitalisiert und in einem GIS (Software: ARC-INFO) gespeichert, wobei zwischen Flächen- und Punktdaten zu unterscheiden ist. Die dabei erzeugten Karten lassen sich ebenfalls mit den Dateien der ORACLE-Datenbank verknüpfen (ZÖLITZ-MÖLLER et al. 1993).

3 Ergebnisse und Diskussion

Für das Stadtgebiet von Eckernförde sind unterschiedlich strukturierte und räumlich aufgelöste Vorinformationen vorhanden. Die wichtigsten Eingangsgrößen fanden folgende Verwendung:

- Bodenschätzungsdaten: Sie liegen für einen Großteil der Stadtfläche vor, da viele Bereiche erst in den Nachkriegsjahren einer stärkeren Siedlungsentwicklung unterlagen;
- Nutzung und -(s)geschichte: Die Daten der aktuellen Nutzung können großmaßstäbigen Topographischen Karten bzw. Luftbildern entnommen werden; in Einzelfällen fand eine Verifizierung im Gelände statt. Durch Hinzuziehung älterer Chronologen läßt sich -in Grenzen- eine Nutzungsgeschichte rekonstruieren. Dabei ist zu berücksichtigen, das Eckernförde im Vergleich zu anderen Städten sehr geringe Kriegsschäden aufweist, so daß Trümmerschuttflächen nur eine geringe Bedeutung haben;
- Luftbilder: Diese lassen sowohl Aussagen zur aktuellen Nutzung, zur Versiegelung als auch zur Landschaftsstruktur ableiten; durch die Einbeziehung älterer Luftbilder sind Strukturveränderungen (z.B. Verfüllungen ehemaliger Kiesgruben) erkennbar;
- Amtliche Kartenwerke: Aus diesen Karten lassen sich Aussagen zum Relief ableiten, teilweise sind die Karten durch die städtebaulichen Veränderungen korrekturbedürftig;
- Archäologie: Im Altstadtbereich wurden in den letzten Jahren sehr intensive archäologische Aufnahmen durchgeführt (HARCK 1980); die Beschriebe und Zeichnungen wurden ausgewertet ;
- Altlastenkataster: Die vorliegenden, meist punktförmigen Daten wurden ebenfalls einbezogen.

Für Einzelpolygone bleibt festzustellen, daß eine sehr unterschiedliche Informationsdichte mit Vorinformationen besteht und diese Daten eine sehr unterschiedliche Aktualität aufweisen (s. Abb. 1). Die Nutzung von Vorinformationen ermöglicht aber eine starke Reduzierung des Bohraufwandes und Hilfestellungen bei der Grenzziehung.

Die aktuelle Bodensituation ist für einen Ausschnitt aus dem Stadtbereich in Abb. 2 dargestellt. Dabei zeigt sich, das im urbanen Raum kaum noch Böden natürlicher Lithogenese zu finden sind. Hier sind durch anthropogene Eingriffe infolge der Bautätigkeit vor allem Böden anthropogener Lithogenese zu finden. Die Veränderungen gegenüber der Konzeptkarte können ausschnittsweise auch Abb. 2 entnommen werden.

4 Ausblick & Probleme

Zukünftig soll versucht werden, die ATKIS-Daten des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein als digitale Grundlage einzubeziehen. Dies hätte den Vorteil einer schnelleren Bearbeitung, weil auf einer digitalen Vorlage gearbeitet werden könnte. Damit werden auch Fehler bei der



KON-ID	262	379	382	387
AREA	1182	4930	7525	4670
BODSCH	KB1	KB1	-	B1
GEOL	wSg	wSg	-	wSg
NUTZ_AKT	Sied	Sied	Sied	Sied
NUTZ_HIS	A	A	Sied	A
LUFTB	V2	V4	V4	V2
ARCHAO	-	-	-	-
ALTFLAST	-	-	-	-

Erl.: AREA= Fläche (in m²), BODSCH= Bodenschätzungsdaten (K= Kolluvisol, B=Braunerde, 1= Sand), GEOL= Geologie (wSg= weichselz. Geschiebesand), NUTZ_AKT= aktuelle Nutzung (Sied= Siedlungsfläche), NUTZ_HIS= ehemalige Nutzung (A= Acker), LUFTB= Luftbildinformationen (V= Versiegelungsgrad, n. BOECKER, 2=10-50%, 4= 70-90%), ARCHAO= Archäologische Daten, ALTFLAST= Daten aus Altlastenkataster, - = keine Information vorhanden

Abb. 1: Informationen aus der Konzeptkarte für einen Ausschnitt des DGK5 Blattes Eckernförde-Nord

Digitalisierung minimiert.

Für den urbanen Bereich Eckernförde lassen sich aus den Arbeiten folgende Problemfelder skizzieren:

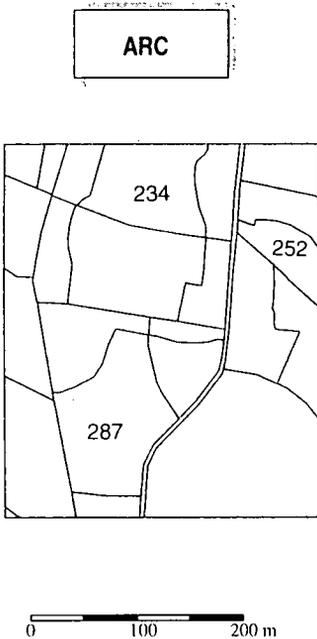
- Aktualisierung der Datenbestände: Durch starken Nutzungswandel ist mit laufenden Veränderungen im Bodenmuster zu rechnen; eine grobe Erfassung dieser Veränderungen ist nötig, scheitert aber häufig an fehlenden Finanzmitteln;
- Übertragbarkeit von Modellansätzen: Es fehlen für Bewertungen stadtspezifische Modellansätze. Es bleibt fraglich, ob Modelle, die an Böden natürlicher Lithogenese in ländlichen Räumen angepaßt sind, auf städtische Verhältnisse übertragbar sind;
- generelle stadtoökologische Betrachtungen sind notwendig, um Struktur und Dynamik von Systemen besser beschreiben zu können (s.a. SUKOPP 1990). Die alleinige Aufnahme pedologischer Größen reicht für die Bewertung dieser Strukturen nicht aus.

Dank

Das Projekt wird dankenswerterweise vom BMFT (BMBF, Projektträger BEO Jülich) unter der Fördernummer 0339511 A 3 finanziell getragen. Prof. Dr. O. Harck, CAU Kiel, Dipl.-Ing. Weber, Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein, Dipl.-Geogr. M. Packschies, Stadtverwaltung Eckernförde, und Dipl.-Ing. Dethlefsen, Kreisverwaltung Rendsburg, sei für die großzügige Überlassung von Daten, Prof. Dr. H.-P. Blume, Kiel, für kritische Anmerkungen zum Manuskript gedankt.

5 Literatur

- AG Bodenkunde der Geologischen Landesämter (Hrsg., 1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 331 S. 3. Aufl., 4. Aufl (im Entwurf)
- AK Bodensystematik der Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (Hrsg., 1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Kurzfassung-, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 44, 1-90



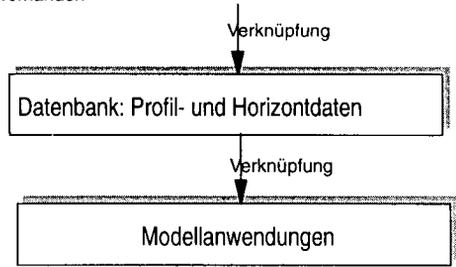
ARC

INFO

BODECK-ID	234	287	252
AREA	7800	11513	3266
BODTYP	RZh	RZn	RZn
GEOL	hJS	JS,Yb	JS,Yb
BODARTAB	SI3/SI3	SI3/SI3	SI2/SI2
BASIZ	5	5	5
LUFTB	V3	V3	V5
NUTZ_ATKIS	W	W	W

Erl.: AREA= Fläche (in m2), BODTYP= Bodentyp n. KA4 (RZh= Humus-Pararendzina, RZn= Norm-Pararendzina, RQh= Humus-Regosol), GEOL= Geologie (JS= anthropogen umgelagerter Sand, Yb= Bauschutt, h=humos), BODARTAB: Bodenartenabfolge (0-4, 4-8dm), BASIZ= Basizität (5= sehr hoch), NUTZ_ATKIS= Nutzung ATKIS-Daten (W= Wohnen), - = keine Information vorhanden

Abb. 2: Informationen aus der aktuellen Bodenkarte für einen Ausschnitt des DGK5 Blattes Eckernförde-Nord



Blume, H.-P. & Brümmer, G.W. (1991): Prediction of Heavy Metal Behaviour in Soils by Means of Simple Field Tests, *Ecotoxic. Environm. Saf.*, 22, 164-174

Blume, H.-P. (Hrsg., 1992): *Handbuch des Bodenschutzes*, ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg, 2. Aufl.

Blume, H.-P. (1993): Böden, in: Sukopp, H. & R. Wittig (Hrsg.): *Stadtökologie*, G. Fischer-Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 154-171

Grenzius, R. (1993): Konzeptbodenkarten für den städtischen Raum, *Z. Pflanzenernähr. Bodenkund.* 156, 207-210

Harck, O. (1980): Stadtkernforschung in Eckernförde - Ein Beitrag zur Diskussion der Entstehung früher Städte in Schleswig und Holstein, *Orfa*, 37, 232-252

Rebele, F. (1994): Stadtökologie und Besonderheiten städtischer Ökosysteme, *Geobot. Kolloq.*, 11, 33-48

Schleuß, U. & Reiche, E.-W. (1994): Verwaltung und Auswertung von Bodendaten mittels GIS. Modellen und Datenbank im Projektzentrum Ökosystemforschung, in: ESRI (Hrsg.): *ARC/INFO*, 2. Dtsch. Anwenderkonferenz, Tagungsband, 152-160, Freising

Schlichting, E., Blume, H.-P. & Stahr, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*, Blackwell, 2. Aufl., Pareys Studentexte 81, 280 S.

Sukopp, H. (1987): Stadtökologische Forschung und deren Anwendung in Europa, *Geobot. Kolloq.* 4, 3-28

Sukopp, H. (Hrsg., 1990): *Stadtökologie - Das Beispiel Berlin*, Reimer Verlag, Berlin, 455 S.

Zöllitz-Möller, R., Schleuß, U., Reiche, E.-W. & Heinrich, U. (1993): Integration of GIS, Data Bank and Simulation Models for Ecosystem Research and Environmental Assessment, in: Harts, J., Ottens, H. & Scholten, H. (Eds.): *European Conference on Geographical Information Systems '93, Conf. Proc.*, Vol II, 1230-1238

Zuordnungsregelwerk für die Bodenübersichtskarte 1:200 000 (BÜK 200)

von

Schmidt, R.¹, G. Adler² und W. Eckelmann²

1 Einleitung

Die Erarbeitung einheitlicher thematischer Kartenwerke im nationalen Maßstab erfordert neben den konkreten Kartierarbeiten eine umfangreiche Herausgeberstätigkeit, wozu u.a. die fachliche Koordinierung und Vereinheitlichung der Ausgangsmaterialien gehört. Dies gilt auch für die Bodenübersichtskarte 1:200 000 (BÜK 200), die von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) in Zusammenarbeit mit den Geologischen Landesämtern herausgegeben wird. Für die Erarbeitung der Kartenblätter liegt eine Arbeitsanleitung (HARTWICH et al. 1994) vor, es fehlt jedoch ein Rahmenkatalog der Kartiereinheiten, der die zu erwartenden Bodengesellschaften zusammenfassend darstellt. Ein solcher Rahmenkatalog für die Bodengesellschaften Deutschlands ist einerseits dringend notwendig, er kann aber andererseits mit hinreichender Sicherheit erst im Verlauf der Kartierung erstellt werden. Deshalb sind wissenschaftlich begründete Grundsätze für die Aggregation und Überprüfung der Kartierungsdaten erforderlich, die es ermöglichen, von Anbeginn an und in ständiger Vervollkommnung das Kartenwerk weitgehend einheitlich aufzubauen. Vor diesem Hintergrund ist ein **Zuordnungsregelwerk** für die BÜK 200 vorgesehen, das folgende Funktionen erfüllen sollte:

- (1.) Hilfsmittel zur vergleichbaren Ausgrenzung der Kartiereinheiten bei unterschiedlichen Ausgangsmaterialien, Lagebeziehungen und regionalen Zuordnungen
- (2.) Hilfsmittel zur vergleichbaren Aggregation von Bodendaten mit dem Ziel, länderübergreifend reproduzierbare Auswertungen vor allem für den Bodenschutz zu ermöglichen
- (3.) Prüfalgorithmus für den bodenkundlichen Inhalt der Autorene originale und ggf. Korrektur mit dem Ziel der bundeseinheitlichen Herausgabe des Kartenwerkes.

2 Zuordnungsregelwerk

2.1 Module des Zuordnungsregelwerkes

Aus der Analyse mittelmaßstabiger Bodenkarten (BOESS u. MÜLLER 1989, HUMMEL et al. 1994, SCHMIDT und DIEMANN 1981) sowie aus den Anforderungen von Methoden zur einheitlichen Auswertung (MÜLLER et al. 1992) ergibt sich, daß folgende Kriterien für die einheitliche und reproduzierbare Ausgrenzung von Kartiereinheiten unabdingbar sind:

- (1.) Definition der Kartiereinheit als Bodengesellschaft in Beziehung zu Landschaftsaufbau und -genese, (2.) exakte Bestimmung der für Auswertungen wesentlichen Boden- und Standortparameter Substrat, Hydromorphie, Relief, (3.) Heterogenitätskennzeichnung nach Flächenanteilen und Anordnungsmuster. Auf dieser Grundlage werden die in Übersicht 1 zusammengestellten Module des Zuordnungsregelwerkes unterschieden:

Das **Bodenlandschaftsmodul** bzw. **regionale Zuordnungsmodul** (1) stellt die Zuordnung der Kartiereinheit zu einer Bodenregion/Bodengroßlandschaft fest und prüft den typischen oder abweichenden Fall der Zuordnung. Daraus ergeben sich Hinweise auf die Sicherheit der Aussage in Bezug auf vorhandene nutzbare Bodendaten für regionaltypische Profile, die anhand des **Referenzbodenmoduls** (2) ermittelt werden können. Das **Parametermodul** (3) ermöglicht es, die Aussagen zu den Substrat-, Hydromorphie- und Reliefverhältnissen vergleichend zu ordnen und einheitlichen Kategorien der Kartierung und Auswertung zuzuweisen. Charakteristische Züge der Verteilungsmuster in Beziehung zu den Flächenanteilen der Leit- und Begleitböden in der Kartiereinheit werden im **Vergesellschaftungs- und Heterogenitätsmodul** (4) zusammengefaßt.

1) Fachhochschule Eberswalde, A.-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

2) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stillweg 2, 30655 Hannover

2.2 Aggregierungsschritte zur Ableitung von Bodengesellschaften

Bedingt durch das eingangs erläuterte Fehlen eines Rahmenkatalogs der Kartiereinheiten werden Regeln für die Zuordnung der Aufnahme- und Aufnahmearten zu den 7 Aggregierungsstufen von Bodeneinheiten (1=Bodenform, 2=Bodenformengesellschaft, 3=Leitbodengesellschaft, 4=Leitbodenassoziation, 5=Bodenlandschaft, 6=Bodengroßlandschaft, 7=Bodenregion; Tab. 52 in KA 4 bzw. FINNERN 1993) benötigt. Innerhalb dieser Hierarchie sollte in einem ersten Schritt die **Leitbodengesellschaft** als zentrale Kategorie der Kartierung und Legengestaltung der BÜK 200 abgeleitet werden. Sie gewährleistet die vergleichende Einordnung in die übergeordneten Aggregierungsstufen 4...7 und damit den regionalen Vergleich. Auf dieser Grundlage sollte in einem zweiten Schritt die Differenzierung zur **Bodenformengesellschaft** unter Berücksichtigung der Substrat- und Heterogenitätsangaben erfolgen. Diese Schrittfolge hat das Ziel, nach einer zunächst ermittelten Aggregierungsstufe in zentraler Stellung die konkreteren Aussagen auf dem Niveau der Bodenformengesellschaften zu ergänzen. Das Prinzip der Ableitung von Bodeneinheiten ist in Übersicht 2 zusammenfassend dargestellt.

3 Schlußfolgerungen

Das Zuordnungsregelwerk dient insgesamt der Ordnung der Primärdaten der BÜK 200 mit dem Ziel, die Kartiereinheiten regional und überregional vergleichbar zu bestimmen und einheitlich nutzbar zu machen. Die bisher vorgeschlagenen methodischen Hilfsmittel sollten gemeinsam mit den Kartierern der Geologischen Landesämtern weiter ausgestaltet werden, insbesondere unter Beachtung folgender Schwerpunkte:

- (1.) **Integration von Modulen bzw. Verknüpfungsregeln in die Anleitung zur BÜK 200** (HARTWICH et al. 1994), z.B. Klassifizierung von Substrat-, Hydromorphie- und Reliefmerkmalen nach Leitmerkmalen und Flächenverhältnissen oder Gruppierung der Heterogenitätsmerkmale nach Verteilungsmuster und Gefügetyp.
- (2.) **Zusammenstellung eines vorläufigen Rahmenkatalogs** für die zu erwartenden Kartiereinheiten auf der Grundlage "Leitbodengesellschaften für Bodengroßlandschaften" nach allen vorhandenen regionalen Unterlagen.
- (3.) **Weiterentwicklung des Zuordnungsregelwerkes** mit dem Ziel der digitalen Umsetzung als **wissensbasiertes System**, das die einheitliche Anwendung für Erarbeitung und Herausgabe der BÜK 200 gewährleistet.

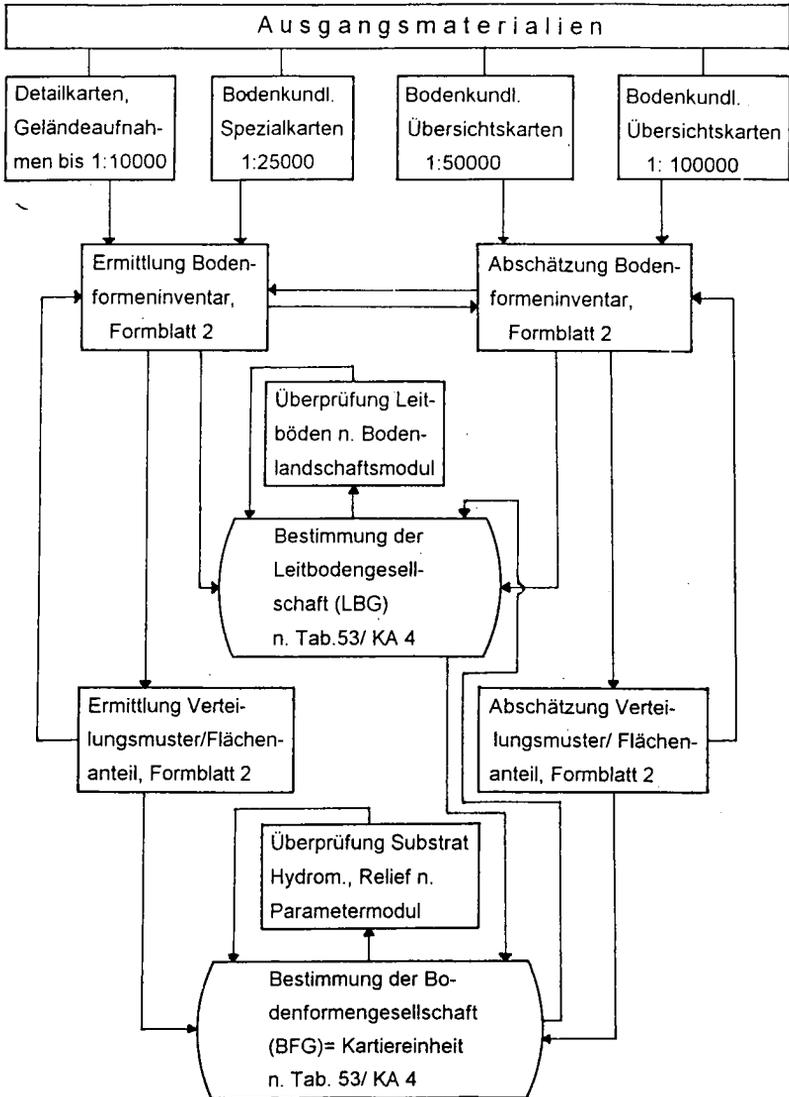
Literatur:

- BOESS, J. und U. MÜLLER (1989). Erläuterungsheft zur Bodenkundlichen Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1:200.000 (BSK 200) und ihre Auswertungsmöglichkeiten. Niedersächs. Landesamt für Bodenforschung (NLFb) Hannover, 39 S., Anhang.
- FINNERN, H. (1993): Die Boden-Übersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BÜK 200). Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72, 889-892.
- HARTWICH, R., D. KRUG und W. ECKELMANN (1994): Anleitung zur Erarbeitung der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BÜK 200). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin 24 S.
- HUMMEL, P., K. RILLING und F. WALDMANN (1994): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000, Blatt CC 7918 Stuttgart - Süd; Herausgegeben von der Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe und dem Geolog. Landesamt Baden-Württemberg.
- MÜLLER, U., C. DEGEN und C. JÜRGING (1992): Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde (FIS Boden). Technische Berichte zum NIBIS, H. 3, Niedersächs. Landesamt f. Bodenforschung Hannover, 20 S., Anlagen.
- SCHMIDT, R. und R. DIEMANN (1978 Unveränderter Nachdruck 1981): Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standorterkundung. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit der Akad. d. Landwirtschaft. wiss. DDR, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung Eberswalde, 78 S.

Übersicht 1

Vorschlag für Module des Zuordnungsregelwerkes der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200)

Bezeichnung	Inhalt/Ergebnis	Aggregierungs- bzw. Prüfmethode
1 - Bodenlandschaftsmodul/Regionales Zuordnungsmodul	Bestätigung bzw. Vergleichbarkeit der Bodeninhalte nach Leitböden in Bodenregionen/Bodengroßlandschaften	Matrix der Beziehung zwischen Leitböden und Bodenregionen/Bodengroßlandschaften
2 - Referenzbodenmodul	Zuordnung und Vergleichbarkeit der Leit- und Begleitbodentypen zu Referenzböden oder Referenzhorizonten	Katalog der Referenzböden/Referenzhorizonte für Bodenregionen und/oder Bodengroßlandschaften
3 - Parametermodul	Vergleichbarkeit der Kartiereinheiten nach bestimmten Bodeneigenschaften: (1) Substrat, (2) Hydromorphie, (3) Relief	Klassifizierung von Substrat-, Hydromorphie- und Reliefverhältnissen nach Leitmerkmalen und Flächenanteilen ("Flächentypen")
4 - Vergesellschaftungsmodul/Heterogenitätsmodul	Zuordnung und Vergleichbarkeit der Kartiereinheiten nach Vergesellschaftungs- und Anordnungseigenschaften	Gruppierung der Verteilungsmuster nach Referenz-Bodengesellschaften sowie Matrix der inhaltlichen Heterogenität



Übersicht 2

Aggregierungsstufen zur Ableitung von Bodeneinheiten der BÜK 200

Die Bodenübersichtskarte 1:400 000 des Landes Sachsen-Anhalt

von

Schröder, H., C. Knauf und W. Kainz¹

In Fortführung der Arbeiten an kleinmaßstäbigen Bodenübersichtskarten des Landes Sachsen-Anhalt wird nach der im Jahre 1993 vorgestellten Bodenübersichtskarte 1: 500 000 jetzt eine Bodenkarte 1: 400 000 vorgestellt. Diese ist gegenüber der 500 000er Karte im Detail genauer, in der Ausscheidung der Kartierungseinheiten differenzierter, in der Langlegende umfangreicher und ist mit einer genaueren Topographie unterlegt. Die neue Karte wurde als Vorstufe zu einer Bodenübersichtskarte 1: 200 000 des Landes Sachsen-Anhalt erarbeitet, die in den nächsten Jahren folgen soll. Das Land Sachsen-Anhalt wird auf Grund seiner Bodenausstattung und seiner Klimaverhältnisse überwiegend (etwa 3/4 der Fläche) landwirtschaftlich genutzt. Ein knappes Viertel (22 % der Fläche) ist mit Wald bestockt. Als bedeutende Waldgebiete können die Colbitz-Letzlinger Heide, die Dübener Heide, der Harz und der Fläminganteil genannt werden. Die Landesfläche gliedert sich geomorphologisch-bodengeographisch in folgende Regionen:

1. Das pleistozäne Tiefland mit seinem Wechsel von sandigen und lehmigen Platten im wesentlichen Verbreitungsbereich des Geschiebedecksandes, seinen aufgesetzten Endmoränen mit einzelnen Sandlößvorkommen sowie den entwässernden Rinnen
2. Der dem Lößgebiet vorgelagerte Sandlößgürtel mit Sand- und Lehmunterlagerung
3. Die meist sand- und lehmunterlagerten Lößböden und die Lößhügelländer mit ihren mesozoischen Grundgesteinsdurchragungen und den entsprechenden Basisschutten
4. Das nördliche Bördevorland mit sandig-lehmigen, skeletthaltigen, weichselzeitlichen Periglazialdecken und zwischengelagerten saalezeitlichen Sedimenten mit Geschiebedecksand
5. Das paläozoische Mittelgebirge des Harzes einschließlich des Kyffhäuseranteils mit seiner Grundgesteinsvielfalt und seinen flächendeckenden, skeletthaltigen Löß-, Sandlöß- und Bergsalmdecken über Basisschutten auf verschiedenen Grundgesteinen
6. Die mit Talsedimenten erfüllten Niederungen
7. Die Flußauen
8. Die Bergbaufolgelandschaften

¹)Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt
Köthener Straße 34, 06118 Halle

Die Sedimente des unmittelbaren, die Bodenbildung beeinflussenden Untergrundes wurden hauptsächlich während der Saalezeit (Schmelzwassersand und Geschiebemergel sowie saalezeitlicher Flußschotter) und der frühen Abschnitte der Weichselkaltzeit (Fließ-erden und Solifluktionsschutte) gebildet.

In den Tälern dominieren weichselzeitliche Talsande ("Niederungssande") die gelegentlich von Tallehmen ("Hochflutlehmen") vertreten werden. Während des Hochglazials der Weichselvereisung kam es im Periglazialgebiet, in dessen Bereich die Landesfläche hauptsächlich lag, (nur ein geringer Teil im Nordosten befand sich damals im unmittelbaren Vereisungsbereich), zur Bildung von äolischen Deckschichten unterschiedlicher lithofazieller Ausbildung. So entstanden Löß, Sandlöß, Skelettlöß, "Decklehm" und Geschiebedecksand, die allesamt stratigraphisch als äquivalent aufgefaßt werden. Im Holozän kam es zur Ablagerung bzw. Bildung von Flußschottern, sandig-lehmigen bis tonigen Auensedimenten, Sanddünen und Flugsanddecken, Umlagerungen der meist sandigen Talsedimente sowie großflächigen Niedermooren.

Aus dieser großen geologisch-geomorphologischen Differenziertheit des Landes ergibt sich eine Vielfalt der Bodengesellschaften, deren areale Bodendifferenzierung bei sonst gleichen Voraussetzungen primär durch Substrat, Relief und Hydromorphie bestimmt werden. Die Reliefbildung und die Ablagerung der oberflächennahen Sedimente erfolgten in letzter Ausformung während des Quartärs.

Die lithofazielle Ausbildung und Mächtigkeit der jeweiligen Deckschicht und die Art der sie unterlagernden Lockersedimente bzw. Festgesteine stellen in ihrer Kombination das bodenbildende Filtergerüst dar. Somit handelt es sich um spezifische Zonen der Durchfeuchtung, Verwitterung, Humusakkumulation, Stoffumbildung und Stoffverlagerung. Dadurch sind, bei sonst gleichen Voraussetzungen, die Bahnen, Grenzen und Tendenzen der Bodenbildung vorgezeichnet.

Auf der vorgestellten Karte sind die folgenden Bodengruppen bestimmend:

1. Lößbestimmte Rendzinen über älteren Flußschottern, Schmelzwassersanden, Geschiebemergeln sowie permokarbonen und triassischen Gesteinen mit ihren Basisschutten
2. Auenlehm-Vegas bis Vegagleye mit zwischengelagerten Auentonen gleicher Hydromorphie
3. Löß- und sandlößbestimmte Schwarzerden bis Braunschwarzerden, über älteren Schottern, Schmelzwassersanden, lokal über Geschiebemergeln, Tertiärtonen sowie mesozoischen Gesteinen mit ihren Basisschutten
4. Braunerden in Geschiebedecksanden über pleistozänen Sanden, sowie in Sandlössen, Bergsalmen, Bergsandlössen und Lößschutten über mesozoischen und paläozoischen (meist permokarbonen) Festgesteinen mit ihren Basisschutten
5. Braunpodsole und Rosterden in Geschiebedecksanden über Schmelzwassersanden, sowie Bergsalmen bis Bergsandlössen und Lößschutten über sauren, paläozoischen Festgesteinen wie quarzitischen Tonschiefern, Quarzporphyren, Graniten, "Eckergneis", Kieselschiefern und Quarziten des Acker-Bruchbergzuges mit ihren Basisschutten
6. Parabraunerden in Sandlöß, Löß, und Berglöß; über Sand, Lehm und Berglehm bzw. Basisschutt im Untergrund

7. Fahlerden verschiedener Ausprägung; besonders:
 - Sandtieflehm-Rosterde/Fahlerden (Acker),
 - Sandtieflehm-Braunpodsol/Fahlerden (Wald),
 - Salmtieflehm-Braunerde/Fahlerden ,
 - Sandlöß-Fahlerden über Bändersand, Geschiebelehm und Sedimenten der Oberkreide,
 - Löß- und Berglöß-Fahlerden überwiegend über lehmigen Basisschutten auf mesozoischen und paläozoischen Gesteinen; alle Standorte überwiegend schwach stauvernäßt.
8. Schwarzstaugleye auf Sand- bis Salmtieflehm, Sandlöß- bis Lößtieflehm und Lehm bis Lehmtiefton
9. Braun- bis Fahlstaugleye auf sand- bzw. salmüberdeckten Geschiebelehmen (-mergeln), Sandlöß- bis Lößtieflehm sowie Lehm bis Ton, z.T. im Wechsel mit Staugleyen und Übergängen zu Amphigleyen
10. Wechselnd vernäßte Staugleye mit unterschiedlicher Humusakkumulation auf Löß, Lößtieflehm und Lößtiefton, Berglöß über Lehmschutt (auf Tonschiefer und Grauwacke) sowie Bergsandlöß über Gestein auf Brockengranit, Tonschiefer und Diorit
11. Halbgleye vom Charakter der Schwarz-, Braun- und Rostgleye auf Auenlehm bis Kolluviallöß einerseits und Decksalm bis Sand andererseits
12. Gleye bis Humusgleye auf Sand, Salm, Lehm und Ton
13. Humusgleye bis Anmoorgleye, hauptsächlich auf Sand und Lehm
14. Decktorf- bis Torf-Niedermoore und Decktorf über Gestein-Übergangsmoore bis Hochmoore auf Brockengranit
15. Böden auf Kippen, Halden und in den Restlöchern, insbesondere: Kipp-Lehmsande, Kipp-Gemengesande und Kipplehme mit jeweils wechselnden Kies-, Kalk- und Kohleanteilen, Kippkalkschluffe ("Kiplösse") sowie Kipp-Chemierückstände und Kipp-Aschen
16. Siedlungsböden über verschiedenem Untergrund, insbesondere Auen- und Kolluvial-sedimente lehmiger (schluffiger) bis toniger Zusammensetzung, Sanden, Geschiebe-mergeln und Tertiärtonen sowie Festgesteinen und deren Gesteinsschutten

Der Bildung der Kartierungseinheiten lag das "Bodenformenkonzept" zu Grunde. Hiernach erfolgte die Abgrenzung und Benennung der Kartierungseinheiten durch Verknüpfung des Substrats mit der bodentypologischen Bezeichnung. Als Kartierungseinheiten wurden hauptsächlich Bodenformengruppen bis Bodenformengesellschaften unterschiedlicher Heterogenität gebildet und voneinander abgegrenzt. Ein wesentlicher Faktor bei der Bildung der Einheiten ist die natürliche Gemengelage der Standorte und deren Verwandtschaftsbeziehungen im Bodenmosaik. Die Karte enthält eine Kurzlegende mit Nummer der Kartierungseinheit, Farbe, kombiniertes Substrat /Bodentyp-Symbol und verbaler Bezeichnung der Kartierungseinheit. Eine Langlegende ist der Karte in broschierter Form beigegeben. Sie enthält neben den Angaben der Kurzlegende eine genauere geologisch-bodenkundliche Kennzeichnung der Kartierungseinheit, Angaben zum Wasserhaushalt (durchschnittliche ökologische Feuchte, Grundwassertiefe,

Stauässedynamik etc.), eine Einschätzung des Ertragspotentials, Angaben zu anderen Bodenpotentialen wie Austauschkapazität, Filtervermögen, Puffervermögen, Durchlässigkeit, potentielle Kontaminationsgefährdung, Erosionsgefährdung, Trockengefährdung sowie Verdichtungs- und Verschlammungsneigung. Die Angaben sind in 5 Stufen klassifiziert. Danach werden Hinweise und Empfehlungen zur Behandlung, Bewirtschaftung, Melioration sowie zum Schutz der Böden gegeben. Den Abschluß der Langlegende bildet die Spalte "Allgemeine Kennzeichnung der Böden" zum besseren Verständnis für den weniger eingeweihten Kartenbenutzer.

Quellen:

Arbeitsreinkarten 1: 25 000 der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung. - Unveröffentlichte Autorenoriginale der Bearbeiter M. Altermann, C. Knauf, J. Mautschke und H. Schröder (Halle 1973 bis 1980).

Bodenübersichtskarte des Landes Sachsen-Anhalt im Maßstab 1: 500 000. - Herausgegeben vom Geologischen Landesamt Sachsen-Anhalt, Halle; Bearbeiter: H. Schröder, C. Knauf und W. Kainz, Halle 1993

Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung. - Herausgegeben von R. Schmidt und R. Diemann im Auftrage des FZB Müncheberg, Bereich Bodenkunde / Fernerkundung Eberswalde, Eberswalde 1981.

Forstliche Standortkarten im Maßstab 1: 10 000 (inklusive Erläuterungen), 2., überarbeitete Auflage. - Hergestellt im VEB Forstprojektion Potsdam, Leitung: Kartierung Tiefland D. Kopp, Kartierung Hügelland und Mittelgebirge W. Schwanecke.

Karten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung im Maßstab 1: 100 000. - Herausgeber: FZB Müncheberg, Bereich Bodenkunde/ Fernerkundung Eberswalde, abgeschlossen 1980, Gesamtleitung R. Schmidt.

Karte der Quartären Bildungen der Deutschen Demokratischen Republik im Maßstab 1: 500 000. - Herausgeber: Zentrales Geologisches Institut Berlin, wissenschaftliche Leitung und Redaktion: A.G. Cepek, Berlin 1973.

TGL 24300, Fachbereichsstandard "Aufnahme von Böden". - Federführend erarbeitet im FZB Müncheberg, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung Eberswalde, Fassung 1985

Moore und Histosols - Vergleich der bodenkundlichen Systematik

von

1. Einleitung Schwerdtfeger, G. und B. Urban*

Moore und Histosols stehen in der bodenkundlichen Systematik in der höchsten Kategorie. In der deutschen Systematik ist dies die Abteilung D Moore (KA 4, 1995); in der Soil Taxonomy der USA ist es die "Order Histosols" (Keys to Soil Taxonomy, Sixth Edition, 1994) und in der WRB (World Reference Base for Soil Resources, 1994) die "Major Soil Group Histosols".

Diese Bodeneinheiten schließen eine große Mannigfaltigkeit von Torf- und Muddesubstraten ein. Dazu gehören Moostorfe der borealen Tundra, Moos-, Ried-, Seggen- und Waldtorfe der gemäßigten Zone und Mangroven- und Sumpfwaldtorfe der feuchten Tropen.

2. Horizontbezeichnungen

Die Beschreibung jeden Bodenprofils beginnt mit der Ansprache der zu unterscheidenden Horizonte, die auf den genetisch abgeleiteten Symbolen A, B und C aufbaut. Für Torfhorizonte wird in der deutschen Bodensystematik H benutzt. In den englischsprachigen Ländern ist hierfür O üblich.

In den angelsächsischen Bodensystematiken werden diagnostische Horizonte zur Ansprache eines Bodenprofils unterschieden. Alle oberflächennahen diagnostischen Horizonte werden als Epipedon bezeichnet. Ein "histic epipedon" ist eine Schicht, die aus einem oder mehreren Torfhorizonten besteht (Soil Taxonomy, 1975).

In der deutschen Bodensystematik ist dagegen stets die vollständige Horizontfolge für eine Bodenansprache erforderlich.

3. Torfartenansprache

Torfe entstehen in wassergesättigten Böden durch Anhäufung von unvollständig zersetztem Pflanzenmaterial. Daher ist eine wichtige Ansprache der Torfe nach dem Zersetzungsgrad möglich (MALTERER, 1990). Dieses organische Material enthält wechselnde Anteile unterschiedlicher Huminstoffe. Meist sind auch originäre, in vielen Fällen noch bestimmten Pflanzenarten zuzuordnende Pflanzenreste vorhanden (KA 4, 1995).

Nur bei ganzpflanzlichen Torfen kann ihre botanische Zusammensetzung angesprochen werden. Zur vollständigen Ansprache eines Moorprofils müssen die gesamte Moormächtigkeit einschließlich örtlich vorhandener Mudden, der mineralische Untergrund sowie mineralische Deckschichten erfaßt werden. Moorprofile sind in der Regel nicht nur aus einer Torfart aufgebaut.

Die Gliederung aus erkennbaren pflanzlichen Großresten erfolgt nach den botanischen Torfarteneinheiten Moos-, Kräuter-, Reiser- und Holztorfe. Durch botanische Torfartenuntereinheiten ist eine weitere Unterteilung möglich. Bei guten botanischen Kenntnissen kann schließlich die botanische Torfart ausgewiesen werden. Die im Torf vorherrschenden Reste einer Pflanzenart bestimmen diese botanische Torfart (KUNTZE u.a., 1994).

*)

29556 Suderburg, Am Tannenmoor 34
29556 Suderburg, Herbert Meyerstr. 8

Als bodenkundliche Torfartengruppe werden in der deutschen Bodensystematik Hoch-, Übergangs- und Niedermoortorf unterschieden. Die Gesamtheit der in ihnen angetroffenen Pflanzenreste wird hierzu angesprochen. Die englischen Bezeichnungen bog für Hochmoor und fen für Niedermoore werden bei der Torfartenansprache weder in der WRB noch der Soil Taxonomy genutzt.

Der Gehalt an pflanzlichen Großresten wird bei der Horizontansprache im Gelände abgeschätzt. Dabei wird der Anteil an lebender Wurzelmasse ausgenommen. Von den auf einem 0,15 mm Sieb erfaßten Pflanzenresten müssen über 2 cm große Teile zwischen den Fingern zerreibbar sein; damit sind auch alle unzersetzten Holzteile über dieser Größe auszuscheiden.

Die Laboranalyse der organischen Bodensubstanz mit Aufschluß durch Natriumpyrophosphat ist im Anhang III der Soil Taxonomy beschrieben.

4. Moormächtigkeiten

In der Abteilung Moore der deutschen Bodensystematik werden Böden mit mehr als 3 dm Torfmächtigkeit erfaßt. Der Anteil an organischer Substanz beträgt in den H-Horizonten mehr als 30 %mas. Liegt dieser Anteil zwischen 15 und 30 %mas, so handelt es sich um einen Anmoorgley. Ist die Torfmächtigkeit kleiner als 3 dm, steht ein Moor-gley an. Für die bodentypologische Einstufung sind die obersten Torflagen von mehr als 3 dm Mächtigkeit bestimmend. Wenn Moore natürliche Mineralbodendecken von mehr als 4 dm haben, werden sie bodensystematisch den entsprechenden Mineralbodentypen zugeordnet, z.B. Moormarsch.

Die Soil Taxonomy (1975) benutzt in ihrem Schlüssel zur Bestimmung der "Orders" auch die Moormächtigkeit von 4 dm oder mehr. Im Kapitel 10 der Keys (1994) werden die Histosols in die folgenden "Suborders" gegliedert:

- Folists überwiegend ohne volle Wassersättigung und weniger als dreiviertel vol% Sphagnumreste,
 - Fibrists überwiegend Sphagnumreste in der organischen Substanz, Hemists vorherrschende, mittlere Zersetzung.
- Die WRB (1994) schlägt nachstehende Einheiten für die Gliederung der "Major soil group Histosols" vor:
- Gelic Permafrost innerhalb von 200 cm unter der Bodenoberfläche,
 - Thionic in den oberen 125 cm ein schwefelhaltiger Horizont,
 - Salic in den oberen 50 cm ein salzhaltiger Horizont,
 - Folic weniger als 100 cm mächtige, steinreiche organische Horizonte mit mehr als 20% organischem Kohlenstoff in der organischen Substanz (ähnlich Tangel).
 - Fibric wenig zersetzte Ausgangssubstanz (früher "bogs"),
 - Haplic andere Histosols.

Die Ansprache beruht überwiegend auf morphologischen, im Gelände ansprechbaren Merkmalen.

In der deutschen bodenkundlichen Systematik gibt es bisher nur eine Klasse Moore in der Abteilung Moore. Es ist vorgeschlagen, an Stelle dessen die drei Klassen Niedermoore, Hochmoore (SCHWERDTFEGGER, 1994b) und Kultivierte Moore (KA 4, 1995) zu unterscheiden. Zu den Kultivierten Mooren gehören alle Moore, bei denen nach der Kultivierung noch eine ungestörte Torflage von mindestens 3 dm vorhanden ist. Dies können u.a. Niedermoorsanddeckkulturen und die Deutsche Hochmoorkultur sein. Moorprofile, in denen die gesamte Torflage bewegt worden ist (Fehnkultur und Sandmischkultur), gehören in die Klasse "Anthropogen stärker veränderte Moore" (KUNTZE u.a., 1994) der Abteilung "Anthropogene Böden".

5. Zersetzungsgrad und andere analytische Parameter

Auch der Zersetzungsgrad sollte vorwiegend im Gelände bei der Ansprache der Torfhorizonte bestimmt werden. Hierzu ist die Quetschmethode nach von Post (MALTERER u.a., 1992) gut geeignet. Für die meisten bodentechnologischen Maßnahmen reichen diese graduellen morphologischen Feststellungen nicht aus.

Nur aus einer genügend großen Anzahl von sorgfältig entnommenen Stechzylinderproben können repräsentative Mittelwerte für Dichte, Lagerungsdichte und Porenvolumen ermittelt werden. Letzteres beträgt in Moorböden von 85 bis 97 % (KUNTZE u.a., 1994).

Zwischen Kationenaustauschkapazität (KAK) und pH-Wert besteht in Moorböden die in Tabelle 1 aufgeführte Abhängigkeit.

Tab.1 pH-Abhängigkeit der KAK in Moorböden (nach WRB, 1994)

pH	3.5	5.0	6.0	7.0	8.0
KAK	73	127	131	163	215

In Moorböden schwankt der Gehalt an organischer Substanz in weiten Grenzen. Dies gilt auch für die Inhaltsstoffe; in der WRB wird darauf hingewiesen, daß die folgenden Hauptgruppen der Inhaltsstoffe traditionsgemäß bestimmt werden:

- wasserlösliche Bestandteile,
- ester- oder alkohollösliche Bestandteile,
- Zellulosen und Hemizellulosen,
- Lignine und aus diesen entstandene Substanzen,
- N-haltiges Material oder echte Proteine.

Die Erkenntnisse der naßchemischen Analytik zur Zusammensetzung der Huminstoffe sind heute mehr denn je fragwürdig (BEYER, 1993). Erst in Kombination mit Gesamtbodenuntersuchungen (z.B. CPMAS, ¹³C-NMR) ist die anzustrebende Aussagegenauigkeit über die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (vielleicht) möglich. Der Gehalt an Spurenelementen in Torfen ist ein weiterer wichtiger Analysenbereich. Für die Moore des europäischen Rußlands sind aus mehreren tausend Einzelanalysen Durchschnittswerte des Gehalts von 23 Spurenelementen veröffentlicht (KRESCHTAPOVA, 1993). Diese betragen z.B. zwischen 0,1 mg/kg für Beryllium bis 283 mg/kg für Titan.

6. Naturschutz und Nutzung

Vollständige Informationen, insbesondere über die historische Bodenentwicklung, weitere Bodeneigenschaften und deren räumliche Verteilung, sind für alle Nutzungen von Moorböden unerläßlich. Dies gilt im speziellen auch für Naturschutzflächen (B. URBAN u.a., 1995). Bei letzteren sind praktische Methoden für eine einfache, aber genügend genaue Feldansprache von besonderer Bedeutung. Bei den diagnostischen Merkmalen ist jede Vieldeutigkeit auszuschließen. Dies gilt nicht nur innerhalb eines systematischen Systems, sondern sollte für dasselbe Merkmal auch in unterschiedlichen Systemen angestrebt werden. In die bereits bestehende Zusammenarbeit zwischen WRB und Soil Taxonomy sollte auch die deutsche Bodensystematik einbezogen werden. Die Arbeitsgruppe "Histic Soils" der IPS ist ein Schritt in dieser Richtung.

Ein Fernziel ist eine weltweit einheitliche Moorkartierung; nur auf dieser Grundlage ist der Vorteil geographischer Informationssysteme zu nutzen.

7. Zusammenfassung

Die Ansprache der Horizonte in Moorprofilen ist international nicht einheitlich. In der deutschen Bodensystematik wird das Symbol H benutzt; in englischsprachigen Ländern ist hierfür O üblich. Zur Ansprache eines Moorprofils müssen die gesamte Moormächtigkeit einschließlich des mineralischen Untergrundes sowie mineralische Deckschichten erfaßt werden. Bei der Torfartenansprache werden botanische und bodenkundliche Torfarteneinheiten angesprochen. Ein weiteres diagnostisches Merkmal ist die Torfmächtigkeit, die mehr als 3 (- 4) dm aufweisen muß, um einen Standort als Moor anzusprechen.

Die bodensystematische Untergliederung der Moore ist international zu vereinheitlichen. Hierzu kann eine Abstimmung der angewandten Analysemethoden beitragen.

Für die Nutzung von Mooren einschließlich des Landschafts- und Naturschutzes sind vollständige Informationen, insbesondere über die Bodeneigenschaften und deren räumliche Verteilung, unerlässlich.

8. Literatur

- Arbeitsgruppe Boden der geologischen Landesämter (1995): Kartieranleitung, 4. Aufl.
- BEYER, L. (1993): Die naßchemische Humusuntersuchung - Aussagekraft und Anwendung in der Bodenkunde. Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellschaft, 71, 191-198.
- IBG (1994): World Reference Base for Soil Resources. Wageningen/Rom.
- KRESHTAPOVA, V.N. (1993): Trace elements in peat soils and peat landscapes of the European Russia. Rossel khozizdat, Moskau.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN, G. SCHWERTFEGER (1994): Bodenkunde, 5. Aufl., Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- MALTERER, T.J., E.S. Verry u. J. ERJAVEC (1992): Peat Classification in relation to several methods used to determine fiber content and degree of decomposition. Proceedings of the 9th Int. Peat Congress. Uppsala, Vol. 1, 310 - 318.
- SCHWERTFEGER, G. (1993): Die bodenkundliche Systematik der Moore im internationalen Vergleich. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 72/II, 1055-1058.
- SCHWERTFEGER, G. (1994a): International comparison of the soil systematic of mires. WRB-conference during the XVII. Int. Soil. Congress, Acapulco.
- SCHWERTFEGER, G. (1994b): Systematik der Moore. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 74, 233-236.
- SOIL SURVEY STAFF, USDA (1975): Soil Taxonomy. Washington D.C.
- SOIL SURVEY STAFF, USDA (1994): Keys to Soil Taxonomy, Sixth Edition. Washington D.C.
- URBAN, B., F. Piechotta, B. Birkholz und S. SCHMIDT (1995): Ergebnisse moor- und gewässerkundliche Untersuchungen im Rahmen von Wiedervernässungsmaßnahmen im Bereich des NSG "Schweimker Moor", Niedersachsen. Manuskript für Telma 25.

Stoffliche Typisierung von Catenen

von

Sommer, M. und K. Stahr*

Böden sind anisotrope Naturkörper und als solche räumlich strukturiert (SCHLICHTING, 1970, 1986). Dies gilt sowohl für die vertikale, als auch die horizontale Ausdehnung. Letztere läßt sich in Bodengesellschaften darstellen, d.h. als ein räumliches Nebeneinander bestimmter Peda in einem definierten Raumausschnitt und den zwischen ihnen bestehenden stofflichen und energetischen Beziehungen (HAASE & SCHMIDT, 1970; FRIDLAND 1976; STAHR, 1990). In Analogie zur Aggregation von Ähnlichem zu Typischem im vertikalen Aufbau der Bodendecke - der Abgrenzung von *Bodentypen* nach häufig wiederkehrenden Horizontkombinationen - können Regelmäßigkeiten im Aufbau der horizontalen Anisotropie zu einer Ausweisung von *Bodengesellschaftstypen* führen.

Seit MILNE (1935a, b) sind *Catenen*, d.h. zweidimensionale Ausschnitte der Bodendecke, als erste methodische Annäherung an die dreidimensionalen Bodengesellschaften akzeptiert - es ist bei dieser Vorgehensweise im allgemeinen kein wesentlicher Informationsverlust über die Prinzipien der Vergesellschaftung zu verzeichnen. Der folgende Ansatz versucht eine erste Gliederung von Catenen unter stofflichen Gesichtspunkten und ist dabei geochemischen Gliederungsansätzen für Landschaften nicht unähnlich (GLAZOVSKAYA, 1963; KASIMOV and PEREL'MAN, 1992).

Da Böden innerhalb einer Bodengesellschaft über Stoffflüsse miteinander verknüpft sind, muß sich Anlage und Ausrichtung der Catenen an deren Grenzen orientieren, d.h. die Transekte müssen so gewählt werden, daß alle relevanten Stofftransporte erfaßt werden. Da in den meisten Klimaregionen Wasser das wichtigste Transportmedium darstellt, sollte die Abgrenzung nach Möglichkeit innerhalb von Wassereinzugsgebieten erfolgen: mit der Wasserscheide auf der einen, der Tiefenlinie auf der anderen Seite. Das Transekt sollte dabei dem Gravitationsgradienten folgen, d.h. in Fließrichtung des Wassers verlaufen. In (quasi-)planaren geomorphen Einheiten, wie z.B. Terrassen, sind die Transekte derart anzulegen, daß die regelhafte Bodenheterogenität erfaßt wird (z.B. senkrecht zur Fließrichtung des Vorfluters).

Bei Betrachtung eines Stoffes X lassen sich in Abhängigkeit von den unterschiedlichen (Im-)Mobilisierungsbedingungen, sowie den hydrologischen Gegebenheiten drei Grundmuster der Stoffverteilungen erkennen. So kann ein reiner **Transformationstyp** (Fig.1.a) von einem stofflichen **Abreicherungstyp** (Fig.1.b) und einem **Anreicherungstyp** (Fig.1.c) unterschieden werden. Treten Transportprozesse zwischen einzelnen Catenagliedern auf, so handelt es sich um einen **Translokationstyp** (Fig.1.d-f). Dieser kann als Subtyp der Abreicherungs- oder (weniger häufig) der Anreicherungs-Catenen betrachtet werden, jedoch nicht als Transformationstyp, weil bei letzterem eventuell mobilisierte Stoffe die Pedon-Ebene nicht verlassen. In geomorphen Einheiten mit Reliefelementen deutlich unterschiedlichen Alters treten schließlich **Chronotypen** (Fig.1.g) auf, die wiederum als Spezialfälle der obigen drei Grundtypen angesehen werden können.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Emil-Wolff-Str. 27, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Sind in der gesamten Catena keinerlei Verarmungs- oder Anreicherungszone eines Stoffes X zu erkennen handelt sich um einen reinen **Transformationstyp** der Stoffverteilung (Fig.1.a): Ist- und Soll-Werte unterscheiden sich nicht signifikant. Zwar kann eine *Mobilisierung* auf Pedonebene erfolgen, so z.B. bei Mn und Fe in Pseudogleyen oder in Gleyen (Intrapeton-Translokationen), doch erfolgt *kein Transport* über die Pedogrenzen hinaus. Dieser Catenatyp ist in relativ jungen geomorphen Einheiten und/oder relativ inerten Elementen/Stoffen unter dem Einfluß wenig reaktiver Umwelten zu erwarten, so z.B. in Klimaten mit niedrigen Temperaturen und/oder Feuchtigkeit. Die Gesamtbilanz der Catenen für den betrachteten Stoff ist ausgeglichen.

Abreicherungs-Catenen (Fig.1.b) sind durch lysische Elementverluste gekennzeichnet, wobei keine Areale mit absoluter Elementanreicherung ausgebildet sind. Wenn Flächen mit relativer Akkumulation (=geringere Verluste) auftreten, so liegen diese oberhalb der Verarmungszone. Eine weitere Unterteilung der Catenen bietet sich aufgrund der unterschiedlichen, flächigen Ausdehnung der Verarmungszone und der Musterbildung der Verarmung an (alle Peda in gleichem Ausmaß oder Elementverluste hangab- > hangaufwärts). Die Gesamtbilanz der Catena ist negativ, d.h. diese Landschaft verliert (néto) an dem betrachteten Element.

In **Anreicherungs-Catenen** (Fig.1.c) weisen einzelne oder alle Peda Elementgewinne auf, wobei in der gesamten Catena keine Verlustzone des entsprechenden Elementes ausgebildet sind. Daher können die Elementanreicherungen nicht aufgrund von Umlagerungen innerhalb der Bodengesellschaft gebildet worden sein, sondern nur durch Stofftransporte aus benachbarten Kompartimenten, wie der Hydro-, Atmo-, Litho- oder Anthroposphäre. Auch benachbarte Bodengesellschaften können über die sogenannten *Interpedochoren-Translokationen* zur Stoffanreicherung beitragen. Die Gesamtbilanz beim Anreicherungstyp ist folgerichtig positiv.

Das Wesensmerkmal der **Translokations-Catenen** besteht in Stofftransporten zwischen den einzelnen Elementen der Bodengesellschaft, den sogenannten *Interpedon-Translokationen*. Erkennbar ist der Translokationstyp an der regelhaften Anordnung von Ab- und Anreicherungszone innerhalb der Bodengesellschaft. Er kann weiter unterteilt werden nach Richtung und Art (Phase) der Transporte: Im weitaus häufigeren Fall folgen die klastischen (Fig.1.d) bzw. lysischen Stofftransporte (Fig.1.e) der Gravitation, d.h. sie sind hangabwärts gerichtet. In einigen geomorphen Einheiten des kontinentalen und ariden Klimas sind hingegen auch Transportprozesse entgegen der Schwerkraft zu beobachten (Fig.1.f), sei es in der Lösungs- (z.B. leicht lösliche Salze, Carbonate) oder Festphase (Staub). Ein weiteres Gliederungskriterium bei diesem Catenatyp bietet sich in der Reichweite der Translokationsprozesse: Ist die gesamte Bodengesellschaft von den Translokationen betroffen oder nur Teile davon (s. 'edge effect' in Senkenrändern)? Meist ist dieser Catenatyp durch eine negative oder positive Gesamtbilanz ausgezeichnet, in Ausnahmefällen der reinen Umlagerung ist die Bilanz ausgeglichen.

Chrono-Catenen entwickeln sich in geomorphen Einheiten mit Reliefelementen deutlich unterschiedlichen Alters (fluviatile, limnische oder marine Terrassen, Dünen, Lavaströme etc.), die jedoch alle noch innerhalb eines Wassereinzugsgebietes (1. oder 2. Ordnung) liegen. Analog den drei Grundtypen der Stoffmuster können Chrono-Catenen mit einer reinen Transformation des untersuchten Stoffes/Elementes von solchen mit einer zunehmender Verarmung oder Anreicherung unterschieden werden.

Es zeigt sich, daß aufgrund der unterschiedlichen pedo-/geochemischen Mobilität der verschiedenen Elemente in **einer** Catena immer **mehrere** Stoffverteilungstypen nebeneinander vorkommen. (SOMMER, 1992). Es stellt sich somit für die zukünftige Forschung die Aufgabe, Catenen summarisch zu charakterisieren, entweder nach der relativen Häufigkeit oder der funktionalen Bedeutung einzelner Stoffverteilungstypen (Hierarchie der Elemente): In einer Catena könnten die Transformations-, Abreicherungs-, Akkumu-

lations- oder Umverteilungsprozesse dominieren bzw. diesen Typ von einem anderen differenzieren. Um Stoffflüsse dreidimensional quantifizieren zu können, ist in weiteren Forschungsarbeiten zudem die Einbeziehung des Flächenanteils der Ab- und Anreicherungszone notwendig. Theoretisch denkbar sind zudem **Kombinationen zweier Stoffverteilungstypen**. So kann bspw. eine Mobilisierung und Abtransport sowohl aus dem Hügel- und Hangbereich, als auch aus dem Senkenbereich zu einer Akkumulation im Hangfußbereich führen - es liegt eine Kombination zweier Translokationstypen vor. In größeren Wassereinzugsgebieten mit tief eingeschnittenen Vorflutern besteht schließlich die Möglichkeit, daß **mehrere** Typen an einem Hang hintereinandergeschaltet sind.

Nach der vorgenommenen Typisierung muß zur Verbesserung des Verständnisses von Bodengesellschaften eine **Kausalanalyse** vorgenommen werden. Über eine integrierte, faktorielle und prozeßorientierte Analyse lassen sich die Ursachen der Ausbildung ganz bestimmter Stoffverteilungsmuster verstehen und ihr rezenter oder reliktischer Charakter verdeutlichen. Aus dieser Analyse ergeben sich Möglichkeiten in der Deutung und Prognose des aktuellen Verhaltens von Bodengesellschaften. Diese Arbeit hätte somit neben dem verbesserten Grundverständnis der horizontalen Anisotropie auch weitreichende Konsequenzen für eine dreidimensionale, ökosystemare Betrachtungsweise von Böden. Erst nach einer solchen Untersuchung könnte eine Klassifikation der Bodengesellschaften auf stofflicher Basis erfolgen.

LITERATUR

- FRIDLAND, V.M. (1976): Pattern of the soil cover. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.
- GLAZOVSKAYA, M.A. (1963): On geochemical principles of the classification of natural landscapes. Intern.Geological Rev. 5: 1403-1431.
- HAASE, G. & R. SCHMIDT (1970): Die Struktur der Bodendecke und ihre Kennzeichnung. Albrecht-Thaer-Archiv 14: 399-412.
- KASIMOV, N.S. & A.I. PEREL'MAN (1992): The geochemistry of soils. Eurasian Soil Science 24: 59-76.
- MILNE, G. (1935a): Some suggested units of classification and mapping particularly for East African soils. Soil Res. 4: 183-198.
- MILNE, G. (1935b): Composite units for the mapping of complex soil associations. p. 345-347. In Transact. 3rd Intern. Congr. Soil Sci., Vol. I. Oxford.
- SCHLICHTING, E. (1970): Bodensystematik und Bodensoziologie. Z.Pflanzenemähr.Bodenk. 127: 1-9.
- SCHLICHTING, E. (1986): Einführung in die Bodenkunde; Pareys Studentexte 58. Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- SOMMER, M. (1992): Musterbildung und Stofftransporte in Bodengesellschaften Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte Bd. 4. Stuttgart-Hohenheim.
- STAHR, K. (1990): Stoffverlagerungen in Böden und Landschaften. p. 58-68. In K. Stahr, H.-P. Blume und R.Jahn (eds.) Gedächtniskolloquium "Ernst Schlichting". Ulmer Verlag. Stuttgart.

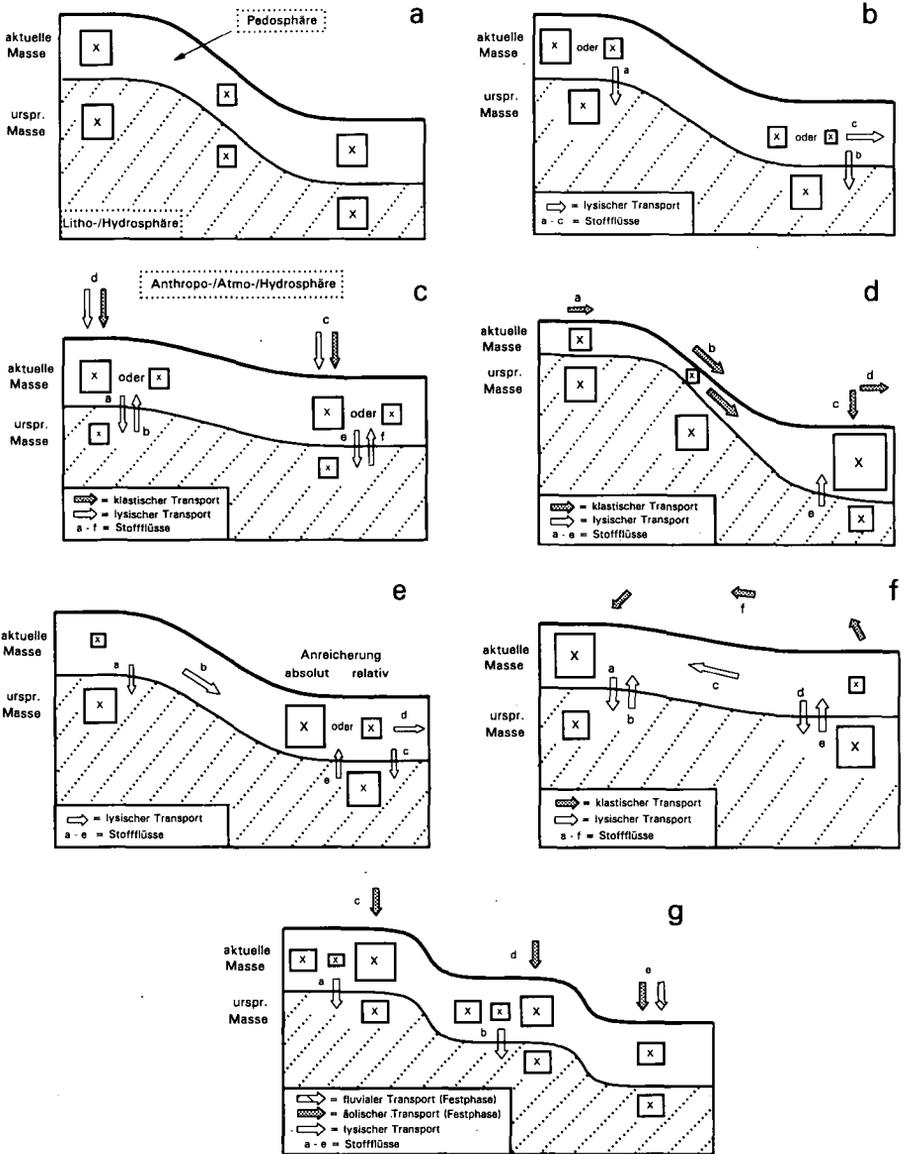


Fig. 1: Archetypen der Stoffverteilung in Catenen (Stoff=X); Rechtecke symbolisieren IST-Zustand (=aktuelle Masse) bzw. SOLL-Zustand (=ursprüngliche Masse); a=Transformations-Catena, b=Abreicherungs-Catena, c=Anreicherungs-Catena, d, e, f=Translokations-Catenen, g=Chrono-Catena

Fleckenzone und Saprolith eines Paläobodens am Eifelrand bei Rheinbach

von

Stephan, S.*

Einleitung

Der Fuß der Eifel bei Rheinbach ist durch Pseudogleye unter Beteiligung der tertiären Verwitterungsdecke gekennzeichnet. Hier wurde ein Deponie-Standort ausgewiesen. Wir rechneten jedoch mit oberflächennahen Sandstein-Schichten und einer Versickerung in die nördlich angrenzenden Grundwasserträger. Diese Gefahr bestätigten drei durch die Stadt Rheinbach angelegte Profilgruben. Da das erste dieser Profile die selten aufgeschlossene Fleckenzone und das zweite den Saprolith eines präpleistozänen Bodens zeigte, schlossen wir die hier mitgeteilten Untersuchungen an.

Für sorgfältige Laborarbeiten gebührt Frau Monika Kasten und den Herren A. Kiener und H. Bambarandage-Perera Dank.

Geologie und Geomorphologie

Der Eifelrand ist durch das Abtauchen des gefalteten Unterdevons unter Tertiär, Hauptterrasse und den Löß der Kölner Bucht gekennzeichnet (Abb.1). Das Unterdevon besteht hier nach FUCHS

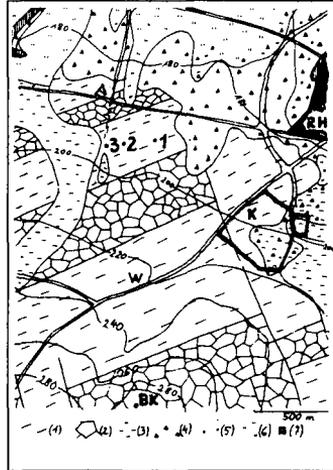


Abb.1: Lage der Profile. 1, 2, 3 Profile, Geologie nach FUCHS (1980): (1) Graues Unterems, (2) Billigerwald-Quarzit, (3) Lehmdecken, (4) Schutt, (5) Eifelschotter, (6) Löß, (7) Talböden; RH Rheinbach, A Arenberger Hof, K Kaserne, W Waldau, BK Beuelskopf

(1980) aus den bunten, z.T. quarzitischen Sandsteinen und untergeordneten Schiefem des Billigerwald-Quarzits und den milden Schiefem und Grauwackensandsteinen der Eifelsberger Schichten (Graues Unter-Ems). Das Grundgebirge ist an der Eifelrand-Störung (Staffelbruch) engräumig in Schollen zerlegt. In den Deckschichten spielt Eisenkies eine gewisse Rolle. Es handelt sich um stark Fe-impregnirte Steine, die dem Hunsrückerk (FELIX-HENNINGSEN 1994) entsprechen. Der in den kleinen Sätteln ausstreichende Schiefer ist schluffig-tonig verwittert, während der schlechter verwitternde, jüngere quarzitische Sandstein der Mulden meist mit Eisen imprägniert ist. Haupt- und Mittellage der periglazialen Decken werden hier als lößreiche Lagen bezeichnet.

Die untersuchten Bodenprofile

Profil 1 (H 5610,271 R 2565,123): Schon in 120 cm wird die ungestörte Fleckenzone des tropischen Bodens erreicht.

* Institut für Bodenkunde der Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn

- 0- 30 cm, Ap, lößreiche Lage: schluffiger Lehm, 10YR 3/3 dunkelbraun, Krümel und Subpolyeder, klare Untergrenze.
- 30- 60 cm, MS, lößreiche Lage: steiniger schluffiger Lehm, 10YR 4/4 dunkelgelbbraun, unten mit gelben Flecken (10YR 7/6), Rostflecken und hellere Partien, Subpolyeder und Krümel, deutliche Untergrenze.
- 60-85 cm, IISd, Fließerde (Basislage): steiniger lehmiger Ton mit Eisenkies, Gefügekörper außen 10YR 5/2 graubraun und 10YR 5/3 braun, innen 10YR 7/6 gelb mit schwarzen, roten und weißen Flecken, Polyeder und Subpolyeder, Übergang fließend.
- 85-120 cm, IIISd, Übergang zur Fleckenzzone: steiniger schluffiger Ton, Gefügekörper außen 10YR 7/1 hellgrau und 10YR 5/1 grau, innen gelb und rot, gemischt 7,5YR 5/6, weichere Polyeder, Grenze wellig-taschenartig unscharf.
- 120-170 cm, Fleckenzzone 1: steiniger schluffiger Ton, Gefügefächern N 7/0 hellgrau mit Flecken 10R 4/4 licht rot und N 3/0 sehr dunkel grau, innen weitgehend 2,5Y 7/4 fahlgelb, harte Polyeder.
- 170-250 cm, Fleckenzzone 2: mäßig steiniger schluffiger Ton, großfleckig: Flecken 10R 4/4 hellrot, 3-10 cm ø, Flecken N 7/0 hellgrau, zu 2,5Y 7/4 fahlgelb oxidierend, 2-5 cm ø, stellenweise schwarz gesprenkelt, kohärent; pH(CaCl₂) 7,0.
Mikromorphologie:
Ein roter Fleck aus 2 m Tiefe zeigt in rotbrauner, flockiger Matrix Quarzkörner, etwas Feldspat und Glimmer sowie fleckweise schluffig-tonigen Detritus. Ein grauer Fleck aus 2m Tiefe besteht vorwiegend aus hellem Detritus von Mittelschluff-Größe mit Sand und glimmerbürtigem Ton. Die Tonaggregate sind länglich und ausgerichtet, eine der wenigen Grobporen zeigt einen dicken Tonbelag.



Abb.2: Ausschnitt aus der Fleckenzzone, Profil 1

Profil 2 (H5610,224 R 2564,893): Bereits in ca 2 m Tiefe zusammenhängende, steil einfallende Schichten aus plattigem quarzitischem Sandstein. Präpleistozänes Solum abgetragen.

- 0- 30 cm, Ap: steiniger schluffiger Lehm, 10YR 4/3 dunkelbraun, Krümel bis Subpolyeder, klare Untergrenze.
- 30- 50 cm, SAh: steiniger schluffiger Lehm, 10YR 5/4 gelbbraun mit schwarzen Flecken und wenigen Rostflecken, Subpolyeder bis Krümel, fließender Übergang.
- 50- 90 cm, IISw/Sd: sehr steiniger feinsandiger Lehm, 10YR 6/3 fahlbraun, in ungebleichten Flecken 10YR5/8 gelbbraun, mit schwarzen Flecken, gefärbten Steinen und Eisenkies, gebleicht und mit Mn-Flecken und -Konkretionen, Wurzeln. Grenze klar-wellig.
- 90-140 cm, III: steiniger schluffiger Ton, N7 hellgrau (Flächen violett-grau, innen grau, schwarze Flecken, Nester roter Konkretionen oder Körner), Prismen, Mn-Flecken, auf Flächen Wurzeln und Humus
Mikromorphologie:
Dieser deutliche Rest einer Gesteinsschicht ist vorwiegend hell, sandig und von Quarzadern durchsetzt. Fe-imprägnierter Quarzit aus 120 cm war besonders schwer zu schleifen.
- 140-170 cm, IV, Saprolith: grusarmer schluffiger Ton mit zwei vergrusteten Gesteinsschichten, die obere 8 cm dick; N6 hellgrau mit Manganflecken und schwarzen Sprenkeln, innen teils 10YR 6/6 braungelb, teils grau, oberes Grusband teils 10YR 5/8 gelbbraun, Polyeder.
- 170-240 cm+, V, Saprolith: schwach schluffiger Ton mit grusigen und steinigen Schichten; eine ungestörte Schicht mit gebleichtem Schiefer fällt zur Eifel mit ca 80° und streicht OSO.

Unter dieser liegt eine Schicht aus plattigem Sandstein. N 6/0 hellgrau mit unscharfen Flecken 2,5Y 5/4 hell olivbraun und etwas N 3/0 sehr dunkel grau, in steinigen Schichten gesteinsbedingt andere Farben, in einer Schicht auch weiß; pH(CaCl₂) 6,6.

Mikromorphologie:

Eine rote, mürbe Saprolithschicht aus 200 cm ist aus Linsen bis Schichten unterschiedlicher Körnung zusammengesetzt und fleckweise Fe-impregniert. Eine plastische Schicht aus 220 cm besteht aus feinem, glimmerreichem Detritus mit wenig Sand und Grobschluff und enthält stellenweise viel Ton, der teils Schlieren bildet.

Profil 3 (H 5610,229 R 2564,810)

0- 30 cm, Ap: steiniger schluffiger Lehm, 10YR 4/4 dunkel gelbbraun, Krümel bis Subpolyeder, durchwurzelt, eingegrubberte Stoppel, scharfe Grenze.

30- 50 cm, Ah: steiniger schluffiger Lehm, 7,5YR 5/4 braun, Subpolyeder und Krümel, durchwurzelt.

50- 80 cm, BtSwd: steiniger schluffiger Lehm, 10YR 6/3 fahlbraun mit 7,5YR 5/6 stark braun und 10YR 3/1 sehr dunkel grau, Subpolyeder bis Polyeder, schwach humos, durchwurzelt, zahlreiche Fe- und Mn-Flecken und Konkretionen. pH(CaCl₂) 7,1.

Mikromorphologie:

Die Probe aus 70 cm zeigt Leitbahnen mit dicken Tonbelägen. Das Material ist aus quarzitischem Sandstein, Sand, Löss u.a. komponiert. Die Konkretionen erweisen sich weitgehend als Eisenkies entsprechender Genese.

80-125 cm, IIS Fließerde (Basislage) mit harter, grusiger Schicht: stark steiniger sandiger Lehm, Grundfarbe 7,5YR 5/4 braun, bunt durch rote und andere Steine mit Fe-Mn-Ausfällungen sowie weiße Flecken, kohärent bis zerfallend.

Mikromorphologie:

Die Probe aus 120 cm zeigt braune, tonreiche Grundmasse mit zahlreichen Fe-impregnierten Gesteinsresten und helle Bahnen mit ausgerichteten, glimmerbürtigem Ton.

125-170 cm, IIIS: sehr steiniger sandiger Lehm, Grundfarbe 10YR 5/3-4 braun mit bunten Flecken, grusärmer, kohärent, weniger fest, wenige Mn-Konkretionen, einige Nester grauer Tonflecken, klare Grenze.

170-230 cm, IV, parautochthon: weicher Ton mit Sand-, Grus- und Steinnestern, die bandweise ähnlich sind, insbes. um 180 cm viele gerötete Reste, die darunter fehlen; Grundfarbe 2,5Y 6/4 hell gelbbraun, schwach gelbflechtig oxidiert, kohärent, beim Austrocknen Absonderung. pH(CaCl₂) 6,8.

Mikromorphologie:

In 175 cm Fe-impregnierte Sandsteine mit Quarz-Adern. Zwei Eisenkies-Proben aus 175 cm bestehen aus stark rotbraun-flockig impregniertem Sandstein. In 200 cm sehr schwach bräunlicher, schluffiger, stark von schwarzen Partikeln durchsetzter Ton mit wenigen, Fe-impregnierten Sand- und Kieskörnern. Zwischen Bahnen glimmerbürtiger, doppelbrechender, länglicher Tonaggregate liegt graubrauner, nicht doppelbrechender Ton.

Die Tonfraktion ausgewählter Proben

Die untersuchten Profile fordern zum Vergleich mit dem von FELIX-HENNINGSSEN (1990: 60 & 80) mitgeteilten Profil an der A61 bei Bengen heraus. Allerdings handelt es sich in Bengen um oberes Siegen in vorherrschend pelitischer Fazies, und in Rheinbach ist das Devon stärker herausgehoben und in der Nähe auch freigelegt (Beuelskopf, Abb.1). Entsprechend ist die Bleichzone nicht sehr ausgeprägt. Insbesondere bedingen die steilen Schichten des quarzitisches Sandsteins eine bessere Dränung und schnellere Durchlüftung. Die Zusammensetzung der Tonfraktion der ausgewählten Proben zeigt Tab.1.

Tab.1: Tonminerale (% der Fraktion < 2 µm)

Profil, Tiefe, Kennzeichnung	K	I	V	S	KAK	% Fe _D	Fe _O /Fe _D	ppm Mn _O
1 200 Fleckenzzone rot	13	87	0	0	28	53,8	0,02	180
1 200 Fleckenzzone grau	17	83	0	0	31	3,9	0,001	tr
2 200 roter Saprolith	13	83	4	0	n.b.	2,6	0,01	114
2 220 plastische Schicht	3	94	3	0	29	7,3	0,07	tr
3 70 BtSwd	8	60	11	21	34	36,0	0,22	580
3 120 IIS	14	86	0	0	26	14,7	0,05	tr
3 175 IV	9	91	tr	0	28	32,5	0,28	tr
3 200 IV	7	93	0	0	47	1,9	0,06	tr

K Kaolinit, I Illit, V Vermiculit, S Smectit in % ihrer Summe (Röntgenbeugung, orientiert, Mg-, Mg & Glycerin-, K-Belegung, letztere erhitzt auf 560 °C, Peakflächennormierung 001, Vermiculit 002 mit 1 für Illit, 0,34 für Vermiculit, 0,22 für Smectit, 0,24 für Kaolinit, Chlorit nicht gefunden);

KAK(MEHLICH, pH 8,2, in mval/100g, tr Spuren

Durchgehend dominiert der Illit, und die Kationenaustauschkapazität der Tonfraktion liegt im entsprechenden Bereich. Die Fleckenzzone enthält daneben ca 15% Kaolinit, dessen Anteil sonst unregelmäßig zu schwanken scheint, was aber auch mit den bekannten Problemen der Quantifizierbarkeit zusammenhängen kann. Auffällig und nicht zu vernachlässigen ist der hohe Smectit- und Vermiculitgehalt von zusammen 30% im BtSwd-Horizont des Profils 3. Die Probe ist, als einzige aus der lößhaltigen Lage, mit den anderen nicht vergleichbar.

Nur bei dieser Probe enthält die Tonfraktion leicht extrahierbares Al. Bei der Fe-Extraktion mit Na-Dithionit liefert die zweite Extraktion manchmal noch einen beachtlichen Beitrag, so daß die beiden Werte addiert wurden. Sie streuen in weiten Grenzen, wobei die höchsten Werte, > 5% der Tonfraktion, in den roten Flecken der Fleckenzzone (Profil 1) gemessen wurden, gefolgt vom BtSwd-Horizont und der Schicht IV von Profil 3 mit > 3%. Bei vergleichbarem Fe-Gehalt ist die erste dieser drei Proben intensiv rot gefärbt, die dritte hell gelbbraun, was wir auf die Beteiligung von Hämatit einerseits und die vollständige Goethit-Herrschaft andererseits zurückführen. Diese beiden Proben haben den geringen Aktivitätsgrad (Fe_O/Fe_D) von 0,02-0,03, also gut kristallisierte Eisenoxide. Geringe Kristallinität zeigt erwartungsgemäß mit Fe_O/Fe_D = 0,2 der BtSwd-Horizont von Profil 3 als Beispiel der lößhaltigen Lagen.

Zusammenfassung

Von den untersuchten Profilen vom Eifelrand 1 km W Rheinbachs zeigt das erste zwischen dem Saprolith und den periglazialen Lagen die ungestörte Fleckenzzone des präpleistozänen Bodens. Im zweiten Profil leiten schon in 2 m Tiefe gering veränderte Sandsteinschichten zum Saprolith über. Das dritte Profil erreicht kein ungestörtes präpleistozänes Material. Dunkle Bestandteile der Feinsubstanz weisen auf die Beteiligung nicht oxidierten Schiefers des Grauen Unterems hin. Das macht eine tektonische Störung zwischen den Profilen 2 und 3 wahrscheinlich.

Die Unterdevon-Derivate enthalten viel, oft quarzitisches Quarz als Sand und Kies. In der Tonfraktion dominiert Illit bei deutlicher Kaolinitpräsenz. Die Eisenoxide der Tonfraktion zeigen gute Kristallinität, wobei in der Fleckenzzone der Hämatit eine große Rolle spielt, sonst aber meist Goethit. Außerdem imprägnieren Eisenoxide die Gesteinsreste.

Soweit man das aus den beobachteten Resten erschließen kann, war der Paläoboden nicht stark desilifiziert, nicht stark versauert und im oberen Bereich vorherrschend oxidiert.

Literatur

- Felix-Henningsen, P. (1990): Die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke (MTV) im Rheinischen Schiefergebirge.- Relief Boden Paläoklima (Berlin, Stuttgart) 6, 192 S.
- Felix-Henningsen, P. (1994): Merkmale und Genese von Hunsrückkerzen im Rheinischen Schiefergebirge.- Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 74, 345-348
- Fuchs, Alexander (1980): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000 Bl. 5307 Rheinbach, mit Erläut., 2. Aufl., Geol.Landesamt Krefeld, 62 S.

Untersuchungen zur Bodenentwicklung im offenen Waldland der Labrador-Halbinsel

von

Stützer, A.*

Im offenen Waldlandgürtel Labradors in der Umgebung von Schefferville im Labrador-Trog und in der Umgebung von Radisson auf dem Kanadischen Schild östlich der James-Bay wurden vergleichende Untersuchungen zur Bodenentwicklung unter Schwarzfichtenbeständen (*Picea mariana*) durchgeführt. Beide Untersuchungsgebiete weisen neben einem ähnlichen floristischen Inventar eine vergleichbare Bestandesstruktur auf. Im Reifestadium erreichen die Bestände ein Deckungsgrad von ca. 20-30%, zwischen denen von *Cladina stellaris* dominierte Flechtenteppiche die Bodenschicht bilden. Die natürliche Bestandesentwicklung wird durch einen Feuerzyklus von rund 100-200 Jahren unterbrochen, der zur vollständigen Vernichtung der Baum- und Flechtenbestände führt.

Die Juli-Temperaturen erreichen in Schefferville und an der westlich von Radisson gelegenen Meßstation Fort George einen Mittelwert von rund 10-12°C; die mittlere Jahrestemperatur liegt bei -4,9°C bzw. bei -3,8°C, der Jahresniederschlag beträgt rund 800 mm bzw. 550 mm, wovon etwa die Hälfte als Schnee fällt.

Die lithologischen Gegebenheiten sind in beiden Gebieten sehr unterschiedlich. Während die Umgebung von Radisson aus granitoiden, quarzreichen und silikatarmen Gesteinen des Kanadischen Schildes aufgebaut ist, die von eben solchen glazifluvialen Sedimenten überlagert werden, besteht der Labrador-Trog im Zentrum der Halbinsel aus proterozoischen Schiefen, Sandsteinen und Dolomit, zwischen denen eisenführende Formationen auftreten, deren Erzgehalt z.T. >50% erreicht. Der geologische Untergrund wird hier i.d.R. von einem wenige dm mächtigen Moränenschleier überdeckt, der sowohl Gestein vom Schild wie autochthones Material enthält.

Durch die unterschiedliche Sedimentation weicht die Textur der Böden stark voneinander ab. Während die schlecht sortierten Moränendecken des Labrador-Troges Grobsedimentanteile bis zu 50% aufweisen - wobei der Anteil in den oberen Horizonten aufgrund von Frosthub höher sein kann als in den Unterböden - sind die gut sortierten Sedimente des Kanadischen Schildes arm an Grobsedimenten. Entsprechend reicht das Spektrum der Bodenarten auf dem Kanadischen Schild von reinen Sanden bis zu schwach lehmigen Sanden, im Labrador-Trog hingegen von lehmigen Sanden bis zu sandigen Lehmen. Durch den höheren Anteil der Feinfraktionen weisen die Unterböden im Labrador-Trog zugleich ein schwach subpolyedrisches Gefüge auf, während die sandigen Böden des Kanadischen Schildes im gesamten Profil Einzelkorngefüge haben.

* Institut für Geographie der Universität Erlangen-Nürnberg, Kochstr. 4, 91054 Erlangen

In beiden Gebieten reicht das Spektrum der Böden von Rankern bzw. Regosolen über schwach podsolierte Sauerbraunerden bis zu Podsolen mit erheblichen Stoffverlagerungen, die unter den gegebenen klimatischen Bedingungen das Endstadium der Bodenbildung darstellen dürften (Abb. 1-4). Markante Unterschiede zwischen den Böden ergeben sich dabei v.a. durch ihre unterschiedlichen Eisengehalte. Im Gegensatz zu den Fe-armen Böden des Schildes weisen die Böden des Labrador-Troges einen Fe_{tot} -Gehalt bis zu 15% auf, wobei die Fe_a -Gehalte in der mineralischen Feinerde bis zu 65% der Fe_{tot} -Gehalte betragen können. Aus diesem Grund ist die Farbe als diagnostisches Merkmal bei der Ansprache der Böden im Labrador-Trog in vielen Fällen ein unzureichendes Hilfsmittel (vgl. hierzu EVANS & CAMERON 1985). Zwar zeigen die Eluvialhorizonte selbst bei Fe_a -Gehalten von 2-3% noch deutliche Aufhellungen (10 YR 4-6/3), dagegen werden die Illuvialhorizonte oft durch den hohen Eisengehalt des Ausgangssubstrates maskiert und sind damit nicht eindeutig abgrenzbar. Im Gegensatz dazu lassen die stark 'färbenden' quarzreichen Substrate des Kanadischen Schildes schon bei geringen Stoffverlagerungen makroskopisch diagnostizierbare Eluvial- und Illuvialhorizonte erkennen.

Der Aktivitätsgrad der Fe-Oxide ist im Labrador-Trog hingegen gerade aufgrund der hohen Eisenmengen und des damit verbundenen guten Pufferungsvermögens gering, die Fe_o/Fe_a -Relationen liegen zwischen 0,1 und 0,3. Daher sind die Fe_o -Gehalte im Durchschnitt nur unwesentlich höher als bei den Böden vom Kanadischen Schild, deren Fe_{tot} -Gehalte allenfalls 3% betragen. Aufgrund des geringen Pufferungsvermögens bedingt der organische Säureangriff bei den Böden des Kanadischen Schildes einen Aktivitätsgrad von 0,5-0,9, der nicht nur zu einer starken Eisenverlagerung und -anreicherung führt, sondern auch im fortgeschrittenen Stadium der Bodenbildung erhebliche Humusakkumulationen mit starker Ortsteinbildung zur Folge haben kann (Profil 4). Bei den Böden im Labrador-Trog sind dagegen keinerlei Verfestigungen der Illuvialhorizonte festzustellen.

Wegen der für eisenarme, quarzreiche Sande typischen Humusakkumulation sind die in einem fortgeschrittenen Stadium der Bodenbildung befindlichen Böden des Kanadischen Schildes bei einem Fe_d/C_{org} -Verhältnis von 0,1 bis (selten) 1,2 als Humic bis Orthic Podzols einzustufen. Dagegen spielen Humusverlagerungen in den eisenreichen Sedimenten des Labrador-Troges eine untergeordnete Rolle. Das Fe_d/C_{org} -Verhältnis liegt hier zwischen 3 und 12, die Böden sind somit eher als Ferric Podzols einzustufen. Gering sind an beiden Standorten auch die Aluminium-Translokationen. Die Relation Fe_o/Al_o ist in beiden Fällen meist deutlich >1 (vgl. TOLKSDORF-LIENEMANN 1993).

Trotz des geringen Aktivitätsgrades beträgt die Menge des verlagerten Eisen bei den Böden um Schefferville in vielen Fällen ein Mehrfaches der Mengen, die in den Böden des Kanadischen Schildes verlagert werden (können). Die Stoffverlagerungen müssen damit als ein sehr langsam ablaufender Prozeß betrachtet werden. Dieser Prozeß wird noch zusätzlich durch die episodisch auftretenden Feuer unterbrochen, da nach den Feuern zum einen durch die Zerstörung der Vegetation für mehrere Jahre bis Jahrzehnte die Produktion organischer Komplexbildner gehemmt ist, zum anderen durch die Aschedüngung eine Anreicherung basischer Kationen an der Bodenoberfläche stattfindet, durch die die pH-Werte über längere Zeiträume um 0,2-0,5 Einheiten angehoben werden (MOORE 1980, STÜTZER 1993). Diese feuerbedingte Entwicklung gilt zwar auch für den Kanadischen Schild, dennoch dürften aufgrund der geringeren Pufferkapazität die Stoffverlagerungen hier wesentlich rascher ablaufen.

Tab. 1: Bodenphysikalische und -chemische Kenndaten für je zwei typische Bodenprofile aus dem Labrador-Trog (Profil 1,2) und vom Kanadischen Schild (Profil 3,4)

	Tiefe cm	Farbe ff.	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	X	S	U	T	Fe(d)/ T	Fe(o)/ Fe(d)	Fe(d)/ C(org)	Fe(d)/ Fe(tot)
Profil 1: Podsol-Braunerde (Labrador-Trog)												
O	0-3	10 YR 2/1	3,77	3,01	23,9	24,3	31,2	20,6	0,06	0,21	0,15	0,34
Ae	-6	10 YR 5/3	4,30	3,58	36,2	32,9	24,9	6,0	0,27	0,11	1,44	0,50
Bsv	-12	5 YR 4/6	4,64	3,95	28,3	37,4	24,4	9,9	0,34	0,11	7,63	0,40
BvCv	>12	5 YR 3/4	5,22	4,51	50,8	22,1	16,3	10,8	0,27	0,10	8,47	0,50
Profil 2: Eisenpodsol (Labrador-Trog)												
O	0-5	10 YR 3/1	4,27	3,21	14,6	n.b.	n.b.	n.b.	-	0,10	0,14	0,44
Ae	-9	10 YR 6/3	4,52	3,53	37,0	32,3	23,4	7,3	0,23	0,13	1,22	0,39
Bs	-17	7,5 YR 6/6	4,80	3,94	48,3	15,7	21,0	15,0	0,21	0,20	5,92	0,65
BvCv	-21	7,5 YR 5/4	7,29	6,23	52,5	16,0	17,6	13,9	0,16	0,06	11,78	0,48
ICv	>21	7,5 YR 3/2	7,69	6,93	23,8	26,8	42,2	7,2	0,58	0,34	2,21	0,43
Profil 3: Braunerde-Podsol (Kanadischer Schild)												
Ah	0-3	5 YR 2,5/1	4,47	3,42	0,0	n.b.	n.b.	n.b.	-	0,40	0,03	0,19
Ae	3-8	5 YR 6/1	4,75	3,77	12,0	73,9	12,3	1,8	0,17	0,42	0,29	0,18
Bvs	8-14	10 YR 4/6	5,18	5,55	22,0	74,8	1,9	1,3	0,28	0,50	1,17	0,18
BvCv	>14	10 YR 4/4	5,47	5,67	9,0	83,8	4,7	2,5	0,15	0,50	1,41	0,21
Profil 4: Eisenhumuspodsol (Kanadischer Schild)												
O	0-5	5 YR 2,5/1	4,16	2,97	0,0	n.b.	n.b.	n.b.	-	0,68	0,02	0,45
Ae	-11	10 YR 5/2	4,48	3,62	6,7	84,9	7,0	1,4	0,01	0,88	0,03	0,10
Bhs1	-27	5 YR 2,5/1	5,09	4,49	3,0	79,6	8,0	9,4	0,07	0,60	0,25	0,43
Bhs2	-35	5 YR 3/4	5,25	4,62	4,0	76,4	12,3	7,3	0,05	0,57	0,36	0,33
Bs	-47	10 YR 3/6	5,45	4,86	8,4	72,9	14,8	3,9	0,05	0,81	0,45	0,23
IC	>47	2,5 YR 5/2	5,94	5,07	4,9	65,0	27,7	2,4	0,06	0,54	0,78	0,14

Die Untersuchungen in der Umgebung von Schefferville wurden im Rahmen des DFG-Projektes "Struktur und Dynamik des Flechten-Fichten-Waldlandes in Zentral-Labrador" unter Leitung von Prof. Dr. U. Treter durchgeführt. Für die finanzielle Unterstützung sei der DFG gedankt.

Literatur:

Evans, L.J. & Cameron, B.H. 1985: Color as a criterion for the recognition of Podzolic B horizons. - Can. J. Soil Sci. 65: 363-370

Moore, T.R. 1980: The nutrient status of subarctic woodland soils. - Arctic and Alpine Res. 12: 147-160

Stützer, A. 1993: Zur Bodenentwicklung aus eisenreichen Sedimentgesteinen im Flechten-Waldland Zentral-Labradors. - Geoökodynamik 14: 193-211

Tolksdorf-Lienemann, E. 1993: Genese und Klassifizierung von Podsolen in Nordwestdeutschland. - Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 72: 1081-1084

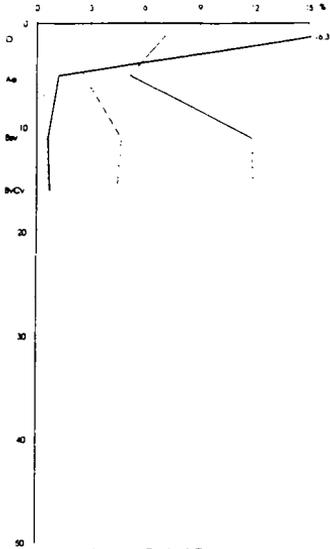


Abb. 1: Podsol-Braunerde (Labrador-Trog)

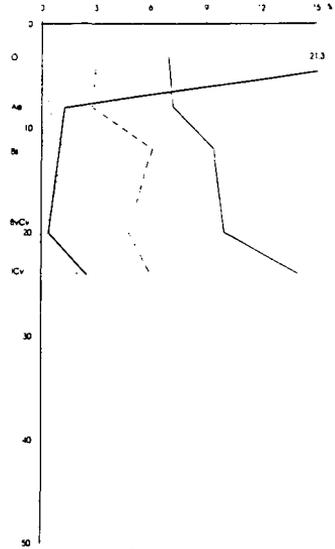


Abb. 2: Eisenpodsol (Labrador-Trog)

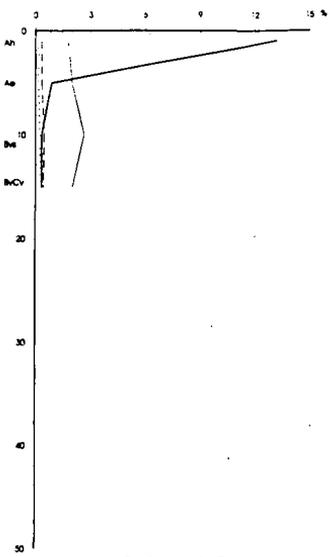


Abb. 3: Braunerde-Podsol (Kanadischer Schild)

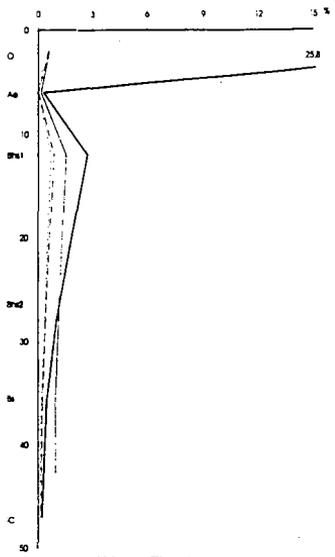


Abb. 4: Eisenhumuspodsol (Kanadischer Schild)

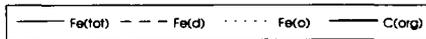


Abb. 1-4: Eisen- und Kohlenstoffgehalte der Bodenprofile 1-4 aus dem Labrador-Trog und vom Kanadischen Schild

Überlegungen zur Genese von Luvic Arenosols in NE-nigerianischen Dünensanden

von

Thiemeyer, H.¹

In NE-Nigeria existieren zwei größere zusammenhängende Dünengebiete, die in trockenen Phasen des Spätpleistozäns und Frühholozäns entstanden. Sie liegen heute im Bereich der nigerianischen Trockensavanne (Jahresmittel: 400 mm N, 22 °C) und sind - so sie nicht genutzt werden - vollständig bewachsen (Abb. 1). Das mutmaßlich ältere **Lantewa Dune Field** mit vorwiegend Longitudinaldünen, das vermutlich im Zeitraum von 20.000 BP bis 12.000 BP entstand, wird durch einen reliktschen Strandwall des Tschadsees (**Bama Ridge**) vom jüngeren **Gudumbali Dune Field** getrennt, in dem Transversaldünen dominieren. Dessen endgültige äolische Überformung muß jünger als 6.000 BP sein, da dann erst der Tschadsee annähernd auf seine heutige Größe regredierte. Indessen können die Kerne der Dünen durchaus älter als der

letzte Hochstand des Sees sein, wie einige TL-Daten aus dem Gudumbali Dune Field vermuten lassen.

Die Dünensande bestehen zum größten Teil aus Quarz (bis 96 %), daneben kommen in geringen Prozentsätzen Feldspäte vor. Das Schwermineralspektrum wird von der stabilen Gruppe dominiert, hinzu tritt Epidot und Disthen. Leichtverwitterbare Minerale sind nicht vertreten.

In den Dünensanden haben sich nährstoffarme Arenosols gebildet, die sich aufgrund einiger Merkmals-

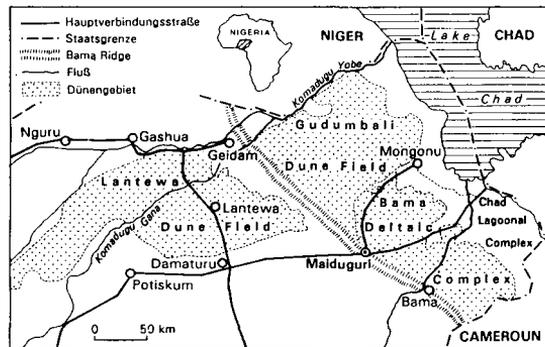


Abb. 1 Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes (geomorphologische Einheiten nach AITCHISON et al. 1972, verändert)

unterschiede weiter untergliedern lassen. Am häufigsten vertreten sind die **Chromic Arenosols**, die sich durch leuchtend orangefarbene Farben im 7,5 und 5 YR-Bereich auszeichnen. Dadurch unterscheiden sie sich von den **Cambic Arenosols**, die 10 YR-Farben aufweisen.

Weitverbreitet mit diesen Böden vergesellschaftet sind aber auch Arenosols, die Tonverlagerungsmerkmale in Form dünner Bändchen, meist im Abstand von 15 bis 20 cm, aufweisen und bei ansonsten gleichen Merkmalen als **Luvi-Chromic Arenosols** bzw. als **Luvic Arenosols** (Tab. 1) bezeichnet werden. Die Bänderung reicht gelegentlich als CvBb-Horizont tief in den unverwitterten Dünensand hinein. Bänderungen bis

¹ Institut für Geographie, Friedrich-Schiller-Universität Jena, 07740 Jena

in 7 m Tiefe konnten beobachtet werden. Der absolute Betrag der Tonverlagerung scheint jedoch gering zu sein, obwohl sie im Gelände gut zu erkennen ist. Die Tongehalte der gebänderten Horizonte liegen nur geringfügig über denen der ungebänderten Horizonte. Der Tonmineralbestand setzt sich hauptsächlich aus Smectiten und Kaolinit etwa im Verhältnis 20 : 80 zusammen, Illit fehlt.

Tab.1: Luvi-Chromic Arenosol aus Flugsand; schwache Vertiefung in der Flanke einer Longitudinaldüne 10 km NNW Lantewa; Vegetation: Busch; Aufnahmezeitpunkt: 4.11.1991

oM	- 10	u fS, hellbeige (10 YR 7/4), schwach durchwurzelt, deutlicher Übergang zu											
oM-Ah	- 25	ufS, hellgraubraun (10 YR 6/3), schwach durchwurzelt, sehr schwach humos, Einzelkomgefüge, deutlicher Übergang zu											
Al	- 50	ufS - l fS, hellrötlichbraun (7,5 YR 6/8), schwach durchwurzelt, Einzelkomgefüge, undeutlicher Übergang zu											
BvBb	- 150	l fS, rötlichbraun (7,5 YR 5/8), schwach durchwurzelt, dünne Tonbändchen, schwach kohärentes Gefüge, Tiergänge, bodenfeucht, sehr undeutlicher Übergang zu											
Bv	- 200	l fS, braun (10 YR 5/8), schwach durchwurzelt, Einzelkomgefüge, Tiergänge, bodenfeucht, merklicher Übergang zu											
Cv	- 260+	ufS, hellbeige (10 YR 7/8), schwach durchwurzelt, Einzelkomgefüge.											
		T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	pH	P _{cal}	K _{cal}	Fe _{o/d}	T-Wert
		%	%	%	%	%	%	%		mg/kg	mg/kg		cmol/z/kg
0	- 25					n.b.							
	- 50	6,9	0	0,7	3,9	64,0	15,6	9,0	4,0	0,41	1,0	0,02	4,8
	- 150	8,8	0,5	0,9	5,2	67,7	10,4	6,5	3,9	0	0	0,02	5,8
	- 200	6,8	0	2,0	2,6	73,0	9,4	6,2	3,8	0	0,25	0,01	4,7
	- 260+	4,9	0,7	0	4,0	72,7	10,1	7,5	4,0	0	0,25	0,02	3,7

Mikromorphologische Untersuchungen haben ergeben, daß die wenigen verwitterbaren Komponenten (v.a. Feldspäte) kaum Verwitterungserscheinungen zeigen. Die Quarze sind mit einer amorphen gelblichen, z. T. auch rotbraunen Matrix überzogen, die die einzelnen Körner über Brücken miteinander verbindet. Woraus diese Matrix hervorgegangen ist, läßt sich lichtmikroskopisch nicht nachweisen, da keine sichtbar angewitterten Komponenten in den Profilen existieren, die für die Nachlieferung verlagerbaren Materials in Frage kämen. Die rötliche Farbe der Chromic Arenosols wird durch ältere ererbte Coatings hervorgerufen, die sich in den Buchten der Quarzkörner erhalten haben und zu einer älteren Bodenbildung - möglicherweise an anderem Ort - gehören.

Die gebänderten Partien in den Luvi Arenosols zeigen kaum Unterschiede zu den nicht gebänderten Bereichen. Die Kornhüllen sind etwas dicker und die Doppelbrechung, hervorgerufen durch die Orientierung der verlagerten Matrix, etwas deutlicher ausgeprägt. Selten kommen Porenauskleidungen vor. Da die Zusammensetzung des Substrates der Luvi Arenosols nicht verschieden ist von dem der ungebänderten

Arenosols, stellt sich die Frage, woher das verlagerte Material stammt, bzw. warum die Tonverlagerung stattgefunden hat. Unwahrscheinlich ist m.E., daß die Profile in einem Stadium aufgegraben wurden, in dem alle verwitterbaren Komponenten bereits verwittert und nachfolgend verlagert worden sind.

Eine mögliche Quelle könnte der **Harmattan** sein, der in der alljährlichen Trockenzeit nicht unbeträchtliche Mengen vorverwitterten Materials als Staub auf die Geländeoberfläche gelangen läßt. HERRMANN et al. (1993) fanden an einem sahelischen Standort in Niger eine Staubdeposition durch Harmattan-Wetterlagen von $1,25 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. An der Geländeoberfläche bildeten sich dort drei Mikrohorizonte innerhalb der obersten 1,5 cm aus, von denen der untere einen Illuvialhorizont darstellt.

Für die Genese der Luvic Arenosols auf Trockensavannenstandorten mit Niederschlagssummen zwischen 350 und 600 mm pro Jahr wird folgende **These** formuliert:

Die mit dem Harmattan herantransportierte Staubfracht, die zum größten Teil aus bereits vorverwittertem Bodenmaterial besteht, wird in der darauf folgenden Regenzeit in das Bodenprofil eingewaschen, da dann für die Dispergierung und Verlagerung in tiefere Bodenschichten genügend Wasser zur Verfügung steht und es deshalb zu Versickerung und Tonverlagerung kommen kann. Die deszendente Wasserbewegung ist ein aktueller saisonaler Prozeß, der im Untersuchungsraum unter **heutigen Klimabedingungen** abläuft. Dafür gibt es einige Hinweise. Neben jüngeren archäologischen Siedlungsschichten sind selbst in künstlichen Aufschüttungen (z.B. Straßendämme) gelegentlich Tonbänder zu beobachten, die knapp unter der Oberfläche einsetzen. Die Niederschlagsmengen der Regenzeit dürften somit ausreichend für eine abwärtige Wasserbewegung sein. VOGG & MECKELEIN (1992) beschreiben ähnliche Versickerungsverhältnisse aus dem Sahel Malis. Weiterhin konnte an einer Stelle am Fuß einer Düne am Ende der Trockenzeit ein Sickerwasser-austritt beobachtet werden, der belegt, daß es bei genügend Niederschlag in den Paläodünengebieten zur Grundwasserneubildung kommt.

Über RFA und mittels REM wird versucht, eine Beziehung zwischen Staubdeposition und verlagertem Material nachzuweisen. Die Arbeiten sind noch im Gange.

Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 268 „Kulturentwicklung und Sprachgeschichte im Naturraum Westafrikanische Savanne“ (Universität Frankfurt) statt. Für großzügige finanzielle Unterstützung sei der DFG an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literatur

- AITCHISON, P.J., & BAWDEN, M.G., & CAROLL, D.M., & GLOVER, P.E., & KLINKENBERG, K., & DE LEEUW, P.N., & TULEY, P. (1972): The Land Resources of North East Nigeria. Volume 1 The Environment. - Land Resource Study, 9: 183 S., 16 plates, 15 text maps, 4 detached maps, 16 fig.; Surbiton (Land Resource Division).
- HERRMANN, L., & BLEICH, K.E., & STAHR, K. (1993): Veränderung eines landwirtschaftlich genutzten Standortes in Niger/West Afrika durch Staubeintrag. - Mitt. dt. bodenk. Ges., 72: 927 - 930; Oldenburg.
- THIEMEYER, H. (1993): Bodengesellschaften im Longitudinalünengebiet NE-Nigerias. - Frankfurter Geowiss. Arb., 17: 37 - 53; Frankfurt.
- VOGG, R., & MECKELEIN, W. (1992): Bodengeographische Aspekte zum Südrand der Sahara. - Stuttgarter Geogr. Stud., 116: 1 - 44; Stuttgart.

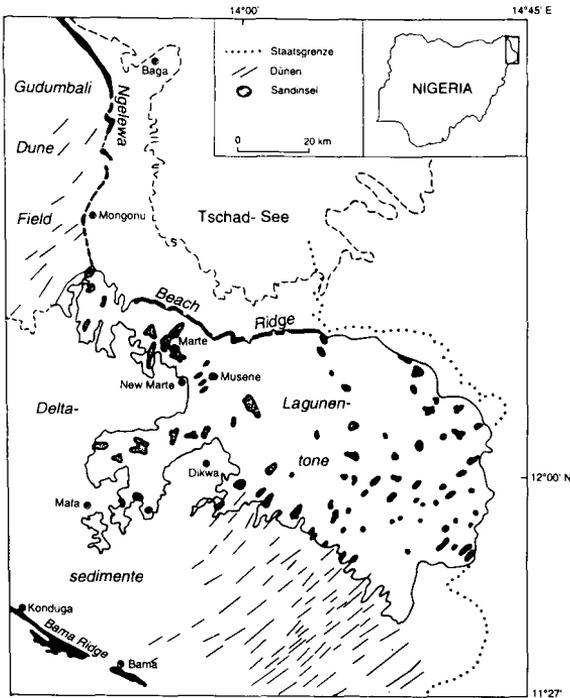
Zur Verbreitung und Nutzung von Vertisolen und vertisolartigen Böden im südwestlichen Tschadbecken

von

Thiemeyer, H.¹

In der Region südlich und südwestlich des Tschadsees (Abb. 1) befindet sich innerhalb der nigerianischen Trockensavanne (Jahresmittel: 400 mm N, 22 °C) eine ehemalige Lagune des Sees, die zur Zeit eines geringfügig höheren jungholozänen Seespiegelstandes gebildet wurde. Sie ist durch einen nunmehr reliktschen Standwall vom aktuellen Seebereich abgegrenzt. Innerhalb der Lagune wurden weitflächig schwarze Tone abgelagert, die über die Hauptzuflüsse Chari und Logone aus dem Adamawa-Hochland Kameruns herantransportiert wurden. Sie überlagern in einer Mächtigkeit von 0,8 bis 3 m ältere, z.T. äolisch überformte Sande, die als fossile Dünen gelegentlich die Tone durchragen. Ausschließlich auf diesen Dünenständen ist eine Besiedlung möglich, da die Niederschläge der mehrmonatigen Regenzeit alljährlich zu weiten Überschwemmungen der Tonebenen führen, die nur langsam abfließen und verdunsten können.

Abb. 1: Verbreitung der Tone im südwestlichen Tschadbecken



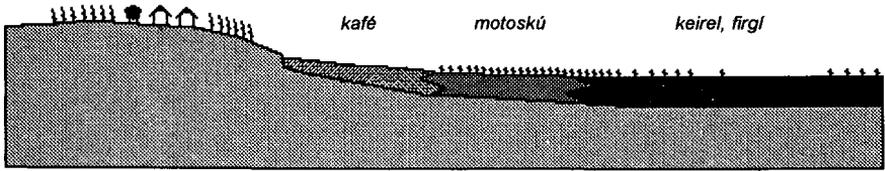
In den schwarzen Tönen, die von den Kanuri *firgi* genannt werden, haben sich topomorphe Vertisole ausgebildet, die indessen Differenzierungen und Übergänge zu vertisolartigen Böden aufweisen. Dies macht sich in der Vegetationsverteilung - sofern noch natürliche Vegetation vorhanden ist - und insbesondere in der Nutzung bemerkbar. Die traditionelle Nutzung der Kanuri-Bevölkerung stellt der Anbau einer *Sorghum*-Varietät, der *Masakwa*, dar. Diese wird am Ende der Regenzeit in die noch feuchten aber nicht mehr überfluteten Vertisole verpflanzt und in der Trockenzeit geerntet. Dabei werden aber nicht alle Bereiche der Tonebene für den Anbau genutzt, sondern es werden bestimmte Areale bevorzugt. Die Ursachen dafür sind in der Variation der Böden zu suchen, die vor allem durch Mikroreliefformen und Substratzusammensetzung bestimmt werden.

In der Bevölkerung existiert offenbar eine differenzierte Kenntnis und Unterscheidung der Böden, insbesondere was ihre Nutzbarkeit anbetrifft. Die Kanuri unterscheiden im wesentlichen vier Subtypen innerhalb der

¹ Institut für Geographie, Friedrich-Schiller-Universität Jena, 07740 Jena

vertisolartigen Böden: *kafé*, *motokú*, *firgi* und *keirel*. Diese lassen sich schematisch in eine Catena (Abb. 2) einordnen, die von den Sandinseln bis in die distalen Bereiche der Tonebenen reicht, wobei das Mikorelief für die Sedimentunterschiede eine gewisse Rolle spielt. Im Kontaktbereich von Tonen und Sanden wurde, vermutlich durch die Wasserbewegung in der Lagune, ein Mischsediment aus beiden gebildet, das das Ausgangsmaterial für die Bodentypen *kafé* und *motokú* darstellt.

(Arenosols)



} pennisetum • masakwa

Abb. 2: schematische Catena mit Subtypen (Kanuri-Bezeichnungen), nicht maßstäbig, überhöht.

Im Anschluß an die Arenosols der Sandgebiete treten vertisolartige *kafé*-Böden auf, die in der Regel nicht genutzt werden, da ihre Oberfläche verhärtet ist, und die oberen Bereiche der Böden, die aus aquatisch umgelagertem Sand vermischt mit Lagunenton bestehen, eine hohe Lagerungsdichte aufweisen. Auf diesen Böden kommt nur äußerst spärliche Vegetation vor, selbst Gräser, die als Weide dienen könnten, sind im Wachstum behindert. Die *kafé*-Böden können nicht als Vertisole bezeichnet werden, da die Tongehalte der untersuchten Profile nur bei $\leq 27\%$ lagen. Obwohl sie eine Quell- und Schrumpfdynamik aufweisen, existieren keine slicken sides. Das Profil ist bereits bis zur Untergrenze des IIAH entkalkt. Eine Einordnung in die FAO-Systematik ist mit gewissen Schwierigkeiten verbunden, weil die Horizonte und deren Eigenschaften zugleich jeweils unterschiedlichen Sedimentschichten zugeordnet sind. Vorerst wird der Boden als Vertic Cambisol bezeichnet.

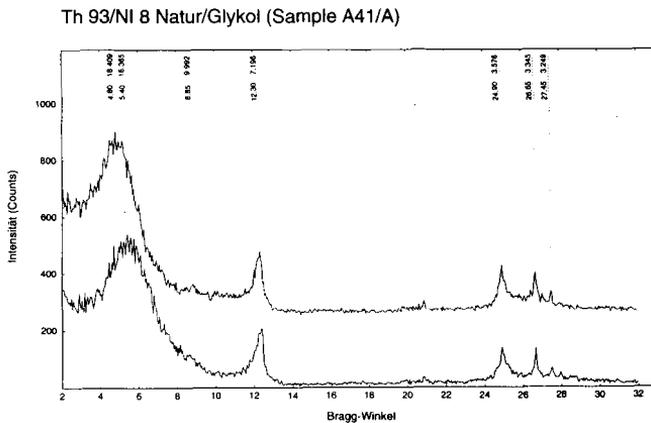
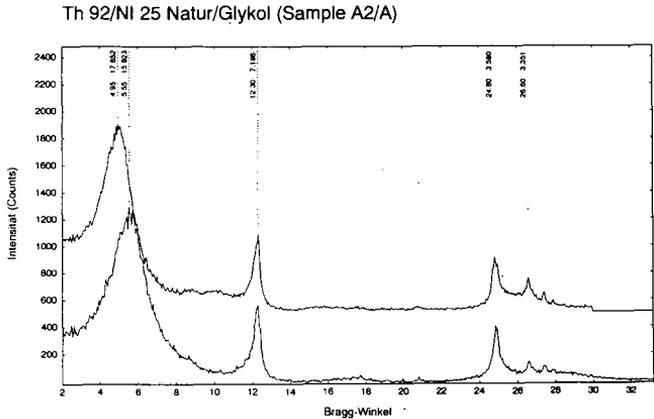
Daran anschließend befinden sich die *motokú*-Böden. Trotz des mächtigen Ah-Horizontes (ca. 60 cm) kann dieser Bodentyp ebenfalls nicht als Vertisol klassifiziert werden, weil die Tongehalte gleichfalls zu niedrig sind. Vielmehr hat dieser Boden eher schwarzerdeähnliche Eigenschaften, obgleich die Genese des Ah-Horizontes sedimentärer Natur ist. Die biotische Aktivität ist ebenfalls hoch. Der Boden kann als reliktscher Gleyic Phaeozem angesprochen werden. Sämtliche Gleymerkmale der hier besprochenen Böden sind reliktsch, da das Grundwasser heute etwa 20 m tief steht; dies kann durch die FAO-Nomenklatur indessen nicht zum Ausdruck gebracht werden. Der Ah-Horizont weist ein wenig gegliedertes kohärentes Grundgefüge auf und läßt sich an der Erdoberfläche von den Vertisolen durch feinere Risse unterscheiden. Die *motokú*-Böden sind begehrte Anbaugelände mit hohen Nährstoffreserven und günstiger Wasserversorgung. Unterhalb etwa 1,2 m ist ein Anstieg des pH zu verzeichnen, der auf einen gewissen Salzgehalt im Untergrund zurückzuführen ist (vgl. Mg-Werte der KAK).

Schließlich folgen in der Catena die Vertisole, entweder die *keirel*- oder die *firgi*-Böden. Sie unterscheiden sich äußerlich nicht sonderlich. Von beiden werden die *firgi*-Böden als gutes Ackerland geschätzt, die *keirel*-Böden hingegen kaum, bzw. nur in Notzeiten genutzt, weshalb letztere früher mit dichtem Busch(wald) bestanden waren. Die bodenchemischen Werte beider Vertisoltypen sind ähnlich. Die Unterschiede, die in der Nutzung zum Ausdruck kommen, sind vielmehr in den bodenphysikalischen Eigenschaften zu suchen.

Die *keirel*-Böden bilden bei der Austrocknung durchweg gröbere Polyeder als die *firgi*-Böden aus. Dies ist auf erhöhte Na-Belegung in den *keirel*-Böden zurückzuführen (vgl. KAK), wodurch die Rißbildung beim Austrocknen vermindert wird. Die ersten Niederschläge der Regenzeit vermögen somit nur in eingeschränktem Maß in die groben Polyeder einzudringen, es kommt früher zum Wasserstau, so daß in der Summe das pflanzenverfügbare Wasser nach der Regenzeit in diesen Vertisolen nicht zur Versorgung von Nutzpflanzen in der folgenden Trockenzeit ausreicht. Die edaphische Trockenheit dieser Standorte wird von der Bevölkerung deshalb als Einschränkung gewertet. In den *firgi*-Böden ist hingegen eine deutlich bessere Wasseraufnahmefähigkeit vorhanden. Durch die feinere Polyederstruktur vermag das Wasser weiter in die Aggregate vorzudringen, bevor die Risse und Spalten durch Quellung geschlossen sind.

Tonmineralogische Untersuchungen (Abb. 3) zeigen, daß in allen o.g. Vertisolen und vertisolartigen Böden die Tonfraktion zu etwa 30 - 40 % aus Smectiten und zu etwa 70 - 80 % aus Kaolinit besteht. Daneben tritt gelegentlich ($\leq 5\%$) Illit auf, spielt in der ansonsten gleichförmigen Zusammensetzung aber keine Rolle.

Abb. 3: Tonmineralanalysen (Ni 25 ohne, Ni 8 mit Spuren von Illit), obere Kurve jeweils mit Glykol



Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 268 „Kulturentwicklung und Sprachgeschichte im Naturraum Westafrikanische Savanne“ (Universität Frankfurt) statt. Für großzügige finanzielle Unterstützung sei der DFG an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literatur

- BRAUKÄMPER, U., & KIRSCHT, H., & PLATTE, E., & THIEMEYER, H. (1993): Systems of land use in the *firgi* plains of the Chad basin. - Ber. Sonderforschungsbereich 268, 2: 43 - 50; Frankfurt.
- PULLAN, R. (1969): The soils of the Gulumba area, North East State, Nigeria. - Samaru Soil Surv. Bull., 41; Zaria (Inst. Agric. Res.).

soil type	Vertic Cambisol (kafé)					Vertisol (keirel)			
	(Ah) ₀₋₃₅	Ah ₃₅₋₁₁₅	BhGo ₁₁₅₋₁₃	BVCv ₁₃₅₋₁₄	BhGoCv ₁₄₅₋₁₆₀	Ah1 ₋₆₀	Ah2 ₆₀₋₁₂₀	BVCv ₁₂₀₋₁₃	BVCv ₁₃₅₋₁₆₀
% coarse sand	0.1	0.1	0	0	0.4	0	0.5	1.5	0
% medium sand	42.4	31.1	26.2	27.3	48.4	0.2	1	3.7	25.3
% fine sand	39.4	36.3	61.1	64.1	34.2	1.2	1.2	1.9	68.3
% coarse silt	1.1	1.7	0.9	0.9	1	7.5	2.6	1.6	2.4
% medium silt	1.1	1.8	0.8	0.6	2.2	8.9	6.3	4.9	0
% fine silt	0.4	1.4	0.5	0.9	1	7.6	6.1	10.4	4
% clay	15.4	27.7	10.5	5.7	12.8	74.6	82.3	76	0
pH (0.1 N KCl)	6	5.9	7.7	7.8	7.8	6.9	7.4	7.4	7.6
CaCO ₃ %			1.1		0.6			0.8	
org.matter %						1.21	1	0.95	
N %	0.011	0.013	0.003	0.005	0.008	0.038	0.037	0.035	0
P available mg/kg	0	0	17.75	7.38	34.47	2.96	37.4	30.51	0
K available mg/kg	0	0	7	1.75	13.48	24.24	38.68	39.43	1.75
Fe d %	0.11	0.15	0.06	0.05	0.08	0.24	0.18	0.69	0.04
Mn d %	0.006	0.012	0.003	0.002	0.004	0.009	0.009	0.06	0.001

base saturation	84.7	100	91.1	100	68.2	100	96.3	96.9	91.4
Ca cmol/z/kg	10.59	19.64	9.67	6.55	12.77	42.72	38.91	38.19	3.64
Mg cmol/z/kg	2.06	0.67	0.41	0.88	3.1	4.08	37.38	36.14	3.11
K cmol/z/kg	0.08	0.1	0.1	0.05	0.07	1.2	1.2	1.1	0.14
Na cmol/z/kg	0.07	0.09	0.06	0.02	0.05	7.34	8.96	9.1	0.75
SUM cmol/z/kg	12.8	20.5	10.24	7.5	15.99	55.34	86.45	84.53	7.64
H+Al cmol/z/kg	0	2	0	3.5	0	2	2	1.5	0.5
CEC cmol/z/kg	12.81	22.5	10.24	10.99	15.99	57.34	54.33	48.14	5.8
CEC(Clay)	75.9	78.5				72.9	63	62.1	
EC (1:5) μ S	23	132	117	85	75	220	172	245	186

soil type	Gleyic Phaeozem (motoskú)				Vertisol (firg)					
	Ah ₋₆₀	BvAh ₆₀₋₈₀	BVCv ₈₀₋₁₂₀	rGoCv ₁₂₀₋₁₆₀	Ah1 ₋₄₀	Ah2 ₄₀₋₈₀	rGoAh3 ₈₀₋₁₀₀	BhGo ₁₀₀₋₁₂	BVCv ₁₂₀₋₁₃	IVGor ₁₃₅₋₁₆
% coarse sand	0	0.1	0	0	0.6	0.7	1.2	0.9	0.4	0.2
% medium sand	48.5	56.5	76.4	56	6	6.2	16.9	36.6	26.8	42.6
% fine sand	18.1	25.1	16.2	40.3	8.6	8.1	10.5	40	65.3	47.7
% coarse silt	1.9	1	1.3	0	2.5	3.7	1.9	0.8	2.6	1.5
% medium silt	2.8	0.9	0.5	0.2	5.7	5.6	4.1	1.4	0.1	1.2
% fine silt	1.9	0.3	0.4	0	4.4	3	2.3	1.4	0.3	0.8
% clay	26.7	16	5.2	3.4	72.2	72.6	63.2	19	4.5	5.9
pH (0.1 N KCl)	6.2	6.9	7.1	7.7	7.3	7.4	7.6	7.9	8.1	7.7
CaCO ₃ %					0.7	0.8	3	2.5	0	0
org.matter %	0.34	0.16			0.74	0.69	0.57			
N %	0.016	0.007	0.002	0.002	0.02	0.019	0.02	0.012	0.004	0.004
P available mg/kg	0	8.86	0	8.87	15.3	19.21	31	76.8	12.81	0.49
K available mg/kg	0.25	3.25	0	4	21.5	20	14.72	4.99	5.49	1.5
Fe d %	0.1	0.06	0.03	0.03	0.15	0.13	0.11	0.05	0.02	0.04
Mn d %	0.006	0.004	0.001	0.001	0.01	0.014	0.011	0.004	0.001	0.004
base saturation	76.9	100	81	90.7	96.5	96.4	100	100	87	89.6
Ca cmol/z/kg	16.19	10.18	4.55	3.09	45.5	42.65	37.05	18.99	5.3	6.54
Mg cmol/z/kg	17.14	13.7	5.92	4.05	3.76	3.87	3.35	1.6	0.57	1.03
K cmol/z/kg	0.14	0.12	0.07	0.06	0.96	0.88	0.69	0.28	0.11	0.1
Na cmol/z/kg	0.05	0.05	0.01	0.01	4.7	6.11	6.38	2.61	0.72	0.89
SUM cmol/z/kg	33.52	24.05	10.55	7.21	54.9	53.51	47.47	23.48	6.7	8.56
H+Al cmol/z/kg	5.5	0	1.5	0.5	2	2	0	0	1	1
CEC cmol/z/kg	23.81	14.13	7.89	5.39	56.9	55.49	47.46	23.48	7.7	9.56
CEC(Clay)	85.6	86.3			75.9	73.6	72.2			
EC (1:5) μ S	55	50	26	67	118	148	224	167	111	280

Standortvergleiche nach Anbaueignung, Umwidmungspriorität und geologischer Herkunft von Bodensubstraten für administrative und naturräumliche Einheiten des Landes Sachsen-Anhalt

von

Thiere, J. und M. Zeidler*

1. Zielstellung

Die landwirtschaftlich genutzten Böden des Landes Sachsen-Anhalt sollten nach Anbaueignung, Umwidmungspriorität und geologischer Herkunft von Bodensubstraten beurteilt werden. Nach diesen Beurteilungszielen sind Standortvergleiche bezogen auf unterschiedliche administrative Einheiten (Gemeinden, Kreise, Regierungsbezirke) und für naturräumliche Einheiten (Naturräumliche Haupteinheiten, Wasserhaupteinzugsgebiete) zu realisieren. Die Ergebnisse sind als Flächennachweise in Tabellenform und als Übersichtskarten zu dokumentieren. Die Resultate können in unterschiedlichen Anwenderbereichen bei Flächennutzungsplanungen, bei der Vorbereitung von Bodenschutzvorhaben und für den standortdifferenzierten Ausweis von Fördergebieten genutzt werden.

2. Methodisches Vorgehen

Als Datenbasis dienen die gemeindebezogen digitalisierten Kartierungseinheiten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK), die Standortregionaltypen. Für die Berechnung der Zielgrößen wurden die Kartierungsinhalte Standorttyp, Substratflächentyp (SFT), Hydromorphieflächentyp (HFT), Hangneigungsflächentyp (NFT) und Steinigkeitsangaben (EO) genutzt.

Darüber hinaus wurden ausgewählte Ergebnisse der Bodenschätzung (Grünlandanteil, Ackerzahlen) und Daten des Liegenschaftskatasters (Nutzungsarten) verwendet.

Nach bereits mitgeteilten Algorithmen (THIERE et al., 1994) wurden differenziert für die Regierungsbezirke Magdeburg, Dessau und Halle sowie für das Land insgesamt bezogen auf die administrativen und naturräumlichen Bezugsflächen nach jeweils 6 Klassen folgende Beurteilungsgrößen berechnet:

- bodenbedingte Anbaueignung durch Verknüpfung von SFT/HFT (K1A)
- standortbedingte Anbaueignung durch Verknüpfung von K1A/NFT/EO (K3A)
- Umwidmungskategorien durch Verknüpfung von K1A/NFT (UK)
- geologische Herkunft von Bodensubstraten auf der Grundlage der Standorttypen der MMK (GEH)

Zum zielgerichteten Vergleichen von beliebigen Landschaftsausschnitten, Nutzflächeneinheiten, administrativen Einheiten und Gebietseinheiten wurden auf der Grundlage der in Vergleichsstufen (VST 0 ... 5) ausgedrückten Merkmale und Zielgrößen weitere Vergleichsdaten berechnet:

- Dominanz-Tripel mit Dominanzgrad
- Vergleichsindex

* Institut für Bodenforschung im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V. Müncheberg, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

- Indexklassen
- Kontrastangaben (Hauptkontrast, Begleitkontrast, Kontrastgruppe)
- Flächentyp nach Vergleichsstufen-Anteilen

3. Ergebnisse (Überblick, Beispiele)

Die Ergebnisdokumentation umfaßt insgesamt 228 Tabellen; 9 Abbildungen; 12 farbige Übersichtskarten und 9 Konturenkarten mit Grenzen von Gemeinden, Altkreisen, Landkreisen und Regierungsbezirken.

Die tabellarische Dokumentation der Ergebnisse ist jeweils nach folgenden Themenkomplexen gegliedert:

1. Gemeindebezogene vorherrschende Anbaueignung und Umwidmungskategorien (Hochrechnungen von Legendeneinheiten der Übersichtskarte 1)
2. Standortbedingte Anbaueignungsklassen und Umwidmungskategorien (Hochrechnungen nach MMK-Konturen)
3. Geologische Herkünfte von Bodensubstraten nach Standorttypen der MMK (Hochrechnungen nach Legendeneinheiten der Übersichtskarte 3)
4. Vergleichsdaten für Umwidmungskategorien, Anbaueignung und geologische Substratherkünfte (Hochrechnungen nach MMK - Konturen)

Bei den Themenkomplexen wurden die jeweiligen Inhalte auf die planungsrelevanten Gebietseinheiten Kreis, Naturräumliche Haupteinheiten (MEYNEN, SCHMITHÜSEN et al. 1962), Wasserhauptzugsgebiete und geologische Herkünfte hochgerechnet.

Die Flächennachweise sind als absolute und relative Angaben berechnet. Bei der Verwendung der Flächenangaben muß berücksichtigt werden, daß sie dem Stand des Liegenschaftskataster von 1974-76 entsprechen und bei Nutzungsfällen, die eine hohe Flächenschärfe erfordern, aktualisiert werden müssen.

Die für jeden Regierungsbezirk und für das Land vorliegenden Übersichtskarten haben die Inhalte:

- Gemeindebezogene Anbaueignung und Umwidmungskategorien (Karte 1)
- Gemeindebezogene Anbaueignungs- und Umwidmungsgruppen (Karte 2)
- Gemeindebezogene geologische Herkunft nach Standorttypen der MMK (Karte 3)

In den Übersichtskarten sind wesentliche gemeindebezogene Standortqualitäten als Merkmale der Legendeneinheiten hervorgehoben und in ihrer regionalen Verteilung abgebildet. Die gemeindeinterne Differenzierung nach Standortqualitäten, wie zum Beispiel die Flächenanteile von Beurteilungs- oder Eignungsklassen sind tabellarisch ausgewiesen. Durch die kombinierte Nutzung von Übersichtskarte und Tabelle, können die spezifischen Vorzüge beider Darstellungsformen wirksam genutzt werden.

4. Literatur

- MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J. et. al: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands Band II. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Selbstverlag Bad Godesberg, 1962.
- SCHMIDT, R.; DIEMANN, R.: Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung, AdL der DDR, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung Eberswalde, 1981.
- THIERE, J.; ZEIDLER, M.; LENTZ-WOROBJEW, M.; LORENZ, S: Anbaueignung und Umwidmungskategorien in Gemeinden, Kreisen und Gebieten von Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt - Übersichtskarten und Flächennachweise. Mittlgn. Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 73, 119 - 122, (1994).

**Tabelle 1: Vergleichsdaten für Regierungsbezirke des Landes Sachsen-Anhalt für Umwidmungskategorien (UK),
bodenbedingte Anbaueignung (K1A), standortbedingte Anbaueignung (K3A) und geologische
Substratherkünfte (GEH)**

Regierungs- bezirk / Land Merkmal	Lieges ha	LN ha	Vergleichsstufen													TR	DG	IND	IK	Kontrast			FTV
			Flächenanteile ha LN						Flächenanteile % LN						HK					BK	KG		
			0 ha	1 ha	2 ha	3 ha	4 ha	5 ha	0 %	1 %	2 %	3 %	4 %	5 %									
MAGDEBURG																							
UK	1168144	784860	462942	0	135453	60447	87992	39263	59	0	17	8	11	5	024	2	25	1	2	4	2	4	
K1A	1168144	784860	327696	164862	144243	60521	47478	41297	42	21	18	8	6	5	012	2	26	1	1	2	1	3	
K3A	1168144	784860	308201	143343	186638	59340	43491	45084	39	18	24	8	6	6	021	1	28	1	2	1	1	4	
GEH	1168144	784860	145861	192183	139931	229000	35275	43587	19	24	18	29	4	6	310	1	39	2	3	3	3	13	
DESSAU																							
UK	427615	265401	151310	0	26382	17178	66349	4012	57	0	10	6	25	2	042	2	29	1	4	3	4	4	
K1A	427615	265401	76129	78844	26931	17178	34626	31723	29	30	10	6	13	12	104	1	36	2	1	4	2	4	
K3A	427615	265401	74829	75765	31331	17157	34626	31723	28	29	12	6	13	12	104	1	37	2	1	4	2	4	
GEH	427615	265401	74892	76806	61263	45776	3576	3118	28	29	23	17	1	1	102	1	28	1	1	2	1	4	
HALLE																							
UK	442896	329821	238213	0	12824	749	438	77955	72	0	4	0	0	24	052	3	25	1	5	4	5	2	
K1A	442896	329821	207140	87033	33946	1277	640	143	63	26	10	0	0	0	012	3	10	0	1	2	1	2	
K3A	442896	329821	178169	54053	96503	749	295	410	54	16	29	0	0	0	021	2	15	0	2	1	1	3	
GEH	442896	329821	120	32388	27327	214257	55720	367	0	10	8	65	17	0	341	3	58	3	2	4	2	12	
LAND																							
UK	2038655	1380082	852465	0	174859	78374	154779	121230	62	0	13	6	11	9	024	3	26	1	2	4	2	2	
K1A	2038655	1380082	610965	330739	205120	78976	82744	73163	44	24	15	6	6	5	012	2	24	1	1	2	1	3	
K3A	2038655	1380082	561199	273161	314472	77246	78412	77217	41	20	23	6	6	6	021	2	27	1	2	1	1	3	
GEH	2038655	1380082	220873	301377	228521	489033	94571	47072	16	22	17	35	7	3	312	1	41	2	3	2	3	13	

Erläuterungen der Abkürzungen:

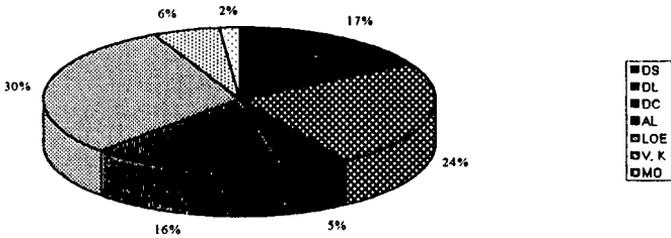
TR - Dominanztripel
DG - Dominanzgrad
IND - Index
IK - Indexklasse

HK - Hauptkontrast
BK - Begleitkontrast
KG - Kontrastgruppe
FTV - Flächentyp nach Vergleichsstufen

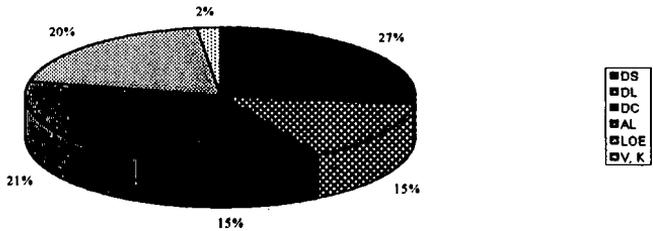
Abbildung 1:

Relative Häufigkeit gemeindebezogener vorherrschender geologischer Substratherklünfte nach Standorttypen der MMK im Regierungsbezirk

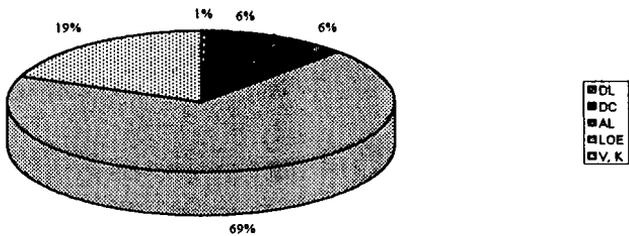
Magdeburg



Dessau



Halle



Erläuterungen zur geologischen Herkunft

1	DS	D1 - D3 (a, b)	5	LOE	L01 - L06 (a, b, c, d)
2	DL	D4 - D6 (a, b)	6	V, K	V1 - V9 (a, b, c)
3	DC	D3 - D6 (c)	7	MO	K1 - K3 (a, b, c)
4	AL	AL1 - AL3 (a, b, c)			MO1 - MO2 (b, c)

Eine Standortkarte für Südbenin - Erfassung von Geländeeigenschaften und Bodenparametern

von

Weller, U. und K. Stahr*

1 Einleitung

Im Rahmen einer Standortnutzungsplanung in Südbenin (Projekt A 1.2 des SFB 308¹) soll eine Standortkarte auf digitaler Basis erstellt werden. Diese soll vorhandene Informationen (Bodenkarte nach französischem System (Volkoff, 1976), die geologische Karte nach Office béninoise des Mines (1989), topographische Karten, Aufnahmen von Bodenkatenen und Einzelprofilen (Fritz, 1995, u.a.), Satellitenbilder (Landsat) und Geländeerkundungen) effektiv nutzen, Ergebnisse mit abschätzbarer Genauigkeit ermöglichen, sich dem Kenntnisstand anpassen und international vergleichbar sein.

Vor allem der letzte Punkt ließ SOTER (van Engelen, 1993) besonders geeignet für die Datenstruktur erscheinen. Eine speziell angepasste „Insellösung“ würde es zwar ermöglichen, auf die örtlichen Gegebenheiten und Datengrundlage besser einzugehen, ein Austausch von Daten und Methoden mit anderen Institutionen wäre aber unmöglich. Daneben hat SOTER noch weitere Vorteile wie Ausrichtung der Unterteilung am tatsächlich kartierten (Landschafts- oder Bodenmerkmale), einfache Datenstruktur, internationale Vergleichbarkeit, leichtes up- bzw. downscaling. Außerdem werden Bodenmerkmale an tatsächlich beschriebenen Böden festgemacht und nicht nur in einer Klassenbeschreibung definiert.

2 Das SOTER-Konzept zur Standortserfassung

Landschafts- und Bodendaten verteilen sich auf zwei Datenbanken: eine Datenbank mit den geometrischen Eigenschaften (digitale Karte, GIS) und eine relationale Datenbank mit den Attributen der Kartiereinheiten (Landschaftskomplexe) (Abbildung 1). Je nach Komplexität enthält eine Kartiereinheit eine oder mehrere Terrainkomponenten (Landschaftselemente, z.B. Einheit Seitentäler, bestehend aus Talgrund, Unterhang, Mittelhang, Oberhang). Ihre Eigenschaften (z.B. Höhe, Relief etc.) werden in einer eigenen Datentabelle verwaltet. Eine Terrainkomponente kann in verschiedenen Kartiereinheiten enthalten sein. Zu einer Terrainkomponente gehören eine oder mehrere Bodenkomponenten. Diese werden durch Musterprofile gemäß der FAO-Klassifikation beschrieben. Dies führt für jeden Boden zu einer Sammlung von

*Institut für Bodenkunde und Standortlehre(310), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

¹Sonderforschungsbereich 308: Standortgemäße Landwirtschaft in Westafrika, finanziert von der DFG

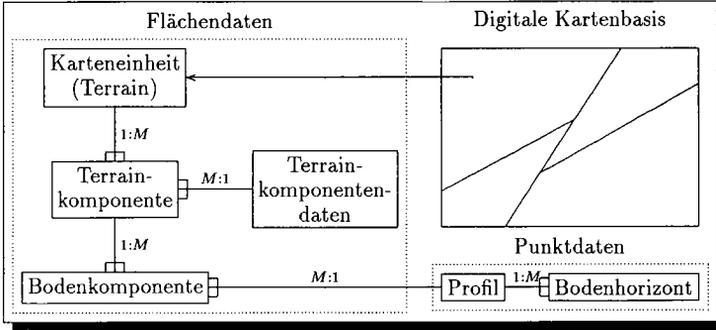


Abbildung 1: Datenstruktur nach SOTER

Parametern gemäß

$$\hat{\mathbf{Z}} = \begin{pmatrix} z_1 \\ z_2 \\ \vdots \\ z_j \end{pmatrix} \quad (1)$$

d.h. das Musterprofil, bestehend aus j Parametern z_k (Horizontmächtigkeiten, Horizonteigenschaften) stellt den Schätzwert ($\hat{\mathbf{Z}}$) für die Bodenkomponente \mathbf{Z} dar.

Sowohl für die Terrain- als auch die Bodenkomponenten werden (sofern möglich) die Flächenanteile angegeben, mit denen sie in der übergeordneten Einheit repräsentiert sind. Durch dieses Vorgehen ist die Auswertung sehr vereinfacht: Alle Untersuchungen beziehen sich auf definierte Einzelwerte, die gemäß ihrer Verbreitung gewichtet aufsummiert werden können.

Leider finden wir in der Natur diese Einfachheit nicht wieder. Eine Bodenkomponente ist kein Punktereignis im Sinne eines Pedons, sondern weist eine mehr oder minder starke Variabilität auf. Über die Genauigkeit der auf dieser Grundlage getroffenen Aussagen läßt sich keine Angabe machen. Aus diesem Grunde erscheint es notwendig, die Datenstruktur von SOTER zu erweitern.

3 Die Erweiterung des Begriffs „Bodenkomponente“

Der Grundgedanke ist, die Variabilität von Bodeneigenschaften als Bestandteil der Bodenkomponente aufzufassen und zu beschreiben. Böden, die unter ähnlichen Bedingungen entstanden sind, müssen eine ähnliche Variabilität aufweisen. Diese läßt sich über ein größeres Gebiet verallgemeinern als einzelne Merkmalsausprägungen. Zwei prinzipielle Ansätze sind denkbar: nicht-räumliche und räumliche Beschreibung der Variabilität.

3.1 Die nicht-räumliche Bodenvariabilität

Die Variabilität einer Bodenkomponente wird durch die Variabilität ihrer Parameter beschrieben. Im einfachsten Fall geschieht dies durch die Angabe von Bereichen (Weller, 1990, hier Standortparameter, nicht Bodenkomponente). Bei genauerer Kenntnis der Verteilungsfunk-

tionen können Merkmale dann beschrieben werden durch

$$\hat{\mathbf{Z}} = \begin{pmatrix} \hat{z}_1 & \hat{\epsilon}_1 & n_1 \\ \hat{z}_2 & \hat{\epsilon}_2 & n_2 \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ \hat{z}_j & \hat{\epsilon}_j & n_j \end{pmatrix} \quad (2)$$

mit geschätzter mittlerer Ausprägung des k -ten Parameters \hat{z}_k , geschätzter Verteilungsfunktion $\hat{\epsilon}_k$ und Probenanzahl n_k (nötig für Abschätzung der Güte).

Die Bewertung ist nicht so einfach wie für ein Einzelprofil, für „gutartige“ Systeme kann $\hat{y} \approx f(\hat{z}_1, \dots, \hat{z}_j)$ angesetzt werden, andernfalls muß mit entsprechend der \hat{z}_k und ϵ_k generierten Parametersätzen gearbeitet werden. Eventuelle Korrelationen zwischen den z_k gehen verloren. Dies könnte vermieden werden durch vorhergehende Faktoranalyse und Transformation der Daten.

3.2 Der räumliche Ansatz

Insbesondere für die Planung zukünftiger detaillierterer Untersuchungen ist die Abschätzung der räumlichen Variabilität eine wichtige (und häufig vernachlässigte) Grundlage (Domburg et al., 1994). Dies läßt sich erfassen durch

$$\hat{\mathbf{Z}} = \begin{pmatrix} \hat{z}_1 & \hat{\gamma}(h)_1 & n_1 \\ \hat{z}_2 & \hat{\gamma}(h)_2 & n_2 \\ \dots & \dots & \dots \\ \hat{z}_j & \hat{\gamma}(h)_j & n_j \end{pmatrix} \quad (3)$$

mit geschätztem räumlichem Variogramm $\hat{\gamma}(h)$. Für die Bewertung gilt dasselbe wie im vorigen Abschnitt, zusätzlich geben die Variogramme Auskunft über die Qualität von Karten, welche auf detaillierten Rasterbeprobungen beruhen.

3.3 Eine Bodenkomponente – mehrere Böden

Der denkbar einfachste Ansatz besteht darin, einer Bodenkomponente mehrere Böden zuzuordnen. Bei begrenzter Zahl von Aufnahmen können alle untersuchten Profile erfasst und für die weitere Auswertung bereitgehalten werden. Es geht keine Information verloren.

Es ergibt sich aus Erweiterung von 1

$$\hat{\mathbf{Z}} = \begin{pmatrix} z_{11} & z_{12} & \dots & z_{1n} \\ z_{21} & z_{22} & \dots & z_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{j1} & z_{j2} & \dots & z_{jn} \end{pmatrix} \quad (4)$$

mit n Beschreibungen bestehend aus j Parametern Bewertungsverfahren können direkt am Einzelboden angewandt und das Ergebnis verallgemeinert werden nach der Formel $\hat{y} = \sum_{i=1}^n \lambda_i f_i(z_{1i}, \dots, z_{ji})$ wobei \hat{y} ein erwartungstreuer Schätzwert für die durchschnittliche Merkmalsausprägung (Bewertung), n die Anzahl der Probenpunkte, z_i die Merkmalsausprägung i und λ_i der Gewichtungsfaktor am Punkt i , abhängig von der Beprobungswahrscheinlichkeit ($\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$) bedeuten (sollte vor allem in schwer zugänglichem Gebiet nicht vernachlässigt werden!). Bei Bedarf (und falls die Probedichte ausreicht), kann diese Form der Beschreibung in eine der beiden obengenannten überführt werden.

Dieser Ansatz wurde für die Standortskarte Südbenin gewählt. Die neu gewählte Datenstruktur wird in Abbildung 2 dargestellt.

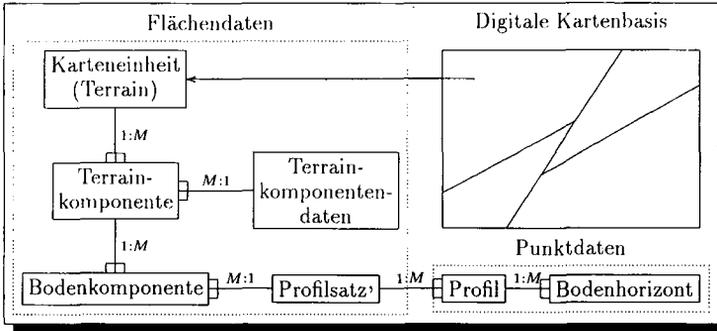


Abbildung 2: Erweiterte Datenstruktur

Literatur

- Domburg, P., de Gruyter, J. J., & Brus, D. (1994). A structured approach to designing soil survey schemes with prediction of sampling error from variograms. *Geoderma*, **62**, 151-164.
- Fritz, C. (1995). *Boden- und Standortmuster in geomorphen Einheiten Süd-Benins (West-Afrika)*. Dissertation Universität Tübingen, in prep.
- Office béninoise des Mines (1989). *Notice explicative de la Carte géologique à 1/200.000*. République Populaire du Bénin, Ministère de l'Industrie et de Mines.
- van Engelen, V. W. P., Hrsg. (1993). *Global and National Soils and Terrain Digital Databases (SOTER). Procedures Manual*. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.
- Volkoff, B. (1976). *Carte pédologique de reconnaissance de la République Populaire du Bénin*. ORSTOM, Paris.
- Weller, F. (1990). *Erläuterungen zur Ökologischen Standorteignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg 1:250 000*. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Stuttgart.

Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Änderungen und Änderungsvorschläge für die Neubearbeitung - Varietät und Subvarietät Terrestrische Böden

von

Wittmann, O.*

Im Rahmen einer Sitzung des Arbeitskreises für Bodensystematik der DBG am 5./6. November 1990 fanden sich zum erstenmal wieder ost- und westdeutsche Bodenkundler zusammen, um über eine gemeinsame Bodensystematik für die erweiterte Bundesrepublik zu beraten. Damals wurde beschlossen, neben der Bodentypensystematik eine einheitliche Substratsystematik auf der Grundlage der ostdeutschen Gliederung zu entwickeln nicht zuletzt als Basis für eine Zusammenstellung der Hauptbodenformen der Bundesrepublik Deutschland. Die Eigenschaftscharakterisierung der Hauptbodenformen, die Bodenformensystematik und die Bodengesellschaftssystematik sollen später darauf aufbauen.

Daß die 4. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung der Geologischen Ämter der Bundesrepublik (KA4) bis zum Jahr 1994 zwingend fertiggestellt werden mußte, aktivierte unverzüglich eine **intensive Zusammenarbeit zwischen dem Kartier- bzw. Redaktionsausschuß KA4 und dem AK Bodensystematik**. Die korrespondierenden Abschnitte der KA4 entsprechen dadurch voll den Grundsätzen der DBG und stellen eine bereits perfekte Grundlage für die Neubearbeitung der DBG-Systematik dar. Im Hinblick auf das Bodeninformationssystem mußte die exakte, EDV-logische Definition der Horizonte, ihrer Symbole und Folgen realisiert werden. Das System wurde dadurch nicht unkomplizierter, aber keineswegs unnötig belastet.

Nachfolgend werden die wesentlichen Änderungen und Änderungsvorschläge für die Bodentypensystematik vorgestellt.

Es ist vorgesehen, über die Subtypenebene der DBG-Systematik von 1985 hinaus (Norm-Subtypen, Abweichungssubtypen, Übergangssubtypen; "Norm-": früher "Typisch"), auch die wichtigsten Varietäten darzustellen. Dazu war es zunächst notwendig, Varietät und Subvarietät eindeutig zu definieren:

Varietäten sind qualitative Modifikationen eines Subtyps. Sie werden vor allem durch zusätzliche pedogene Merkmale charakterisiert, die eine vom Subtyp abweichende Horizontfolge bedingen.

Kriterien für die Bildung von Varietäten:

1. **Humusform:** Moder, Rohhumus, (Rendzina-) Trockenmoder, mullartiger Rendzinamoder, Pechmoder, Tangel
 - Feuchtmull, Feuchtmoder, Feuchtrohhumus
 - Mull, gekennzeichnet durch A_{xh}-Horizont (A_h > 1 dm mächtig, Basensättigung > 50%, stabiles Aggregatgefüge, ausgeprägte Bioturbation), außer bei Ah/C-Böden: A_{xh} dann diagnostischer Horizont auf Typenebene (Tschernosem), bei A_h < 4 dm auf Subtypenebene (Differenzierung nach Mullranker/Saueranker, Mullrendzina (Eurendzina)/ Sauerrendzina etc.)

* Föhrenstr.9, 85640 Putzbrunn

2. **Basizität:** wegen der Nutzungseinflüsse (vor allem Düngung) relativ variable Größe, daher außer bei den Ah/C-Böden (dort Typen- bzw. Subtypenebene) Berücksichtigung nicht im Subtyp, sondern in der Varietät. Unterscheidung nach Basensättigung des Horizonts unter dem Ah (z.B. Bv, Al, P, Sw, Go) nach:
- basenreich >50% Basensättig. Vorsilbe Eu- (z.B. Eu-, Meso-)
- mittelbasisch 20-50% " Vorsilbe Meso- Dysbraunerde)
- basenram <20% : Vorsilbe Dys-
3. **Podsoligkeit:** Bezeichnung "podsolig"; kein vollständiges Podsol-Profil, Podsol-Anreicherungs-horizont nicht sichtbar differenziert. Untergliederung nach schwach podsolig (Aeh/...), mäßig podsolig (Ahe/...) und stark podsolig (Ahe+Ae/(Bsv)/...) in der Subvarietät
4. **Pseudovergleyung:** Bezeichnung "pseudovergleyt", wenn Obergrenze Sw 8-13dm u.GOF oder wenn höher als 8dm, dann nur bei schwacher oder sehr schwacher Pseudovergleyung;
- Bezeichnung "im tieferen Untergrund pseudovergleyt", wenn Obergrenze Sw tiefer als 13dm u.GOF
5. **Vergleyung:** Bezeichnung "vergleyt", wenn Obergrenze Go in 8-13dm Tiefe, "im tieferen Untergrund vergleyt", wenn Obergrenze Go tiefer als 13dm u.GOF
6. **Hang- und Quellwasser** bei semiterrestrischen Abweichungssubtypen (z.B. Hang-Oxigley, Quellen-Oxigley u.s.w.)
7. **Auengrundwasserdynamik im Untergrund** von Pelosolen, Parabraunerden, Podsolen, Pseudogleyen (Auenpelosol, Auenpodsol u.s.w.)
8. **Entwässerung, Aufstau:** Gleye, deren Horizontfolge sich durch Entwässerungsmaßnahmen geändert hat; bei ertrunkenen Böden ist die aktuelle Grundwasserdaynamik ausschlaggebend, z.B. Gley, entwickelt aus Podsol (Varietäten)
9. **Landwirtschaftliche Nutzung,** hauptsächlich Beackerung (Ap) und Grünlandnutzung (welcher diagnost. Horizont?)
10. **Humusreiche Ah-Horizonte:** Böden mit >8 Masse% Org. Subst. im Ah bis >1dm Tiefe werden als "humusreiche" Varietäten differenziert
11. **Übergangsformen:** Varietäten ergeben sich bei Übergangsformen innerhalb eines Typs, im Fall der Kombination eines Übergangssubtyps mit einem dritten Typ, eines Abweichungssubtyps mit einem Normtyp oder zweier Abweichungssubtypen (jeweils verschiedener Typen).

Subtypen und Varietäten werden nach quantitativen Kriterien weiter zu Subvarietäten untergliedert, z.B. nach Entwicklungstiefen, Tiefenlage bzw. Mächtigkeit charakterist. Horizonte, Mächtigkeit des Auflagehumus, Grad der Verbraunung im Bv, Aufhellungsgrad von Al-Horizonten, Carbonatgehalt, pH-Wert, Feindifferenzierung der Basensättigung, Erosionsgrad u.s.w..

Änderungen und Änderungsvorschläge bei den Terrestrischen Böden (ohne Kulturosole)

- Typ **Felshumusboden:** Boden mit O/mC-Profil aus/auf Festgestein
Typ **Skeletthumusboden:** Boden mit xC+O/C-Profil; xC+O Verzahnungshorizont aus weitgehend feinerdefreiem Grobskelett >2cm mit O-Material in Hohlräumen
Syrosem: Ai/mC-Profil, d.h. keine Lockergesteinsauflage mehr (dann bereits Lockersyrosem)
Ah/C-Böden mit Ah <4dm: jeweils zwei Subtypen:
1. Mull-(Eu-)rendzina, -pararendzina, -ranker, -regosol mit Axh-Horizont und Basensättigung >50% (s.oben)

2. "Sauer-"rendzina, -pararendzina, -ranker, -regosol mit Ah-Horizont, Basensättigung $\leq 50\%$.
-Mullartige Rendzina sowie alle Ah/C-Böden mit Humusauf-lagen: Varietäten (s.dort)
-Die substratbezogene Differenzierung nach Carbonatgehalt (Rendzina/Pararendzina) und nach Fest-und Lockergestein Ranker/Regosol) soll beibehalten werden (wegen unterschiedlicher Richtungen der Bodenentwicklung bzw. in Anlehnung an die FAO-Systematik)

Tschernosem: Zwei Typen: Tschernosem und Kalktschernosem.

Die regionalisierende Typeneinteilung in Tschernoseme Mittel-deutschlands und des Oberrheintales wurde aufgegeben. Dis-kutiert wird die Unterteilung in 2 Subtypen:

- Tschernosem mit Chroma 2-3 oder Value ≥ 3 (Phaeozem n.FAO)
- Tschernosem mit Chroma 2 oder kleiner, Value 3 oder kleiner (zum Chernozem nach FAO tendierend)
- Pelosol-Tschernosem mit (A_{xh}/)P-A_{xh}-Horizont ≥ 4 dm; schwarzer Steppenboden aus tonigem Substrat mit vorherrschenden Merkmalen der Bioturbation und untergeordnet der Peloturbation; "Smonitzza" Rheinheßens

Pelosol: Auch beim Pelosol wurde diskutiert, ob die bodensyste-matische Einstufung dieses Typs nicht auf die Substratebene verlagert werden kann. Tonige Böden verschiedener Genese, z.B. Pelosol und Terra fusca zeigen auch sehr unterschiedliche Eigenschaften, vor allem in der Wasserdynamik. Eine Verän-derung in der Pelosol-Systematik wäre zweifellos ein Rück-schritt. Grundsätzlich soll jedoch die Einbeziehung des Substrats in die bodentypologische Systematik vermieden werden. Sie ist nur dann gerechtfertigt, wenn pedogenetische Vorgänge damit verbunden sind und wenn sich die daraus resultierenden Merkmale scharf definieren lassen.

- Kalkpelosol: Vorsilbe "Kalk-" jetzt allgemein sowohl für Sekundärcarbonat, wie auch für Restkalk (primär)
- Braunpelosol: Subtyp: Ah/Pv/(P/)i, eC-Profil; Pv-Hor.verbraunt, dabei keine oder nur sehr geringe Beimengung v.Fremdmaterial
- Humuspelosol (Vertisol-Pelosol): s. Humusbraunerde

Braunerde: Bv-Horizont: < 75 Vol.% Grobskelett (≥ 2 cm Durchmesser); Fein-und Mittelgrus bzw.-kies bleiben somit unberücksichtigt

- Humusbraunerde: Subtyp, tiefreichend humos, nicht unter Steppenbedingungen entstanden, mit Ah/Ah-Bv/(Bv/)C-Profil, Ah/Ah-Bv > 4 dm, Ah-Bv mit Humusgehalten des Ah

-Varietäten: Mullhumusbraunerde A_{xh}/A_{xh}-Bv > 4 dm ("Pseudo-schwarzerde"); Humusreiche Humusbraunerde

-analoge Subtypen: Humuspelosol, Humusparabraunerde, Humus-pseudogley, Humushaftnässepseudogley

-Terra fusca-Braunerde (DBG-Systematik 1985): kein echter Übergangssubtyp, da zwei eigenständige Bodenbildungen übereinander (jüngerer Boden aus einer Überdeckung über einem älteren). In Abhängigkeit von der Mächtigkeit der Überdek-kung bzw.des oberen Bodens soll in Zukunft folgendermaßen verfahren werden:

- flache Braunerde über Terra f.(Braunerdemächtigkeit < 3 dm)
- Braunerde über Terra fusca (Braunerdemächtigkeit 3-7 dm)
- Braunerde (Braunerdemächtigkeit > 7 dm)

Lessivès: jetzt neben der Klasse der Braunerden eigene Klasse mit den Typen Parabraunerde und Fahlerde.

Fahlerde: Ah/Ael/(Ael+Bt/)Bt/C-Profil

-Merkmale:Tongehaltsdifferenz zwischen Ael und Bt meist höher

als bei Parabraunerden; Grenze bzw. Übergang zwischen Ael und Bt zungenförmig und oft fleckig; Ael:diagnost.Horiz..

-Die Fahlerden gemäß ostdeutscher Bodensystematik weisen im Tiefland regelmäßig einen Bv-Horizont auf (wahrscheinlich Hauptlage); Horizontfolge: Ah/Bv/Ael/Bt/C.

Es wird vorgeschlagen, solche Bildungen in Zukunft als Übergangsformen von der Fahlerde zur Braunerde anzusprechen

Podsol: Einstufung vollständiger Podsol-Horizontfolgen in Verbindung mit Unterbodenhorizonten anderer Böden im Liegenden: Beispiel: Podsol in Verbindung mit Bv-Horizont:

-Bv tiefer als 7dm u.GOF beginnend: Podsol

-Bv im Bereich 1.5-7dm u.GOF beginnend: Braunerde-Podsol

-Bv im Bereich oberhalb 1.5dm beginnend: Podsol-Braunerde (podsolig:Podsol-Horizontfolge nicht vollständig; s.oben). Podsolentwicklungen in Kolluvien oder Plaggeneschhorizonten werden analog behandelt im Gegensatz zu begrabenen Podsolen (Regeln siehe bei Braunerden)

Fersiallitische und ferrallitische Paläoböden (bisher Plastosole und Latosole): Vollständige Profile dieser Böden sind in Deutschland bisher nicht bekannt. Günstigstenfalls sind Unterbodenhorizonte erhalten, deren Position im vollständigen Profil unklar ist; die Oberböden fehlen grundsätzlich. Sie sind immer von jüngeren Lagen überdeckt und werden zu den Böden gestellt, die sich daraus entwickelt haben (z.B. Braunerde über Fersiallit; Regeln für Überlagerungen s.bei Braunerden).

-Horizonte (in Deutschland nur fossil oder reliktilsch):

-Bj:weitgehend kaolinisierter fersiallitischer Unterbodenhorizont; Strukturen des Ausgangsgesteins nicht mehr vorhanden; j= fersiallitisch

-Bu:ferrallitischer Unterbodenhorizont; u=rubefiziert

-Cj:weitgehend kaolinisierter Untergrundhorizont mit Strukturen des Ausgangsgesteins (Saprolith) sowie periglaziär umgelagertes Saprolith-Material

Ist nur ein Cj-Horiz. erhalten, wird das fersiallitische Merkmal in der bodensystematischen Ansprache nicht berücksichtigt.

Klasse Reduktosole: Reduktosole sind durch reduzierend wirkende bzw. Sauerstoffmangel verursachende Gase wie Methan, Schwefelwasserstoff und/oder Kohlendioxid geprägte Böden. Die Gase entstammen (post)vulkanischen Mofetten, Leckagen von Gasleitungen oder werden aus leicht zersetzbarer organischer Substanz unter stark reduzierenden Bedingungen durch Mikroorganismen in Müll-, Klärschlamm- oder Hafenschlammauflagen gebildet.

Böden natürlicher Entstehung, in denen Reduktgas mikrobiell durch Sauerstoffmangel infolge Wassersättigung gebildet werden, sind nicht als Reduktosole zu klassifizieren.

-Y:durch Reduktgas geprägter Horizont mit zumindest zeitweilig erhöhten CH₄-und/oder CO₂-Gehalten in der Bodenluft

-Yo: mit Oxidationsmerkmalen, Yr: mit Reduktionsmerkmalen

-Typ Reduktosol: Ah/Yo/Yr-Profil

Die Diskussion über die nachfolgend angeführten Subtypen und über die Vorschläge zu den Horizontfolgen (BLUME) ist noch nicht abgeschlossen:

(Norm-)Reduktosol: Ah/Yo/Yr-Pr.; Rohreduktosol: (Y-)Ai/Yr-Profil

Ockerreduktos.: Ah/Yo/Yr-Pr. (Yo > 1dm); Fahlreduktosol: Ah/Yr-Pr.

< 4dm
> 4dm

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Gemeinsame Sitzung Kommissionen VI und I

"Bodenschonende Bewirtschaftung"

Band 76

Heft II

1995

Der Einfluß der organischen Substanz auf den temperatur- und druckgetriebenen Wassertransport in einem Sandboden unter dem Aspekt Benetzbarkeit

von

Bachmann, J.

Es ist seit geraumer Zeit bekannt, daß bereits geringe Mengen an organischer Substanz die hydraulischen und mechanischen Eigenschaften von Böden positiv verändern können. Trocknet der Boden stark aus, ist das Wiederbefeuchten allerdings häufig gehemmt. Die Ursachen für die Benetzungshemmung der meistens hydrophilen Mineraloberflächen sind vielfältig, werden aber im allgemeinen dünnen Belägen von organischen Substanzen unterschiedlicher Herkunft zugeordnet (BOND, 1968). Infolge der Benetzungshemmung kommt es im Boden beispielsweise zur inhomogenen Durchfeuchtung und es können sich bevorzugte Fließbahnen für das Sickerwasser bilden (DEKKER & RITSEMA, 1994). Speziell neuere Untersuchungen aus den Niederlanden oder aus Chile weisen darauf hin, daß die Annahme vollständiger Benetzung bei einem weiten Spektrum von Böden und Nutzungen nicht erfüllt ist, sondern zeitweilige oder dauerhafte Benetzungshemmungen unterschiedlicher Intensität festgestellt werden (DEKKER & RITSEMA, 1994; ELLIES & HARTGE, 1994).

Die vorliegenden Untersuchungen sollen Aufschluß darüber geben, in welcher Weise durch organische Substanzen verursachte Benetzungshemmungen die Wasserbewegung in feuchten Böden beeinflussen. Vor dem Hintergrund, daß in den oft humosen Oberböden die höchsten Temperatur- und Druckgradienten im Bodenprofil auftreten, wurde der simultane Einfluß beider Potentiale auf den Wassertransport untersucht.

Material und Methoden

Um Aussagen über die Wirkungsweise der organischen Substanz treffen zu können, wurden vier Böden mit vergleichbarer mineralischer Körnung untersucht, von denen zwei Böden eine natürliche Hemmung unterschiedlicher Stärke (humoser Sand, P1, P2) aufweisen (Tab.1).

Tab 1: Bodenkundliche Kennwerte der verwendeten Böden.

MATERIAL	C-org. Gew.-%	pH-Wert CaCl ₂	Kontaktwinkel [°]*		min. Körnung (in Gew.-%)						
			bei rel. Luftfeuchte 50 %	100 %	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS
hum. Sand, Probe 1	1.4	4.0	45±9.3	83.6± 11.9	1.6	1.0	2.1	4.6	26.3	61.5	3.1
hum. Sand, Probe 2	2.9	3.3	92.6±5.3	108.1± 5.9	1.8	0.5	1.6	4.4	29.4	61.5	3.1
Sand, Probe 3	0.6	6.0	24.7±3.8	35.4 ± 2.2	4.9	1.8	3.9	10.3	18.4	55.2	5.5
Sand, silanisiert Probe 4	0.6	6.0	110.6±11	109.3± 3.6	identisch mit Probe 3						

* Mittelwerte und Standardabweichung von 12 Winkelmessungen pro Präparat

Die Böden stammen von einem gartenbaulich genutzten Standort (ehemaliger Kiefernforst), an dem ein engräumiger Wechsel benetzungsgehemmter und nicht gehemmter Bereiche im Oberboden zu beobachten ist. Durch Mischung der humusreicheren Bodenprobe mit dem Unterboden konnten die Humusgehalte beider Proben ohne Veränderung der Körnung angeglichen werden. Bei den Proben 3 und 4 handelt es sich um Material aus dem Unterboden einer ebenfalls gartenbaulich genutzten Fläche (Universitätsgelände Herrenhausen). Dieser Boden weist geringere Gehalte an organischer Substanz auf und ist mit Kontaktwinkeln um 25° gut benetzbar. Bei der Probe vier erfolgte durch die Behandlung mit geringen Mengen Dichlorodimethylsilan eine Hydrophobisierung der Körner mit einer Kontaktwinkelerhöhung von 25° auf über 100°. Optisch ist keine Veränderung an den Körnern erkennbar. Die Benetzbarkeit wurde mittels Kontaktwinkelmessung (sessile drop method) mit einem Spezialmikroskop an jeweils 6 auf eine ebene Präparatoberfläche aufpipetierten Tropfen mit je 1,7 mm³ Volumen bestimmt. Die Herstellung der Präparate erfolgte, indem die ausgesiebte Korngrößenfraktion 63-100 µm auf Glasobjektträger, die mit doppelseitigem Klebeband versehen waren, dreimal auf gepulvert und von Hand angewalzt wurden. Die so vorbereiteten Präparate equilibrierten einige Tage bis zur Messung in zwei geschlossenen Glasgefäßen über offenem Wasser und über einem Trocknungsmittel. Die Resultate sind in Tab.1 angegeben.

Für die Säulenversuche wurde eine vertikal betriebene Plexiglassäule (Höhe 200 mm, Innendurchmesser 88.5 mm) verwendet, die an beiden Öffnungen mit keramischen Platten verschließbar ist. In beiden Vorratsgefäßen hinter den Platten sind die Drücke und Temperaturen unabhängig mit einem Rechnersystem steuerbar. Die thermische Isolierung der Plexiglassäule erfolgte durch eine Umhüllung mit geschäumten PA-Isoliermaterial (30 mm) und durch den Einbau der Säule in einen Styroporcontainer (100 mm Wandstärke). In 5 Meßebenen können die Matrixpotentiale, Temperaturen und die Wassergehalte (System TRIME, IMKO) mit speziell für die Böden kalibrierten TDR-Sensoren gemessen werden. Zum Befüllen der Säulen wurde gestörtes Bodenmaterial (Enddichte 1.46-1.61 g/cm³) verwendet. Zur Vermeidung von Setzungen während der Meßreihen wurde der Boden durch eine maximale Vorentwässerung mechanisch vorbelastet. Spätere Setzungen konnten nicht beobachtet werden.

Im Meßmodus wird in der Säule ein nach oben gerichteter hydraulischer Gradient (-175 hPa an der oberen Platte, basales Ende geschlossen) und gleichzeitig ein Temperaturgefälle durch Erwärmung des oberen und Abkühlung des unteren Säulenendes mit gegenläufiger Wirkung in Hinblick auf den Wassertransport konstant eingeregelt. Die Tiefenfunktion der Temperatur (Gradient ca. 1 Grad/cm) ist nahezu linear und weist auf geringe laterale Wärmeverluste hin. Die Bodensäule wurde auf ca. 90-110 hPa vorentwässert. Der Abschluß der Messung ist mit dem Einstellen konstanter Meßwerte in der Säule erreicht.

Für die Analyse der kontinuierlich gemessenen Daten steht ein 1-dimensionales numerisches Simulationsmodell (implizites Finite-Differenzenverfahren), aufbauend auf der Theorie nach PHILIP & DE VRIES (1957) und modifiziert nach NASSAR & HORTON (1992) zur Verfügung. Die hydraulischen Leitfähigkeiten und die pF-Kurven wurden für jeden Boden durch Vorversuche mit der identischen Säulenfüllung bei 5, 20 und 38 Grad C mittels inverser Simulation mit dem Programm FLOFIT (KOOL et al., 1988) bestimmt. Die Darstellung der hydraulischen Funktionen erfolgte mit van Genuchten-Parametern.

Ergebnisse und Diskussion

Unter den gegebenen Randbedingungen stellt sich ein entwässernd wirkender hydraulisch getriebener Wassertransport in der flüssigen Phase und ein thermisch gesteuerter Dampftransport durch Konvektion und Phasenübergänge mit gegenläufigem Effekt ein. Für die Böden resultieren unterschiedliche Gleichgewichtszustände nach etwa 9 bis 20 Tagen. Die Abb. 1a zeigt die Tiefenfunktion der Matrixpotentiale am Ende der Messung. Im Fall des gut

benetzbaren Bodens (P3) überwiegt die Entwässerung, bei der benetzungsgehemmten Variante (P4) nehmen die Wassergehalte zu. Die humosen Sandböden nehmen mittlere Positionen mit geringer Veränderungen der Matrixpotentiale hinsichtlich der Anfangsbedingungen ein.

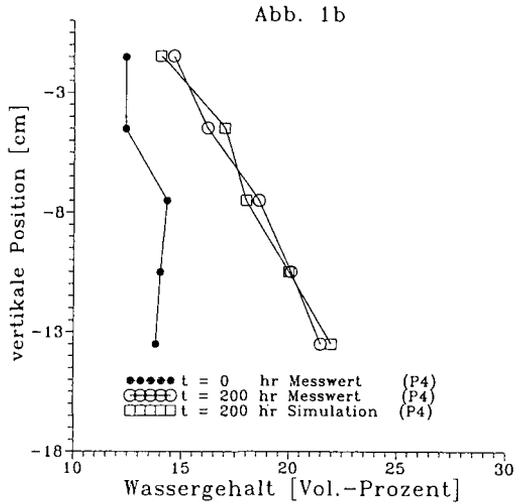
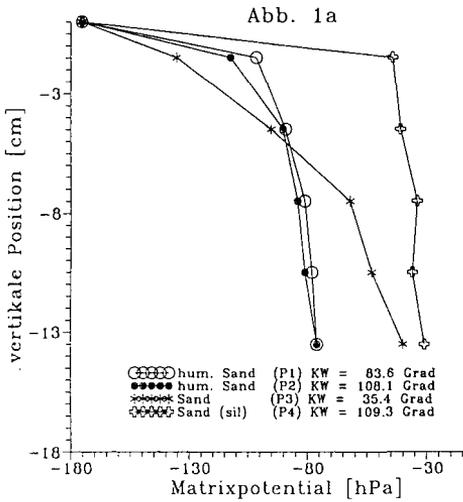


Abb. 1: Gemessene Matrixpotential als Funktion der vertikalen Position in der Säule für die Böden P1-P4 am Ende der Messung (Abb.1a). Die Abb.1b zeigt die gemessenen Anfangs- und Endwassergehalte sowie die simulierten Endwassergehalte für die Probe P4.

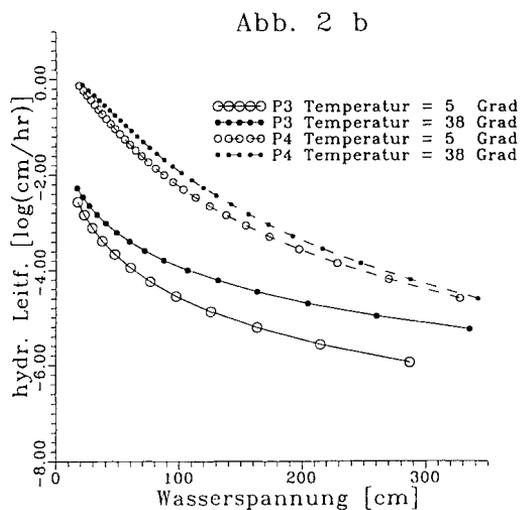
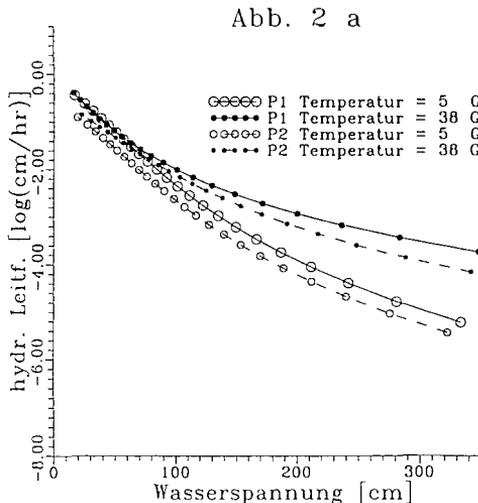


Abb.2. Hydraulische Leitfähigkeit der Böden P1,P2 (Abb.2a) und P3,P4 (Abb.2b) bei den Temperaturen 5 und 38 °C.

Hinsichtlich der hydraulischen Leitfähigkeiten der Böden ist erkennbar, daß im Fall der Sandböden die hydraulische Leitfähigkeit beim silaniserten hydrophoben Boden (P4) bei 5° und 38 ° deutlich höher ist als beim unbehandelten Boden (P3). Im Fall der beiden humosen Sandböden sind die Unterschiede untereinander geringer, es werden ähnliche Werte wie beim silaniserten Sandboden festgestellt. Die Temperaturabhängigkeit der Proben P2-P4 entspricht der temperaturabhängigen Viskositätsänderung freien Wassers, bei der silaniserten Probe ist sie deutlich geringer.

Die Berechnung der Dampf Flüsse erfolgt über die Simulationsrechnungen mit entsprechender Kontrolle anhand der Meßwerte. Die Simulation bildet die verschiedenen Entwässerungscharakteristiken relativ gut ab. Beispielhaft ist dies für die Wassergehalte der Probe P4 dargestellt (Abb.1b). Auffällig ist beim temperaturgetriebenen Wasserdampftransport, daß bei den Proben P1 (humoser Sand) und P4 (silanisierter Sand) Diffusionskoeffizienten auftreten, die um den Faktor 5, bzw. 2.5, höher sind als theoretisch nach Philip & DeVries berechnet werden. Bei den Proben P2 und P4 liegen sie um den Faktor 0.5 niedriger. Bei der Ermittlung der Koeffizienten wurden mehrere Simulationen unter Berücksichtigung der Meßungenauigkeit bei der Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit durchgeführt.

Die Untersuchungen geben einen ersten Hinweis darauf, daß speziell bei simultan wirkenden Matrixpotential- und Temperaturgradienten der Einfluß der organischen Substanz auf den Wassertransport erheblich und uneinheitlich ist. Gehalte von organischer Substanz unterhalb von 2 Gew-% im Boden variieren die einzelnen Transportkoeffizienten bis zum Faktor 10. Offen bleibt, welche Wirkung die organische Substanz auf analoge Prozesse in aggregierten oder geschichteten Böden hat. Ferner sollte bei weiteren Untersuchungen berücksichtigt werden, daß die mechanische Spannungssituation und die Festigkeit von Böden von der Beschaffenheit der organischen Komponente beeinflußt wird (BACHMANN & ZHANG, 1991). Abhängig von der Austrocknungscharakteristik der Böden sind Gefügeveränderungen möglich, die einen bisher unbekanntem Einfluß auf die aufgezeigten Prozesse haben können.

Die Arbeiten wurden mit Mittel der DFG gefördert.

Literatur:

- Bachmann, J. und H.Q. Zhang (1991): Die Stabilität von Sandböden in Abhängigkeit vom Gehalt anorganischer Substanz und deren Humifizierungsgrad. *Z. Pflanzenemaehr. Bodenkde.* 154, 47-52.
- Bond, R.D. (1968): Water repellent sands. 9th Int. Congr. Soil Sci. Trans., Adelaide, pp.339-347.
- Dekker, L.W. and C.J. Ritsema (1994): How water moves in a water repellent sandy soil 1. Potential and actual water repellency. *Water Resour. Res.* 30 (9),2507-2517.
- Ellies, A. und K.H. Hartge (1994): Veränderung der Benetzungseigenschaften von Böden durch verschiedenen Kulturen und Kultur dauern. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 35, 358-364.
- Kool, J.B., S. Mishra and J.C. Parker (1987): Flofit. A program for estimating soil hydraulic and transport properties from unsaturated flow and tracer experiments. Report RP2485-06. Virginia Polytechnic Institut and State University, Blacksburg, Virginia.
- Nassar, I.N. and R. Horton (1992): Simultaneous transfer of heat, water and solute. I. Theoretical development. *Soil Sci. Amer. J.* 56 (5), 1350-1356.
- Philip, J.R.. und D.A. de Vries (1957): Moisture movement in porous materials under temperature gradients. *Trans. Am. Geophys. Union*, 38 222-232.

Begrenzung des Viehbesatzes als Maßnahme zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Stickstoff-Emission (in Atmosphäre und Hydrosphäre)

von

Becker, R., M. Bach und H.-G. Frede*

1. Einleitung und Problemstellung

In Wissenschaft und Politik werden derzeit verschiedene Maßnahmen diskutiert, um die Belastungen der Umwelt, durch Stickstoffemissionen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen zu reduzieren.

Eine z.T. schon in geltendes Recht umgesetzte Maßnahme zur Verringerung dieser N-Emissionen ist die Begrenzung des Viehbesatzes pro ha LF. Die möglichen Wirkungen dieser Maßnahme soll im folgenden mittels einer N-Bilanz untersucht werden.

2. Begrenzung des Viehbesatzes auf Gemeinde- bzw. Kreisebene

Einen Überblick des Berechnungsansatz zur regional differenzierten N-Bilanzierung gibt Abb. 1. Die in die Berechnung eingehenden Viehzahlen werden für eine Gebietseinheit (Gemeinde in den westlichen Ländern bzw. Kreis in den östlichen Bundesländern) auf einen Viehbesatz - von 3 DE / ha LF in Schritten von 0,5 DE / ha LF bis auf 0,5 DE / ha LF abgestuft - begrenzt. Für eine Gebietseinheit wird hierbei unterstellt, daß die Verteilung des anfallenden Wirtschaftsdüngers gleichmäßig über die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche des Gebietes erfolgt. Dies bedeutet, daß alle Betriebe einer Gebietseinheit höchstens den vorgegebenen Viehbesatz halten und daß Betriebe mit höherem Viehbesatz den überschüssigen organische N-Dünger auf Ausgleichsflächen innerhalb dieser Gebietseinheit ausbringen (zwischenbetrieblicher Ausgleich von Wirtschaftsdünger).

3. Auswirkungen der o.g. Maßnahme auf die N-Bilanzgrößen

Bis zu einer Reduktion des Viehbesatzes auf 1,5 DE / ha LF sind nur wenige Gemeinden bzw. Kreise mit maximal 10 % der bundesdeutschen landwirtschaftlichen Nutzfläche betroffen (vgl. Karte 1). In den meisten dieser betroffenen Gebiete liegt die hierzu nötige Bestandesreduktion unterhalb von 1 DE / ha LF. Die Betriebe dieser Gebietseinheiten betreiben eine intensive tierische Veredlung (insbesondere westliches Niedersachsen) oder intensive Grünlandwirtschaft. Insgesamt beträgt die durchschnittliche Verminderung der organischen N-Düngung auf Bundesebene bei einer Beschränkung des Viehbesatzes auf 1,5 DE / ha LF nur 3 kg N / (ha LF * a).

* Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, 35390 Gießen

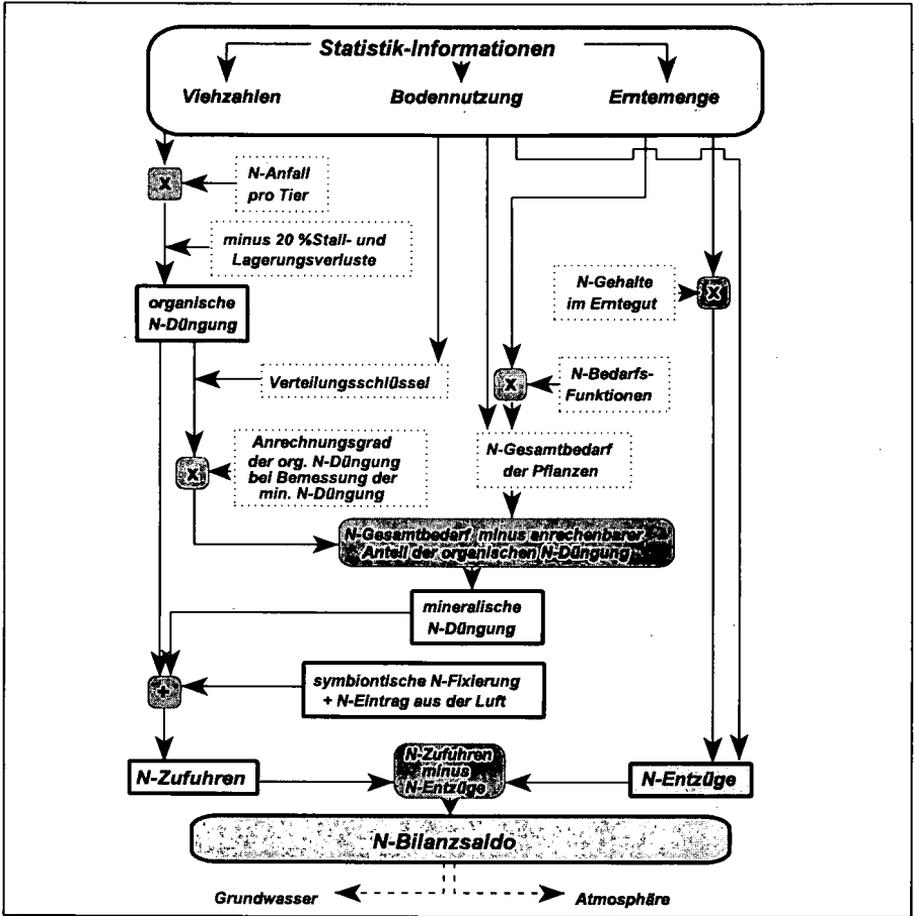


Abb. 1: Übersicht des Berechnungsansatzes zur N-Bilanzierung auf Gemeinde- bzw. Kreisebene

Bei einer stärkeren Beschränkung auf 1,0 bzw. 0,5 DE / ha LF wirkt sich die Bestandesreduktion in zunehmendem Maße auf die Anzahl der betroffenen Gemeinden bzw. Kreise aus (vgl. Tab. 1). Dies macht sich auch durch die starke Verringerung der organischen N-Düngung von 11 bzw. 31 kg N / (ha LF * a) im Bundesdurchschnitt bemerkbar. Erst bei 0,5 DE / ha LF tritt eine fast flächendeckende Wirkung ein.

Eine Verringerung der organischen N-Düngung führt jedoch zu einer verstärkten N-Zufuhr aus der mineralischen Düngung, da weniger organischer N-Dünger auf den N-Gesamtbedarf der Kulturen angerechnet werden kann (siehe Abb. 1). Dieser für die Wirksamkeit der Maßnahme negative Effekt macht sich jedoch erst bei 0,5 DE / ha LF mit 10 kg N / (ha LF * a) erhöhter mineralischer

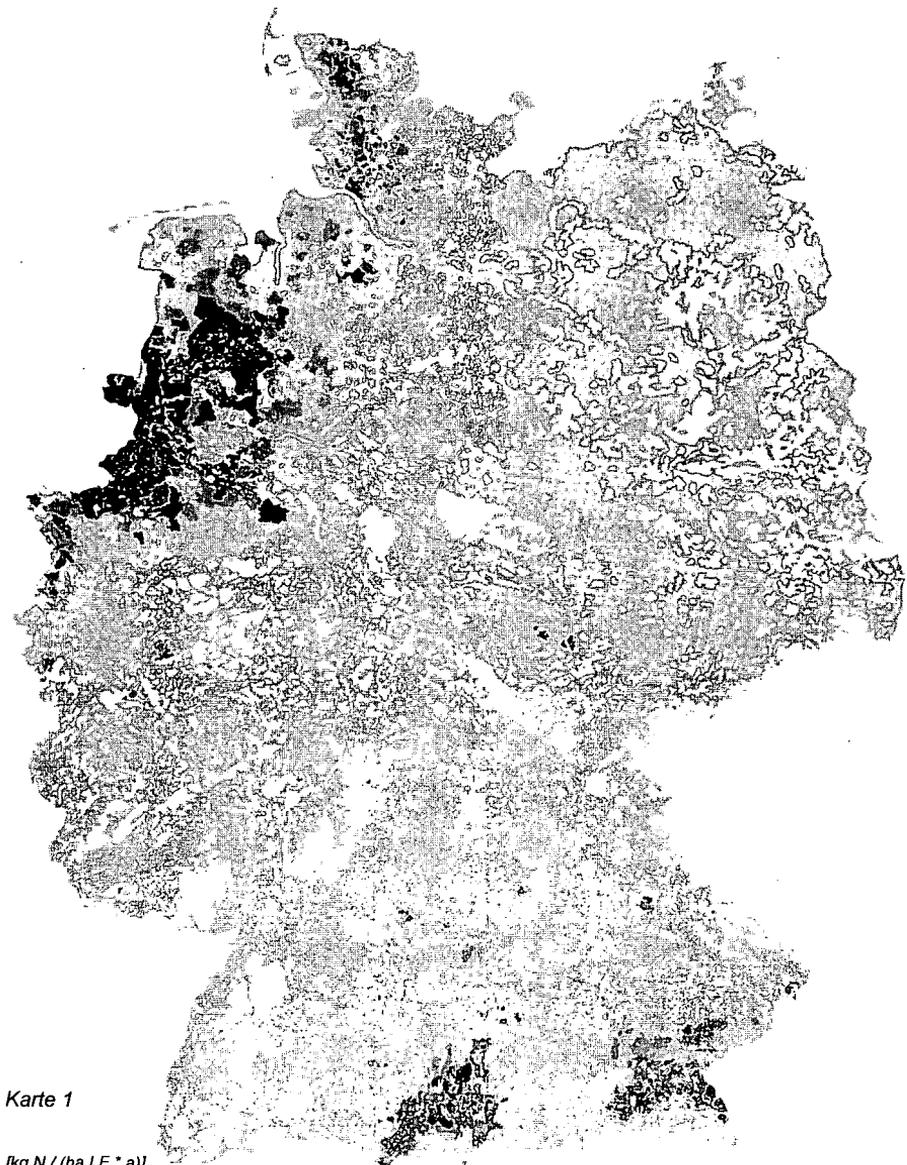
N-Düngung deutlich bemerkbar, wie aus Tab.1 zu ersehen ist.

Tab. 1: Änderung der N-Bilanz-Größen in der Bundesrepublik Deutschland bei einer Begrenzung des durchschnittlichen Viehbesatzes auf Gemeinde- bzw. Kreisebene							
	Ist-Situation	Begrenzung des Viehbesatz [DE / ha LF] auf					
		3	2,5	2	1,5	1	0,5
[kg N / (ha LF * a)]							
organischer N-Düngung	68	68	68	67	65	57	37
Veränderung der organischen N-Düngung	-	0	0	-1	-3	-11	-31
mineralische N-Düngung	128	128	128	129	129	132	138
Veränderung der mineralischen N-Düngung	-	0	0	0	+1	+3	+10
N-Zufuhr	229	229	229	228	227	221	208
Veränderung der N-Zufuhr	-	0	0	-1	-2	-8	-22
N-Entzug (wird nicht variiert)	133	133	133	133	133	133	133
N-Saldo	96	96	96	95	94	88	74
Veränderung des N-Saldos	-	0	0	-1	-2	-8	-22
[1000 t N]							
Veränderung der Summe der organischen N-Düngung	1.107,5	-2,4	-5,8	-15,3	-50,2	-184,8	-513,1
Veränderung der Summe der mineralischen N-Düngung	2.077,5	+0,6	+1,6	+4,6	+15,7	+57,4	+157,5
Anzahl [N] und Fläche [km ²] der Gemeinden/Kreise, die von einer Beschränkung des Viehbesatzes auf Gemeinde- / Kreisebene betroffen sind	6615 173.706	22 556	47 1.394	123 4.102	704 17.030	2534 53.391	5160 118.447

Im Mittel der Bundesrepublik liegen noch immer N-Bilanzüberschüsse von 88 bzw. 74 kg N / (ha LF * a) bei 1,0 bzw. 0,5 DE / ha LF vor. Oberhalb von 1,0 DE / ha LF zeigt eine Begrenzung des Viehbesatzes keine oder nur sehr geringe Auswirkungen auf die N-Bilanzüberschüsse.

4. **Schlusfolgerungen**

Aus den Ergebnissen geht hervor, daß eine Begrenzung des Viehbesatzes erst unterhalb von 1,5 DE / ha LF zu einer nennenswerten Reduzierung des derzeitigen N-Bilanzüberschusses einer Gebietseinheit führt. Bei einer Verminderung auf 1,5 DE / ha können jedoch max. 120 kg N / ha LF durch organische Düngung der landwirtschaftlichen Nutzfläche zugeführt werden. Von dieser Maßnahme sind nur Betriebe in wenigen Gemeinden bzw. Kreisen betroffen, wenn der zwischenbetriebliche Ausgleich von Wirtschaftsdünger funktioniert.



Karte 1

[kg N / (ha LF * a)]

■ über 80

■ 80 - 60

■ 60 - 40

■ 40 - 20

■ 20 - 0

■ 0

■ Andere Flächen

■ Gewässer

■ Wald

**Minderung der org. N-Düngung bei einer
Begrenzung des Viehbesatzes auf 1,5 DE / ha LF**

R. Becker
Institut für Landeskultur
Universität Gießen 1994

Grundwasser- Belastungspotentiale an Forststandorten mit Auflagehumus am Beispiel "Hohe Ward" (Münster)

von

Bens, O. *, T. Scholten** und P. Felix-Henningsen**

Einleitung

Die forstliche Nutzung von Trinkwasserschutzgebieten ist in Nordrhein-Westfalen weit verbreitet und wird bislang als günstige, nicht miteinander konkurrierende Inwertsetzung von Landschaftsbereichen angesehen. Seit Jahren ist der zunehmende Versauerungsgrad vieler Standorte als Folge trockener und nasser säurebildender Depositionen mit einer einhergehenden Tieferlegung der Versauerungsfront bekannt (vgl. MALESSA 1993, SCHOLTEN 1990) und wird als problematisch sowohl in der Forst- (Ertragsminderung durch Degradation von Boden und Bestand) als auch in der Wasserwirtschaft (Versauerung des Grundwassers) eingeschätzt.

In Nordrhein-Westfalen wird seit Anfang der 80er Jahre versucht, diesem Problem flächenhaft durch meliorative und kompensatorische Waldkalkungsmaßnahmen entgegenzuwirken. In diesem Zusammenhang wird häufig auch auf zu erwartende negative Folgen einer Kalkung aufmerksam gemacht (u.a. BEESE 1989, REHFUESS 1989). Es sind insbesondere die verstärkte Nitrifizierung mit der Gefahr der Nitratauswaschung und der vermehrte Abbau von Austauschplätze infolge erhöhter Abbauraten organischer Substanz zu nennen. Dieser Abbau kann zur Basen- und Schwermetallmobilisierung führen, die dann ebenfalls mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen können.

Untersuchungsgebiet und Problemstellung

Das Wasserschutzgebiet Hohe Ward liegt südlich von Münster; der Untergrund wird hier von mächtigen silicatarmen, glazifluvialen Sedimenten des Pleistozäns gebildet. Auf den sorptionschwachen Sanden und Kiesen des Münsterländer Kiessandzuges haben sich in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand terrestrische (vorwiegend Podsole) und semiterrestrische (Podsol-Gleye und Gleye) Bodentypen entwickelt. Auf den Flächen mit sehr hoch anstehendem Grundwasser haben sich vereinzelt auch Naßgleye, Ammoorgleye und Moorgleye entwickelt (vgl. ERBER und FELIX-HENNINGSSEN 1994). Alle Bodentypen sind durch organische Auflagen geprägt, wobei der feinhumusreiche Rohhumus der Podsole Mächtigkeiten bis 40 cm erreichen kann.

Bezüglich der Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Mobilisierung und Verfrachtung von Stoffen ergibt sich für die stark durchlässigen, gutdränenden Mineralböden mit geringem Grundwasserflurabstand ein Entscheidungskonflikt, der im wesentlichen auf der Unkenntnis über die Folgen von Kalkungsmaßnahmen beruht. Besonders für die mächtigen organischen Auflagen, in denen der Großteil der Nährstoffe und Schwermetalle gebunden ist und die am ersten und am stärksten auf eine Kalkung reagieren, sind die zu erwartenden Folgen für das Trinkwasserschutzgebiet "Hohe Ward" bisher nur unzureichend abschätzbar.

Aufgabe des Untersuchungsvorhabens ist daher die flächenhafte Charakterisierung des physikochemischen Ist-Zustandes der Auflagen sowohl hinsichtlich der relevanten Stoffkonzentrationen als auch Stoffmengen. Letztere sind die Grundlage zur Berechnung und Beurteilung möglicher Stoff-

* Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster

** Justus-Liebig-Universität, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Gießen

frachten in das Grundwasser. Für die Charakterisierung des gesamten Trinkwasserschutzgebietes muß die Erhebung von notwendigerweise punktuellen Informationen erfolgen, um eine möglichst exakte Bestimmung der Stoffmengen und ihrer Bindungsformen zu gewährleisten, um dann eine Berechnung und Bewertung von flächenbezogenen Potentialen und Stofffrachten zu gestatten.

Datenerhebung

Die Grundlage der Datenerhebung ist eine möglichst exakte Erfassung sowohl der natürlichen Ausgangssituation wie auch der anthropogenen Einflüsse der forstlichen Bewirtschaftung. Faktoren, die die natürlichen Ausgangsbedingungen kennzeichnen und mit geringen Abweichungen für das gesamte Untersuchungsgebiet gelten, sind:

- basenarmes Ausgangssubstrat mit geringem Puffervermögen aus Schmelzwasser- und Flugsanden; aufliegend auf den Kiesen und Sanden des Münsterländer Kiessandzuges,
- geringer mittlerer Grundwasserflurabstand (im Mittel 1,2 - 2,0 m),
- Bildung mächtiger Auflagen (häufig >30cm) durch langanhaltende Akkumulation organischer Substanz bei gleichzeitiger Hemmung von Zersetzung/ Abbau durch langanhaltend hoch anstehendes Grundwasser und
- gleichartige Streu infolge gleicher Vegetations- und Bestandsstrukturen.

Diesen natürlichen Ausgangsbedingungen stehen diejenigen Einflüsse gegenüber, die aus anthropogener Nutzung resultieren und kleinräumig stark variieren:

- großflächige Absenkung des Grundwasserspiegels durch Entnahme von Grundwasser seit der Jahrhundertwende,
- lokale Ausbildung von Absenkungstrichtern in Abhängigkeit von Entfernung zum Entnahmehrunnen und dem Mesorelief,
- Minderung des Einflusses von relativ basenreichem hydrogencarbonatischem Grundwasser (Basenquelle) auf den Oberboden,
- Umwandlung ehemals landwirtschaftlicher in forstliche Nutzfläche sowie
- Unterschiede der forstlichen Bewirtschaftung (Vollumbruch, Streifenpflanzung, meliorative und kompensatorische Kalkungen).

Der Einfluß der viele jahrzehntelangen Nutzung spiegelt sich sowohl in den unterschiedlichen Ausprägungen des Bodentyps, der Humusform, dem Grundwasserflurabstand als auch den Bestandsstrukturen wider. Daher sind in den chemischen Eigenschaften von Auflagehumus und Mineralboden markante Standortunterschiede auszumachen, die im vorgestellten Fall nur durch eine große Anzahl von Aufnahmepunkten hinreichend berücksichtigt werden können.

Ergebnisse

Das sehr enge Kartierungsrastrer (Maximalentfernung der Humusprofile häufig nur wenige Meter, der Bodenprofile maximal 25 m Entfernung) zeigt, daß das Humusformenspektrum in dem mehr als 420 Hektar großen Untersuchungsgebiet weit ist und neben semiterrestrischen Formen (Anmoor, Niedermoor) und Übergangsformen (Feuchtrohhumus, Feuchtmöde) bei den terrestrischen Formen vor allem die ökologisch ungünstigen Ausprägungen (Rohhumus, rohhumusartiger Möde) beinhaltet. Die Diversität und das teilweise extrem kleinräumige Auftreten von Humusformen und Bodentypen geben einen Hinweis darauf, daß obgleich vieler übereinstimmender Standortfaktoren, es andere Faktoren gab, welche den vorherrschenden Formenwechsel verursachen. Hierfür sprechen auch die häufig variierenden Auflagemächtigkeiten, die sich nicht selten an Strukturwechseln des Bestandes anlehnen. Anhand der Gehalte ausgewählter Schwermetalle lassen sich die markanten Standortunterschiede beispielhaft aufzeigen (Tab. 1).

Tab. 1: Mengen organisch gebundenen Metallfraktionen mittels EDTA-Aufschluß nach ÖNORM (1960) sowie ZELEN & BRÜMMER (1989)

Metallgehalte der organisch gebundenen Fraktion ausgewählter Standorte (Angaben in Kilogramm/Hektar)												
Standort:	1				2				3			
Bodentyp:	Podsol				Podsol				Anmoorgley			
Humusform:	Rohhumus, feinhumusreich				Moder, feinhumusreich				Anmoor			
Element:	Blei	Nickel	Zink	Blei	Nickel	Zink	Blei	Nickel	Zink			
	L / Of (3 cm)	3,09	0,12	1,29	L / Of (5 cm)	7,52	0,21	3,82	L / Of (6 cm)	11,75	0,34	5,95
	Oh (23 cm)	68,56	2,60	33,11	Oh (4 cm)	31,22	0,26	2,41	Aa (24 cm)	41,15	n.n.	6,71
	Ahe (5 cm)	n.n.	n.n.	1,85	Aeh (10 cm)	11,44	n.n.	2,25	AaGo (7 cm)	n.n.	n.n.	0,77
Summe:		71,65	2,72	36,25		50,18	0,47	8,48		52,90	0,34	13,43

Für Zink schwanken die Mengen der organisch gebundenen Fraktion zwischen Anmoorgley als die am geringsten belasteten Flächeneinheit und Podsol mit feinhumusreichem Rohhumus als die am stärksten belastete Flächeneinheit um den Faktor 3. Für Nickel ist das Maximum ca. 8-mal höher als das Minimum und für Blei ca. 1,5-mal. Angesichts dieser sehr unterschiedlichen Stoffmengen an den einzelnen Standorten ergibt sich, hier am Beispiel von Waldkalkungsmaßnahmen, die Notwendigkeit, diesen Unterschieden kleinräumig Rechnung zu tragen, um eine flächenbezogene Abschätzung der potentiellen Mobilisierung und Verfrachtung von Schwermetallen vorzunehmen. Dafür muß ein angestrebter Ziel-pH definiert werden, um eine Kalkgabe für jede Flächeneinheit darauf abzustimmen. In Tab. 2 ist der Kalkbedarf für einen Ziel-pH von 4,5, normiert auf Calcit, für 3 ausgewählte Bodentypen im Untersuchungsgebiet dargestellt.

Tab. 2: Kalkbedarf (CaCO₃), berechnet anhand der Basenneutralisationskapazität nach STUMM & MORGAN (1970)

Kalkbedarf (CaCO ₃) für Ziel-pH 4,5 (Angaben in Tonnen/Hektar)						
Standort:	1		2		3	
Bodentyp:	Podsol		Podsol		Anmoorgley	
Humusform:	Rohhumus, feinhumusreich		Moder, feinhumusreich		Anmoor	
	L / Of (3 cm)	0,377	L / Of (5 cm)	1,305	L / Of (6 cm)	2,469
	Oh (23 cm)	9,139	Oh (4 cm)	2,161	Aa (24 cm)	5,367
	Ahe (5 cm)	0,349	Aeh (10 cm)	1,979	AaGo (7 cm)	0,362
Summe:		9,825		5,445		8,198

Aus den Unterschieden zwischen den drei Standorten leitet sich die Notwendigkeit ab, für jeden Standorttyp abhängig vom Ist-pH einen Ziel-pH zu definieren. Der angestrebte pH-Wert hat sich an den standortspezifischen Gegebenheiten (Humusform, Humusmächtigkeit, GW-Flurabstand, Schwermetallbelastung und Bindungsform) zu orientieren. Anschließend ist die Berechnung der benötigten Kalkmenge in Abhängigkeit von Auflagemächtigkeit und Lagerungsdichte durchzuführen und ein geeignetes Kalkungsmittel auszuwählen (vgl. u.a. SCHÜLER 1993, WEYER 1993).

Die Fehleinschätzung der auszubringende Kalkmenge kann gravierende Folgen auf Abbau- und Umsatzraten der Inhaltstoffe im Humus haben. Aus einer Fehleinschätzung, wie sie bei pauschalierten Bedarfsbestimmungen in der Praxis immer wieder vorkommt, können ungewollte und nicht kontrollierbare Stoffausträge aus dem Humuskörper in die ungesättigte Bodenzone, aus dem Wurzelraum heraus und nicht selten in das Grundwasser resultieren. Auf grundwassernahen Standorten besteht das Risiko einer potentiellen Gefährdung des Grundwassers.

Der Vergleich von Standort 1 und 2 zeigt anschaulich, daß die auszubringende Kalkmenge bei gleichem Ziel-pH und vergleichbarer Auflagemächtigkeit um annähernd 100% schwanken kann. Wäre hier eine vereinfachte Bedarfsberechnung durchgeführt und Standort 2 mit 9,8 to/ha CaCO_3 versorgt worden, so würde der pH-Wert anstatt bei pH 4,5 bei pH 5,7 liegen. Andererseits hätten 5,5 to/ha auf Standort 1 zu keiner nennenswerten Aufbasung geführt und eine pH-Anhebung aus dem Aluminium-Pufferbereich heraus wäre nicht möglich.

Ausblick

Die Erfassung der verschiedenen natürlichen und anthropogenen Standortfaktoren ist eine wesentliche Voraussetzung zur Planung von Eingriffs- und Bodenschutzmaßnahmen. Die Gefahr von unkontrollierten, unerwünschten Stoffumsätzen und von Stoffverlagerungen (Austrägen) in den Grundwasserkörper kann nur dann vermieden oder zumindest erheblich minimiert werden, wenn die standortkundlichen Parameter in ausreichendem Umfang erfaßt worden sind und die Sensitivität der einzelnen Faktoren hinreichend bei Eingriffsmaßnahmen berücksichtigt wird. Diese differenzierte Datenerfassung ist konsequenterweise auch bei der Verwendung von rechnergestützten Modellen, wie sie in der Praxis Verwendung finden, notwendig. Das Ziel ist die Kalkulierbarkeit von Eingriffen mit der Möglichkeit einer Folgenabschätzung von Kalkungsmaßnahmen auf unterschiedlichen Standorten, um damit einer wirkungsvollen Sicherung der Trinkwassergewinnung aus Wasserschutzgebieten unter Wald ein Stück näher zu kommen.

Literatur

- BEESE, F. (1989): Schadensbegrenzung durch Bodenschutzmaßnahmen. In: DVWK-Mitt. 17: 453-463.
- ERBER, C. & P. FELIX-HENNINSEN (1994): Die Bodenversauerung im Trinkwasserschutzgebiet "Hohe Ward" (Münster) und ihre Bedeutung für die Grundwasserqualität. In: Münstersche Geogr. Arb. 36: 77 - 87.
- MALESSA, V. (1993): Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Sösemulde (Westharz). In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 98.
- ÖNORM (1960): Bestimmung von EDTA extrahierbarem Eisen, Mangan, Kupfer und Zink. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- REHFUESS, K.E. (1989): Möglichkeiten und Grenzen von Düngung und Meliorationskalkung (als Maßnahmen gegen neuartige Waldschäden). In Kongress "Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven", Vorträge Bd. II: 753 - 778.
- SCHOLTEN, T. (1990): Untersuchung der Niederschlagsdeposition in zwei Buchenwald-Ökosystemen und die Auswirkungen auf Boden und Bestand. In: VDI-Bericht 837: 1139 - 1152.
- SCHÜLER, G. (1993): Eigenschaften und Eignung basischer Substanzen für Bodenschutzmaßnahmen. In: LÖLF-Mitteilungen 1/1993: 30 - 39.
- WEYER, Th. (1993): Kalkungsversuche mit carbonatisch und silikatisch gebundenen Kalk- und Magnesiumdüngern - Initialeffekte auf versauerte Waldböden Nordrhein-Westfalens. In: Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd. 12.
- ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. In: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/1: 505 - 510.

Konzepte zur Quantifizierung der Nitratauswaschung auf Standorten mit großem Verlagerungsrisiko - ein kritischer Vergleich

von

Bouwer, W. *, S. Gäth** und H.-G. Frede**

Einleitung

Die Beurteilung von Strategien zur Reduzierung von Stickstoffverlusten aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung erfordert eine Quantifizierung der Nitratauswaschungsmengen. In der Literatur werden zu diesem Zweck verschiedene Techniken beschrieben (Strebel und Renger, 1982; de Willigen, 1991; Gäth und Wohlrab, 1992; Engel et al., 1993; Scheffer, 1993; Becker et al., 1994).

In einem Wasserschutzgebiet im westlichen Niedersachsen (Bouwer et al., 1992; 1994) wurden praxisrelevante Verfahren auf auswaschunggefährdeten Ackerstandorten (jährl. Sickerwasserrate ≈ 320 mm, $FK_{We} \approx 160 - 200$ mm) einem Vergleich unterzogen. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf die Ermittlung der N_{min} -Gehalte im Herbst, des N-Flächensaldos sowie auf die Anwendung des Simulationsmodells HERMES (Kersebaum, 1989). Der Herbst- N_{min} -Wert ist dabei von besonderem Interesse, da die $R_{est-N_{min}}$ -Menge z.B. in Baden-Württemberg als ein Kriterium für eine ordnungsgemäße Landbewirtschaftung herangezogen wird. Die tatsächlichen Auswaschungsmengen wurden mit Hilfe von Tiefenprofilen quantifiziert und mit den ermittelten Nitratauswaschungsmengen verglichen.

Methoden

N_{min} -Probenahme

In regelmäßigen Abständen wurden auf ortstüblich bewirtschafteten Standorten N_{min} -Proben entnommen. Aus sechzehn Einschlägen pro Hektar wurden tiefendifferenzierte Mischproben erstellt, tiefgefroren gelagert und anschließend untersucht. Auf den Standorten wurden außerdem Tiefenprofile entnommen. Zu diesem Zweck wurden Bodenproben bis zu einer Tiefe von 5,40 m u. GOF entnommen. Die Probenahme wurde mit einem Edelmannbohrer der Firma EIJKELKAMP in dreifacher Wiederholung durchgeführt. Die Bodenproben wurden jeweils in 20 cm Abständen zu einer Mischprobe vereinigt und wie bei der N_{min} -Analytik behandelt und analysiert. Die volumetrischen Wassergehalte wurden bis zu einer Tiefe von 1,2 m aus den Wassergehalten der Bohrkern mit den ermittelten Lagerungsdichten der Bodenprofile berechnet. Für die größeren Tiefen wurde eine durchschnittliche Lagerungsdichte von $1,7 \text{ g cm}^{-3}$ angenommen. Die Berechnung der mittleren Nitratkonzentration in der Bodenlösung der untersuchten Bodenschichten erfolgte in Abhängigkeit von dem ermittelten Stickstoff- und Wassergehalt. Die Stickstoff- und Wassergehalte sowie die berechneten Nitratkonzentrationen wurden anschließend zu einem Mittelwert vereinigt.

Die Verlagerungsgeschwindigkeit durch den kapillaren Wasserfluß wurde in Anlehnung an Wessolek et al. (1994) aus der Sickerwassermenge und dem mittleren Wassergehalt bei Feldkapazität bestimmt:

$$\text{Verlagerungsstrecke (dm a}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Sickerwassermenge (mm a}^{-1}\text{)}}{\text{Feldkapazität (mm dm}^{-1}\text{)}}$$

N-Flächenbilanz

Für die Untersuchungsstandorte wurden Stickstoff-Bilanzen (Gäth und Wohlrab, 1992; Becker et al., 1994) erstellt. Bei der N-Bilanzierung wurde die Summe der N-Zufuhren der Summe der N-Abfuhr gegenübergestellt. Die landwirtschaftlichen Daten wurden mittels einer Befragung der Betriebsleiter erhoben. Als Datenbasis wurden die Jahres-Wirtschaftsabschlüsse sowie ergänzende Aufzeichnungen der Betriebsleiter herangezogen.

N-Simulation

Das Simulationsmodell HERMES (Kersebaum, 1989; Kersebaum und Richter, 1991) soll in der Düngerberatung und bei der Abschätzung des Stickstoffeintrages ins Grundwasser Anwendung finden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde das Simulationsmodell auf seine Eignung hinsichtlich der N-Auswaschung während der vegetationslosen Zeit überprüft. Die für die Simulation erforderlichen Daten wurden im Gelände ermittelt oder von den landwirtschaftlichen Betriebsleitern erfragt. Der Mineralstickstoffgehalt zur Ernte der Hauptfrucht wurde als Basiswert in das Simulationsmodell eingegeben.

* H & M Ingenieurbüro GmbH, An der Fabrik 3, 26835 Hesel

** Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, 35390 Gießen

Ergebnisse

Für die Beurteilung der Nitratauswaschung sind Kenntnisse über den jahreszeitlichen Verlauf der N_{min} -Gehalte im Boden von Nutzen. In Abbildung 1 sind deshalb beispielhaft die mineralischen Stickstoffgehalte eines Ackerstandortes von August 1991 bis März 1994 dargestellt. Die Fruchtfolge auf diesem Standort war Sommergetreide - Silomais - Industrie-Kartoffeln. Das Getreidestroh wurde nach der Ernte abgefahren und das Kartoffelkraut verblieb auf der Fläche. Es wurden keine Zwischenfrüchte angebaut. Innerhalb des untersuchten Zeitraumes wurde die Fläche je dreimal organisch sowie mineralisch gedüngt.

Insgesamt ist aus dem jahreszeitlichen Verlauf der N_{min} -Gehalte festzustellen, daß der N_{min} -Vorrat im Boden nicht konstant ist, sondern jahreszeitliche Charakteristiken auftreten. Infolge der biologischen Aktivität der Mikroorganismen sowie durch anthropogene Düngungsmaßnahmen werden zwei Maxima, im Herbst und im Frühjahr, diagnostiziert. Im Sommer und Winter erfolgt eine Reduzierung der N_{min} -Gehalte.

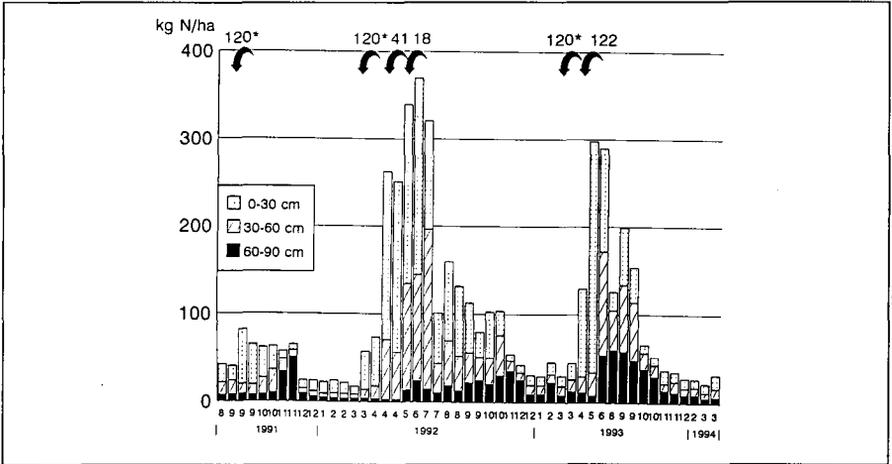


Abb. 1: Mineralische Stickstoffgehalte im Boden und Stickstoffzufuhr (* = organische Düngung) im Zeitraum von August 1991 bis März 1994

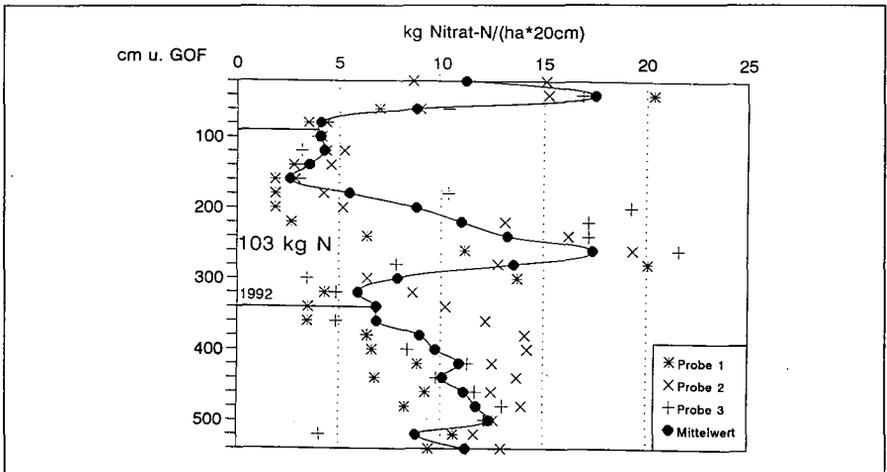


Abb. 2: Tiefenprofile der ermittelten Nitrat-N-Gehalte - April 1993

In Abbildung 2 wird das Nitrattiefenprofil des oben dargestellten Standortes vom Frühjahr 1993 vorgestellt. Die durchschnittliche Gesamt-Nitrat-N-Menge beträgt bis zu einer Tiefe von 540 cm u. GOF 248 kg·ha⁻¹. Im gesamten Profilschnitt ist eine ungleichmäßige Verteilung der N-Mengen zu beobachten. Eine deutliche Erhöhung der Nitratmengen ist ab der Schicht von 160 bis zu 320 cm u. GOF zu lokalisieren.

Der Peak der Stickstoff-Gehalte im Tiefenprofil kann auf die hohen N-Überschüsse zu Ende der Vegetationszeit im Herbst 1992 zurückgeführt werden. Denitrifikationserscheinungen sind auf diesen auswaschungsgefährdeten Standorten nicht zu beobachten. Die berechnete Sickerwasseremenge von 374 l·m⁻² reicht bei den hier gegebenen Retentionskapazitäten aus, um den Rest-N_{min}-Gehalt (0-90 cm) von Anfang Oktober 1992 bis Mitte April 1993 bis auf 340 cm u. GOF zu verlagern. Die N_{min}-Analysen im Herbst 1992 ergaben, daß sich die N-Gehalte im Zeitraum von Anfang Oktober 1992 bis Mitte März 1993 um 58, von 103 auf 45 kg N·ha⁻¹ reduzierten. Gleichzeitig belegen diese Werte, daß innerhalb dieses Zeitraumes eine Nettomineralisation von 45 kg N·ha⁻¹ stattgefunden hat. Dies entspricht einer täglichen N-Mineralisationsrate von 0,29 kg N·ha⁻¹·d⁻¹. Die Rate steht dabei in Einklang mit den Ergebnissen von Engels (1993).

Aus dem mehrjährigen Vergleich der N-Frachten in den Tiefenprofilen und in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen von Voss und Zepp (1987), Himken und Kuhlmann (1991) sowie Wessolek et al. (1994) ist abschließend festzustellen, daß Tiefenbohrungen in besonderer Weise geeignet sind, um die zurückliegende Nitratauswaschung, die Nitratverlagerung im Boden sowie den Nitratreintrag in das Grundwasser abzuschätzen und um potentielle Denitrifikationserscheinungen im Boden zu studieren.

In einem weiteren Schritt gilt zu prüfen, inwieweit die ermittelten Nitratauswaschungsmengen durch Massenfluß mit den N_{min}-Werten am Ende der Vegetationszeit, den N-Flächenbilanzsalden und den simulierten N-Auswaschungsmengen übereinstimmen (Abbildung 3).

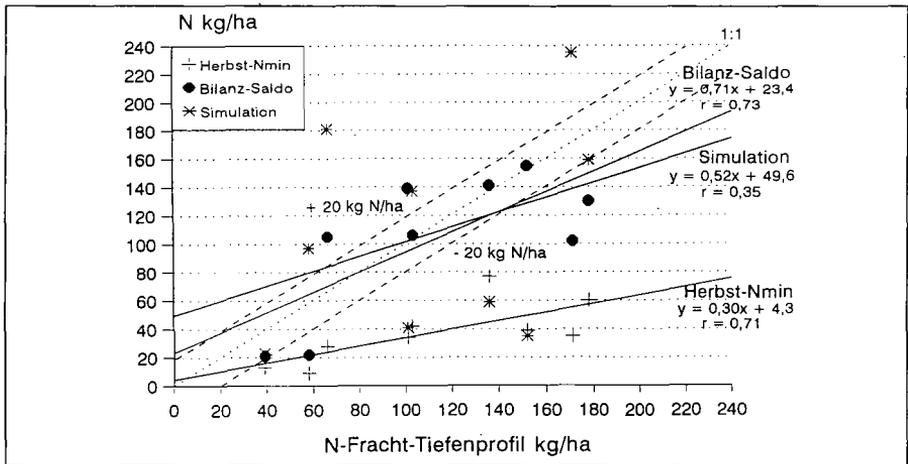


Abb. 3: Vergleich der Nitratauswaschungsmengen mittels Herbst-N_{min}-Wert, N-Simulation mit dem Simulationsmodell HERMES, den N-Flächenbilanzsalden und den tatsächlich ermittelten Auswaschungsmengen durch N-Tiefenprofiluntersuchungen

Wie aus Abbildung 3 hervorgeht, sind die Herbst-N_{min}-Werte und die Auswaschungsmengen mit $r = 0,71$ korreliert. Der Rest-N_{min}-Wert ist jedoch bei weitem nicht mit der Nitratauswaschungsmenge identisch. In dem Gebiet würden bei einem Herbst-N_{min}-Wert von 45 kg N·ha⁻¹ ca. 135 kg N·ha⁻¹ ausgewaschen werden. Als Ursache für diese Diskrepanz ist die Tatsache anzuführen, daß mit Hilfe der Herbst-N_{min}-Methode nur der um den vorzeitigen N-Verlust reduzierte N_{min}-Gehalt gemessen wird. Aufgrund der ungünstigen standörtlichen Verhältnisse in dem Untersuchungsgebiet (geringe Feldkapazität, hohe Niederschläge) ist bis zum Herbst bereits ein Großteil der Stickstoffmengen in tiefere Schichten verlagert worden. Auf den Standorten wird im Herbst ein relativ einheitliches niedriges N_{min}-Niveau erzielt, daß die N-Auswaschungsmengen nicht charakterisieren kann. Die Aussagekraft von Einzelmessungen (z. B. am Ende der Vegetationszeit) ist aufgrund der schnellen Veränderung der Stickstoff-Werte nur sehr begrenzt.

Im Gegensatz zu den N_{\min} -Werten streuen die simulierten Auswaschungsmengen sehr stark. Ein Zusammenhang zu den ermittelten Werten konnte nicht berechnet werden. Hohe simulierte Auswaschungsverluste entstehen in erster Linie bei hohen Rest- N_{\min} -Gehalten nach der Ernte und nach Zufuhr von zumeist organischem N-Dünger. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Richter *et al.* (1992) sind auf den sandigen Standorten des Untersuchungsgebietes sehr viel niedrigere N-Mineralisationsraten festzustellen als diese vom Simulationsmodell errechnet werden.

Das N-Flächensaldo weist mit $r = 0,73$ einen nur geringfügig besseren Zusammenhang zu den ermittelten Nitratauswaschungsmengen auf, als die Herbst- N_{\min} -Gehalte. Die Variabilität der Bewirtschaftungsweise und die differierende N-Dynamik auf den Standorten sind als Ursache für die vorhandene Streuung anzuführen. Die Steigung der Ausgleichsgeraden nähert sich jedoch mit $0,71x$ der 1:1-Linie an, so daß bei einem N-Überschuß von $45 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ca. $30 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ausgewaschen würden. Wird in Übereinstimmung mit anderen Autoren (Kersebaum, 1989; Engels, 1993) als Akzeptanzbereich eine Abweichung von $\pm 20 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ toleriert, so befinden sich beim Vergleich der Auswaschungswerte mit den N-Salden 44 % der Fälle im angegebenen Vertrauensbereich. Bei den simulierten Werten ist dagegen eine Parallelität der Werte im angegebenen Vertrauensbereich nur in 22 % und bei den Herbst- N_{\min} -Werten in keinem einzigen Fall festzustellen.

Fazit

Mit Hilfe von Tiefenbohrungen kann die zurückliegende Nitratauswaschung, die Nitratverlagerung im Boden sowie der Nitrateintrag in das Grundwasser quantifiziert und eine potentielle Denitrifikation im Boden studiert werden. Auf den auswaschungsgefährdeten Standorten des Untersuchungsgebietes ist der Herbst- N_{\min} -Wert nicht geeignet, die tatsächlichen N-Auswaschungsmengen zu charakterisieren. Die Stickstoffdynamik wird von dem überprüften Simulationsmodell noch nicht befriedigend dargestellt. Das N-Flächensaldo weist ebenfalls nur einen schwachen Zusammenhang zu den Auswaschungswerten auf, doch werden diese durch das N-Saldo am besten beschrieben.

Literatur

- BECKER, K.-W., EULENSTEIN, F. und B. MEYER (1994): Beurteilung des Risikos der Nitratverlagerung als Folge der landwirtschaftlichen Nutzung. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 106, 113 - 125.
- BOUWER, W., GÄTH, S. und H.-G. FREDE (1992): Nitrat im Grundwasser und die Beziehung zur landwirtschaftlichen Bodennutzung. Wasser und Boden, 2, 64 - 68.
- BOUWER, W., GÄTH, S. und H.-G. FREDE (1994): Sanierungskonzept für ein Wasserschutzgebiet im nordwestlichen Niedersachsen. KTBL-Arbeitspapier 206, "Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten", 202 - 212.
- ENGEL, T., KLÖCKING, B., PRIESACK, E. und T. SCHAAF (1993): Simulationsmodelle zur Stickstoffdynamik - Analyse und Vergleich. Agrarinformatik, Bd. 25, Ulmer Verlag.
- ENGELS, T. (1993): Nitratauswaschung aus Getreide- und Zuckerrübenbeständen bei unterschiedlichem N-Angebot. Diss. Universität Hannover, Grauer Verlag, Wendlingen.
- GÄTH, S. und B. WOHLRAB (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.) - AG Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten, Oldenburg.
- HIMKEN, M. und H. KUHLMANN (1991): Einfluß der Bewirtschaftungsweise auf den NO_3^- - und NH_4^+ -Gehalt in der wasserungesättigten Bodenzone. VDLUFA-Schriften 33, Kongreßband 1991, 209 - 214.
- KERSEBAUM, K. C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Diss. Uni. Hannover.
- KERSEBAUM, K. C. und J. RICHTER (1991): Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. Fertilizer Research, 27, 273 - 281.
- RICHTER, J., RICHTER, G.M., ANLAUF, R., ASCHENBRENNER, F. und A.J. BEBLIK (1992): Nitrataustrag aus Böden in Grundwasser unterschiedlich belasteten Trinkwasserzuzugsgebieten Niedersachsens. Abschlußbericht zum BMFT-Projekt 03 39 121 A, B. Forschungszentrum Jülich, Projektträger Biologie, Energie und Ökologie.
- SCHIEFFER, B. (1993): Zum Nitrataustrag über Dräne. Wasserwirtschaft, 83, 330 - 333.
- STREIBEL, O. und M. RENGHER (1982): Vertikale Verlagerung von Nitrat-Stickstoff durch Sickerwasser ins Grundwasser bei Sandböden verschiedener Bodennutzung. In: DFG (Hrsg.): Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern. 37 - 50, Verlag Chemie, Weinheim.
- VOSS, G. und H. ZEPP (1987): Zur Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger Lößdecken unter verschiedenen Kulturen. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 28, 198 - 207.
- WESSOLEK, G., REHENTS, H.J., MÖLLER, W. und P. MÜLLER (1994): Interpretation vertikaler Nitratprofilen von Sandstandorten mit unterschiedlicher Nutzung. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 35, 10 - 20.
- WILLINGEN de, P. (1991): Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. Fertilizer Research 27, 141 - 149.

Zum Einfluß der Steinbedeckung von Böden auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag

von

Mollenhauer, K., E.-M. Fritz und N. Feldwisch*

Einleitung

Der Einfluß von Steingehalt oder Steinbedeckung von Böden auf die Bodenerosion durch Wasser wurde in der Vergangenheit bereits verschiedentlich untersucht. Das Bild, das die Literatur zu dieser Fragestellung vermittelt, ist jedoch noch nicht so einheitlich, daß daraus verallgemeinerbare Schlüsse gezogen werden könnten. Dies liegt vielfach daran, daß bei den meist als Feldversuche angelegten Untersuchungen die Faktoren Steinbedeckung und Steingehalt oft nicht voneinander getrennt werden konnten. Zudem fanden die Untersuchungen bei teilweise sehr unterschiedlichen Randbedingungen statt, so daß ein Vergleich von Versuchsergebnissen schwerfällt. Immerhin gibt es Ansätze zur Bewertung der Steinbedeckung im Rahmen des Abschätzung der Erodierbarkeit von Böden, die sich an der Wirkung einer Bodenbedeckung durch Mulch orientieren (vgl. SCHWERTMANN et al., 1987). Die im Folgenden beschriebenen Untersuchungen hatten zur Aufgabe, im Modellversuch ausschließlich die Reaktion verschiedener Steinbedeckungsvarianten unter sonst völlig gleichen Randbedingungen zu prüfen (vgl. FRITZ, 1994).

Material und Methoden

Der im Modellversuch eingesetzte Boden bestand aus nahezu steinfreiem C-Material einer Löß-Parabraunerde (stark lehmiger Schluff mit 18% T, 75% U, 7% S), der in gestörtem, lufttrockenem Zustand mit einer Schichtdicke von 17 cm in Materialkästen von 100 cm Länge und 50 cm Breite eingefüllt wurde. Diese Versuchsplots wurden mittels zweier Veejet-Düsen eines Schwenkdüsenregners nach KAINZ und EICHER, deren Regenfächer sich überlappten, mit einer Intensität von 68,5 mm/h beregnet, und zwar in einem 60-minütigem sog. Trockenlauf, dem nach einer halben Stunde ein halbstündiger Naßlauf folgte. Die Versuchsplots wurden mit einer Längsneigung von 9% unter dem Regner aufgestellt.

Für die Steinbedeckung wurden zwei verschiedene Steintypen ausgewählt (auf deren Wirkung in der Folge nur teilweise eingegangen werden kann), nämlich ein flacher, plattiger Tonschiefer und ein stark gerundeter Kies. Die Steinbedeckung wurde wie folgt variiert: 0% - 10% - 20% - 40%. Die genaue Einstellung der Bedeckungsgrade auf die genannten Maße erfolgte mittels elektronischer Bildauswertung.

Ergebnisse und Diskussion

Wie aus der nachstehenden Tabelle ersichtlich, verursachten steigende Bedeckungsgrade einen geringeren **Oberflächenabfluß**. Dabei nahmen die Abflußraten bei hohen Bedeckungsgraden langsamer zu und erreichten erst im letzten Viertel des Trockenlaufs etwa den Wert der Abflußraten bei geringen Bedeckungsgraden bzw. den der steinfreien Kontrolle; gleichzeitig dauerte es bei höherem Bedeckungsgrad länger, bis nahezu Abflußkonstanz erreicht war. Abweichend davon verhielt sich die 40%-Variante, deren Abflußrate bis zum Ende des Trockenlaufs die der anderen Varianten noch nicht völlig erreicht hatte (vgl. Abb. 1). Beim anschließenden Naßlauf gab es keine Unterschiede mehr zwischen den Steinbedeckungsvarianten; auch waren die Abflußraten im wesentlichen konstant.

Die Tatsache, daß sich die Abflüsse auf den verschiedenen Varianten in der Hauptsache nur durch ein unterschiedlich schnelles Ansteigen der Abflußraten unterschieden, schlug sich in der Abfluß-

* Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstraße 3, D-35390 Gießen.

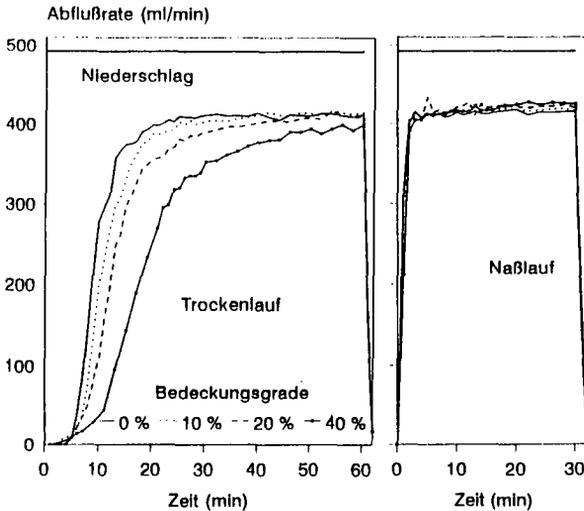


Abbildung 1: Abflußraten

summe beider Beregnungsläufe (Trockenlauf und Naßlauf zusammen) insofern nieder, als diese sich nur vergleichsweise wenig unterschieden: Die Varianten mit 10% und 20% Steinbedeckung wiesen einen kaum geringeren Oberflächenabfluß auf als die Kontrolle; erst bei 40% Steinbedeckung war eine Reduktion zu vermerken, allerdings auch nur um 10%.

Nachhaltig wirksam und wesentlich deutlicher war dagegen die Reduktion der Abflußsummen durch steigende Steinbedeckung nach dem Trockenlauf, noch stärker sogar in der Phase des Abflußanstiegs. Nach 20 Minuten Beregnung lag die Abflußsumme der höchsten Bedeckungsvariante nur bei 40% des Abflusses der Kontrolle, nach 30 Minuten bei 58% und nach 60 Minuten erst bei

78%. Dazu muß man bedenken, daß natürliche Niederschläge der applizierten Intensität ohnehin eher als kurzzeitige (und nur selten als 90-minütige) Niederschläge wahrscheinlich sind.

Entsprechend reagierte die **Durchfeuchtungstiefe** (nach dem Naßlauf gemessen): Die 40-Prozent-Variante wies die größte Versickerungstiefe und die höchsten Wassergehalte in tieferen Schichten des Versuchsbodens auf.

Die Begründung für das Verhalten von Oberflächenabfluß und Infiltration wurde durch eine genaue visuelle Untersuchung der Bodenoberfläche nach Beregnungsende möglich. Die Steine waren vor der Beregnung auf die Bodenoberfläche gelegt, aber nicht hineingedrückt worden. Dies bedeutete, daß sie die Bodenoberfläche nicht versiegelten, sondern dem Oberflächenwasser ein Eindringen zwischen die Steine und die Bodenoberfläche ermöglichten (vgl. dazu POESEN et al., 1990). Fließspuren unterhalb von Steinen belegten dies. Gleichzeitig wurden dort die Makroporen des Bodens weitestgehend gegen Verschlämmen oder Verstopfen geschützt, konnten also infiltrationswirksam bleiben. Im Laufe des Beregnungsversuchs traten aber Veränderungen ein: der äußere Rand des Kontaktbereichs zwischen den Steinen und dem Boden wurde infolge von Sedimenttransportvorgängen oder auch durch Splash zugesezt; teilweise entstand dort, besonders bei den Varianten mit Kiesbedeckung, ein kleiner Wall; der besonders versickerungsaktive Bereich unter den Steinen konnte infolgedessen durch den Oberflächenabfluß schlechter erreicht werden. Auch wurde die Bodenoberfläche neben den Steinen durch die kinetische Energie der fallenden Tropfen mehr und mehr eingeebnet und verdichtet und verlor dabei an Niveau, so daß - namentlich bei den plattigen Steinen - tafelförmige Felder entstanden; auch dies kann ein Einfließen von Oberflächenwasser in die in ihrer Mitte liegenden Makroporen erschwert haben. Zudem entstand auch ein engerer Kontakt zwischen Steinunterseite und Boden durch den nassebedingten Zerfall kleinerer Aggregate zwischen Steine und Boden und durch Wegfließen von Bodenteilchen. Die sich angleichenden Abflußraten der verschiedenen Varianten können so

interpretiert werden, daß die Infiltration unter den Steinen mit zunehmender Versuchsdauer nachließ.

Tabelle: Einfluß der Steinbedeckung auf verschiedene Erosions-Parameter; abweichende Buchstaben innerhalb einer Zeile hinter den Werten zeigen stat. ges. Unterschiede zwischen den Bedeckungsvarianten bei einem α -Fehler von 5 % an

Erosions-Parameter		Steinbedeckungsgrad			
		0 %	10 %	20 %	40 %
Abflußsumme nach (l)	10 min	4,3 c	3,7 bc	3,1 b	1,7 a
	30 min	8,4 c	7,7 bc	6,8 b	4,9 a
	60 min	20,8 b	19,9 b	18,9 b	16,3 a
	90 min	33,0 b	32,4 b	31,4 ab	28,8 a
Abflußrate bei der (l/min)	10. min	0,27 c	0,19 bc	0,10 ab	0,03 a
	30. min	0,46 b	0,40 ab	0,39 ab	0,35 a
	60. min	0,42 a	0,41 a	0,41 a	0,40 a
	90. min	0,42 a	0,42 a	0,42 a	0,43 a
Durchfeuchtungstiefe	(cm)	10,2 a	12,7 b	13,3 b	16,9 c
Sedimentkonz. bei der (g/l)	30. min	19,3 c	18,2 bc	16,4 b	13,1 a
	60. min	16,5 c	15,0 bc	14,0 b	11,4 a
	90. min	14,0 c	12,8 bc	11,6 b	9,2 a
Abtragssumme (g)	Trockenlauf	403 c	358 bc	305 b	209 a
	Naßlauf	154 c	146 bc	134 b	106 a
max. Abtragsrate	(g/min)	9,49 c	8,36 c	6,85 b	4,88 a
Splash-Summe (g)	Trockenlauf	94 c	83 c	67 b	46 a
	Naßlauf	37 c	33 c	26 b	17 a

Arithm. Mittel aus i.d.R. 10 Einzelergebnissen (beide Steintypen zusammengefaßt)

Mit steigendem Bedeckungsgrad nahm auch die **Sedimentkonzentration** im Oberflächenabfluß ab. Am deutlichsten waren die Unterschiede während des ersten Drittels des Trockenlaufs, wo bei jeder Variante die maximalen Sedimentkonzentrationen auftraten. Dabei wurden deutliche Konzentrationsspitzen ausgebildet, die mit Luftsprengung und lose aufliegendem Bodenmaterial in Verbindung gebracht werden können; in der Tendenz fielen diese Peaks bei höherer Steinbedeckung flacher aus und traten auch später auf. Nach den Konzentrationsspitzen fielen die Sedimentkonzentrationen kontinuierlich ab.

Die Analyse des Einflusses steigender Steinbedeckung auf die Sedimentkonzentration ist schwierig, da hierbei gleichzeitig eine Abhängigkeit zum Abfluß besteht. Einerseits verringerte sich mit zunehmender Steinbedeckung der Anteil der Bodenoberfläche, die den bodenablösenden Regentropfen direkt ausgesetzt war. Andererseits war zu erwarten, daß sich im Laufe des Versuchs (bei abnehmender Infiltration unter den Steinen) der Abfluß bei hohen Bedeckungsgraden auf eine geringere Fläche konzentrierte; entsprechend haben POESEN und LAVÉE (1991) bei ähnlichen Versuchen dort höhere maximale Fließgeschwindigkeiten festgestellt, weshalb eine höhere Bodenablösung in den Fließbahnen nicht ausgeschlossen werden kann.

Dies hat bei unseren Versuchen jedoch nicht stattgefunden, da die Versuchsbedingungen keine hohen Fließgeschwindigkeiten und kein ausreichendes Konvergieren von Abflüssen zuließen.

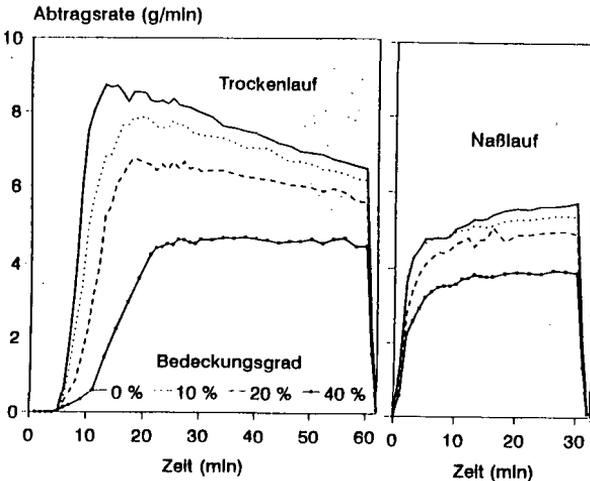


Abbildung 2: Abtragsraten

Die Reduktion von Abfluß und Sedimentkonzentration resultierte in einer entsprechenden Reduktion des Abtrags (vgl. Abb. 2). Dieser Rückgang war zwar nicht zwischen allen Stufen der Steinbedeckung signifikant, seine Tendenz war jedoch eindeutig. Das gleiche gilt für den Splash (der hier allerdings nur als Splash aus der Parzelle erfaßt werden konnte). Unterstellt man, daß unter Feldbedingungen dem Splash aus der Parzelle ein Splash in die Parzelle entsprochen hätte und das dieser sich überwiegend im Sedimenttransport wiedergefunden hätte, kann man die hier gemessene Splash-Summe der Abtragssumme zuschlagen. Danach wurde der Abtrag der 10%-Variante auf 90 %, der der 20%-Variante auf 77 % und der der 40-

%-Variante auf 55 % des Abtrags der Kontrolle reduziert. Diese Reduktion ist allerdings geringer, als dies in der ABAG (SCHWERTMANN et al., 1987) oder auch von MEYER et al. (1972) angenommen wird. Dies kann auf unterschiedliche Versuchsbedingungen zurückgeführt werden. Andererseits ist aber auch zu bedenken, daß unsere Ergebnisse nur Effekte der Zwischenrillenerosion, die ja gerade sehr deutlich auf Steinbedeckung reagieren dürfte, widerspiegeln.

Zusammenfassung

In Modellversuchen wurde auf Kleinstparzellen die Wirkung der Steinbedeckung auf Oberflächenabfluß, Versickerung, Sedimentkonzentrationen im Abfluß, Abtrag und Splash mittels künstlicher Niederschläge untersucht. Dabei konnte besonders schützende Wirkung der Steine auf die Infiltrabilität des durch sie bedeckten Bodens beschrieben werden. Es ergab sich eine deutliche - wenn auch eine geringere als bei anderen Autoren - Reduktion des Abtrags durch steigende Steinbedeckungsgrade.

Literatur

FRITZ, E.-M., 1994: Steinbedeckung und Zwischenrillenerosion. - Diplomarbeit am Inst. f. Landeskultur der Universität Gießen.
MEYER, L. D., C. B. JOHNSON, G. R. FOSTER, 1972: Stone and woodchip mulches for erosion control on construction sites. - *Journal of Soil and Water Conservation*, **27**, 265-269.
POESEN, J. W., F. INGELMO-SANCHEZ, H. MÜCHER, 1990: The hydrological response of soil surfaces to rainfall as affected by cover and position of rock fragments in the top layer. - *Earth Surface Processes and Landforms*, **15**, 653-671.
POESEN, J. W., H. LAVÉE, 1991: Effects of size and incorporation of synthetic mulch on runoff and sediment yield from interrills in a laboratory study with simulated rainfall. - *Soil Tillage Research*, **21**, 209-223.
SCHWERTMANN, U., W. VOGL und M. KAINZ, 1987: Bodenerosion durch Wasser. - Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

Mittlere Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteldeutschlands

von

Müller, L.* , R. Dannowski*, U. Schindler*, F. Eulenstein** und R. Meißner***

Angesichts des angespannten Wasserhaushalts in Mittel- und Nordostdeutschland bleibt die Frage nach der Abschätzbarkeit von Bilanzgliedern der Allgemeinen Wasserhaushaltsgleichung für Einzugsgebiete aktuell. Der mittlere jährliche Gebietsabfluß wird für Szenarien zum Einfluß von Klima- und Landnutzungsänderungen auf Wasserbilanzen und zur Validierung von höher auflösenden Prozeßmodellen benötigt. Im Lockergesteinsbereich entspricht die mittlere jährliche Grundwasserneubildungsrate annähernd dem mittleren Gebietsabfluß. Als Grundlage für ein Grobszenario künftiger mittlerer Gebietsabflüsse waren zunächst verschiedene Ansätze für deren Kalkulation unter den Aspekten

a) Zuverlässigkeit der Schätzung für Landschaftseinheiten (etwa > 200 km²),

b) Sensitivität gegenüber Einflußfaktoren des Bodenwasserregimes und der Vegetation in einem größeren Beispielsgebiet Nordost- und Mitteldeutschlands zu überprüfen.

2. Material und Methodik

Geprüft wurden die Schätzverfahren von Bagrov/Glugla (Glugla, 1985), Liebscher/Keller und Liebscher/Keller, mod. von Wendland u. a. (Wendland u. a., 1993), Renger und Strebel (1980) und Proksch (1994).

Als Beispielsgebiet wurde die Fläche von Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt gewählt. Damit wird der Lockergesteinsbereich der NBL annähernd flächendeckend erfaßt. Die Datenbasis bildete die Datei GEMDAT (Lieberoth u. a., 1976). Sie enthält Angaben über Böden und Landnutzung auf Gemeindebasis. Meteorologische Daten wurden aus dem Hydrographischen Kartenwerk der DDR (1963) ergänzt.

Die Ansätze von Renger und Strebel (1980) und Wendland u. a. (1993) berücksichtigen bodenhydrologische Einflüsse über die Schlüsselgröße „Nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum“ (nFKWe). Zur Berechnung dieser Größe aus Daten der GEMDAT wurde ein Algorithmus erstellt, der in Anlehnung an Schindler (1980), Müller und Tille (1990), Müller u. a. (1993) und Wendland u. a. (1993) plausible Richtwerte für die nutzbare Feldkapazität, Durchwurzelungstiefe und kapillare Aufstiegsrate enthält.

Die berechneten Gesamtabflüsse wurden für einige Einzugsgebiete mit mehrjährig gemessenen mittleren Gebietsabflüssen verglichen. Dazu wurde auf Daten möglichst langjähriger Meßreihen zurückgegriffen (Kalweit, 1953, Gewässerkundliches Jahrbuch, 1970/1979).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Eignung der Schätzverfahren

Dominierende Einflußgröße für alle überprüften Verfahren ist der Niederschlag. Entscheidend ist, ob von unkorrigierten oder zumindest teilweise fehlerbereinigten Niederschlagswerten ausgegangen wird. Glugla berücksichtigt den Windeinfluß durch Erhöhung des Niederschlages um 9 % gegenüber den Meßwerten in 1 m Höhe.

Die Ansätze von Liebscher/Keller (1979) und Wendland u. a. (1993) gestatten für die Landschaftseinheiten des Lockergesteinsbereiches Nordost- und Mitteldeutschlands erwartungsgemäß keine hinreichend flächendifferenzierte und treffsichere Abschätzung des mittleren Gebietsabflusses. Bodenhydrologische Bedingungen werden nur unzureichend berücksichtigt, und die Gesamtabflüsse werden systematisch unterschätzt.

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg, Institut für Hydrologie, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

** ZALF Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme

*** UFZ-Institut für Gewässerforschung Magdeburg, Forschungsstelle Falkenberg

Die übrigen drei Ansätze sind sensitiver gegenüber Einflußfaktoren des Bodenwasserregimes und der Landnutzung und damit prinzipiell für landschaftsspezifische Grobszenarien geeignet. Ihre Treffsicherheit hängt wesentlich von der Anpassung empirischer Faktoren ab.

Die Berechnungsergebnisse nach Renger/Strebel, Glugla und Proksch weisen befriedigende Übereinstimmung mit gemessenen Abflüssen auf und bestätigen damit, daß mit diesen Ansätzen die Einflüsse der meteorologischen, pedohydrologischen und nutzungsbedingten Faktoren grundsätzlich richtig geschätzt werden. Abbildung 1 zeigt das am Beispiel der nach Renger/Strebel kalkulierten Werte. Die Abbildung soll lediglich einen visuellen Überblick geben. Die Berechnung einer Regressionsgerade verbietet sich, da die aufgetragenen Wertepaare nicht voneinander unabhängig sind. Aufgrund von Fehlerquellen in Datenbasis und Modellgrößen bei der Berechnung der Abflüsse, aber auch bei der Messung realer Gebietsabflüsse, dürfte gegenwärtig kaum bessere Übereinstimmung zu erzielen sein. Maßgebliche Wissensdefizite und größere Ungenauigkeiten der Schätzung bestehen gegenwärtig für Wald- und Niederungsgebiete.

3.2. Grobszenarien

Als mittlerer Erwartungswert für Klimaänderungen kann nach Angaben von Kenny u. a. (1993), zit. bei Loveland u. a. (1994), für die erste Hälfte des nächsten Jahrhunderts etwa mit einer Temperaturerhöhung um 1,5 K gerechnet werden. Das entspräche etwa einer Erhöhung der potentiellen Evapotranspiration um 35 mm (Reichel, 1953, zit. bei Baumgartner und Liebscher, 1990). Die Niederschlagsprognosen sind unsicherer; es können etwa eine Erhöhung des Winterniederschlages um 6 % und eine Abnahme des Sommer-niederschlages um 2 % angenommen werden. Geht man von diesen mittleren Erwartungswerten hinsichtlich des Niederschlages und der Temperatur aus, so sind keine wesentlichen Unterschiede zu den gegenwärtigen Jahressummen des mittleren Gesamtabflusses zu erwarten. Der Einfluß einer erhöhten potentiellen Verdunstung wird durch die Erhöhung des Winterniederschlages nahezu kompensiert.

Die in Tab. 1 ausgewiesenen Szenarien 1 und 2 charakterisieren mögliche Veränderungen, die etwa die Grenzbereiche der nach Kenny u. a. (1993) ausgewiesenen Werte umfassen. Daraus wird ersichtlich, daß bei Szenario 1 eine spürbare Verschärfung des Wassermangels in den mitteldeutschen Trockengebieten und in Odenähe eintreten kann, während Szenario 2 eine deutlichere Zunahme der mittleren Abflüsse erwarten läßt. Das würde einerseits eine allgemeine Belebung der Abflusssituation bewirken, andererseits in den Landschaften mit bereits hohem Gebietsabfluß (Prignitz, Parchim-Meyenburger Sandflächen, Südwestmecklenburgische Niederungen) zu zusätzlichen Wasserüberschüssen führen.

Die skizzierten Szenarien können nur grobe Anhaltspunkte liefern; sie berücksichtigen keine Wechselwirkungen hinsichtlich der Bilanzglieder und Faktoren und gelten nur für quasi-statische Verhältnisse im Zeitmaßstab. Selbst bei nichtsignifikanten Veränderungen der mittleren Abflüsse können deutliche Unterschiede in Abflußbildungsprozessen und im Zeitverhalten des Gebietsabflusses auftreten.

4. Schlußfolgerungen

Die für prinzipiell geeignet befundenen Ansätze zur Berechnung landschaftsspezifischer Gesamtabflüsse nach Bagrov/Glugla, Renger/Strebel und Proksch sind überwiegend aus älteren Lysimeterergebnissen bzw. Bodenfeuchtebilanzen aus zumeist humideren Gebieten abgeleitet bzw. daran validiert worden. Für Niederungs- und Waldgebiete sind die Schätzwerte unsicher.

Weitere, bereits begonnene Arbeiten sollen neben der Aufklärung von Abflußbildungsprozessen eine Präzisierung der Gebietsabflüsse in verschiedenen Maßstäben unter Einbeziehung aktueller Ergebnisse von bodenhydrologischen Meßplätzen und Lysimetern beinhalten.

Literatur

- Baumgartner, A., und H.-J. Liebscher (1990): Lehrbuch der Hydrologie. Bd. 1 Allgemeine Hydrologie, Gebr. Bornträger, Berlin und Stuttgart, 673 S.
- Gewässerkundliches Jahrbuch der Deutschen Demokratischen Republik – Abflußjahr 1970 (1979): Hrsg. Institut für Wasserwirtschaft Berlin, 523 S.
- Glugla, G. (1985): Anwenderrichtlinie zur Nutzung der neuen Karten des Gesamtabflusses M 1:200.000 (Deckfolien zur Abflußkarte des N-A-U-Kartenwerkes über das Gebiet der DDR). Institut für Wasserwirtschaft, Bereich Wasserbewirtschaftung, Berlin, Mai 1985.
- Hydrographisches Kartenwerk der DDR, M 1:200.000 (1963). Meteorologischer Dienst der DDR, Forschungsinstitut für Hydrometeorologie, Berlin.
- Kalweit, H. (1953): Der Wasserhaushalt. VEB Verlag Technik Berlin, 1953, Bd I, 408 S.

Lieberoth, I., I. Schmidt und G. Adler (1976): Einführung in die Gemeindedatei des Datenspeichers Boden. Hrsg. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bodenkunde Eberswalde, 43 S.

Loveland, P.J., J.P. Legros, M.D.A. Rousevell, D. De la Rosa and A. Armstrong (1994): A spatially distributed soil, soil hydrological and agroclimatic model for the prediction of climate change in the European Community. Transactions 15th World Congress of Soil Science, Vol. VI a, 83-100.

Müller, L., und P. Tille (1990): Ertrag eines meliorationsbedürftigen heterogenen Alluvialstandortes in Abhängigkeit von Substrat und Wasserregime. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk., Berlin 34, 2: 103-112.

Müller, L., R. Dannowski, U. Schindler und J. Quast (1992): Bodenhydrologische Bewertung von Agrarflächen in einem Beispielgebiet Ostbrandenburgs. Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 68: 87-90.

Proksch, W. (1994): Regionalisierung von Lysimeterergebnissen. Beispiel einer flächendifferenzierten Abschätzung mittlerer Grundwasserneubildungsraten unter Anwendung vegetations- und bodenartenspezifischer Niederschlags-Sickerwasserbeziehungen. In: BAL-Bericht über die 4. Lysimetertagung „Übertragung von Lysimeterergebnissen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und Regionen“, 23-32.

Renger, M., und O. Strebel (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. Wasser und Boden, Hamburg und Berlin, 8: 362-366.

Schindler, U., 1981: Untersuchungen zum kapillaren Wasseraufstieg von Auenböden. Diss., Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin.

Wendland, F., H. Albert, M. Bach und R. Schmidt /Hrsg./ (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, XI + 96 S.

Tab. 1: Mittlerer Gebietsabfluß aus einigen Naturräumlichen Großeinheiten Nordost- und Mitteldeutschlands nach Grob Szenarien

Naturräumliche Großeinheit		Gebietsabfluß (mm/Jahr)		
		Gegenwärtig	Szenario	
			1	2
1. Landschaften mit geringem Gebietsabfluß (< 120 mm/Jahr)				
50	Schwarzerdegebiet	52	40	66
80	Odertal	64	52	81
48	Thüringer Becken und Randplatten	65	54	83
46	Sächsisches Hügelland	86	74	103
51	Nördliches Harzvorland	90	79	108
73	Oderhaffgebiet	108	95	134
2. Landschaften mit mittlerem Gebietsabfluß (120 – 180 mm/Jahr)				
82	Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet	122	113	145
87	Elbtalniederung	122	116	151
88	Elbe-Mulde-Tiefland	126	116	148
83	Spreewald	127	115	151
81	Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen	128	116	149
74	Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte	131	119	150
86	Altmark	132	125	157
85	Fläming	137	127	159
71	Mecklenburgisch-Vorpommersches Küstengebiet	141	129	163
75	Mecklenburgische Seeplatte	149	137	169
79	Ostbrandenburgische Platte	150	140	170
72	Nordostmecklenburgisches Flachland	154	142	175
89	Oberlausitzer Heidefeld	158	150	184
62	Weser-Aller-Flachland	159	147	180
3. Landschaften mit hohem Gebietsabfluß (> 180 mm/Jahr)				
77	Nordbrandenburgisches Platten- und Hügelland	188	177	209
76	Südwestl. Vorland d. Mecklenbg. Seenplatte	216	206	240

Ansatz nach Renger/Strebel (1980), Szenarien 1 und 2 berechnet nach Werten von Kenny u. a. (1993), zit. bei Loveland u. a. (1994): 1 Verdunstungserhöhung bei gleichbleibendem Niederschlag; Temperaturerhöhung um 2 K, entsprechend etwa pET+55 mm. 2 Verdunstungs- und Niederschlagsenerhöhung; Temperaturerhöhung um 1 K, entsprechend etwa pET+25 mm; Niederschlagsenerhöhung um 6 %.

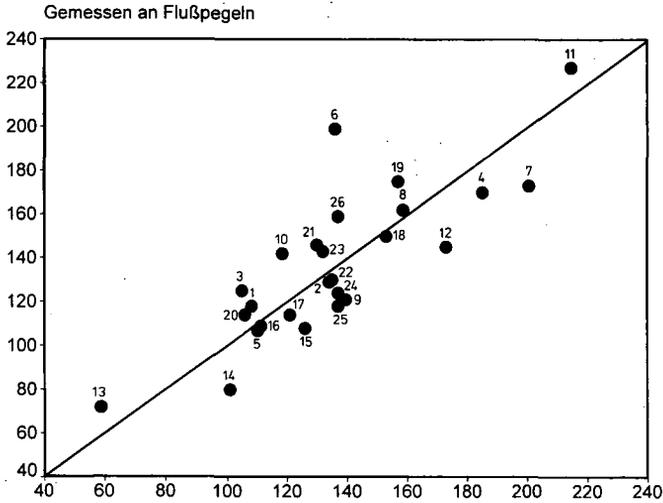


Abb 1: Vergleich berechneter Gesamtabflüsse mit gemessenen Werten

Legende zur Abbildung:

Einzugsgebiet	km ²	Jahre	Landnutzung %			Böden %		
			Acker	Wald	Wasser	S	L/T	Mo
1 Golmer Mühlbach	100	1974-92	75	10	2	17	14	2
2 Stöbber	208	1971-85	51	33	4	64	1	10
3 Ehle	260	1970-89	63	16	2	29	30	2
4 Karthane	295	1955-70	53	20	1	60	4	8
5 Uchte	438	1951-70	65	14	1	24	12	3
6 Stepenitz	441	1955-70	77	7	2	14	54	4
7 Löcknitz	468	1956-70	50	19	2	65	7	5
8 Rhin Altruppin	495	1981-93	42	37	5	72	2	13
9 Nuthe Nutha	509	1956-70	49	36	1	54	7	7
10 Uecker Prenzlau	614	1956-70	59	21	6	29	5	12
11 Sude	678	1955-70	56	22	1	66	7	12
12 Ohre Calvörde	732	1951-80	58	15	2	61	4	13
13 Oderbruch	752	1970-92	75	6	3	26	43	2
14 Alte Oder	1439	1970-92	64	16	3	42	24	6
15 Dahme	1410	1902-10	38	42	3	66	1	20
16 Uecker Pasewalk	1435	1956-70	64	16	4	27	7	11
17 Biese	1597	1970-89	56	18	1	26	12	8
18 Havel Zehdenick	2102	1937-70	43	35	4	63	1	19
19 Schwarze Elster	4320	1963-70	42	34	1	60	8	10
20 Havel Rathenow bis Havelberg	4794	1938-47	36	30	3	42	27	14
21 Havel Zehdenick bis Rathenow	7134	1938-47	38	32	3	60	2	21
22 Spree	10104	1921-40	43	34	3	60	4	17
23 Havel Rathenow	19246	1970-89	42	33	3	62	5	14
24 Havel Havelberg	24123	1938-47	42	32	3	60	6	15
25 Elbe Barby bis Wittenberge	29472	1921-40	45	29	3	60	9	13
26 Elbe Barby bis Wittenberge	29472	1955-70	45	29	3	60	9	13

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Gemeinsame Sitzung Kommissionen VI und V

"Datenverarbeitung und Bodenbenutzung"

Band 76

Heft II

1995

Planungsrelevante Bodenbewertungskriterien: Anforderungen und Möglichkeiten

von

Berger, C.¹

1. Problemstellung

Für das Schutzgut Boden sind für planerische, umweltökologische und juristische Zwecke differenzierte, gleichzeitig aber auch nachvollziehbare Bewertungskriterien und Bewertungsschemata erforderlich. Durch die hohe Komplexität des Umweltmediums Boden, seine Wechselwirkungen mit anderen Medien sowie die Vielzahl der Bodentypen (Bodenformen) sind diese Kriterien schwierig festzulegen. Eine Bodenbewertung, die auf der alleinigen Verwendung der Daten der Reichsbodenschätzung beruht, wird den vielfältigen Anforderungen, die heute an eine Bodenbewertung gestellt werden, nicht gerecht.

Die bisherige Rechtssituation zeigt, daß der Bodenschutz als marginal eingestuft wurde. Ein eigenes Schutzgesetz, wie es seit Jahren für die beiden anderen Umweltmedien Luft und Wasser existiert, liegt z.Z. lediglich als Referentenentwurf vor. Bodenschutzrelevante Rechtsnormen lassen sich in vielen Bundesgesetzen finden, doch ist das Schutzgut nicht der Boden selbst, sondern der Boden in seiner Relation zu einem anderen Regelungszweck. Ebenso wie ein Bundesbodenschutzgesetz fehlt z.Z. eine TA-Boden. Auf Länderebene existieren erst wenige Bodenschutzgesetze.

In der Planung werden Empfehlungen zum Bodenschutz - sich anlehnend an die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985 - zur "Minimierung von quantitativ und qualitativ problematischen Schadstoffeinträgen" und der "Trendwende im Landschaftsverbrauch" gegeben, ohne konkrete Handlungsleitlinien z.B. für Behörden vorzugeben. Die dafür zu entwickelnden Bodenbeschreibungs- und Bewertungskriterien sollten, ausgehend von einem Bodenschutzleitbild für eine Region, eine Bodenschutzplanung ermöglichen, die planerisch umsetzbare Antworten auf heute aktuelle Probleme gibt.

In der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU), die ein zentrales Instrument des Bodenschutzes darstellen könnte, mangelt es ebenfalls an Bewertungskriterien und nachvollziehbaren Bewertungsschemata, die allgemein anerkannt sind und zu einer Vergleichbarkeit der Ergebnisse führen. Gleichzeitig liegen hier auch die Forschungsdefizite bezüglich Grenzwerten und Wechselwirkungen zwischen Boden, Wasser, Luft, Flora, Fauna und dem Menschen vor.

Im folgenden werden Bodenbewertungskriterien bezüglich der Bodenfunktionen: Lebensraum-, Regulations- und Produktionsfunktion vorgestellt werden (DER RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1987: 180-183). Aus diesen Kriterien lassen sich gezielte Vorschläge zur ökologischen Sicherung des Bodens entwickeln.

¹ Institut für Physische Geographie, J.W.Goethe-Universität Frankfurt/M.; Senckenberganlage 36, 60054 Frankfurt

2. Vorgehensweise

Einerseits besteht bei Planungen die Notwendigkeit einer differenzierten und doch nachvollziehbaren Beschreibung des Ist-Zustandes, einer Bewertung sowie evtl. Prognosen, andererseits aber sind die zeitlichen und finanziellen Ressourcen in diesem Verfahren begrenzt. So kommen aus der Vielzahl möglicher Beschreibungs- und Bewertungskriterien nur solche in Frage, die

- Rückschlüsse auf das Wirkungsgefüge im Umweltmedium Boden zulassen,
- eine Bewertung nach den drei Bodenfunktionen (s. o.) erlauben,
- geeignet sind, Wechselwirkungen zu den anderen Umweltmedien sowie Flora, Fauna und dem Menschen zu bestimmen,
- im Gelände zu erheben bzw. aus Bodenkarten ableitbar sind und damit
- kostengünstig sind (keine aufwendige und teure Laborarbeit).

Es wurden vier Charakteristika bezüglich des Umweltmediums Bodens bestimmt, aus denen sich Beschreibungs- und Bewertungskriterien ableiten lassen (Tab. 1). Diese Kriterien sind sowohl geeignet, eine Beschreibung des Ist-Zustandes zu ermöglichen, als auch eine Bewertung durchzuführen. Es muß aber beachtet werden, daß manche Kriterien sich ergänzen und nicht immer alle Kriterien für eine bestimmte Auswertung relevant bzw. in Kombination miteinander sinnvoll sind. Bei Fragestellungen, die sich mit potentiellen Kontaminationen eines Standortes befassen, können Laboranalysen notwendig werden (Charakteristikum: Belastungssituation).

Tab.1: Charakteristika und Bodenbeschreibungs- und Bodenbewertungskriterien

<p>Charakteristikum: Bodentyp/Bodenform</p> <p>Kriterien:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenmächtigkeit (dm) - Bodentypenwechsel im Arbeitsgebiet - Verbreitung (kleinflächig; großflächig) - "Seltenheit" (regional, überregional) - Alter des Bodens; des Profils (geschätzt) - typischer Boden (bezogen auf die Region) - Reichsbodenschätzung - forstliche Einstufung 	<p>Charakteristikum: Bodenart/Bodenbeschaffenheit</p> <p>Kriterien:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Luftkapazität (Vol.%) - Feldkapazität (mm/10dm) - nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (mm) - kf-Wert (cm/d) - physiologische Gründigkeit (dm) - Filtereigenschaften des Bodens - Grundwasserbeeinflussung des Bodens - Humusform - effektive Durchwurzelungstiefe
<p>Charakteristikum: Bodennutzung</p> <p>Kriterium:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Schutzgebiete (§§12-18 BNatSchG) - Biotope nach §20c BNatSchG - andere wertvolle Vegetationskomplexe (z.B. Halbtrockenrasen) - Wälder und Forste (Naturnähe) - landwirtschaftliche genutzte Flächen (Bewirtschaftungsweise) - Siedlungsflächen, Industrie, Gewerbe (z.B. Versiegelungsgrad, Schadstoffeintrag) - sonstige Nutzungen (z.B. Freizeitflächen, Deponien) 	<p>Charakteristikum: Belastungssituation</p> <p>Kriterium:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Schadstoffeintrag (aktuell, potentiell) - Vorbelastung - Zusatzbelastung

3. Darstellung der Ergebnisse

Um bei den zahlreichen Einzelkriterien zu einer verständlichen und nachvollziehbaren Endbewertung zu kommen, müssen die Kriterien zusammengefaßt werden. Für die Beschreibung und die Bewertung wurde eine fünfstufige Skala entworfen, die von "sehr hoch" bis "sehr gering" (Beschreibung) bzw. "sehr günstig" bis "sehr ungünstig" (Bewertung) geht. Die Beschreibung und Bewertung erfolgt, der Übersichtlichkeit halber, in Matrizes, wobei Bodenkriterien gegen Bodeneinheiten aufgetragen werden.

Auf die bodenkundliche Beschreibung (1. Schritt) des Arbeitsgebietes (jede Bodeneinheit einzeln) folgt die Einzelbewertung für jede Bodeneinheit (2. Schritt). Diese Bewertungen werden dann nach der Lebensraum-, Regelungs- und Produktionsfunktion zusammengefaßt, so daß für jede Bodenfunktion pro Bodeneinheit eine Bewertung entsteht (3. Schritt). Hierbei darf nicht einfach zusammenaddiert werden, sondern in diesem Schritt muß auch gutachterliches Abwägen einsetzen. Jede stärkere Gewichtung eines Kriteriums muß allerdings im Begleittext erläutert werden.

Als Beispiel (Abb. 1) sei hier die Bodeneinheit "stark erodierte, kolluvial überdeckte Braunerde im Unterboden meist pseudovergleyt aus Decklage über Basislage über Tonschiefer" in bezug auf die Lebensraumfunktion gewählt, auf der Wald stockt.

1. Schritt: Beschreibungs-Matrix		2. Schritt: Einzelbewertungs-Matrix		Legende: Beschreibung: ○○ sehr gering ○ gering ⊖ mittel ● hoch ●● sehr hoch <hr/> Bewertung: □□ sehr ungünstig □ ungünstig ⊗ von mittlerem Wert ■ günstig ■■ sehr günstig
physiologische Gründigkeit	⊖	physiologische Gründigkeit	⊗	
Bodeneinheitenwechsel (kleinräumig, großräumig)	●	Bodeneinheitenwechsel	□	
nFKWe	⊖	nFKWe	⊗	
Luftkapazität	○	Luftkapazität	□	
Humusform	⊖	Humusform	⊗	
Boden eines gesetzlich geschützten Biotops (§20c BNatSchG)	-	Boden eines gesetzlich geschützten Biotops (§20c BNatSchG)	□	
kf-Wert	● - ⊖	kf-Wert	■	
forstliche Beschreibung	⊖	forstliche Bewertung	⊗	
3. Schritt: Bewertung der Lebensraumfunktion			⊗	

Abb. 1: Ausschnitt aus einer Beschreibungs- und Bewertungsmatrix (Beispiel)

Eine Bewertung kann nie völlig objektiv sein, sie ist immer subjektiv gefärbt oder intersubjektiv (d.h. eine Expertengruppe einigt sich). Dieses gestufte Bewertungsschema soll dazu führen, daß eine nachvollziehbare Gesamtbewertung vergeben wird, die dennoch zahlreiche Einzelkriterien berücksichtigt. Die Bewertungskriterien und ihre Gewichtung müssen dabei der Problemstellung der Untersuchung entsprechen. Dies soll anhand des kf-Wertes näher erläutert werden:

- Ist-Zustandsbewertung für eine UVU hinsichtlich der Produktionsfunktion des Bodens: Weist die Basislage, wie in diesem Beispiel, einen geringeren kf-Wert als die Decklage auf, und ist die Decklage stark erodiert, so ist dies für den auf diesem Boden stockenden Laubmischwald kein

besonders günstiger Boden, d. h. die Pseudoverglegung in relativ geringer Tiefe führt zu einem Abschlag.

- Bewertung des Bodens hinsichtlich des Biotop(entwicklungs)potentials z. B. für die Landschaftsplanung: Ist die Pseudoverglegung in Teilbereichen dieser Bodeneinheit so stark, daß man Übergänge zu Anmoorpseudogleyen feststellen kann, so ist dies aus Gründen der Vielfalt von Flora und Fauna sowie der Bodentypen (bzw. Subtypen) als positiv zu bewerten.

Mit diesem Kriterienkatalog (Abb. 1) stehen dem Planer jetzt zwei Möglichkeiten offen:

- a) Die Bewertungen der Bodenfunktionen werden zu einer - wieder gutachterlich abgeschätzten - gewichtete Gesamtbewertung der einzelnen Bodeneinheit zusammengezogen (4. Schritt). Das Ergebnis läßt sich leicht bis zur Beschreibung zurückverfolgen und ist damit nachvollziehbar. In diesem Schritt können jetzt auch noch weitere Parameter hinzugenommen werden, z.B. Relief, Klima oder gesetzliche Regelungen.
- b) Die unter den ökologischen Bodenfunktionen subsumierten Bewertungskriterien werden bezüglich unterschiedlicher Eigenschaften, Eignungen, Nutzungen und Empfindlichkeiten zusammen gestellt. Daraus läßt sich dann eine konkrete Bodenschutzplanung durchführen, z.B. im Hinblick auf die Ausweisung von Naturschutzgebieten, Bodenschutzgebieten oder dem Boden/Grundwasserschutz.

4. Anwendung

Dieses Bewertungsschema kam erfolgreich bei einer UVU zu einer geplanten Deponieerweiterungsfläche zur Anwendung (BERGER 1994). Es zeigte sich, daß der Ansatz in der Praxis anwendbar und im zeitlichen und finanziellen Rahmen einer UVU durchführbar ist, sowie den Anspruch der Nachvollziehbarkeit erfüllt.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Um die Bodenbewertung in der Planung praktikabler zu gestalten, wurden Bodenbewertungskriterien vorgeschlagen, die geeignet sind, Wechselwirkungen mit den anderen Umweltmedien sowie Flora, Fauna und dem Menschen zu bestimmen, Rückschlüsse auf das Wirkungsgefüge im Boden zuzulassen sowie größtenteils im Gelände (bzw. aus Karten) und kostengünstig zu erheben sind. Diese Kriterien lassen eine differenzierte Beschreibung und Bewertung nach den erwähnten Bodenfunktionen zu. Hieraus läßt sich eine nachvollziehbare Gesamtbewertung erstellen (z.B. für UVU). Es sind damit aber auch fundierte Aussagen zum Themenkomplex Bodenschutz in der Landschaftsplanung möglich.

Ein Beitrag der Bodenkunde muß es sein, hinsichtlich der (Bodenschutz-)Planung handhabbare Bewertungsschemata und Karten zu liefern, um die Erkenntnisse aus der Forschung für Planungszwecke und den Bodenschutz nutzbar zu machen.

Literatur

- BERGER, C. (1994): Bodenbewertung in Umweltverträglichkeitsprüfungen und ihre rechtliche Grundlage am Beispiel der geplanten Deponieerweiterungsfläche Brandholz. - unveröffentlichtes Manuskript.
- BERGER, C. (1995): Bodenbewertung in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen. - UVP-Report Hamm (Schölermann) (in Druck).
- FOKUHL, C. (1994): Beitrag der örtlichen Landschaftsplanung zum Bodenschutz. - Natur und Landschaftsplanung, 26 (3): 106-112; Stuttgart (Ulmer).
- GASSNER, E. & WINKELBRANDT, A. (1990): Umweltverträglichkeitsprüfung in der Praxis. - 294 S.; München (Rehm).
- DER RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1987): Umweltgutachten 1987.- 674 S.; Stuttgart, Mainz (Kohlhammer).

Flächenhafte Abschätzung der Variabilität des Ton- und Wassergehaltes von Böden mit dem elektromagnetischen Meßverfahren EM38

von

Durlessen, H.* , A. E. Hartwig** und U. Thierer**

Die elektrische Leitfähigkeit (σ_a) eines Bodens ist unter anderem abhängig von dessen Ton- und Elektrolytgehalt, dem Porenvolumen und der elektrischen Leitfähigkeit des Elektrolyten im Porenraum. Sind in einem zu untersuchenden Gebiet diese Größen an einigen exponierten Stellen bekannt, kann mit einer flächenhaften Kartierung von σ_a die Variation der oben genannten Parameter zwischen diesen Stützstellen abgeschätzt werden.

Für die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens ist, neben den von Auerswald (1994) aufgeführten und Sperl (1994) angewendeten geophysikalischen Meßverfahren, das elektromagnetische Meßgerät EM38 besonders gut geeignet. Mit ihm läßt sich σ_a bis in eine Tiefe von etwa 1.4 m schnell und zerstörungsfrei im Gelände erfassen.

Eine Modellierung von σ_a nach Rhoades (1989) zeigte, daß für die Böden des FAM Versuchsgutes in Scheyern (Tabelle 1) eine starke Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit von der Bodentextur und dem Wassergehalt des Bodens (Tabelle 2) zu erwarten ist.

	S [%]	U [%]	T [%]
Tertiärsand	90	5	5
Löß/Lößlehm	10	70	20
Tertiärton	5	35	60

Tab. 1: Korngrößenverteilung der im untersuchten Gebiet vorkommenden Substrate aus denen und deren Mischung sich die Böden entwickelt haben

Bei der Modellierung wurde auf die in einem 50 m-Raster erhobenen Bodendaten und die elektrische Leitfähigkeit gewonnener Bodenlösung zurückgegriffen. Der volumetrischen Wassergehalt der Feinporen Θ_{ws} und der Gesamtwassergehalt Θ_w wurde mit Hilfe von Pedotransferfunktionen (Scheinost, 1994) bestimmt.

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München Weihenstephan 85350 Freising

** Institut für Allgemeine und Angewandte Geophysik, LMU München 80333 München.

Bodenart	gesättigt:			ungesättigt:		
	Θ_w	Θ_{ws}	σ_a [mS/m]	Θ_w	Θ_{ws}	σ_a [mS/m]
Tertiärsand	0.357	0.089	8.42	0.089	0.089	2.67
Löß/Lößlehm	0.378	0.170	38.13	0.170	0.170	5.10
Teriärton	0.434	0.385	50.37	0.385	0.385	11.55

Tab. 2: Berechnete elektrische Leitfähigkeiten für den Fall eines gesättigten und eines ausgetrockneten Bodens.

Zur Überprüfung der Modellrechnung wurde im Herbst 1994 eine etwa 15 ha große Fläche des Versuchsgutes mit dem EM38 in einer Auflösung von 2 m mal 5 m vermessen. Die Meßwerte lagen in dem nach der Modellrechnung zu erwartenden Bereich (Tabelle 2). Die Daten wurden mit den an den 50m-Rasterpunkten erhobenen und den von Sinowski (1994) mit Hilfe der Geostatistik berechneten Bodenparametern korreliert.

Danksagung:

Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst. Das Meßgerät wurde vom Landesdenkmalamt Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt.

Literatur:

Auerswald, K.; H. Durlessler; C. Sperl (1994): Erfassung der dreidimensionalen Variabilität von Böden mit geophysikalischen Methoden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **74**: 165-166.

Rhoades, J.D.; N. A. Manteghi; P. J. Shouse; W. J. Alves (1989): Soil electrical conductivity and soil salinity: New formulations and calibrations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. **53**: 1368-1374.

Scheinost, A. (1994): Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Dissertation am Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München Weihenstephan, 176 S.

Sinowski, W. (1994): Die dreidimensionale Variabilität von Bodeneigenschaften Ausmaß, Ursachen und Interpolation. Dissertation am Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München Weihenstephan, 156 S.

Sperl C.; H. Durlessler; F. Echternacht; K.Auerswald (1994): Identifying the variability of soil substrates by geoelectrical methods. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **74**: 239-242.

Optimale Stichprobenpläne für regionale Inventuren

von

Feyen, H. und A. Papritz*

Problem

Zur Charakterisierung der Elementumsätze in terrestrischen Ökosystemen müssen Stoffeintrag und -austrag, die Umsätze zwischen den wichtigsten Kompartimenten innerhalb des Ökosystems sowie die zeitliche Veränderung der Vorräte in diesen Kompartimenten bestimmt werden. Für viele Nährelemente sind die zu erwartenden zeitlichen Änderungen im Vergleich zu den vorhandenen Vorräten sehr klein. Ein statistisch gesicherter Nachweis von Vorratsänderungen ist deshalb nur möglich, wenn die Vorräte zu verschiedenen Zeitpunkten mit grosser Genauigkeit bestimmt werden können. Der Wahl eines geeigneten Stichprobenplans kommt dabei grosse Bedeutung zu. In diesem Beitrag wird eine Strategie zur Wahl eines optimalen Stichprobenplans zur Inventur von Elementvorräten im Boden vorgestellt.

Methodik

Ein klassisches Problem der Stichprobentheorie besteht darin, den Mittelwert, $z(G)$, eines Merkmals z über ein Gebiet G derart zu schätzen, dass kein systematischer Fehler auftritt und dass die Fluktuationen zwischen Schätzungen, die sich für zufällig gewählte Stichproben ergeben, möglichst klein sind. Letzteres ist gleichbedeutend mit der Forderung, dass die *p-Varianz* des Schätzers unter einem bestimmten Stichprobenplan minimal sein sollte.

Die *p-Varianz* eines Schätzers hängt vom Stichprobenplan ab. Es lässt sich zeigen, dass die *p-Varianz* des Mittelwerts einer einfachen Zufallsstichprobe (SRS: simple random sampling) im allgemeinen grösser ist als diejenige einer geschichteten Zufallsstichprobe (STR: stratified random sampling). Entsprechende, allgemeine Aussagen über systematische Zufallsstichproben (SYS: systematic sampling) sind aber für ein einzelnes Untersuchungsgebiet nicht möglich (Cochran, 1977).

Verschiedene Stichprobenpläne können aber unter allgemeinen Bedingungen verglichen werden, wenn die räumliche Verteilung eines Merkmals als Realisierung eines räumlichen Zufallsprozesses aufgefasst wird. Mit diesem Ansatz können *Modellerwartungswerte* der *p-Varianzen* der Schätzer unter verschiedenen Stichprobenplänen berechnet und miteinander verglichen werden. Diese Grössen entsprechen den mittleren *p-Varianzen*, die sich ergeben würden, wenn die Mittelwerte vieler gleichartiger Gebiete geschätzt werden. „Gleichartig“

*Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren
e-mail: feyen@ito.unmw.ethz.ch, papritz@ito.unmw.ethz.ch

bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Struktur der räumlichen Verteilung des Untersuchungsmerkmals in allen Gebieten dieselbe ist.

Ein wesentliches Merkmal der Struktur der räumlichen Verteilung wird durch das Variogramm, $\gamma(\mathbf{h})$, oder die Autokovarianzfunktion, $C(\mathbf{h})$, des Zufallsprozesses charakterisiert. Beide Funktionen beschreiben die mittlere Korrelation zwischen zwei beliebigen Werten, deren Beobachtungsorte durch die Distanz \mathbf{h} separiert sind. Die Kenntnis des Variogramms oder der Autokovarianzfunktion genügt, um die Modellerwartungswerte der p-Varianzen verschiedener Stichprobenpläne zu berechnen. Gleichungen (1) und (2) definieren diese Größen für SRS und SYS Stichproben (Domburg et al. 1994, Papritz & Webster, 1995).

$$E_{\xi} [\text{Var}_p[\bar{z}_{\text{SRS}}]] = \frac{1}{n} \bar{\gamma}(G, G) \tag{1}$$

$$E_{\xi} [\text{Var}_p[\bar{z}_{\text{SYS}}]] = \bar{\gamma}(G, G) - \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \gamma(\mathbf{x}_i - \mathbf{x}_j) \tag{2}$$

In diesen Gleichungen bezeichnen $E_{\xi}[\cdot]$ den Modellerwartungswert, $\text{Var}_p[\cdot]$ die p-Varianz, n die Stichprobengröße, \bar{z}_{SRS} und \bar{z}_{SYS} die arithmetischen Mittelwerte einer einfachen und systematischen Zufallsstichprobe, \mathbf{x}_i den Ort, an welchem die i -te Probe entnommen wird, und $\bar{\gamma}(G, G)$ ist folgendes Mehrfachintegral über das Gebiet G

$$\bar{\gamma}(G, G) = \frac{1}{|G|^2} \int_G \int_G \gamma(\mathbf{x} - \mathbf{y}) \, d\mathbf{x} \, d\mathbf{y} \tag{3}$$

$|G|$ bezeichnet die Fläche des Gebiets G .

Im allgemeinen ist das Variogramm aber nicht *a priori* bekannt, und es muss für jedes Untersuchungsgebiet geschätzt werden. Webster & Oliver (1990) zeigten, dass dies mit relativ kleinem Aufwand mittels einer Voruntersuchung erreicht werden kann, bei welcher die Probenahmeorte in G nach dem Schema einer mehrfachen, unbalancierten hierarchischen Klassifikation angeordnet werden. Die verschiedenen Hierarchiestufen entsprechen dann einer Sequenz von räumlichen Distanzen zwischen den Probenahmeorten. Das Variogramm lässt sich dann durch Kumulation der Varianzkomponenten der Klassifikation schätzen. Wie in der Geostatistik üblich, wird dann eine parametrische Funktion an das geschätzte Variogramm angepasst, und diese Funktion wird zur Berechnung der Modellerwartungswerte (Gleichungen 1 & 2) der p-Varianzen verwendet.

Für die Wahl eines optimalen Stichprobenplans zur Bestimmung eines räumlichen Mittelwerts eines Merkmals lässt sich somit folgende Strategie festlegen.

1. Voruntersuchung zur Schätzung des Variogramms der räumlichen Verteilung eines Merkmals. Die Probenahmeorte werden nach einer mehrfachen, unbalancierten hierarchischen Klassifikation im Gebiet angeordnet. Schätzung der Varianzkomponenten der Klassifikation mittels Varianzanalyse, Schätzung des Variogramms und Anpassung einer parametrischen Funktion.
2. Berechnung der Modellerwartungswerte der p-Varianzen für verschiedene Stichprobenpläne.

3. Wahl eines optimalen Stichprobenplans und Festlegung der Stichprobengröße aufgrund der gewünschten und erreichbaren Präzision und unter Berücksichtigung der Kosten der Erhebung.

Anwendung

Die vorgeschlagene Strategie wurde in einer Studie über den Stickstoffhaushalts eines Fichtenwalds in den Schweizer Voralpen angewendet. Das Forschungsprojekt ist Teil des europäischen Projekts „NITREX - Nitrogen Saturation Experiments“ (Dise & Wright, 1992).

Die Aufgabe bestand darin, die Stickstoffvorräte im Boden zweier Kleinstzugsgebiete (Fläche 1500 bis 2000 m²) präzise zu schätzen, um eine allfällige Veränderung der N-Vorräte, die sich als Folge des experimentell manipulierten Eintrags ergeben, sicher zu detektieren.

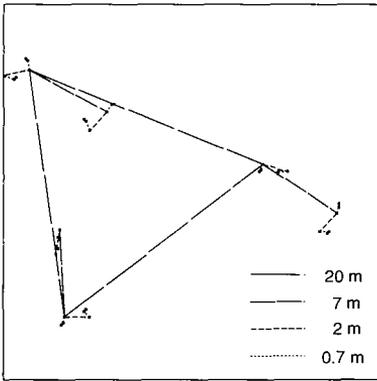


Abb. 1: Anordnung der Probenahmestellen zur Schätzung des Variogramms im Einzugsgebiet 2.

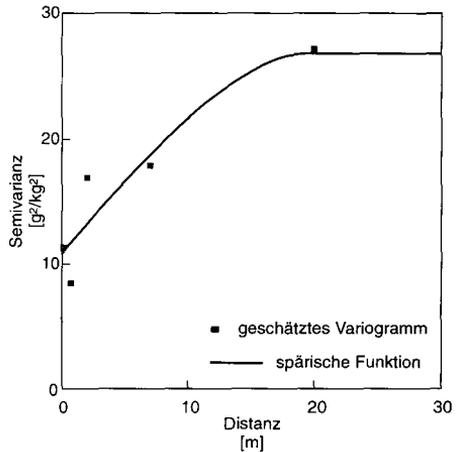


Abb. 2: Geschätztes Variogramm für Stickstofftotalgehalt und angepasste sphärische Modellfunktion.

In einer Voruntersuchung wurden an je 36 Punkten in beiden Einzugsgebieten Bodenproben entnommen. Abbildung 1 zeigt die Anordnung der Probenahmestellen für ein Gebiet. Insgesamt wurden 5 Hierarchiestufen, entsprechend den Distanzklassen 0,2, 0,7, 2, 7, und 20 m verwendet. Abbildung 2 zeigt das geschätzte Variogramm und die angepasste parametrische Funktion für den Totalgehalt von Stickstoff. In Tabelle 1 sind die Modellerwartungswerte der p-Varianzen einiger Stichprobenpläne dargestellt. Die Berechnungen zeigen, dass mittels systematischen Zufallsstichproben der Mittelwert präziser bestimmt werden kann als mit einfachen Zufallsstichproben.

Tab. 1: Berechnete p-Varianzen des Mittelwerts einfacher und systematischer Zufallsstichproben für Einzugsgebiet 2.

Gitter- abstand [m]	Stichproben- grösse	Gesamtstickstoff [g/m ²]		tauschbares Ammonium [mg/m ²]	
		$\sqrt{\text{Var}_p[\bar{z}_{\text{SRS}}]}$	$\sqrt{\text{Var}_p[\bar{z}_{\text{SYS}}]}$	$\sqrt{\text{Var}_p[\bar{z}_{\text{SRS}}]}$	$\sqrt{\text{Var}_p[\bar{z}_{\text{SYS}}]}$
7	30	114	81	3.4	2.8
4	93	65	49	1.9	1.4
2	363	32	30	1.0	0.8

Vergleicht man die berechneten Standardfehler der Mittelwerte mit dem jährlichen Stickstoffeintrag ins Ökosystem (5-7 g N / (m² y)) so wird sofort klar, dass eine Veränderungen der N-Gesamtvorräte erst nach einigen Jahrzehnten sicher nachgewiesen werden kann. Eine Veränderung der Vorräte an tauschbarem Ammonium lässt sich aber möglicherweise schon nach einigen Jahren nachweisen. Als Kompromiss zwischen angestrebter Präzision und Kosten wurde für die Erstinventur eine systematische Stichprobe mit einem Gitterabstand von 4 m gewählt.

Schlussfolgerung

Zufallsprozessmodelle werden üblicherweise bei geostatistischen Verfahren zur Vorhersage von Punktwerten eingesetzt. Eine weitere, viel versprechende Einsatzmöglichkeit für diese Modelle ist die Untersuchung der Präzision von Stichprobenplänen, die für regionale Inventuren von räumlich angeordneten Messgrößen eingesetzt werden.

Literatur

Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. Wiley, New York.

Dise, N.B. & Wright, R.F. 1992. *The NITREX Project (Nitrogen Saturation Experiments)*. Research Report 2. Commission of the European Communities, Luxembourg.

Domburg, P., de Gruijter, J.J. & Brus, D.J. 1994. A structured approach to designing soil survey schemes with prediction of sampling error from variograms. *Geoderma* **62**, 151-164.

Papritz, A. & Webster, R. 1995. Estimating temporal change in soil monitoring. I. Statistical theory. *European Journal of Soil Science* **46**(1), in press.

Webster, R. & Oliver, M.A. 1990. *Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey*. Oxford University Press, London.

Austragsprognosekarte für Kalium am Beispiel eines überwiegend forstlich genutzten Einzugsgebietes der Stör in Schleswig-Holstein

von

Finnern, J., J. Thiele und H.-P. Blume*

1. Einführung

Der vorliegende Artikel entstand im Rahmen der Untersuchungen in dem vom BMFT und dem Land Schleswig-Holstein finanzierten, von Prof. W. Ripl, Berlin geleiteten Verbundvorhaben "Entwicklung eines Land-Gewässer Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässer" dargestellt am Beispiel der Stör. Es handelt sich dabei um Stoffe, die der Mineralverwitterung der Böden entstammen und um Stoffe, die mit dem Niederschlag oder durch Düngung den Böden zugeführt wurden.

Als Grundlage der ökosystemaren Betrachtung im Störeinzugsgebiet steht die Interpretation des wechselseitigen Zusammenwirkens von Wasserhaushalt, Bodeneigenschaften und Vegetation mit ihrer Auswirkung auf die *Stoffverluste* an die Gewässer.

Im folgenden wird die *Methodik* zur Erstellung einer *Stoffaustragsprognosekarte* und abgeleitete Ergebnisse am Beispiel des Elementes *Kalium* für ein überwiegend forstlich genutztes Einzugsgebiet der Stör in Schleswig-Holstein dargestellt.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet **Gehege Himmelreich** liegt innerhalb des Naturparks Aukrug in Mittelholstein, etwa 35 km südwestlich von Kiel in der Nähe der Ortschaften Bargstedt, Heinkenborstel, Gnutz und Oldenhütten am nordwestlichen Rand des Einzugsgebietes der Stör im Bereich der Hohen Geest. Die für diese Region typische hügelige Moränenlandschaft erhielt ihre heutige Ausprägung während der Saalevereisung des Quartärs. Es herrschen glazigene Sedimente und Formen vor, bestehend aus gestauchten und überfahrenen Moränen und gestauchten Sandersanden überprägt durch periglaziale Einwirkungen (Kryoturbation), sowie stellenweise Überdeckungen mit Fließenden jüngerer Kaltzeiten. Entsprechend des geologischen Hintergrundes wechseln Bodenarten in ihrer Zusammensetzung von Sand, bisweilen tonig bis schluffig bis hin zum sandig, tonigen Schluff. (STREMMER 1981).

3. Methodik

Anhand analysierter und bilanzierter Profile aus dem Bereich des Segeberger Forstes, des Untersuchungsraumes Siggen und der Bornhöveder Seen (AUE 1993, SCHIMMING 1991, PETERS 1990, BEYER 1989) in Schleswig-Holstein und damit nach geogenen und pedogenen Gesichtspunkten vergleichbarer Standorte, sollen die flächenbezogenen Stoffausträge, hier am Beispiel von Kalium aus dem Untersuchungsgebiet Gehege Himmelreich prognostiziert werden.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40-60, 24118 Kiel

Grundlage hierfür bilden neben der **Boden(-arten)karte**, die Karte der **Flächennutzung** sowie Daten über **Düngung** und **Deposition**.

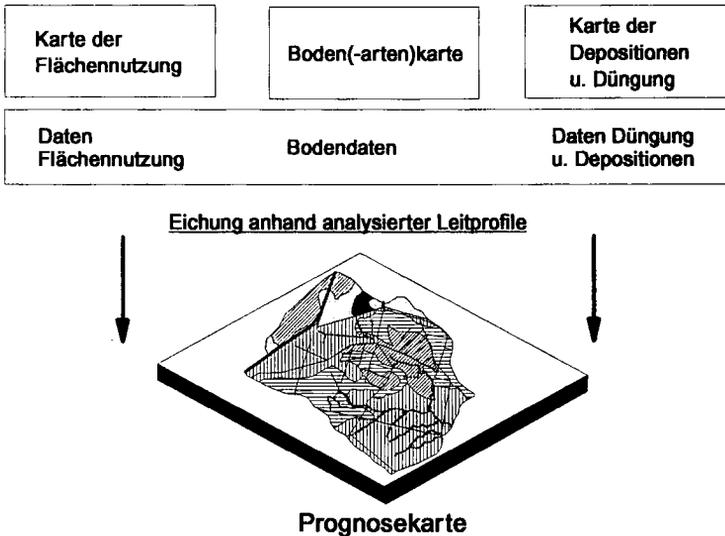


Abb.1: Schematische Darstellung der zu verschneidenden Datengrundlagen

Die **Kaliumausträge** aus dem Wurzelraum der **Vergleichsstandorte** lassen sich in Abhängigkeit von der Bodenart darstellen, indem sie anhand ihrer prozentualen Anteile an den Kaliumeinträgen abgeleitet werden. In der Tonfraktion norddeutscher Moränenböden dominiert der K-haltige Illit, in der Schlufffraktion sind K-haltige Glimmer stark vertreten. Die durch Verwitterung mobilisierbaren K-Reserven steigen mit dem Ton- und Schluffgehalt.

Für die Stoffeinträge in den Mineralböden wurden Faktoren ermittelt, um die Einträge als Vielfaches der Niederschlagsdeposition berechnen zu können. Auf den forstwirtschaftlich genutzten Flächen (84%), unterteilt in Nadel-, Laub-, und Mischwald wurde der Anteil der trockenen Deposition im Bestand berücksichtigt; auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen, differenziert in Grünland- (7%), und Ackernutzung (9%) muß die Niederschlagsdeposition ergänzt werden durch die Differenz zwischen Düngung und Nährstoffenzug der Ernte. Der Humusanteil im Mineralboden sowie der Auflagehorizont wurden aufgrund der geringen Affinität des Kaliums zur organischen Substanz (SCOTT et al. 1987) nicht weiter berücksichtigt.

Aus den Bodenarten des **Untersuchungsgebietes** wurde in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein die Kationenaustauschkapazität des humusfreien Mineralkörpers (KAK_{min}) (DVWK 1993) abgeleitet und bezogen auf die Horizontmächtigkeit als mittlere KAK_{min} für den Wurzelraum (16 dm) berechnet.

Unter der Annahme, daß die Faktoren der Stoffein- und Stoffausträge unserer "Eichböden" (Segeberger Forst, Siggen, Bornhöveder Seen) auf die entsprechenden Böden des Untersuchungsgebietes übertragbar sind, konnte den KAK_{min} -Werten ein Austragsniveau zugeordnet werden, das die K-Austräge aus dem Wurzelraum in Prozent der Einträge von Düngung und Deposition angibt.

Durch das Überführen der Daten in das Geographische Informationssystem ARC-INFO konnten die Kartengrundlagen der Flächennutzung, der Boden(-arten)karte sowie der Karte der Stoffeinträge (Deposition und Düngung) in den Boden miteinander verschritten (verrechnet) werden.

Dieses ermöglicht eine flächenbezogene Auswertung und Darstellung speziell für diese Fragestellung selektierter Datenparameter, anhand derer einerseits der Gesamtaustrag, bezogen auf die Gebietsgröße, andererseits eine Klassifizierung der K-Austräge in kg/ha/a graphisch dargestellt werden kann.

4. Ergebnisse

Für das Gehege Himmelreich mit einer Größe von 9,4ha läßt sich ein Gesamt-Kaliumaustrag von rund 87kg pro Jahr und damit von ca. 9kg/ha prognostizieren. Die Verteilung der Kalium-Stoffausträge stellt die Abbildung 2 dar.

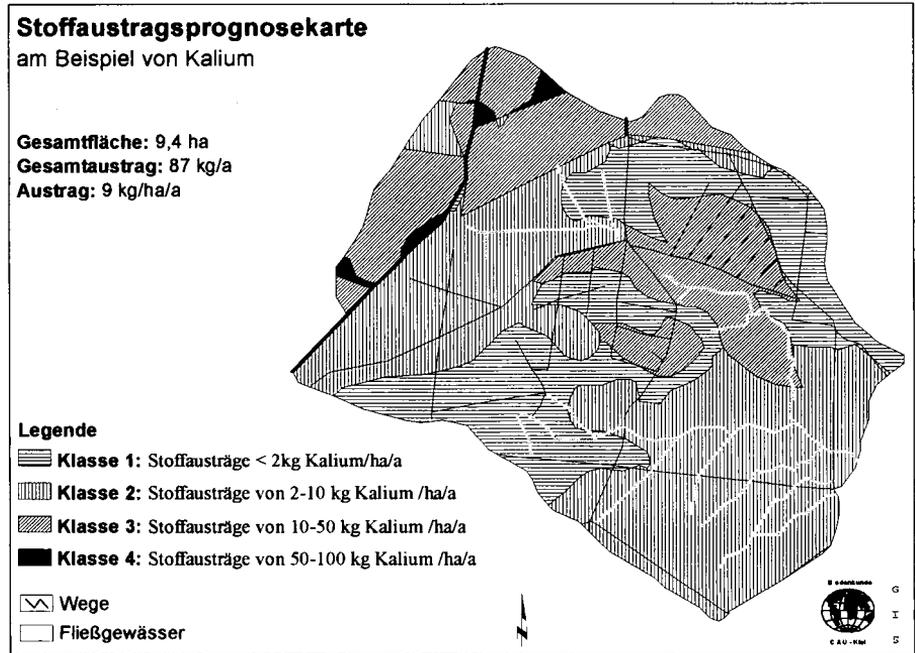


Abb. 2: Stoffaustragsprognosekarte des Untersuchungsgebietes am Beispiel von Kalium

Die Flächen der **Klasse 1** (< 2kg K/ha/a) decken sich weitgehend mit den sandig-lehmigen, bisweilen lehmigen-tonigen Substraten, auf denen sich neben Pseudogley-Podsolen, Podsol-Pseudogleyen insbesondere Braunerde-Pseudogleye entwickelt haben. Alle Bereiche befinden sich unter forstlicher Nutzung, der abgeleitete Einträge über Deposition (trockene- und Niederschlagsdeposition) von bis zu 14kg K/ha/a zugeordnet werden kann. Die pH-Werte in den Oberböden schwanken je nach Podsolierungsgrad zwischen 3,5 und 4,5, in den Unterböden, bedingt durch stellenweise geringe Entkalkungstiefen und laterale Zufuhr kalkhaltiger Sickerwässer bei pH 6 vereinzelt in ca. 1m Tiefe sogar bei pH 7. Die geringen K-Austräge werden somit hinreichend durch die Fixierung an den Tonmineralen erklärt.

Die Flächen der **Klasse 2** (2-10kg K/ha/a) mit lehmig-sandigen und schluffig-sandigen Bodenarten zeigen ein Bodentypenspektrum, das von stauwasserbeeinflussten Pseudogley-Podsolen über grundwasserne Gley-Podsolen bis hin zu stellenweise podsolierten Anmoorgleyen führt. Auch diese Areale befinden sich unter forstlicher Nutzung mit pH-Werten zwischen pH 4 bis 5 und eingangs erwähnten Einträgen über Deposition. Die Bodenartenverteilung im Profil und in der Fläche bestimmt die Höhe der Austräge maßgebend.

Die Flächen der **Klasse 3** (10-50kg K/ha/a) repräsentieren *zwei* deutlich voneinander abgrenzbare Regionen. *1.:* Die zentral im Untersuchungsgebiet liegenden Zonen unter Forst weisen neben sandigen, silikatarmen Fe/Hu-Podsolen, Braunerde-Podsolen und Gley-Podsolen auch sorptionsschwache Niedermoor auf. Außer den depositionsbürtigen Austrägen muß der fortschreitenden Silikatverwitterung der erhöhte Austrag zugeschrieben werden. Auf den z.T. lehmigen podsolierten Braunerden muß aufgrund der niedrigen pH-Werte (um 4) mit einer Belegung der potentiellen K-Bindungspositionen der Austauscher durch Al gerechnet werden (BLUME 1986), so daß eine Fixierung des Kaliums unterbleibt. *2.:* Der nordwestliche Streifen unter Grünland und Ackernutzung ist gekennzeichnet durch sandig-lehmige bis lehmige Pseudogleye. Durch Aufkalkungsmaßnahmen liegen die pH-Werte auf den Acker- und Grünlandstandorten um pH 5. Die im Verhältnis zur Düngung (mineralisch und organisch)(ca. 100kg K/ha Grünland, ca. 150kg K/ha Mais) geringen Einträge über Freilanddeposition (ca. 6 kg/ha/a) werden auf den Ackerstandorten durch den K-Entzug durch Ernte z.T. kompensiert (ein mittlerer Ertrag von 60 dt Korn entspricht einem K-Entzug von rund 110kg; FINCK, 1989). Auf den Grünlandstandorten wird an den Tonmineralen der Pseudogleye das vorhandene Kalium adsorbiert, so daß der hohe K-Eintrag teilweise fixiert wird.

Die **Klasse 4** (50-100kg K/ha/a) mit flächenmäßig geringer Ausdehnung im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes weist Flächen unter Grünlandnutzung aus. Sie sind gekennzeichnet durch hohe Kalium-Austräge, als Folge von Düngungsmaßnahmen (die K-Entzüge über die Beweidung sind vergleichsweise gering (FINCK, 1979) und dominierend sandigen Bodenarten, an denen eine Kaliumfixierung unterbleibt. Demgegenüber vermögen die sandig-lehmigen Pseudogleye und Pseudogley-Kolluvisole sowie Gley-Kolluvisole der Senken nur Teile des zugeführten Kaliums zu binden.

Bezieht man die abgeleiteten Flächenausträge auf das Gesamtgebiet, so ergibt sich ein mittlerer K-Austrag von rund 9kg/ha/a. Demgegenüber weisen die von der Arbeitsgruppe Rippl am Gebietsauslaß im Himmelreichbach ermittelten chemischen Kenndaten eine K-Austragsspanne von ca. 25-50kg/ha/a auf. Als Ursache hierfür kann die Bodenzone verantwortlich sein, die unterhalb unseres betrachteten Schätzraumes (16dm) liegt. Da gerade im Unterboden die pH-Werte z.T. bis in den alkalischen Bereich gehen muß hier ein großes Potential an leicht löslichem Kalium vorhanden sein.

5. Zusammenfassung

Am Beispiel eines überwiegend forstlich genutzten Einzugsgebietes der Stör wird eine Stoffausstragsprognosekarte am Beispiel von Kalium vorgestellt. Nach Eichung an analysierten Böden, konnte den Bodenarten im Untersuchungsgebiet ein Kaliumausstragsniveau zugeordnet werden, das die K-Austräge aus dem Wurzelraum in Prozent der Einträge widerspiegelt. Eine in 4 Klassen differenzierte Austragsprognosekarte zeigt die flächenhafte Zonierung der abgeleiteten Kaliumausträge. Der abgeleitete mittlere K-Austrag des Untersuchungsgebietes wird den gemessenen Werten der Arbeitsgruppe Rippl gegenübergestellt.

6. Literatur

- Aue, C. (1993): Die Bedeutung der Stoffkonzentration in der Bodenlösung für den Stofffluß in forstlich und agrarisch genutzten Böden einer Norddeutschen Jungmoränenlandschaft im Bereich der Bornhöveder Senkte, Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Univ. Kiel, 23, 239 S.
- Beyer, L. (1989): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden -Humusdynamik und mikrobielle Aktivität-, Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Univ. Kiel, 6, 197 S.
- Blume, H.-P. (1986): K- und P-Dynamik in schleswig-holsteinischen Böden und Konsequenzen für die Düngung. Schriften. Agrarwiss. Fak. Univ. Kiel 68, 52-60.
- DVWK (Gelbdruck)(1993): Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung, Teil: Grundansprache der Böden. Regeln zur Wasserwirtschaft.
- Finck, A. (1979): Dünger und Düngung. VCH, Weinheim
- Peters, M. (1990): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden - Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik -, Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Univ. Kiel, 8
- Scott, A. D. & S. J. Smith (1987): Sources, amounts and forms of alkali elements in soils. In : Steward, B. A. (Ed.): Advances in soil science, 6, 101-147, Springer, New York
- Schimming, C.-G. (1991): Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins, -Nährstoff-, Säure- und Schwermetaldynamik-, Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Univ. Kiel, 13, 163 S.
- Stremme, H.E. (1981): Naturpark Aukrug, Erläuterungen zu den Bodenkarten, Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Kiel

Das Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo) - ein Baustein des Bodeninformationssystems (BIS NRW) zur Erfassung, Verwaltung und Nutzung von Daten über Stoffgehalte in Böden

von

Neite, H.*

1. Einleitung

Im Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo) werden Daten über Stoffgehalte in Böden aus Untersuchungsprogrammen verschiedener Einrichtungen in Nordrhein-Westfalen eingestellt (NEITE et al. 1994). Das FIS StoBo ist in das Bodeninformationssystem des Landes Nordrhein-Westfalen (BIS NRW) integriert. Der Prototyp des Bodeninformationssystems wurde 1994 fertiggestellt und im Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen eingerichtet (THIELE et al. 1995). Auswertungen mit den Daten des FIS StoBo können schon jetzt über das BIS NRW im Landesumweltamt durchgeführt werden. Zukünftig sind Anwendungen mit den Daten des FIS StoBo über das BIS NRW auch für externe Nutzer vorgesehen.

Für die Auswertung der aus verschiedenen Untersuchungsprogrammen im FIS StoBo zusammengeführten Daten ist eine genaue Dokumentation aller Hintergrundinformationen über die Entstehung und Verwendung der Daten erforderlich. Erst die Kenntnis dieser Informationen ermöglicht eine sachgerechte Verknüpfung aller verfügbaren Daten für Anwendungen im BIS NRW (vgl. GOLLAN et al. 1994). Nachfolgend wird unter diesem Aspekt die zur Zeit im FIS StoBo eingestellte Datenbasis und das im BIS NRW realisierte Konzept zur Nutzung der Hintergrundinformationen beschrieben.

2. Daten

In der ersten Ausbaustufe des FIS StoBo wurden mehr als 33.000 Datensätze über Stoffgehalte in Böden zusammengeführt. Die Daten stammen aus verschiedenen Untersuchungsprogrammen von 54 Einrichtungen in NRW, die in insgesamt 76 Datensammlungen erhoben wurden. In erster Linie sind dies Daten über die Gehalte an Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen (PAK, PCB, PCDD/F) in Böden.

*) Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, D-45133 Essen

Von den zur Zeit im FIS StoBo erfaßten Datensammlungen wurden ca. 75% von 17 Kreisen und 24 Städten in NRW zur Verfügung gestellt. Aus diesen Untersuchungsprogrammen stammen ein Drittel der Datensätze (ca. 10.500). Dies sind im wesentlichen Daten aus 23 Rasteruntersuchungen zur Ermittlung der großräumigen Belastung mit Schwermetallen und Daten aus 26 Untersuchungsprogrammen zur Ermittlung der PAK-Gehalte in Böden. Ca. 47 % der eingestellten Datensätze stammt aus Untersuchungsprogrammen von sieben Abwasserverbänden, in denen die Schwermetallgehalte von Bodenproben auf potentiellen Klärschlammabbringungsflächen ermittelt wurden.

An den meisten Probenahmeorten wurden nur die oberen Bodenschichten bzw. Bodenhorizonte untersucht. Für die Nutzungsart Acker wurden im allgemeinen Daten aus den oberen 30 cm (Ap-Horizont), für Grünland aus den oberen 10 cm (Ah-Horizont) und für Kleingärten aus den oberen 30 cm eingestellt. Für Waldböden wurden häufig Daten aus der organischen Auflage (O-Horizont), dem humosen Oberboden (0-10 cm, A-Horizont) und dem B-Horizont übernommen. In Tab. 1 ist beispielhaft die Anzahl untersuchter Probenahmeorte für ausgewählte Nutzungsarten, Entnahmetiefen und Parameter angegeben.

Tab. 1: Anzahl der untersuchten Probenahmeorte im FIS StoBo, an denen in den Nutzungsarten Acker, Grünland und Wald die Stoffgehalte in Böden ermittelt wurden (selektiert wurde jeweils nach den angegebenen Entnahmetiefen und Parametern)

Nutzungsart (Entnahmetiefe)	Schadstoffgruppe (untersuchter Parameter)			
	Schwermetalle (Blei)	PAK (Benzo (a)pyren)	PCB (2,4,4- Trichlor- biphenyl)	PCDD/F (2,3,7,8- Tetrachlor- dibenzo-dioxin)
Acker (0-30 cm)	14.831	318	88	30
Grünland (0-10 cm)	2.449	87	146	130
Wald (O-Horizont)	259	10	0	0
Wald (0-10 cm)	1.506	10	0	0

Für die Auswertung der Daten des FIS StoBo werden im BIS NRW ein Selektions- und ein Statistikbaustein zur Verfügung gestellt. Der Selektionsbaustein ermöglicht über eine Maske die freie Selektion von Daten aus dem FIS StoBo ohne Kenntnisse einer Abfragesprache und der Datenbankstruktur. Er bildet die Basis für alle Auswertungen mit Daten aus dem FIS StoBo, die mit einer begrenzten Selektion beginnen und bei denen ein Teil der verfügbaren freien Parameter fest voreingestellt ist.

Dem Nutzer werden folgende Selektionskriterien angeboten:

- Datensammlungen (Name der Untersuchungsprogramme)
- Raumbezug (freie Selektion von Gauß-Krüger-Koordinaten für die Eckpunkte eines zu selektierenden Rechtecks oder Auswahl von Gemeinidenamen)
- Nutzungsart
- Probenahmetiefe (Entnahmetiefe oder -horizont)
- Parameter

Der Statistikaustein ermöglicht über eine weitere Maske die Auswahl von Grundfunktionen für die statistische Auswertung der Daten.

Die Ergebnisse der Selektion und der statistischen Auswertung werden im Tabellenkalkulationsprogramm MS EXCEL abgespeichert. Sie können als Tabellen oder Business-Graphiken ausgegeben werden. Für die Darstellung der Ergebnisse in thematischen Karten wird das geographische Informationssystem WinCAT eingesetzt.

3. Metadaten

Der Nutzer von Informationssystemen benötigt Hintergrundinformationen (Metadaten) zu vorliegenden Daten. Die Metadaten geben Auskunft über die Entstehung und Verwendung der Daten aus verschiedenen Untersuchungsprogrammen. Der Nutzer kann mit Hilfe der Metadaten entscheiden, ob und wie z.B. aus unterschiedlichen Untersuchungen stammende Daten für übergreifende Auswertungen miteinander verknüpft werden können.

Für jede in das FIS StoBo eingestellte Datensammlung werden die relevanten Metadaten erfaßt. Hierzu werden zunächst vorliegende Untersuchungsberichte, Probenahme- und Analysevorschriften, Auskünfte der datenführenden Stelle u.a. Informationsquellen zu den Daten ausgewertet. Für die Erfassung der in den zahlreichen Quellen in unterschiedlicher Form und Informationstiefe vorliegenden Metadaten wurden strukturierte Formblätter als Eingabemasken entwickelt. Sie wurden als Textdateien mit dem Programm MS WINWORD 2.0b erstellt. Die Formblätter sind in Zonen untergliedert. In den Zonen werden Metadaten aus Schlüssellisten (z.B. Liste der Analysevorschriften, Parameter usw.), nach Format-Vorgaben (z.B. Datumsangaben) oder als Freitext (z.B. Ergebnisbeschreibung) eingetragen. Die Schlüssellisten können bei Bedarf erweitert werden.

Die auf diese Weise erstellten WINWORD-Dokumente werden im Kernsystem des BIS NRW eingestellt und mit dem Text-Retrievalsystem FUL/Text verwaltet. Alle nach dieser Methode erfaßten Metadaten können im BIS NRW recherchiert werden.

Der Ablauf einer Recherche der Metadaten des FIS StoBo im BIS NRW umfaßt die folgenden Schritte:

- Eingabe eines oder mehrerer Suchbegriffe (mit logischer "und" oder "oder" Verknüpfung)
- ggf. Auswahl einer Zone (Zonensuche)

- ggf. Auswahl einer Zone (Zonensuche)
- Start der Suche
- Darstellung der Ergebnisliste
- Anzeige der Ergebnisse in Ful/Text
- ggf. Anzeige der Ergebnisse als MS WINWORD-File und Übernahme von Texten

Innerhalb des Recherche-Ablaufs besteht die Möglichkeit, an jeder Stelle die Suchanfrage einzugrenzen, zu erweitern oder eine neue Anfrage zu starten. Für die Recherche wird eine Index-Liste, die aus den eingestellten Texten erzeugt wird, als eine alphabetisch sortierte Liste aller indizierten Begriffe angeboten.

4. Ausblick

Das FIS StoBo wird durch die Einstellung von Daten aus abgeschlossenen Untersuchungsprogrammen laufend ausgebaut. Für die einheitliche Erfassung und Nutzung der Daten über Stoffgehalte in Böden wurde ein leicht bedienbarer Erfassungsbaustein unter MS WINDOWS entwickelt. Der Baustein wird den datenführenden Stellen vom Landesumweltamt zur Verfügung gestellt. Die Daten können nach der Erfassung von den datenführenden Stellen für eigene Zwecke genutzt und für übergreifende Auswertungen im BIS NRW zur Verfügung gestellt werden. Die Erfassung und Zusammenführung der Daten mit Hilfe des Bausteins führt zu einer erheblichen Arbeits- und Zeitersparnis.

Neben den Hintergrundinformationen zu den Daten werden auch zukünftig für jede neu im FIS StoBo eingestellte Datensammlung weitere Metadaten, wie z.B. bibliographische Angaben zu Untersuchungsberichten, die in einem Zusammenhang mit den Untersuchungsprogrammen stehen, dokumentiert. Daneben werden in einem Glossar Begriffe, die in den Datensammlungen häufig verwendet werden, zusammengestellt und erläutert. Auch diese Metadaten sind über das BIS NRW recherchierbar.

5. Literatur

- GOLLAN, B., THIELE, V., NEITE, H. (1994): Bodeninformationssystem des Landes Nordrhein-Westfalen (BIS NRW) - Daten und Metadaten. Hrsg.: HILTY, L.M., JAESCHKE, A., PAGE, B., SCHWABL, A.: Informatik für den Umweltschutz - 8. Symposium. S. 277-284.
- NEITE, H., THIELE, V., MARCKS, C. (1994): Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo) - Einrichtung. Abschlußbericht. Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. 31 S.
- THIELE, V., NEITE, H., GOLLAN, B. (1995): Bodeninformationssystem des Landes Nordrhein-Westfalen (BIS NRW) - Einrichtung des Prototyps. Abschlußbericht. Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (in Vorb.).

Erweiterung des Georadar- Verfahrens zur Erfassung der Bodenfeuchte vom 2- dimensionalen auf den 3- dimensionalen Raum

von

Sperl, C. *, S. Du** und C. Fuß***

Einleitung

In den letzten Jahren hat sich die Time-Domain Reflectometry Methode (TDR) zur Bestimmung der Bodenfeuchte sowohl im Labor als auch im Gelände stark verbreitet. Die Methode basiert auf der Bestimmung der Dielektrizitätskonstanten ϵ durch die Messung der Laufzeit einer elektromagnetischen Welle entlang eines Elektrodenpaares (oder -trippels). Die Dielektrizitätskonstante kann mit einer empirischen Beziehung (Topp et al., 1980) in den volumetrischen Wassergehalt Θ_v umgerechnet werden. Somit läßt sich direkt und schnell die Bodenfeuchte ohne Probenahme bestimmen.

Das GPR-Verfahren (Ground Penetrating Radar), auch Georadar genannt, beruht auf dem gleichen Prinzip wie die TDR Methode. Von einer Sendeantenne werden elektromagnetische Wellen in den Untergrund abgestrahlt. Eine Empfangsantenne in einigen Metern Entfernung registriert die Laufzeit entlang verschiedener Wellenwege, die in eine mittlere Bodenfeuchte umgerechnet werden kann.

Der Vorteil des Georadars gegenüber den TDR-Sonden liegt darin, daß es zerstörungsfrei arbeitet und für flächendeckende Untersuchungen eingesetzt werden kann (Durlusser et al., 1994; Auerswald et al. 1994). Hier soll nun gezeigt werden, daß durch Veränderung der Sendefrequenz auch eine Auflösung in der Tiefe möglich ist. Zeitlich aufeinander folgende Messungen können zudem auch die 4. Dimension erfassen.

Methode

Die vom Sender ausgestrahlten elektromagnetischen Wellen im Frequenzbereich von 1-1000 MHz laufen auf verschiedenen Wegen durch den Untergrund. Von den dargestellten Wellen eignet sich die Bodenwelle am besten zur Bestimmung der Feuchte im Untergrund, da sie direkt im Boden vom Sender zum Empfänger läuft (Du et al., 1994). Um die Bodenwelle entlang eines Profils verfolgen zu können, muß sie zu Beginn von den anderen Wellenteilen getrennt werden. Dies wird mit einer WARR (Wide Angle Reflection and Refraction) erreicht, bei der der Abstand von Sender und

* Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

** Institut für Allgemeine und Angewandte Geophysik der LMU, 80333 München

*** Fa. GEOLOG, Kreuzstr. 8a, 82319 Starnberg

Empfänger solange vergrößert wird, bis sich im Radargramm die Bodenwelle von der Luftwelle ausreichend trennen läßt. Danach wird die Laufzeit der Bodenwelle aus dem Radargramm abgelesen und aus dem Antennenabstand ihre Geschwindigkeit v errechnet (Abb. 2). Sie hängt mit $v = c / \sqrt{\epsilon_r \cdot \mu_r}$ hauptsächlich von der Dielektrizitätszahl ab (Lichtgeschwindigkeit $c = 3 \cdot 10^8$ m/s, magnet. Permeabilität $\mu_r \cong 1$ für Böden).

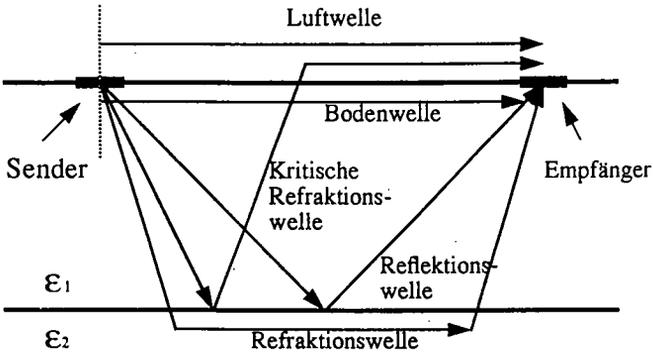


Abb.1: Die elektromagnetischen Wellen laufen auf verschiedenen Wegen vom Sender zum Empfänger.

Informationstiefe der Bodenwelle

Die Informationstiefe der Bodenwelle hängt im wesentlichen von ihrer Wellenlänge λ im Boden ab. Die Tiefe aus der die Information stammt wird mit abnehmender Sendefrequenz größer. Daraus ergibt sich die Möglichkeit mit Georadar die Tiefenverteilung der Bodenfeuchte abzuschätzen.

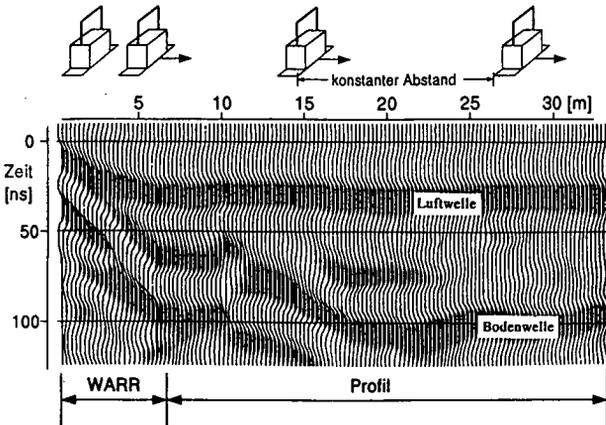


Abb. 2: Antennenanordnung und Radargramm entlang eines Profils. Die Luftwelle und die Bodenwelle sind deutlich voneinander getrennt.

Ergebnisse

Auf dem Versuchsgut Scheyern des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) laufen derzeit Untersuchungen mit Georadar, um die räumliche und zeitliche Variation der Bodenfeuchte zu erfassen. Auf einer Testfläche (ca. 120 qm) werden zu verschiedenen Jahreszeiten und mit verschiedenen Antennenfrequenzen Georadar-Messungen durchgeführt. Ergebnisse vom November 1993 zeigen einen deutlichen Unterschied im Wassergehalt zwischen der Ackerfläche und dem angrenzenden Rain (Durlesser et al. 1994).

Messungen entlang eines ausgewählten Profils im November 1993 und 1994 zeigen ein ähnliches Bild, nur liegen die absoluten Wassergehalte nach dem trockenen Sommer 1994 niedriger als 1993 (Abb.3).

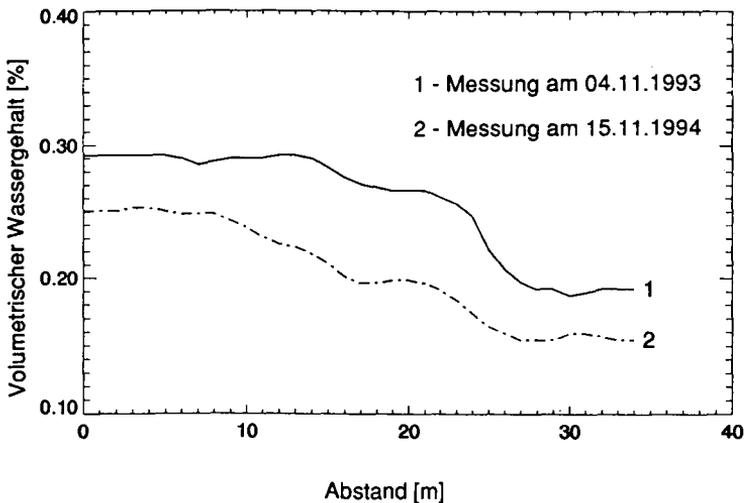


Abb. 3: Mit Georadar gemessenen Bodenfeuchte entlang eines Profils zu zwei Zeitpunkten bei unterschiedlichem Wassergehalt.

Um zu untersuchen, inwieweit die Tiefenverteilung der Feuchte sich mit Georadar bestimmen läßt, werden flächenhafte Messungen mit drei Antennenfrequenzen (50, 100, 200 MHz) durchgeführt. Das Ergebnis der Radarmessungen läßt sich mit der Feuchtigkeitstiefenverteilung aus Tensiometermessungen korrelieren.

Bei einer Vergleichsmessung mit einer TDR-Sonde wird die unterschiedliche Eindringtiefe beider Verfahren deutlich. Im Gegensatz zu Georadar wirkt sich bei TDR der am rechten Profilrand 25cm unter der Bodenoberfläche liegende Kies nicht so deutlich auf die Meßwerte aus. Georadar bestimmt damit die mittlere Feuchte über einen größeren Tiefenbereich (etwa 2m bei 50 MHz) als die TDR-Sonde.

Zusammenfassung

Die Untersuchungen zeigen, daß mit Georadar die Bodenfeuchte flächenhaft, zerstörungsfrei und in einem größerem Tiefenbereich als mit TDR-Sonden bestimmt werden kann. Das Einstecken von Sonden in den Boden entfällt, da die Antennen auf die Bodenoberfläche gestellt oder über sie hinweg gezogen werden können.

Da die Bodenwelle sich für die Schichtenerkennung nicht eignet, wurde sie bei der Auswertung bisher wenig beachtet. So besteht noch einiger Forschungsbedarf, besonders was die Abhängigkeit der Informationstiefe von der Bodenfeuchte und von der Substratschichtung betrifft.

Danksagung

Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst.

Literatur

- Auerswald, K.; H. Durlleser; C. Sperl (1994): Erfassung der dreidimensionalen Variabilität von Böden mit geophysikalischen Methoden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **74**: 165-166.
- Du, S.; A. Berkold; P. Rummel (1994): The Wave Nature and Propagation Characteristic of the Ground Wave in GPR. *Protokoll des 15. Kolloquiums der Elektromagnetischen Tiefenforschung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft*, S. 480-487.
- Durlleser, H.; S. Du; P. Rummel; A. Berkold (1994): Flächenhafte Bestimmung der mittleren Bodenfeuchte mit Georadar. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **74**: 179-180.
- Topp, G. C.; J. L. Davis; A. P. Annan (1980): Electromagnetic Determination of Soil Water Content: Measurements in Coaxial Transmission Lines. *Water Resources Research*, Vol. 16, No. 3, pp. 574-582, Ottawa, Canada.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission VI

Band 76

Heft II

1995

Abschätzung der Gewässerbelastungen durch landwirtschaftliche Flächennutzungen im Einzugsgebiet der Lahn

von

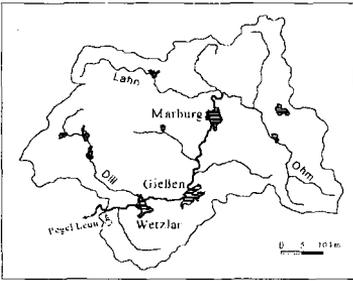
Bach, M. und H.-G. Frede¹

Einleitung

Im Rahmen des BMFT-Schwerpunktprogramms "Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer" wurden im sog. Lahn-Projekt² die Beeinträchtigungen des Gewässerökosystems Lahn durch die verschiedenen Nutzungen und Belastungsquellen im Einzugsgebiet untersucht und daraus ein Sanierungskonzept abgeleitet (Einzelheiten s. RP GIEBEN 1994; WOLF 1994). Im folgenden werden die Belastungen durch die Landwirtschaft vorgestellt.

Untersuchungsgebiet

Das oberirdische Einzugsgebiet der Lahn bis zum Pegel Leun umfaßt rd. 3560 km². Der mittlere Gebietsniederschlag beträgt ca. 810 mm/a (Spanne 600 bis > 1100 mm/a), die mittlere Abflußhöhe 293 mm/a, was einem mittleren Jahresabfluß (MQ) von 31,4 m³/s und einer Abflußpende von 8,1 l/(s*km²) entspricht. Aus den paläozoischen Gesteinen des Rheinischen Schiefergebirges haben sich überwiegend flachgründige, saure Braunerden entwickelt, die in höheren Lagen und im mittleren Buntsandstein Podsolierungserscheinungen zeigen. Im Bereich des Vogelsberg-Basalts sind Braunerden hoher Basensättigung vorherrschend, Löß ist an den meisten Bodenbildungen beteiligt. In den Verebnungsbereichen der Talfüllungen sind Kolluvien zu finden.



Die Flächennutzung verteilt sich auf 43,5 % Landwirtschaftsfläche (LN) (davon 61 % Acker, 39 % Grünland), 41,3 % Wald, 12,8 % Siedlungen sowie 2,4 % Gewässer und sonstige Nutzungen. Die mittlere Betriebsgröße beträgt 14,9 ha LF, der mittlere Viehbesatz 0,6 VE/ha LN. Im gesamten Lahngebiet wird durchschnittlich ein Viertel der LN nicht mehr genutzt und ist brachgefallen, in einigen Gemeinden beträgt dieser Anteil über 80 % der LN. Der Wandel der Agrarstruktur vollzieht sich im Lahngebiet mit großer Geschwindigkeit, die Zahl der Betriebe geht jährlich um rd. 3 %, der Viehbestand um 4 bis 5 % zurück.

Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft

Beeinträchtigungen der Gewässerqualität durch Stoffeinträge aus der Landwirtschaft beinhalten vor allem Einträge von Stickstoff (als NO₃) und Phosphat in gelöster und partikulärer Form (auf PSM-Einträge wird hier nicht eingegangen). Abb. 1 zeigt die Anteile der N- und P-Einträge aus diffusen Quellen im Untersuchungsgebiet, die als Differenz zwischen der gemessenen Gesamtjahresfracht und der berechneten Fracht aus punktuellen Quellen ermittelt wurden: für Stickstoff liegt der Anteil bei rd. 60 %, für Phosphat etwa bei 20 %. Naturgemäß kommt den diffusen Quellen beim Stickstoff-

¹

Institut für Landeskultur der Universität

Gießen, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen

²Dem Bundesministerium für Forschung und Technologie und dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheit ist für die Förderung des Vorhabens zu danken

Eintrag die größte Bedeutung zu, mit rund 8 kg N/ha und Jahr liegt das Niveau aber relativ niedrig. Legt man die N-Fracht aus diffusen Quellen ausschließlich auf die N-Einträge aus Landwirtschaftsflächen (Acker und Grünland) um, errechnet sich für das Gesamtgebiet ein flächenspezifischer N-Austrag von rd. 24 kg N/(ha*a), was einer rechnerischen mittleren Nitratkonzentration im Grundwasser von 2,7 mg NO₃/l entspräche. Diese Konzentration liegt im Bereich der geogenen Hintergrundkonzentration. Wird der Gebietsaustrag aus diffusen Quellen ausschließlich auf die Ackerflächen umgelegt, so ergibt sich ein Austrag von 2.3 kg o-PO₄-P/ha Ackerfläche.

Tab. 1: Beitrag der diffusen Quellen zur Stickstoff- und Phosphat-Jahresfracht und zur rechnerischen mittleren N- und P-Jahreskonzentration in der Lahn (bezogen auf Pegel Leun, F_N = 3560 km², Jahr 1989)

	Stickstoff	gelöstes Phosphat
Jahresfracht insgesamt	4500 t N	350 t P
- davon aus diffusen Quellen	2700 t N = 60 %	65 t P = 20 %
Dieser Frachtanteil aus diffusen Quellen entspricht rechnerisch		
- einem flächenbezogenen mittleren Stoffaustrag im gesamten Einzugsgebiet	7,5 kg N/(ha*a)	0,2 kg P/(ha*a)
- einer mittleren Jahreskonzentration in der Lahn	2,7 mg N/l = 12 mg NO ₃ /l	0,06 mg P/l

Ermittlung des Sanierungsbedarfs für die Landwirtschaftsflächen

Wesentlicher Bestandteil eines Gewässersanierungskonzeptes ist die standort- und nutzungsabhängige Erfassung des N- und P-Emissionspotentials aus Landwirtschaftsflächen im Einzugsgebiet und die Bewertung verschiedener Maßnahmen zu deren Verminderung. Daraus kann dann die relative Vorzüglichkeit bestimmter Sanierungsmaßnahmen für einzelne Flächen ermittelt werden. Als Grundlage dieser regionalen Differenzierung dienen flächendeckende Rasterkarten über Landnutzung (klassifizierte LANDSAT TM-Szene, 30 x 30 m), Relief, Böden (Auswertung Bodenschätzungsdaten), Gewässernetz u.a. im Untersuchungsgebiet, die mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems ausgewertet und miteinander verknüpft wurden (s. RP GIEBEN 1994).

Tab. 2: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers der Landwirtschaftsfläche im Lahnggebiet

Austauschhäufigkeit des Bodenwassers in der Wurzelzone [a ⁻¹]	Anteil an der Landwirtschaftsfläche im Lahnggebiet
unter 0,7	38,5 %
0,7 bis 1,0	27,2 %
1,0 bis 1,3	15,2 %
1,3 bis 1,6	7,8 %
1,6 bis 2,0	6,2 %
2,0 bis 2,5	3,2 %
2,5 u. mehr	1,9 %

Das Nitrataustragspotential wird aus der Kombination von standort- und bewirtschaftungsabhängiger Auswaschungsgefährdung ermittelt. Die Bewertung der Standorteigenschaften erfolgt n. GÄTH U. WOHLRAB (1992) anhand der Kenngröße der "mittleren jährlichen Austauschhäufigkeit der Bodenlösung in der Wurzelzone". Die Bewertung des nutzungsabhängigen Nitratauswaschungspotentials erfolgt anhand der Kenngröße des "N-Überschusses der landwirtschaftlich genutzten Fläche", die auf Gemeindeebene aus agrarstatistischen Daten kalkuliert worden ist.

Zur Bewertung des potentiellen **Phosphataustrags** wird die Bodenabtragsgefährdung der Standorte nach Allgemeiner Bodenabtragsgleichung (ABAG) herangezogen, die n. SCHWERTMANN ET AL.

(1987) ermittelt wird. Mit Hilfe der ABAG ist es zwar nicht möglich, den erosiven P-Eintrag in Fließgewässer zu berechnen, sie gestattet jedoch eine relative, komparative Bewertung der Bodenabtragsgefährdung zwischen Standorten unter Ackernutzung.

Der R-Faktor der ABAG wurde n. MOLLENHAUER (1990) aus dem der Sommerniederschlag abgeleitet. Mangels großmaßstäblicher Bodenkarten für das Untersuchungsgebiet wurden die K-Faktorwerte gemäß den Bodenartklassen der Bodenschätzung zugewiesen. Eine differenzierte Berechnung des LS-Faktors setzt voraus, daß Informationen über die mittlere erosive Hanglänge und die Hangform vorhanden sind. Angaben darüber können gegenwärtig mit Mitteln der Fernerkundung noch nicht bereitgestellt werden. Hilfsweise wird daher davon ausgegangen, daß die Länge der Ackerparzellen in Gefällerrichtung der mittleren erosiven Hanglänge entspricht. Zur Ermittlung der Parzellenlänge in Gefällerrichtung wurden in vier Testgebieten die Schlaglängen ausgemessen (aus Luftbildern bzw. Flurkarten M 1 : 10.000 od. 1 : 5.000), der Median der Parzellenlängen beträgt rund 100 m. In diesen Testgebieten wurden keine Korrelationen zwischen der Hanglänge, der Hangneigung und der Bearbeitungsrichtung festgestellt. Der Median wurde dann für alle Rasterelemente, unabhängig von deren Hangneigung, als mittlere erosive Hanglänge in die Berechnung des LS-Faktor eingesetzt werden. Die Hangneigung wurde einem Digitalen Höhenmodell (Quelle: Hessisches Landesvermessungsamt). Der C-Faktor kann auf Gemeindeebene aus den Angaben der Agrarstatistik zum Kulturartenverhältnis auf der Ackerfläche ermittelt werden. Die Auswertung der Testgebiete ergab einen Anteil von etwa 20 % der Ackerflächen, die quer zur Gefällerrichtung bearbeitet werden, damit wurde $P = 0.9$ gesetzt.

Tab. 3: Bodenabtragsgefährdung (berechn. n. ABAG) der Ackerflächen im Lahngebiet

geschätzter mittlerer jährlicher Bodenabtrag (n. ABAG) [t *ha ⁻¹ *a ⁻¹]	Anteil an der Ackerfläche im Lahngebiet	Anteil am kumulierten geschätzten Bodenabtrag im Lahngebiet
bis 1	28,7 %	4,5 %
1 bis 2	14,1 %	5,7 %
2 bis 4	18,6 %	13,4 %
4 bis 6	14,5 %	16,6 %
6 bis 8	8,3 %	13,2 %
8 bis 10	5,3 %	10,8 %
10 bis 12	3,5 %	8,6 %
über 12	6,9 %	27,2 %

Mit diesen Annahmen berechnet sich der mittlere geschätzte Bodenabtrag von Ackerflächen auf rd. 4,5 t/(ha*a), Tab. 3 zeigt die Flächenanteile einzelner Bodenabtragsklasse im Untersuchungsgebiet. Die Flächen mit einem geschätzten Abtrag von mehr als 10 t/ha und Jahr haben nur einen Anteil von rund 10 % an der gesamten Ackerfläche, sie tragen aber zu mehr als ein Drittel zur gesamten Abtragsgefährdung und damit zum P-Austragspotential bei.

Wirkung von Sanierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft

Auch wenn die Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft im Lahngebiet vergleichsweise gering ausfallen, kommen verschiedene Maßnahmen auf einzelbetrieblicher Ebene in Betracht, um die Stickstoff- und Phosphat-Emissionen aus diffusen Quellen zu senken. Eine einzelbetriebliche Kosten-/Nutzenrechnung dieser Maßnahmen zeigt, daß ihre Umsetzung in der Mehrzahl sogar mit einer Gewinnsteigerung für viele Betriebe verbunden wäre (Einzelheiten s. NEUHAUS U. BAUER 1994). Allein durch eine bedarfsangepaßte Verminderung der N-Düngung sowie durch eine Erhöhung der Lagerkapazität für wirtschaftseigene Flüssigdünger könnte der N-Überschuß der Landwirtschaft um rund 50 % verringert werden. Der geschätzte erosive Phosphataustrag könnte durch eine Kombination von mehreren Maßnahmen erheblich reduziert werden:

- > **Herausnahme aller Flächen mit hoher Bodenabtragsgefährdung** (beispielsweise mehr als 10 t/ha und Jahr) aus der Ackernutzung durch
 - Umwandlung von Ackerland in Grünland
 - Aufforstung
 - Langfristige Stilllegung.
- > **Verminderung der Erosion auf den verbleibenden Ackerflächen** durch
 - Anlage von Erosionsschutzstreifen in Reihenkulturen
 - Sukzessive Einführung der reduzierten Bodenbearbeitung.

Im gesamten Projektgebiet würde der geschätzte Bodenabtrag auf rd. 40 % des Ausgangswertes sinken, wenn die aufgeführten Maßnahmen flächendeckend umgesetzt würden.

Aussagemöglichkeiten und -grenzen der Methodik

Die angewandte Methodik ermöglicht es grundsätzlich, Informationen aus verschiedenen Datenquellen, mit unterschiedlichem räumlichen Bezug und mit unterschiedlicher Auflösung mittels eines Geographischen Informationssystems zu verknüpfen und daraus Kenngrößen zur Abschätzung der Gewässerbelastung aus der Landwirtschaft abzuleiten. Die dargestellte Methode ist auf beliebige Einzugsgebiete übertragbar, für die vergleichbare (oder bessere) Eingangsdaten bereitgestellt werden können, und sie liefert nachvollziehbare, objektive Indikatoren zur Bewertung der Standort- und Nutzungsverhältnisse, die im Rahmen von Sanierungskonzepten operationalisierbar sind (z.B. in Verordnungen umgesetzt werden können).

Bei zukünftigen Anwendungen sind die Einschränkungen der Aussagen sowie weitere Verbesserungsmöglichkeiten der Methodik zu berücksichtigen. Die Aufnahmegenaugigkeit der Satellitenszene (hier: 30 x 30 m) und deren anschließende Entzerrung setzen der räumlichen Auflösung eine obere Grenze. Weitere Ungenauigkeiten werden durch Fehler bei der Landnutzungsklassifikation verursacht, die Fehlzuzuweisungen niemals vollständig vermeiden kann, sondern nur durch Überwachung der Klassifikation und ggf. Verschnitt mit digital aufgenommenen Masken (z.B. für Wald- und Siedlungsareale) möglichst minimiert werden kann. Weiterhin ist es derzeit im Routinebetrieb noch nicht möglich, aus Fernerkundungsdaten Acker- und Grünlandparzellen als kleinste homogene Einheit der Landwirtschaftsflächen auszugrenzen. Die Rasteremente der Bearbeitung im GIS können daher nur unzureichend mit den Parzellen, für die Sanierungsmaßnahmen zu planen sind, zur Deckung gebracht werden. Weitere Einschränkungen ergeben sich aus der z.T. unzureichenden Qualität der verfügbaren Eingangsdaten.

Literatur

- GÄTH, S. und B. WOHLRAB (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Hrsg.: Deutsche Bodenkundl. Gesell., Oldenburg (im Selbstverlag), 42 S.
- MOLLENHAUER, K. (1990): Zur Erosivität der Niederschläge im Gebiet der deutschen Mittelgebirge, insbesondere im hessischen Raum. In: Grundlagen der Verdunstungsermittlung und Erosivität von Niederschlägen. DVWK-Schriften 86, 79-162
- NEUHAUS, A. K. und S. BAUER, S. (1994): Ökonomische Bewertung von Maßnahmen zur Verringerung der diffusen Stoffeinträge aus der Landwirtschaft. Unveröff. Studie, Inst. f. Landeskultur der Univ. Gießen
- RP GIESSEN (Regierungspräsidium Gießen; Hrsg.) (1994): Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. Abschlussbericht zum BMFT/HMUEB-Forschungsvorhaben "Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. Regierungspräsidium Gießen (im Selbstverlag), 218 S.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL und M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart, 63 S.
- WOLF, P. (1994): Gewässerschutz und Anforderungen an d. Gewässergütemirtschaft. Wasserwirtschaft 84(1994),8-11

Verwertung/ Verwendung von organischen Abfällen bei der Rekultivierung devastierter Flächen

von

Bannick, C. G.

1 Einleitung

Zu devastierten Flächen, die in der Regel einer Rekultivierung bedürfen, gehören Flächen, denen eine belebte, pflanzentragende Bodenschicht fehlt. Als Standorte zu nennen sind u.a. Kippen der Braunkohletagebaue und andere Abgrabungen, Halden der Salz-, Erz- und Steinkohlebergbaue sowie Deponien. Einen großen Anteil nehmen die Flächen der Bergbaufolgelandschaften in Deutschland ein. Dies zeigt sich bei einer Gegenüberstellung der unter Bergaufsicht stehenden Flächen, der drei großen Braunkohlenreviere (Tab. 1).

Tabelle 1: Übersicht der unter Bergaufsicht stehenden Flächen

	Braunkohlereviere in ha		
	Rheinisch	Mitteldeutsch	Lausitz
Landinanspruchnahme	24500	46900	48999
Wiedernutzbarmachung	15600	22000	24655
Betriebsfläche	8900	24900	24344

Insbesondere in den neuen Ländern gibt es eine große Anzahl noch nicht rekultivierter Flächen, die es gilt wiederherzustellen, daß eine angepaßte Nutzung möglich ist. Die Wiedernutzbarmachung unterteilte sich nach ehemaligem DDR - Recht in eine erste Phase der "Wiederurbarmachung" und die daran anschließende Phase der "Rekultivierung" Infolge getrennter Zuständigkeiten - die Aufgaben für die Wiederurbarmachung lag in der Verantwortlichkeit des Bergbaus, die Maßnahmen zur Rekultivierung hingegen beim Folgenutzer - entsprachen bis 1989 nur etwa 40 % der wiederurbar gemachten und rekultivierten Fläche den geforderten Qualitätsanforderungen. Maßgeblich waren Bodengüteverluste durch einen Mangel an kulturfähigen Substraten insbesondere einem unzureichenden Kulturbodenangebot bedingt.

Aus Sicht des Medienschutzes bedeutet die Rekultivierung, daß auf devastierten und vom Bergbau in Anspruch genommenen Flächen die verlorengegangenen Funktionen wiederherzustellen bzw. zu verbessern sind. Dazu gehört zunächst einmal der Aufbau einer

begrünungsfähigen, d.h. pflanzentragenden Bodenschicht nach Maßgabe der geplanten Folgenutzung in ausreichenden Qualität und Mächtigkeit. Die Folgenutzungen der oben genannten Bereiche sind sehr verschieden, so daß in Abhängigkeit der zu rekultivierenden Substrate und der Folgenutzung verschiedene Anforderungen an die Abfälle zur Verwertung gestellt werden müssen.

Für die Verwertung von Abfällen gibt es in Deutschland eine Reihe von Arbeitsgruppen in den Länderarbeitsgemeinschaften (LAGA, LABO, LAI, LABrgB), die technische Regeln ableiten, um eine umweltverträgliche Abfallverwertung möglich zu machen. Da es in dem Bereich der Verwertung von Abfälle auf devastierten Flächen bundesweit bisher keine fachtechnischen Grundsätze zur Untersuchung und Bewertung gab, wurde eine gemeinsame LABO/LAGA AG "Abfallverwertung auf devastierten Flächen" unter Federführung der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft "Bodenschutz" (LABO) eingerichtet, die einheitliche Grundsätze für die Verwertung von Biokomposten und Klärschlämmen erarbeiten sollte. Die folgenden Ausführungen beziehen sich im wesentlichen auf den derzeitigen Arbeitsstand der "Anforderungen an den Einsatz von Abfällen zur Verwertung bei der Rekultivierung devastierter Flächen" o.g. AG.

2 Bewertungsgrundlagen für die Verwertung von Komposten auf devastierten Flächen

Bei der Rekultivierung ist eine Abfallverwertung nur insoweit zulässig, wie für eine positive und nachhaltige Bodenentwicklung nützlich ist. Andere Umweltkompartimente dürfen dadurch nicht nachhaltig beeinträchtigt werden.

Eine **unschädliche Verwertung** von Abfällen ist dann gegeben, wenn die

- *Bodenfunktionen und*
- *anderen Umweltkompartimente (Fauna und Flora, Grund- und Oberflächengewässer, Atmosphäre)*

nicht negativ beeinflußt werden. Dabei ist hervorzuheben, daß die Unschädlichkeit/Schädlichkeit der Abfälle zur Verwertung sowohl von Qualität und Quantität der Inhaltsstoffe (Nährstoffe, anorganische/organische Schadstoffe) als auch der ausgebrachten Menge und der hieraus resultierenden Fracht abhängt. Ebenso stellt die Folgenutzung sowie die hydrogeologischen Verhältnisse des Standortes weitere wichtige Beurteilungskriterien dar.

Bei devastierten Flächen handelt es sich in der Regel um besonders sensible Standorte, da wesentliche Bodenfunktionen nur begrenzt oder gar nicht vorhanden sind. So fehlt in der Regel ein ausreichendes Maß an organischer Substanz, die im Hinblick auf die Pufferkapazität, das Rückhaltevermögen von organischen Schadstoffen und als Lebensgrundlage für Bodenorganismen eine der wichtigsten Einflußgrößen ist.

Die **Nützlichkeit** einer Verwertung von Abfällen ist dann gegeben, wenn mindestens eine Bodenfunktion nachweislich positive Wirkungen

zeigt, ohne daß dadurch andere natürliche Bodenfunktionen beeinträchtigt werden. Bei der Verwertung von Abfällen ist sicherzustellen, daß ihr Einsatz langfristig zu einer Standortverbesserung beiträgt (Prinzip der Nachhaltigkeit).

2.1 Pflanzennährstoffe

Insbesondere aus Gründen des Gewässerschutzes dürfen bei der Verwertung organischer Abfälle bestimmte Frachten an Pflanzennährstoffen (vgl. Tab. 2), nicht überschritten werden. Dazu wurden fünf Nutzungskategorien abgeleitet:

- I. Intensiv geführte Ackerkulturen, intensive Grünlandnutzung
- II. Intensiv geführte Weidewirtschaft,
- III. Extensive geführte Grünlandwirtschaft, Grünflächen, Gehölzflächen mit Untersaaten, Baumschulen
- IV. Aufforstungen, Gehölzflächen ohne Untersaaten, Grünbrachen mit Einsaaten
- V. Grünbrachen ohne Einsaat, Sukzessionsflächen

Hinsichtlich einer möglichen Grundwasserbelastung ist Stickstoff von besonderer Relevanz. Für die Bewertung der natürlichen Standortverhältnisse im Hinblick auf den Nitrataustrag in das Grundwassers eignet sich die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum. Diese Größe beschreibt, wie häufig im Verlauf eines Jahres die Bodenlösung in der effektiven Wurzelzone im Zuge der Sickerwasserverlagerung ausgetauscht wird.

Für eine hydrologische Bewertung des standörtlichen Verlagerungsrisikos sind folgende Unterscheidungen zu treffen:

- A. Empfindliche Standorte: Austauschhäufigkeit > 200 %
- B. Mäßig empfindliche Standort: Austauschhäufigkeit 100 - 200 %
- C. Unempfindliche Standorte: Austauschhäufigkeit < 100 %

Die in der Tab. 2 aufgeführten Stickstofffrachten beziehen sich auf "verfügbaren Stickstoff". Er umfaßt neben NO₃ -N und NH₄ -N je nach Abfall auch unterschiedliche Anteile des organischen N.

Der Anteil des verfügbaren organischen N am organischen Gesamt N kann bei Komposten mit 15 Gew% angesetzt werden.

Tabelle 2: Maximal zulässige Stickstofffrachten bei Rekultivierungsmaßnahmen (kg N /ha; verfügbares N; einmalige Anwendung)

Nutzungskategorie	hydrogeologische Standortverhältnisse		
	A	B	C
I	70	120	170
II	50	70	120
III	35	50	70
IV	20	35	50
V	0	10	35

2.2 Schadstoffe

Neben den Regelungen zu Nährstofffrachten sind Begrenzungen von Schadstoffen in den Böden erforderlich. Die hier gestellten Anforderungen sind Beurteilungsgrundlage für eine herzustellende Bodenschicht, deren Bodenfunktionen für eine künftige Nutzung nicht beeinträchtigt sein darf. Weil die eingebrachte organische Substanz einem weiterem Abbau unterliegt, wird das hergestellte Bodensubstrat/Abfallgemisch bewertet. Dabei ist es unerheblich, ob dieses Gemisch in situ oder in einer Anlage hergestellt wird. Bei der Herstellung eines Gemisches in situ wird die übliche Einarbeitungstiefe auf 30 cm festgelegt (Berechnungsgrundlage). Zum Ausschluß der Abfallverwertung auf Böden und Bodensubstraten mit landbaulichen oder landschaftsbaulichen Folgenutzung, sind Vorsorgewerte erforderlich. Sie wären aus Hintergrund- und wirkungsbezogenen Werten abzuleiten. Da wirkungsbezogene Kriterien noch nicht für alle Bodenfunktionen vorliegen, wird vorläufig auf die vorliegenden Hintergrundwerte (50iger Perzentil) verwiesen (LABO AK4 1994). Bis zu diesen Bodenwerten kann nun eine Auffüllung bei einer einmaligen Verwertungsmaßnahme im Rahmen der Rekultivierung vorgenommen werden, wie nachfolgendes Beispiel zeigt.

Der Hintergrundwert "ländlicher Raum" für Cadmium beträgt in Brandenburg 0,2 mg/kg Boden. Bis zu diesem Wert ist die Auffüllung zulässig. Das Ausgangssubstrat weist einen Gehalt von 0,1 mg Cd/kg Bodensubstrat auf. Der Cadmiumvorrat beträgt somit bei o.g. Hintergrundwert 840 g/ha/30 cm bei einer Bodendichte von 1,4. Der Cadmiumvorrat beträgt bei den Ausgangssubstraten 420 g/ha/30 cm bei einer Bodendichte von 1,4. Somit ergibt sich eine zulässige Eintragsfracht bei Cadmium von 420 g/ha. Bei einem Cadmiumgehalt von 1,5 mg/kg organischem Abfall (vgl. Tab. 6) wäre somit eine Aufbringung von 280 t Trockensubstanz möglich.

4 Quellenverzeichnis

- 1) LABO/LAGA AG "Abfallverwertung auf devastierten Flächen" Anforderungen an den Einsatz von Abfällen zur Verwertung bei der Rekultivierung devastierter Flächen - Biokompost und Klärschlamm -; Arbeitsstand September 1994
- 2) LABO AK "Bodenbelastung" Arbeitsblatt - Hintergrund und Referenzwerte; Arbeitsstand Juli 1994
- 3) Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft "Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungs-bedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat, Oldenburg 1992

Bodenveränderungen durch Freilandhaltung von Schweinen

von

Brandt, M. *, B. Lehmann** und H. Wildhagen*

Die zunehmende Forderung nach artgerechter Tierhaltung propagiert verstärkt die "Freilandhaltung von Mastschweinen". Untersuchungsziele in einem gleichnamigen Projekt waren neben der Optimierung von verfahrenstechnischen Aspekten, Studien zum Tierverhalten, zu Mast- und Schlachtleistungen und zu den Auswirkungen des Verfahrens auf bodenphysikalische und -chemische Parameter. Letztere sollen eine ökologische Bewertung des Verfahrens aus bodenkundlicher Sicht erlauben, besonders aber zur Minimierung von Bodenbelastungen durch Anpassung des Verfahrens beitragen.

Material und Methoden

Auf einer hofnahen Weidefläche von 1000 m² mit einer im Randbereich angebauten überdachten Versorgungseinheit (Futter, Wasser) wurden von Juni bis August 10 Mastschweine gehalten. Eine detaillierte Versuchsbeschreibung ist in BRANDT et al. (1995) gegeben. Um die Auswirkungen der Freilandhaltung auf die Nährstoffeinträge in den Boden erfassen und bewerten zu können, wurden nach Versuchsende Bodenproben auf der in Parzellen eingeteilten Weidefläche und einer außerhalb angrenzenden Kontrollfläche in 15 cm Tiefenabschnitten gezogen und der pH-Wert sowie der Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen (P₂O₅, K₂O, NO₃ und NH₄) gemessen. Der Boden unter der Suhle wurde nach Versuchsende separat beprobt. Zur Erfassung der Veränderungen der Bodenstruktur erfolgte nach Abtrieb eine Bonitierung der Trittbelastung durch Schweine. Zur Bestimmung der Porengrößenverteilung wurden an repräsentativen Stellen Stechzylinderproben (100 cm³) in Tiefen von 2-7 cm und 15-20 cm mit jeweils 6 Wiederholungen vertikal entnommen. Nach kapillarer Auf-sättigung der Proben gegen gespanntes Wasser wurden sie im Drucktopf stufenweise entwässert. Die Einteilung der Porenklassen (Tab. 1) geschah in Anlehnung an BEISECKER (1994).

Tab. 1: Einteilungen der Porenklassen, Äquivalentdurchmesser und Wasserspannungsbereiche

Bezeichnung	Abkürzung	Äquivalentdurchmesser (µm)	Wasserspannungsbereich (hPa)	pF
weite Grobporen	wGP	> 100	0 - 6 · 10 ¹	0 - 1,8
enge Grobporen	eGP	50 - 10	6 · 10 ¹ - 3 · 10 ²	1,8 - 2,5
weite Mittelporen	wMP	10 - 3	3 · 10 ² - 1 · 10 ³	2,5 - 3,0
enge Mittelporen	eMP	3 - 0,2	1 · 10 ³ - 1,5 · 10 ⁴	3,0 - 4,2
Feinporen	FP	< 0,2	> 1,5 · 10 ⁴	> 4,2

Ergebnisse

Der Bodentyp des untersuchten Standortes ist ein Pseudogley aus Löß über Peliten des Keupers; die Bodenart ist nach Korngrößenanalyse in 0-30 cm ein U_t4 (S 8%, U 68%, T 24%) und darunter (30-90 cm) ein Tu₄. Die Weidefläche ist wegen der Hofnähe stark mit Nährstoffen angereichert. Dies ist bei der Betrachtung der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Aufgrund der Gehaltsänderungen an pflanzenverfügbarem P₂O₅, K₂O (CAL) sowie N_{min} kann die Weidefläche in Zonen zunehmender Eutrophierung in Richtung Hütte gegliedert werden (Abb. 3). Im Oberboden steigen die K₂O-Gehalte in Hüttennähe um 43 mg/100g Boden gegenüber der Kon-

* Uni Kassel, FB11, Fachgebiet Bodenkunde, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

** Uni Kassel, FB11, Fachgebiet Agrartechnik, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

trolle an (Tab. 2). Diese extreme Anreicherung kann bis in eine Tiefe von 45 cm gemessen werden. Gleiches gilt für P_2O_5 , das um 21 mg/100g Boden zugenommen hat. Erstaunlich ist die Tiefenverlagerung des P_2O_5 bis in eine Tiefe von 45 cm.

Tab. 2: *Gehalte an verfügbarem P_2O_5 und K_2O (CAL) in mg/100 g Boden*

Tiefe cm	P_2O_5				K_2O			
	Eutrophierungszone			Kontroll fläche	Eutrophierungszone			Kontroll fläche
	I	II	III		I	II	III	
0-15	36,3	39,0	19,0	15,3	96,7	81,5	79,6	56,7
15-30	28,1	21,5	12,6	7,0	84,6	54,0	64,1	28,7
30-45	13,9	11,6	8,6	3,9	80,4	34,1	32,2	21,7

Tab. 3: *Gehalte an mineralischem Stickstoff (N_{min}) in kg/ha (0-90 cm)*

Tiefe cm	Eutrophierungszone I			Eutrophierungszone II		
	N_{min}	NO_3 -N	NH_4 -N	N_{min}	NO_3 -N	NH_4 -N
Σ 0-90	350,3	313,3	37,0	308,1	292,8	15,3
Tiefe cm	Eutrophierungszone III			Kontrollfläche		
	N_{min}	NO_3 -N	NH_4 -N	N_{min}	NO_3 -N	NH_4 -N
Σ 0-90	63,4	39,6	23,8	21,2	5,3	15,9

Tab. 4: *pH-Werte und Nährstoffgehalte im Boden unter der Suhle*

Tiefe cm	pH	N_{min} (kg/ha)			P_2O_5 mg/100 g Boden	K_2O
	CaCl ₂	N_{min}	NO_3 -N	NH_4 -N		
0-2	7,76	29,2	0,7	28,5	96,5	140,9
2-12	7,86	118,2	2,1	116,1	62,2	114,1
12-20	7,45	15,5	0,4	15,1	14,1	25,3
20-30	7,27	17,4	0,5	17,0	11,8	14,1
30-45	7,22	12,0	0,3	11,6	4,6	10,7
Σ 0-90		215,0	4,7	210,4		

Tab. 3 zeigt die N_{min} -Gehalte in den Eutrophierungszonen differenziert nach NO_3 -N, NH_4 +N und als Summe (N_{min}). Im Vergleich zur Kontrolle mit N_{min} -Werten von 21,1 kg/ha werden in Hüttennähe (Zone I) 350,3 kg N_{min} /ha gefunden. Fast so hohe Gehalte weist die Zone II mit 308,1 kg N_{min} /ha auf. Der als Harnstoff ausgeschiedene Stickstoff ist hier nahezu vollständig nitrifiziert worden. Die einsetzende Sickerwasserbildung im Herbst hat bereits zu einer Tiefenverlagerung eines Teils des NO_3 -N geführt, die bis unterhalb des Wurzelbereiches der Grasnarbe reicht. Die nicht auszuschließende Folge kann ein NO_3 -Eintrag ins Grundwasser sein. Unterhalb der Suhle (Tab. 4) konnte der Harnstoff aufgrund anaerober Verhältnisse noch nicht nitrifiziert werden, so daß der gemessene N_{min} -Gehalt von 215,0 kg N/ha fast ausschließlich als NH_4 +N vorliegt. Trotz des hohen Fixierungsvermögens des Bodens für NH_4 + (24% T) zeigt sich eine Verlagerung des NH_4 + bis in den Unterboden. Da der pH-Wert sich im schwach alkalischen Bereich befindet, dürfte es im Areal der Suhle zu Ammoniakemissionen gekommen sein. Unter der Suhle ist es durch den Protonenverbrauch beim Abbau von Harnstoff zu NH_4 + zum Anstieg des pH-Wertes von 6,6 auf 7,8 gekommen. Dieser pH-Anstieg kann auf den übrigen Flächen nicht gemessen werden, da es bei der Nitrifikation zur Versauerung kommt.

Da die K- und N_{min} -Einträge in den Boden im wesentlichen über den Harn erfolgen, decken sich die Zonen der Nährstoffanreicherung (Eutrophierungszone) mit den Zonen eines bevorzugten Abharnens der Tiere. Es zeigt sich ferner, daß die Tiere die Weidefläche nicht gleichmäßig mit Nährstoffen belasten, sondern eine Nährstoffkonzentration in der Nähe der Hütte erfolgt. Die Höhe der Nährstoffbelastung führt selbst auf dem nicht auswaschunggefährdeten Boden der Versuchsfläche zu einer erkennbaren Nährstoffverlagerung und Grundwasserbelastung, so daß es nicht ratsam ist, solche Haltungsformen, wie jüngst von DURST und WILLEKE (1994) empfohlen, auf Standorten mit leichten Böden zu praktizieren.

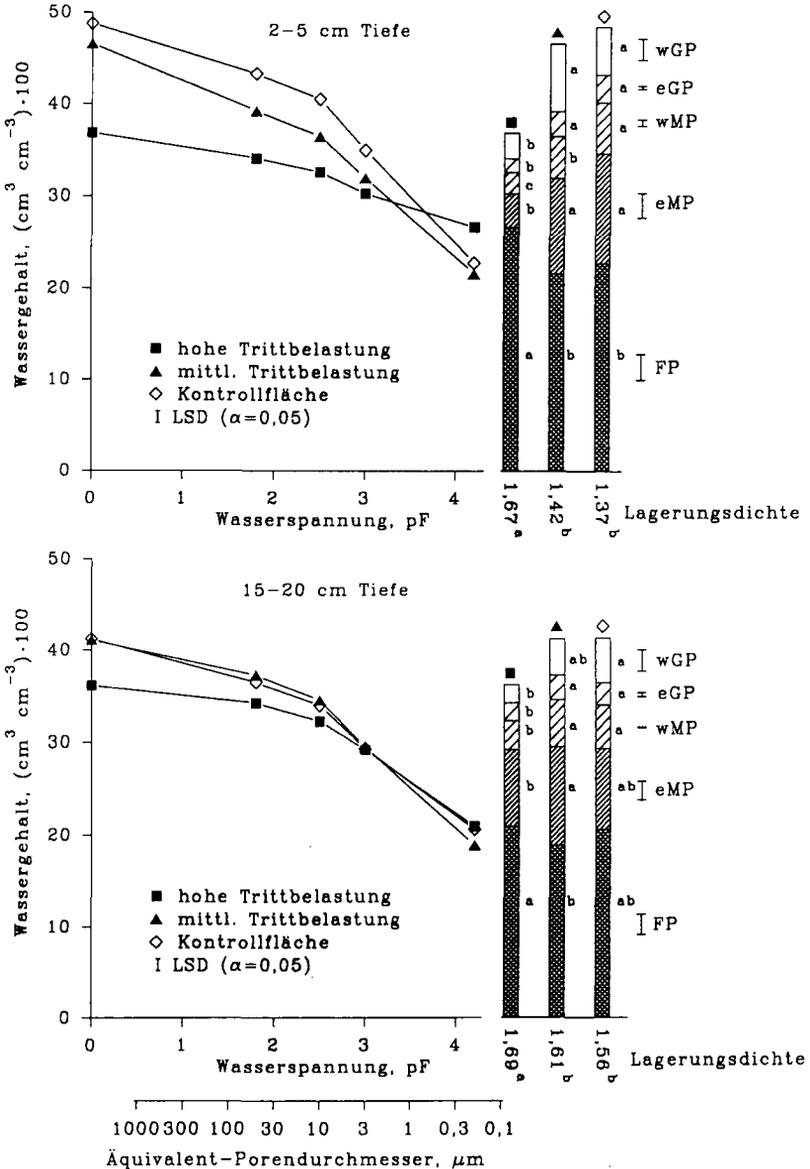


Abb. 1a u. b: Einfluß der Trittbelastung durch Schweine auf den Verlauf der pF-Kurve, die Porengrößenverteilung und die Lagerungsdichte (LD) in 2 Tiefen. (Varianten mit gleichen Buchstaben sind nicht signifikant unterschiedlich)

Die Trittbelastung durch Schweine führt in beiden Tiefen zu einer Zunahme der Lagerungsdichte (LD). Dies deckt sich mit Ergebnissen von ZHANG (1993), der bei Beweidung mit Schafen eine Bodenverdichtung bis in 40 cm Tiefe nachweisen konnte. Das Gesamtporenvolumen nimmt umge-

kehrt proportional mit der LD ab. Die Abb. 1a u. b zeigen die Veränderungen der einzelnen Porengrößenklassen. Auffällig ist neben dem Porenverlust die Umverteilung des Porenraumes von Grob- und Mittelporen zu Feinporen. Diese Unterschiede lassen sich jedoch bei 6 Wiederholungen nur für die Varianten der hohen Trittbelastung (10% der Fläche) absichern, nicht jedoch für Varianten mittlerer Trittbelastung (40% der Fläche).

Der Einfluß der Trittbelastung auf die FK und nFK sind in Abb. 2 dargestellt. Hier lassen sich für die FK in beiden Tiefen zwischen allen Varianten signifikante Unterschiede aufzeigen und mit einer Einschränkung sogar für die nFK. In der Tiefe 2 bis 7 cm nimmt die nFK um 63,8%, die FK um 21,1% gegenüber der Kontrollfläche ab, was ebenfalls für die Porenverteilung spricht. In der Tiefe 15-20 cm ist die Verminderung der FK bzw. nFK mit 16,0% bzw. 6,1% nicht so stark ausgeprägt.

Die Trittbelastung verschlechtert somit die hydraulischen Bodeneigenschaften wie Wasserspeichervermögen und die Infiltrabilität von Niederschlagswasser und kann somit einerseits zu höheren Oberflächenabflüssen und/oder zu größeren vertikalen Stoffverlagerungsstrecken führen.

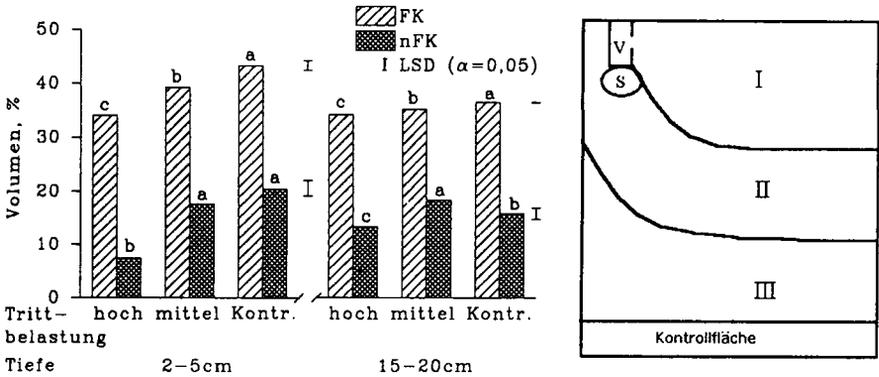


Abb. 2: Einfluß der Trittbelastung durch Schweine auf die Feldkapazität (FK) und die nutzbare FK. (Varianten mit gleichen Buchstaben sind nicht signifikant unterschiedlich)

Abb. 3: Lage der Eutrophierungszonen (I - III) zur Versorgungseinheit (V) und Suhle (S).

Schlußfolgerung

Die Freilandhaltung von Mastschweinen führt auf Weideflächen punktuell zu einer erheblichen Bodenbelastung durch Nährstoff-Konzentration und einer Verringerung und Veränderung des Porenraumes von Böden. Es ist zu überprüfen, ob:

- die Begrenzung der Auslaufläche bei gleichzeitig häufigerem Umtreiben der Tiere auf neue Flächen zu einer gleichmäßigeren Nährstoffverteilung führt,
- die Freilandhaltung in die Fruchtfolge von Ackerflächen integriert werden kann, um die Nährstoffanreicherung für den anschließenden Pflanzenbau zu nutzen und ob die bodenphysikalischen Veränderungen durch anschließende Bodenbearbeitung beseitigt werden können.

Literatur

BEISECKER, R. (1994): Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. Dissertation Gießen.

BRANDT, M., B. LEHMANN, S. SELIGER u. H. WILDHAGEN (1995): Untersuchungen zur Freilandhaltung von Mastschweinen. SÖL-Sonderausgabe, 3. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau, Kiel.

DURST, L. u. H. WILLEKE (1994): Freilandhaltung von Zuchtsauen. KTBL Arbeitspapier 204. Münster-Hiltrup.

ZHANG, H. Q. (1993): Stabilitätsparameter des Deichvorlandes und deren Beeinflussung durch Bewirtschaftungsverfahren. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 297-300

Huminstoffpräparate als Ersatz für degradierte Dauerhumusformen zur Gleichgewichtsstabilisierung ökologischer Systeme

von

Buchhorn, U.

Unter den langfristigen und komplexen Themen angewandter Humusforschung nimmt das Interesse am Monitoring der Humusqualität neben der Untersuchung von Wirkungsmechanismen der Huminstoffe als universeller Bioindikator des Gleichgewichtes von Ökosystemen zu. In mehreren Ländern (Italien: "Vineta mineraria"; Rußland: "Humophos", ...; USA: "Kaliumhumat", ...; Vietnam: "Ammoniumhumat"; Weißrußland: "Tulpan", "Nitrohumat", "Faktor LTD", "Oxihumat") wurden Huminstoffpräparate durch Extraktion aus fossilen Kohlenstoffablagerungen hergestellt und in 0,002-0,005%-iger Konzentration als Kompensationsvariante des Dauerhumus angewendet. Ziel dieses kurzen Plädoyers ist es, eine vorbehaltlose Diskussion über den Stellenwert der extrahierten neben den bodenbürtigen Huminstoffen zu eröffnen.

Boden- und Kohlenhuminstoffe sind Ablagerungsformen pflanzlichen Materials und daher artverwandt. Die Humifizierung ist nach Orlov (1990) die Selektion biothermodynamisch stabiler organischer Verbindungen, die sich in Abhängigkeit von der Stoffwechselintensität und den Anreicherungsbedingungen bilden. Der Prozeß der Inkohlung zeigt starke Ähnlichkeiten, wobei die Faktoren: Menge der organischen Ablagerung, Druck und Temperatur in größerem Maße - mineralische Verbindungen, Wasser- und Sauerstoffversorgung in geringerem Maße eine Rolle spielen.

Die Struktur der Braunkohle kann durch spezielle Oxidations- und Extraktionsbedingungen Eigenschaften bodenbürtiger Huminsäuren erlangen, wie sie z.B. durch D.S. Orlov (1990) beschrieben wurden:

1. die minimale Molekularmasse der Strukturzelle beträgt $\approx 15\ 000$ Einheiten mit 4 N-Atomen
2. der hydrolysierbare Teil der Strukturzelle nimmt $\approx 45\ %$ ein
3. dieses Fragment kann zu ≈ 2 Benzolkarbonsäuren oxidieren
4. die sechsteiligen Zyklen weisen 3- und 4-substituierte Strukturen auf
5. Die Zyklen sind durch Brücken mit Zweifachbindungen verknüpft und schaffen eine ausgedehnte Konjugationskette, die für die Dunkelfärbung zuständig ist ; ...

Im Unterschied zur unearbeiteten Rohkohle bei der die Anreicherung von O- und N-haltigen funktionellen Gruppen durch einen langsamen Mineralisierungsprozeß und die Sorptionseigenschaften durch Porenvolumen und realisiert werden, lassen sich mit Hilfe des Extraktionsverfahrens kolloidale Besonderheiten natürlicher Polymere, wie variable Zusammensetzung, polydisperser Zustand und Einlagerung von Spurenelementen beobachten.

Ebenso kompliziert wie die Untersuchung der Wirkungsweise bodenbürtiger refraktärer Humussäuren (W. Flaig, 1993) ist die ihrer Kompensation durch "Fulvo- und Huminsäurederivate" aus Rohbraunkohle; ihre Fähigkeit einen aktiven Speicher- und Austauschkörper für Wasser und Nährstoffe zu bilden und all jene Funktionen zu übernehmen, welche die Wechselbeziehung mit Mikroorganismen ermöglichen.

Das Resultat ihres Einsatzes läßt empirische Aussagen zu, die den Eigenschaften bodenbürtiger Huminstoffe nahe stehen. Sie nehmen teil:

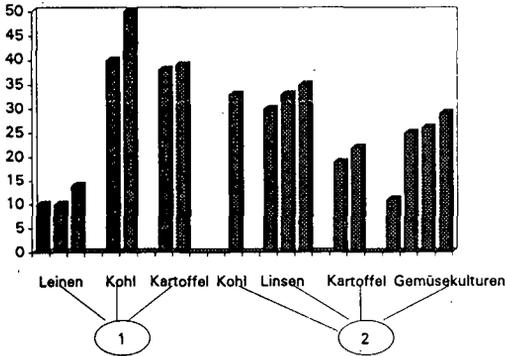
- an der Regulierung des Masseaustausches im Bodensystem mobilisieren Nährstoffe aus den Bodenmineralien, nehmen Einfluß auf die Migration gelöster Stoffe, fixieren Schwermetalle und radioaktive Elemente, sind ökologisch inert
- an der Stimulierung biologischer Aktivität fördern das Wachstum, stärken die unspezifische Widerstandskraft des Organismus.

(W.N. Kulakov, 1993)

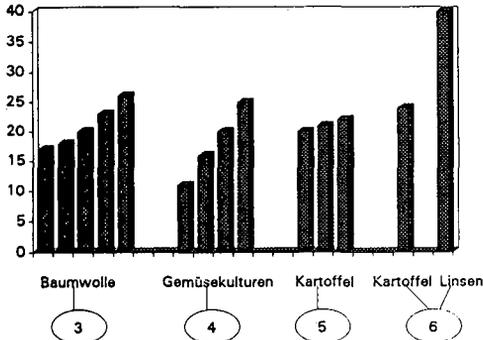
Eine allgemeine Grundregel der Huminstoffanwendung besagt, daß die Migrationsbeweglichkeit im Boden sowie die biostimulierende Wirkung bei niedermolekularen Verbindungen hoch und bei hochmolekularen Verbindungen gering ist und somit jede Aufgabenstellung ein spezifisches ausgewogenes Verhältnis beider Fraktionen erfordert. Großversuche bestätigen positive Ertragseffekte bei der Abstimmung der Präparate auf Bodenqualität und Bedürfnisse der Pflanzen.

Folgende Übersicht enthält teilweise unveröffentlichte Resultate von 35 Untersuchungsergebnissen mit je 3 Wiederholungen und bestätigt einen durchschnittlichen Ertragszuwachs landwirtschaftlicher Kulturen von 20 %.

% Erntezuwasch



% Erntezuwasch



- ① - Kleinparzellenversuche des Landwirtschaftlichen Forschungsinstitutes Leningrad, 1932 - 1933 Anwendung von Ammonium-Humat, "Arbeiten des Institutes", Leningrad, 1932
- ② - Großflächige Feldversuche, Novomoskauer Kohle-Institut und Dnepropetrowsker landwirtschaftliches Institut, 1959-1961, Anwendung von Ammonium-Humat, Wissenschaftlicher Bericht des Novomoskauer Kohle-Institutes 1961 und aus Unterlagen von 32 Kolchosen und Sowchosen des Tulaer Gebietes
- ③ - Akademie der Wissenschaften Turkmens und des Sowchos "Leninism", Anwendung von Ammonium-Humat
- ④ - Institut für Brennstoffe und Sowchos "Osjorui", Anwendung von Natrium-Humat "Huminstoffpräparate zur Ertragssteigerung landwirtschaftlicher Kulturen", L.Motowilowa u.a., Moskau, 1989
- ⑤ - Institut des ROSAGROREM-Projekt und Kolchos "Sawjetui Lenina", 1989, Anwendung von Ammonium-Humat
- ⑥ - Produktionsvereinigung Tula-Kohle, Sowchos "Woskresenski", Versuchsfeld der staatlichen Moskauer Universität

Durch Anwendung der Erkenntnisse und Gesetzmäßigkeiten von Huminstoffvorkommen kann der gezielte Einsatz von Huminstoffpräparate das Nährstoffangebot auf eine für Umwelt und Pflanze vorteilhafte Weise abpuffern und ermöglicht die Entwicklung systematischer Maßnahmen zur Stabilisierung von Ökosystemen (u. a. eines neuen Düngekonzeptes bei der landwirtschaftlichen Nutzung).

So bestimmen Huminstoffe die Qualität des Nährstoffreservoirs unter verschiedenen klimatischen Bedingungen.

Unter den Anforderungen

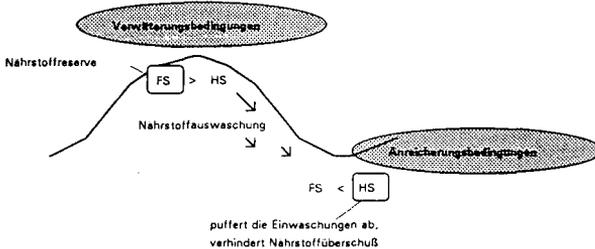
- einer *schnellen Nährstoffverfügbarkeit* überwiegen
fulvate Huminstoffe (FS > HS) :
d. h. *labile pflanzenverfügbare Fraktionen*
- einer notwendigen *Nährstoffabpufferung* überwiegen
humate Huminstoffe (HS > FS) :
d. h. *stabile bioreisistente Fraktionen*

Beispiele :

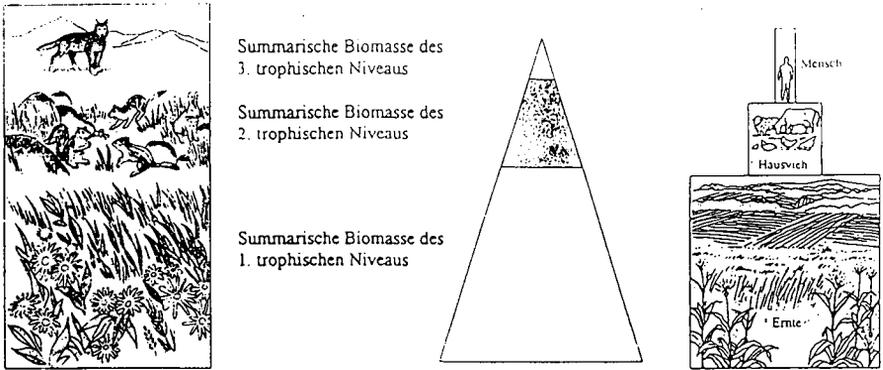
Geoklima- (Klima-) typ	Biomasse- produktion	Nährstoff- umsatz	Nährstoffan- reicherung im Boden	Wasserbilanz Zufuhr ± Verlust	Verhältnis FS + HS (Humusform)
humid, gemä- ßigte Zone	mittel	schnell	gering	Zufuhr überwiegt	FS > HS fulvat
arid, gemä- ßigte Zone	mittel	mäßig	mittel	Verlust überwiegt	FS < HS humat
tropischer Wald	hoch	schnell	gering	Zufuhr überwiegt	FS > HS fulvat
Tundra	gering	schnell	gering	Zufuhr überwiegt	FS > HS fulvat
Steppe (Salzsteppe)	mittel	mäßig	hoch	Verlust überwiegt	FS < HS humat

Bei geringer Anreicherung und schnellem Umsatz der Nährstoffe sowie einer positiven Wasserbilanz überwiegen fulvate ; bei Wasserdefizit und starker Nährstoffanreicherung humate Humusformen.

Schematische Darstellung der natürlichen Bedingungen :



Die Stabilität jedes Ökosystems sowohl auf der Grundlage fulvater als auch humater Humusformen wird durch die Verringerung der summarischen Biomasse mit steigendem tropischen Niveau gewährleistet, was sich in Form einer Pyramide widerspiegelt.



Pyramide der Biomasse (B.J.Nebel, 1993)

Gegenwärtig scheint dieses Verhältnis umgekehrt. Die Kapazität des natürlichen Nährstoffreservoirs bodenbürtiger Huminstoffe ist nicht in der Lage, die Basis für steigende Leistungsanforderungen an das trophische Niveau primärer Biomasseproduzenten zu bilden. Ursache dafür ist nachgewiesenermaßen eine negative Bilanz des "Dauerhumus" fast aller geoklimatischen Zonen in Folge antropogener Einflüsse, wie Bodennutzung, unterschiedlicher Emissionen und Klimaveränderungen, welche die Existenzbedingungen des Humus zu Gunsten seiner Mineralisierung und nicht der Anreicherung verlagern. Damit verbunden sind - Auswaschung von Nährstoffen in das Grundwasser, Zerfall der Aggregate, Zerstörung der Bodenstruktur, Verringerung der Austauschkapazität, Degradierung der Bodenmikroflora, und Rückgang der Artenvielfalt.

Es treffen drei langfristig nicht zu vereinbarende Faktoren aufeinander - schneller Stoffumsatz, intensive Mineralisierung stabiler Humusformen und immer geringere Chance der Nährstoffanreicherung, was die Degradierung der Bodenfruchtbarkeit und das Kippen des Ökosystemgleichgewichtes nach sich zieht. Ohne den Zugriff auf huminstoffähnliche fossile Kohlenstoff-Strukturen läßt sich dieser Kreislauf kaum unterbrechen - zumal die alternative Nutzung der in Braunkohle gespeicherten Energie organischer Substanz zur Stabilisierung ökologischer Systeme wesentlich sinnvoller erscheint als der Verbrauch ihres reinen Brennwertes.

Literatur :

Flaig, W. (1993): Mögliche Beeinflussung von Stoffwechsel und Ertrag der Pflanzen durch Huminstoffe - in: Refraktäre organische Säuren in Gewässern, Mitteilung XII der Senatskommission für Wasserforschung S.233-253
Globale Analyse der Belastbarkeit und Tragfähigkeit von Böden, Ökologische Grenzen der Belastbarkeit - in: Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden, Jahresgutachten (1994) S.59-66
Kulakov, W.N. (1993): Huminstoffdünger retten das russische Feld, Tula, S.45-47
Nebel, B.J. (1993): Environmental Science, The Way the World Works, Dep. of Biology, Catonsville, S.82
Orlov, D.S. (1990): Huminsäuren des Bodens und allgemeine Theorie der Humifizierung, Moskauer Univ., S.230

**Untersuchungen zur Bepflanzbarkeit von Abdecksystemen auf
oberflächen-gedichteten Deponien für Haus- und Siedlungsabfälle
neuerer Prägung**

von

Curtius, M., A. Barth und H. Bohne

1. Einleitung

Die TA Siedlungsabfall sieht vor, Deponien für Haus- und Gewerbemüll der Güteklasse II an ihrer Oberfläche mit einer Kombinationsdichtung aus Ton und Folie abzudecken. Die Folie als Sperrschicht kann die Menge der Sickerwässer deutlich verringern und den Austritt von Deponiegasen unterbinden. Andererseits wirkt sie als Wasserdampfsperre, die den kapillaren Aufstieg von Wasser verhindert. Im Zusammenspiel mit hohen Temperaturen in der Abdeckschicht (bis zu 70°C) führt dies in niederschlagsarmen Zeiten zu einer extremen Austrocknung des Abdeckbodens.

2. Versuchsfragen

1. Vergleich verschiedener Abdecksysteme in ihrer Wirkung auf:

- a) Wärme-, Gas- und Wasserhaushalt
- b) das Gehölzwachstum

2. Eignungsprüfung verschiedener Gehölzarten zur Rekultivierung.

3. Material und Methoden

3.1. Aufbau der Versuchsflächen (A, B, C, D)

Die Versuchsflächen haben eine Größe von 16 x 20 m, ein Gefälle von 15° und sind nach Süden exponiert. Sie liegen in einer Höhe von 80 - 100 m.

Die Variante A in Abb. 1 entspricht dem Abdichtsystem der Deponieklasse II der TA Siedlungsabfall mit kombinierter mineralischer Dichtung und PEHD-Folie, Variante C dem Abdichtsystem für Deponieklasse I (ohne Folie). Der Aufbau von Profil B entspricht dem von A mit dem Unterschied, daß anstelle von Kies Bauschutt in die Dränschicht eingebaut wurde. In Variante D wurde auf das Rohplanum nur Ober- und Unterboden aufgetragen. Der Oberboden kann mit 90% Sandgehalt und 6,6% organischer Substanz als stark humoser Sand bezeichnet werden. Der Unterboden besteht zu über 90% aus Sand.

Dipl.-Ing. M. Curtius, Dr. H. Bohne,

Universität Hannover, Inst. f. Obstbau u. Baumschule, Am Steinberg 3, 31157 Sarstedt

Dipl.-Ing. A. Barth,

Universität Hannover, Inst. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

3.2. Pflanzenauswahl

Es wurden die Baumarten Feldahorn, Schwarzerle, Grauerle, Zitterpappel und Robinie und die Straucharten Schlehe, Apfelrose, Grauweide und Kriechweide als zweijährige Sämlinge oder Stecklinge verwendet.

4. Ergebnisse

4.1. Wärmeentwicklung

Das Temperaturniveau in 1 m Tiefe lag etwa 5°C höher als auf einem vergleichbaren Standort außerhalb der Deponie. Die maximalen Bodentemperaturen betragen in 25 cm Tiefe 25 - 30°C.

4.2. Gashaushalt

Vor dem Einbau der Abdeckungen traten hohe Deponiegaskonzentrationen bis zu 52%Vol CH₄ + CO₂ auf. Nach dem Einbau der Abdeckungen ließen sich auf den Flächen C und D bis 10%Vol und auf den Flächen A und B bis 2%Vol CH₄ + CO₂ feststellen. Der für das Wurzelwachstum entscheidende O₂-Anteil der Bodenluft lag überall und zu jedem Zeitpunkt über 10 %Vol.

4.3. Wasserhaushalt

1992 traten in 50 cm Bodentiefe nur auf Fläche A häufiger Wasserspannungswerte zwischen 400 und 500 hPa auf. 1993 glichen sich die Unterschiede weitgehend an. In 1m Tiefe lagen die Wasserspannungen bei max. 150 hPa.

4.4. Einfluß der Art der Deponieabdeckung auf das Wachstumsverhalten

Die Ausfälle direkt nach der Pflanzung (Pappel unberücksichtigt) stiegen von A (4,5%) nach B (7,5%), C (14,2%) und D (25,4%). Fläche A bringt im ersten Standjahr ein deutlich höheres Gehölzwachstum hervor als die übrigen Varianten.

Im 2. Standjahr ergeben sich für die Trockensubstanzen keine signifikanten Unterschiede. Verrechnet man jedoch die Ergebnisse ohne die von Robinie zeigt sich ein deutlicher Unterschied von Variante A zu allen anderen, welche sich wiederum voneinander nicht unterscheiden (vergl. Abb. 2).

4.5. Einfluß der Gehölzart auf das Wachstumsverhalten

Die Trockensubstanzgewichte von Robinie unterscheiden sich im 2. Standjahr signifikant von allen anderen Gehölzarten (vergl. Abb. 3). Verrechnet man die Ergebnisse ohne die der Gattung Robinie, so ergeben sich weitere Unterschiede zwischen den übrigen Gehölzarten (vergl. Abb. 4).

5. Diskussion

Auf Fläche A ließ sich 1992 gegenüber den übrigen Varianten ein stärkeres Pflanzenwachstum feststellen, das sich in einem stärkeren Wasserverbrauch und damit höheren Wasserspannungen widerspiegelt.

Im Folgejahr findet sich diese Tendenz bei den Trockengewichten zunächst nicht wieder. Läßt man jedoch die unspezifisch reagierende Robinie unberücksichtigt, ergibt sich auch hier ein gesicherter Wachstumsvorteil auf Fläche A.

Die Ursachen für das deutlich bessere Wachstum auf A lassen sich allerdings nicht in der Entwicklung des Wärme-, Gas- oder Wasserhaushalts finden.

Die Wasserspannungen in 50 und 100 cm Tiefe deuten an, daß bei allen Varianten zu jedem Zeitpunkt ein ausreichender Wasservorrat vorhanden war.

Die maximalen Temperaturen lagen weit unter den Erwartungen und hatten vermutlich keinen negativen Einfluß auf das Wurzelwachstum.

Der Gashaushalt stellte sich für das Gehölzwachstum auf allen Varianten gleichermaßen optimal dar, so daß auch von dieser Seite kein divergierender Einfluß festzustellen ist.

Bei Grabungen zu Wurzeluntersuchungen wurde auf Fläche D in ca. 50 cm Tiefe eine nicht durchwurzelte verdichtete Schicht festgestellt, die sich durch das zeitweise Auftreten positiver Wasserdrücke bestätigte. Hier wurde entgegen der Ausschreibung wesentlich tonigeres Material in den Unterboden eingebaut. Die dort festgestellte geringere Durchwurzelungstiefe ließe einen Nachteil der Wasserversorgung vermuten, der hier jedoch wahrscheinlich durch die höhere Wasserspeicherleistung des Bodens ausgeglichen werden konnte, so daß keine Wachstumsunterschiede zu den Varianten B und C zu erkennen sind.

Unabhängig von den Wachstumsbedingungen, die in dem Aufbau der einzelnen Varianten begründet sind, wirken sich die Witterungsbedingungen beim und unmittelbar nach dem Pflanzen sehr stark auf das weitere Gehölzwachstum aus. Der Versuch wurde unter extremer Hitze in der Reihenfolge A, B, C, und D aufgepflanzt. Dabei lag zwischen der Pflanzung von A und B ein Zeitraum von 14 Tagen. Dieses wird auch bei gesicherter Wasserversorgung der Pflanzen der entscheidende Wachstumsvorteil auf Fläche A gewesen sein.

Aus anderen Untersuchungen mit Gehölzen ist bekannt, daß die Vitalität der Pflanzen zum Pflanztermin einen entscheidenden Einfluß auf das weitere Wachstum hat. Für eine langfristig erfolgreiche Begrünung haben daher neben der Optimierung der Standortbedingungen eine optimale Gestaltung der Anwuchsbedingungen und die Auswahl des Pflanzenmaterials eine hohe Bedeutung.

Aus den überraschend niedrigen Deponiegasgehalten auf der Fläche D kann nicht geschlossen werden, daß eine Abdeckung mit Sand ausreichend ist. Wie bereits erwähnt, wurde im Unterboden ein tonigeres Material eingebaut, das bei der Aufbringung des Oberbodens stark verdichtet wurde. Diese Verdichtungsschicht kann ähnlich gewirkt haben wie die Tonabdeckung in Variante C.

Die Verwendung eines Sandbodens als Oberboden ist unter dem Aspekt des Gashaushaltes für das Pflanzenwachstum positiv zu beurteilen. Durch die gute Durchlüftung können geringe Mengen CH_4 umgesetzt werden, ohne daß es zu einem Sauerstoffmangel für die Wurzel kommt.

Unter den gegebenen Bedingungen scheint eine Abdeckung mit Ton oder eine starke Verdichtung eines stark tonhaltigen Substrates ausreichend, um das Einströmen von Deponiegas in den Wurzelraum niedrig genug zu halten.

Die Robinie profitierte als Pflanze des kontinentalen Klimas von den erhöhten Bodentemperaturen und den mesoklimatischen Bedingungen des Südhangs bei längerfristig hohen Sommertemperaturen (vergl. Abb. 3). Das schlechte Abschneiden der Arten Pappel und Schlehe läßt sich z.T. auf die Wachstumskonkurrenz der benachbarten Robinie zurückführen (vergl. Abb 4).

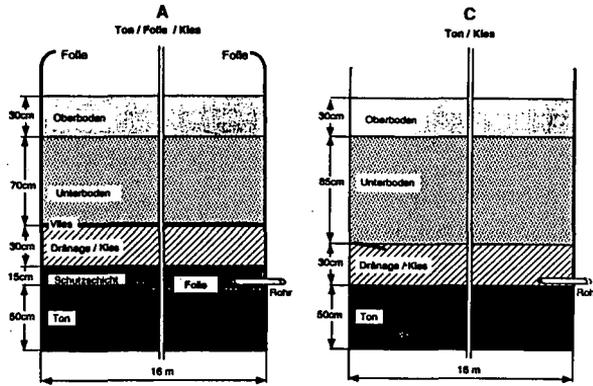


Abb. 1: Profil der Abdeckschichten der Versuchsfelder A und C

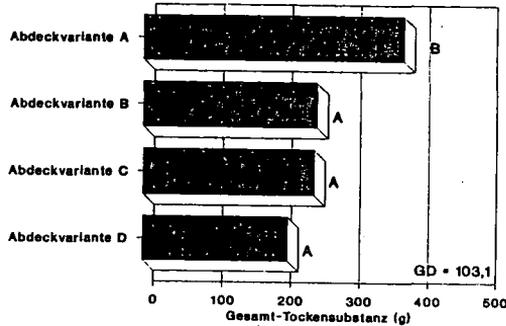


Abb. 2: Einfluss der Abdeckvariante auf die Trockensubstanz (ohne Robinie)

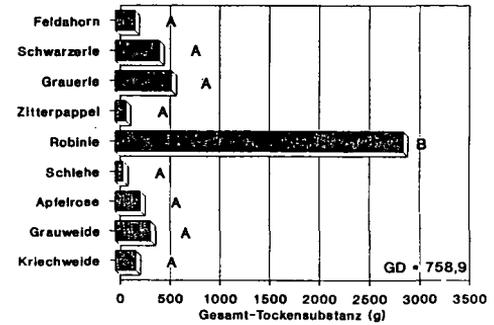


Abb. 3: Einfluss der Gehölzart auf die Gesamttrockensubstanzbildung

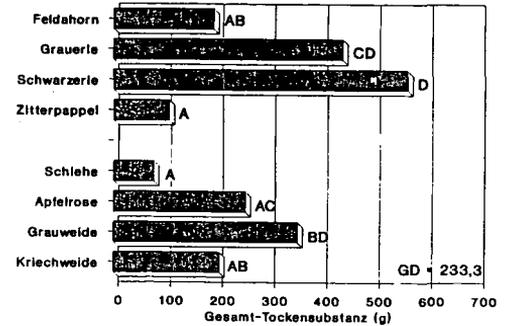


Abb. 4: Einfluss der Gehölzart auf die Gesamttrockensubstanzbildung (ohne Robinie)

Humushaushalt und Regenwurmaktivität auf einem verschieden intensiv genutzten lehmigen Sandboden

von

Ellmer, F.* , S. Krück* und M. Joschko**

Einleitung

Ein wesentliches Kriterium für das Gestalten von Bodennutzungssystemen sind bodenökologische Aspekte. In dem Zusammenhang nimmt die organische Bodensubstanz eine Schlüsselstellung ein. Sie wird einerseits von den Bewirtschaftungsmaßnahmen direkt beeinflusst und ist andererseits eng mit dem Bodenleben verknüpft. Auf sandigen Böden mit vergleichsweise niedrigen Humusgehalten ist dies besonders relevant. Deswegen werden in einem komplexen Feldversuch auf einem lehmigen Sandboden die Auswirkungen verschieden intensiver Bodennutzung auf die organische Bodensubstanz und den Regenwurmbesatz untersucht.

Material und Methoden

Seit 1991 wird auf der Barnimhochfläche nordöstlich Berlins (lehmiger Sand; FA: 8,6 %; Ct: 0,59 %; nFK: 14,2 mm/dm im Ap-Horizont) ein dreifaktorieller Feldversuch betrieben (Abb. 1). Mit abgestuft intensiven Fruchtfolgen, Bodenbearbeitungssystemen und Düngungsregimen sind dort primäre Größen der ackerbaulichen Bodennutzung in mehrfacher Abstufung verknüpft worden, um Untersuchungen der Prozesse im System Boden-Pflanze in größerer Breite zu ermöglichen (Ellmer et al. 1994).

Im Jahre 1994 wurde die Regenwurm-tätigkeit unter Winterweizen in verschiedener Fruchtfolgestellung (Vorfrüchte: Grünbrache [Grbr], Kartoffeln [Ka] ohne organische Düngung, Silomais [SM] mit organischer Düngung, Klee-gras [Klgr]) und mit differenzierter Bodenbearbeitung (konventionell, konservierend) ermittelt (Krück 1995). Dazu sind Ende April sowie Ende August in vier Wiederholungen aus jedem Teilstück jeweils zwei Stichproben von 1/8 m² aus 20 cm Tiefe entnommen und vor Ort nach Regenwürmern durchsucht worden. Am gleichen Standort sind unter Dauergrünbrache, welche zu Vergleichszwecken dient, die Arten *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus*, *L. castaneus*, *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea* und *Allolobophora chlorotica* festgestellt worden.

Die organische Bodensubstanz ist an Frühjahrsbodenproben (0-30 cm) anhand der Gesamtkohlenstoff- (C_t), heißwasserlöslichen Kohlenstoff- (C_{hw}) und Gesamtstickstoffgehalte (N_t) quantifiziert worden.

* Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Landwirtschaftlichen Pflanzenbau
Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

** Institut für Bodenforschung im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung Müncheberg
Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

Prüffaktor A - "Fruchtfolge/Betriebstyp"			
a 1	a 2	a 3	a 4
"Extensiver Marktfruchtbetrieb"	"Viehloser Marktfruchtbetrieb"	"Gemischtbetrieb mit geringem Viehbesatz"	"Gemischtbetrieb mit hohem Viehbesatz"
Grünbrache	Kartoffel	Silomais (1 DE) ¹⁾	Klee gras
Winterweizen	Winterweizen	Winterweizen	Klee gras
Wintergerste	Wintergerste /SZF ²⁾	Wintergerste /SZF ²⁾	Winterweizen WZF ²⁾ // Silomais (3 DE) ¹⁾ Winterweizen Wintergerste
Prüffaktor B - "Bodenbearbeitung"			
b1		b 2	
"Konventionelle Bodenbearbeitung" 3)		"Konservierende Bodenbearbeitung" 4)	
Prüffaktor C - "Stickstoffdüngung"			
c 1		c 2	
"Mineral-N-Düngung" 5)		"Ohne Mineral-N-Düngung"	

1) DE = Dungeinheit Gülle (entspr. 80 kg/ha N); 2) SFZ = So.-zwischenfr., WZF = Wi.-zwischenfr.

3) 30 cm mit Pflug; Zwischenfr. zur Gründung

5) Getr. 80, Kart. 100, Mais 150 kg/ha N

4) 15 cm mit Grubber; Mulchsaat von Mais und Kartoffeln nach abfrierenden SZF (a₂, a₃) bzw. WZF (a₄)

Abbildung 1: Komplexer Feldversuch Bodennutzungssysteme / Anlageschema

Ergebnisse

Organische Bodensubstanz

Nach drei Jahren verschieden intensiver Bodennutzung sind auf dem lehmigen Sandboden bereits deutliche Differenzierungen im Humusstatus eingetreten (Abb. 2).

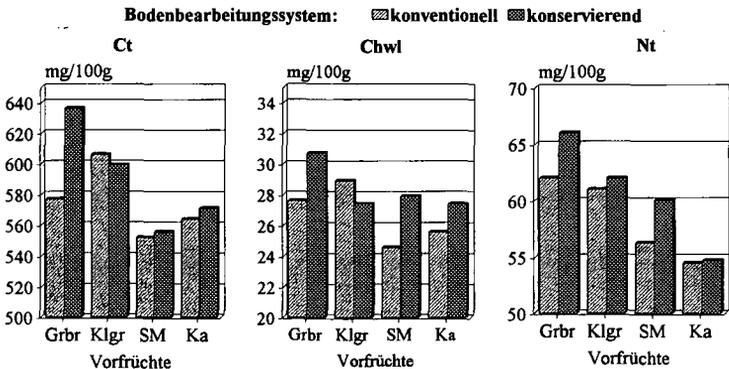


Abbildung 2: Einfluß von Vorfrucht und Bodenbearbeitung auf Parameter der organischen Bodensubstanz unter Winterweizen (3. Versuchsjahr 1993)

Die höheren C_t-Gehalte nach Grünbrache und Klee grasvorfrucht sind von den Varianten mit geringerem Anfall organischer Primärsbstanz zunächst nur tendenziell verschieden.

Nach Grünbrache, bei der die oberirdisch gewachsene Biomasse belassen wurde, führte die reduziert-konservierende Bodenbearbeitung jedoch zu einem signifikanten Anstieg des C_1 -Gehaltes um 69 mg/100 g. Die am C_{hwl} -Gehalt gemessene umsetzbare organische Substanz ist stärker differenziert. Dabei bewirkt die konservierende Bodenbearbeitung mit Ausnahme der Vorfruchtvariante Kleegras signifikant höhere Werte als die konventionelle Pflugarbeit. Ursache ist das flachere Einarbeiten der organischen Primärschicht in diesem Bearbeitungssystem (15 cm Arbeitstiefe). Auch der N_1 -Gehalt ist in ähnlicher Weise abgestuft, wobei hier die Fruchtfolge stärker zum Tragen kommt. Verschieden intensive Bodennutzung löst auf sandigen Böden offenbar rasche Veränderungen im Humusstatus aus, die verglichen mit stärker puffernden Standorten (Claupen 1993) wesentlich intensiver verlaufen.

Regenwurmbesatz

Im Gegensatz zur Bodenruhe bei Dauergrünbrache konnten im ackerbaulich genutzten Boden unter Winterweizen nur die beiden Arten *L. terrestris* und *A. caliginosa* nachgewiesen werden, wobei die geophage Art *A. caliginosa* deutlich dominierte. Die ackerbaulichen Eingriffe haben die potentielle Besiedlung also stark beeinträchtigt. Die aktuellen Besatzdichten der Regenwürmer waren aber stark von der Nutzungsintensität geprägt und schwankten zwischen 10 und 168 Tieren je m^2 (Abb. 3).

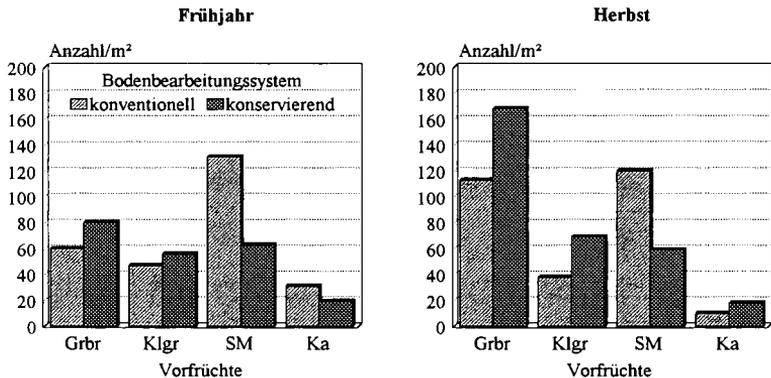


Abbildung 3: Individuendichten von Regenwürmern unter Winterweizen nach verschiedenen Vorfrüchten und unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Nach den legumen Vorfrüchten wurden im Frühjahr wie im Herbst jeweils höhere mittlere Individuendichten als nach Kartoffelvorfrucht festgestellt. Dies ist eine positive Folge größerer Rückstandsmengen und längerer Bodenruhe. Konservierende Bodenbearbeitung wirkte sich dabei überwiegend günstig auf den Regenwurmbesatz aus. Die Pflugarbeit nach Silomais mit gleichmäßig tiefem Einbringen der Stoppeln hatte allerdings ein davon abweichendes Bild zur Folge. In dieser Variante wurden auffallend hohe Individuendichten festgestellt. Beobachtungen deuten darauf hin, daß die tief eingearbeiteten, nur langsam verrottenden Stoppeln von den Jungtieren als Refugium aufgesucht werden.

Bei den Biomasse-Ergebnissen, die zwischen 5 und 60 g/m² variierten, hob sich die Silomaisvariante weniger deutlich von den anderen ab, weil ein überdurchschnittlich hoher Anteil von Jungtieren vorhanden war (Abb. 4).

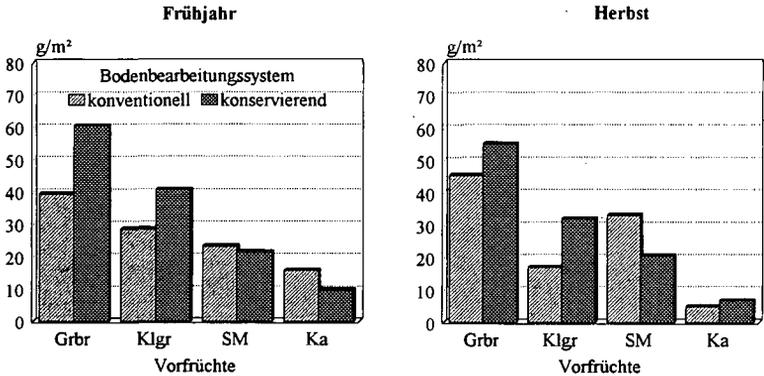


Abbildung 4: Biomasse der Regenwürmer unter Winterweizen nach verschiedenen Vorfrüchten und unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Insgesamt fällt hier vor allem eine gute Übereinstimmung mit der Abstufung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz (vgl. Abb. 2) auf. Damit wird belegt, daß die Lebensbedingungen für die Regenwürmer auf dem untersuchten Standort in hohem Maße vom Humushaushalt beeinflusst werden.

Schlußfolgerungen

Fruchtartwahl und Fruchtfolge in Verbindung mit bodenschonend-konservierenden Bearbeitungssystemen ermöglichen auf sandigen Standorten günstige bodenökologische Wirkungen. Einjährige Grünbrache mit Leguminosenanteil sowie zweijährig genutztes Klee gras sind einerseits gute Vorfrüchte für Weizen. Andererseits bieten sie bessere Entwicklungsbedingungen für die Regenwürmer als beispielsweise Kartoffeln, die mit stärkeren Bodeneingriffen angebaut werden und nur wenig organische Rückstände hinterlassen. Die organische Bodensubstanz als universeller Stoff, mit dem alle biotischen und abiotischen Prozesse im System Boden-Pflanze eng verknüpft sind, ist für Regenwürmer essentielle Lebensbedingung. Sie unterliegt insbesondere auf sandigen Böden einer starken bewirtschaftungsbedingten Dynamik, die erhebliche Auswirkungen auf das Bodenleben nach sich zieht. Umweltschonende Bodennutzungsstrategien müssen an diesem Sachverhalt gemessen werden.

Literatur

CLAUPEIN, W. (1993): Möglichkeiten und Grenzen der Extensivierung im Ackerbau. - Wirkungen der Bewirtschaftungsintensität auf die langfristige Produktivität und Stabilität von Agrarökosystemen und deren Umweltwirkungen. - Georg-August-Univ. Göttingen, Habil.-Schrift.

ELLMER, F.; PESCHKE, H.; SCHMIDT, O.; ERDMANN, H.-P. (1994): Stoffdynamik im System Boden-Pflanze. Erste Ergebnisse aus einem komplexen Feldversuch.- In: Ökolog. Hefte d. Landw.-Gärtn. Fakultät Berlin.- H. 1.- S. 77-86

KRÜCK, S. (1995): Untersuchungen zu Regenwurmpopulationen in verschiedenen Nutzungssystemen auf einem lehmigen Sandboden. - Humboldt-Univ. Berlin, Diplomarbeit

Reaktion von Bodenorganismen auf moderne Restaurationsmaßnahmen im Waldbau

von

Emmerling, C., D. Torgau und D. Schröder

Einleitung

Infolge der Sturmkatastrophen in den vergangenen Jahren sind in den Mittelgebirgen ausgedehnte Windwurfflächen entstanden. In Rheinland-Pfalz sind v.a. flachgründige, basenarme und staunasse Böden der Feuchtestufe 8/9 betroffen.

Im Rahmen der Bodenrestoration zur Neuaufforstung haben sich verschiedene mechanisierte Pflanztechniken etabliert, wie z. B. die modifizierte Baggerpflanzung, die Waldfräse der Fa. Pein-Plant (Rotavator II) oder die Stockfräse der Fa. Krohn. Auf einer Versuchsfläche in Landscheid bei Trier werden in Zusammenarbeit mit der Forstlichen Versuchsanstalt Trippstadt die Auswirkungen der genannten Pflanztechniken u.a. auf bodenmikrobiologische Eigenschaften und die Besiedlung durch ausgewählte Bodentiere verfolgt. Zum Vergleich dient eine Kontrollfläche mit Lochpflanzung. Alle Verfahren beinhalten zusätzlich eine Meliorationskalkung.

Material und Methoden

Die Böden der Untersuchungsfläche sind als ausgeprägte, basenarme Pseudogleye aus Lößlehm über einer Fließerde aus dem Oberen Buntsandstein zu charakterisieren. Größeres Ast- und Stubbenmaterial wurde vor Anlage des Versuches zu Wällen zusammengebracht. Die Vergleichsfläche weist daher auch keine komplette Streuauflage mehr auf (Of,h - Sw - IISd - Profil). Die Baggerpflanzung erfolgte im Spätherbst 1993, Pein-Plant- und Krohnfräsen konnten erst nach trockener Witterung im Sommer 1994 eingesetzt werden. Die Bepflanzung dieser Parzellen schloß sich im November 1994 an. Die Aktivität der Bodenmikroorganismen wird mittels DMSO-Reduktase- Aktivität angegeben. Die Probenahme für die bodenmikrobiologischen Untersuchungen erfolgte im Herbst 1994 in 4-facher Wiederholung. Dazu wurden Mischproben aus den Pflanzspalten, Frästreifen, bzw. -flächen aus 0-5cm, 5-15cm und 15-30cm Tiefe entnommen. Für Collembolen, Acari und Enchytraeen als Vertreter der Bodenfauna wurde vergleichsweise verfahren. Hierzu wurden jeweils 10 Stechringe von 100 cm² entnommen. Die Bodentiere wurden in einer modifizierten MacFadyen- Apparatur ausgetrieben. Enchytraeen wurden naß extrahiert. Im folgenden sind die Ergebnisse nur für den Oberboden dargestellt.

Ergebnisse

1. Dimethylsulfoxid-Reduktase- Aktivität

Die Aktivität der Bodenmikroflora wird sehr deutlich von den Bodenrestaurationsmaßnahmen beeinflusst. In Abb.1 sind die DMSO-Reduktase-Aktivitäten des Oberbodens (0-5cm, 5-15cm) vom Herbst 1994 dargestellt. Im Vergleich zur Kontrolle fallen die extrem niedrigen Aktivitätswerte in der Bagger-Variante auf. In

der Variante mit Rotavator (Pein-Plant) spiegelt sich die Fräs Wirkung wider, indem ein einheitlicher Oberboden geschaffen wird. Hieraus resultieren in beiden Tiefen ähnliche Aktivitätswerte bei vergleichsweise mittlerem Niveau. Hohe mikrobielle Aktivitäten weist demgegenüber die Variante mit Krohnfräse auf, allerdings ist auch hier zusätzlich organisches Material (Äste, Stubben) mit in den Boden eingefräst worden, was bei den übrigen Varianten nicht der Fall war.

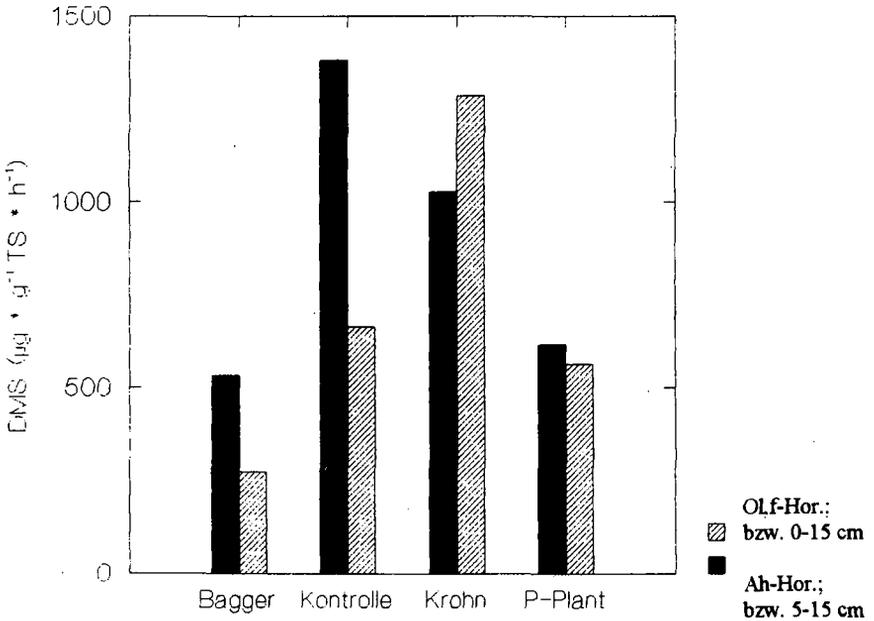


Abb. 1: DMS-Raten in den Oberböden der verschiedenen Varianten im Untersuchungsgebiet Landscheid

2. Abundanzen von Collembolen, Acari und Enchytraeen

Die ermittelten Abundanzen von Collembolen, Acari und Enchytraeen sind insgesamt für Waldböden ausgesprochen niedrig. Im Vergleich zur Kontrollfläche ist die Abundanz der Mesofauna nach erfolgtem Bodeneingriff im Herbst 1994 stark herabgesetzt. Dies gilt im besonderen für Collembolen und Milben in der Bagger- und Pein-Plant- Variante (Abb.2). Lediglich in der Krohnfläche liegen die Abundanzen der Milben etwas höher als in den übrigen Pflanzvarianten.

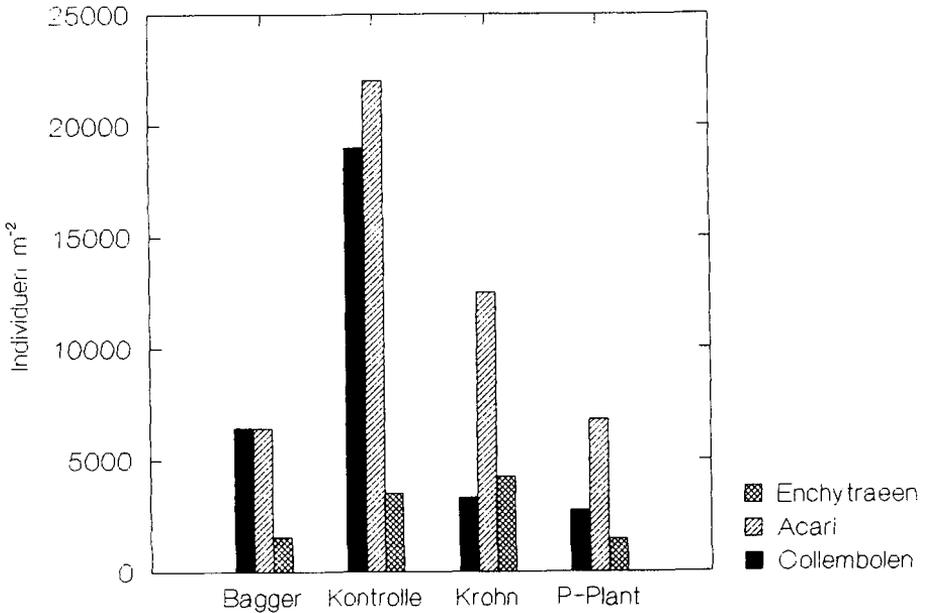


Abb. 2: Abundanzen von Collembolen, Acari und Enchytraeen in den Oberböden der verschiedenen Varianten im Untersuchungsgebiet Landscheid

Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse ermöglichen lediglich Aussagen über die kurzfristigen Auswirkungen der Bodenrestaurationsstechniken. Die Baggerpflanzung und die Pein-Plant- Fräse hinterlassen Pflanzspalte und Frässtreifen von ca. 30-40cm Breite und ca. 50cm Tiefe, wobei der Rotavator einen relativ homogen eingemischten Frässtreifen schafft. Diese Bereiche übten bei Niederschlägen eine Art Dränagewirkung aus und waren für längere Zeit extrem naß. Hieraus lassen sich u.U. die niedrigeren mikrobiellen Aktivitäten ableiten. Die Krohnfräse arbeitet flächig und es wird vergleichsweise viel organisches Material in den Fräskörper eingebracht, da auch verbliebenes Ast- und Stubbenmaterial eingearbeitet wird. Dieser Effekt wirkte sich offenbar positiv auf die DMSO- Reduktase- Aktivität aus.

Bei allen geprüften Bodenrestaurationsstechniken wird der natürliche Lebensraum Waldboden für die Mesofauna zerstört. Die natürliche Stratifikation wird aufgehoben, indem die Ol,f- Horizonte und damit auch die Nahrungsressourcen mit Unterbodenmaterial vermischt werden. Im Vergleich zur Kontrollfläche sinken die Besatzdichten der Oberböden auf allen Varianten drastisch ab. Hervorzuheben ist allerdings, daß dies bei den Bagger- und Pein-Plant- Varianten nur für den angegebenen schmalen Bereich gilt, während bei der Krohn-Fräse die gesamte Fläche betroffen ist. Die ebenfalls vergleichsweise niedrigen Abundanzen in der Kontrollfläche sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß im Zuge der Räumungsarbeiten ebenfalls ein Großteil des Ol-Horizontes zu den Wällen geräumt wurde. Bei der gleichzeitigen Betrachtung einer "falschen Zeitreihe" von 5jährigen und 8jährigen Fräsflächen (nur Krohnfräse) auf nahezu vergleichbaren Substraten zeigt sich aber mittelfristig, daß die mittleren Abundanzen von Collembolen, Acari und Enchytraeen wieder deutlich ansteigen, das Niveau der jeweiligen Kontrollflächen aber noch nicht erreicht wird. Lediglich die Artenzahl, Abundanz und Biomasse von Regenwürmern nimmt mit dem Alter der Fräsflächen deutlich zu, was v.a. auch auf den Einfluß der Kalkungsmaßnahmen zurückgeführt werden muß. Im Untersuchungsgebiet Landscheid ist dieser Einfluß noch nicht erkennbar.

Zusammenfassung

In einem Freilandversuch werden die Auswirkungen moderner Bodenrestaurationsstechniken für die Wiederaufforstung von Windwurfflächen auf bodenmikrobiologische und -zoologische Parameter geprüft. Alle Pflanzstechniken (Bagger, Rotavator, Krohnfräse) hinterlassen Oberböden, die sich durch eine niedrige DMSO-Reduktase-Aktivitäten und eine geringere Besatzdichte von Springschwänzen, Milben und Enchytraeen auszeichnen. Die mitgeteilten Ergebnisse geben aber nur die kurzfristigen Auswirkungen der Pflanzstechniken wieder.

Ein Methodenvergleich zur Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration

von

Eulenstein, F.¹, A. Kedziora², U. Schindler³, L. Ryszkowski² und A. Werner¹

Problemstellung

Für die Beantwortung einer Vielzahl von ökologisch relevanten Fragestellungen ist die zutreffende Bestimmung der klimatischen Wasserbilanz die entscheidende Grundvoraussetzung. Dieses trifft sowohl für die Ermittlung der räumlichen und zeitlichen Ausbreitung punktförmiger Stoffeinträge als auch für die Beurteilung der quantitativen Grundwasser-Neubildung und der Gebietsabflüsse von Landschaften zu.

Bei der Modellierung der einzelnen Komponenten des Landschaftswasserhaushaltes ist es im Hinblick auf die entscheidenden, meteorologischen Eingabeparameter völlig gleichgültig, ob mit vereinfachten (z. B. Platten- oder Kaskadenmodellen) oder mit deterministischen oder stochastischen Modellansätzen gearbeitet wird.

Letztere haben häufig den Nachteil, daß die notwendigen bodenbezogenen Modellparameter nicht flächendeckend erhoben werden können. Darüber hinaus liefern die einfachen Simulationsmodelle häufig zutreffendere Ergebnisse als kompliziertere Kalkulationsansätze (BECKER et al. 1991). Alle Ansätze zur Modellierung haben gemeinsam, daß sie eine möglichst hohe Güte der meteorologischen Eingangsdaten benötigen. Diese Anforderungen betreffen sowohl die zu erfassenden Niederschläge als auch die meteorologischen Parameter, aus denen die potentielle Verdunstung berechnet wird. Auf der anderen Seite stehen seit kurzer Zeit Meßinstrumente zur Verfügung, die eine unkomplizierte und schnelle Bestimmung der Bodenwassergehalte und der notwendigen meteorologischen Daten ermöglichen. Ein solches Meßverfahren zur Bestimmung der Bodenwassergehalte stellt die TDR-Technik (Time Domain Reflectometry) dar. Verschiedene Hersteller bieten Geräte zur überwiegenden Punktmessung mit Sensoren zwischen 10 und 30 cm an. Zur Beurteilung der Funktion unterschiedlicher Landnutzungstypen im Landschaftswasserhaushalt eignet sich vor allem ein Meßsystem, das es gestattet, die integrale Messung der Bodenwassergehalte über 120 cm Bodentiefe vorzunehmen. Mit vier Sondenpaaren werden die Bodenkompartimente 0-30 cm, 0-60 cm, 0-90 cm, 0-120 cm in definierbaren Zeitintervallen gemessen.

Innerhalb einer 8-tägigen Meßperiode, vom 08.06.1994 bis zum 15.06.1994, wurden Vergleichsmessungen zwischen den mittels der TDR-Technik ermittelten Bodenwassergehalten und meteorologischen Meß- und Kalkulationsverfahren zur Bestimmung der aktuellen Verdunstung eines Haferbestandes durchgeführt.

Methode

1. TDR - Messung

Auf einer 1 ha großen Fläche wurde ein Transekt, bestehend aus 10 TDR-Meßstellen, eingerichtet. Alle Kompartimente (0 - 30, 0 - 60, 0 - 90 cm) wurden 3 - 4 mal täglich abgelesen. Aus der Abnahme der Bodenwassermengen kann unter Berücksichtigung der Niederschläge die gesamte Verdunstung berechnet werden, wenn die gesamte Ausschöpfung des pflanzenverfügbaren Wassers erfaßt wird. Darüber hinaus wurden in einem 10 mal 10 m Raster, also an 100 Punkten, Bodenproben bis 120 cm Tiefe entnommen und getrocknet. Aufgrund des vorhergehenden Niederschlags und der Witterungsverhältnisse kann davon ausgegangen werden, daß die Böden auf das Niveau der Feldkapazität aufgesättigt waren. Die räumliche Variabilität dieses Parameters "Feldkapazität bis 120 cm Bodentiefe" ist in der Abbildung 1 dargestellt. Die zwischen den 100 Meßpunkten liegenden Werte sind durch lineare Interpolation zugeordnet worden.

Durch dieses Interpolationsverfahren konnte für 8100 Rasterelemente der untersuchten Fläche eine repräsentative Verdunstungsmenge errechnet werden.

¹ ZALF-Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme

² Research Center for Agricultural and Forest Environment, Polish Academy of Science, Poznan

³ ZALF-Müncheberg, Institut für Hydrologie

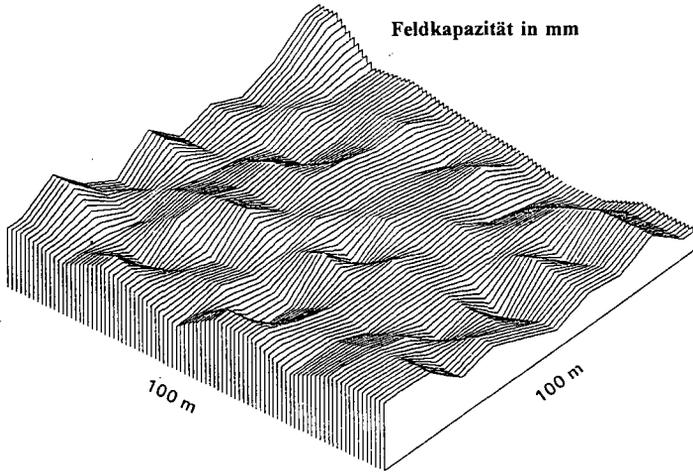


Abb. 1: Räumliches Verteilungsmuster der bei Feldkapazität gebundenen Wassermengen in 120 cm Bodentiefe (Fläche: 1ha)

2. Ermittlung der potentiellen Evapotranspiration-Interzeption

Die potentielle Evapotranspiration wurde nach dem Verfahren von WENDLING (1991) kalkuliert. Die dazu notwendigen meteorologischen Parameter wurden mittels einer Wetterstation nach WEIHOFEN (1981) gemessen. Die Meßwerterfassung erfolgte kontinuierlich, die Mittelwertbildung wurde in Stundenintervallen durchgeführt.

3. Berechnung der aktuellen Evapotranspiration-Interzeption

Die Kalkulation der aktuellen Evapotranspiration-Interzeption wurde mit dem hydrologischen Programmpaket MOBOWASI nach WEGEHENKEL (1995) vorgenommen. Aus dem zur Verfügung stehenden Berechnungsverfahren fand der Korrektur-Ansatz nach SPONAGEL auf der Basis der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum Anwendung. Die Berechnungen erfolgten im Zeitintervall von einem Tag.

4. Mikrometeorologische Messung der latenten Energie

Das mikrometeorologische Meßverfahren basiert auf der Messung von Höhenprofilen der Temperatur, Windgeschwindigkeit und relativen Luftfeuchte. Zu diesem Zweck wurden zwei 100 m voneinander entfernte, 5 m hohe Geräteträger installiert, an denen in fünf logarithmisch verteilten Höhenschichten die Messung der drei Größen erfolgte. Parallel dazu wurden die Strahlungsbilanz und der Wärmestrom aus dem Boden ermittelt. Aus diesen Meßgrößen wurde dann die für die Verdunstung benötigte latente Energie berechnet. Die grundlegende Gleichung der Messung von Energieflüssen lautet:

$$R_n + LE + S + G = 0$$

R_n = Nettostrahlung (Strahlungsbilanz)

LE = latente Energie

S = sensible Energie

G = Bodenenergie

R_n wurde direkt mit einem Pyrradiometer (nach SONNTAG) gemessen. Es wurden 103 Messungen je Meßintervall (20 min) durchgeführt.

G wurde ebenfalls direkt mit Bodenmeßplatten in 1 und 2 cm Bodentiefe gemessen.

S wurde berechnet nach:

$$S = -p * c * ((z-d)*K)^2 * (\delta e/\delta z)/(\delta u/\delta z) * F$$

LE wurde berechnet nach:

$$LE = -p * c/\gamma * ((z-d)*K)^2 * (\delta e/\delta z)/(\delta u/\delta z) * F$$

γ = psychrometrische Konstante
 u = Windgeschwindigkeit
 d = Oberflächenniveau (2/3 Pflanzhöhe)
 t = Lufttemperatur
 c = spezifische Energiekapazität der Luft

p = Luftkonstante
 z = Höhe der Meßwertgeber
 K = von KARMANN-Konstante
 e = Luftfeuchtigkeit
 F = RICHARDSON-Zahl

Ergebnisse

Aus der Messung der Parameter zur Kalkulation des latenten Energieflusses ergibt sich eine Gesamtwassermenge von 34 mm, die während der Meßperiode verdunstet wurde. Nach WENDLING (1991) wurden im gleichen Bezugszeitraum 32,4 mm potentiell verdunstet.

Für die einzelnen Klassen der gemessenen Feldkapazitäten auf der im Westen, also in Anströmungsrichtung zu den meteorologischen Stationen, gelegenen 1 ha großen Fläche ergaben die Modellsimulationen lediglich geringe Unterschiede in den berechneten Verdunstungsmengen. Die Unterschiede zwischen den Feldkapazitätsklassen sind mit einer Variationsbreite von 33 bis 39 mm deshalb zu vernachlässigen, weil die Messungen begonnen wurden, als die Böden auf das Niveau der Feldkapazität aufgesättigt waren und die unterschiedlich nutzbaren Feldkapazitäten im effektiven Wurzelraum kein differenziertes Wasserdargebot für die Verdunstung verursachten. Die aus der Veränderung der Bodenwassergehalte und den Niederschlägen berechnete aktuelle Verdunstung zeigt ebenfalls keine nennenswerten Unterschiede zwischen den 10 Wiederholungen. Mit einer Variationsbreite zwischen 20 und 22 mm zwischen den vier gebildeten Klassen bzw. 19 bis 23 mm über alle Meßpunkte des Transektes hinweg zeigten die unterschiedlichen Feldkapazitäten in der betrachteten Meßperiode keinen Einfluß auf die Höhe der mit dieser Methode kalkulierten Verdunstung.

Tab. 1: Klassen der Feldkapazitäten in 120 cm Bodentiefe, relativer Flächenanteil, ETI aktuell berechnet mit dem Modell MOBOWASI und aus Bodenwasser-Gehaltsmessung für die Periode vom 08.06.1994 bis 15.06.1994

Klassen der Feldkapazitäten, bezogen auf 120 cm Bodentiefe	relativer Flächenanteil von 1 ha	ETI aktuell berechnet mit MOBOWASI	ETI aktuell berechnet aus Bodenwassergehaltsmessung
in mm	in %	in mm	in mm
mehr als 150	14.4	39	22
135 bis 150	12.7	38	20
120 bis 135	21.4	35	21
weniger als 135	51.5	33	21

Als flächengewichtete Mittelwerte beläuft sich die aktuelle ETI nach der Modellsimulation auf 35 mm, die nach den Wassergehaltsänderungen in 0-90 cm Bodentiefe berechnete ETI jedoch nur auf 21 mm.

Die beiden meteorologischen Meßverfahren zeigten in der Summe der aktuell verdunsteten Wassermengen eine ausgezeichnete Übereinstimmung untereinander und zu der auf der Basis der potentiellen ETI durchgeführten Modellsimulation. Die mit der TDR-Technik durchgeführte Wassergehaltsbestimmung weicht jedoch als einzige Methode deutlich von den Vergleichsverfahren ab. Die offensichtliche Unterschätzung der berechneten Verdunstung durch die Anwendung der TDR-Technik kann grundsätzlich zwei Ursachen haben: Zum einen könnten die Meßergebnisse unzuverlässig sein, zum anderen könnte Wasser aus der Tiefe von unterhalb 90 cm nachgeliefert werden, das durch die Tiefenbegrenzung dieser TDR-Meßtechnik nicht mit erfaßt wurde.

Die Eichbeziehung zwischen der Dielektrizitätszahl, auf der das TDR-Verfahren beruht, und dem Wassergehalt eines Mediums kann in hohem Maße variieren. Dennoch scheint dieses Meßprinzip in hervorragender Weise für derartige Fragestellungen geeignet zu sein, weil die Differenzen der

Wassergehalte zwischen zwei Zeitpunkten in ansonsten konstanten Medien zuverlässig ermittelt werden. Dies gilt auch, obwohl streng genommen für jeden zu untersuchenden Boden eine eigene Eichfunktion erstellt werden müßte, wenn der absolute Wassergehalt genau gemessen werden soll.

Eine der Annahmen zu Versuchsbeginn war, daß sich die Wasserentnahme auf die oberen Bodenschichten (0-30 cm, 30-60 cm) begrenzt, wenn der Boden auf das Niveau der Feldkapazität aufge-sättigt ist. Die zeitlichen Verläufe der Wassergehalte an jedem Meßpunkt zeigten, daß die Wasserentnahme durch die Pflanzen zu ca. 80 % auf die oberen 30 cm begrenzt war. Die restliche Absenkung der Wassergehalte erfolgte fast vollständig in der Schicht 30-60 cm, während die Wassergehalte im untersten Kompartiment weitestgehend konstant blieben. Bei der Berechnung des potentiell möglichen kapillaren Wasseraufstiegs aus der in Abbildung 2 dargestellten pF-Charakteristik und K_h -Funktion ergibt sich eine mögliche Wassermachlieferung aus der Bodentiefe von mehr als 90 cm an die Bodenoberfläche, die zwischen 1 und 2 mm pro Tag liegen kann. Für diesen Erklärungsansatz würde auch die Tatsache sprechen, daß ein in 1 m Tiefe installiertes Tensiometer im Meßzeitraum eine Zunahme der Saugspannung von 68 cm WS auf 75 cm WS zu verzeichnen hatte.

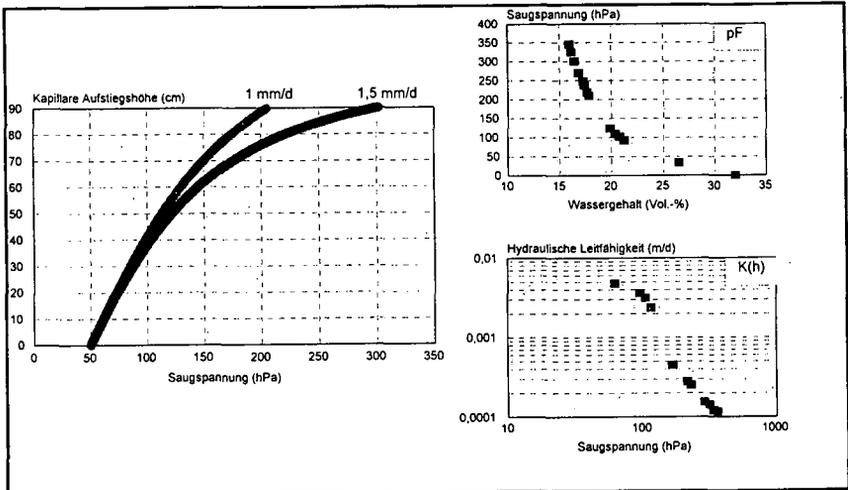


Abb. 2: Kapillarer Wasseraufstieg für Flüsse von 1,0 und 1,5 mm/d und hydraulische Kennfunktion (pF und K), Standort: Worin, Tiefe 90 cm

Aus den durchgeführten Untersuchungen ist das Resultat abzuleiten, daß integrale TDR-Messungen bis in 90 cm Bodentiefe zur Bestimmung der aktuellen Verdunstung von Pflanzenbeständen auf sandigen Standorten nur in Verbindung mit der Bestimmung der bodenphysikalischen Parameter zu interpretieren sind.

Literatur:

- BECKER, K.W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN und B. MEYER (1991): Ein Rechenmodell mit einfachen Eingabedaten für den Zeitgang der Wasserverdrängung in und aus der Evaporations-Zone von Böden agrarischer Ökotope und seine Überprüfung mit Tracern. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66, 1, 103-106
- WEGEHENKEL, M. (1995): Modellierung des Wasserhaushaltes von landwirtschaftlichen Nutzflächen mit unterschiedlich komplexen Modellansätzen. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (im Druck)
- WEIHOFEN, U. (1981): Low cost multipurple dataacquisition device base on a microprocessor. Agriculture and meteorology 24, 111-116
- WENDLING, U. (1991): Schätzmethoden der Verdunstung landwirtschaftlicher Bestände nach den Ansätzen von PENMAN und TURC. Arch. Acker- Pflanzenbau und Boden. 35, 251-257

Filter-, Distanz und Abschirmfunktion von Uferstreifen für Gewässer

von

Fabis, J., M. Bach, H.-G. Frede und I. Herzog¹**1 Einleitung**

Einträge von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln (PSM) aus diffusen Quellen in oberirdische Gewässer können erhebliche Belastungssituationen in diesen hervorrufen (Frede, 1993). Die Anlage von Uferstreifen (US) ist eine Möglichkeit diese Einträge zu minimieren. In verschiedenen Landes-Wassergesetzen und Verordnungen werden US, neben zahlreichen anderen Funktionen, daher folgende Schutzwirkungen zugesprochen (DVWK, 1990):

- Filterfunktion gegenüber gelösten und partikulären Stoffeinträgen (Nährstoffe, PSM) im Oberflächenabfluß,
- Distanzfunktion gegen Direkteinträge von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln bei deren Ausbringung und
- Abschirmfunktion gegen Eintritt von PSM als Aerosol

Bislang liegen von verschiedenen Autoren nur Ergebnisse für einzelne Standorte vor (Steinmann, 1991). Mit der vorliegenden Untersuchung soll die Wirksamkeit von Uferstreifen für den Gewässerschutz für einen gesamten Landschaftsraum ermittelt werden. Dazu wird die Retentionsleistungen von Uferstreifenparzellen bestimmt (Fabis et al. 1994) sowie eine Kartierung der US und Gewässernahbereiche in diesem Landschaftsraum durchgeführt (Bach et al. 1994). Die Verknüpfung dieser beiden Informationen ermöglicht eine Quantifizierung der Retentionsleistung von US für ein gesamtes Einzugsgebiet.

2 Methodik und Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt das Einzugsgebiet der Lumda, einem Zufluß der Lahn (F_N ca. 129 km²). Der mittlere Jahresniederschlag beträgt ca. 725 mm/a, die mittlere Abflußhöhe 325 mm/a. In den Hangbereichen sind schluffig-lehmige, teilweise pseudovergleyte Parabraunerden aus Löß vorherrschend, in den Talauen Gleye aus kolluvialem Material. Das Einzugsgebiet wird zu 55 % landwirtschaftlich genutzt (55 % Acker, 45 % Grünland), 32 % werden durch Wald sowie 13 % durch Siedlungen und sonstige Flächen bedeckt. Morphologisch ist das Gebiet durch Muldentäler geprägt und damit für Mittelgebirgslandschaften in Westeuropa repräsentativ. Die Untersuchung von ausgewählten US-Abschnitten basierte auf einer landseitigen, definierten und flächenhaften Zufuhr von Oberflächenabfluß, der mit bekannten Stoffgehalten versetzt war. Gewässerseitig wurden die oberflächigen Abflüsse aus den Uferstreifen erfaßt. Mittels einer Bilanzierung dieser Zu- und Abgänge wurde die Retentionsleistung bestimmt. Die US variierten in ihrer Bodenart, Filterlänge, Vegetation und Hangneigung (Fabis et al. 1994).

Mit der Kartierung wurden die Uferausformung (Breite/Höhe), die angrenzende Nutzung, die Wasserführung, die Uferbedeckung (Gras-Stauden / Gehölz) und die Eintrittsart des Oberflächenabflusses in die US (flächenhaft/punktuell) zum Arbeitszeitpunkt, Frühjahr 1992, kartographisch aufgenommen (Bach et al. 1994).

3 Ergebnisse**3.1 Retentionsleistung von Uferstreifen**

Grundvoraussetzung für die Stoffretention in US ist ein flächenhafter Oberflächenabfluß aus dem korrespondierenden Hangsegment in den US hinein. Treten konzentrierte Abflußformen (Gerinne) in der Fläche auf und gelangt der Abfluß in dieser Form in den US, so kann keine

¹ Institut für Landeskultur, Senckenbergstraße 3, 35390 Gießen

nennenswerte Retention stattfinden. Die geringe Kontaktfläche und -dauer schränkt die Prozesse der Retention (Infiltration, Sorption, Fällung und Sedimentation) stark ein. Die Resultate der Parzellenversuche wurden bei quasi filteroptimalen Bedingungen (flächenhafter Eintrag) und unter ausschließlicher Betrachtung der oberflächigen Stoffflüsse ermittelt. Die mittlere Abflußverminderung von 67 % prägte maßgeblich die Frachtretionen von 92 % (Sediment), 70 % (Nitrat), 83 % (Ammonium) und 81 % für das Phosphat.

3.2 Ausprägung der Uferstreifen

Insgesamt wurden auf einer Uferstrecke von 414 km etwa 4800 US-Abschnitte kartiert (mittlere Länge 86 m). Zunächst werden einzelne retentionsrelevante Merkmale der US vorgestellt. Fast 80 % der kartierten US grenzen an landwirtschaftliche Nutzfläche. Diese wiederum wird zu rund 75 % als Wirtschaftsgrünland genutzt.

Eine angrenzende Ackernutzung konnte an 19 % der Uferstreifen ermittelt werden. An nur 16 % dieser Uferstreifen mit angrenzender Ackernutzung war ein flächenhafter Eintritt von Oberflächenabfluß in den US sicher möglich. An weiteren 12 % konnte die Art des Übertritts nicht eindeutig identifiziert werden. Somit ist an 72 % dieser Gewässerteilstrecke eine Filterwirkung gegen Stoffeinträge mit dem Oberflächenabfluß aus der Ackerfläche ausgeschlossen (Tabelle 1).

Tab. 1: Flächenhafter Eintritt von Oberflächenabfluß in Uferstreifen als Voraussetzung für eine Filterwirkung, in % (km)

flächenhafter Eintritt	sicher möglich	potentiell möglich	ausgeschlossen
Grünland (260 km)	39.6 (103)	34.9 (91)	25.5 (66)
Ackerland (90 km)	15.7 (14)	12.2 (11)	72.0 (65)

Eine nennenswerte Filterwirksamkeit ist zudem nur bei einer genügenden US-Breite (Strecke zw. Gewässer und Landwirtschaftsfläche) gewährleistet. Diese sollte mind. 10 m betragen (Fabis et al., 1994). Drei Viertel der US mit angrenzender Ackernutzung weist eine mittlere Breite (Modus) von 1 bis 2 m auf. US mit einer anzustrebenden Breite ≥ 5 m sind nur an 4 % der gesamten Gewässerstrecke festzustellen (Tabelle 2).

Tab. 2: Uferstreifen unterschiedlicher Breite bei angrenzender Acker- bzw. Grünlandnutzung, in % (km).

Uferstreifen-Breite	≤ 0.5 m	ca. 1 m	ca. 2 m	3-5 m	≥ 5 m
Grünland (260 km)	27 (70)	46 (120)	14 (36)	10 (25)	4 (10)
Ackerland (90 km)	6 (5)	48 (43)	28 (25)	13 (12)	4 (4)

Die Vegetation in den US besteht zu einem überwiegenden Teil (80 % der Gewässerstrecke) aus niederwüchsigen Gras/Krautfluren. Auf einem Längenanteil von nur 8 % grenzt an das Gewässer eine Vegetation, die sich zu über 60 % aus Gehölzen zusammensetzt. Erst in US ab einer Breite von 3 m wird ein nennswertes Gehölzanteil erreicht.

Neben den flächenhaften Eintritten von Oberflächenabfluß wurden auch punktuelle Übertritte erfaßt, an denen Oberflächenabfluß linienhaft durch die US hindurchtritt. Wobei innerhalb eines

US-Abschnittes in einigen Fällen sowohl flächenhafte als auch punktuelle Eintritte auftraten, so daß die Zahlenangaben für die beiden Eintrittsvarianten separat zu betrachten sind. Punktuelle Übertritte konnten an etwa einem Drittel der US-Abschnitte mit angrenzender Ackerfläche beobachtet werden. Die korrespondierenden Einzugsgebiete, die über diese punktuellen Übertritte mittels run-off entwässern, haben eine mittlere Größe von rund einem Hektar. Ein großer Teil der Nährstoffeinträge gelangt somit konzentriert in die oberirdischen Gewässer, so daß US keinerlei Filterfunktion ausüben können.

4 Ableitungen aus den Ergebnissen

4.1 Retentionsmöglichkeiten von Uferstreifen in der Landschaft

Zur Abschätzung der möglichen Retentionsleistung von US werden die Ergebnisse aus den beiden vorangegangenen Kapiteln verknüpft. Dazu wird für Uferstreifen mit angrenzender Ackernutzung ausgewertet, wie häufig der Oberflächenabfluß flächenhaft in die US eintritt und dieser zudem eine bestimmte Mindestbreite aufweist, so daß die o.g. Grundvoraussetzungen für eine Retention erfüllt werden. Dies geschieht einmal unter der Annahme der bestmöglichen Kombination und einmal unter der Annahme der schlechtestmöglichen Kombination.

Die best case Abschätzung geht von folgenden Annahmen aus:

1. Eine wirksame Stoffretention tritt bei einer Mindestbreite der US von >3 m auf. (nur 19 % der US mit angrenzender Ackernutzung erfüllen diese Kriterium, dies sind 18 km Gewässerstrecke)
2. Es sind sowohl US mit einem sicheren und mit einem potentiellen flächenhaften Eintritt des Oberflächenabflusses filterwirksam (32 % der US aus 1.).

Diese Kriterien erfüllen 6.1 % der betrachteten US (5.7 km bzw. 1.4 % der gesamten Uferstrecke). Nach den Ergebnissen aus Kap. 3.2 beträgt die durchschnittliche Stoffretention in US gegenüber den dort untersuchten Stoffen etwa 80 %. Multipliziert man diese spezifische Retentionsleistung von 80 % mit dem Anteil der filterwirksamen Uferstreifen im Untersuchungsgebiet (6.1 %), dann werden bei diesen optimistischen Annahmen rd. 5 % der gesamten diffusen Stofffracht aus den angrenzenden Ackerflächen in den US zurückgehalten.

In der worst case Abschätzung lauten die Annahmen:

1. Ab einer US-Breite >5 m tritt eine nennenswerte Stoffretention auf (4 % der US mit angrenzender Ackernutzung).
2. Nur US mit sicheren flächenhaftem Eintritt des Oberflächenabflusses sind filterwirksam (22 % der US aus 1.).

Diese Annahmen treffen nur für 1 % der US mit angrenzender Ackernutzung (0.9 km) zu. Unter Berücksichtigung der mittleren Stoffretention von rd. 80 % in US (Kap. 3.2), ergibt sich daraus eine Verminderung der diffusen Stofffracht aus der angrenzenden Ackerfläche von 0.8 %. In beiden Abschätzungen werden bisher nur die an die Gewässer angrenzenden Ackerschläge berücksichtigt. Diese stellen im Lumda-Einzugsgebiet aber nur 11 % der gesamten Ackerfläche. Aufgrund der Topographie im Untersuchungsgebiet kann für die verbleibenden 89 % der Ackerfläche davon ausgegangen werden, daß deren Oberflächenabfluß sich bereits in der Fläche konzentriert und als Gerinneabfluß in die oberirdischen Gewässer gelangt. Eine Filterung dieser Abflüsse in US kann damit ausgeschlossen werden. Die Emissionen aus der gesamten Ackerfläche mit dem Oberflächenabfluß werden somit nur um 0.5 % (best case) bzw. 0.1 % (worst case) in den US zurückgehalten.

4.2 Distanzfunktion gegen Direkteinträge

Zur Gewährleistung einer Distanzfunktion ist ein ausreichend breiter landwirtschaftlich ungenutzter US erforderlich. Bei einer Arbeitsbreite von 12 m sollte die Breite des US >5 m betragen,

um ein Überstreichen des Gewässers mit Düngerstreuer oder Spritze zu verhindern. Im Untersuchungsgebiet ist an 4 % der US mit angrenzender Ackernutzung diese Mindestbreite zu finden. Bei Annahme einer US-Breite von mindestens 10 m bieten nicht einmal 0.1 % der US Schutz gegen Direkteinträge.

4.3 Abschirmfunktion gegen Eintritt

Während der Applikation von PSM bilden sich Aerosole, die durch Abtrift in Gewässer gelangen können. Ein Vegetationsaufbau auf den US ähnlich dem von Windschutzhecken (dichte Gehölze mit einem geringem Durchlaß) kann mittels des daraus resultierenden Auskämmeffektes diese Gewässerbelastungen reduzieren. Diese Funktion setzt eine Vegetation mit hohem Gehölzanteil voraus (> 80 % Gehölz im US). Dies findet sich nur an 15.7 % der US mit angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung. Wird eine gleichmäßige Verteilung auf die Nutzung als Grünland bzw. Acker vorausgesetzt, so können im Untersuchungsgebiet 3.1 % der US mit angrenzender Ackernutzung eine Abschirmfunktion erfüllen.

5 Schlußfolgerungen

Die Verminderung der diffusen Stoffeinträge in die oberirdischen Gewässer kann für den Mittelgebirgsraum als sehr gering bewertet werden. Die Reduktion der Stoffracht im Oberflächenabfluß aus der landwirtschaftlichen Fläche sowie die Direkteinträge bei der Ausbringung von Düngungs- und Pflanzenschutzmitteln (PSM) werden maximal um 5 % verringert. Die Schutzwirkung gegen Eintritt von PSM liegt deutlich niedriger (max. 3 %). Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerschutzes sollten zum einen an den Ursache ansetzen zum anderen den Transport mittels Eintritt und Direkteintrag verhindern bzw. oberflächige Abflüsse, besonders solche in konzentrierter Form, vermeiden (z. B. erosionsvermindernde Bodenbearbeitung). Daraus folgt, daß effektiver Gewässerschutz direkt mit dem Bodenschutz auf der gesamten Fläche, gerade im vorgelagerten Bereich und nicht nur auf Flächen direkt an den oberirdischen Gewässern, verbunden ist. Für die Ausgestaltung von US wäre in Hinblick auf die sonstigen ökologischen Funktionen von US (DVWK, 1990) und die Verbesserung der Filterleistung (Fabis et al., 1994) eine Mindestbreite von 10 m und ein überwiegender Gehölzanteil anzustreben. Die topographischen Gegebenheiten und die daraus resultierenden Abflußverhältnisse in stärker reliefierten Gebieten (Mittelgebirgsraum) zeigen die Grenzen der Maßnahmen zur Verminderung der oberflächigen Stoffeinträge mit dem Oberflächenabfluß deutlich auf. Eine Abflußkonzentrierung auf der Fläche ist aufgrund der natürlichen Abflußverhältnisse oft nicht zu vermeiden. Im Lumda-Einzugsgebiet kann an maximal 30 % der US mit angrenzender Ackernutzung der runoff potentiell flächig in den US eintreten. In allen anderen Fällen fließt dieser konzentriert in den US und damit ungefiltert ins Gewässer.

6 Literatur

- DVWK, 1990: "Uferstreifen an Fließgewässern". DVWK-Schriften 90, Hrsg.: Deutscher Verband f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Gluckstr.2, 53115 Bonn, 345 S.
- DVWK, 1994: "Die Uferstreifen-Konzeption in der Bundesrepublik Deutschland". DVWK-Materialien 2/1994. Hrsg.: Deutscher Verband f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Gluckstr.2, 53115 Bonn, 67 S.
- Bach M., J. Fabis und H.-G. Frede, 1994: Kartierung der potentiellen Filterfunktion von Uferstreifen, 1. Teil: Methodik der Kartierung. Z. Kulturtechnik Landentwicklung 35, S. 148-154
- Fabis, J., M. Bach und H.-G. Frede, 1994: Einfluß der Uferstreifen auf den Stoffeintrag in Gewässer des Mittelgebirgsraumes. Wasserwirtschaft 84, H.6, S. 326-333.
- Frede, H.-G. und M. Bach, 1993: Stoffbelastungen aus der Landwirtschaft. In Dachverband Agrarforschung(Hrsg.): Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft. Schriftenreihe Agrarspektrum Bd.21, S. 34-46.
- Steinmann, F., 1991: Die Bedeutung von Gewässerrandstreifen als Kompensationszonen im Grenzbereich zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen und Gewässern für die Immobilisierung der löslichen Fraktionen von Stickstoff und Phosphor aus der gesättigten Phase. Diss. Universität Kiel

Bodenentwicklung auf ehemaligen Bergehalden am Beispiel der Zeche Zollern II in Dortmund-Bövinghausen

von

Hackelberg, R., T. Mansfeldt und I. Kögel-Knabner^{*}

1 Einleitung

Zusammensetzung und Eigenschaften des Bergematerials bestimmen die Verwitterungsprozesse auf Bergehalden. Die Bergehalden des Steinkohlenbergbaus im Ruhrgebiet entstammen dem Ruhrkarbon und enthalten Restkohle, Ton-, Silt- und Sandsteine in folgender Zusammensetzung: 50 bis 70 % Glimmer- und Tonminerale (Muscovit, Illit, Chlorit, Kaolinit, Montmorillonit), 15 bis 30 % Quarz, 2 bis 10 % Carbonate, 5 bis 10 % kohlige Substanzen sowie 2 % Pyrit, Markasit und Siderit (Schöne-Warnefeld, 1973). Im folgenden soll die Bodenentwicklung auf einer Bergehalde am Beispiel zweier Böden dargestellt werden.

2 Material und Methoden

Untersucht wurde die ehemalige Bergehalde der Zeche Zollern II in Dortmund-Bövinghausen. Diese Halde erschien geeignet, da sie sowohl Rohböden als auch bereits Übergangsformen zu A-C-Böden aufweist (Blume et al., 1989). Die Zeche Zollern II wurde 1955 stillgelegt.

Für die Untersuchung wurden zwei Bodenprofile ausgewählt. Beim Profil 1 handelt es sich um einen **Allosol-Syrossem** aus Bergematerial mit einer Steineichen-Birkenwald-Pflanzengesellschaft, wobei die Birken dominieren. Das Substrat enthält Restkohle, Tonschiefer, Sandstein, Kesselasche und Schlacke. Das Profil 2 ist ein **pseudovergleyter Allosol-Syrossem-Ranker** aus Bergematerial über Emschermergel (Oberkreide) mit einer Natternkopf-Steinklee-Pflanzengesellschaft. Das Substrat besteht aus Tonschiefer, Sandstein sowie Restkohle und Kesselasche. Das Bergesubstrat ist mit einer ca. 10 cm mächtigen Lehmschicht übererdet. Die Profile liegen 6 m voneinander entfernt. Die Höhenlage beträgt 94 m (Allosol-Syrossem-Ranker) und 100 m (Allosol-Syrossem) über NN. Die Proben wurden bei 60°C getrocknet und der Feinbodenanteil (< 2 mm) abgeseibt. Ein Teil des Feinbodens wurde mit einer Kugelmühle gemahlen. Die Untersuchung der Bodenkenndaten erfolgte nach üblichen bodenkundlichen Methoden. Besondere Probleme ergaben sich bei der Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}). Aufgrund des hohen Salzgehalts der Böden wurden die Proben vor der Perkolationslösung mit $BaCl_2$ mit Wasser durchspült, um die gelösten Kationen zu entfernen (10 g Einwaage und 100 mL H_2O). Weiterhin traten nach dem Rücktausch des Ba^{2+} mit $MgCl_2$ Fällungsreaktionen auf. Die Perkolationslösung wurde daher über einen Blaubandfilter gegeben. Anschließend wurde der Filter verascht und dann ein Schmelzaufschluß mit Na_2CO_3 durchgeführt. Die Schmelze wurde mit HCl aufgelöst und die Lösung atomabsorptionsspektroskopisch auf Ba^{2+} untersucht. In jeder Lösung wurde Ba^{2+} nachgewiesen, welches darauf deutet, daß Ba-Salze, vermutlich $BaSO_4$, als Fällungsprodukt auftrat. Bei der Körnungsanalyse wurde die organische Substanz nicht zerstört. Die Korngrößenverteilung bezieht sich also nicht wie herkömmlich nur auf den silikatischen Feinboden. Sie wurde mit Hilfe eines Laser-Partikel-Sizers untersucht. Die Bestimmung von Lagerungsdichte und Porenvolumen erfolgte mit 100 cm^3 Stechzylindern. Die Gesamtschwefelbestimmung erfolgte nach trockener Veraschung (1200 °C) coulometrisch an einer Ströhlein-Apparatur. Monosulfidischer Schwefel wurde nach HCl-Zugabe und Auffangen des H_2S in einer Zn-Cd-Acetatlösung (Destillation) jodometrisch bestimmt. Anschließend wurde derselben Probe Zn-Pulver zugegeben und wie vorstehend behandelt. Hiermit wurde disulfidisch gebundener Schwefel erfaßt. Sulfate wurden nach Ausschütteln der Proben mit Wasser gelöst (10 g Einwaage, 1:5) und ionenchromatographisch bestimmt.

^{*}Geographisches Institut, AG Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität, D-44780 Bochum

3 Ergebnisse und Diskussion

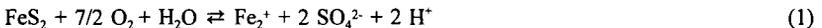
Die elektrischen Leitfähigkeiten reichen von 126 bis 2770 $\mu\text{S cm}^{-1}$, wobei die Werte im Oberboden höher sind als im Unterboden (Tab. 1). Die hohen Leitfähigkeitswerte im Bergematerial sind durch die Salze des Ruhrkarbons bedingt. Nach Ausbringung des Bergematerials werden die Salze ausgewaschen und im Unterboden akkumuliert. Eine vollständige Entsalzung hat noch nicht stattgefunden.

Tab. 1. Chemische Kennwerte zweier Böden auf der Bergehalde Zeche Zollern II

Horizonte	ELF	pH	C _{org}	C/N	KAK _{eff}	BS	S-Ges.	S-org.	SO ₄ -S	FeS ₂ -S	
	$\mu\text{S cm}^{-1}$	CaCl ₂	g kg ⁻¹		mmol _c kg ⁻¹	%	----- g kg ⁻¹ -----				
Allosol-Syrosem											
Ai	0-20	126	2,9	203	68	119	1,4	3,6	3,4	0,06	0,2
yY	-60+	2540	2,8	422	106	6	n.n.	9,5	4,9	4,5	0,2
Allosol-Syrosem-Ranker											
jYAh	0-10	143	6,4	78	39	221	63	2,3	1,9	0,03	0,4
fAih	-15	202	6,6	216	54	164	59	6,5	5,3	0,1	1,1
yY	-50	2020	4,9	228	57	28	3	8,7	4,6	3,7	0,4
yYSw	-70	1400	2,7	301	60	68	3	8,1	6,3	1,6	0,2
CSD	-80+	2770	6,6	145	73	5	n.n.	17,4	12,7	4,4	0,2

n.n. = nicht nachweisbar

Im Bergematerial spielt die Verwitterung der Eisendisulfide Pyrit und Markasit (FeS₂) eine zentrale Rolle (Kerth, 1988). Die Oxidation dieser Disulfide erfolgt sowohl durch anorganisch-chemische als auch mikrobielle Prozesse. Bei der Oxidation von Pyrit unter Beteiligung von Sauerstoff und Wasser entstehen Eisen(II)-Sulfat und Schwefelsäure (Gleichung 1), welche den Bodenkörper der Halde versauert. Fe²⁺ wird bei O₂-Anwesenheit zu Fe³⁺ oxidiert (Gleichung 2). Aufgrund der niedrigen pH-Werte bleibt es in Lösung und dient beim Pyritabbau als Oxidationsmittel (Gleichung 3). Dieser Vorgang ist der Grund für den Selbstbeschleunigungsprozeß bei der Pyritverwitterung.



Die pH-Werte der Bergehalde liegen in den yY-Horizonten demzufolge unter 3. Eine Ausnahme stellt der Oberboden des Syrosem-Rankers dar, bei dem die pH-Werte über 6 liegen. Die höheren pH-Werte sind durch die anthropogene Überlagerung mit humosem Bodenmaterial erklärbar. Die niedrigen pH-Werte der yY-Horizonte führen zur Zerstörung von Tonmineralen sowie Freisetzung von Fe³⁺ und Al³⁺. Durch Hydrolyse des Illits, welcher im Bergematerial vorhanden ist, wird K⁺ freigesetzt. In Gegenwart von Fe³⁺, begünstigt durch die extreme Versauerung, kann das Mineral Jarosit, KFe(III)₃(SO₄)₂(OH)₈, entstehen (Wiggering, 1984). Der Jarosit wurde auf der Bergehalde in den yY-Horizonten makroskopisch durch seine Gelbfärbung und analytisch durch Röntgendiffraktometrie nachgewiesen. Er bildet einen speziellen, haldentypischen Pufferbereich, der im pH-Bereich zwischen 2 und 3 liegt. Mit fortschreitender Lagerungszeit des Bergematerials und den damit verbundenen Versauerungseffekten nimmt der Anteil der Basen an den Austauschern ab. Dies

wird bei der Halde Zollern II durch die niedrige Basensättigung in den yY-Horizonten deutlich (Tab. 1). Der fAih-Horizont im Oberboden des Syrosem-Rankers weist als ehemaliges Bergematerial einen deutlichen Unterschied zum übrigen Bergesubstrat auf. Dies bezieht sich auf die pH-Werte, KAK_{eff} und Basensättigung sowie den höheren Pyritgehalt, was auf eine Hemmung der Pyritverwitterung schließen läßt. Die Nährstoffversorgung im Syrosem ist deutlich eingeschränkt und der Boden ist nur mit Pioniergehölzen besiedelt (Deckungsgrad ca. 70 %). Die Vegetation, welche sich auf dem Syrosem-Ranker entwickelt hat, besteht hauptsächlich aus Licht-, Feuchte-, Säure- und Stickstoffzeigerpflanzen (Deckungsgrad 100 %).

Die Gesamtschwefelgehalte reichen von 2300 bis 9500 mg S kg⁻¹ Boden. Die dominierende Bindungsform ist der organisch gebundene Schwefel mit Anteilen von 52 bis 94 %. Monosulfidisch gebundener S war nicht nachzuweisen. Disulfidisch gebundener S ist mit Anteilen von 2 bis 18 % in allen Horizonten zu finden. Dies bedeutet, daß die Pyritverwitterung auf Halden ein langsamer Prozeß ist. Der im jYAh auftretende Pyrit zeigt, daß das humose Oberbodenmaterial mit Bergematerial durchmischt ist. Die Sulfatgehalte von 1 bis 47 % am Gesamtschwefel haben im Unterboden ein Maximum. Sie entstammen der Pyritverwitterung.

Die Böden der Zeche Zollern II weisen Skelettgehalte von mehr als 0,43 m³ m⁻³ auf. Bedingt durch die hohen Skelettgehalte weisen die Böden vermutlich eine hohe Versickerungsrate auf, was zu Kationenverlusten durch Auswaschung führt.

Tab. 2. Physikalische Kennwerte zweier Böden auf der Bergehalde Zeche Zollern II

Horizonte	Skelettgehalt	S	U	T	d _B	PV
	m ³ m ⁻³	----- g kg ⁻¹ -----			Mg m ⁻³	m ³ m ⁻³
Allosol-Syrosem						
Ai 0-20	0,45	388	539	73	1,23	0,62
yY -60+	0,53	792	108	100	1,36	0,47
Allosol-Syrosem-Ranker						
jYAh 0-10	0,49	273	609	118	1,29	0,51
fAih -15	0,59	947	46	7	1,12	0,59
yY -50	0,46	422	434	144	1,37	0,47
yYSw -70	0,43	413	413	174	1,28	0,51
CSd -80+	0,48	321	287	392	1,36	0,47

Wie gezeigt wurde, ist die Pyritverwitterung und die damit einhergehende Entbasung ein wichtiger Prozeß für die Entwicklung von Haldenböden. Geht man von einem nativen Pyritgehalt von 20 g kg⁻¹ aus (FeS₂-S) und setzt dies einer Pyritverwitterung von 0 % gleich, so liegt bei 100 % Pyritverwitterung der Pyritgehalt bei 0 g kg⁻¹. Unterstellt man zudem der Pyritverwitterung und der Basensättigung (%) eine perfekt lineare negative Beziehung ($r = -1$), so müßten sich empirische Werte dieser Beziehung anpassen. Ein Vergleich eigener Werte und aus der Literatur (Schneider, 1986) entnommener Daten mit diesem Modell ist der Abb. 1 zu entnehmen. Es ist ersichtlich, daß einige Horizonte gut in diese Beziehung passen, andere weniger. Für letzte gibt es teilweise Erklärungen. Hier handelt es sich um Aufschüttungen, die dem Modell nicht entsprechen, weil dann pyritfreies Material aufgebracht und durch die Durchmischung der Pyritgehalt gesenkt wurde.

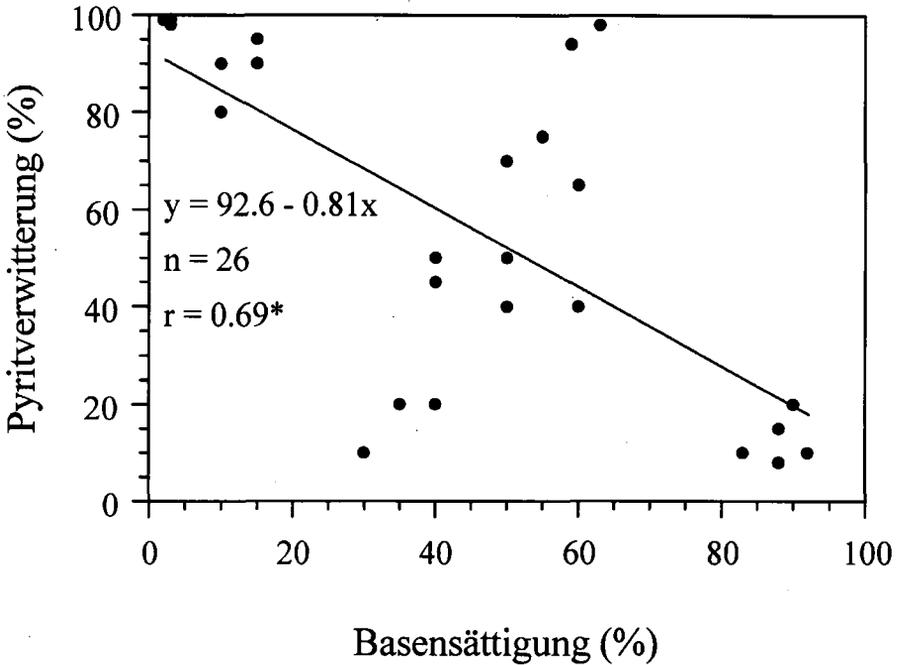


Abb. 1. Beziehung zwischen der Pyritverwitterung und Basensättigung von Böden aus Althalden, Mittelberge- und Frischbergehaldden. Teilweise berechnet mit Daten von *Schneider* (1986).

Nimmt man diese Wertepaare (Pyritverwitterung um 95%, Basensättigung um 60%) aus dem Modell heraus, so verbessert sich die Anpassung ($y = 92.2 - 0.90x$, $n = 24$, $r = 0.80^{**}$).

5 Literatur

Blume, H.P., Burghardt, E., Cordsen, H., Finnern, G., Fried, R., Grenzius, W.D., Kneib, J., Kues, E., Pluquet, W.G., Schrapf & H.-K. Siem (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden). UBA Texte 18, Umweltbundesamt, Berlin.

Kerth, M. (1988): Die Pyritverwitterung im Steinkohlenbergematerial und ihre umweltgeologischen Auswirkungen. (Diss.), Universität Essen.

Wiggering, H. (1984): Mechanismen bei der Verwitterung aufgehaldeter Sedimente (Berge) des Oberkarbons. (Diss.), Universität Essen.

Schneider, S. (1986): Bodenkundliche Untersuchung zur Rekultivierung von Bergehaldden. Kommunalverband Ruhrgebiet (Hrsg.): Haldenökologische Untersuchungsreihe, Heft 4. Essen.

Schöne-Warnefeld, G. (1973): Geotechnische Probleme bei der Lagerung und Verwendung von Gruben- und Waschbergen. In: Festschrift Bund Deutscher Baumeister, Architekten und Ingenieure e.V., Witten.

Bestimmung von Manning-Rauhigkeitsbeiwerten mit simuliertem Regen im Feld

von

Haider, J.⁺

Einleitung

Für die Modellierung der Bodenerosion und des damit einhergehenden Stofftransports greift man zunehmend auf physikalisch begründete Modelle zurück. Ein wesentlicher Eingabeparameter für viele dieser Modelle ist die Fließgeschwindigkeit v des Oberflächenabflusses, da diese insbesondere die Transportkapazität des Abflußstromes bestimmt (YANG, 1972; GOVERS, 1990). Zur Abschätzung von v verwendet man häufig die MANNING-Formel (BORK, 1988; MOORE & FOSTER, 1990; BRONSTERT, 1994). Danach berechnet sich v als:

$$v = R_h^{2/3} \cdot s^{1/2} \cdot n^{-1} \quad (1)$$

mit v : Fließgeschwindigkeit [m/s]
 R_h : hydraulischer Radius [m]
 s : Hangneigung [m/m]
 n : MANNING-Rauhigkeitsbeiwert [$m^{-1/3} \cdot s$].

Im folgenden werden Versuche vorgestellt, bei denen MANNING-Rauhigkeitsbeiwerte für einen Getreidebestand bis zum Schoßbeginn mit simuliertem Regen im Feld bestimmt wurden.

Methodik

Auf den Standorten Scheyern (SCHEY) und Freising (FS) (Tab. 1) wurden jeweils 8 Parzellen von 1.5 m Breite und 4.6 m Länge angelegt. Auf jeweils der Hälfte der Parzellen wurde Gerste in Gefällerrichtung gesät. Die anderen Parzellen wurden genauso behandelt, nur daß die Auslaufschieber der Sämaschine geschlossen blieben. Diese Parzellen waren daher unbewachsen. Als die Gerste in SCHEY das 3-Blatt-Stadium und in FS die Bestockung erreicht hatte, wurde jeweils eine Gersten- und eine unbewachsene Parzelle mit einem Regensimulator mit einer Intensität zwischen 63 und 70 mm/h beregnet. Nach 1, 3 und 7 Tagen wurde jeweils ein weiteres Parzellenpaar beregnet. Da die Parzellen mit Metallblechen abgegrenzt waren, konnte der Abfluß am unteren Parzellenende in kalibrierten Gefäßen aufgefangen und die Abflußrate mit einer Stoppuhr bestimmt wer-

⁺) Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, 85350 Freising-Weihenstephan
 neue Adresse: Landesumweltamt NRW, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen

den. Berechnet wurde zunächst 60 Minuten. Nach einer 15 minütigen Pause folgte ein zweiter Beregnungslauf von 30 Minuten. Details zum Versuchsaufbau und zur Beregnungsmethodik sind bei HAIDER (1994) beschrieben.

Tab. 1. Kenndaten zu den Versuchsstandorten und zum Versuchsablauf.

	SCHEYERN	FREISING
Hangneigung [%]	16.2 bis 19.5	9.8 bis 12.4
Sand/Schluff/Ton [kg/kg]	0.61/0.25/0.14	0.43/0.36/0.21
Organ. C [g/kg]	13	10
Skelettanteil [kg/kg]	0.12 bis 0.15	0.07 bis 0.13
Pflanzenbedeckung ¹⁾ [m ² /m ²]	0.03 bis 0.10	0.15 bis 0.30
Zeit zw. Saat und erster Beregung [d]	20	40

¹⁾ der Gerstenparzellen

Die Fließgeschwindigkeit wurde mittels einer Tracermethode gemessen. Nachdem sich deutliche Fließbahnen ausgebildet hatten (nach etwa 20 bis 30 min im ersten und 3 bis 6 min im zweiten Beregnungslauf), wurden am oberen Ende einer Fließbahn 30 bis 60 mL KCl-Lösung ($c \approx 3$ mol/L) in einem Schwall in den Abflußstrom gegeben. Am unteren Parzellenende (3 bis 4 m von der Zugabestelle entfernt) wurde die Leitfähigkeit des Abflußwassers in dieser Fließbahn in Abhängigkeit von der Zeit mit einem Leitfähigkeitsmeßgerät automatisch registriert. Da der Abstand zwischen der Zugabestelle der Salzlösung und der Leitfähigkeitsmeßstelle gemessen wurde, konnte v aus der Zeit zwischen der Tracerzugabe und dem Auftreten der maximalen Leitfähigkeit berechnet werden. Die Messung wurde alle zwei bis zehn Minuten wiederholt. Darüber hinaus wurde nach Abflußbeginn am unteren Parzellenende mit einem Meterstab etwa alle vier Minuten gemessen, auf welcher Breite sichtbares Fließen erfolgte.

Da für breitflächigen Oberflächenabfluß der hydraulische Radius in etwa der Schichtdicke des Abflußstromes (d) entspricht, wurde d nach folgender Formel berechnet:

$$d = Q \cdot v^{-1} \cdot b^{-1} \quad (2)$$

mit d: Schichtdicke [m]
 Q: Abflußrate [m³/s]
 v: Fließgeschwindigkeit [m/s]
 b: Fließbreite [m]

Der MANNING-Rauhigkeitsbeiwert wurde nach Umformung von (1) aus d , v und s berechnet.

Ergebnisse

Die Abflußraten, die sich für beide Standorte nicht wesentlich unterschieden, stiegen bei den Berechnungen meist bis etwa 30 bis 40 mm Niederschlagssumme an. Erst danach wurden weitgehend konstante Werte erreicht (etwa 0.8 bis 0.9 mm/min). Mit zunehmender Pflanzenbedeckung gingen die Abflußraten leicht zurück.

Abb. 1 (oben) zeigt exemplarisch für je eine Gerstenparzelle in SCHEY und FS, wie sich Fließbreite und -geschwindigkeit während der Beregnung veränderten. Im unteren Teil von **Abb. 1** sind die nach (2) und (1) berechneten Parameter d und n für dieselben Parzellen dargestellt.

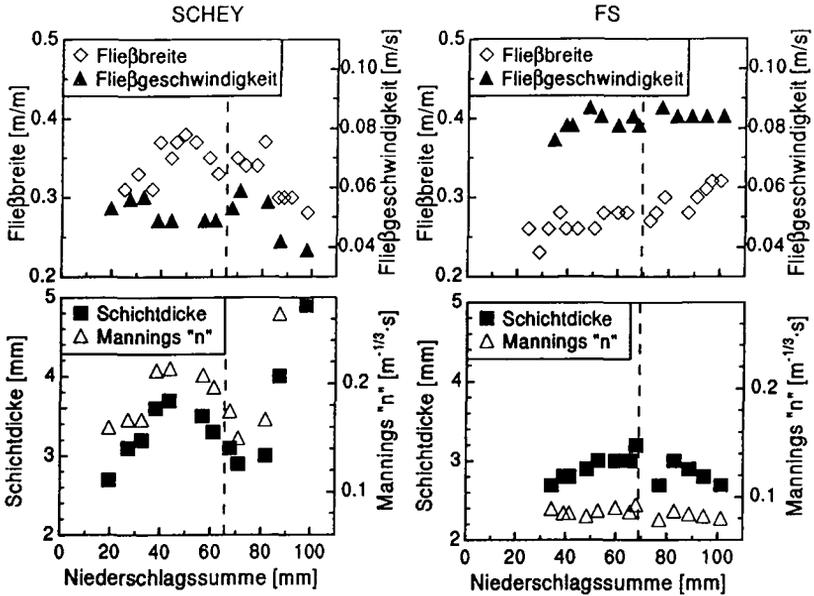


Abb. 1. Fließbreite und -geschwindigkeit (oben) und die daraus abgeleiteten Größen Schichtdicke und MANNINGS n (unten) während der Beregnung je einer Gerstenparzelle in SCHEY (links, Pflanzenbedeckung $0.06 \text{ m}^2/\text{m}^2$) und FS (rechts, $0.15 \text{ m}^2/\text{m}^2$).

Da sich für die abflußbeschreibenden hydraulischen Parameter nach etwa 30 mm Niederschlag meist ungerichtete, in etwa konstante Werte einstellen ("Steady State"), wurden Mittelwerte dafür berechnet (**Tab. 2**). Sichtbares Fließen erfolgte trotz der hohen Abflußraten nur auf etwa einem Viertel bis einem Drittel der Parzellenbreite. Die Fließgeschwindigkeit war in SCHEY - trotz größerer Hangneigung - deutlich geringer als in FS. Umgekehrt verhielt es sich für n . Messungen

von v unmittelbar nach Abschalten des Regensimulators zeigten, daß sich v ohne den Tropfeneinfluß fast verdoppelte.

Tab. 2. Parameter zur Hydraulik des Oberflächenabflusses im "Steady State".

Ort	Gerste	Fließbreite [m/m]	Fließ- geschwindigkeit [m/s]	Schicht- dicke [mm]	MANNINGS "n" [m ^{-1/3} ·s]
SCHEY	nein	0,35 ± 0,01¹⁾	0,060 ± 0,002	3,0 ± 0,3	0,16 ± 0,02
	ja	0,32 ± 0,01	0,056 ± 0,003	3,1 ± 0,3	0,18 ± 0,03
	alle	0,34 ± 0,01	0,058 ± 0,002	3,1 ± 0,2	0,17 ± 0,02
FS	nein	0,30 ± 0,01	0,082 ± 0,004	2,9 ± 0,2	0,086 ± 0,008
	ja	0,27 ± 0,01	0,076 ± 0,003	3,0 ± 0,2	0,093 ± 0,003
	alle	0,28 ± 0,01	0,080 ± 0,002	3,0 ± 0,1	0,090 ± 0,005

¹⁾ Mittelwert mit 95 %-Vertrauensbereich

Schlußfolgerungen

- Bei ähnlicher Abflußrate können sich b, v, d und n von Standort zu Standort deutlich unterscheiden.
- Die Fließbreite ist ein wesentlicher abflußbestimmender hydraulischer Parameter.
- Der Einfluß der Hangneigung auf v kann durch andere Faktoren (z. B. Fließbreite, Kornrauigkeit) überdeckt werden.
- Durch Tropfeneinschlag wird v deutlich verringert. Die Bestimmung von n für den Schichtabfluß bei Starkregen sollte daher in jedem Fall mit Regeneinfluß erfolgen.
- Es ist sehr schwierig, einem bestimmten Feldzustand einen einzigen Wert für n zuzuordnen.

Literatur

- BORK, H.R. (1988): Bodenerosion und Umwelt. Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, H. 13. 249 S.
- BRONSTERT, A. (1994): Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. Mitt. Inst. f. Hydrologie und Wasserwirtschaft, Heft 46, Universität Karlsruhe. 192 S.
- GOVERS, G. (1990): Empirical relationships for the transport capacity of overland flow. IAHS Public. 189: 45-63.
- HAIDER, J. (1994): Herbizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag - Feldversuche mit simuliertem Regen. Dissertation TU München-Weihenstephan. 231 S.
- MOORE, I.D.; FOSTER, G.R. (1990): Hydraulics and overland flow. In: Anderson, M.G.; Burt, T.P., (Hrsg.), Process Studies in Hillslope Hydrology. John Wiley, Chichester, 215-254.
- YANG, C.T. (1972): Unit stream power and sediment transport. J. Hydraulic Div. ASCE 98: 1805-1826.

Totholzhecken - Einfluß auf Bodenwasserhaushalt und Stoffaustausch

von

Kainz, M.¹, K. Auerswald² und S. Weigand³

Mit Totholzhecken läßt sich die Artenausstattung einer Landschaft rasch fördern (BENJES, 1986). So bieten sie im Gegensatz zu gepflanzten Hecken von Anfang an Deckung und Totholz. Da der Samen für die eigentlichen Heckenpflanzen durch Tiere im geschützten Totholz abgelegt wird, ist auch die Gewähr für eine standorttypische Artenzusammensetzung gegeben. Totholzhecken weisen daher einige biotische Vorzüge auf. Ihre Wirkung auf abiotische Ressourcen ist jedoch kaum untersucht. Im folgenden soll gezeigt werden, wie sich Totholzhecken nach der Anlage, also dann wenn sie sich am stärksten von anderen Heckenanlagen oder Brachflächen unterscheiden, den Wasserhaushalt stark verändern. Dabei sind Einflüsse einer Hecke vor allem auf Verdunstung, Oberflächenabfluß und Versickerung zu erwarten. Gleichzeitig können gewässerschädigende Stoffe (P, DOC) aus dem Astwerk ausgewaschen werden und mit dem Oberflächenabfluß ins Gewässer gelangen.

2. Material und Methoden

Eine Totholzhecke wurde auf einem der für das Tertiärhügelland typischen, langgestreckten (mittlere Länge 500 m), lößbedeckten Osthang angelegt. Die Löß- bzw. Lößlehmmächtigkeit beträgt am Unterhang mehr als 1 m und nimmt hangaufwärts auf etwa 20 cm ab. Entsprechend nimmt der Sandgehalt nach oben etwas zu. Die Bodenart geht von einem schluffigen Lehm nach oben in einen sandig-lehmigen Schluff über. Die Nährstoffversorgung ist auf dem gesamten Hang (16,8 ha) relativ einheitlich, da der Hang in der Vergangenheit eine Bewirtschaftungseinheit darstellte. Unter dem Lößlehm finden sich Tertiärsedimente, vorwiegend Sande, z.T. mit eingelagerten Tonlinsen, deren laterale Ausdehnung meist unter 100 m und vertikale Ausdehnung meist unter 10 m liegt (Abb.).

Der Hang ist quer zum Hauptgefälle dreigeteilt. Die querliegenden Feldgrenzen waren als Dämme ausgebildet, so daß der hinter den Dämmen sich sammelnde Oberflächenabfluß unterirdisch abgeleitet, gemessen und beprobt werden konnte. Die Größen der oberirdischen Einzugsgebiete, die erfaßt wurden, betragen 1,42 ha beim obersten, 3,54 ha beim mittleren und 4,27 ha beim unteren Teilstück. Auf dem obersten Teilstück, in dem die Totholzhecke lag, und auf dem untersten Teilstück stand 1993 Winterweizen. Im mittleren Teilstück waren Kartoffeln quer zum Hauptgefälle angebaut.

Die Totholzhecke mit einer Fläche von 0,51 ha (Flächenanteil am oberirdischen Wassereinzugsgebiet des obersten Teilstückes: 36 %) wurde im Winter 1992/1993 mit ca. 2000 m³ Straßenbaumschnitt angelegt. Die Schütthöhe betrug rechnerisch 0,4 m. Allerdings wurde versucht, durch Schütthöhen von 0 - 1 m unterschiedliche Mikrostandorte zu schaffen. Im Randbereich, der an manchen Stellen bis zu 10 m breit war, wurden keine Äste abgelegt, während im zentralen Bereich z.T. auch über 1 m hoch aufgeschüttet wurde. Die Arbeiten

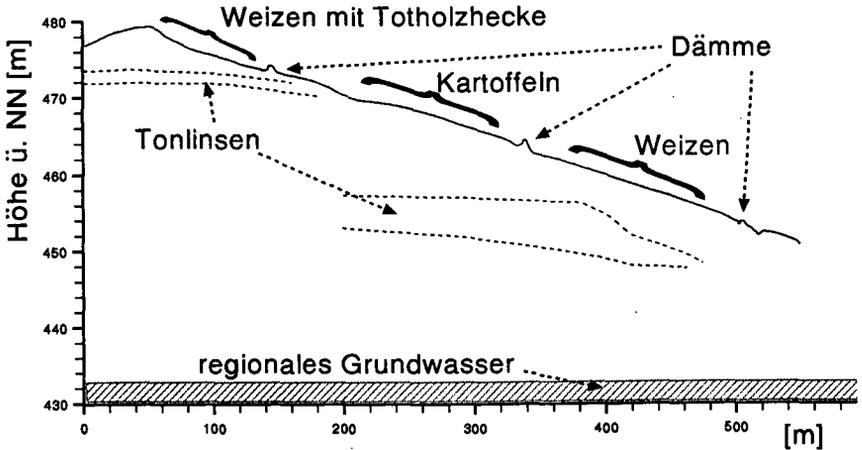
¹Forschungsverbund Agrarökosysteme München, Prielhof 1, 85298 Scheyern

²Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, 06108 Halle

³Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

erfolgten nur bei mindestens 20 cm tief gefrorenem Oberboden, um Bodenverdichtungen möglichst zu vermeiden.

Zusätzlich zu den Feldmessungen wurden Laborberechnungen mit unterschiedlichem Totholzmaterial durchgeführt, um dessen Wasserrückhaltevermögen und die Auslaugung von Phosphor und von organischer Substanz zu bestimmen.



3. Ergebnisse

Verdunstung: Die Verdunstung der Totholzhecke beschränkt sich auf das von den Zweigen interzeptierte Wasser. Eine Transpiration durch lebende Pflanzen fehlt in den ersten Jahren weitgehend, da nur im Saumbereich ein signifikanter Pflanzenbewuchs aufkam. Auch eine Bodenverdunstung tritt kaum auf, da die beiden verdunstungssteuernden Größen, Strahlung und Luftbewegung, unter einer dichten Zweigschüttung praktisch null sind. Berechnet man die Verdunstung durch die Mulchschicht nach dem Modell von KEMPER et al. (1994), so ist mit einer Verdunstung von 50 mm/a zu rechnen. Laborberechnungen zeigten eine Interzeption durch die Zweige von max. 5 mm pro Ereignis. Demnach betrug die gesamte Verdunstung der Totholzhecke nur 250 mm, gegenüber der durchschnittlichen Verdunstung berechnet nach Penman für Gras von 740 mm im Bereich des oberen Teilstücks und von 620 mm im unteren Teilstück. Für Weizen ist auf Grund der kürzeren Vegetationsperiode mit einer etwas geringeren Verdunstung zu rechnen. Durch die frisch angelegte Totholzhecke wird damit zumindest kleinräumig die Luftfeuchtigkeit vermindert.

Versickerung: Gleichzeitig steigt die Versickerung an. Zieht man vom Niederschlag Oberflächenabfluß und Verdunstung ab, so dürften im ersten Jahr über 600 mm versickert sein, also ein Mehrfaches der Versickerung unter Weizen (ca. 200 mm). Totholzhecken können daher im Anfangsstadium die Grundwasserneubildung fördern. Ihr Einfluß wird sich aber nur bei einem erheblichen Flächenanteil auswirken. Nachteil ist, daß das gesamte Nitrat, das von der Vorfrucht noch vorhanden ist, oder das durch Mineralisation der organischen Substanz entsteht, durch dieses Sickerwasser ausgewaschen wird, da eine Pflanzenaufnahme fehlt. Am Heckenstandort betragen die organisch gebundenen N-Vorräte 10,8 t/ha +/- 3,6 t/ha. Geht man

von der Faustzahl aus, daß 1% der organischen Substanz pro Jahr mineralisiert wird, könnten 1993 108 kg/ha Nitrat-N freigesetzt worden sein. Das unter der Totholzhecke gebildete Sickerwasser hätte demnach eine Nitratkonzentration von 80 +/- 25 mg/L gehabt.

Oberflächenabfluß: 60 Regenereignisse führten im ersten Jahr zu Oberflächenabfluß in mindestens einem der drei Einzugsgebiete. Der unten liegende Weizen wies etwa gleichviel Abfluß auf wie das Einzugsgebiet mit Weizen und Totholzhecke. Prognostiziert man den Abfluß nach dem SCS-Curve-Number-Verfahren, so ist für das oberste Einzugsgebiet ein geringerer Abfluß zu erwarten, da der Boden am Oberhang etwas sandiger und trockener ist als am Unterhang. Die Modellberechnungen sagen voraus, daß im oberen Einzugsgebiet bei Getreide erst nach 24 mm Regen der Abfluß beginnen sollte (Curve number = 68; Maximalretention = 120 mm), während beim unteren Weizen (Curve number = 87; Maximalretention = 38 mm) bereits nach 8 mm Regen Abfluß zu erwarten wäre. Demgegenüber bildete die Totholzhecke bereits nach wenigen Millimetern Regen Oberflächenabfluß. Dies ließ sich auch deutlich an der Färbung des Abflusses erkennen, der durch ausgelaugte Rindeninhaltsstoffe braun war. Offenbar war es trotz aller Vorsichtsmaßnahmen bei der Schüttung nicht gelungen, oberflächennahe Verdichtungen zu vermeiden.

Im speziellen Fall lag die Totholzhecke unmittelbar oberhalb eines Dammes. Hätte sie am oberen Feldrand gelegen oder wäre kein Damm mit unterirdischem Auslauf angelegt worden, hätte der aus der Hecke stammende Abfluß erhebliche Erosion ausgelöst.

Auch das Einleiten des Heckenabflusses in ein Gewässer ist nicht unproblematisch. Der Abbau der gelösten organischen Substanz, die den Abfluß braun gefärbt hatte, verbraucht zum einen Sauerstoff. In den Laborversuchen betrug der O₂-Bedarf des membranfiltrierten (0,45 µm) Durchtropfs der Zweige bis zu 380 mg/L. Zum anderen wird aus den Zweigen auch Phosphor ausgelaugt. Im oberen Einzugsgebiet liegt die prognostizierte P-Konzentration in der Bodenlösung im Mittel bei 0,62 mg/L (Std.abw.: 0,2), im unteren bei 0,50 mg/L (Std.abw.: 0,07). Im unteren Weizen-Einzugsgebiet lag P-Konzentration des Abflusses mit im Mittel 0,3 mg/L etwas unter der auf Grund der Bodengehalte zu erwartenden Konzentration. Im Gegensatz dazu betrug die P-Konzentration im Benjes-Weizen-Einzugsgebiet im ersten Jahr nach der Anlage 1,2 mg/L. Die höhere Konzentration zeigt die Auslaugung der Äste. Im Laborversuch enthielt der Durchtropf bis fast 5 mg/L Phosphor.

Zwischenabfluß: Die unterhalb liegenden Kartoffeln waren im Mulchsaatverfahren angebaut worden. Die Bedeckung mit Pflanzenresten betrug vor dem Kartoffellegen 58 %, nach dem Legen 26 %. Zusammen mit den Kartoffeldämmen quer zum Hauptgefälle war ein guter Erosionsschutz zu erwarten. Dennoch trat häufig Oberflächenabfluß auf. Bereits die ersten Abflußereignisse rissen die Kartoffeldämme durch, wodurch ihre Abflußspeicherfunktion verloren ging. Insgesamt flossen von den Kartoffeln 120 mm ab, während der Abfluß von den beiden Weizenflächen im Mittel nur 60 mm betrug. Ein so hoher Oberflächenabfluß läßt sich nicht allein auf die Kartoffeln zurückführen. Er war vielmehr die Folge eines exfiltrierenden Zwischenabflusses, d.h. eines lateral zwischen der Bodenoberfläche und dem regional zusammenhängenden Grundwassers fließenden Abflusses. Dies zeigte sich deutlich am Abflußverhalten. Der Abfluß aus den Kartoffeln kam z.T. erst drei Tage nach dem Regen zum Erliegen. Das Wasser trat dabei in Form einer temporären Hangquelle in einer Hangmulde aus. Geoelektrische Messungen zeigten, daß unter der Totholzhecke eine Tonlinse sitzt (Abb.). Deren Kapazität, Wasser unterirdisch abzuleiten, reichte für den erhöhten Sickerwasseranfall bei länger andauernden Regen nicht aus. Die Folge war eine Exfiltration in tiefer gelegenen Flächen, also im Bereich des Kartoffel-Einzugsgebietes. Totholzhecken der geprüften Größe können damit nicht nur im unmittelbaren Einflußbereich sondern auch noch

in größerer Entfernung den Wasserhaushalt verändern, was im vorliegenden Fall zu erheblichen Bodenabträgen geführt hat.

4. Schlußfolgerungen

Totholzhecken beeinflussen besonders im ersten Jahr nach ihrer Anlage den Wasserhaushalt erheblich. Sie senken die Evapotranspiration und damit die Luftfeuchtigkeit. Die verringerte Evapotranspiration hat eine verstärkte Sickerwasserbildung zur Folge. Durch das Fehlen eines Pflanzenbewuchses kann dadurch Nitrat ins Grundwasser ausgewaschen werden. Eine Auslagerung des Heckenstandortes vor der Anlage ist daher vorteilhaft, besonders wenn er zuvor intensiv genutzt war. Inhomogene Schüttungen, mit Bereichen, in denen eine Krautvegetation aufkommen kann, mildern die Einflüsse auf den Landschaftswasserhaushalt. Die Krautvegetation kann auch einen Teil des durch Mineralisation freigesetzten Stickstoffs konservieren. Die Anlieferung des Schüttgutes erfolgt i.d.R. mit LKW, deren Reifen selbst bei gefrorenem Boden beim Befahren nicht befestigter Flächen erhebliche Schadverdichtungen verursachen können. Totholzhecken sollten daher entweder neben befestigten Wegen, auf denen der Fahrverkehr abgewickelt wird, angelegt werden. Oder das Schüttgut ist vorher auf landwirtschaftliche Fahrzeuge mit Breitreifen umzuladen.

Wurde eine Fläche befahren, sind Schadverdichtungen nicht auszuschließen. Die dicke Astschüttung isoliert thermisch den Boden. Sie vermindert damit die Eindringtiefe des Frostes und die Zahl der Frostwechsel. Da auch eine Lockerung durch Bearbeitung ausscheidet, bleiben Schadverdichtungen u.U. lange erhalten. Wenn die Fläche befahren wurde, ist daher sicherzustellen, daß der Oberflächenabfluß aus dem Bereich der Totholzhecke nicht in die angrenzenden Äcker fließen kann. Dieser Abfluß wird meist mit wenig Sediment beladen sein, da die Bodenoberfläche konsolidiert ist und die kinetische Energie der Regentropfen von den Ästen abgefangen wird. Der Abfluß kann daher, sobald er in eine Ackerfläche fließt, größere Sedimentmengen aufnehmen und dadurch erhebliche Erosion auslösen.

Auch ein Einleiten des Abflusses in ein Oberflächengewässer ist problematisch, da der Abfluß viel gelöste organische Substanz und erhebliche P-Konzentrationen enthält. Die Konzentrationen liegen weit über den Grenzwerten für Oberflächengewässer. Sofern die Äste aus Straßenbaumschnitt stammen, ist denkbar, daß sie mit Schwermetallen oder Verbrennungsrückständen belastet sind. Diese würden ähnlich wie die Nährstoffe abgewaschen und mit dem Abfluß in andere Ökosystemkompartimente transportiert.

In Fällen mit inhomogenem Untergrund, wenn Schichten geringerer Wasserleitfähigkeit auftreten, kann die Sickerwasserzunahme zusätzlich Probleme bereiten, wenn dies zu Exfiltration führt. Da die unterirdischen Fließwege i.d.R. nicht bekannt sind, ist dies besonders schwer abzuschätzen.

Danksagung

Die wissenschaftlichen Aktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) wurden vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie finanziell gefördert (BMBF 0339370). Pacht und Bewirtschaftung des Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Erziehung, Wissenschaft und Kunst. Ihnen wird für ihre Unterstützung gedankt.

Literatur

- BENJES, H. (1986): Die Vernetzung von Lebensräumen mit Feldhecken. Natur- & Umwelt-Verlagsges., München, 134 S.
- KEMPER, W.D.; NICKS, A.D.; COREY, A.T. (1994): Accumulation of water in soils under gravel and sand mulches. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 56-63

Sanfte BodenSanierung - eine Lösung für schwermetallbelastete Böden?

von

Lothenbach, B., G. Furrer und R. Schulin

Ausgangslage

Die Anreicherung von Schwermetallen im Boden gefährdet langfristig die Bodenfruchtbarkeit und kann zu Belastungen von Trinkwasser und Nahrungsmitteln führen. Eine sanfte Sanierung hat zum Ziel, diese Risiken auf ein unbedenkliches Mass zu reduzieren, ohne die Bodenfruchtbarkeit zu beeinträchtigen.

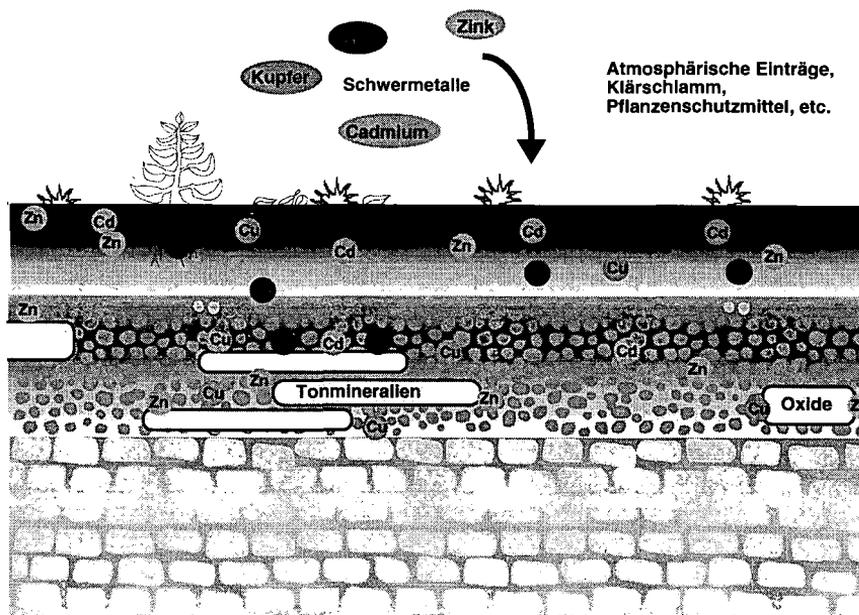


Fig. 1: Die Verteilung von Schwermetallen im Boden (schematisch).

Entscheidend für die phytooxische Wirkung von Schwermetallen ist der gelöste Anteil. In Laborversuchen werden deshalb neue naturnahe Bindemittel entwickelt und untersucht, die im Boden zur Immobilisierung von Schwermetallen eingesetzt werden können. Als Bindemittel eignen sich besonders Tonminerale aufgrund ihrer grossen Oberfläche und Kationenaustauschkapazität.

Das Ziel einer sanften Bodenansäuerung ist nicht die vollständige Bindung aller Schwermetalle im Boden, da einige unter ihnen essentiell für das Pflanzenwachstum sind, d.h. in ausreichendem Mass verfügbar sein sollten. Ebenso darf die Pflanzenverfügbarkeit von Nährkationen wie Kalium, Magnesium oder Calcium durch die Zugabe von Bindemitteln nicht spürbar vermindert werden. Die Dosierung der Bindemittel muss daher sehr sorgfältig erfolgen.

Tonmineralien

Aufgrund seiner spezifischen Oberfläche von einigen hundert Quadratmetern pro Gramm und der permanenten Ladung besitzt Montmorillonit eine grosse Bindungskapazität für Kationen. Da Montmorillonit die Schwermetalle vor allem durch elektrostatische Anziehung bindet, können diese gegebenenfalls durch einen Überschuss von anderen Kationen (z.B. Calcium oder Barium) remobilisiert werden.

Um die Rückhaltung der Schwermetalle zu verstärken wird versucht, die Adsorptionsfähigkeit für Schwermetalle durch Zugabe von Aluminium zu verbessern. Aluminium wird an den Oberflächen bzw. in den Zwischenschichträumen des Tonminerals ausgefällt. Dadurch werden die unspezifischen elektrostatischen Bindungen zwischen den negativ geladenen Silikatflächen und den Schwermetallen ersetzt durch spezifische Bindungen zwischen den aluminiumgebundenen Sauerstoffionen und den Schwermetallen. Diese Bindungen sind für Schwermetalle (z.B. Blei, Kupfer, Cadmium, Zink) in der Regel um Grössenordnungen stärker als jene für Erdalkali- (Magnesium, Calcium) und Alkalikationen (Natrium, Kalium).

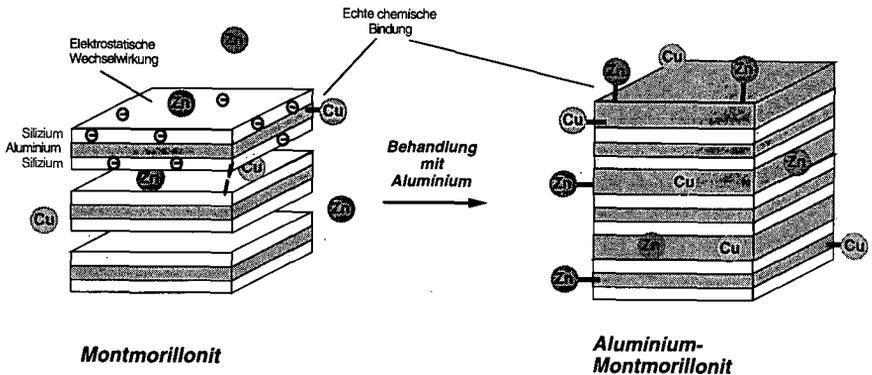


Fig. 2: Struktur der eingesetzten Tonmineralien. Montmorillonit ist eine Dreischicht-tonmineral, in welchem die Lücken zwischen den Sauerstoff- und Hydroxidionen hauptsächlich mit Silicium (weiss) und mit Aluminium (grau) gefüllt sind. Die Schwermetalle Zink und Kupfer liegen als zweifach geladene Kationen vor und gehen im Falle einer Adsorption an Aluminium-Montmorillonit eine echte chemische Bindung mit brückenbildenden Sauerstoffionen ein.

Immobilisierung

Hohe Konzentrationen gelöster Schwermetalle sind für Pflanzen toxisch. Die Löslichkeit der Schwermetalle wird durch den pH-Wert der Bodenlösung bestimmt. Unter alkalischen Bedingungen fallen die meisten Schwermetalle als Hydroxide oder Oxide aus (in Fig. 3 als "ungelöst" bezeichnet). Unter stark sauren Bedingungen sind alle Schwermetalle sehr gut löslich und somit mobil. Im mässig bis schwach sauren pH-Bereich hängt die Konzentration von gelösten Schwermetallen entscheidend von der Beschaffenheit der Bodenmatrix ab. Im Sinne der Immobilisierung kann diese durch Tonmineralien vermindert werden.

In Batchversuchen wurde die Effizienz von Bindemitteln getestet. Durch Zugabe von Montmorillonit werden die gelösten Schwermetallanteile mässig und im Falle von Aluminium-Montmorillonit drastisch verringert. Aluminium-Montmorillonit wirkt im pH-Bereich von 5 bis 8 (Zink) bzw. von 4 bis 7 (Kupfer) am effizientesten (Fig. 3).

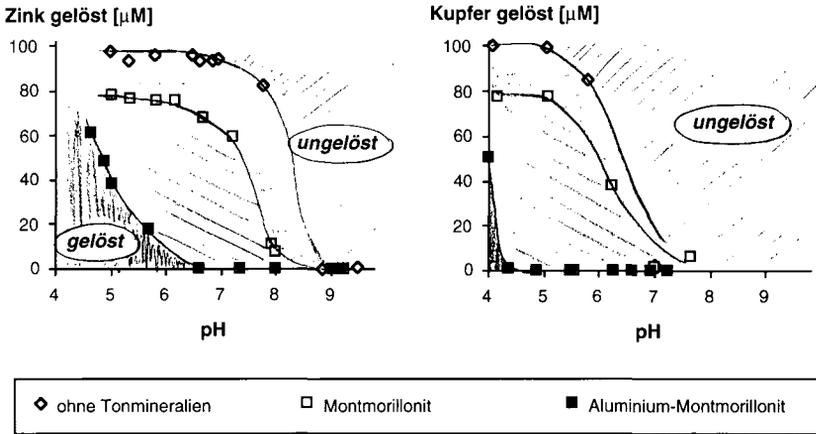


Fig. 3: Die Löslichkeit von Zink und Kupfer ohne Tonmineralien, in Gegenwart von Montmorillonit und von Aluminium-Montmorillonit. Die Batchversuche wurden mit 10^{-4} M Zink bzw. Kupfer, 2 g/l Montmorillonit, in 0.1 M NaClO_4 und mit Aluminiumkonzentrationen von 0 bzw. $4 \cdot 10^{-3}$ M durchgeführt.

Durch nachträgliche Zugabe von konzentrierter $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$ -Lösung zu den Suspensionen wurde die Stärke der Bindung zwischen den Schwermetallen und den Tonmineralien getestet. Beim Referenzpräparat Montmorillonit wurde eine Remobilisierung von mehr als 50 Prozent der gebundenen Schwermetalle beobachtet. Im Gegensatz dazu vermag Aluminium-Montmorillonit Zink und Kupfer auch bei einem 330-fachen Überschuss von Barium festzuhalten (Fig. 4). Dies kann damit erklärt werden, dass sich zwischen den brückenbildenden Hydroxidionen der ausgefallenen Aluminiumhydroxidschichten und den Schwermetallen eine spezifische Bindung bildet.

Versuche mit Nickel, Cadmium und Blei ergaben ähnliche, wenn auch weniger ausgeprägte, Resultate in bezug auf deren Immobilisierung und Remobilisierung.

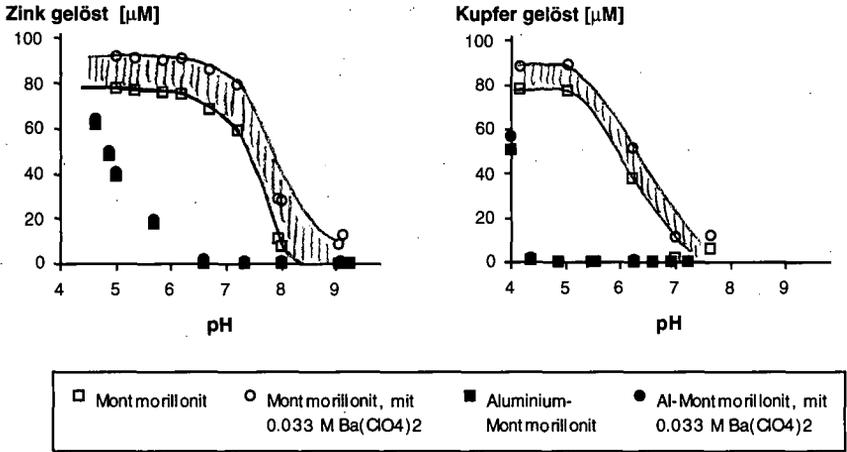


Fig. 4: Remobilisierung von Zink durch $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$. Batchversuche mit 10^{-4} M Zink bzw. Kupfer, 2 g/l Montmorillonit, 0.033 M $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$ und 0 bzw. $4 \cdot 10^{-3}$ M Aluminium.

Wirkungen auf Pflanzen

Die Aufnahme von Zink und Kupfer durch Rotklee wurde in Gegenwart von Aluminium-Montmorillonit wesentlich vermindert. Dabei wurden keine Nebenwirkungen, wie zum Beispiel Ertragseinbußen, welche durch Nährstofffestlegung verursacht werden können, beobachtet.

Fazit

Zusammenfassend wird festgestellt, dass Montmorillonit nach der Behandlung mit Aluminium-Lösungen - im Vergleich zu unbehandeltem Montmorillonit - Schwermetalle sowohl bei einem signifikant tieferen pH-Wert bindet, als auch eine stabilere Bindung mit diesen eingeht. Aluminium-Montmorillonit ist im pH-Bereich zwischen 5 bis 7 bezüglich Schwermetallimmobilisierung am wirksamsten.

Literatur

- Krebs, R., Lothenbach, B., Gupta, S., Furrer, G. und Schulin, R. 1994. Sanftere Sanierungsmethoden für schwermetallbelastete Böden. Bodenkundl. Ges. der Schweiz. Dok. 5: 47 - 51.
- Furrer, G. 1993. New aspects on the chemistry of aluminum in soils. Aquatic Sciences 55: 281 - 290.

'Hot Spots' - Bodenbelastungen durch ehemaligen Bergbau

von

Mayer-Ullmann, H.¹

Einleitung

Im Raum Wiesloch, ca. 12 km südlich von Heidelberg, wurde bereits vor mehr als 2000 Jahren Bleiglanz, Zinkblende und Zinkspat aus Bereichen des oberen Muschelkalkes abgebaut. Der Abbau erstreckte sich über das Mittelalter mehr oder weniger kontinuierlich bis Anfang der 50er Jahre. Während die Erze bis ins späte Mittelalter in geringeren Tiefen, bis max. 45 m gewonnen wurden, teufte man infolge intensiven Bergbaus im 19. und 20. Jahrhundert bis in 213 m Tiefe ab (Hildebrandt 1994).

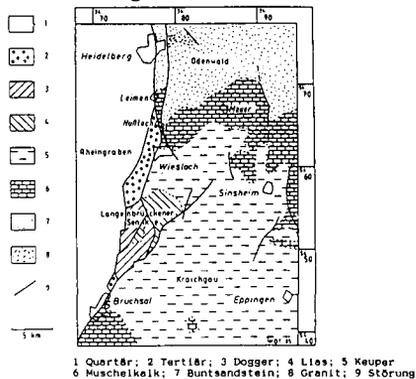
Durch Aufschüttungen bzw. Ablagerungen von schwermetallhaltigen Erz- und Haldenmaterialien entstanden über mehrere qkm inselartige Belastungszonen, sogen. „Hot Spots“. Visuell sind diese Bereiche durch konzentrische bis langgestreckte kreisförmige Flächen ohne bzw. mit schwachem Pflanzenbewuchs zu charakterisieren. Ursache der möglichen Phytotoxizität dürfte der hohe pflanzenverfügbare Anteil von Zink sein.

Geologie

Der überwiegende Teil des ehemaligen Bergbaubereiches liegt im Bereich des Kraichgaues, eines Lößhügellandes zwischen Odenwald, Schwarzwald und der westlich angrenzenden Rheinebene. Die um Wiesloch vorhandenen Gesteinsschichten umfassen die Stufen Trias, Jura, Tertiär und Quartär. Die im Muschelkalk des Gebietes um Wiesloch vorkommenden metasomatischen Blei- Zink-Vererzungen waren Anlaß eines über Jahrhunderte andauernden Bergbaus.

Vererzungen sind im Muschelkalk im Wieslocher Revier sowohl aus dem oberen Muschelkalk (Trochitenkalk) als auch in geringerem Maße aus dem unteren Muschelkalk (Schaumkalkzone) bekannt. Kleinste Vererzungsspuren finden sich auch im unteren Dolomit (mm 1; FRIEDEL & SCHWEIZER, 1989) und im oberen Dolomit (mm 7) des mittleren Muschelkalkes (HILDEBRANDT UND FLICK, 1984). In den tieferen Lagerstättenteilen unterhalb des Grundwasserspiegels liegen die Vererzungen noch als sulfidische Primärvererzungen vor, in den oberflächennahen Grubengebieten bildete sich eine karbonatisch dominierte Oxydationszone aus. Insgesamt sind aus dem Wieslocher Raum über 70 verschiedene Minerale bekannt (Hildebrandt 1994).

Abb. 1: Geologische Übersicht des westlichen Kraichgaus; aus Hildebrandt 1985

¹ Regierungspräsidium Karlsruhe Referat Bodenschutz

Folgen des Bergbaus

Bisher sind 23 größere Betriebsschwerpunkte montanen Bergbaus im Raum Wiesloch urkundlich oder archäologisch bekannt. Hierbei handelt es sich überwiegend um Schächte, Erzaufbereitungsanlagen und Haldenablagerungen. Das Haldenmaterial, welches zum Teil aus Schlacke besteht, wurde oftmals zur Verfüllung von Senken und zum Wegebau verwendet und somit weiträumig in die Landschaft verteilt. Das Schlackenmaterial enthält i.M. ca. 7 - 11 % Zink, 1 - 2 % Blei und 0,2 - 1,6 % Arsen (Hildebrandt 1994). Die Böden selbst sind in unterschiedlicher Konzentration mit Zink, Blei, Cadmium, Arsen und Thallium belastet.

Entlang verschiedener, teilweise heute nicht mehr existenter Flußsysteme wurde durch Klauben, Scheiden, Waschen und Pochen erhaltliches Material aufgearbeitet. Hierbei gelangten große Mengen von schwermetallhaltigen Sedimenten über die Flüsse bzw. durch Überflutungen in weite Auenbereiche. Unbrauchbare Erze wurden dagegen oft in nächster Umgebung abgelagert (1994). Erst danach fand die eigentliche Verhüttung in Schachtöfen mit Holzkohle, Quarzsand und Eisenzuschlägen statt (Rostreduktionsverfahren, BACHMANN, 1993). Mit dem sogenannten Hüttenrauch konnten vor allem Arsen, Cadmium, Thallium und Zink in die Umgebung entweichen und belasteten die umliegenden Pflanzen und Böden.

Untersuchung von "Hot Spots" auf Schwermetalle

Um die vertikale und horizontale Schwermetallausbreitung zu ermitteln, wurden in den Jahren 1993 und 1994 verschiedene repräsentative „Hot Spots“ untersucht. Hierzu wurden Boden- und Pflanzenmischproben (Winterweizen) im Zentrum (keine Pflanzen bzw. teilw. Einzelpflanzen vorhanden), Randbereich bis 5 m (Wuchsdepressionen sichtbar), 5 bis 10 m (verminderte Bestockung) und 10 bis 20 m (normale Bestockung) entnommen. Zudem ist an einem Tiefenprofil eine horizontale Beprobung vorgenommen worden.

Abb. 2: Lage und Ausbreitung der untersuchten „Hot Spots“

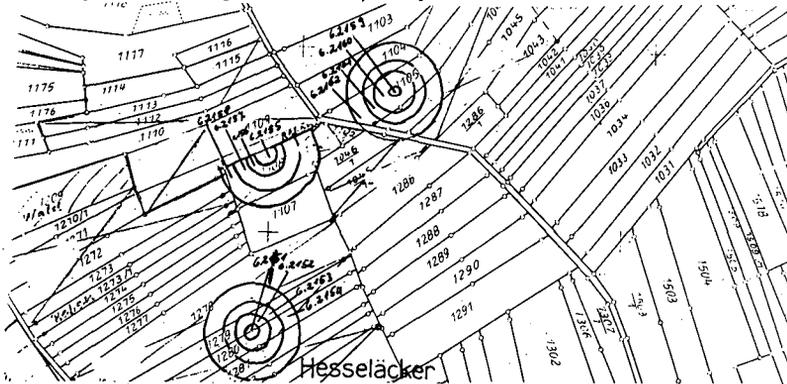
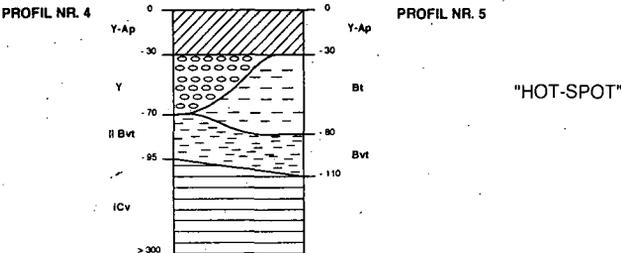


Abb. 3: Tiefenprofil eines „Hot Spots“



Ergebnisse und Diskussion:

Bei allen Bodenproben wurden die Elemente Pb, Cd, Tl, As und Zn mittels Königswasseraufschluß (DIN 38414 -Teil 7) und Ammoniumnitratextraktion (DIN V 19730) bestimmt. Die Analysenergebnisse sind mit den Werten eines Referenzstandortes verglichen sowie nach den Vorgaben der 3. ten Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg beurteilt worden.

Tab. 1: Untersuchungsergebnisse Gesamt- und pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte von 3 „Hot Spots“

Proben-Nr.	Proben-tiefe	Bodenart	pH-Wert	Ammoniumnitratextraktion					Königswasseraufschluß					
				Pb µg/kg	Cd µg/kg	Tl µg/kg	As µg/kg	Zn µg/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Tl mg/kg	As mg/kg	Zn mg/kg	
Hot Spot I	6.2151	0-30	Ul	6,9	<10	181,0	739,0	986,0	29.245	1.689	38,3	123,0	2.238	14.319
	6.2152	0-30	Ul	7,1	<10	99,0	219,0	437,0	5.660	924	13,5	37,4	967	4.109
	6.2153	0-30	Ul	7,3	<10	68,0	162,0	325,0	13.635	1.302	18,3	35,6	1.060	3.944
	6.2154	0-30	Ul	7,3	<10	38,0	59,0	124,0	525	323	7,2	19,8	452	2.333
Hot Spot II	6.2155	0-30	Ul	6,5	<10	237,0	552,0	907,0	160.143	2.202	34,2	77,0	1.901	7.674
	6.2156	0-30	Ul	6,9	<10	67,0	120,0	297,0	1.096	254	8,8	17,4	404	1.851
	6.2157	0-30	Ul	7,1	<10	33,0	61,0	204,0	<10	509	6,0	24,3	393	1.440
	6.2158	0-30	Ul	7,1	<10	29,0	70,0	315,0	750	269	4,4	13,5	289	1.150
Hot Spot III	6.2159	0-30	Ul	6,9	<10	154,0	278,0	713,0	22.892	983	19,8	49,9	1.198	9.703
	6.2160	0-30	Ul	7,2	<10	120,0	160,0	464,0	11.171	847	12,7	36,5	1.001	6.072
	6.2161	0-30	Ul	7,2	<10	82,0	172,0	439,0	3.560	767	12,1	38,7	894	5.117
	6.2162	0-30	Ul	7,2	<10	50,0	93,0	340,0	631	627	8,4	27,8	693	2.591
Referenz	6.2172	0-30	Ul	7,4	<10	2,0	4,0	17,0	<10	95	0,4	1,1	25	67

Tab. 2: Schwermetallanalysen eines „Hot Spots“ im Tiefenprofil

Horizont	Proben-tiefe	Bodenart	pH-Wert	Ammoniumnitratextraktion					Königswasseraufschluß				
				Pb µg/kg	Cd µg/kg	Tl µg/kg	As µg/kg	Zn µg/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Tl mg/kg	As mg/kg	Zn mg/kg
Ap	0-30	Ul	6,5	22,5	120,0	625,0	573,0	78.000	1338	27,4	39,4	1.575	4.408
Y	30-70	Lu	7,4	22,5	110,0	663,0	615,0	22.000	4.191	69,6	137,0	4.226	14.178
IIbvt	70-95	Ut	7,4	25,0	8,8	130,0	<1,3	165,0	49,8	1,4	15,7	47,4	269,0
ICv	95-300	Us	7,8	20,0	4,0	65,0	<1,3	250,0	35,0	0,69	15,4	30,4	122,0

Sämtliche gemessenen Schwermetallgesamtgehalte (Königswasser-Aufschluß) überschreiten für die Elemente Blei, Thallium, Arsen, Zink und Cadmium den Prüfwert für Gesamtgehalte (Pges)* hinsichtlich der Schutzgüter Bodenorganismen, Pflanzen und Wasser. Werden die Werte des Referenzstandortes, an dem lediglich Thallium den Prüfwert (Pges)* knapp überschreitet, mit den maximal gemessenen Werten verglichen, so liegen die Werte für

- Zink bis zum maximal 213-fachen,
- Arsen bis zum maximal 89-fachen,
- Thallium bis zum maximal 111-fachen,
- Cadmium bis zum maximal 95-fachen,
- Blei bis zum maximal 23-fachen

über denen des Referenzstandortes.

Auch alle innerhalb der untersuchten "Hot Spots" gemessenen mobilen Anteile der Elemente Cadmium und Thallium überschreiten den **Belastungswert (Bmob)*** bzw. den **Prüfwert (Pmob)***.

Der in der VwV aufgeführte Prüfwert für mobiles Arsen wird innerhalb der untersuchten "Hot Spots" mit einer Ausnahme in allen Fällen überschritten. Eine Überschreitung des mobilen Prüfwertes für Zink war in 50% der Fälle festzustellen. Dagegen liegt der mobile Bleianteil bei allen untersuchten Proben unterhalb der Nachweisgrenze.

Bei den untersuchten Winterweizenkörnerproben wurden in über 90 % der Fälle doppelte ZEBS-Wertüberschreitungen** festgestellt. Die Elemente Pb und As waren ebenfalls verstärkt im Weizenkorn eingelagert worden, überschritten jedoch die derzeit geltenden ZEBS - Werte** für Pb nicht. Der ZEBS - Wert für As wurde 1979 vom Bundesgesundheitsamt zurückgezogen. Überschreitungen waren beim Vergleich mit dem „alten“ Wert nicht festzustellen.

Maßnahmen:

Alle bisher untersuchten „Hot Spots“ sind durch ihre hohen Schwermetallwerte als Belastungsflächen zu charakterisieren. Nach den in Baden - Württemberg geltenden gesetzlichen Vorgaben, darf auf diesen landwirtschaftlichen Nutzflächen kein Mahlweizen, Hafer, Sonnenblumen und Gemüse (z.B. Karotten, Grünkohl, Lauch etc.) angebaut werden. Die Ausweisung eines Bodenbelastungsgebietes ist möglich, um bestimmte Verbote und vor allem weitere Maßnahmen (z.B. Sanierungen) leichter durchsetzen zu können.

Je nach Anzahl bzw. Größe der „Hot Spots“ pro Bewirtschaftungseinheit könnten auf einigen landwirtschaftlichen Nutzflächen nur noch eingeschränkt Kulturpflanzen angebaut werden. Zur Zeit gelten für diese Flächen nur Anbauempfehlungen ohne jegliche rechtsverbindliche Wirkung. Ziel der Bodenschutzverwaltung in Baden-Württemberg ist es, hoch belastete Gebiete mit Nutzungsbeschränkungen auszuweisen und wenn möglich Sanierungsmaßnahmen durchzuführen.

* 3. Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg

** ZEBS- (Zentrale Erfassungs- u. Bewertungsstelle für Umweltchemikalien)

Literatur

Bachmann, H.-G. (1993) : Vom Erz zum Metall (Kupfer, Silber, Eisen) - Die chemischen Prozesse im Schaubild. - Archäologie in Deutschland, Sonderheft 1993: 35-40

FRIEDEL, G. & SCHWEIZER, V. (1989) : Zur Stratigraphie der Sulfatfazies im Mittleren Muschelkalk von Baden-Württemberg - Jh. geol. Landesamt Baden-Württemberg, 31:69-88

Hildebrandt, L. H. (1985) : Geologie und Genese der Wieslocher Lagerstätte. - Lapis, Heft 12/85:13-14

Hildebrandt, L. H. & Flick, H. (1984) : Eine Blei-Zink-Vererzung in Mauer bei Heidelberg. - Aufschluß, 35:395-404

Hildebrandt, L. H. (1994) : Montane Schwermetallbelastung der Böden im Raum Wiesloch

Systeme zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten

von

Melchior, S.*

Oberflächenabdichtung - Ziele und technische Regelwerke

Oberflächenabdichtungen sollen an belasteten Standorten verhindern, daß Organismen in direkten Kontakt mit Schadstoffen kommen, daß Gase unkontrolliert entweichen und daß Niederschlagswasser infiltrieren, Schadstoffe aufnehmen und in Oberflächengewässer oder ins Grundwasser austragen kann. Aufbau und Abdichtung von neuen Deponien werden durch technische Anleitungen des Bundes geregelt (TA ABFALL 1991 und TA SIEDLUNGSABFALL 1993), die mangels vergleichbarer Vorgaben auch für die Abdichtung von Altlasten herangezogen werden. Zwei Regelaufbauten gelten als Stand der Technik. Unter einer Rekultivierungsschicht aus bindigem Boden und einer Entwässerungsschicht zur seitlichen Ableitung des aus dem Deckssubstrat absickernden Wassers werden je nach Belastung des Müllkörpers unterschiedliche Dichtsysteme vorgeschrieben. Gering belastete Deponien (Deponieklasse I) erhalten eine mindestens zweilagige mineralische Abdichtung aus verdichtetem bindigem Boden. Höher belastete Deponien (DK II) und Sonderabfalldeponien erhalten eine Kombinationsdichtung aus Kunststoffdichtungsbahnen über einer mineralischen Dichtung. Unter den Dichtungen kann eine Entgasungsschicht notwendig sein. Bei Nachweis der Gleichwertigkeit können auch andere Dichtungen zum Einsatz kommen. Nach Abfallrecht ist die Gleichwertigkeit von den zuständigen Genehmigungsbehörden der Länder zu bewerten. Nach Baurecht kann die Zulassung alternativer Dichtungen beim Deutschen Institut für Bautechnik in Berlin beantragt werden. Nach den Zuordnungskriterien der TA SIEDLUNGSABFALL können faktisch in die Deponien der Klassen I und II nur durch Verbrennung vorbehandelte Abfälle oder gering belasteter Bodenaushub eingebaut werden. Konventionelle Hausmüll- und Sondermülldeponien sowie das Gros der Altlasten sind folglich vom Schadstoffpotential her nach TA ABFALL zu betrachten, so daß hier im Regelfall eine Oberflächenabdichtung mit Kombinationsdichtung zu fordern ist.

Wirksamkeit der Regelsysteme

Seit 1987 wird die Wirksamkeit der Regelsysteme auf vier von insgesamt sechs Großlysimetern (jeweils 10 m breit und 50 m lang) in situ auf der Deponie Georgwerder untersucht (MELCHIOR 1993). Dabei ergaben sich folgende wesentlichen Ergebnisse:

- ▶ Rund zwei Drittel des Niederschlagseintrags werden durch die Gras- und Krautvegetation wieder verdunstet.
- ▶ Nach fünf Jahren haben die Pflanzenwurzeln die Oberkante der Dichtungen in 1 m Tiefe erreicht und bilden dort einen dichten Feinwurzelfilz. Die zwei- bis dreimal jährlich geschnittene Vegetation enthält zahlreiche Tiefwurzler (Ampfer-, Distel- und Retticharten).
- ▶ Die untersuchten bindigen mineralischen Dichtungen sind durch aufwärts gerichtete Wasserabgabe im Sommerhalbjahr und durch Wasserentnahme durch Pflanzenwurzeln soweit ausgetrocknet, daß sich Risse entwickelt haben. Diese Risse sind kontinuierlich und dienen

* Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg - Allende-Platz 2 - D-20146 Hamburg
Tel.: 040/4123 3681 - Fax: 040/4123 2024 - e-mail: melchior@rrz.uni-hamburg.de

als bevorzugte Wasserleitbahnen für die Durchsickerung. Mittlerweile sickern über 100 mm/a durch diese Dichtungen, die somit binnen fünf Jahren fast vollständig versagt haben. Dieser Befund ist durch kontinuierliche und direkte Messung der Durchsickerung auf zwei Testfeldern, durch Wasserspannungsdaten, durch Tracerversuche und visuelle Inspektion nach Aufgrabung der Dichtungen abgesichert. Aufgrund der Einbautechnologie und der Materialeigenschaften der untersuchten Dichtungen lassen diese Ergebnisse befürchten, daß mineralische Dichtungen in Oberflächenabdichtungen generell stark durch Austrocknung und Ribbildung gefährdet sind.

- Die untersuchten Kombinationsdichtungen haben sich gut bewährt. Die Kunststoffdichtungsbahnen sind, intakte Installation vorausgesetzt, sehr wirkungsvolle Sperren für die Wasser- und Gasbewegung und für Pflanzenwurzeln. Zu überdenken ist jedoch der Einsatz der mineralischen Komponente der Kombinationsdichtung. In Basisdichtungen wird sie zur Retention von Stoffen benötigt, die durch die Kunststoffdichtungsbahn diffundieren. Diese Aufgabe entfällt in der Regel in Oberflächenabdichtungen. Ihre qualitativ hochwertige Herstellung ist jedoch aufgrund der Witterungsanfälligkeit sehr zeit- und kostenaufwendig. Die Materialressourcen sind regional knapp. Zudem treten in der Dichtung temperaturabhängige Wasserflüsse auf, die auch unter einer intakten Kunststoffdichtungsbahn möglicherweise zu einer Austrocknung und Schrumpfung der mineralischen Dichtung führen können. Die mineralische Dichtung bietet daher vor allem eine zusätzliche Sicherheit im Falle von einbaubedingten Fehlstellen in der Kunststoffdichtungsbahn. Es ist zweifelhaft, ob sie im Falle eines flächigen Versagens der Kunststoffdichtungsbahn durch Alterung noch wirksam ist. Spätestens dann können zudem Austrocknung und Ribbildung ungehindert einwirken.

Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse stellen sich u.a. folgende Fragen:

Können bindige mineralische Dichtungen durch bessere Steuerung der Materialeigenschaften, durch Vergütung mit Additiven, durch veränderte Einbautechnik oder durch Veränderung der Randbedingungen (Schichtaufbau des Gesamtsystems, z.B. Mächtigkeit der Überdeckung) zuverlässig vor Ribbildung durch Austrocknung geschützt werden?

Gibt es alternative Dichtungen, die die bindige mineralische Dichtung in Oberflächenabdichtungen ersetzen können, oder die zu neuartigen Verbunddichtungen z.B. mit Kunststoffdichtungsbahnen kombiniert werden können?

Müssen die Regelwerke nicht z.T. überarbeitet werden, da die vorgeschlagenen Regelsysteme zwar als Stand der Technik, jedoch nicht als erprobte und in allen Belangen zuverlässige Bauverfahren gelten können? Müssen alternative Dichtungen nur Gleichwertigkeit nachweisen oder müssen sie nicht besser als die Regelsysteme sein, um zuverlässig wirken zu können.

Alternative Dichtungen

Folgende Gruppen von neuartigen Dichtungen stehen derzeit zur Bewertung und zur Zulassung an:

- Verbesserte bindige mineralische Dichtungen: Mineralische Dichtungen können durch eine gezielten Steuerung der Materialzusammensetzung verbessert werden (z.B. gestufte Mischung eines verdichtungsfähigen Grobkorngerüstes, dem Tonminerale als Porenfüller zugegeben werden). Die Dichtungen können durch Additive vergütet werden (z.B. Hydrosilikatgele, Montanwachs, Bentonit). Belastete Stoffe (Schlacken, Schlämme, Stäube oder Bergematerial) können als Grundmaterial eingesetzt und durch Additive (häufig Wasserglas) vergütet werden. Die Verbesserung kann auch in einer Änderung der Einbautechnologie bestehen (z.B. Trockeneinbau von Mineralgemischen). Verbesserte bindige mineralische Dichtungen sind bereits in einigen Fällen ausgeführt worden.
- Bentonitmatten: Bentonitmatten sind industriell hergestellte, sandwichartige Verbundprodukte. Eine mehrere Millimeter dicke Schicht aus Bentonitpulver oder -granulat wird zwischen zwei Geotextilvliesen eingeschlossen. Die beiden Geotextilien werden durch Nähte oder durch Faserbrücken (Vernadelung) verbunden, um Scherkräfte aufnehmen zu können.

Bentonitmatten werden zur Bauwerksabdichtung, im Tiefbau und im Wasserbau eingesetzt. Auch im Deponiebau gibt es bereits einige Anwendungsbeispiele.

- ▶ **Asphaltbetondichtungen:** In den letzten Jahren wird die Anwendung von Asphaltbeton in Basisabdichtungen von Deponien diskutiert. Solche Dichtungen sind aus dem Wasserbau bekannt. Anders als im Straßenbau kommen hier bindemittelreiche und daher flexible und verdichtungswillige Rezepturen zum Einsatz. Der Asphaltbeton muß frei von offenen Luftporen sein, was bei Porenvolumina unter 3% erreichbar ist. Für die Verdichtung ist eine luftdurchlässige Tragschicht notwendig. Dem Autor sind bislang keine Oberflächendichtungen aus Asphaltbeton auf Deponien oder Altlasten bekannt.
- ▶ **Kapillarsperren:** Während die anderen Dichtungen aus möglichst gering wasserdurchlässigen Materialien bestehen, werden in Kapillarsperren zwei im gesättigten Zustand sehr leitfähige Materialien kombiniert. Eine Sandschicht (*Kapillarschicht*) wird über einer Kiesschicht (*Kapillarschicht*) eingebaut. Unter wasserungesättigten Bedingungen wirkt dieser Schichtaufbau als Dichtung, da die Sandschicht bei abnehmendem Matrixpotential wesentlich feuchter bleibt als der Kies, dann eine um mehrere Größenordnungen höhere Wasserleitfähigkeit besitzt und das zuzickende Wasser in Hangrichtung seitlich über der Kiesschicht abführen kann. Kapillarsperren wurden bereits mit Erfolg in Freilandversuchen getestet (Melchior 1993). Es gibt einige Ausführungsbeispiele auf Deponien im In- und Ausland.

Bewertungskriterien für Oberflächenabdichtungen

Zur Bewertung von Oberflächenabdichtungen wurde vom Autor ein Kriterienkatalog entwickelt, der hier nur kurz vorgestellt werden kann. In der Rubrik *Wirksamkeit* wird bewertet, wie gut die verschiedenen Sicherungsziele im Idealfall erreicht werden, wie redundant und kontrollierbar die Systeme sind, und welche Hauptversagensrisiken bestehen. Unter *Beständigkeit* wird die Empfindlichkeit gegen physikalische, chemische und biologische Einwirkungen bewertet. Die *Herstellbarkeit* umfaßt Technik, Zeitbedarf und Kosten. Schließlich wird bewertet, ob am Standort oder an anderen Orten *ökologische* und *ökonomische Begleitfolgen* zu erwarten sind. Darunter fallen z.B. folgende Fragen: Entstehen Umweltbeeinträchtigungen durch Abbau, Transport oder Herstellung von Baustoffen? Ist die Folgenutzung ökonomisch oder ökologisch wertvoll? Sind Herstellung und Betrieb so kostenaufwendig, daß die Realisierung dieses Systems verzögert wird, oder andere Systeme anderswo nicht realisiert werden können? Wie schnell werden die Sicherungsziele erreicht? Können im System belastete Materialien schadlos untergebracht werden, die sonst aufwendig behandelt oder abgelagert werden müßten?

Empfehlungen

Die Ergebnisse der Bewertung können hier nur kurz zusammengefaßt werden:

- ▶ Bei den verbesserten mineralischen Dichtungen kann vor allem vom Trockeneinbau bestimmter Mineralgemische eine stark verringerte und zeitlich verzögerte Austrocknungs- und Ribßgefährdung erwartet werden (solche Trockendichtungen sind allerdings sehr kostenaufwendig). Bei den mit Additiven vergüteten Dichtungen ist dies nicht der Fall. Sie erlauben jedoch, zumindest im Verbund mit anderen Dichtungen, den Einsatz von belasteten Stoffen als Dichtungsmatrix, die sonst keine ausreichende Dichtwirkung hätte. Bei allen verbesserten mineralischen Dichtungen sind noch entsprechende Eignungsnachweise zu führen.
- ▶ Bentonitmatten sind schnell und einfach einsetzbar. Zu ihrer Eignung müssen noch zwei Fragen geklärt werden: Welche Langzeit-Gleitsicherheit ist beim Einsatz an Hängen gegeben? Erhöhen Austrocknung und Durchwurzelung die Durchlässigkeit der Matten? Die letzte Frage wird gegenwärtig durch uns auf 100 m² großen Testfeldern in situ untersucht. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt sollten Bentonitmatten allenfalls als temporäre Dichtungen, auf ebenen oder nur flach geneigten Flächen, auf sehr gering belasteten Flächen oder als Bestandteil von Verbunddichtungen eingesetzt werden.

- ▶ Asphaltbetondichtungen sind für Oberflächenabdichtungen auf Flächen mit hohen Setzungsraten schlecht geeignet, da sie setzungsempfindlich sind. Es ist umstritten, ob die notwendige Dichtigkeit (Porenvolumen <3%) unter Deponiebedingungen bautechnisch tatsächlich zuverlässig erreichbar ist. Auf konsolidierten Altlasten und im Rahmen von Oberflächenversiegelungen (siehe unten) können sie Einsatzbereiche finden.
- ▶ Kapillarsperren eignen sich zur Abdichtung von Hängen (je nach zu entwässernder Hanglänge bei Hangneigungen ab rund 10%). Sie sind schnell und einfach herstellbar und gutmütig gegen Baufehler. Es besteht keine Austrocknungsgefahr. Die langfristige Gefährdung durch Prozesse, die das Porensystem der beiden Schichten verändern können, ist noch nicht befriedigend geklärt. Kapillarsperren sind nicht gasdicht und empfindlich gegen sehr hohe Zuckerraten. Je nach den klimatischen Randbedingungen müssen sie mindestens durch eine Rekultivierungsschicht mit relativ hoher nutzbarer Feldkapazität oder durch eine zusätzliche Dichtung bedeckt werden.
- ▶ Aus der Bewertung der Einzeldichtungen ergeben sich einige Vorschläge für Verbunddichtungen. Besonders vielversprechend sind die Aufbauten Kunststoffdichtungsbahn über Asphaltbetondichtung oder Kunststoffdichtungsbahn über Kapillarsperre. In solchen Verbunddichtungen kann durch Anordnung einer Kontrolldränage zwischen den beiden Dichtungen bzw. durch Fassung des Kapillarschichtabflusses zudem die Wirksamkeit der oberen Dichtung kontrolliert werden, so daß einbaubedingtes Versagen oder Alterung ggf. erkannt und repariert werden kann.
- ▶ Es wird empfohlen, in den Dichtungen und als Trag-, Entgasungs- oder Ausgleichsschichten unter den Dichtungen natürliche Baustoffe gegen belastete Abfallstoffe auszutauschen, soweit dies technisch möglich und finanziell interessant ist.
- ▶ Als alternative zu einer "grünen" Abdeckung ist es im Sinne eines Flächenrecyclings sinnvoll, dort eine Oberflächenversiegelung von Altlasten durchzuführen, wo eine Nachfrage nach Verkehrs- oder Lagerflächen besteht, die sonst durch Überbauung unbelasteter Flächen befriedigt würde. Oberflächenversiegelung durch Bentonverbundplaster und ggf. zusätzliche Dichtungen bietet sich auch als temporäre Sicherung unkonsolidierter Altlasten an.

Fazit

Es gibt kein Oberflächenabdichtungssystem, das für alle Anwendungsfälle gleichermaßen gut geeignet wäre. Gerade bei der Sicherung von Altlasten gilt es daher, in jedem Einzelfall eine geeignete Lösung zu finden, die den Rahmenbedingungen der Altlast, dem Zustand der Schutzgüter und der geplanten Folgenutzung gerecht wird. Gerade angesichts der hohen Zahl an Altlasten kommt es zudem darauf an, sichere Oberflächenabdichtungen einzusetzen, die sowohl die natürlichen als auch die finanziellen Ressourcen schonen, um eine möglichst hohe Zahl von Flächen schnell sichern zu können. Die Bodenkunde kann hier durch praxisnahe Arbeit wertvolle Beiträge liefern, die sich bezahlt machen, und helfen, hier ein Berufsfeld für Absolventen bodenkundlicher Ausbildungsgänge zu erschließen.

Literatur

MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften, Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundl. Arb., 22, 330 S. und Anhang. - TA ABFALL (1991): Gesamtfassung der Zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Bundesanzeiger, Köln. - TA SIEDLUNGSABFALL (1993): Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Technische Anleitung zur Vermeidung, Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Bundesanzeiger, Köln.

Danksagung

In diese Publikation sind die Ergebnisse mehrerer Forschungs- und Entwicklungsvorhaben eingeflossen, die durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie, die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und durch die Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg gefördert wurden. Ich danke zudem meinen Kollegen und Mitarbeitern K. Berger, K. Burger, J. Ludwig, J. Maaß, G. Miehlisch, B. Steinert, M. Türk, B. Vielhaber und zahlreichen Hilfskräften.

Hydrologische und geochemische Prozessuntersuchungen bei landwirtschaftlich bedingten Stoffeinträgen auf einem Moränenstandort in NE- Deutschland (Worin)

von

Merz, C.* , R. Beisecker*, D. Balla* und A. Wurbs**

1. Einleitung

Für die Quantifizierung des Stoffaustrages einer charakteristischen Grundmoränenlandschaft Nordostdeutschlands ist hinsichtlich potentieller Grundwasserkontaminationen eine detaillierte Erfassung des Transport- und Abbauverhaltens landwirtschaftlich bedingter, flächenhafter Schadstoffeinträge notwendig. Hierzu bieten sich in einem kleinen hydrologischen Einzugsgebiet (Worin) Untersuchungen zu hydrologischen und hydrochemischen Prozessen über das Transport- und das Abbauverhalten von Schadstoffen in der *Wurzelzone* \Rightarrow *ungesättigte Zone* \Rightarrow *Aquifer* \Rightarrow *Vorfluter* an.

Untersuchungen in der gesättigten und der ungesättigten Zone, bei gleichzeitiger Erfassung des Nährstoff- und Pestizideintrages bei unterschiedlichen landwirtschaftlichen Anbausystemen (Vergleich integrierter und organisch-biologischer Landbau) ermöglichen zum einen die Ermittlung des anthropogenen Einflusses auf die hydrologischen und hydrochemischen Bedingungen. Zum anderen können hierdurch neue Erkenntnisse zur Reduzierung der Stoffbelastung und Dekontamination insbesondere nitrat- und pestizidbelasteter Grundwasserleiter gewonnen werden.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Hydrogeologie

Das Untersuchungsgebiet liegt im Land Brandenburg im Landkreis Seelow, nordwestlich der Ortschaft Worin am Rande der Lebuser Hochfläche, die im NE von der Talniederung des Oderbruchs begrenzt wird. Es handelt sich um ein geschlossenes hydrologisches Kleinstzugsgebiet mit einer Fläche von ca. 5,5 km². Zur Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit und -dynamik erfolgte in den Jahren 1987 - 91 die Einrichtung eines Grundwasserbeobachtungsnetzes, wobei die Meßstellen z.T. als Bündelpegel ausgebaut und in unterschiedlichen Teufen verfiltert wurden. Die Anlage des Meßnetzes erfolgte in 3 Meßebenen, die so angelegt wurden, daß das Gesamte ein- und ausströmende Grundwasser des Versuchsgebietes bilanziert werden kann und darüber hinaus die Durchführung von Tracerversuchen gestattet. Die Grundwassermeßstellen wurden von 1991-94 regelmäßig beprobt und die Schad- bzw. Nährstoffkonzentrationen ermittelt.

Die Hydrogeologie ist geprägt durch den Verlauf der morphologisch stark bewegten saaleeiszeitlichen Grundmoräne, die aufgrund der lithologischen Ausbildung die Ausdehnung des Grundwasserleiters begrenzt. Der Liegendstauer setzt sich aus grauen, feinsandigen Schluffen zusammen, die stellenweise reich an Geschieben sind. Der unbedeckte Grundwasserleiter wird aus weichselkaltzeitlichen Sanden gebildet. Die Flurabstände liegen im nördlichen Teil des Einzugsgebietes zwischen 10-15 m. Im südlichen Teil reduzieren sich die Abstände in Höhenlagen auf 10 m und in Tälern auf < 1 m. Im Osten wird der Grundwasserleiter durch ausstreichende Schichten des Liegendstauers einer von NW-SE verlaufenden Kammböhe in begrenzt (vgl. Abb. 1). Im Süden wird der GWL durch den Schurkengraben begrenzt, der als eine hydraulische Barriere ein Abströmen des Grundwassers in südliche Richtung verhindert.

2.2 Böden

Typisch für das Jungmoränengebiet sind stark wechselnde Bodenverhältnisse in Abhängigkeit von Substrat und Relief innerhalb eines Schläges. Als Hauptbodenformen kommen überwiegend Sand- und

* ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Hydrologie
Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg

** ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme

Tieflehm-Braunerden, Rostbraunerde, Bänder-Sand-Braunerden und Fahlerden vor. Die nachfolgende Tabelle 1 zeigt die Korngrößenzusammensetzung einiger typischer Bodenprofile des Versuchsfeldes.

Tab. 1: Bodenformen mit Horizontfolge und Korngrößenzusammensetzung des Versuchsfeldes Worin

Tiefe [cm]	Horizont	Skelett [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	pH (in KCl)
Sand-Rostbraunerde						
0-30	Ap	4	84	12	4	4,6
30-50	fA	2	82	15	3	4,3
50-80	BvC	0	80	17	3	4,4
80-120	C	2	83	15	2	4,4
Tieflehm-Braunerde						
0-40	Ap	6	75	19	6	5,9
40-100	Bvt	2	68	18	14	5,6
100-140	C/Cc	3	41	33	26	7,8
Tieflehm-Fahlerde						
0-30	Ap	1	76	19	5	5,3
30-60	Et/Bvt	4	78	19	3	4,4
60-100	Bt	2	62	22	16	4,9
100-140	BvC	0	97	2	1	6,5

nach VEB Geologische Forschung u. Erkundung, BT Berlin (Schmidt & Goralczyk, 1989)

2.3 Bewirtschaftung

Das Versuchsfeld wurde in 2 Teilflächen mit unterschiedlichen Anbausystemen unterteilt, um den Einfluß der Landbewirtschaftung auf die Stoffausträge ins Grundwasser zu quantifizieren. Die linke Hälfte des Versuchsfeldes wird nach den Regeln des *integrierten Landbaus* bewirtschaftet, der das nach neuestem Kenntnisstand optimierte Verfahren der konventionellen Landwirtschaft darstellt. Grundsätze des integrierten Landbaus sind eine standortangepaßte Fruchtfolge mit mineralischer und organischer Düngung nach Bodenuntersuchung und Ernteentzug sowie der Einsatz von chemischen Pflanzenbehandlungsmitteln nach dem Schadschwellenprinzip (Diercks & Heitefuss, 1990).

Die rechte Hälfte des Versuchsfeldes wird nach den Grundsätzen des *biologisch-organischen Landbaus* bewirtschaftet, dessen wichtigste Merkmale, neben der standortangepaßten Fruchtfolge mit Leguminosen als Stickstoffsammler des Bodens, der Verzicht auf mineralische N-Düngung und chemischen Pflanzenschutz sind. Die Ackerwildkräuterregulierung erfolgt mechanisch und durch geschickte Wahl der Fruchtfolge und anderer Anbaumaßnahmen (z.B. Bodenbearbeitung, Aussaattermin, Untersaaten).

3. Ergebnisse

3.1 Hydrochemie

Vollanalysen zeigen ein differenziertes Bild der Grundwasserzusammensetzung mit rel. hoher Gesamtmineralisation von bis zu 1300 μS im Norden des Einzugsgebietes. Hier bestimmen Sulfat, Hydrogenkarbonat und Chlorid den Grundwassertyp. Im Süden ist die Gesamtmineralisation etwas geringer mit Werten zwischen 1000 μS und 800 μS , wobei hier der $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$ bzw. $\text{Ca-SO}_4\text{-HCO}_3$ -Typ verbreitet ist.

Die Nitratkonzentrationen schwanken in dem unbedeckten Grundwasserleiter sehr stark und variieren zwischen <40 mg/l bis max. 250 mg/l. Besonders ausgeprägt sind zwei Maxima, eines direkt unter dem Experimentalfeld und ein zweites am SE-Rand des Experimentalgebietes (Abb. 1). Diese Anomalien sind wahrscheinlich auf lokale Nitratreinträge durch Gülle und Futtermittellagerung zurückzuführen. Bestärkt wird diese Vermutung durch die o- $\text{PO}_4\text{-P}$ - und DOC- Konzentrationen, die eine annähernd gleiche Verteilung aufweisen.

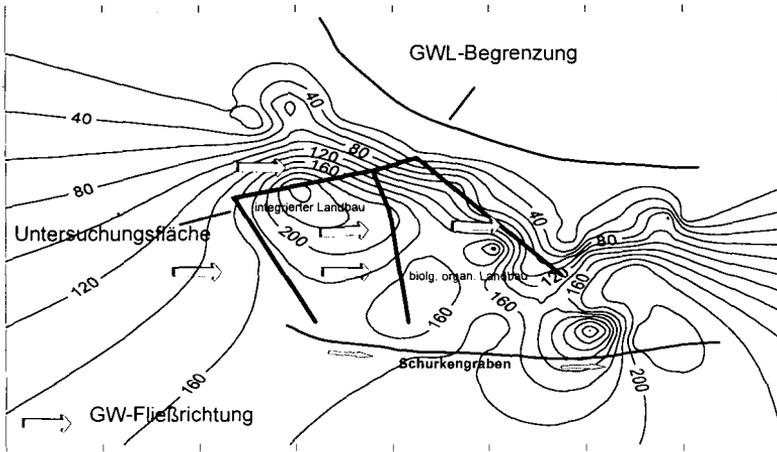


Abb. 1: Verteilung der NO_3^- -Konzentrationen [mg/l] unter dem Experimentalfeld

3.2 Modellrechnungen zur GW-Neubildung:

Zur Abschätzung der GW-Neubildung der Versuchsfläche wurden für die drei häufigsten Bodenformen Simulationsrechnungen mit dem Mehrschicht-Kapazitätsmodell MOBOWASI (Wegehenkel, 1994) durchgeführt. Dieses Modell berechnet die Perkolationsrate aus der Bodenzone nach dem Versickerungsansatz von Glugla (1969) in Verbindung mit dem empirischen Pflanzenmodell nach Koitsch & Günther (1990). Als Fruchtart wurden 1993 Lupinen angebaut (Aussaat 6.4.93). Die notwendigen Profildaten FK, nFK und Kf werden vom Modell aus der Bodenart nach AG Bodenkunde (1982) geschätzt. Die Untergrenze des Profils wurde mit 1,4 m angenommen. Unberücksichtigt bleibt der kapillare Wasseraufstieg. Als Wetterdaten wurden die Tageswerte von der nächstgelegenen Wetterstation Müncheberg verwendet. Die potentielle Verdunstung pET wurde mit dem Modell nach Wendling (1991) berechnet, aus der in Abhängigkeit des Bodenwassergerhaltes und der Pflanzenentwicklung die aktuelle Verdunstung aET berechnet wird. Als Wassergehalts-Startwerte im Bodenprofil wurden die FK-Werte - 5 Vol.-% angenommen. Eine Besonderheit des verwendeten Modells ist die Berücksichtigung eines empirischen Leitfähigkeitsfaktors λ nach Glugla (1969), der die vertikale Wasserbewegung im Boden in Abhängigkeit von Textur und Struktur verzögert. Dieser Parameter wird vom Modell aus der Bodenart und Lagerungsdichte geschätzt, kann aber auch zur besseren Anpassung des zeitlichen Verlaufs der Bodenfeuchteänderung an gemessene Werte frei gewählt werden.

Tab. 2: Berechnete Jahreswerte der Perkolations- und Verdunstung [mm] der wichtigsten Bodenformen des Versuchsfeldes Worin 1993

Niederschlag	625		
aktuelle Verdunstung	454		
	Sand-Rosterde	Tieflehm-Braunerde	Tieflehm-Fahlerde
Perkolations	39	58	24
Bodenevaporation	251	325	251
Transpiration	145	80	145
Interzeption	58	49	58

4. Diskussion

Die ersten Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen zeigen einen starken anthropogenen Einfluß auf die Nährstoffkonzentrationen im Grundwasserleiter. Es liegen zwar keine gesicherten Kenntnisse über Gründe der Nährstoffanomalien vor, es kann aber davon ausgegangen werden, daß ehemalige Futtersiloplatze und flächenhaft stark konzentrierte Gülleeinträge der Grund für die hohen Nitrat- und Phosphat-Konzentrationen im Grundwasser sind. Bisher ist davon auszugehen, daß das Denitrifizierungspotential im Aquifer relativ gering ist, da insbesondere hinsichtlich der sehr hohen Nitratgehalte keine Korrelation zwischen Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und der Nitratkonzentration zu beobachten ist. Ebenso existiert keine Abhängigkeit zwischen der Sulfatkonzentration und dem Nitrat, was bei verstärkten Denitrifizierungsprozessen zu erwarten wäre. Da die hohen Nährstoffkonzentrationen im Aquifer eine Stoffbilanzierung für die unterschiedlichen Anbausysteme im Augenblick nicht sinnvoll erscheinen lassen, sind bodenhydrologische Meßplätze (ausgerüstet mit Tensiometern, TDR-Sonden und Saugkerzen) installiert worden und Bohrungen in der ungesättigten Zone zur Ermittlung der Stofffrachten geplant.

Die Simulationsergebnisse mit dem Wasserhaushaltsmodell zeigen, daß die Perkolationsrate aus der Bodenzone in Abhängigkeit von der Bodenform zwischen 24 und 58 mm/a variiert. Die Differenz zwischen Niederschlag, aktueller Verdunstung und Perkolationsrate ergibt die Bodenfeuchteänderung im Profil während des Simulationszeitraumes (113-147 mm/a). Aufgrund des höheren Tongehaltes und der damit einhergehenden niedrigeren nFK errechnet sich bei der Tieflehm-Braunerde eine höhere Perkolationsrate, die bereits in Febr./März einsetzt und dadurch auch eine andere Aufteilung der Verdunstung in Bodenevaporation, Transpiration und Interzeption bewirkt. Demgegenüber setzt bei der Sand-Rosterde und der Tieflehm-Fahlerde die Perkolationsrate erst im Dezember nach vollständiger Auffüllung des Bodenfeuchtedefizits ein, wobei sich aufgrund annähernd gleicher nFK-Werte nur geringfügige Unterschiede zwischen den Bodenformen ergeben.

Literatur

- AG BODENKUNDE, 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl., Hannover 331 S.
- Diercks, R.; R. Heitefuss (Hrsg.), 1990: Integrierter Landbau. BLV Verlagsgesellschaft, München.
- GLUGLA, G., 1969: Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes und Gravitationswasserabflusses im Boden. *Thaer-Archiv* 13, 371-376.
- KOITSCH, R.; G. GÜNTHER, 1990: Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.*, Berlin 24, 717-725.
- SCHMIDT, GORALCZYK, 1989: Bodenformenkarte Objekt Versuchsfeld Worin, VEB Geologische Forschung u. Erkundung, BT Berlin; Reg. Nr.: Bn 154/89.
- WEGEHENKEL, W., 1994: Raumbezogene Ökosystemmodellierung in verschiedener raumzeitlicher Auflösung - eine mögliche Modellphilosophie. *Bayreuther Forum für Ökologie* (im Druck).
- WENDLING, U., 1991: Schätzmethoden der Verdunstung landwirtschaftlicher Bestände nach den Ansätzen von Penman und Turc. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.*, Berlin 35 (4), 251-257.

Einfluß der Tieflockerung auf die Bodenfeuchte- und Nitratdynamik rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlerevier

von

Middelschulte, D. und H. Franken*

Einleitung

Rekultivierte Böden aus Löß mit hohem Schluff- und geringem Humusgehalt sind sehr verdichtungs-, verschlammungs- und erosionsgefährdet. In einem in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich Bodenkunde der Universität Trier durchgeführten und vom BMFT und der Rheinbraun AG geförderten Versuch wurde geprüft, durch welche Meliorationsmaßnahmen Verdichtungen auf rekultivierten Neulandböden saniert werden können und ob der dann erreichte Zustand durch eine bodenschonende pfluglose Bewirtschaftung stabilisiert werden kann. Über die Auswirkungen von Tieflockerung, Bewirtschaftung und N-Düngung auf Wurzelwachstum und Ertrag verschiedener Kulturpflanzen (MIDDELSCHULTE et al. 1993a) sowie auf bodenphysikalische und tragfähigkeitskennzeichnende Eigenschaften (MIDDELSCHULTE et al. 1993b, WEYERS 1994) der Auftragsböden wurde bereits berichtet. Nachfolgend wird der Einfluß der Tieflockerung auf die Bodenfeuchte- und Nitratdynamik dargestellt.

Material und Methoden

In einem verdichteten / tiefgelockerten Auftragsboden aus Löß bei Frimmersdorf/Rheinland (MIDDELSCHULTE et al. 1993a+b, WEYERS 1994) wurde in der Zeit von 1989 - 1992 die Stickstoffdynamik nach der N_{min} -Methode erfaßt. Die Probennahme erfolgte etwa monatlich bis in 150 cm Tiefe mit einer Unterteilung von 15 bzw. 30 cm- Abschnitten. Parallel dazu wurde die Bodenfeuchte gravimetrisch ermittelt.

Ergebnisse

Die Ergebnisse tiefgelockerter / ungelockerter Flächen werden im folgenden exemplarisch am Beispiel pflugloser Folgebewirtschaftung dargestellt (Abb. 1). Unabhängig von der Melioration fällt zunächst die starke jahreszeitliche Dynamik im Bodenfeuchtegang auf, die im Ap-Horizont, bedingt durch Witterungs- und Vegetationseinflüsse, besonders deutlich ausgeprägt ist. Dabei wurden in den obersten 15 cm des Bodenprofils Schwankungen bis zu 18 Gew.-% festgestellt. Hier traten die höchsten Bodenfeuchtegehalte jeweils in der Zeit von November - März auf. Dabei war der Oberboden der ungelockerter Flächen i.d.R. stärker durchfeuchtet als der der tiefgelockerten. Während des Sommerhalbjahres trocknete dagegen der obere Krumbereich des ungelockerten Bodens dann auch stärker aus, als der des gelockerten.

Mit zunehmender Bodentiefe wurden die jahreszeitlich bedingten Bodenfeuchteunterschiede geringer, blieben aber bei Tieflockerung stärker ausgeprägt als im ungelockerten Boden. Während die tiefgelockerten Flächen über Winter im Oberboden geringere Feuchtegehalte aufwiesen, nahmen sie im Unterboden mehr Feuchtigkeit auf als die ungelockerten Parzellen. Im Sommerhalbjahr erfolgte dann die Austrocknung des Unterbodens tiefgelockerter Flächen zwar verzögert aber bis in größere Bodentiefen.

*) Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn, Katzenburgweg 5, 53115 Bonn

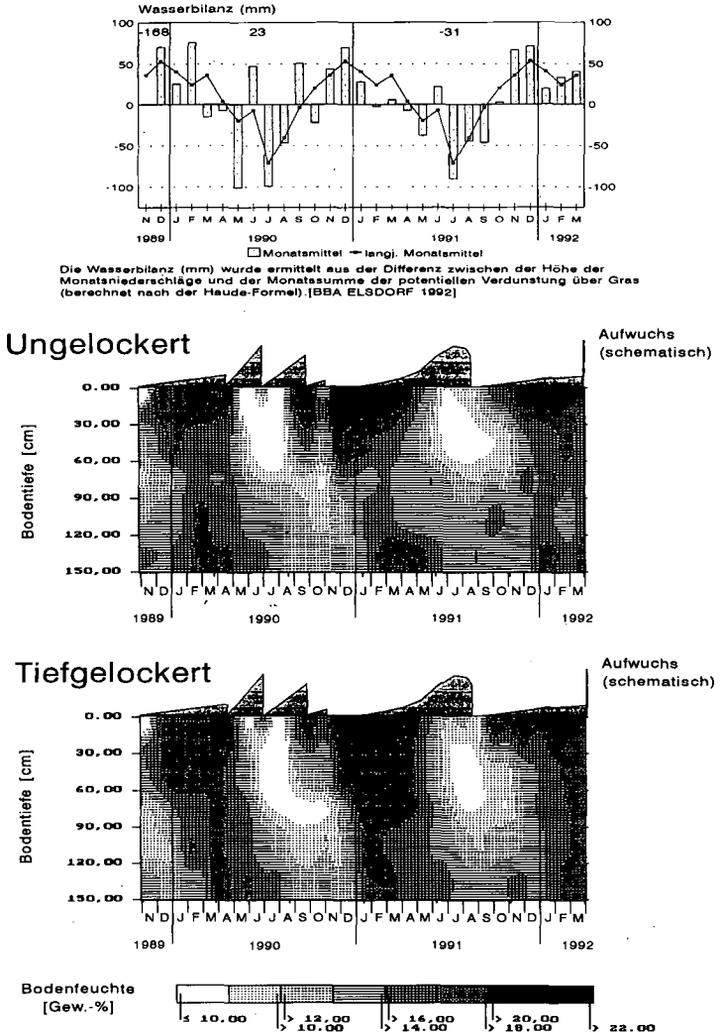


Abb. 1: Klimatische Wasserbilanz (oben) sowie Dynamik der Bodenfeuchte in ungelockerten (Mitte) und tiefgelockerten Böden (unten) unter Klee gras (1990), Winterweizen (1991) und Gelbsenf (1991/92) bei pflugloser Bewirtschaftung

Die geringeren Bodenfeuchtegehalte im Jahre 1990 unter Klee gras sind trotz positiverer klimatischer Wasserbilanz gegenüber 1991 unter Winterweizen aus kulturartenbedingten Jahresunterschieden und aus der stark negativen klimatischen Wasserbilanz des Jahres 1989 zu erklären. Dies äußert sich auch in den sehr geringen Bodenfeuchtwerten im November 1989.

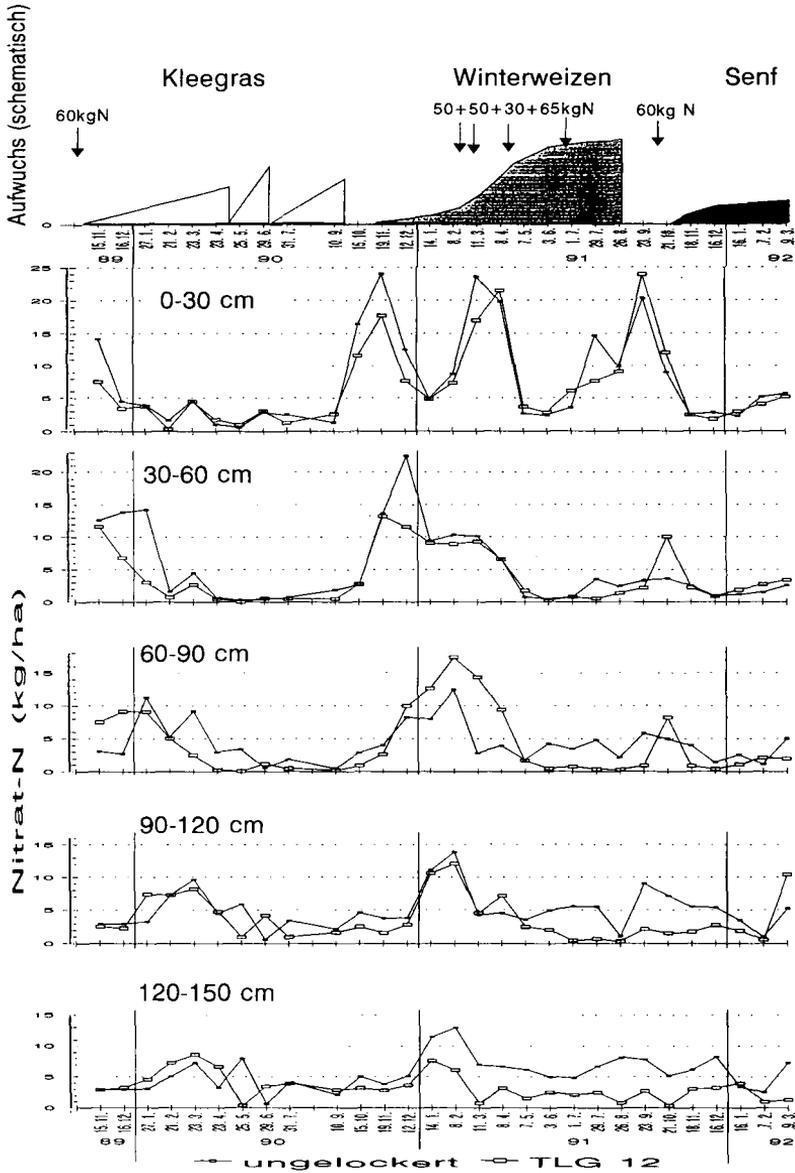


Abb. 2: Auswirkungen der Tieflockering auf die Nitratstickstoffdynamik unter Klee gras (1990), Winterweizen (1991) und Gelbsenf (1991/92) bei pflugloser Bewirtschaftung

Abb. 2 zeigt die starken jahreszeitlichen Schwankungen des Nitrat-N-Gehaltes, die sich zeitlich versetzt und in der Amplitude abgeschwächt von der Krume bis in größere Bodentiefen fortsetzen. Längere Zeitspannen mit geringen Nitratkonzentrationen während der Hauptwachstumsphasen der Kulturen wechseln mit Zeitpunkten hoher Nitratkonzentrationen.

Die Maxima in der Krume (0-30cm Tiefe) waren zu Versuchsbeginn, d. h. unter dem Einfluß von Tieflockung, Stoppelbearbeitung und Düngung, ("Meliorationsmaximum"), nach dem Klee grasumbruch im Herbst 1990 ("Klee grasmaximum"), während der Frühjahrsdüngung zu Winterweizen ("Frühjahrsmaximum") und nach der Stoppelbearbeitung bzw. der Zwischenfruchtdüngung ("Herbstmaximum") festzustellen. Mit Ausnahme des "Herbstmaximums" wies die Krume des ungelockerten Bodens zu Zeiten hoher Nitratgehalte tendenziell höhere Konzentrationen auf.

In 30-60 cm Bodentiefe setzten sich das "Meliorations-" und das "Klee grasmaximum" fort - jeweils mit deutlicher zeitlicher Verzögerung in der ungelockerten Variante - während das "Frühjahrs-" und das "Herbstmaximum" des Jahres 1991 in dieser Tiefe nur noch angedeutet wurden.

In 60-90 cm Bodentiefe wurde das "Meliorationmaximum" bei Tieflockung deutlich früher festgestellt, während sich die "Klee grasmaxima" in ungelockertem und gelockertem Boden zeitlich parallel entwickelten, bei Tieflockung aber stärker anstiegen. In den folgenden Bodentiefen bis 150 cm waren die Maxima dann wesentlich schwächer ausgeprägt.

Bei Winterweizen wurden dann ab Mai 1991 unterhalb von 60 cm Bodentiefe bei tiefgelockerten Flächen deutlich geringere Nitrat-N-Gehalte ermittelt als bei ungelockerten Flächen.

Diskussion

Die stärkere winterliche Unterbodendurchfeuchtung und schnellere Nitrattiefenverlagerung auf tiefgelockerten Flächen ist offensichtlich auf die von WEYERS (1994) beschriebene Erhöhung des Grobporenanteils zurückzuführen, die die Infiltration fördert (BLESS 1988). Eine so starke Mineralisation wie sie PAULY (1993) nach der Tieflockung von Rebflächen beschreibt, unterbleibt hier aufgrund des geringen N-Mineralisierungspotentials der C-armen rekultivierten Böden. Wie jedoch andere Bewirtschaftungsvarianten zeigen, kann die winterliche Nitratverlagerung nach der Tieflockung durch eine Zwischenfrucht oder durch Raps weitgehend unterbunden werden. Übereinstimmend mit Beobachtungen von IDE et al. (1984) ist festzustellen, daß die Nitratkonzentration während der Hauptwachstumsphasen im gelockerten Unterboden deutlich niedriger liegt als im ungelockerten Boden. Er begründet dies mit der intensiveren und tieferreichenderen Unterbodendurchwurzelung bei Tieflockung, was auch durch eigene Untersuchungen bestätigt wird.

Literatur

- PAULY, J., J. HEB und H. FRANKEN, 1993: Bodenmelioration zur Wiederanpflanzung im Weinbau - Strategien zur Reduzierung des Nitrataustrages. Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 72/1, 775-778.
- BLESS, H.G., 1988: Tieflockung Brauner Mediterraner Böden im Evora-Distrikt/Südportugal. Diss., Uni Kiel.
- IDE, G., G. HOPMAN, C. OSSEMERCT, und H. VAN RUMBEKE, 1984: Root-Growth response of winter barley to subsoiling. Soil & Tillage Res., 4, 419-431.
- MIDDELSCHULTE, D., WOLF, W. und FRANKEN, H., 1993a: Einfluß von Tieflockung, Bodenbearbeitung und N-Düngung auf Wurzelwachstum und Ertrag rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier. Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 72/1, 763-766.
- MIDDELSCHULTE, D., BREUER, M., KRÜGER, CH., SCHÄPER H.-J. und FRANKEN, H., 1993b: Jahreszeitliche Dynamik der Aggregatstabilität auf rekultivierten Böden aus Löß in Abhängigkeit von Gefügemelioration, Bewirtschaftung und N-Düngung. Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 71, 71-74.
- WEYERS, M., 1994: Auswirkungen von Melioration und bodenschonender Bewirtschaftung auf Bodeneigenschaften und Wasserhaushalt rekultivierter Böden aus Löß im Rhein. Braunkohlengebiet. Diss. Trier.

Zur Schüttungs- und Nitratdynamik von Quellen in Wasserschutzgebieten Nord-Ost-Hessens

von

Müller, G., S. Gäth und H.-G. Frede*

1 Einleitung

Quellfassungen in Mittelgebirgsregionen leisten lokal wichtige Beiträge zur Trinkwasserversorgung im ländlichen Raum. Häufig sind für diese ausgesprochen dynamische Schüttungs- und Stoffkonzentrationsverläufe charakteristisch, was direkte Konsequenzen für die kommunalen Wasserversorger hat (Versorgungsunsicherheit in den Sommermonaten, Grenzwertüberschreitende Stoffbelastungen).

In der vorliegenden Arbeit wird der Versuch unternommen, anhand eng aufgelöster Zeitreihen (wöchentliche Messungen) für zwei Quellen die Abhängigkeit hydrochemischer Parameter, speziell der Nitratkonzentrationen, von den Schüttungsverläufen aufzuzeigen.

2 Methodik

Im Rahmen einer Zeitreihenuntersuchung werden in wöchentlicher Auflösung Nitratkonzentrationen sowie die Schüttung und tägliche Niederschläge erfaßt. Quellenschüttungsverläufe sind durch den jahreszeitlich bedingt schwankenden Verlauf der Grundwasserneubildung (abhängig von der Sickerwasserspende) sowie durch die hydrogeologischen Verhältnisse (v.a. Retentionsvermögen des GW-Leiters) im Einzugsgebiet determiniert (EBHARDT, 1980). Das Retentionsvermögen der GW-Leiter wird durch zwei geohydraulische Parameter quantifiziert:

Der Variationskoeffizient berechnet sich nach $V_a = (Q_{\max} - Q_{\min}) / Q_{\text{Median}} \cdot 100$ (%) und beschreibt das Ausmaß von Schüttungsschwankungen. Ein großer V_a deutet auf ein geringes Retentionsvermögen des GW-Leiters hin. Der Auslaufkoeffizient α charakterisiert das Leerlaufverhalten der Quellen. Das Ausmaß von Schüttungsrückgängen läßt sich durch α quantifizieren: hohe Auslaufkoeffizienten verweisen auf ein geringes Retentionsvermögen. Zur Berechnung desselben sei auf RICHTER und LILLICH (1975) verwiesen.

Um eine mögliche zeitliche Verschiebung der Abhängigkeit der Schüttungen von Niederschlagsereignissen aufzudecken, wurden die Datensätze der Quellen einer Kreuzkorrelationsanalyse (LANGGUTH & VOIGT, 1980) unterzogen. Den gegeneinander verschobenen Zeitreihen lassen sich lineare Korrelationskoeffizienten(k) zuordnen. Diejenigen Werte, die das Signifikanzniveau überschreiten, zeigen die Zeitverzögerungen an, mit denen sich die Niederschläge auf die Quellenschüttung auswirken. Für den Zeitraum von November 1993 bis April 1994 wurden wöchentliche Niederschlagssummen mit den zum Ende des Niederschlagsintervalls gemessenen Schüttungen korreliert. Kreuzkorrelationen wurden auch für die Beziehung zwischen Nitratkonzentration und Schüttung gerechnet.

3 Untersuchungsgebiete

Die beiden Untersuchungsgebiete Quelle Obergude und Quelle Hauneck liegen im Nord-Ost Hessischen Bergland (Kreis Hersfeld-Rotenburg) auf Höhenniveaus zwischen 300 und 400 m ü.N.N. In

*Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, 35390 Gießen

beiden Einzugsgebieten haben sich auf Mittlerem Buntsandstein flach- bis mittelgründige sandige Braunerden entwickelt. Hinsichtlich der Landnutzung gibt es zwischen beiden Gebieten charakteristische Unterschiede: im Einzugsgebiet der Quelle Hauneck herrscht Ackerernutzung vor, der Nahbereich der Quelle Obergude dagegen wird durch extensive Grünlandwirtschaft genutzt, weiter entfernte Bereiche durch Ackerflächen.

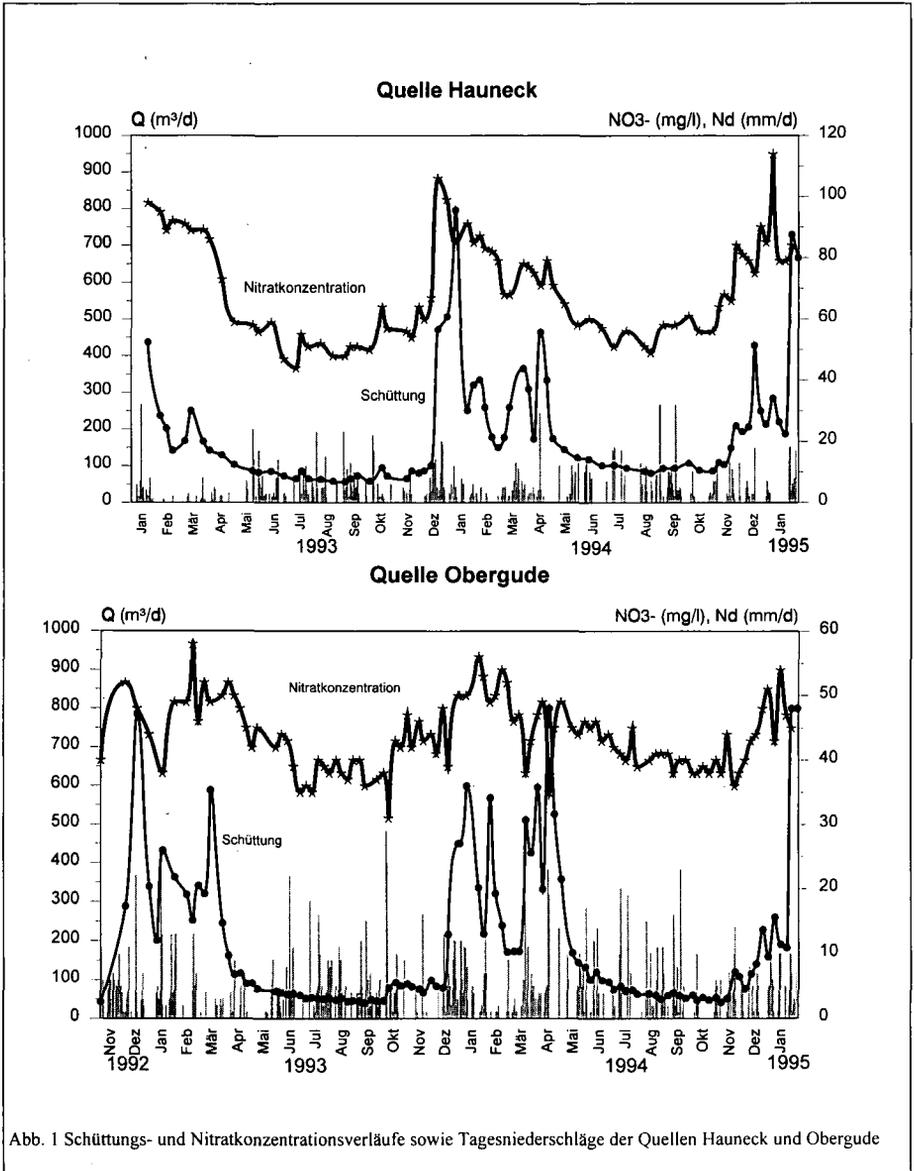


Abb. 1 Schüttungs- und Nitratkonzentrationsverläufe sowie Tagesniederschläge der Quellen Hauneck und Obergude

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Schüttungsdynamik

Die Abbildung 1 verdeutlicht, daß die Schüttungsverläufe in zwei Perioden differenzierbar sind: hohe Grundwasserneubildungsraten in den Wintermonaten führen zu starken Schüttungsschwankungen. Hohe α - und V_a -Werte (s. Tabelle 1) sind ein Hinweis darauf, daß die Wasserspeicherung in dieser Zeit v.a. in Bereichen mit geringem Retentionsvermögen erfolgt (Großklüfte und hochdurchlässige Schichten des Buntsandsteins, vgl. QUADFLIEG, 1990).

In den Sommermonaten dagegen entsprechen die Schüttungsverläufe Trockenwetterfalllinien. Niedrige α -Werte deuten auf ein höheres Retentionsvermögen der grundwasserleitenden Schichten hin.

Tab. 1: Variations- und Entleerungskoeffizienten Quelle Hauneck und Obergude

Quelle	Schüttungsschwankung V_a (%)	Entleerungskoeffizient α (1/d), Mittelwerte	
		Sommer	Winter
Hauneck	5	0,005	0,063
Obergude	8	0,006	0,06

Abhängigkeit der Quellschüttung von Niederschlägen

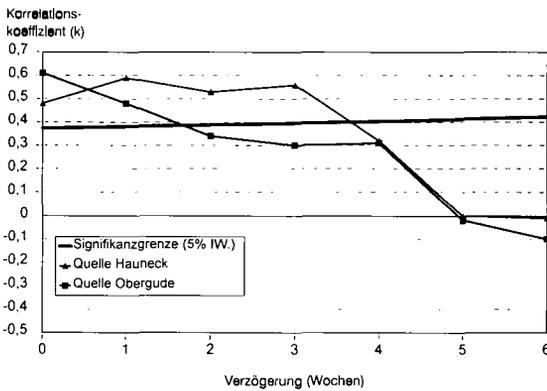


Abb. 3: Korrelogramm Schüttung und Niederschläge

Es zeigt sich, daß die Quelle Obergude unmittelbar auf Niederschlagsereignisse reagiert (Abb. 3). Weitere Zeitverschiebungen ergeben keine signifikanten Zusammenhänge. Die Quelle erweist sich damit als hydrogeologisch kurzgeschlossen, d.h. das Retentionsvermögen der Deckschichten und des Grundwasserleiters sind gering.

Für die Quelle Hauneck dagegen lassen sich signifikante Korrelationen unmittelbar und mit Verzögerung um bis zu drei Wochen statistisch nachweisen.

4.2 Nitratdynamik

Die Nitratkonzentrationsverläufe zeigen analog zu den Schüttungen unterschiedliche Niveaus und Variabilitäten in den Sommer- und Wintermonaten (Abb. 1).

In Zeiten fehlender Grundwasserneubildung verringern sich die Gehalte. Ein Nitratabbau durch Denitrifikationsprozesse ist unwahrscheinlich, da die zeitgleich bestimmten Chloridkonzentrationen ebenfalls sinken.

Auch sommerliche Niederschlagsperioden können im Einzugsgebiet der Quelle Hauneck zu Nitratanstiegen führen: Konzentrations- und Schüttungsanstiege spiegeln die Auswaschungsprozesse wider. In den Wintermonaten variieren die Nitratverläufe bei beiden Quellen stärker.

Beziehung zwischen Schüttung und Nitratkonzentrationen

Eine Kreuzkorrelationsanalyse soll klären, ob signifikante lineare Zusammenhänge nachweisbar sind. Untersuchungszeitraum ist wiederum November 1993 - April 1994. Wöchentliche Schüttungsmesswerte werden mit Nitratkonzentrationsmesswerten korreliert (Abb. 4).

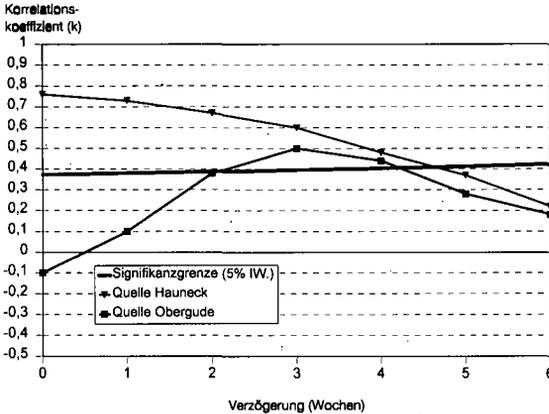


Abb. 4: Korrelogramm Schüttung und Nitratkonzentrationen

Beide Quellen weisen signifikante Zusammenhänge auf. Der weniger enge Zusammenhang für die Quelle Obergude ist auf ebenfalls stattfindende Verdünnungsprozesse zurückzuführen. Erst mit einer Zeitverzögerung von 3 Wochen stellen sich nach Schüttungsanstiegen auch Konzentrationserhöhungen ein. Die Erklärung dafür ist in Nutzungsunterschieden im Einzugsgebiet zu suchen: im Nahbereich dominiert extensive Grünlandnutzung, weiter entfernt herrscht Ackernutzung vor.

Nitratausträge aus diesen Bereichen wirken sich aufgrund längerer Fließzeiten zeitverzögert auf die Quelle aus.

5 Schlußfolgerungen

- Die Konzentrationsverläufe der untersuchten Quellen können als Funktion der klimatischen, pedologischen und hydrogeologischen Systemeigenschaften des Einzugsgebietes erklärt werden.
- Die Nitratgehalte des Quellwassers in den Wintermonaten (Hauptauswaschungsperiode) spiegeln die durch die landwirtschaftliche Nutzung in der vorausgegangenen Vegetationsperiode bedingten Auswaschungspotentiale wider.
- Das Niveau der mit überwiegend grundwasserbürtigem Abfluß verbundenen Nitratgehalte in den Sommermonaten kann als Belastungsparameter für die langjährige Nutzung im Einzugsgebiet angesehen werden. Es ist zu befürchten, daß sich mittel- und langfristig das sommerliche Nitratbelastungsniveau den winterlichen Werten angleicht.

6 Ausblick

Im Rahmen dieses Projektes wurden 17 Quellen und deren Landnutzung im Einzugsgebiet untersucht. Die (langjährigen) Landnutzungsverhältnisse wurden durch Kartierungen und Betriebsleiterbefragungen erhoben, die Pedologie durch Reichsbodenschätzung und eigene Untersuchung charakterisiert. Aus dem vorhandenen Datenmaterial sollen Beziehungen zwischen dem langjährigen Belastungspotential der Nutzflächen und der tatsächlichen Nitratbelastung abgeleitet werden.

7 Literatur

- EBHARDT, G., 1980: Häufigkeitsverteilung, Autokorrelation und Jahresgang der Abflüsse badischer Quellen. Z. dt. geol. Ges. 131, S. 255 - 268
- LANGGUTH, H.-R., & VOIGT, R., 1980: Hydrogeologische Methoden. Berlin(Springer-Verlag)
- QUADFLIEG, A., 1990: Zur Geohydrochemie der Kluftgrundwasserleiter des nord- und osthessischen Buntsandsteingebietes und deren Beeinflussung durch saure Depositionen. Geol. Abh. Hessen 90
- RICHTER, W. & LILLICH, W., 1975: Abriß der Hydrogeologie. Stuttgart(Schweizerbarth-Verlag)

Bodenentwicklung aus abgelagertem Straßenkehricht und mögliche ökologische Auswirkungen der Deponie

von

Pfisterer, U.¹ und M. Coester²

Einleitung

Im Jahr fallen im Rahmen des Winterstreudienstes auf Straßen große Mengen Streugut an, in der Stadt Kiel z.B. bis zu 8000 t/Jahr. Dieses sandig/kiesige Substrat ist aufgrund seiner Exposition im Straßenverkehr mit Schwermetallen belastet. Quellen sind hier Abgase, Reifenabrieb und Korrosion. In diesem Zusammenhang beschäftigten sich verschiedene Untersuchungen mit den Schadstoffgehalten in Böden an Straßenrändern z.B. LICHTFUSS & NEUMANN (1982) und KLINSIEK (1990).

Das salz- und kalkhaltige Streugut wird deponiert und ist je nach Jahreszeit mehr oder weniger stark durchsetzt mit organischem Material und Müll und unterschiedlich verarmt an Salz. Aufgrund der Schwermetallbelastung liegt bei nicht abgedichteten Deponien durch Verlagerungsprozesse ein Gefahrenpotential vor. Untersucht wurde eine Straßenkehrichtdeponie der Stadt Kiel, die Deponie wurde 1969 mit einer Mächtigkeit von bis zu 4 m über einem Teil eines Niedermoors angelegt und ist nicht abgedichtet.

Material und Methode

Die 0,8 ha große Deponie wurde nach AG BODENKUNDE (1982) bis in 2 m Tiefe und mit 30 Bohrungen kartiert. Die Klassifikation erfolgte nach ARBEITSKREISES STADTBÖDEN (1989). An einigen Stellen der Deponie wurde die Lagerungsdichte, der Carbonatgehalt, das Redoxpotential und der Salzgehalt ermittelt.

Bei repräsentativen Proben wurde zur Gefährdungsabschätzung das leicht und schwer mobilisierbare Zn, Pb, Cd und Cu fraktioniert. Zur Ermittlung der leicht mobilisierbaren Fraktion wurden die Proben mit 1M Ammoniumnitratlösung aufgeschlossen (DIN 1992). Die schwer mobilisierbare Fraktion wurde durch einen Aufschluß mit 65% HNO₃ erfaßt. Zudem wurden an einigen Standorten der Deponie Pflanzen mit einem 4 M HNO₃ Aufschluß die Gesamtgehalte an Zn, Pb, Cd und Cu analysiert.

Ergebnisse

Die Böden der Deponie wiesen einen sehr unterschiedlichen Entwicklungsgrad auf. Alle Bodentypen entwickelten sich aus Grobsand. Die Bodenentwicklung wurden durch die unterschiedlichen Beimengungen und durch die Ablagerungsintervalle geprägt. An einigen Stellen der Deponie, hat sich unter sukzessiver Begrünung ein Ai- bzw. ein Ah-Horizont ausgebildet und Depo-Lockersyrose bzw. Depo-Pararendzinen entwickelt. An Stellen der aktuellen Schüttung wurden Deposole kartiert, da hier noch keine Bodenbildung möglich war. Exemplarisch für die Böden der Deponie werden in Tab. 1 die Daten einer typischen Depo-Pararendzina gezeigt. Analysen der ¹³⁷Cs-Konzentration (-Tschernobly Unglück) weisen darauf hin, daß an diesem Standort nach 1986 kein Material mehr abgelagert wurde.

¹ Forschungs-und Technologiezentrum der Universität Kiel, Hafentörn, 24761 Büsum

² Inst. für Pflanzenern. und Bodenkunde der Universität Kiel, Hermann-Rodewald-Str. 2, 24118 Kiel

Tab. 1: Eigenschaften einer Depo-Pararendzina aus Straßenkehricht einer Deponie der Stadt Kiel; Grundwasserstand 4,2 m: * = gemessener Wert

Horizont Symbol	Tiefe (cm)	Bodenart	Hauptfarbe (feucht)	Stein- gehalt	Gefüge	Ld kg l ⁻¹	pH- Wert	Humus %	Redox- potential	eC µS cm ⁻¹
1. Ah	-5	gS	7.5 YR3/2	<5%	ein	1,26*	7,5	ca. 2		
2. jYo	-22	gS	10 YR4/2	<5%	ein	1,3	7,5	ca. 2		
3. jYor	-37	gS	10 YR3/2	<5%	ein	1,3	7,5	ca. 2		
4. jY	-60	gS	10 YR3/2	<5%	ein	1,3	7,5	ca. 2	350 mV	87
5. hjY	-85	gS	7.5 YR3/2	<5%	ein	1,3	7,5	ca. 2		
6. jY	>85	gS	10 YR3/2	<5%	ein	1,3	7,7	ca. 2	310 mV	67,7

Die kartierten Bodentypen sind Deposole, Depo-Lockersyroeme und Depo-Pararendzinen. Da die Böden extrem inhomogen in ihren Eigenschaften und in ihrer Verteilung waren, sind in Tab. 2 die Charakteristika zusammenfassend mit den jeweiligen Schwankungsbereichen angeben.

Tab. 2: Schwankungsbereiche (74 Proben) der verschiedenen Eigenschaften von Deposolen, Depo-Lockersyroeme und Depo-Pararendzinen aus Straßenkehricht, Stadt Kiel

pH-Wert (CaCl ₂)	5,8 - 7,8
C _{org} (%)	0,8 - 5,4
CaCO ₃ (%)	1,4 - 7,0
Redoxpotential (mV)	167 - 576
Salz (g kg ⁻¹ Boden)	0,2 - 1,0
Lagerungsdichte (kg l ⁻¹)	0,81 - 1,3

An einigen Stellen der Deponie wurden Tiefenbohrungen durchgeführt und das mit Straßenkehricht überdeckte Niedermoor beprobt. Das überschüttete Niedermoor befindet sich durchschnittlich in einer Tiefe von 3,9 m unter Geländeoberfläche. In Tab. 3 sind die Ergebnisse der Analysen und als Vergleich die Schwermetallgehalte eines nicht mit Straßenkehricht überdeckten Bereichs des Niedermoores, und den Schwermetallgehalten von Pflanzen der Deponie dargestellt.

Tab.3: Durchschnittswerte (mg kg⁻¹) der mit HNO₃-extrahierten Gehalte an Zn, Cu, Pb und Cd von Pflanzen (Mittel aus 10 Proben) und Niedermoor unter der Deponie (Mittel aus 3 Proben) sowie dem nicht überschüttetem Niedermoor (2 Proben), Stadt Kiel

Element	Pflanzen mg kg ⁻¹	unter der Deponie liegendes Niedermoor, mg kg ⁻¹	nicht überschüttetes Niedermoor, mg kg ⁻¹
Zink	27,1	103,0	81,8
Kupfer	12,3	17,1	7,8
Blei	3,2	23,0	4,9
Cadmium	0,4	0,8	0,4

In Tab. 4 sind die Ergebnisse der HNO₃- und der NH₄NO₃-extrahierbaren Schwermetalle mit Standardabweichungen aufgeführt. Zudem sind die leicht mobilisierbaren Schwermetallanteile, bezogen auf die HNO₃-extrahierbaren Anteile angegeben. Als Vergleichs- und Referenzwerte werden die HNO₃-extrahierbaren Schwermetallegehalte des frischen Streusandes (Ausgangssubstrat) aufgeführt.

Tab. 4 : HNO₃- und NH₄NO₃-extrahierbare Gehalte an Zn, Cu, Pb und Cd von Böden aus Straßenkehrriecht mit den jeweiligen Standardabweichungen (Mittelwerte von 74 Proben); mobiler Schwermetallanteil in Prozent des immobilen Anteils. HNO₃-extrahierbare Anteile des Ausgangssubstrates

Element	HNO ₃ extr. Anteil mg kg ⁻¹	s	NH ₄ NO ₃ extr. Anteil mg kg ⁻¹	s	mobiler Anteil in % immobilem Anteil	HNO ₃ -extr. Anteil des Ausgangssubstrates mg kg ⁻¹
Zn	116	25,1	0,48	0,19	2,4	17,6
Cu	28	15,9	0,38	0,22	1,4	1,8
Pb	41	19,9	0,11	0,08	0,3	<0,1
Cd	0,6	0,3	0,023	0,011	3,8	0,3

In Tab. 5 sind die Schwermetallgehalte in Mengenangaben bezogen auf eine Bohrtiefe von 2 m und der jeweiligen, an diesem Standort gemessenen, Lagerungsdichte dargestellt.

Tab. 5: Durchschnittliche Mengen des HNO₃- und NH₄NO₃-extrahierbaren Zn, Cu, Pb und Cd von Böden aus Straßenkehrriecht, Stadt Kiel (Mittelwerte von 30 Bohrungen). Angaben in g m², bezogen auf 2 m Tiefe

Element	HNO ₃ -extr. Mengen in g m ²	NH ₄ NO ₃ -extr. Mengen in g m ²
Zink	2385,5	10,2
Kupfer	478,9	6,4
Blei	542,4	1,1
Cadmium	10,4	0,2

Diskussion

Ausgangssubstrat der Bodenbildung ist kalkhaltiger Sand der durch Zugabe von Salz und Korrosionsinhibitoren modifiziert wurde. Es wurden Deposole, Depo-Rararendzinen und Depo-Lockersyroseme kartiert. Reduktionsmerkmale und Hydromorphie wurden sporadisch gefunden, waren aber nur kleinräumig vorhanden und es wurden daher keine eigene Bodeneinheit, wie z.B. Depo-Pseudogleye oder Reduktosole nach BURGHARDT (1994) benannt. Da die Aufschüttung bis zu 4 m mächtig ist, ist kein Einfluß des liegenden Niedermoores auf die Bodenbildung und wegen der Bodenart Grobsand kein kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser zu erwarten.

Die Schichten/Horizonte wurden nach dem Carbonatgehalt und dem Vorhandensein eines Ah- oder Ai-Horizontes angesprochen. Weitere Differenzierungen erfolgten aufgrund des humosen Anteils der Schichten. Hydromorphe Merkmale ergaben sich aus Verdichtungen, wasserstauendem Sperrmüll, Folien oder Lagen aus Blättern.

Das Deponat enthielt nur noch 0,46 g gegenüber 8,4 g Salz pro kg im Ausgangssubstrat (Tab.2). da schon auf der Straße der größte Teil des Salzes ausgewaschen wurde. Der verbleibende Salzanteil unterliegt der Verlagerung durch perkolierendes Niederschlagswasser, wodurch sich eine Erhöhung der Salzkonzentration im Niedermoor auf 1,3 g Salz pro kg Substrat ergab.

Im Deponat wurden erhebliche Mengen an Schwermetallen akkumuliert (Tab. 5), dies trifft insbesondere auf die Elemente Zink, Kupfer und Blei zu. Die Analyse von Cu, Zn, Cd und Pb ergab eine Aufkonzentration dieser Metalle gegenüber dem Ausgangssubstrat um bis zum siebenfachen bei Zn, bei Cu um bis zum sechzehnfachen, bei Pb um bis zum 200-fachen und bei Cd um das Doppelte. Die gegenüber LICHTFUSS und NEUMANN (1983) geringeren Konzentrationen ergeben sich aus den unterschiedlichen Expositionszeiten des Substrates.

Bedingt durch den hohen pH-Wert des Bodens liegt der Hauptanteil der Schwermetalle in schwer verlagerbarer Form vor (Tab. 4). Bindungsformen könnten z.T. Carbonate aber auch organische Substanzen sein (SCHIMMING 1992). Da das Deponiegut extrem arm an Schluff und Ton, und wie anhand der schlechten Zeichnung der hydromorphen Merkmale zu erkennen ist, auch extrem arm an Eisen und Mangan, sind diese Bindungsformen vernachlässigbar.

Ein geringer Teil der Schwermetalle liegt in leicht mobilisierbarer Form vor und wurde mit dem Perkolat verlagert (Tab. 3). Erhöhte Konzentrationen im liegenden Niedermoor sind vermutlich auf die permanente Verlagerung des mobilen Teils der Schwermetalle zurückzuführen. Die Verlagerung wird durch die hohe Wasserleitfähigkeit des Substrats begünstigt.

Durch Mineralisation und Entkalkung und damit Versauerung, entfallen die derzeitigen Bindungsformen und die Schwermetalle werden verstärkt mobilisiert, so daß bei einer Aufgabe der Deponie eine Gefährdung des Grundwassers und der Vorfluter zu befürchten ist. Als Nachsorge sollten bei Schließung der Deponie durch gelegentliches Kalken daher die Böden im neutralen bis basischen Bereich gehalten werden um die Schwermetalle in schwer mobilisierbarer Form zu halten. Dies sollte besonders im Hinblick auf Cd und Zn geschehen (BRÜMMER 1989). Durch Begrünung kann mit Erhöhung der Evapotranspiration die Verlagerung und Auswaschung der mobilen Fraktion der Schwermetalle verringert werden.

Die Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein durchgeführt.

Literatur

ARBEITSKREIS STADTBÖDEN (1989) : Kartierung von Stadtböden - Empfehlung des Arbeitskreises Stadtböden der Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen, UBA-Text 18/89 Umweltbundesamt; Berlin

AG BODENKUNDE (1982) : Bodenkundliche Kartieranleitung -3 Aufl.-: E. Schweizerbart: Stuttgart

BRÜMMER (1989) : Schadstoffe. in: Scheffer und Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Kap. 1.1.7. Enke, Stuttgart..

BURGHARDT, W. (1994) : Soils in urban and industrial environments : Z. Pflanzenernähr. Bodenk.,157, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim; S.205-214

LICHTFUSS, R., NEUMANN, U. (1982) : Schwermetalle in straßennahen Böden der Stadt Kiel: Mitteilung. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Band 33; S.67-73

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1992) : Ammoniumnitratextraktion zur Bestimmung mobiler Spurenelemente in Mineralböden, Vornorm Bodenbeschaffenheit (DIN V), Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V.; S.223-228

KLINSIEK, H (1990): Belastung des Bodens durch den Straßenverkehr. in Verbindungst. Landw.-Industr. (Hrsg.): Produktionsfaktor Umwelt-Boden. Landwirtschaftsv.. Münster

SCHIMMING, C.-G. (1992) : Belastung mit Metallen; in Blume H.-P.(Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. 2.Aufl. Ecomed, Landberg; S.277-318

Untersuchungen in Modellgefäßen zur Begrünung von Halden im Thüringer Bergbauegebiet

von

Pittelkow, U.

1. Problemstellung

An die Sanierung von Halden aus dem Wismutbergbau werden folgende Anforderungen gestellt: Minimierung der Regenwasserinfiltration und der Radonexhalation. Diese Anforderungen sollen durch mehrschichtigen Aufbau der Haldenabdeckung, bestehend aus Dicht-, Speicher- und Kulturbodenschicht sowie deren Begrünung, erfüllt werden.

Die Begrünung hat die Aufgaben, Erosionsschäden zu vermeiden und die Speicherschicht während der Vegetationsperiode weitgehend auszuschöpfen. In die Dichtschicht sollen keine Pflanzenwurzeln eindringen, damit deren weitgehende Abschirmungswirkung erhalten bleibt. Diese Aufgabenstellung kann durch Pflanzen erfüllt werden, die den Boden möglichst schnell flächendeckend begrünen und einen hohen Wasserverbrauch haben. Die Wasseraufnahme wird durch Massenwuchs und Durchwurzelung der Speicherschicht gesichert. Da die in 1 ... 1,5 m Tiefe liegende Dichtschicht von Wurzeln nicht erreicht werden soll, kommen zunächst nur Gräser und evtl. Strauchgehölze als Begrünungspflanzen in Frage.

In der Jenaer Bodenmodellanlage werden Teilfragen aus diesem Komplex untersucht, über die berichtet wird.

2. Material und Methoden

Die Gefäße der Jenaer Bodenmodellanlage mit einer Oberfläche von 1 x 1 m sind folgendermaßen befüllt:

- 0 ... 25 cm Kulturboden aus Ap-Material einer Löß-Fahlerde
- 25 ... 120 cm Speicherschicht aus Kraftwerksmischasche
- 120 ... 135 cm Dichtschicht aus Lehm mit einer Lagerungsdichte von 1,84 g/cm³
- 135 ... 150 cm Rollkies.

Auf den Gefäßen wurde eine Wiesenmischung angesät, die in einer Variante ungedüngt blieb und in einer zweiten jährlich gedüngt wurde.

3. Ergebnisse

3.1. Pflanzenaufwuchs

Auf den nicht gedüngten Gefäßen bildeten die Gräser einen geschlossenen Bestand aus, der im ersten Vegetationsjahr Trockenmassenerträge von 30 dt/ha erbrachte. In den folgenden Jahren wurden keine meßbaren Erträge erzielt. Die gedüngten Gefäße, die erst nach zwei Vegetationsperioden angesät wurden, erbrachten Trockenmassenerträge von rd. 130 dt/ha im ersten und 56 dt/ha im zweiten Jahr.

3.2. Wurzelwachstum

Die nach der Methode von Tennant (1975) an Sichtscheiben der Versuchsgefäße ermittelte Wurzellängendichte zeigt eindeutige Unterschiede zwischen gedüngten und ungedüngten Gefäßen (Abb.1). Sowohl in der Intensität als auch in der Wurzeltiefe ist die gedüngte Variante klar überlegen. Diese Differenzierungen wurden in beiden Jahren an mehreren Untersuchungsterminen festgestellt.

3.3. Bodenfeuchteverlauf

Die ganzjährig in wöchentlichem Abstand mit der TDR-Methode gemessene Bodenfeuchte zeigt in der Meßtiefe von 35 cm aus der Vegetationsperiode 1993 eine deutlich stärkere Ausschöpfung der gedüngten gegenüber der ungedüngten Variante (Abb.2). Die Differenz wurde erst durch die starken Niederschläge im April 1994 annähernd ausgeglichen, nahm aber in der neuen Vegetationsperiode wieder zu. Im unteren Teil der Gefäße war 1993 ebenfalls eine Feuchtedifferenz vorhanden und noch bis Ende Januar 1994 festzustellen. Danach sind in beiden Varianten weitgehend gleiche Feuchtegehalte ermittelt worden. Die Ursachen für diese unterschiedliche Tendenz in beiden Jahren können in den 1994 um mehr als die Hälfte niedrigeren Erträgen und damit verbundenem geringeren Wasserverbrauch gesucht werden. Andererseits war auch die Schicht unter 55 cm 1994 kaum durchwurzelt und wurde deshalb nicht ausgeschöpft.

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen eindeutige Zusammenhänge zwischen Pflanzenaufwuchs, Durchwurzelungsintensität und -tiefe sowie Wasserausschöpfung. Ähnliche Ergebnisse konnten auch auf Freilandversuchsflächen ermittelt werden. Außerdem war nachzuweisen, daß die Wurzeln überhaupt in die als Speichermaterial verwendete Asche eindringen. Auch diese Ergebnisse werden im Freiland bestätigt. Die Mischasche hat infolge ihrer großen Textur und kohligler Beimengungen Lagerungsdichten $< 1 \text{ g/cm}^3$. Sie besitzt sowohl eine hohe Wasserspeicherfähigkeit als auch einen hohen Anteil an pflanzenverfügbarem Wasser. Bei pH-Werten der Asche, die deutlich > 7 liegen, werden auch die Schwermetalle nicht wesentlich verlagert, wie im abgesaugten Sickerwasser festgestellt werden konnte. Damit erweist sich diese Mischasche als geeignetes Material für die Herstellung von Speicherschichten. Als Schlußfolgerung für eine erfolgreiche Begrünung ergibt sich, daß die erforderliche Wasserausschöpfung der Speicherschicht durch einen mittels Düngung geförderten Pflanzenbestand erreicht werden kann. Eine Vegetationsdecke ohne Massenwuchs

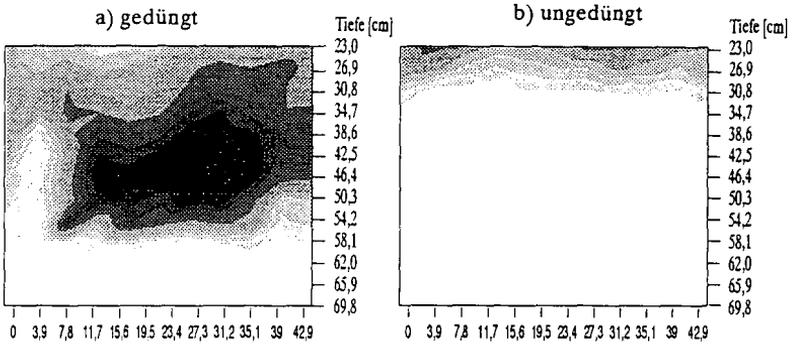


Abb. 1: Wurzellängendichte (cm/cm²) von Gras

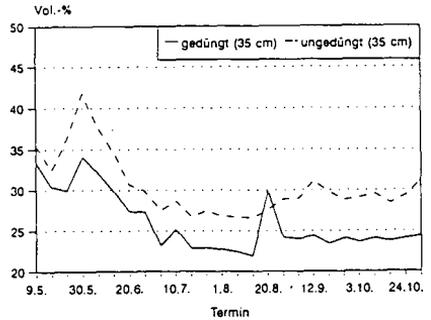
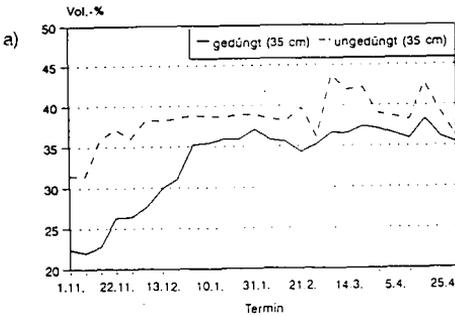
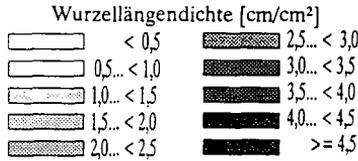


Abb. 2 : Vergleich des Bodenfeuchteverlaufes zwischen gedüngtem und ungedüngtem Grasbestand in 35 cm Tiefe

a) 01.11.93 ... 02.05.94
 b) 09.05.94 ... 31.10.94

kann diese Funktion nicht erfüllen.

5. Zusammenfassung

In einer Bodenmodellanlage konnte in mehrjährigen Untersuchungen nachgewiesen werden, daß durch Düngung gefördertes Wachstum von Gräsern zu tieferer Durchwurzelung und erhöhter Wasseraus-schöpfung der als Speichermaterial zur Abdeckung von Halden geprüften Mischasche führte. Derartige Aschen erscheinen als Speicherschicht für die mehrschichtige Abdeckung von Halden des Wismutbergbaues geeignet.

Literatur:

Tennant, D.: A test of a modified line intersect method of root length. J. Ecol. 63 (1975) S. 995 - 1001

Phosphor- und Stickstoffeinträge in Fließgewässer des Kantons Bern (Schweiz)

von

Prasuhn, V. und M. Braun*

1. Einleitung

Phosphor und Stickstoff gelangen sowohl über punktförmige als auch über diffuse Quellen in die Gewässer. Punktförmige Quellen sind kommunale und industrielle Abwässer, die direkt, über Kläranlagen oder über Regenüberlaufbecken in die Gewässer eingeleitet werden. Unter diffusen Quellen werden die Einträge aus der Landschaft durch Oberflächenabfluß (Abschwemmung, Erosion), Sickerung (Auswaschung, Drainageverluste), atmosphärische Deposition auf die Gewässer sowie diverse kleinere Direkteinträge (z.B. Hofabwässer, Düngung ins Gewässer, Laub- und Streueintrag) verstanden. Die diffusen Einträge sind teils anthropogenen Ursprungs (vor allem Landwirtschaft), teils natürliche Hintergrundlast.

Im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern wurde für 20 hydrologische Einzugsgebiete bzw. Teileinzugsgebiete des Kantons Bern, die vier geographischen Regionen (Alpen, Voralpen, Mittelland, Jura) zuzurechnen sind, eine Abschätzung der Stoffeinträge aus diffusen Quellen in die jeweiligen Gewässer über Modellberechnungen durchgeführt (PRASUHN & BRAUN 1994). Die für die Berechnungen ausgeschiedenen Einzugsgebiete umfassen den Kanton Bern nahezu flächendeckend. Die Einzugsgebietsgrößen schwanken zwischen 42 km² und 1100 km², die Gesamtfläche beträgt 6005 km².

2. Methodik

Grundlage aller Berechnungen bilden die Flächenangaben über die Bodennutzungsarten. Sie wurden für alle Gemeinden, die in einem Einzugsgebiet liegen, der Arealstatistik der Schweiz entnommen. Weiterhin wurden der Anteil drainierter Flächen, der Phosphor- und Stickstoffanfall aus Hofdüngern, die Gebietsniederschläge und die Verdunstung für die verschiedenen Bodennutzungskategorien jeweils gemeindeweise erfaßt.

Die Berechnung der Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Gewässer erfolgte über zwei verschiedene Ansätze. Im ersten Verfahren wurden für jedes Einzugsgebiet die verschiedenen Wasserflüsse (Oberflächen-, Drainagen- und Grundwasserabfluß, Niederschlag auf Gewässer) für die einzelnen Bodennutzungskategorien berechnet. Die Berechnung der Stofffrachten erfolgte anschließend durch Multiplikation der Wasserflüsse mit nutzungs- und gebietspezifischen Stoffkonzentrationen für Abschwemmung, Auswaschung etc. Mit diesem Verfahren wurde auch die natürliche Hintergrundlast abgeschätzt, indem als potentiell natürliche Vegetation Wald bis zur Baumgrenze angenommen wurde und die Wasser- und Stoffflüsse für Wald ohne den anthropogenen Einfluß von Luftverschmutzung berechnet wurden. Im zweiten Verfahren wurden für die Phosphor-Abschwemmung auf Grasland, für die Phosphorverluste durch Bodenerosion auf Ackerland und für die Stickstoff-Auswaschung unter Gras- und Ackerland gebiets- und kulturartenspezifische Austragswerte in Kilogramm pro Hektar verwendet und mit den entsprechenden Flächenanteilen verrechnet.

In beiden Verfahren stützen sich die eingesetzten Abfluß- und Konzentrations- bzw. Austragswerte für Abschwemmung, Auswaschung etc. auf Annahmen. Diese Annahmen beruhen auf umfangreichen Vergleichsdaten aus der Literatur. Die Ergebnisse stellen somit gewissermaßen nur auf Analogieschlüssen beruhende Hypothesen dar und sind mit Unsicherheiten behaftet. Sämtliche Annahmen und berücksichtigten Literaturquellen sind in PRASUHN & BRAUN (1994) detailliert dargestellt. Die Phosphor- und Stickstoffverluste aus punktuellen Quellen wurden von GSA-VOKOS (1994) zur Verfügung gestellt.

Als Kontrolle für die abgeschätzten Stoffverluste dienten die mittleren, jährlichen Einzugsgebiets-Nährstoffausträge, die über die an amtlichen Pegelstationen gemessenen Abflüsse und Konzentrationen berechnet wurden. Eine interne Modellkontrolle wurde durch den Vergleich der beiden verschiedenen Berechnungsverfahren möglich. Weiterhin wurden sämtliche berechneten Werte innerhalb eines Gebietes untereinander sowie im Vergleich mit allen 20 Gebieten auf Plausibilität geprüft.

* Eidg. Forschungsanstalt f. Agrikulturchemie u. Umwelthygiene (FAC), Gewässerschutz, CH-3097 Liebefeld-Bern

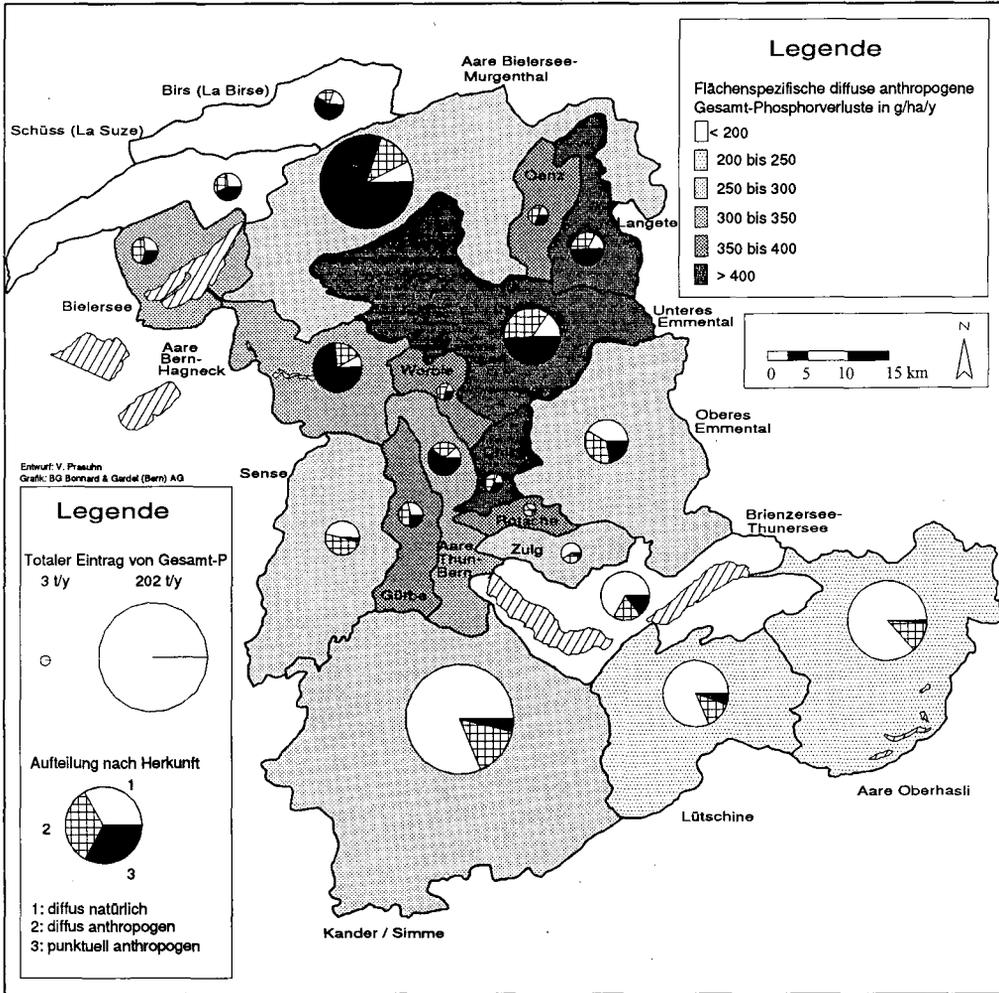


Abb. 1: Totaler Eintrag von Gesamt-Phosphor in die Gewässer des Kantons Bern und Aufteilung nach Herkunft sowie flächenspezifische diffuse anthropogene Gesamt-Phosphorverluste. Während in den alpinen Gebieten die natürliche Hintergrundlast die hohen Gesamt-Phosphorverluste maßgeblich verursacht, trägt im Mittelland die punktuelle anthropogene Belastung (Kläranlagen) überwiegend zu den hohen Gesamt-Phosphorverlusten bei. Die hohen flächenspezifischen diffusen anthropogenen Gesamt-Phosphorverluste (Landwirtschaft) in einigen Gebieten des Mittellandes und der Voralpen resultieren aus der Gülle-Abschwemmung von Grasland und der Bodenerosion von Ackerland.

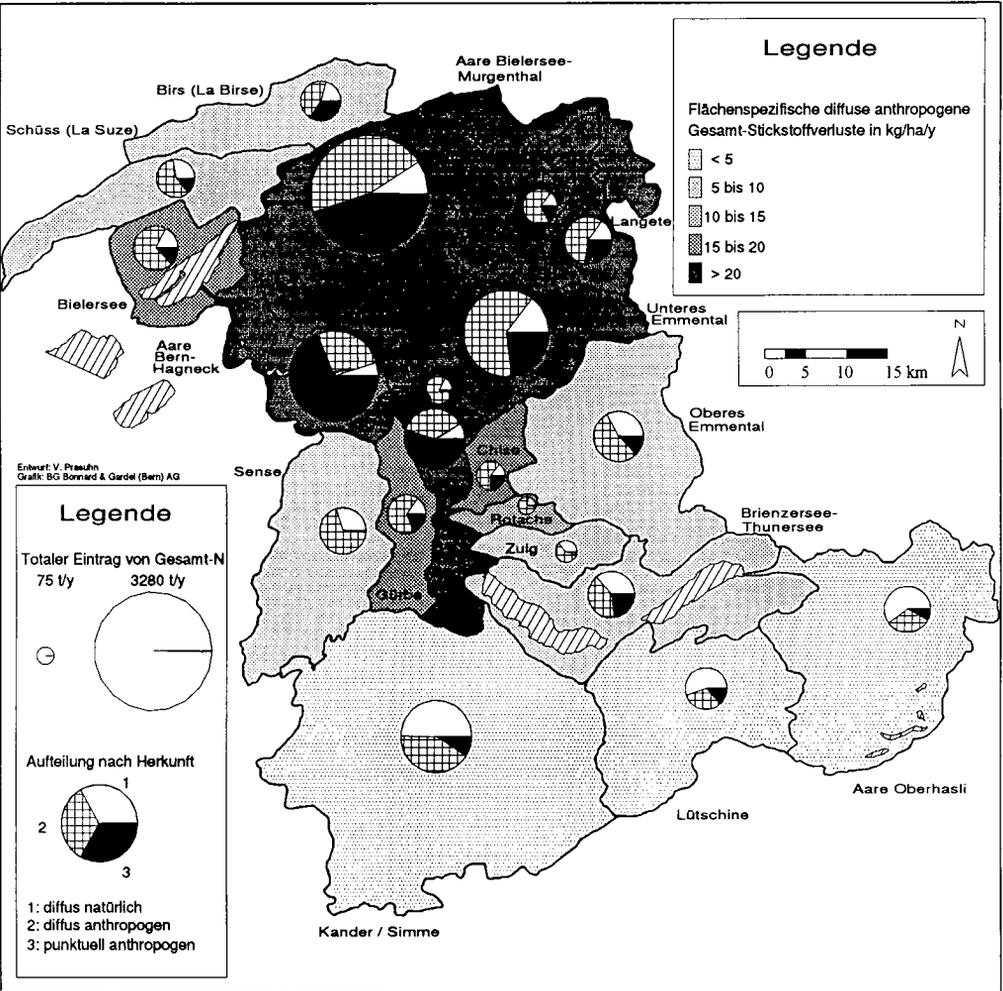


Abb. 2: Totaler Eintrag von Gesamt-Stickstoff in die Gewässer des Kantons Bern und Aufteilung nach Herkunft sowie flächenspezifische diffuse anthropogene Gesamt-Stickstoffverluste. Die größten Gesamt-Stickstoffbelastungen werden in den Gebieten des Mittellandes erzielt. Hier sind zum einen aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung (25% Ackerlandanteil an der LN) die diffusen anthropogenen Belastungen hoch, zum anderen sind auch die punktuellen Belastungen (Kläranlagen) hoch, da hier die Einwohnerdichte am höchsten ist und die größeren Städte (Bern, Biel, Thun, Solothurn) liegen. Die hohen flächenspezifischen diffusen anthropogenen Gesamt-Stickstoffverluste (Landwirtschaft) in allen Gebieten des Mittellandes resultieren aus der Nitrat-Auswaschung unter Ackerland.

3. Ergebnisse

Die höchsten Gesamt-Phosphorverluste (Abb. 1) werden in den größten Gebieten Kander/Simme, Aare Biel-Murgenthal und Aare Oberhasli, die niedrigsten in den kleinsten Gebieten Rotache, Worble und Chise erzielt. Während in den alpinen Gebieten eindeutig die natürliche Hintergrundlast die höchsten Belastungsanteile erreicht, werden in den meisten Gebieten des Mittellandes und des Juras die höchsten prozentualen Anteile durch die punktuelle anthropogene Belastung der Kläranlagen verursacht. In den meisten Gebieten der voralpinen Region überwiegen die diffusen anthropogenen Belastungsanteile. Im Mittel über alle 20 Einzugsgebiete ergibt sich für die Gesamt-Phosphorverluste ein Anteil von 70% für die diffusen Quellen (50% natürliche Hintergrundlast und 20% diffuse anthropogene Belastung) und 30% für die punktuelle anthropogene Belastung. WERNER & WODSAK (1994) nennen für Deutschland Anteile von 39% für die diffusen Quellen und 61% für die punktuellen Quellen. Die großen Unterschiede zwischen dem Kanton Bern und Deutschland ergeben sich vor allem durch den hohen Anteil an Alpen und Voralpen im Kanton Bern.

Die höchsten Gesamt-Stickstoffverluste (Abb. 2) ergeben sich in den Mittelland-Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und hoher Einwohnerdichte. Die diffuse anthropogene Belastung erreicht in 15 der 20 Einzugsgebiete die höchsten Belastungsanteile, die punktuelle anthropogene Belastung nur in den zwei Mittelland-Gebieten "Aare Thun-Bern" und "Aare Bern-Hagneck" und die natürliche Hintergrundlast in drei alpinen Gebieten. Entsprechend ergibt sich im Mittel über alle 20 Einzugsgebiete ein Anteil an den Gesamt-Stickstoffverlusten von 68% für die diffusen Quellen (20% natürliche Hintergrundlast, 48% diffuse anthropogene Belastung) und 32% für die punktuelle anthropogene Belastung. WERNER & WODSAK (1994) nennen für Deutschland Anteile von 57% für die diffusen Quellen und 43% für die punktuellen Quellen.

Betrachtet man ausschließlich die diffusen flächenspezifischen anthropogenen Gesamt-Phosphor- und -Stickstoffverluste (= diffuse Quellen abzüglich natürlicher Hintergrundlast), werden die durch die landwirtschaftliche Nutzung am stärksten belasteten Gebiete deutlich hervorgehoben (Abb. 1 u. 2). In den vier alpinen Gebieten ergeben sich beim Phosphor und beim Stickstoff relativ niedrige diffuse anthropogene Verluste. Beim Phosphor betragen sie ca. 200 - 250 g P·ha⁻¹·y⁻¹ und resultieren in erster Linie aus der anthropogen bedingten Erosion (Skipisten, Wanderwege, Viehgängen etc.) und sind somit überwiegend partikulär. Beim Stickstoff liegen sie unter 5 kg N·ha⁻¹·y⁻¹. Ein kleiner Teil stammt auch hier aus der anthropogen bedingten Erosion, der größere Teil resultiert aus der Auswaschung unter Grasland. In der voralpinen Region betragen die diffusen anthropogenen Phosphorverluste ca. 270 bis 400 g P·ha⁻¹·y⁻¹. Der weitaus größte Teil stammt in allen Gebieten aus der (Gülle-)Abschwemmung von Grasland. Die diffusen anthropogenen Stickstoffverluste betragen ca. 7 - 15 kg N·ha⁻¹·y⁻¹. Die Auswaschung unter Grasland bzw. Ackerland sind die dominanten Eintragungspfade. Im Mittelland schwanken die diffusen anthropogenen Phosphorverluste ähnlich wie in der voralpinen Region zwischen ca. 300 und 400 g P·ha⁻¹·y⁻¹. Auch im Mittelland ist die (Gülle-)Abschwemmung von Grasland ein Haupteintragungspfad, die Bodenerosion von Ackerflächen stellt jedoch einen zweiten Haupteintragungspfad dar. Die Stickstoffverluste liegen in allen Gebieten weitgehend einheitlich über 20 kg N·ha⁻¹·y⁻¹. Haupteintragungspfad ist hier überall eindeutig die Auswaschung unter Ackerland. Im Jura liegen die diffusen anthropogenen Phosphorverluste mit knapp über 150 g P·ha⁻¹·y⁻¹ wegen des hohen Waldanteils am niedrigsten. Die Abschwemmung von Grasland ist auch hier der dominante Eintragungspfad. Die Stickstoffverluste liegen mit unter 10 kg N·ha⁻¹·y⁻¹ ebenfalls vergleichsweise niedrig. Haupteintragungspfad ist hier die Auswaschung, und zwar zu etwa gleichen Teilen unter Wald, Grasland und Ackerland.

Literatur

- GSA-VOKOS (Amt f. Gewässerschutz u. Abfallwirtschaft d. Kt. Bern - Vollzugskonzept Siedlungsentwässerung), 1994: Phosphor- und Stickstofffrachten aus Kläranlagen und Regenwasserentlastungen im Kt. Bern. - Unveröff. Daten, Bonnard & Gardel Ingenieure und Berater AG, Nr. 3542-213, Bern.
- PRASUHN, V. & M. BRAUN (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. - FAC-Schriftenreihe 17, Liebefeld-Bern, 113 S. + Anhang 100 S.
- WERNER, W. & H.-P. WODSAK (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. - Agrarspectrum, Schriftenreihe Bd. 22, 243 S.

Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Entwicklung der Regenwurmpopulation rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlerevier

von

Radmacher, J.* , W. Wolf* , S. Rex* , D. Bell** und H. Franken*

1 Einleitung

Die großräumige Umlagerung von Erdmassen im Braunkohlentagebau stellt einen erheblichen Eingriff in das Bodengefüge und damit auch in den Lebensraum der Bodenorganismen dar. Der im Rahmen der landwirtschaftlichen Rekultivierung aufgetragene Rohboden ist somit zunächst gekennzeichnet durch ein instabiles Kohärenzgefüge und eine geringe biologische Aktivität. Davon besonders betroffen wird der Regenwurm, dem im Hinblick auf die Funktionsfähigkeit des Bodens als Pflanzenstandort und als Filter eine besondere Bedeutung zukommt.

Im "Pilotprojekt Schirrhof" wurden daher in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftskammer Rheinland und der Rheinbraun AG im Rheinischen Braunkohlerevier u. a. die Auswirkungen differenzierter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Regenwurmbesatz in diesen Lößböden untersucht.

2 Material und Methoden

Die im folgenden dargestellten Ergebnisse wurden auf zwei Versuchsstandorten mit unterschiedlicher Fragestellung ermittelt. In Teilprojekt A wurde im Anschluß an die Rekultivierung während einer 7-jährigen "Zwischenbewirtschaftung" der gefügewirksame Einfluß von Pionierpflanzen auf frisch verkippten Böden geprüft, während in Teilprojekt B die Auswirkungen der sich daran anschließenden "Folgebewirtschaftung", insbesondere der verschiedenen Bodenbearbeitungsverfahren, Gegenstand der Untersuchungen waren.

Die Ermittlung der Abundanz und Biomasse der Regenwürmer erfolgte durch Ausgrabung und Formalin-Extraktion im Frühjahr und Herbst 1994 unter Zuckerrüben. Anschließend wurden die adulten Regenwürmer nach GRAFF (1953) bis zur Art und die juvenilen bis zur Gattung bestimmt, um eine Differenzierung der Lumbricidenfauna vornehmen zu können. Die Auszählung der Regenwurmkokons aus der Profiltiefe 0-15 cm erfolgte nach einem Dichte-Zentrifugations-Verfahren (MÜLLER 1980).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Zwischenbewirtschaftung

In der Zeit von Frühjahr bis Herbst 1994 war vor allem im Unterboden ein Rückgang der Regenwurmpopulation festzustellen (**Abb. 1 A u. B**), der in erster Linie auf die Sommertrockenheit zurückzuführen ist. Deutliche Differenzierungen zeigten sich auch in der räumlichen Verteilung der Lumbriciden im Bodenprofil. So war besonders im Mai in den Varianten mit Luzernevorfrucht (Lw u. Lh) ein gleichmäßiger Regenwurmbesatz im Bodenprofil zu beobachten, während in der getreidebetonten Fruchtfolge (Rg) eine Konzentration im oberen Profildbereich erkennbar war, die in einem hohen Anteil juveniler Lumbriciden der Gattung *Allolobophora* begründet ist.

Bei einem Vergleich der angewandten Untersuchungsmethoden (**Abb. 1 B u. C**) erwies sich die For-

*) Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn, Katzenburgweg 5, 53115 Bonn

**) Biologische Bundesanstalt, Dürener Straße 71, 50189 Elsdorf

malin-Extraktion als vorteilhaft, weil damit mehr Lumbriciden aus dem Erdreich erfaßt und zugleich die Anzahl an Meßwiederholungen erhöht werden konnte.

Der Variantenvergleich zeigt, daß eine Kombination von Stroh- und Klärschlammdüngung in der getreidebetonten Fruchtfolge (Rg) die Entwicklung der Allolobophora-Arten förderte. Das Häckseln des Luzerneaufwuchses (Lh) wirkte sich hingegen positiv auf die Gattung Lumbricus aus. In der Getreidefruchtfolge (Rg) betrug der Lumbricus-Anteil nur 10%, gegenüber ca. 25% in den Luzerne-Varianten. Bereits RUSHTON (1986) stellte fest, daß Lumbricus terrestris und Allolobophora longa nahezu alternativ vorkommen. Aufgrund ähnlicher ökologischer Nischen schließen EDWARDS u. LOFTY (1982) auf eine direkte Konkurrenz dieser Arten.

Der hohe Anteil juveniler Lumbriciden (**Abb. 1 D**), der für rekultivierte Lößböden durchaus charakteristisch ist (WESTERNACHER-DOTZLER u. DUMBECK 1992), ließ lediglich eine eindeutige Determinierung der Arten Allolobophora chlorotica und Lumbricus terrestris zu. Eine derart ausgeprägte Altersstruktur kann zu einer empfindlichen Reaktion der Regenwurmpopulation auf Störeinflüsse führen, da dann nur wenige Individuen fortpflanzungsfähig sind und dadurch Verluste wieder ausgleichen können. Dies betrifft in besonderem Maße die Gattung Lumbricus, die sich durch eine relativ langsame Individualentwicklung auszeichnet.

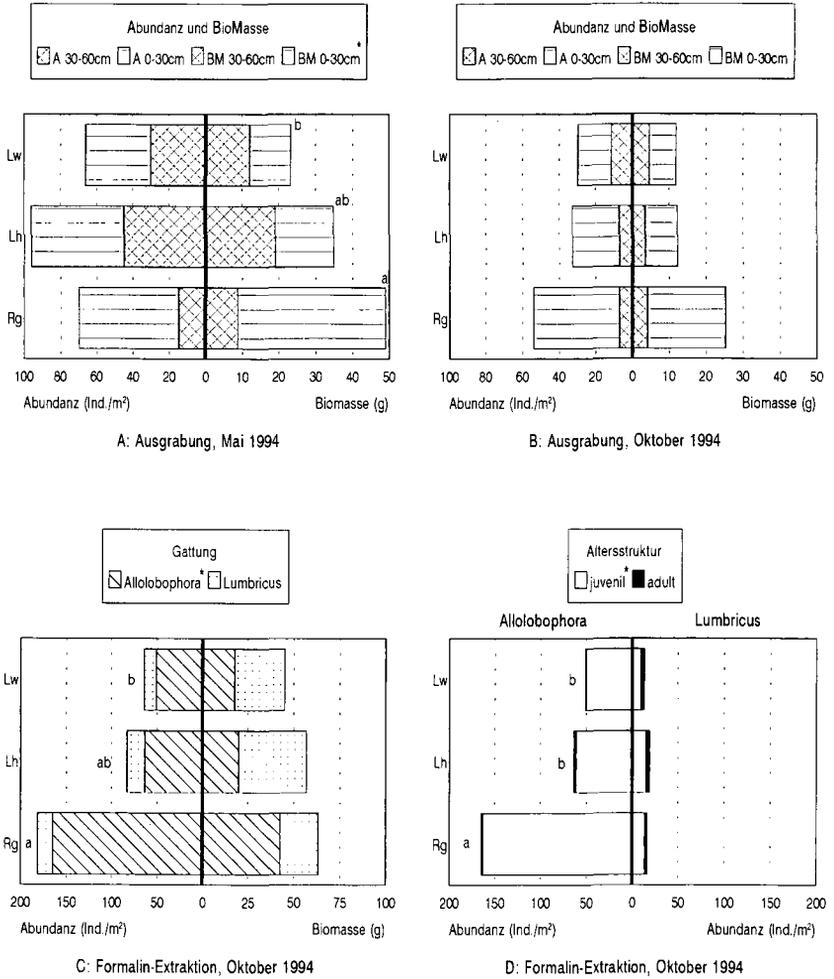
Die Inhomogenität des Auftragsbodens bewirkte, daß die Blockeffekte teilweise größer waren als die Varianteneffekte. Hieraus ist zu schließen, daß einer qualitativ hochwertigen Rekultivierung eine zumindest ebenso große Bedeutung beizumessen ist wie der "Zwischenbewirtschaftung".

3.2 Folgebewirtschaftung

Die ca. 8 Jahre älteren Rekultivierungsflächen in der "Folgebewirtschaftung" wiesen eine deutlich geringere Regenwurmabundanz und -masse auf als die oben aufgeführten Flächen in der "Zwischenbewirtschaftung" (**Abb. 2 A**) und bestätigten damit die Bedeutung der Qualität der Rekultivierung, die aufgrund des technischen Fortschritts permanent verbessert wurde. Weiterhin konnte festgestellt werden, daß die seit 1991 fortwährend pfluglose Bestelltechnik (pl) einen besonders günstigen Einfluß auf beide Regenwurmgattungen ausübte. Dies ist einerseits auf eine verringerte Bodenbearbeitungstiefe (bis 15 cm) und -intensität, andererseits aber auch auf eine Anreicherung mit organischer Substanz im oberen Krumenbereich zurückzuführen. Die Kontinuität des Röhrensystems blieb dadurch erhalten, es wurden weniger Individuen gestört und zudem das potentielle Nahrungsangebot erhöht (SCHWERTLE 1969; FRIEBE u. HENKE 1992). Damit ist auch zu begründen, daß bei konventioneller Bodenbearbeitung (kv) mit jährlichem Pflugeinsatz eine gleichartige Entwicklung der Lumbricidenpopulation unterbunden wurde. Auffallend war die geringe Abundanz bei bodenschonender Bewirtschaftung (bs), da aufgrund einer nur alle drei Jahre erfolgenden Bodenwendung eine größere Population zu erwarten gewesen wäre. Offensichtlich verursachte der auf dieser Fläche zuletzt im Sommer 1993 erfolgte Pflugeinsatz besonders bei den juvenilen Tieren, die sich im oberen Profilbereich in einer Diapause befanden, einen extremen Populationseinbruch. Die noch verbliebenen Individuen waren jedoch wahrscheinlich schon weiter entwickelt als bei konventioneller Bewirtschaftung. Dies äußerte sich ebenfalls in einem höheren Besatz an Regenwurmkokons, die in der konventionellen Variante fehlten (**Abb. 2 B**). Die relativ ungestörte Entwicklung der Lumbricidenpopulation bei Verzicht auf den Pflugeinsatz spiegelte sich auch in der hier festgestellten hohen Anzahl an Kokons wider.

4 **Schlußfolgerung**

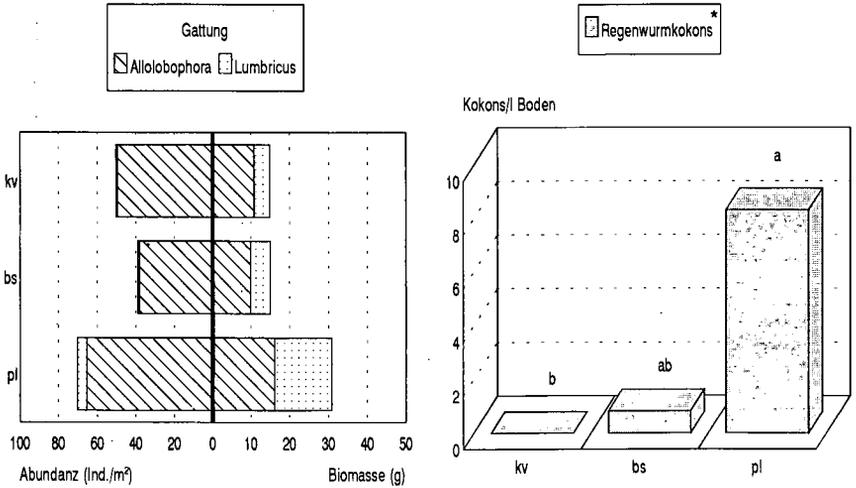
Die Ergebnisse zeigen, daß der Bergbautreibende durch Optimierung der landwirtschaftlichen Rekultivierung günstige Voraussetzungen für eine rasche Entwicklung einer Regenwurmpopulation schaffen kann. In der nachfolgenden Zwischen- und Folgebewirtschaftung kann dann durch entsprechende acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen, wie reduzierte Bodenbearbeitungsintensität und Zufuhr organischer Substanz, die Entwicklung der Lumbricidenfauna weiter gefördert werden.



* Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Mittelwertdifferenzen an ($\alpha = 5\%$)

(1987)	Zwischenbewirtschaftung	(1994)
Lw = Luzerne - Luzerne - Luzerne - Raps - Luzerne - Luzerne - Luzerne - Zuckerrüben		
Werben (Abfahren) des Luzernaufwuchses		
Lh = Luzerne - Luzerne - Luzerne - Raps - Luzerne - Luzerne - Luzerne - Zuckerrüben		
Häckseln (Mulchen) des Luzernaufwuchses		
Rg = Luzerne - Luzerne - Luzerne - Raps - Weizen - Gerste - Roggen - Zuckerrüben		
Werben des Luzernaufwuchses, Stroh- und Klärschlammdüngung		

Abb. 1: Auswirkungen der Zwischenbewirtschaftung auf Entwicklung, Gattungsspektrum und Altersstruktur der Regenwurmpopulation



A: Formalin-Extraktion, Oktober 1994

B: Dichte-Zentrifugations-Verfahren, Oktober 1994

* Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Mittelwertdifferenzen an ($\alpha = 5\%$).

Folgebewirtschaftung
Fruchtfolge: Zuckerrüben - Winterweizen - Wintergerste/Senf
kv = konventionell, d.h. Pflugeinsatz vor jeder Hauptfrucht und Grubbereinsatz vor Senf
bs = bodenschonend, d.h. Grubbereinsatz vor jeder Hauptfrucht und Pflugeinsatz vor Senf
pl = pfluglos, d.h. nur Grubbereinsatz.

Abb. 2: Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Regenwurmabundanz und -masse, sowie auf die Anzahl der Kokons

5 Literatur

EDWARDS, C. A. u. J. R. LOFTY (1982): The effects of direct drilling and minimal cultivation on earthworm populations. *J. Appl. Ecol.* 19, 723-724.

FRIEBE, B. u. W. HENKE (1992): Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden. Beiträge zum 3. Symposium vom 12.-13. Mai 1992 in Gießen, Wiss. Fachverl. Dr. Fleck, 139-146.

GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Schaper-Verlag, Hannover.

MÜLLER, J. (1980): Ein verbessertes Extraktionsverfahren für *Heterodera schachtii*. *Nachrichtenbl. Dt. Pflanzenschutzd. (Braunschweig)*, 32, 21-24.

RUSHTON, S. P. (1986): Earthworm populations on pasture land reclaimed from open-cast coal mining. *Pedobiologia* 29, 27-32.

SCHWERDTLE, F. (1969): Untersuchungen zur Populationsdichte von Regenwürmern bei herkömmlicher Bodenbearbeitung und bei "Direktsaat". *Z. Pflanzenkrankh. u. Pflanzenschutz*, 76, 635-641.

WESTERNACHER-DOTZLER, E. u. G. DUMBECK (1992): Vorkommen von Regenwürmern in landwirtschaftlich rekultivierten Flächen in der Niederrheinischen Bucht. *J. Agron. and Crop Science* 169, 298-309.

Überprüfung des N-A-Modells AGNPS zur Beschreibung von Nährstoffeinträgen in Fließgewässer in zwei hessischen Mittelgebirgs-einzugsgebieten

von

Rode, M. und H.-G. Frede*

1 Einleitung

Das ereignisbezogene N-A Modell AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model) wurde in den Vereinigten Staaten entwickelt und beschreibt die Teilprozesse Abflußbildung, Bodenabtrag und Nährstofftransport mit überwiegend einfachen, empirischen Ansätzen (vgl. YOUNG et al., 1987). Auf eine eingehende Darstellung der Ansätze zur Modellierung der Teilprozesse wird hier nicht näher eingegangen. Sie sind im Zusammenhang mit der Beschreibung der Verknüpfung des Modells mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) sowie den durchgeführten Anpassungen an bundesdeutsche Verhältnisse in RODE et al. (1995) dargestellt.

Die Anwendung mathematischer Modelle setzt eine entsprechende Überprüfung der Modellaussagen anhand eines Vergleichs von berechneten und den mit einer bestimmten Versuchsanordnung gemessenen Größen voraus. Dies gilt insbesondere für mathematische Modelle mit empirischen Ansätzen wie AGNPS, deren Parameter nur eingeschränkt übertragbar sind. Die hier vorgestellte Überprüfung der Simulationsrechnungen erfolgte anhand von Messergebnissen, die am Gebietsauslaß erhoben wurden. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß es nicht möglich ist, für das räumlich detaillierte, rasterorientierte AGNPS-Modell alle notwendigen Daten in der erforderlichen räumlichen Auflösung zu messen.

2 Material und Methode

Die Untersuchung wurde an den hessischen Mittelgebirgsbächen Lumda ($A_{EO} = 129 \text{ km}^2$) und Salzböde ($A_{EO} = 81 \text{ km}^2$) durchgeführt. Beide Bäche münden ca. 8 km nördlich von Gießen in die Lahn, wobei die Salzböde aus dem Rheinischen Schiefergebirge entwässert und die Lumda im basaltischen Vogelsberg entspringt. Aufgrund der unterschiedlichen naturräumlichen Ausstattung weist die Lumda (LN = 55 %) einen um 20 % höheren Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen gegenüber der Salzböde (LN = 46 %) auf. Für die Überprüfung der hydrologischen Teilkomponente von AGNPS konnte auf langjährige Niederschlags- und Pegelauzeichnungen der hessischen Wasserwirtschaftsverwaltung zurückgegriffen werden. Zur Erfassung des Fest- und Nährstoffaustrags wurden im Untersuchungszeitraum (03.91 - 03.93) spezielle Hochwasserbeprobungen mit hoher zeitlicher Auflösung (zweistündliches Beprobungsintervall) mittels automatischer Probenehmer an den entsprechenden Pegeln durchgeführt (Parameter: o-PO4, ges.-P, NO3-N, Chlorid, Kalium, pH, elekt. Leitfähigkeit, Trockensubstanz).

* Institut für Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen

Die Simulation des Wasser- und Stoffaustrags mit AGNPS erfolgte anhand einer räumlichen Diskretisierung beider Einzugsgebiete in Rastern von einer Größe von 200×200 Metern (4 ha). Zur Beurteilung der Güte des Modells wurde als Vergleichskriterium der Effizienzkoeffizient (E-Wert) nach NASH und SUTCLIFFE (1970) herangezogen. Er stellt eine dimensionslose Größe dar und nimmt den Wert 1 an, falls die gemessene Variable exakt mit der vom Modell simulierten übereinstimmt. Falls $E < 0$, so ist die Vorhersagegenauigkeit des Modells kleiner als bei der einfachen Verwendung des Mittelwertes der gemessenen Werte. Das Gütekriterium wurde neben der Beurteilung der dargestellten Ergebnisse auch zur Eichung der hydrologischen Teilkomponente herangezogen. Für die Sediment- und Nährstofftransportkomponente wurde keine Eichung durchgeführt.

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Überprüfung der hydrologischen Teilkomponente von AGNPS sind in Form der Mittelwerte und Standardabweichungen mit den entsprechenden Effizienzkoeffizienten in Tab. 1 aufgeführt. Die Eichung des verwendeten Abflußbildungsansatzes von LUTZ (1984) ergab für beide Einzugsgebiete identische Parameterwerte, wobei die Einschätzung von MANIAK (1992), abweichend von LUTZ (1984) den Parameter C1 auf 0,05 festzulegen, bestätigt wurde. Die gemessenen Direktabflußsummen werden vom Modell für beide Untersuchungsgebiete gut wiedergegeben. Die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Werten betragen in der Summe aller Abflußereignisse für die Lumda 1,7 % und für die Salzböde 3,8 %. Die Güte der Modellanpassung wird graphisch in Abbildung 1 verdeutlicht.

Tabelle 1: Hydrologische statistische Kenngrößen und Effizienzkoeffizienten (E-Wert) nach NASH und SUTCLIFFE (1970) gemessener und berechneter Abflußereignisse der untersuchten Einzugsgebiete Lumda und Salzböde

Einzugsgebiet	Größe (km ²)	Typ	n	Direktabfluß (mm)			E-Wert
				Mittelwert	Standardabweichung	Summe	
Lumda	128,9	gemessen	35	6,21	7,43	217,4	0,89
		berechnet	35	6,32	7,13	221,3	
Salzböde	81,7	gemessen	23	9,28	10,3	213,4	0,81
		berechnet	23	9,64	10,6	221,7	

Die entsprechenden Ergebnisse und Kennzahlen der Modellüberprüfung für den Sediment- und Gesamtphosphoraustrag sind in Tabelle 2 angegeben bzw. in Abbildung 2 dargestellt. Der simulierte Gesamtphosphoraustrag setzt sich aus der Summe des berechneten gelösten und partikulär gebundenen Phosphors zusammen. Bei der Bewertung der Effizienzkoeffizienten, die eine vergleichbare Güte wie bei der Direktabflußberechnung aufweisen, muß die vergleichsweise geringe Anzahl der erfaßten Hochwasserereignisse berücksichtigt werden. Zudem werden die E-Werte stark von den extremen Hochwasserereignissen geprägt. Die Summe aller Ereignisse der berechneten Sediment-

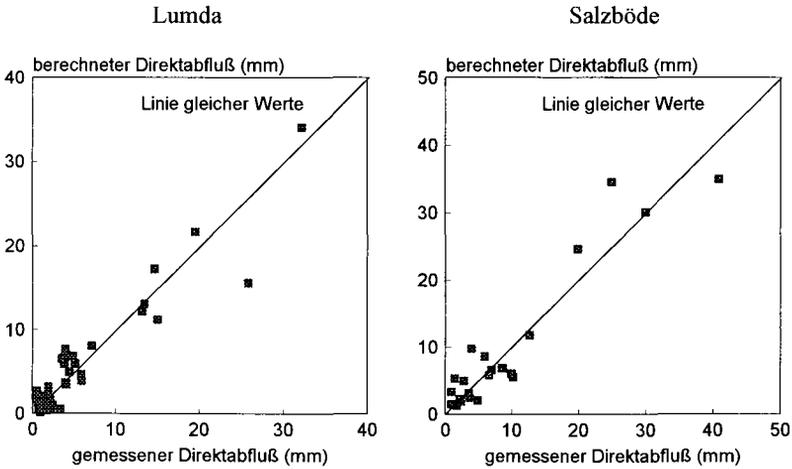


Abb. 1: Gemessener und berechneter Direktabfluß in den Einzugsgebieten der Lumda und Salzböde

und Gesamtphosphorausträge stimmt bei der Lumda mit den gemessenen Werten gut überein, bei der Salzböde überschätzt AGNPS sowohl die Sediment- als auch die Gesamtphosphorausträge erheblich. Die aufgezeigten Abweichungen resultieren aus einer systematischen Überschätzung der Stoffausträge für sehr kleine Abflußereignisse mit wenig erosiven Niederschlägen. Wesentlicher Grund hierfür ist die vereinfachte Modellannahme, daß bei einem bestehenden Feststoffdefizit der Gerinneströmung dieses stets durch eine entsprechende Erosion im Gerinnebett ausgeglichen wird.

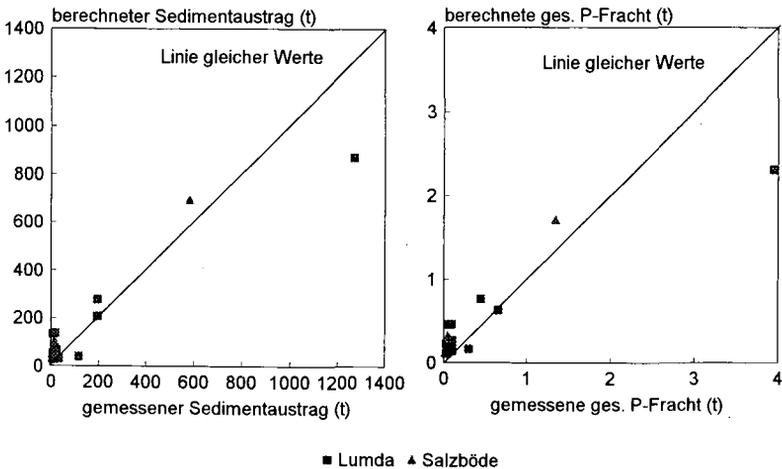


Abb. 2: Gemessener und berechneter Sediment- und Gesamtphosphoraustrag in den Einzugsgebieten der Lumda und Salzböde

Tabell 2: Statistische Kenngrößen gemessener und berechneter Sediment- und Gesamtphosphorausträge und Effizienzkoeffizienten (E-Wert) nach NASH und SUTCLIFFE (1970) von Abflußereignissen in den untersuchten Einzugsgebieten Lumda und Salzböde

Einzugs- gebiet	Größe (km ²)	Typ	n	Sedimentausttrag (t)				Gesamtphosphoraustrag (kg)			
				Mittel- wert	s*	Summe	E- Wert	Mittel- wert	s*	Summe	E- Wert
Lumda	128,9	gemessen	14	138	332	1942		431	1028	6034	
		berechnet	14	146	221	2044	0,85	457	569	6412	0,76
Salzböde	81,7	gemessen	8	85	201	678		200	461	1606	
		berechnet	8	128	195	1021	0,93	394	537	3157	0,84

* Standardabweichung

4 Zusammenfassung

Die Überprüfung des Stofftransportmodells AGNPS in zwei hessischen Mittelgebirgseinzugsgebieten mittlerere Größe ($A_{EO} = 129 \text{ km}^2$ und 81 km^2) hat für den gewählten Abflußbildungsansatz gezeigt, daß das Verfahren befriedigende Ergebnisse liefert, wobei die prozentualen Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Direktabflußvolumina mit zunehmenden Abflußfüllen kleiner werden. Ein besonderer Vorzug des Verfahrens ist neben der geringen Parameterzahl die relativ einfache Kalibrierung. Bei der Simulation des Sediment- und Gesamtphosphorausstrags werden die Größenordnungen der Stoffausträge zwar richtig abgeschätzt, die Gerinneerosion wird bei kleinen Abflußereignissen mit wenig erosiven Niederschlägen jedoch deutlich überschätzt. Modifikationen der Sedimenttransportroutine erscheinen daher notwendig.

Literatur

- LUTZ, W., 1984: Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH).
- MANIAK, U., 1992: Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflußganglinien. In: H.B.Kleeberg (Hrsg.), Regionalisierung in der Hydrologie: Ergebnisse von Rundgesprächen, DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Weinheim.
- NASH, J.E. und SUTCLIFFE, J.V. 1970: River flow forecasting through conceptual models, I. A discussion of principles. Journal of Hydrology, 10, 282-290.
- RODE, M., S. Grunwald und H.-G. FREDE, 1995: Methodik zur GIS-gestützten Berechnung von diffusen Nährstoffeinträgen mit dem N-A-Modell AGNPS. Z. f. Kulturtechnik Landentwicklung (im Druck)

Initiale Auswirkungen mechanisierter Wiederaufforstung auf bodenphysikalische und -mechanische Eigenschaften

von

Schneider, R., W. Gerwin und D. Schröder*

Einleitung

Durch die starken Stürme in den Jahren 1990/91 kam es im Rheinischen Schiefergebirge großflächig zu verheerenden Windwurfereignissen. Davon waren besonders Wälder auf flachgründigen, dichten und häufig skelettreichen Solifluktionsschutdecken bzw. Fließerden betroffen.

Bei der Wiederaufforstung der Schadflächen wird nunmehr versucht, gleichzeitig mehreren Faktoren Rechnung zu tragen. Einerseits sollen die bodenphysikalischen und -chemischen Standorteigenschaften durch bodenvorbereitende Lockerungs- und Tiefkalkungsmaßnahmen verbessert werden - die Vergrößerung des durchwurzelbaren Raumes soll den Bäumen zukünftig eine bessere Verankerung und Nährstoffversorgung ermöglichen. Andererseits erwartet man von den mechanisierten Pflanzverfahren Zeit- und Kosteneinsparungen (vgl. SCHÜLER 1994).

Im Rahmen eines Forschungsprojektes in Zusammenarbeit mit der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt wurde in der Eifel ein Versuch auf einer staunassen Windwurf- fläche angelegt, wobei verschiedene bodenvorbereitende Maßnahmen und Pflanztechniken vergleichend zur herkömmlichen Lochpflanzung mit dem Erdbohrer untersucht werden.

Material und Methoden

Die Versuchsfläche liegt bei Landscheid in der Eifel, etwa 30 km nordöstlich Trier. Es handelt sich um einen Braunerde-Pseudogley aus einer umgelagerten Lößlehmdecke (schluffiger Lehm und sandig lehmiger Schluff) von durchschnittlich 20-40cm Mächtigkeit auf ebenfalls solifluidal umgelagertem Mischsubstrat (schluffiger Ton) aus Lößlehm und intensiv verwittertem oberem Buntsandstein.

Das auf der Fläche verbliebene Holz ist vor der Versuchsanlage, so wie teilweise üblich, zu Wällen zusammengeschoben worden, die gleichzeitig als Parzellengrenzen dienen.

Es wurden folgende Varianten angelegt:

1. **Nullparzelle:** (unbearbeitet) Manuelle Lochpflanzung mit Erdbohrer (mit und ohne Kalkung)
2. **Bagger:** (sog. modifiziertes Entenpflüher Verfahren) Ein keilförmiger Lockerungszahn wird ca. 50cm tief durch den Boden gezogen und gleichzeitig granulierter Dolomit (umgerechnet ca. 8t/ha) in den Pflanzspalt eingebracht. Direkt anschließend wurden die Pflanzen eingesetzt (vgl. SCHEPP 1991).
3. **Pein-Plant-Rotavator II:** (Fa. Pein u. Pein) Durch ein ferngesteuertes luftbereiftes Fahrzeug wird der Boden hinter den Laufrädern streifenweise durchschnittlich 40cm tief und 30cm breit intensiv gefräst und gemahlener Dolomit eingeblasen (umgerechnet 8t/ha). Zur Vermeidung einer Frässole laufen die Frässwerkzeuge entgegen der Fahrtrichtung. Baumstubben oder größere Holzreste werden nicht eingearbeitet.
4. **Krohn-Fräse:** (Fa. Krohn) Der Boden wird mitsamt den Baumstubben und aufliegenden Holzresten gegen die Fahrtrichtung flächenhaft ca. 30cm tief gefräst. Danach erfolgt die Kalkausbringung (8t/ha) und ein zweiter Fräsgang. Da das Frässwerkzeug vor dem ca. 30 Tonnen schweren Gerät arbeitet, wurde die Versuchsparzelle anschließend mit einem starren Lockerungsstern etwa 40-50cm tief nachgelockert.

Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal der verschiedenen Verfahren ergibt sich aus dem unterschiedlichen jahreszeitlichen Einsatzzeitraum. Die manuelle Lochpflanzung und die Baggerpflanzung werden üblicherweise feuchteabhängig vom Winter bis Frühjahr durchgeführt, wobei Bodenvorbereitung und Pflanzung in einem Arbeitsgang erfolgen, was beim Baggereinsatz aufgrund der dann häufig hohen Bodenfeuchte erhebliche Probleme hervorrufen kann.

* Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, 54286 Trier

Die Fräsvarianten sind hingegen als zweistufige Verfahren anzusehen. Zuerst kann der Boden unter günstigen Feuchtebedingungen (Wassergehalt kleiner als Ausrollgrenze) z.B. im Spätherbst mechanisch und chemisch durch Fräsung und Kalkung vorbereitet und im darauffolgenden Winterhalbjahr bepflanzt werden.

Die Baggervariante wurde im Frühjahr 1994 angelegt, die Fräsparzellen im Juli 1994. Die Probenahme erfolgte jeweils etwa vier Wochen nach der Bearbeitung im Pflanzspalt der Baggervariante bzw. in dem gefrästen Bereich.

Die verwendeten Analysemethoden sind beschrieben bei HARTGE u. HORN (1989).

Ergebnisse und Diskussion

Beim ungestörten Braunerde-Pseudogley nimmt die Trockenraumdichte mit zunehmender Tiefe zu (Abb. 1a), der Anteil der Poren größer $50\mu\text{m}$ geht auf Werte um 8 Vol. % zurück (Abb. 1b) und parallel dazu sinkt die Luftleitfähigkeit (Abb. 1c).

Durch den Baggereinsatz sind die bodenphysikalischen Standorteigenschaften merklich verschlechtert worden. Für die Schaffung des Pflanzspaltes wurde der keilförmige Lockerungszahn durch den feuchten, schluffreichen Boden gezogen, wobei auch im Boden befindliche Wurzeln zusätzlichen Widerstand leisteten. Dadurch kam es zu knetenden Wirkungen mit intensiver Gefügenderstörung. Gefügebelaugend wirkt weiterhin die Pflanzarbeit durch Spateneinsatz und Festtreten des Bodens. Ergebnisse aus bodenphysikalischer Sicht sind eine leicht erhöhte Dichte des Bodens sowie ein deutlicher Rückgang des Anteils weiter Grobporen und damit verbunden der Luftleitfähigkeit, vermutlich verstärkt durch eine Verringerung der Porenkontinuität.

Die Fräsung des trockenen Bodens im Sommer 1994 hingegen hat zu einem starken Rückgang der Bodendichte geführt, bei der Krohn-Fräse aufgrund der Einarbeitung sperrigen Holzes stärker als bei der Pein-Plant-Fräse. Die Anteile der Poren $> 50\mu\text{m}$ steigen stark auf Werte über 20 Vol. % Zu vergleichbaren Befunden für die Krohn-Fräse gelangte auch BENECKE (1992) für Flächen in Eifel und Hunsrück. Die höchste Luftleitfähigkeit ergibt sich trotz annähernd gleich großer Grobporenanteile wie auf der Krohn-Parzelle in den Fräsgräben der Pein-Plant-Variante. Zu erklären ist dies mit der durch den Fräsvorgang geschaffenen unterschiedlichen Bodenstruktur. Während der Pein-Plant-Rotavator ein sehr locker poröses, krümeliges und feibröckeliges Gefüge hinterläßt, ergibt sich bei der Krohn-Fräse häufiger ein gröber bröckeliges, teilweise klumpiges Gefüge mit lokal hohem Holzanteil.

Wird die mit der Krohn Fräse bearbeitete Fläche nachträglich nochmals mit einer schweren Maschine befahren um den Boden mit starren Haken etwas tiefer aufzulockern, stellen sich dem Baggerzahneinsatz vergleichbare Erscheinungen ein. Es kommt ebenfalls zu verdichtenden und knetenden Einwirkungen, wodurch die zuvor geschaffenen günstigen physikalischen Standorteigenschaften wieder merklich verschlechtert oder gar aufgehoben werden. Eine Kombination aus Krohn-Fräse und z.B. Abbruchtieflöckerungsgerät MM100, wie sie von SCHULTE-KARRING u. SCHRÖDER (1992) vorgeschlagen wird, könnte hier vielleicht Abhilfe schaffen (vgl. auch HOFMANN (1992)).

Die mechanische Belastbarkeit, erfaßt als Wert der Vorbelastung, geht durch alle mechanischen Eingriffe in den Boden deutlich zurück, bei Pein-Plant bis auf sehr geringe Werte von kleiner 10 kPa (Abb. 1d). HORN u. LEBERT (1992) weisen darauf hin, daß die mechanische Destabilisierung ein großer Nachteil der Waldbodenlockerung ist.

Aus der stark verringerten Tragfähigkeit können sich temporär Probleme bei der Folgebewirtschaftung ergeben. Da Bagger und Pein-Plant-Rotavator jedoch nur streifenförmig in den Boden eingreifen, wobei ein größerer Teil der bearbeiteten Fläche "ungestört" bleiben kann, sind diese Flächen im "Normalfall" nach dem Eingriff noch jederzeit befahrbar. Dies gilt nicht so uneingeschränkt für die mit der Krohn-Fräse ganzflächige Bodenvorbereitung, zumal, wenn sie noch mit starrem Haken tiefer gelockert ist. Eine Befahrung im feuchten Zustand ist hier anfangs weitgehend ausgeschlossen.

Es ist jedoch anzunehmen, daß im Laufe der Jahre eine Restabilisierung im Zuge der Boden- und Pflanzenentwicklung erfolgt und sich bis in größere Bodentiefe als vor dem Eingriff günstige physikalische und mechanische Standorteigenschaften mit einem merklich tiefer wurzelnden, standfesteren und ertragssichereren Baumbestand verbinden.

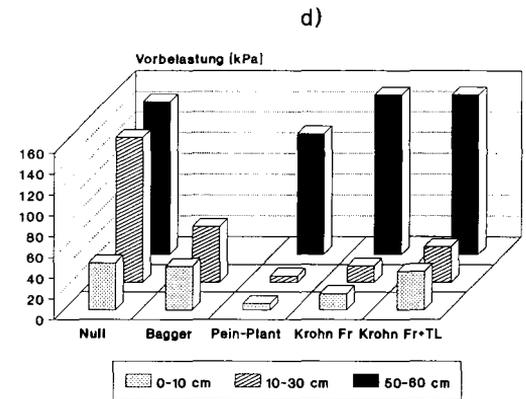
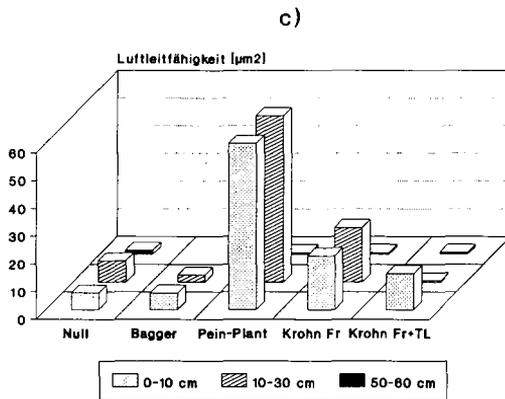
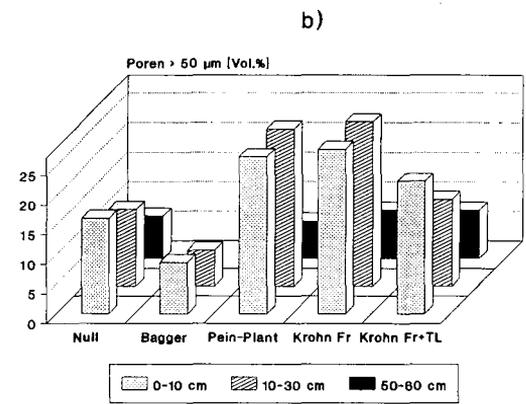
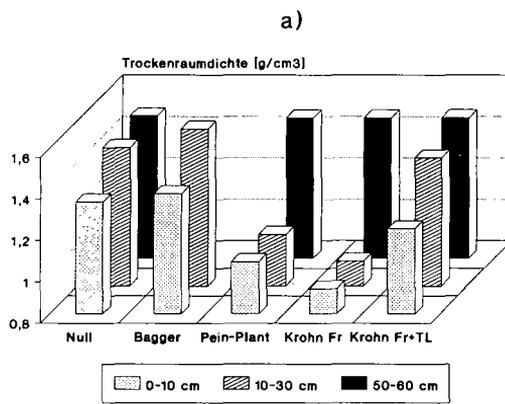


Abb. 1: Bodenphysikalische und -mechanische Eigenschaften der Untersuchungsvarianten in 3 Tiefen (Krohn Fr = nur gefräster, nicht zusätzlich gelockerter Bereich, ohne Raupenspur; Krohn Fr+TL = Lockerungsfurche mit vorheriger Fräsung / Abb. 1a-c: n=3; Abb. 1d: n=2)

Auf eine Erscheinung ist noch hinzuweisen. Die Pflanzspalte der Baggervariante, die Pein-Plant-Gräben und die tieferen Lockerungsfurchen der Krohn-Parzelle fungieren bei Niederschlägen als Wassersammler. Die Folge davon ist, daß sie auf Problemstandorten, wie dem untersuchten, bei langanhaltenden bzw. ergiebigen Niederschlägen mit Wasser volllaufen, da bisher nicht, wie in der Landwirtschaft schon seit Jahrzehnten bei Tieflockerungsmaßnahmen üblich, auf ein ausreichendes Gefälle der linienförmigen Lockerungszonen zum Zwecke der Drainage und eine Vorflut geachtet wurde. Großflächige Wasserabfuhr in Vorfluter und Flüsse ist heute vor dem Hintergrund gehäufte, katastrophaler Hochwasserereignisse aber sehr kritisch zu hinterfragen.

Zusammenfassung

Die bisherigen Befunde lassen sich hinsichtlich der initialen Auswirkungen mechanischer bodenvorbereitender Maßnahmen für den untersuchten staunassen, lößüberdeckten Versuchsstandort wie folgt zusammenfassen:

- Der Baggereinsatz hat vermutlich aufgrund des ungünstigen Einsatzzeitpunktes bei zu hoher Bodenfeuchte die bodenphysikalischen Standorteigenschaften und die mechanische Belastbarkeit durch knetende, gefügestörende Wirkung verschlechtert.
- Durch die Pein-Plant-Fräse wird der Boden ebenfalls streifenförmig destabilisiert, die physikalischen Bedingungen hingegen verbessert.
- Die Krohn-Fräse bietet den Vorteil, daß sie neben der Bodenlockerung gleichzeitig auf der Fläche verbleibende Holzreste mit einarbeiten kann. Der Versuch einer nachfolgenden tieferen Lockerung mit starrem Lockerungsgerät hat sich jedoch als nachteilig erwiesen, da hierbei ein Großteil der durch die Fräsung geschaffenen positiven Effekte wieder verringert oder aufgehoben wird.
- Intensive mechanische Eingriffe in einen staunassen, schluffreichen, gefügelabilen Problemstandort bergen gewisse Risiken in sich. Es ist daher sehr wichtig, Bearbeitungszeitpunkt und Wasserproblematik frühzeitig in die Planung mit einzubeziehen.
- Staunasse Böden können aber grundsätzlich auch bei waldbaulicher Nutzung im Zuge von Neuaufforstungen wirksam melioriert werden, z.B. durch die Kombination Krohnfräse/Abbruchlockerer. Überschußwasser muß durch ein weitmaschiges Grabennetz abgeführt und gegebenenfalls in Rückhaltung geleitet werden.
- Mechanische Eingriffe in gutstrukturierte Oberböden, wie dem untersuchten, sollten möglichst gering bleiben. Der dichte Unterboden auf diesem Standort ist allerdings lockerungsbedürftig, so daß die Unterbodenlockerung das eigentliche Ziel sein müßte.

Literatur

- BENECKE, P. (1992): Die Krohn'sche Maschine - Eine Chance für restaurationsbedürftige Waldböden? - Forsttechnische Informationen, 44, H.8/9, 58-61*
- HARTGE, K.H. u. HORN, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. - 2. Aufl., Stuttgart*
- HOFFMANN, R. (1992): Die Waldfräse der Fa. Krohn - Chance oder Risiko? - Forsttechnische Informationen, 44, H.8/9, 57*
- HORN, R. u. LEBERT, M. (1992): Möglichkeiten und Grenzen der physikalischen Bodenrekultivierung in der Forstwirtschaft. - Forsttechnische Informationen, 44, H.8/9, 61-65*
- SCHEPP, W. (1991): Pflanzen mit Baggerhilfe. - AFZ, 46, 254-255*
- SCHÜLER, G. (1994): Erste Eindrücke von der Bodenbearbeitung mit Pein-Plant. - Forsttechnische Informationen*
- SCHULTE-KARRING, H. u. SCHRÖDER, D. (1992): Die totale Waldbodensanierung, eine Voraussetzung für den erfolgreichen Wiederaufbau der Wälder. - Forsttechnische Informationen., 44, H.8/9, 65-69*

Für die finanzielle Unterstützung des Forschungsprojektes sei der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt gedankt.

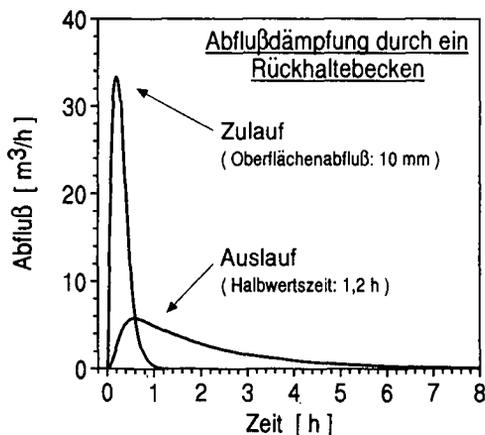
Erosions- und Hochwasserschutz durch Rückhaltebecken in landwirtschaftlichen Kleinzugsgebieten

von

Weigand, S.* , K. Auerswald*, W. Piller*, M. Kainz** und J. Westrop***

Die großen Hochwasserschäden der Jahre 1993 und 1995 haben eine breite öffentliche Diskussion über Ursachen und Schutzmaßnahmen ausgelöst. Es werden verstärkt dezentrale Lösungen gefordert. Angesichts des hohen Flächenanteils sind hierbei die Wasserläufe in Gebieten mit vorwiegend landwirtschaftlicher Nutzung von besonderer Bedeutung. Durch Landschaftsumgestaltungen, etwa im Rahmen der Flurbereinigung, wurden gerade hier Retentionsräume entfernt und durch befestigte Entwässerungnetze zu einer rascheren Abflußbildung und -weiterleitung beigetragen.

Eine Möglichkeit dem gegenzusteuern sind Rückhaltebecken für landwirtschaftliche Kleinzugsgebiete, wie sie beispielsweise in den USA weit verbreitet sind (SCHWAB et al. 1993). Der größte Teil ihrer Fläche kann weiterhin landwirtschaftlich genutzt werden. Dadurch bleiben die Flächenverluste klein.



Neben einer Dämpfung der Abflußwelle werden die angrenzenden Gewässer vor Sedimenteintrag entlastet, da es während der mehrstündigen Stauphase zu einer Sedimentation kommt. Die Verkürzung der Hanglänge und schadfreie Ableitung des Oberflächenabflusses schützt zudem unterliegende Felder vor Erosion.

Am Beispiel mehrerer Rückhaltebecken, die im Rahmen einer Landschaftsumgestaltung auf dem Kloostergut Scheyern (Tertiärhügelland) errichtet wurden, sollte die Schutzwirkung quantifiziert werden. Hierzu wurden gemessene und beprobte Niederschlag-Abfluß-Ereignisse sowie Modellrechnungen herangezogen.

* Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, 85350 Freising

** Forschungsverbund Agrarökosysteme München, Prielhof 1, 85298 Scheyern

*** Lehrstuhl für Geodäsie der TU München, 80290 München

Abflußverzögerung

Die Becken sind unterschiedlich groß mit einem Stauraum von 50 bis 450 m³. Der Ausfluß erfolgt ungesteuert über Rohrleitungen mit einem konstanten Abflußquerschnitt. Bei gegebener Zuflußganglinie wird das jeweilige Rückhaltevolumen durch die Beckeninhaltslinie und die Leistungskurve des Ableitungssystems bestimmt. Diese wurden durch detaillierte Vermessung des Stauraumes bzw. Eichung ermittelt. Parallele Messungen von Niederschlag, Einstauhöhe und Abfluß sowie Modellrechnungen belegen die abflußdämpfende Wirkung (verminderter Scheitelabfluß, verzögerter Scheitelanstieg).

Sediment- und Nährstoffretention

Die Staudauer reicht aus, daß gröbere Sedimentfraktionen (> 10 µm) des Oberflächenabflusses im Becken zurückgehalten werden. Die Effizienz ist damit besonders hoch, wenn lineare Erosionsformen auftreten mit relativ höheren Anteilen an größerem Sediment. Dies zeigte sich für ein Einzugsgebiet während eines Starkregens (Intensität: 25mm/30min), bei dem 65 % des Bodenabtrages (14t/ha) im Stauraum abgelagert wurden. Bei flächenhafter Erosion mit geringerer und feinkörnigerer Sedimentfracht, besonders während der Schneeschmelze ohne Tropfeneinschlag, wird dagegen kaum Bodenmaterial zurückgehalten. Entsprechend der Anreicherung der Tonfraktion im Austrag, sind auch partikulär gebundene Nährstoffe im ausgetragenen Material angereichert. Die Gehalte an partikulären Kohlenstoff und Stickstoff sind im Austrag gegenüber dem Oberboden bis um den Faktor 4 angereichert, während der sedimentierte Boden eine Abreicherung aufweist.

Schlußfolgerungen:

- Retentionsbecken für kleine landwirtschaftliche Einzugsgebiete verzögern lokale Abflußwellen und sind ein wirksames und vergleichsweise kostengünstiges Instrument des dezentralen Hochwasserschutzes.
- Der Sedimentrückhalt und damit die Entlastung des Vorfluters ist bei hohen Bodenabträgen relativ größer.
- Die Nährstoffretention ist, bedingt durch die selektive Anreicherung der Tonfraktion im Austrag, vergleichsweise geringer. Lösliche Nährstoffe werden nicht zurückgehalten.
- Als Strukturelement kann ein Retentionsbecken, bei entsprechender landschaftsökologischer Einbindung, durchaus Biotop(vernetzende)-Funktionen in einer Agrarlandschaft erfüllen.

Literatur:

SCHWAB, G.O.; FANGMEIER, D.D.; ELLIOT, W.J.; FREVERT, R.K. (1993): Soil and water conservation engineering. John Wiley & Sons, New York

Danksagung: Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst.

Untersuchung des Zufluß- und Abflußverhaltens von Mulden-Rigolen

von

Winzig, G. und W. Burghardt

Einleitung

Durch den hohen Versiegelungsgrad in urbanen Gebieten wird der natürliche Bodenwasserhaushalt verändert. Die stark gehemmte Versickerung des Regenwassers auf versiegelten Flächen in den Untergrund bewirkt einen hohen Oberflächenabfluß. Bei einem Versiegelungsanteil von 10% erhöht sich das Abflußvolumen eines Hochwassers um 50-70%, der Abflußscheitel bis zu 130% gegenüber einer unversiegelten Fläche (VERWORN und HARMS, 1984).

Wird das unbelastete bis schwach belastete Regenwasser der versiegelten Flächen dezentral versickert, treten folgende Verbesserungen ein (GROTEHUSMANN et al., 1992):

- Verkleinerung des Oberflächenabflusses
- Erhöhung der Grundwasserneubildung
- Dämpfung der Hochwasserspitzen durch Abflußretention
- Entlastung der Kläranlagen und der Misch- und Trennkanalisation.

Es gibt eine Vielzahl von dezentralen Versickerungssystemen wie z. B. die Flächen- und Muldenversickerung, die Rohr- und Rigolenversickerung oder die Schachtversickerung. Für deren Bau und Bemessung ist das ATV-Arbeitsblatt A 138 maßgebend.

Mulden-Rigolen-Systeme als dezentrale Regenwasserversickerung

Im Rahmen der Internationalen Bauausstellung Emscherpark (IBA) wird in der Zechensiedlung Schüngelberg in Gelsenkirchen ein neues Entwässerungskonzept getestet. Bei hohen Infiltrationsfähigkeiten des anstehenden Bodens fungieren die Mulden-Rigolen (M-R) als Versickerungssysteme. Bei geringen Infiltrationsleistungen ist das System ein Retentionsspeicher, in dem das Wasser zwischengespeichert und kontrolliert abgeleitet wird (SIEKER, 1991). Abbildung 1 zeigt einen Querschnitt einer Mulden-Rigole. Das Dach- und Hofflächenwasser wird in die etwa 20 - 30 cm tiefe, begrünte Mulde eingeleitet. Durch eine 30 cm mächtige humose Bodenschicht soll das Wasser in die darunter liegende Kies- bzw. Lavarigole infiltrieren und gleichzeitig gefiltert werden. Die Rigole dient als Speicherraum. Auf dem Rigolenboden liegt ein Dränrohr, das mit der dahinter liegenden Rigole verbunden ist. Die Rigole ist mit einem Geotextil ummantelt, um einen Eintrag von Feinmaterial in die Rigole zu unterbinden. Teilweise wird zwischen Rigole und Muldenboden noch eine Reinsandschicht zum Niveaueingleich eingebaut.

Zur experimentellen Überprüfung der Funktionsfähigkeit bestehender Anlagen liegen bislang noch keine Messungen vor. Der Leistungsnachweis wird mit hydrologischen Simulationsmodellen geführt.

Im Rahmen des Graduiertenkollegs "Verbesserung der Wasserkreislaufes urbaner Gebiete zum Schutz von Grundwasser und Boden" werden bestehende M-R experimentell auf ihre Funktionsweise und Leistungsfähigkeit untersucht. Aus der kleinräumigen Erfassung des Wasserhaushaltes eines M-R-Systems erhofft man sich ein besseres Verständnis der ablaufenden Prozesse. Ferner sollen Rückschlüsse auf die Dimensionierung der Mulden-Rigolen gezogen werden.

Versuchsaufbau und -durchführung

Zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes einer M-R werden der Zulauf (Q_{zu}) und der Abfluß (Q_{ab}) aus dem Dränrohr gemessen. Der volumetrische Wassergehalt wird mit TDR-Sonden diskontinuierlich, das Matrixpotential mit Tensiometern kontinuierlich gemessen. Die Mulde hat eine Länge von 11 m und eine Breite von 1.2 m. Die darunter liegende Rigole hat eine Breite von 1.75 m und eine Höhe von 0.5 m. Der Muldenboden soll nach ATV A 138 einen k_f -Wert von mindestens $1 \cdot 10^{-5}$ m/s aufweisen, um einen längeren Überstau zu verhindern. Zu diesem Zweck wurde ein 6% humoser S13 mit einem mittel-

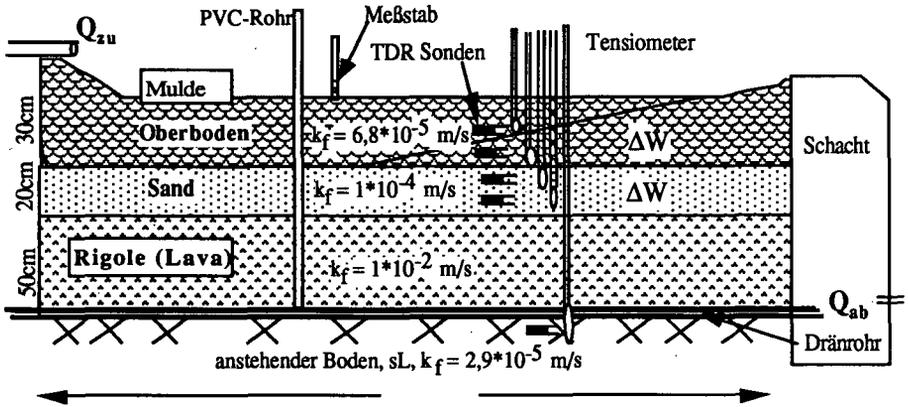


Abb 1: Schematischer Querschnitt einer Mulden-Rigole. Exemplarisch ist ein Meßpool dargestellt.

sandigen Feinsand in einem Verhältnis von 1:1 vermischt und eingebaut. Der k_f -Wert des geschütteten Bodens liegt bei $6.8 \cdot 10^{-5}$ m/s.

In der Mitte und an den Enden des M-R-Systems ist jeweils ein Meßpool eingerichtet. Die Saugspannungen und der Wassergehalt werden in 10, 20, 35 und 45 cm Tiefe gemessen (Abbildung 1). Weiterhin sind Tensiometer und TDR-Sonden 20cm unterhalb der Rigole eingebaut worden. Der Wasserstand in der Rigole wird mit Hilfe von zwei PVC-Rohren gemessen, die in den Aufbau eingebracht wurden. Der Wasserstand in der Mulde wurde mit Hilfe eines Maßstabes abgelesen. Da nur die abflußrelevanten Prozesse untersucht wurden, wurde die Evapotranspiration vernachlässigt. Mit Hilfe eines künstlichen Zulaufs wurde der Zufluß der angeschlossenen Hof- und Dachfläche simuliert. Für eine Einzugsfläche von 112m^2 (Dach-, Hof- und Muldenfläche) wurde eine Regenstärke i von 20 - 21.5 mm/Std gewählt. Für eine Zulaufszeit von 70 min fließen 2600 - 2800 l in die Mulde.

Ergebnisse und Diskussion

Der Infiltrationswert k_i wird aus dem Wasserstandsverlauf berechnet. Für $0 < t < D$ gilt:

$$k_i = \frac{Q_{zu}}{A} - \frac{dh}{dt} \quad (1)$$

wobei Q_{zu} der Zufluß (m^3/s), A die Infiltrationsfläche (m^2), h der Wasserstand in der Mulde (m) und t die Zeit (s) ist. D ist die Zulaufdauer (s). Für $t > D$ wird $Q_{zu}/A = 0$ und k_i ist gleich der Wasserstandsänderung in der Mulde mit der Zeit:

$$k_i = -\frac{dh}{dt} \quad (2)$$

In der Abbildung 2 ist der Zulauf, der Wasserstandsverlauf und die Infiltrationsgeschwindigkeit für die Zulauf- und Ablaufphase eines Überstauversuches dargestellt. Der Muldenwasserstand hat einen exponentiellen Verlauf. Zum Ende der Zulaufzeit bleibt der Wasserstand nahezu konstant, d. h. die Infiltration k_i steht mit dem Zulauf im Gleichgewicht. Mit zunehmender Füllhöhe in der Mulde nimmt der hydrostatische Druck und folglich der Potentialgradient zu. Nach Zulaufende nimmt die Füllhöhe linear ab. Der Wasserstand während der Zulaufphase läßt sich bis 4000 s mit einem Polynom 4. Grades gut anpassen. Der weitere Anstieg bis Zulaufende wird mit der Polynom Anpassung nicht wiedergegeben. Die Berechnung der Infiltration läßt sich auch mit einem modifizierten Speicheransatz ermitteln (ZIMMER, 1994). Dieser physikalische Ansatz hat den Vorteil, daß er bei einer Validierung auf andere M-R übertragen werden kann. Es können Aussagen über die Dimensionierung der M-R durchgeführt werden.

Unter der Annahme, daß die Infiltration k_i proportional zur gespeicherten Wassersäule in der Mulde ist, erhält man aus der Bilanzgleichung für einen blockförmigen Zulauf einen exponentiell gedämpften Anstieg der Infiltrationsrate:

$$k_i = K \cdot h(t) \quad (3)$$

K (1/s) ist ein Proportionalitätsfaktor, der durch Kurvenanpassung an die Meßwerte erhalten wird.

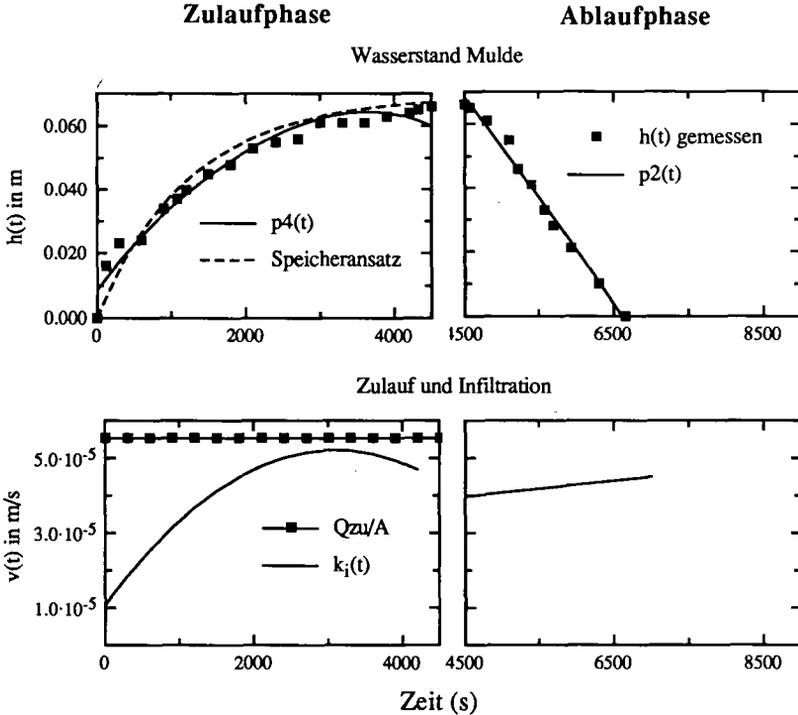


Abb. 2: Zulauf, Wasserstandsverlauf und Infiltrationsverlauf für die Zu- und Ablaufphase des Versickerungsversuchs an einer M-R in Gelsenkirchen-Schüngelberg am 25.08.94

$h(t)$ ist die Füllstandshöhe Für $h(t)$ gilt:

$$h(t) = \begin{cases} \frac{Q_{zu}}{A \cdot K} (1 - e^{-Kt}) & \text{für } 0 \leq t \leq D \\ h(D)e^{-K(t-D)} & \text{für } t > D \end{cases} \quad (4)$$

Der Proportionalitätsfaktor kann bei Gleichgewichtszustand nach

$$K = \frac{k_i(D)}{h(D)} \quad (1/s) \quad (5)$$

bestimmt werden. Der Kehrwert $\tau = 1/K$ heißt Relaxationszeit (s) und ist ein Maß, wie schnell der Gleichgewichtszustand erreicht wird (ZIMMER, 1994). Setzt man K und die gemessenen Werte für Q_{zu} und A in Gleichung (4) ein, so erhält man einen errechneten Gleichgewichtswasserstand von 0.067 m in der Mulde. Dieser Wert weicht um einen Millimeter vom beobachteten Wert ab. Im Gegensatz zum Polynom kann mit der Kurve auch der weitere Anstieg bis Zulaufende angepaßt werden. Nach 76 min ab Zulaufbeginn fließt das erste Wasser aus dem Dränrohr (Abbildung 3). Die Abflußkurve steigt sehr schnell an und hat 15 min nach Abflußbeginn ihr Maximum erreicht. Danach klingt die Kurve exponentiell ab. Aus dem Dränrohr sind insgesamt 550 l Wasser geflossen. Dies sind nur 19% des Zulaufes. Aus dem Wasserstandsverlauf in der Rigole ist zu erkennen, daß erst bei einer Füllstandshöhe

in der Rigole von etwa 0.05 m der Abfluß beginnt. Durch eine Videokamerauntersuchung konnte festgestellt werden, daß in 2 m Abstand vom Kontrollschacht eine Sackung vorliegt, die ein Niveauunterschied mit sich brachte. Ohne diese Störung würden rund 40% des Zulaufes aus dem Dränrohr fließen. Ein Großteil des Wassers wird in den oberen beiden Bodenschichten zwischengespeichert bzw. dem Grundwasser zugeführt.

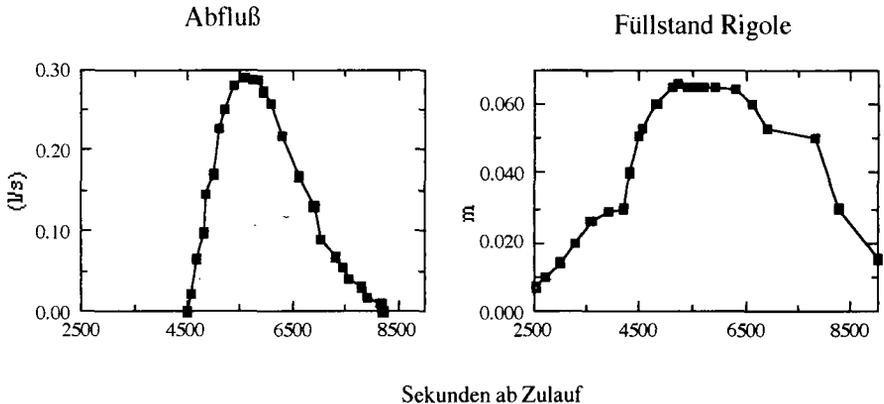


Abb. 3: Abfluß- und Wasserstandsverlauf eines Versickerungsversuches in GE-Schüngelberg an einer Mulde am 25.08.94

Aus der Abnahme des Füllstandes nach Abflußende kann eine Infiltrationsrate von $2.8 \cdot 10^{-5}$ m/s in den anstehenden Boden abgelesen werden. Für den Zeitraum von 5000 - 7000 s herrscht ein Gleichgewicht zwischen der Infiltration in die Oberboden- und Sandschicht (1) und der Summe aus dem Dränrohrabfluß und der Infiltration in den anstehenden Boden. Innerhalb dieser Zeit bleibt der Wasserstand in der Rigole konstant. Nach 72 min ist der Wasserstand in der Mulde gleich Null (siehe Abbildung 2). Der Abfluß und der Rigolenfüllstand nehmen kurze Zeit später ab.

Für die Dimensionierung der M-R wurde von SIEKER et al., (1991) angenommen, daß der gesamte Zufluß in die Rigole fließt. Weiterhin wird für den anstehenden Boden eine gesättigte Wasserleitfähigkeit von $2.6 \cdot 10^{-6}$ m/s angenommen. Der Versuch konnte diese Annahmen nicht bestätigen. Die Rigole wurde nur zu 10 % ausgelastet.

Literatur:

ATV Arbeitsblatt A 138 (1990): Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser.

GROTEHUSMANN, D., KHELIL, A., SIEKER, F., UHL, M., (1992): Naturnahe Regenwasserentsorgung durch Mulden-Rigolen-Systeme. Korrespondenz Abwasser, 5, 39 Jg., 666-687.

SIEKER, F., UHL, M., GROTEHUSMANN, D., KHELIL, A., (1991): Hydrologisch-Stadtökologische Studie über künftige Möglichkeiten der Regenwasserentsorgung versiegelter Flächen im Emscher-Einzugsgebiet. Schlußbericht, Teil 2, Projektgebiet "Siedlung Schüngelberg.

VERWORN, H.-R., HARMS, R.W., (1984): Urbanisierung und Hochwasserabfluß. Wasser+Boden, Heft 9, 418-425.

ZIMMER, U., (1994): Voruntersuchungen zum Abflußverhalten poröser Flächenbeläge. Schlußbericht zum Forschungspool der Universität-GH Essen im FB 10, Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft, unveröffentlicht.

Danksagung:

Das Graduiertenkolleg "Verbesserung des Wasserkreislaufes urbaner Gebiete zum Schutz von Boden und Grundwasser" wird von der DFG unterstützt. Die Meßgeräte für die Untersuchungen werden vom Land NRW und von der Stadt Gelsenkirchen finanziert.

Weiterhin möchte ich Udo Zimmer für seine Unterstützung danken.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Gemeinsame Sitzung Kommissionen VII und II

"Oberflächenphänomene an Tonmineralen und Oxiden"

Band 76

Heft II

1995



Oberflächenladung der Tonfraktion mitteldeutscher Schwarzerden

von

Fischer, W. R.* und K. Böckenhoff

Einleitung

Ladungen an Partikeloberflächen spielen für die chemischen und physikalischen Eigenschaften von Böden eine herausragende Rolle. Sie ermöglichen einerseits die reversible Bindung von Ionen, andererseits beeinflussen sie das Flockungsverhalten von Böden (v. OLPHEN, 1977; HEIL und SPOSITO, 1993a). In Böden werden diese Ladungen durch eine äquivalente Menge an hydratisierten Gegenionen neutralisiert, die an den Partikeloberflächen in Form einer elektrischen Doppelschicht angereichert sind. Die Dicke dieser Doppelschicht ist im wesentlichen abhängig von der Partikelladung, der Wertigkeit der Gegenionen und der Elektrolytkonzentration der Bodenlösung. Überlappen sich die Doppelschichten gleichgeladener Partikel, treten bei größerem Abstand, bedingt durch die gleichgerichtete Ladung der Gegenionen, Abstoßungskräfte auf, die dispergierend auf das System wirken. Wird der Partikelabstand verringert, überwiegen Anziehungskräfte und begünstigen daher die Bildung von Flocken (EVERETT, 1988). Bekannt ist, daß polyvalente Kationen und der pH-Wert die Flockungsneigung beeinflussen (GOLDBERG und GLAUBIG, 1987). Dieser Effekt sollte sich in einer Veränderung der Ladungseigenschaft äußern.

Material und Methoden

Sieben Ah- Horizonte aus vier verschiedenen Schwarzerden aus dem Raum Halle (Tabelle 1), wurden auf ihre Ladungseigenschaften hin untersucht. Die Tonfraktion wurde nur durch Ultraschalldispergierung in Wasser ohne weitere Vorbehandlung gewonnen. Dabei wurden eine u.U. nicht vollständige Dispergierung und die Anwesenheit von Huminstoffen in der Probe in Kauf genommen, um Veränderungen der Oberflächeneigenschaften gering zu halten. Die so gewonnene Suspension wurde als Probenvorlage verwendet.

* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str.2, D-30429 Hannover

Tabelle 1: Kennzeichnung der untersuchten Böden

Bodenbezeichnung	Bodenform	Ausgangsmaterial	Horizont	Tiefe
Querfurt	Schwarzerde	Löß über Muschelkalk	Axp,	0-25cm
-Galgenberg			Axh,	25-40cm
Etzdorf	Tschernosem	Löß	Axp,	0-30cm
-Tagebau			Axh,	30-45cm
Querfurt	Schwarzerde	umgelagerter Löß	fAxh,	65-90cm
-Catena K			fAxh,	90-130cm
Wansleben	fossile Schwarzerde	Seemergel	fAxh,	65-85cm
-ehem. salziger See				

Die Bestimmung der Oberflächenladung erfolgte mit einem Partikelladungsdetektor (PCD 02 der Fa. Müttek, Abbildung 1), wie sie von WEIS, VALERA und FRIMMEL (1989) zur Bestimmung der Schwermetallkomplexierungskapazitäten von Huminstoffen angewendet wurde.

Das Prinzip der Messung geht auf die Bestimmung des Strömungspotentials zurück. In einer Teflon-Meßzelle erzeugt ein Verdrängerkolben eine periodische Strömung. Dadurch wird die elektrische Doppelschicht der geladenen Teilchen so deformiert, daß sie eine Polarisierung der Suspension hervorruft. Das dadurch entstandene Potential wird von zwei in der Meßzelle eingebauten Goldelektroden abgenommen. Da die Potentialhöhe einen schwer reproduzierbaren Wert

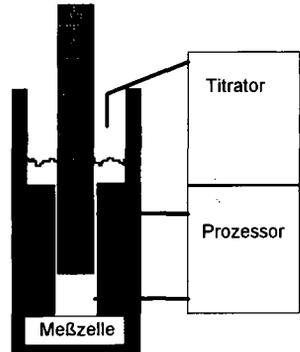


Abb.1: Aufbau eines PCD 02

darstellt, wird sie gegen einen disparat geladenen Polyelektrolyten (1mMol/L Poly-DADMAC-Lösung) titriert. Dieser wird an der Partikeloberfläche so fest gebunden, daß die vorhandene Ladung neutralisiert wird. Anhand des verbrauchten Titrationsmittels kann die Oberflächenladung berechnet werden. Um den Einfluß des pH-Wertes auf die Oberflächenladung zu bestimmen, wurde die Suspension vor der Messung durch Zugabe von HCl- bzw. NaOH-Lösung auf unterschiedliche pH-Werte eingestellt und die Ionenstärke durch NaCl-Lösung konstant gehalten. Der pH-Wert der Suspension wurde direkt nach Messung in der Meßzelle mit einer pH-Elektrode gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die gemessene negative Oberflächenladung der Tonfraktionen entspricht mit Größenordnungen von 10-100 mMol_e/kg nur einem Bruchteil der gesamten KAK. Es ist

daher notwendig, zwischen der Gesamtladung und einer wohl an der Oberfläche lokalisierten elektrokinetisch wirksamen Ladung (EWL) zu unterscheiden, wobei die durch komplexierte Ionen an der Partikeloberfläche neutralisierten Ladungen möglicherweise nicht mit erfasst werden.

Abbildung 2 zeigt das Verhalten der EWL in Abhängigkeit vom pH-Wert der Gleichgewichtslösung. Dabei zeigte sich bei den Horizonten der Schwarzerden und des Tschernosems ein nahezu linearer Anstieg der Oberflächenladung mit zunehmendem pH-Wert. Abweichend hiervon veränderte sich die Ladung der fossilen Schwarzerde im sauren Bereich unwesentlich, nahm aber bei neutralem und alkalischem pH-Bereich exponentiell zu. Der Anteil variabler EWL im betrachteten pH-Bereich, beträgt danach zwischen 50 - und 75%. Bei dem Profil Wansleben ist eine Annäherung an einen Grenzwert im zunehmend sauren Bereich erkennbar. Bei den übrigen Profilen, kann mit einer weiteren Veränderung sowohl im unteren wie auch im oberen pH-Bereich gerechnet werden. Dieses unterschiedliche Verhalten kann sowohl mit der Deprotonierung funktioneller Gruppen, als auch mit dem Verhalten adsorbierter Gegenionen erklärt werden.

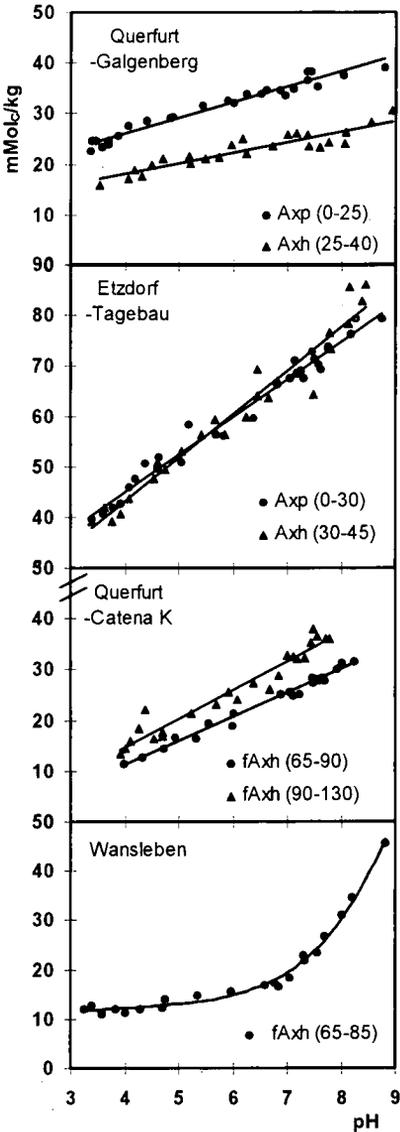


Abb. 2: pH-Abhängige Ladung der untersuchten Böden

Das Flockungsverhalten von Böden ist nicht ausschließlich durch Veränderung der elektrokinetisch wirksamen Ladung zu erklären, da auch sterische Effekte zu berücksichtigen sind (EVERETT, 1988; HEIL & SPOSITO, 1993b). Die Ergebnisse lassen jedoch auf einen wesentlichen Einfluß des pH-Wertes bei diesen Prozessen schließen. Inwieweit dieser Effekt durch andere Einflüsse überlagert wird, soll in weiteren Versuchen geklärt werden.

Literatur

- GOLDBERG, S. und R. A. GLAUBIG (1987): Effect of saturating cation, pH, and Aluminium and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. *Clays and Clay Minerals*.
Vol. 35. No. 3, 220-227.
- EVERETT, D.H. (1988): *Basic principles of colloid science*. The Royal Society of Chemistry, London.
- HEIL, D. und G. SPOSITO (1993a): Organic matter role in illitic soil colloids flocculation.
1. Counter Ions and pH. *Soil.Sci. Soc. Am. J.* 57: 1241-1246
- HEIL, D. und G. SPOSITO (1993b): Organic matter role in illitic soil colloids flocculation.
2. Surface charge. *Soil.Sci. Soc. Am. J.* 57: 1246-1253
- OLPHEN, v. H. (1977): *An introduction to clay colloid chemistry*. Wiley-Interscience, New York
- WEIS, M., F.S. VALERA und F.H. FRIMMEL (1989): Streaming current detection for determination of metal complexation capacities of aquatic humic substances.
Z. Wasser- Abwasser-Forsch. 22, 253-257.

Nachweis von Mono- und Dikarbonsäuren in Organo-Ton-Komplexen mit Methylierung / Pyrolyse-Massenspektrometrie

von

Leinweber, P.¹ und H.-R. Schulten²

1. Einleitung

Mineralisch gebundene organische Substanzen können durch physikalische Fraktionierungen (nach Partikelgrößen und -dichten) sowie naßchemische und spektroskopische Untersuchungen charakterisiert werden. Mit Pyrolyse-Feldionisation-Massenspektrometrie (Py-FIMS) werden derzeit 10 Verbindungsklassen der OBS unterschieden, darunter auch Karbonsäuren. Diagnostisches Merkmal für Karbonsäuren sind die charakteristischen Masse-Ladungsverhältnisse (m/z). Da bei den routinemäßigen Py-FIMS-Untersuchungen keine Bestimmung der Präzisionsmasse erfolgt, ist nicht auszuschließen, daß unterschiedliche Verbindungen mit der gleichen m/z im Py-FI Massenspektrum erscheinen (z.B. m/z 396: n-C₂₆ Fettsäure und/oder Ergosterol). In diesem Beitrag wird berichtet, wie Mono- und Dikarbonsäuren durch Kombination mehrerer Präparationsverfahren mit Massenspektrometrie zuverlässig nachgewiesen werden können.

2. Untersuchungsmaterial

Als Untersuchungsmaterial diente die organisch-mineralische Tonfraktion aus dem A-Horizont eines Podsoles in Maungatua (Neuseeland). In dieser Probe wurde Intercalation organischer Substanzen in den Zwischenschichten geordneter Glimmer-Beidellit-Wechsellagerungsminerale gefunden (THENG et al. 1986). Die gebundenen organischen Substanzen wurden auf Basis von Festkörper-¹³C-NMR-Spektren als verzweigte Polymethylenketten beschrieben (THENG et al. 1992). Weitere Probencharakteristika sind 22,0 / 11,8% C, 0,59 / 0,25% N und C/N 37,2 / 47,4 (Gehaltsangaben: Komplex I, unbehandelt / Komplex II, nach Oxidation organischer Substanzen mit H₂O₂).

3. Methoden

Off-line-Pyrolyse und indirekte Bestimmung der Anteile an pyrolysiertem C und N durch C- und N-Analysen in den Py-Rückständen (LEINWEBER & SCHULTEN 1995). Off-line-Methylierung: Die zu untersuchende Probe wird außerhalb des Pyrolyse-Ofens mit Tetramethylammonium-Hydroxid (TMAH) versetzt. Die vorhandenen

¹) Institut für Strukturanalyse und Planung in agrarischen Intensivgebieten, P.F. 1553, 49364 Vechta

²) Fachhochschule Fresenius, Abt. Spurenanalytik, Dambachtal 20, 65193 Wiesbaden

Karboxylgruppen reagieren mit TMAH unter Bildung der entsprechenden Methyl-ester, die aufgrund hoher Flüchtigkeit und thermischer Stabilität massenspektrometrisch nachgewiesen werden können (SCHULTEN & SORGE 1995). Pyrolyse-Massenspektrometrie: Methylierte und nichtmethylierte Teilproben von Komplex I und II wurden mit Py-FIMS untersucht, die methylierten Proben außerdem mit Curiepunkt Pyrolyse/Gaschromatographie-Massenspektrometrie (CpPy-GC/MS).

4. Ergebnisse und Diskussion

Bei der Pyrolyse wurden 64% (Komplex I) bzw. 86% (Komplex II) des C verflüchtigt. Das Py-FI Massenspektrum in Abb. 1a zeigt, daß die intensivsten Signale im Bereich $m/z > 100$ Monokarbonsäuren mit $n\text{-C}_{20-34}$ zugeordnet werden können. Wie in anderen Tonfraktionen und superkritischen Extrakten aus Böden sind geradzahlige Kettenlängen häufiger als ungeradzahlige (SCHULTEN & SCHNITZER 1990, 1991). Die vorläufige Zuordnung der intensivsten Signale zur homologen Reihe der Monokarbonsäuren wird durch das Py-FI Massenspektrum der methylierten Probe bestätigt. Die Methylester der Säuren erscheinen mit um 14 höheren Massenzahlen im Spektrum (Abb. 1b). Wie in der nichtmethylierten Probe wurde die $n\text{-C}_{28}$ -Monokarbonsäure mit der größten Intensität registriert.

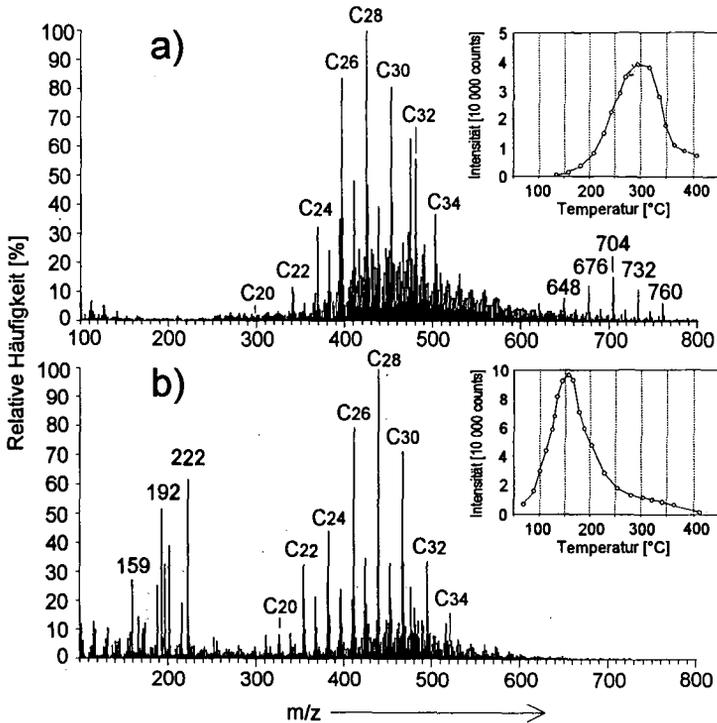


Abb. 1: Thermogramme für Karbonsäuren und Py-FI Massenspektren a) vor und b) nach Methylierung einer Tonprobe mit TMAH (Maungatua, Komplex I, 20-400°C).

Die Thermogramme (oben rechts in Abb. 1a, b) zeigen außerdem, daß infolge der Methylierung (1) die Intensitäten der registrierten Karbonsäuresignale (bzw. ihrer Methylester) mehr als verdoppelt wurden und (2) das Maximum der thermischen Freisetzung um 150 K zu niedrigeren Temperaturen verschoben war. Da mit zunehmender Pyrolysetemperatur die Wahrscheinlichkeit der Überlagerung der Indikatorsignale durch thermische Fragmente anderer Verbindungen wächst, belegen beide Effekte der Methylierung die hervorragende Eignung dieser Präparationstechnik zur selektiven massenspektrometrischen Identifizierung von Karbonsäuren.

Als dritte unabhängige Methode zum Nachweis der Karbonsäuren wurde CpPy-GC/MS angewendet. Die bei 300°C verflüchtigten, gaschromatographisch getrennten und massenspektrometrisch registrierten Substanzen konnten m.H. kommerzieller Spektrenbibliotheken u.a. der homologen Reihe von n-C₁₃₋₃₅ Monokarbonsäureestern zugeordnet werden. Das bedeutet, daß in den nichtmethylierten Proben n-C₁₂₋₃₄ Monokarbonsäuren vorhanden waren. Die Kettenlänge mit der größten Häufigkeit war hier n-C₂₆ (Komplex I). Darüber hinaus wurden Dimethylester nachgewiesen, die auf das Vorhandensein von n-C₁₇₋₃₀ Dikarbonsäuren im nichtmethylierten Probenmaterial schließen lassen. (Abb. 2). Ihre relative Häufigkeit war jedoch im Vergleich zu den Monokarbonsäuren wesentlich geringer; damit übereinstimmend traten die entsprechenden Signale in den Py-FI Massenspektren kaum hervor (Abb. 1a, b).

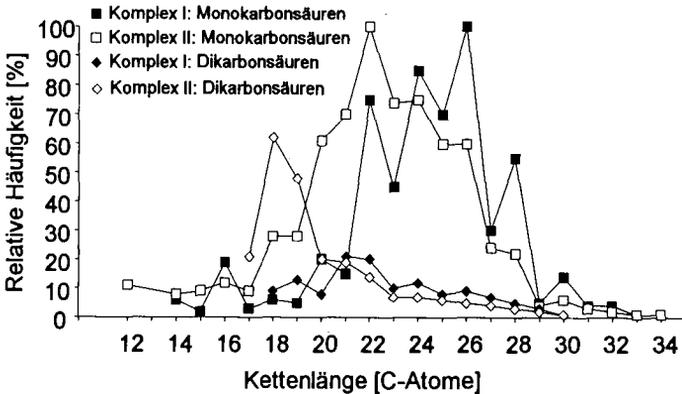


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung von Mono- und Dikarbonsäuren mit unterschiedlichen Kettenlängen in Organo-Ton-Komplexen aus dem A-Horizont eines Podsol (Maungatua) auf Grundlage von CpPy-GC/MS methylierter Proben (300°C).

Die Untersuchungen der nichtmethylierten und der methylierten Proben zeigten, daß zwischen Komplex I (unbehandelt) und Komplex II (mit H₂O₂) lediglich Unterschiede in der Häufigkeit der einzelnen Karbonsäuren bestanden. Sowohl Py-FIMS als auch CpPy-GC/MS deuteten auf größere Häufigkeiten der kurzkettigen Monokarbonsäuren (n-C₂₂₋₂₆) in den Proben nach Oxidation mit H₂O₂ hin (SCHULTEN et al. 1995). Dies

war auch mit CpPy-GC/MS bei den kurzkettigen Dikarbonsäuren zu beobachten (Abb. 2). Neben nativen Unterschieden in den Karbonsäuremustern zwischen Komplex I und II (z.B. extern gebunden und intercaliert) kann auch die Entstehung kurzkettiger Säuren infolge der Oxidation terminaler CO₂-Gruppen bei der H₂O₂-Behandlung als eine mögliche Ursache angenommen werden.

5. Schlußfolgerungen

- (1) Bei der Untersuchung von Organo-Ton-Komplexen aus dem A-Horizont eines Podsoles unter Langgras-Vegetation (Maungatua, Neuseeland) deuteten vier unterschiedliche Probenmerkmale (m/z vor Methylierung, m/z nach Methylierung, Freisetzungstemperaturen, Retentionszeiten und Massenspektren bei GC/MS) auf das Vorhandensein einer homologen Reihe von n-C₂₀₋₃₄ Monokarbonsäuren hin. Die zweifelsfreie Identifizierung ergibt sich aus der Übereinstimmung der Ergebnisse dreier von einander unabhängiger Methoden.
- (2) Mit off-line Methylierung und CpPy-GC/MS wurden außerdem Dikarbonsäuren (n-C₁₇₋₃₀) registriert, die in den Py-FI Spektren bisher nicht zu erkennen waren.
- (3) Außergewöhnlich große Anteile der OBS dieser Proben bestehen aus Lipiden. Deren Alkylketten waren wahrscheinlich zumindest teilweise intercaliert. Das würde die verhältnismäßig geringe Reduzierung des C-Gehaltes durch H₂O₂-Behandlung erklären und mit ihrer thermischen Freisetzung im Temperaturbereich der röntgenografisch festgestellten Gitterkontraktion (THENG et al. 1992) übereinstimmen.
- (4) Der beschriebene methodische Ansatz ist geeignet, zu einem besseren Verständnis der molekularen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanzen und der vielfältigen organisch-mineralischen Verbindungen beizutragen. Er kann möglicherweise auch genutzt werden, um die chemischen Ursachen der Aggregation und Aggregatstabilität zu erforschen.

6. Literatur

- LEINWEBER, P. & SCHULTEN, H.-R. Composition, stability and turnover of soil organic matter: investigations by off-line pyrolysis and direct pyrolysis-mass spectrometry. *J. Anal. Applied Pyrolysis*, 32 (1995) xxx-xxx.
- SCHULTEN, H.-R. & SCHNITZER, M. Aliphatics in soil organic matter in fine clay fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54 (1990) 98-105.
- SCHULTEN, H.-R. & SCHNITZER, M. Supercritical carbon dioxide extraction of long-chain aliphatics from two soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55 (1991) 1603-1611.
- SCHULTEN, H.-R., LEINWEBER, P. & THENG, B.K.G. Soil organic matter in clay interlayer complexes studied by pyrolysis-methylation mass spectrometry (submitted for publication).
- THENG, B.K.G., CHURCHMAN, G.J. & NEWMAN, R.H. The occurrence of interlayer clay-organic complexes in two New Zealand soils. *Soil Sci.*, 158 (1986) 262-266.
- THENG, B.K.G., TATE, K.R. & BECKER-HEIDMANN, P. Towards establishing the age, location, and identity of the inert soil organic matter of a Spodosol. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 155 (1992) 181-184.

Illitisierung von Smectit-Illit-Wechselagerungen in repräsentativen holozänen Böden aus LÖB

von

Niederbudde, E. A.*

1. Einleitung

Smectit-Illit-Wechselagerungen sind unter den Bedingungen des Mineraltransports im Pleistozän während der Kaltzeiten in großer Zahl entstanden. Ihre Ausbildung in Lössen (Geschiebemergel) ist umso typischer, je feiner die Teilchen sind. Als Ursprungsminerale sind in erster Linie Biotite zu nennen. In einer älteren Arbeit (Weir, Rayner, 1974) wurden an einer Einzelprobe Eigenschaften solcher Wechselagerung mit Hilfe konventioneller Methoden (u. a. mit Äthylenglycol als Quellungsmittel) analysiert. Ein wesentliches Ergebnis dieser Untersuchungen war, daß für die "montmorillonitische Komponente" eine Ladungsdichte von $-0,57$ Äquivalente pro Anionenzahl 22 berechnet wurde. Da hierbei mehrere Annahmen gemacht werden mußten, wurde damals die Ladungshöhe als zu hoch eingeschätzt. Im folgenden werden die gemessenen Ladungen in mol e^- pro Anionenzahl 22 oder pro Formeleinheit (FE) als positive Zahlenwerte angegeben.

Bei der direkten Ladungsdichtebestimmung an Tonmineralen aus Böden (Sedimenten) müssen einige Regeln beachtet werden (Niederbudde, Häusler, 1989), wenn man n-Alkylammonium-Ionen in den Schichtzwischenraum der Tonminerale einbaut. Wenn dies geschieht, dann können nicht nur mittlere Ladungsdichten von Smectiten bestimmt werden, die Ergebnisse können auch zur Deutung von Tonmineralumwandlungen in dem komplizierten System Smectit-Illit-Wechselagerungen herangezogen werden. Ein wesentlicher Fortschritt bei der Alkylammonium-Methode ist die Bestimmung von Ladungsvarianzen in einer Schichtstapelfolge von Smectiten.

* Institut für Bodenkunde der TU-München-Weihenstephan, 85354 Freising, Hohenbachernstraße

2. Material und Methoden

Material: Die hier untersuchten Proben stammen aus Bodenprofilen, die zur Klärung von K-Fixierungsphänomenen in Lößlandschaften gesammelt wurden (Niederbudde, 1973, 1975). Der Schwerpunkt liegt in den bayerischen Lößgebieten, in denen nach weiteren Auswertungen die Illitisierung von Smectitschichten als der wesentliche Tonmineralprozess erkannt wurde (Niederbudde, Kußmaul, 1978; Niederbudde, 1986). Es werden Sediment- (carbonathaltiger Löß der jüngsten Vereisungsphase = Würm II) mit Solummaterialien (im wesentlichen B_c -Horizonte von Parabraunerden) untersucht. Es werden die Ergebnisse von Proben ($< 0,1$ und $0,2-0,1 \mu\text{m}$) vorgestellt, die nach statistischen Vorauswertungen (Diskriminanzanalyse) den errechneten Gruppennittelwerten der Horizonte am nächsten lagen (= Repräsentativ-Proben). **Methoden:** Detaillierte Beschreibungen der Alkylammonium-Methode zur Präparation und Auswertung finden sich bei Niederbudde und Vogl (1987) sowie Stanjek et al. (1992).

3. Ergebnisse

Die Veränderungen der für Smectite typischen stufenförmigen Aufweitungskurven werden durch Gegenüberstellung von Sediment und Solum demonstriert. Als Bezug zum unteren ($13,7-13,8 \text{ \AA}$) und oberen Plateau ($17,7-17,8 \text{ \AA}$) wird ein Referenz-Smectit ($< 2 \mu\text{m}$, Moosburg) verwendet. Die diesen Basisabständen zuzuordnenden Kettenzahlen sind die n_c -Ketten, mit denen die Ladungsvarianz (Einfachschicht obere Begrenzung, Doppelschicht untere Begrenzung) beim "I-zu-II-Übergang" (Lagaly et al., 1976) bestimmt wird.

Der Feinton ($< 0,1 \mu\text{m}$) der Löß-Repräsentativprobe enthält - jeweils in mol e^- pro FE - Smectitschichten von 0,63 bis 0,36, der des B_c -Horizontes von 0,39 bis 0,28. Die Schichten mit hoher Ladung fehlen also im Feinton des B_c -Horizontes. Der K-Gehalt des B_c -Feintons ist um 26 % größer als der des C_v -Horizontes. Die Interpretation, nach der die hochgeladenen Smectitschichten während der holozänen Bodenbildung illitisiert wurden, wird dadurch gestützt, daß mehrere Meßwerte beim Solum-Feinton unter der Ideallinie des unteren Plateaus liegen (= Illitschichten in Wechsellagerung mit Smectit). Die mittlere Ladungsdichte verringert sich von 0,41 auf 0,33 mol e^- pro FE.

Im Mittelton (0,2-0,1 μm) existieren zwei Mineralspezies nebeneinander (Sediment zuerst genannt): Vermiculit mit einer Ladungsdichte von 0,86 und 0,72 und Smectitschichten mit \bar{x} von 0,46 und 0,39 mol e^- pro FE. Die zuvor gegebene Interpretation für Feinton wird im Mittelton bestätigt. K_t des B_t -Tons ist hier sogar um 51 % gegenüber Sediment erhöht.

In weiteren Sediment-Solumvergleichen konnten die von früheren Ergebnissen bekannten K-Reaktionen (Niederbudde, 1975; Niederbudde, Fischer, 1980) bestätigt werden, wenn auch die Ergebnisse der Ladungsdichtemessungen nicht so eindeutig sind wie in den Repräsentativproben.

Aus den weiteren Ergebnissen kann folgendes allgemein festgestellt werden:

Im Feinton der Lössse tritt gelegentlich neben den stets dominierenden Smectitschichten Vermiculit auf, dessen Ladungshöhe weniger exakt bestimmt werden kann als die der Smectite. In solchen Fällen sind Ladungsdifferenzen zwischen LÖB-Smectit und Solum-Smectit relativ zum hier dargestellten ersten Beispiel klein.

Im Mittelton (0,2-0,1 μm) wurden in allen Proben Smectite und Vermiculite als diskrete Mineralspezies nebeneinander festgestellt. Die Ladungsdichte dieser Smectite ist generell größer als die im Feinton, wenn auch die Unterschiede z. T. sehr klein sind. Die Differenzwerte zwischen Solum und Sediment sind, wie beschrieben, vorhanden, gelegentlich aber recht unbedeutend. Wichtig für den Nachweis der Illitisierung ist die exakte Festlegung der kritischen Kettenlängen bei $n_c = 3$ bis $n_c = 5$ der stufenförmigen Aufweitungskurve, die in den bisherigen Versuchen gut gelungen ist. Mit dieser Auswertungsmethode konnte festgestellt werden, daß Silicatschichten mit sehr hoher Ladung (innerhalb der Smectitgruppe) im Löß auftreten, die im Solum fehlen. Die Bestimmung der Ladungsveränderung der Vermiculite, wie sie im Sediment-Solumvergleich angestrebt wird, bereitet dagegen größere Schwierigkeiten.

4. Literatur

- Lagaly, G., M.F. Gonzales, A. Weiß (1976): Problems in layer charge determination of montmorillonites. *Clay Miner.* 11, 173-187
- Niederbudde, E.A. (1973): Beziehungen zwischen K-Fixierungsvermögen und Dreischicht-Tonmineralen in Bodenprofilen aus Löß. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 135, 196-208, Weinheim
- Niederbudde, E.A. (1975): Veränderungen von Dreischicht-Tonmineralen durch natives K in holozänen Lößböden Mitteldeutschlands und Niederbayerns. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 138, 217-234, Weinheim
- Niederbudde, E.A. (1986): Factors affecting potassium release and fixation in soils. *Transaction Vol. VI*, 1155-1167, ISSS-Congress, Hamburg
- Niederbudde, E.A., W.R. Fischer (1980): Clay mineral transformations in soils as influenced by potassium release from biotite. *Soil Sci.* 130, 225-231
- Niederbudde, E.A., W. Häusler (1989): Probleme der direkten Ladungsdichtebestimmung von Dreischicht-Tonmineralen aus Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft* 59/II, 1183-1186
- Niederbudde, E.A., H. Kußmaul (1978): Tonmineraleigenschaften und -umwandlungen in Parabraunerde-Profilpaaren unter Acker und Wald in Süddeutschland. *Geoderma* 20, 239-255, Amsterdam
- Niederbudde, E.A., W. Vogl (1987): Tonmineral- und K-Ca-Austausch-eigenschaften von Oberböden des Nährstoffpotentialversuches Hallertau. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 150, 297-303, Weinheim
- Stanjek, H., E.A. Niederbudde, W. Häusler (1992): Improved evaluation of layer charge of n-alkylammonium-treated fine soil clays by lorentz- and polarization-correction and curve fitting. *Clay Miner.* 27, 3-19
- Weir, A.H., J.H. Rayner (1974): An interstratified illite-smectite from Denchworth series soil in weathered Oxford clay. *Clay Miner.* 10, 173-187

Bestimmung von Kaolinit mit Einlagerungsfehlordnung in einem Boden-Saprolit-Komplex unter Verwendung einer einfachen Dimethylsulfoxid-Bedampfungsmethode

von

Scholten, T., M. Schotte und P. Felix-Henningsen*

1. Einleitung

In der hügeligen Savannenlandschaft des Middleveld Swazilands (südl. Afrika) sind reliktsche Saprolite aus tiefgründig verwitterten, plutonischen Kristallingesteinen weit verbreitet (FELIX-HENNINGSSEN, SCHOTTE & SCHOLTEN 1993). Wegen der besonders hohen Erosionsanfälligkeit des saprolitisierten Materials (SCHOLTEN, FELIX-HENNINGSSEN & MUSHALA 1995) wurden die Eigenschaften und die Genese des Verwitterungsmantels eingehend untersucht. Aufgrund der röntgenographisch ermittelten Kaolinit-Dominanz unter den Sekundärmineralen sind an den Tonfraktionen eines Boden-Saprolit-Komplexes aus Diorit weitere Tests durchgeführt worden. Die Diffraktogramme der Pulverpräparate der Tonfraktion lassen erkennen, daß die Kaolinite sehr schlecht kristallisiert sind. Die Bestimmung der Kaolinitkristallinität nach HINCKLEY (1963) erbrachte Werte $< 0,1$. Aus diesem Ergebnis kann gefolgert werden, daß die Kaolinite in fehlgeordneten Varietäten vorliegen. Hierbei werden Kaolinite mit Translationsfehlordnung, die durch Versatz bzw. Rotation der Schichtpakete gegeneinander gekennzeichnet sind (KÖSTER & SCHWERTMANN 1993), und Kaolinite mit Einlagerungsfehlordnung unterschieden, die durch einen isomorphen Ersatz von Al^{3+} durch Fe^{3+} in den Oktaedern sowie Si^{4+} durch Al^{3+} in den Tetraedern und den Einbau von K^+ und H^+ zum Ladungsausgleich charakterisiert sind (RANGE ET AL. 1970). Erstere werden als b-Achsen fehlgeordnete Kaolinite, letztere auch als "Fireclay" bezeichnet. Die Bezeichnung Fireclay ist jedoch nach KÖSTER & SCHWERTMANN (1993) veraltet und kann nach SCHÜLLER (1993) zu Verwechslungen mit dem bergmännisch-technischen Gesteinsbegriff für feuerfeste kaolinitische Tone führen. Sie sollte deshalb vermieden werden. Der Test auf Einlagerungsfehlordnung bei Kaoliniten kann durch die Reaktion mit Dimethylsulfoxid (DMSO) ausgeführt werden (FELIX-HENNINGSSEN 1990). Kaolinite mit Einlagerungsfehlordnung können demnach aufgrund ihres Gitterdefektes kein DMSO einlagern. Sie weiten deshalb nicht wie die b-Achsen fehlgeordneten Kaolinite von 7 Å auf 11,2 Å auf. Damit sind beide Fraktionen im Röntgendiffraktogramm gut zu identifizieren und ihre Anteile zu quantifizieren. Im Folgenden werden eine einfache Methode zur Herstellung von DMSO-Präparaten vorgestellt sowie die durch den DMSO-Test erzielten Ergebnisse für das untersuchte Profil dargestellt und diskutiert.

2. Material und Methoden

Der untersuchte Boden-Saprolit-Komplex aus Diorit befindet sich im subtropischen Middleveld von Swaziland (31° 07' E, 26° 35' S). Die physiographische, klimatologische und geologische Charakterisierung des Untersuchungsstandorts sowie die Verbreitung und die Grundzüge der Genese von Boden-Saprolit-Komplexen in Swaziland kann SCHOLTEN, FELIX-HENNINGSSEN & MUSHALA (1995) entnommen werden. Bodentypologisch handelt es sich bei dem untersuchten Profil um einen Haplic Ferralisol aus Diorit-Saprolit (FAO 1990). Der Saprolit wurde nach dem Grad der Oxidation der

* Justus-Liebig-Universität, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3 - 5, 35390 Gießen

mafischen Minerale und damit der Intensität der Verbraunung in Zonen untergliedert, die gleitend ineinander übergehen (SCHOLTEN, FELIX-HENNINGSSEN & MUSHALA 1995). Die Bodenhorizonte und Saproplitzonen lassen sich wie folgt beschreiben:

- Ah (0-20 cm): graubraun, (7,5 YR 3/4), Ts2, x4, g4, krü
- Bw (20-50 cm): dunkelbraunrot (2,5 YR 4/8), Tu3, poly
- BwCw (50-150 cm): braunrot (2,5 YR 4/8), Tu3, poly
- Cw1 (150-230 cm): braunrot (2,5 YR 5/8), U13
- Cw2 (230-360 cm): rotbraun (5 YR 6/8), U12
- Cw3 (360-630 cm): gelbgrau (2,5 Y 7/6), weiß gefleckt, U1s
- Cw4 (630-770 cm): olivgrau (5 Y 7/3), schwarz-weiß gefleckt, Us2
- Cw5 (770-830+ cm): olivgrau (5 Y 7/3), schwarz-weiß gefleckt, Us3

Die Gewinnung der Tonsuspension und die Präparateherstellung durch Aufsaugen auf Keramikträger erfolgte in Anlehnung an TRIBUTH (1991a). Die Glycerin-Präparate wurden nach dem Röntgendurchgang im Exsikkator über einen Zeitraum von 72 h bei 70 °C mit DMSO bedampft. Der Exsikkator selbst wurde an der Belüftungsöffnung mit einem Hahn versehen, durch den nach dem späteren Abkühlen der Druckausgleich geregelt werden kann. Nach Erreichen der Reaktionstemperatur von 70 °C wurde ein Ständer mit den Präparaten über einer Petrischale mit DMSO plaziert und der Deckel nebst Hahn geschlossen. Die Temperatur der Prozedur entspricht den Standardvorschriften für die DMSO-Behandlung von Tonsuspension (TRIBUTH 1991b). Die Versuchsdauer wurde dagegen um 24 h verlängert, um eine vollständige Reaktion sicherzustellen.

Die Bestimmung des laugelösllichen Si und Al erfolgte nach SCHLICHTING & BLUME (1966): Die Mineralzusammensetzung der Gesamtfraktion wurde mittels Röntgendiffraktometrie an Pulverpräparaten bestimmt (MOORE & REYNOLDS 1989).

3. Untersuchungsergebnisse

In den Saproplitzonen liegt Kaolinit mikromorphologisch erkennbar in Form von Kaolinit-Aggregaten vor, die in den unteren Saproplitzonen (Cw3 - Cw5) häufig in direktem Kontakt zu angelösten Resten der Feldspäte und Biotite stehen. Diese Kaolinit-Buchstapel fehlen in den Bodenhorizonten weitgehend. Der überwiegende Teil der Kaolinitminerale im Ah-, Bw- und BwCw-Horizont ist feinkristallin und läßt sich lichtmikroskopisch nicht mehr auflösen. In ehemaligen Wurzelgängen an der Basis des BwCw-Horizonts sind ungestörte, kräftige Feintonbelege zu erkennen. Der Anteil nicht mit DMSO aufweitbaren Kaoliniten beträgt > 90 Gew.-% der Fraktion < 2µm.

Abb. 1 zeigt die Röntgenscans der mit Glycerin behandelten Proben. Kaolinit weist den charakteristischen Peak bei 7 Å auf. Im Vergleich dazu zeigen die Röntgenscans der DMSO-Präparate (Abb. 2) einen zweiten Peak bei 11,2 Å. Er repräsentiert die b-Achsen fehlgeordneten Kaolinitminerale, die DMSO eingelagert haben. Die einlagerungsfehlgeordneten Kaolinite sind dagegen nicht in der Lage DMSO einzubauen und verbleiben daher bei 7 Å. Aus den Peakflächen bei 7 Å und 11,2 Å kann das Verhältnis der untersuchten Kaolinitvarietäten errechnet werden (s. Abb. 2).

In den Bodenhorizonten bestehen 80 - 90 % der Tonfraktion aus Kaolinitmineralen, gegenüber 63 % in der obersten Saproplitzone (Abb. 1). Gleichzeitig erhöht sich der Anteil des nicht mit DMSO aufweitbaren Kaolinites im Boden um das 2- bis 4-fache gegenüber dem Cw1-Horizont (Abb. 2). Der höchste Wert wird mit 30 Gew.-% im Übergangshorizont zwischen Boden und Saproplit (BwCw) erreicht. Die Si/Al-Molverhältnisse der laugelösllichen Fraktion des Feinbodens liegen um und über 2 im Saproplit, gegenüber Quotienten von 1,4 (Ah) und 1,5 (Bw) in den Bodenhorizonten. Hier ist auch erstmals Gibbsite nachweisbar, der 5 - 10 % der Tonfraktion ausmacht. Illit und Smectit ist lediglich in den Saproplitzonen (Cw1-5) vorhanden (Abb. 1). Die Mineralzusammensetzung der Gesamtfraktion im

Boden und in der obersten Saprolitzzone wird dominiert von Quarz (45 - 63 Gew.-%) und Kaolinit (37 - 53 Gew.-%). Im Cw1- und BwCw-Horizont kommen daneben noch 3 - 4 Gew.-% Biotit vor.

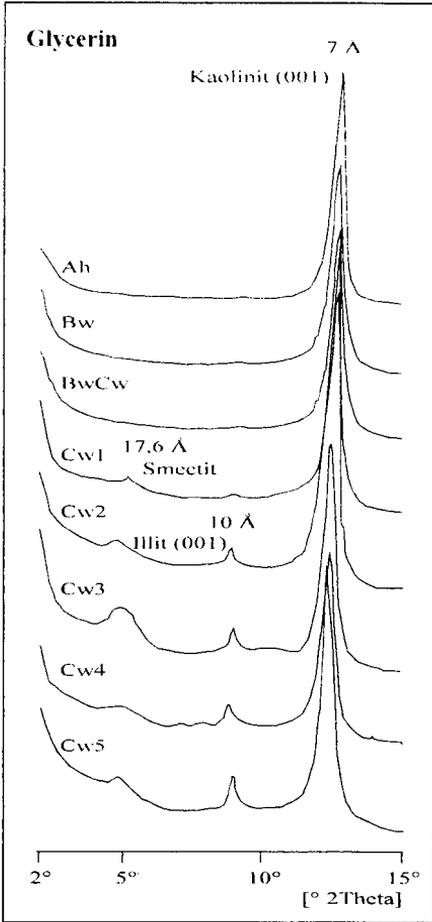


Abb. 1: Röntgenscans der Tonpräparate (< 2 µm) nach Solvation mit Glycerin.

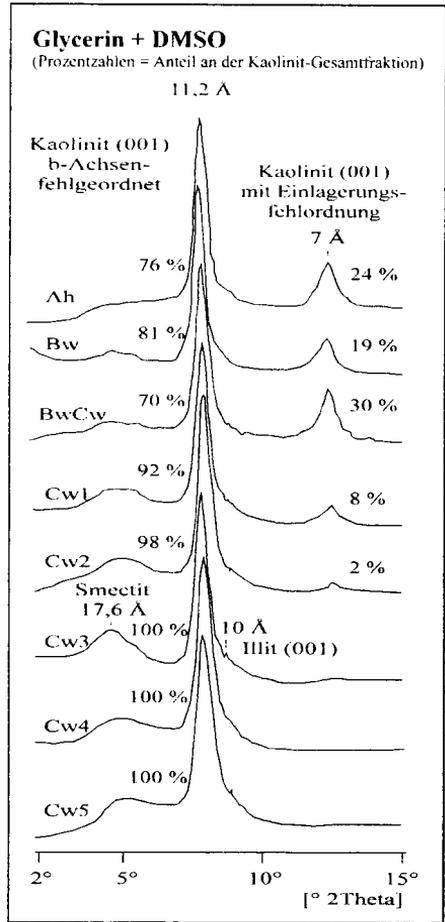


Abb. 2: Röntgenscans der Tonpräparate (< 2 µm) nach Solvation mit Glycerin und Einlagerung von DMSO.

4. Fazit

Die Bedampfungstechnik hat sich in der Praxis bewährt, sie spart Probenmaterial, ist einfach handhabbar und vermeidet bei der Verwendung bereits mit Glycerin behandelter Proben auch die Anfertigung eines neuen Präparats. Die Bedampfungstechnik ist auch für andere Präparattypen, z. B. Glasträger, geeignet.

Die Aufschlüsselung des Kaolinitanteils mittels DMSO erlaubt eine differenzierte Betrachtung der Genese des Boden-Saprolit-Komplexes. Die mikromorphologischen Befunde zeigen, daß die Kaolinite

im Saprolit im wesentlichen Pseudomorphosen nach verwitternden Primärmineralen darstellen, deren Bildung durch die Lösung und Abfuhr des überwiegenden Anteils der Basen und eines Teils der Kieselsäure (SCHOLTEN, FELIX-HENNINGSEN & MUSHALA 1995) bereits in den unteren Saprolitonen einsetzt. Das Fehlen der Kaolinit-Buchstapel in den Bodenhorizonten legt den Schluß nahe, daß die Kaolinite im Solum unter anderen Bildungsbedingungen entstanden oder aus den primären Kaoliniten umgebildet wurden. Letzteres ist wahrscheinlich, denn nach Erosionsphasen bildete der kaolinitreiche Saprolit die Bodenoberfläche und unterlag in Stabilitätsphasen der Bodenbildung. Die Si/Al-Molverhältnisse der laugelösliehen Fraktion der Bodenhorizonte zeigen deutliche Si-Defizite an, die eine fortschreitende Desilifizierung im Verlauf der Bodenbildung belegen. Im Kontakt mit der Si-untersättigten Bodenlösung wurden aufweitbare Kaolinitminerale kongruent gelöst und Si mit dem Sickerwasser abgeführt. Aus der Lösungsphase bildeten sich im Boden einlagerungsfehlgeordnete Kaolinite, wobei Si^{4+} durch Al^{3+} substituiert und H^+ sowie andere Kationen zum Ladungsausgleich eingebaut wurden, wie es z.B. RANGE et al. (1970) und TSUZUKI & KAWABE (1983) für die Transformation von Kaolinitmineralen beschreiben. Neben H^+ wurde im untersuchten Profil wahrscheinlich auch in geringen Mengen K^+ aus der Biotitverwitterung eingebaut. Die ungestörten Feintoneinwaschungen im Übergangsbereich zwischen Boden und Saprolit deuten auf eine ehemalige Luvisol-Acrisol-Phase während der Bodenentwicklung hin. Der hohe Anteil an einlagerungsfehlgeordnetem Kaolinit in den Toneinwaschungen zeigt an, daß hier die Kaolinittransformation im Vergleich zu dem heutigen Boden bereits weit fortgeschritten war und es sich damit um in Suspension verlagerten Ton eines ehemaligen, erodierten Profils handelt. Dieses erklärt auch die im Vergleich mit dem Ah- und Bw-Horizont höheren Gehalte einlagerungsfehlgeordneter Kaolinitis in der Tonfraktion im BwCw-Horizont (s. Abb. 2).

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß Kaolinite mit Einlagerungsfehlordnung als Gradmesser der Verwitterungsintensität und des Einflusses pedogener Prozesse auf tiefgründige Verwitterungsdecken angesehen werden können.

5. Literatur

- FAO (1990): Soil map of the world, revised legend. FAO Rome.
- FELIX-HENNINGSEN, P. (1990): Bildung und Kristallinität von Kaolinit in der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke des Rheinischen Schiefergebirges. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 62: 109-112.
- FELIX-HENNINGSEN, P., SCHOTTE, M. & SCHOLTEN, T. (1993): Mineralogische Eigenschaften von Boden-Saprolit-Komplexen auf Kristallingesteinen in Swaziland (südliches Afrika). *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 1293-1296.
- HINCKLEY, D. N. (1963): Variability in "crystallinity" values among the kaolin deposits of the Coastal Plain of Georgia and South Carolina. *Clays Clay Min.* 11: 229-235.
- KÖSTER, H. M. & SCHWERTMANN, U. (1993): Beschreibung einzelner Tonminerale. In: JASMUND, K. & LAGALLY, G. (Hrsg.): *Tonminerale und Tone: Struktur, Eigenschaften, Anwendung und Einsatz in Industrie und Umwelt*. Steinkopff. Darmstadt.
- MOORE, D.M. & R.C. REYNOLDS (1989): X-ray diffraction and the identification and analysis of clay minerals. Oxford University Press. New York.
- RANGE, K. J., RANGE, A. & WEISS, A. (1970): Fire-clay type kaolinite or fireclay mineral? Experimental classification for kaolinite-halloysite minerals. *Proc. Int. Clay Conf. Tokyo*, 1: 3-13.
- SCHLICHTING, E. & H.P. BLUME (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Paul Parey. Berlin, Hamburg.
- SCHOLTEN, T., FELIX-HENNINGSEN, P. & H.M. MUSHALA (1995): Morphogenesis and erodibility of soil-saprolite complexes from magmatic rocks in Swaziland (Southern Africa). *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* (im Druck)
- SCHOLLER, K.-H. (1993): *Keramik*. In: JASMUND, K. & LAGALLY, G. (Hrsg.): *Tonminerale und Tone: Struktur, Eigenschaften, Anwendung und Einsatz in Industrie und Umwelt*. Steinkopff. Darmstadt.
- TRIBUTH, H. (1991a): Notwendigkeit und Vorteile der Aufbereitung von Boden- und Lagerstätten-tonen (Kurzfassung). In: TRIBUTH, H. (Hrsg.) & LAGALLY, G. (Hrsg.), *Identifizierung und Charakterisierung von Tonmineralen; Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe e. V. -DTTG 1991-*, S. 29-36.
- TRIBUTH, H. (1991b): Qualitative und "quantitative" Bestimmung der Tonminerale in Bodentönen. In: TRIBUTH, H. (Hrsg.) & LAGALLY, G. (Hrsg.), *Identifizierung und Charakterisierung von Tonmineralen; Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe e. V. -DTTG 1991-*, S. 37-85.
- TSUZUKI, Y. & KAWABE, I. (1983): Polymorphic transformations of kaolin minerals in aqueous solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47: 59-66.

Variabilität im Zentimeterbereich und ihre Bedeutung für Bildungsprozesse von Eisenoxiden in Böden: Ein neuer methodischer Ansatz

von

Stanjek, H.

Bildungsprozesse von Eisenoxiden lassen sich in Böden kaum messen, da die Raten dieser Prozesse zu klein sind. Es werden daher entweder Bodensequenzen beprobt, die sich datieren lassen (Chronosequenzen) oder man versucht über Elementbilanzierungen innerhalb eines vollständigen Bodenprofils Informationen über Elementverteilungen und -verlagerungen zu gewinnen. Beide Ansätze setzen homogene Ausgangsgesteine voraus. Die Entnahme von meist nur wenigen homogenisierten Schlitzproben pro Horizont steht nicht nur einer statistischen Auswertung entgegen, mit dieser Probenahmetechnik werden auch wichtige Informationen über Bildungsprozesse nicht erfaßt, die in einer kleinräumigen Variabilität enthalten sind. Zur analytischen Erfassung dieser Variabilität wurde eine Probeentnahme mit V2A-Hohlbohrern entwickelt, die Volumenproben zwischen 2 und 10 mL erlauben. Die Beprobung erfolgt innerhalb eines Bodenhorizontes in einem regelmäßigen Raster mit geringstmöglichem Abstand der Probenahmepunkte; je nach Horizontmächtigkeit sind bis zu 200 Proben zu nehmen. Nach Randomisierung und Auswahl von 60 - 80 Proben werden an jeweils 1 Gramm Probe sequentielle Extraktionen mit steigender Intensität durchgeführt. Die Analysen im einzelnen: pH in 3 mL H₂O; Messung der Kationen und Anionen in dieser Lösung; Austausch mit 10mL 1M NH₄Cl (austauschbare Kationen); Extraktion mit Citrat-Bicarbonat-Lösung (wie DCB), mit Hydroxylammoniumchlorid, mit Oxalat, mit DCB. Der Rückstand wird mit einem Laserinterferometer auf die Textur untersucht, die mit Hilfe von Sammelpuben auf Atterberg-Werte umgerechnet wird.

Es wurden drei sehr unterschiedliche Böden beprobt: Der Sw eines Pseudogleys aus Lößlehm (Kehrfeld in Scheyern), die *mottled zone* in einem Lateritprofil (Jarrahdale bei Perth, WA) sowie fünf Horizonte einer sauren podsolierten Braunerde (Waldstein, Fichtelgebirge; siehe auch Beitrag von A. Göttlein in diesem Band).

Die Variationskoeffizienten der Elemente Al, Si, V, Cr, Mn und Fe weisen im Mittel der drei Bodentypen ähnliche Trends auf: Am wenigsten variieren Al und Si, gefolgt von Fe, Cr und V. Die höchste Variabilität weist Mangan auf. Die Variabilität eines Elementes sinkt im Mittel bei den Elementen Al, Si und Fe in der Reihenfolge CB - Oxalat - DCB. Fe_{hy} und Mn_{hy} weisen geringfügig geringere CVs auf als Fe_o bzw. Fe_{cb}. Die Variabilität *innerhalb* eines Horizontes kann erheblich sein: Im Sw variiert Fe_d von 2 bis 18 mg g⁻¹, in Jarrahdale von 12 bis 118 mg g⁻¹. In allen drei Profilen wurden höchst signifikante Beziehungen zwischen Al_d und Fe_d gefunden, für Jarrahdale auch zwischen V_d bzw. Cr_d und Fe_d. Die gegenüber nichtsequentiellen Extraktionen deutlich verbesserte Trennschärfe erlaubt die genauere Charakterisierung der Prozesse, die zu dieser Variabilität geführt haben. Die Prozesse sollen in einem Modell (zumindest ansatzweise) quantifiziert werden.

Spezifische Oberfläche, Porosität und deren Einfluß auf die P-Sorption von synthetischen Goethiten

von

Weidler, P. G.*†

Zusammenfassung

Der Vortrag soll in erster Linie aufmerksam machen auf :

- Bestimmung der spezifischen Oberfläche
Welche Verfahren gibt es, worauf soll man achten.
- Ermittlung der Porosität, Porengrößenverteilungen
Wie kann man diese Ergebnisse interpretieren, Bedeutung dieser Größen
- Beschreibung von Oberflächenrauigkeit
Was sind Fraktale und macht das alles Sinn ?
- Einfluß der Oberflächenmorphologie
Langt es nur die spezifische Oberfläche zu bestimmen ?
Als Beispiel die P-Sorption synthetischer Goethite

1 Material und Methoden

Hierzu sei auf die Literatur verwiesen :

BET, H₂O siehe [3], EGME [4], Mikroporosität [2], Porengrößenverteilung [1], Fraktalität [7] und [8].

Einzelheiten zu allen Punkten dieses Vortrages siehe [10].

Ein synthetischer Goethit wurde in 6 M HCl ohne Schütteln bis zu 24 Stunden angelöst und damit die spezifische Oberfläche und deren Porosität verändert (Tab. 1.)

An diesen Goethit wurde mit der Salzmethode der PZSE bestimmt.

Nachfolgend wurde die P Sorption gemessen. Bei einer Einwaage von 50 mg/50mL (= 0.75 m² in Suspension) betrug die Konzentration der P-Lösung 75 µM

*Lehrstuhl für Bodenkunde TUM/Weihenstephan, Freising D;

†jetzige Adresse : ITÖ/Bodenchemie ETH Zürich , Schlieren CH

$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ und entsprach daher dem zweifachen der beobachteten maximalen P-Sorptionskapazität pro m^2 von $2.5 \mu\text{M}$ P für Goethite ([9]). Der pH-Wert wurde auf 4 eingestellt. Die Versuche erstreckten sich über einen Zeitraum von 11 Wochen, wobei die Suspensionen nicht geschüttelt wurden.

Ergebnis und Diskussion

Aus Tabelle 1. erkennt man, daß die Anteile der Poren $< 5\text{nm}$ ein Maximum nach 6 h Anlösedauer erreichen. Die maximale Fe-Freisetzung in diesem Experiment wurde nach ca. 7 h gemessen.

Tabelle 1: BET Oberfläche und Anteile der Mikro- ($< 2\text{nm}$), Meso- (2-50nm) und Makroporen ($> 50\text{nm}$) des Goethits relativ zur BET-Oberfläche; BET = spez. Oberfläche; C = BET-Konstante; MP = Mikroporen.

Probe-Zeit h	BET			PSD				
	BET m^2/g	C	MP m^2/g	MIKRO < 2	MESO			MAKRO > 50
					2-5	5-10	10-50	
Gt-0	7.9	26	1.2	14.6	37.0	13.1	24.4	10.9
Gt-2	9.4	23	0.9	10.0	42.3	16.5	23.9	7.3
Gt-6	14.5	76	3.7	25.4	35.9	13.5	19.6	5.5
Gt-17	12.3	55	2.1	16.9	29.8	16.5	29.1	7.6
Gt-24	12.9	60	1.7	13.3	35.8	15.6	28.9	6.5

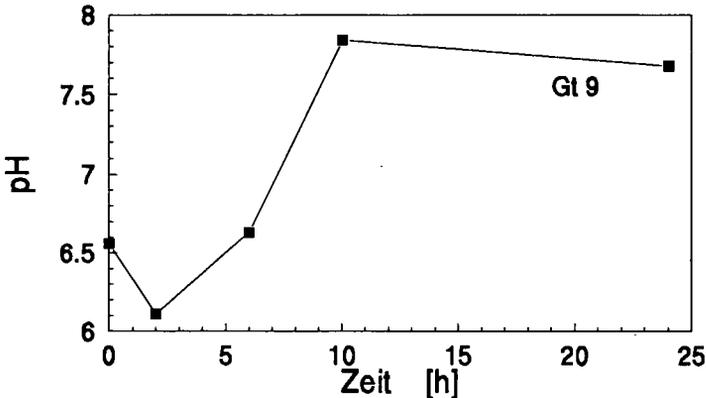


Abbildung 1: Veränderung des PZSE mit der Anlösedauer und der damit einhergehenden Veränderung der Oberflächenrauigkeit.

Der PZSE erhöhte sich (Abb. 1.) aufgrund der Zunahme von $\{021\}$ -Flächen, und der damit verbundenen Zunahme einfach-koordinierten Oberflächen OH-Gruppen.

In Abbildung 2. sind die P-Sorptionskurven für pH 4 über $\sqrt{\text{Zeit}}$ aufgetragen. Diese Auftragung soll den angenommenen Diffusionsvorgängen auf der Oberfläche Rechnung tragen.

Die schnelle und starke P Adsorption in den ersten 6 h korreliert mit den „äußeren“ Oberflächen. Die Steigung der Kurvenstücke zwischen 1 und 21 Tage, die proportional einem Diffusionskoeffizienten ist, steigt mit Zunahme der Anlösedauer. Nach 6 h ist am meisten P auf Gt-0 sorbiert, d.h. daß die nachfolgenden Phosphationen gegen ein größeres el.-stat. Potential angehen müssen als bei den übrigen Proben. Außerdem besitzen die Proben Gt-10 und Gt-24 aufgrund ihres höheren PZSE eine höhere Ladungsdichte (in den Poren ?), und daher kommt es zu einer schnelleren, gerichteten Diffusion zu den noch freien Sorptionsplätzen. Die Steigung dieser Kurvenstücke ist größer als für Gt-0.

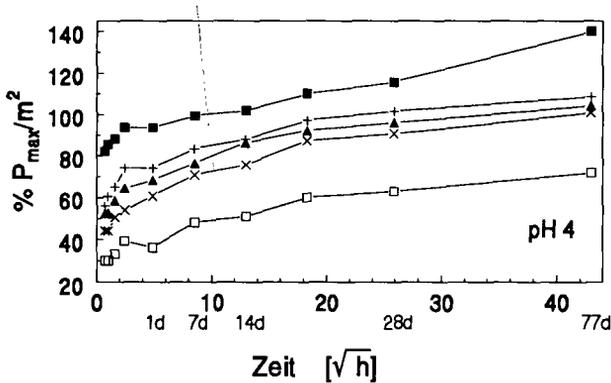


Abbildung 2: P-Sorption an Goethit relativ zur maximalen P-Sorptionskapazität von 2.5 μM P/m² für pH 4 für die angegebenen Sorptionszeiten. ■ 0h, + 2h, □ 6h, △ 10h, × 24h.

Schlußfolgerung

- Die Oberflächenrauigkeit (Mikroporen) hat Einfluß auf die Freisetzungsrates von Eisen durch Protonierung
- Der Ladungsnulppunkt (PZSE) dieser Goethite, hängt von den vorhandenen Flächen ab, die diesen Kristall begrenzen (siehe dazu [6] und [5]).
- Schnelle P-Sorption hängt von den Makroporen bzw. „äußeren“ Oberfläche ab
- Die nachfolgende langsamere P-Sorption hängt mittels dem PZSE von den Porenformen ab.

Literatur

- [1] E. Barrett, L. Joyner, and P. Halenda. The Determination of Pore Volume and Area Distribution in Porous Substances. I. Computations from Nitrogen Isotherms. *J. Amer. Chem. Soc.*, 73:373-380, 1951.

- [2] J. de Boer, B. Lippens, B. Linsen, J. Broekhoff, A. van den Heuvel, and T. Osinga. The t-Curve of Multimolecular N_2 -Adsorption. *J. Colloid Interface Sci.*, 21:405-414, 1966.
- [3] S. Gregg and K. Sing. *Adsorption, Surface Area and Porosity*. Academic Press, London, 2nd edition, 1991.
- [4] M. Heilman, D. Carter, and C. Gonzalez. The Ethylene Glycol Monoethyl Esther (EGME) Technique for Determinating Soil-Surface Area. *Soil.Sci.*, 100:409-413, 1965.
- [5] T. Hiemstra, J. de Wit, and W. van Riemsdijk. Multisite Proton Adsorption Modeling at the Solid/Solution Interface of (Hydr)oxides: a New Approach II. Application to Various Important (Hydr)oxides. *J. Colloid Interface Sci.*, 133:104-117, 1989.
- [6] T. Hiemstra, W. van Riemsdijk, and H. Bolt. Multisite Proton Adsorption Modeling at the Solid/Solution Interface of (Hydr)oxides: a New Approach I. Model Description and Evaluation of Intrinsic Reaction Constants. *J. Colloid Interface Sci.*, 133:91-104, 1989.
- [7] B. Mandelbrot. *The Fractal Geometry of Nature*. Freeman, San Francisco, 1982.
- [8] H.-O. Peitgen, H. Jürgens, and D. Saupe. *Bausteine des Chaos - Fraktale*. Klett-Cotta/Springer Verlag, 1992.
- [9] J. Torrent, V. Barrón, and U. Schwertmann. Phosphate Adsorption and Desorption by Goethites Differing in Crystal Morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54:1007-1012, 1990.
- [10] P. Weidler. *Oberflächen synthetischer Eisenoxide*. PhD thesis, TU München/Weihenstephan, 1995.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission VII

Band 76

Heft II

1995

Mikromorphologische Untersuchungen zu Rubefizierung- und Mineralneubildungsprozessen in Kalksteinverwitterungsböden Griechenlands

von

Adoniu, C. und H. Gebhardt*

Einleitung und Problemstellung

Aus der Literatur ist bekannt (KUBIENA, 1953), daß Terra rossa (Kalkstein-Rotlehm) und Terra fusca (Kalkstein-Braunlehm) aus der Verwitterung verschiedener Kalkgesteine als Endglieder der Rendzina-Entwicklungsserie gebildet werden, die bis auf die unterschiedliche Farbe des Verlehmungshorizontes in ihren Eigenschaften weitgehend identisch sind. Die Bildung von Kalkstein-Rotlehm wird von KUBIENA durch das Phänomen der Rubefizierung erklärt. Der Rubefizierungsprozeß ist dabei an subtropische Klimagebiete mit feucht-milden Wintern und heißen, trockenen Sommern gebunden.

In den feuchten Wintermonaten kommt es bei zunehmender Entkalkung zu einer intensiven chemischen Verwitterung mit frisch gebildeten Eisenoxidhydraten, denen in der heißen Sommerperiode durch starke Erhitzung und Austrocknung Wasser entzogen wird und somit bereits zu Beginn der Verlehmung eine starke Beimengung roter Verwitterungsprodukte (hämatithaltige Fe-Oxide) eintritt. Bei fehlender intensiver Sonnenstrahlung entsteht im Gegensatz dazu Terra fusca.

Allerdings ist die Vorstellung über die Zuordnung der Terra rossa zu bestimmten Vegetationsformen sowie pedohydrologischen und klimatischen Bedingungen fraglich, da auch in anderen Klimazonen als dem mediterranen Bereich über das Vorkommen rotgefärbter rezenter Böden berichtet wird (GEBHARDT et al., 1969). Hierbei wird ein holozäner Kalkstein-Rotlehm in Nordhessen beschrieben, in dem zwar eine Rubefizierung als „Entkalkungsrötung“, aber keine Mineralverwitterung stattfand. Demnach erfolgte die Rotfärbung des nicht carbonatischen Lösungsrückstandes durch hämatithaltige Eisenoxidhüllen auf den Tonteilchen und fand während der Auflösung des Kalkgesteines im statu solvendi statt. Ebenfalls als Entkalkungsrötung bei fehlender Mineralverwitterung wurden von MEYER und KRUSE (1970) Roterden aus kalkhaltigen marokkanischen Küstendünen beschrieben.

* Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde, C.v.O. Universität Oldenburg, Postfach 2503, 26111 Oldenburg

Eigene Untersuchungen von Terra calcis im östlichen Mittelmeerraum (Griechenland) haben gezeigt, daß neben den klimatischen Bedingungen vor allem die Mineralzusammensetzung des Ausgangsgesteins für den Verbraunungs- bzw. Rubefizierungsprozeß in den oben genannten Böden maßgebend ist.

Material und Methoden

Um die Bedeutung des Faktors Ausgangsgestein zu erkennen, wurden Kalksteinverwitterungsböden Griechenlands in großräumiger Verteilung untersucht, wobei die jeweiligen Ausgangsgesteine verschiedenen Kalksteinserien zuzuordnen bzw. von unterschiedlicher Beschaffenheit sind. Neben bodenkundlichen Standardanalysen zur allgemeinen Kennzeichnung der Terra calcis wurden polarisationsmikroskopische Untersuchungen an Dünnschliffen sowie XRD- und REM-Aufnahmen an einzelnen Kornfraktionen des nicht-carbonatischen Anteils (Ton und Schluff) durchgeführt.

Ergebnisse

Das Ausgangsmaterial in den C-Horizonten der untersuchten Profile besteht aus mergeligem, umgelagertem Karbonatmaterial bzw. aus kompakten Karbonatgesteinen. Dem Ausgangsgestein entsprechend ändert sich die Mächtigkeit des Solums von ca. 50 cm (kompakt) bis ca. 1 m (mergelig). Dies ist jedoch nicht maßgebend für den Verbraunungs- bzw. Rubefizierungsprozeß, dessen Ablauf in hohem Maße vom Mineralbestand des Ausgangsgesteins abhängig ist. So besteht

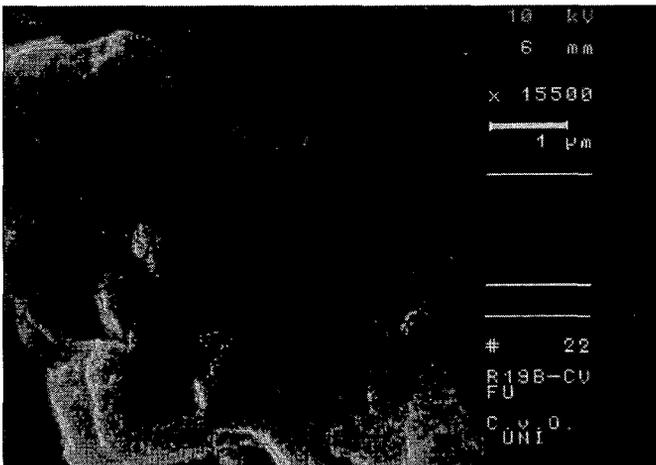


Abb. 1: Illitneubildung auf einer Feldspatoberfläche

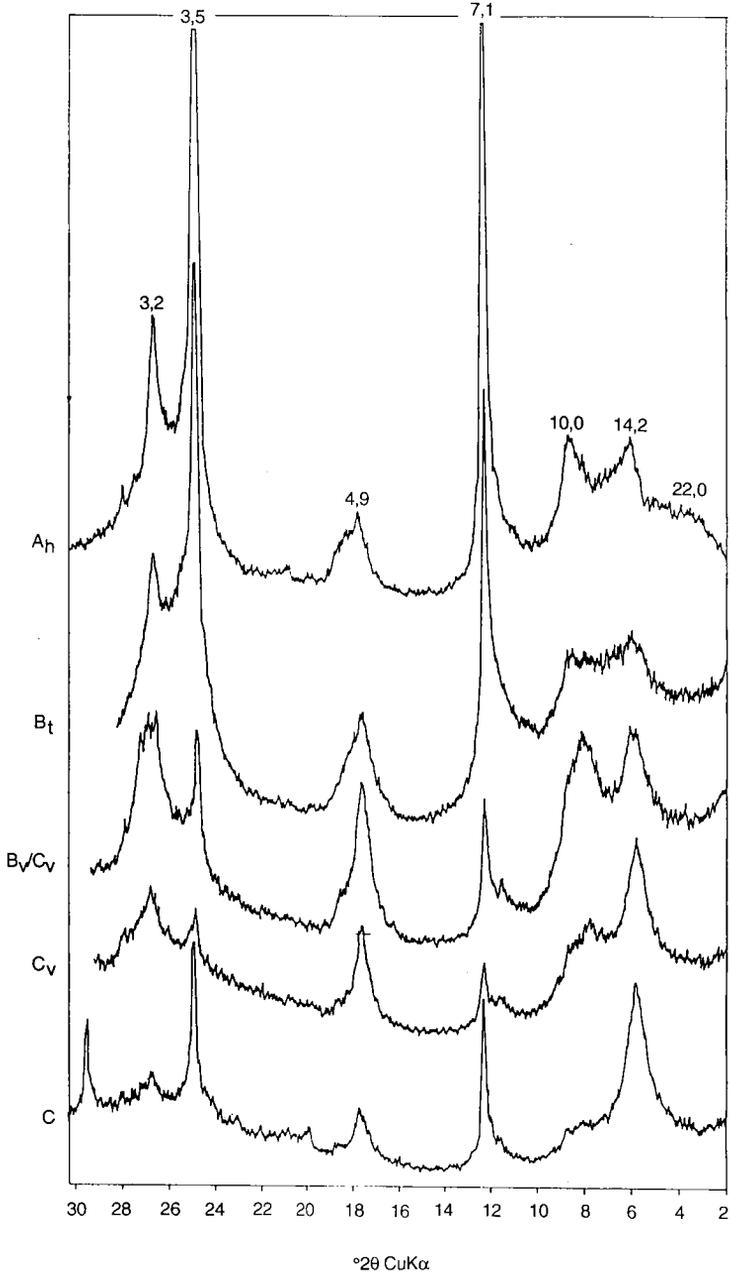


Abb. 2: Röntgenbeugungsdiagramme des Tones ($\text{Ca}^{++}\text{-H}_2\text{O}$ -System)

der Glimmer-Anteil in den Terra rossa-Böden hauptsächlich aus Biotiten, die z.T. einen rötlichen Eisenoxidsaum aufweisen, der den Beginn der Rubefizierung anzeigt. Im Gegensatz dazu bestehen die Schichtsilikate der Terra fusca-Böden vorwiegend aus teilweise verwitterten Muskoviten bzw. Illiten, ohne erkennbare Eisenoxidhydratabscheidungen. Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Mineralverwitterung in der Terra rossa ausgeprägter ist als in der Terra fusca. Neben der Biotitverwitterung und dem dadurch bedingten Rubefizierungsprozeß ist in dem B₁C₁-Horizont eines Terra rossa-Bodens auch eine Illitneubildung bei der Feldspatverwitterung erkennbar, die eventuell bei niedriger Temperatur und höheren Wassergehalten in den Wintermonaten an den Korngrenzen bzw. Spaltflächen von feinkörnigen Feldspäten stattfindet. Für diesen Prozeß sprechen auch die REM-Aufnahmen des Feinschluffs, die Illitneubildungen auf einer Feldspatoberfläche zeigen (s. Abb. 1). Zusätzliche Hinweise darauf liefern die Röntgendiagramme des Tones. Innerhalb des Profils verstärkt sich der 10 Å-Reflex beständig zum Oberboden hin, ohne daß es zu einer entsprechenden Abschwächung des ebenfalls vorhandenen 14 Å-Reflexes (Re-Illitisierung) kommt (Abb. 2).

Literatur

Gebhardt, H., King, M.-T. & B. Meyer (1969): Mineralogisch-chemische Untersuchungen zum Prozeß der Rubefizierung in Kalkstein-Rotlehm und fossilem Laterit in Nordhessen. Göttinger Bodenkundl. Ber. 9, 65-124.

Kubiens, W.L. (1953): Entwicklungslehre des Bodens.

Meyer, B. & W. Kruse (1970): Untersuchungen zum Prozeß der Rubefizierung (Entkalkungsrötung) mediterraner Böden am Beispiel kalkhaltiger marokkanischer Küsten-Dünen. Göttinger Bodenkundl. Ber. 13, 77-140.

Zur Smectitbildung auf niedriggeladenem Biotit

von

Dreher, P.¹ und E. A. Niederbudde²

Einleitung

Die Transformation von Biotit umfaßt zunächst die Prozesse der Aufweitung und Entkalisierung der Zwischenschichten sowie komplexe Reaktionen, in deren Verlauf es zur Oxidation von Fe^{2+} in Oktaederpositionen und zur Verringerung der Schichtladung kommen kann. Auf Grund der Tatsache, daß sich Referenz-Biotite zwar in der chemischen Zusammensetzung der Oktaederschicht unterscheiden, in jedem Fall jedoch eine Schichtladung von ungefähr $1/\text{FE}$ (Formeleinheit) besitzen, wird verallgemeinernd die Bildung von Smectit und niedriggeladenem Vermiculit durch Glimmerumwandlung (Transformation) in Böden als das Resultat intensiver Oxidation mit der Folge von Schichtladungsverlust betrachtet. Nach dem "Clay Minerals Society Nomenclature Committee" (1991) gibt es jedoch auch Glimmer bzw. Biotite geringerer Schichtladung, so daß die Entstehung niedriggeladener Biotit-Transformationsprodukte bereits durch Aufweitung und Entkalisierung zu erwarten ist und nicht in jedem Fall durch Oxidationsprozesse erklärt werden muß. Die experimentelle Umwandlung von niedriggeladenem Biotit zu Smectit ist bereits gezeigt worden (Dreher & Niederbudde, 1993, Dreher, 1994). Die Ergebnisse verschiedener Laborstudien zur oxidativen Biotitumwandlung geben außerdem keine Hinweise auf eine notwendige Kopplung von Oxidation und Schichtladungsverlusten. Mehrfach wurde gezeigt, daß trotz intensiver oder sogar vollständiger Oxidation von Oktaeder- Fe^{2+} u.U. nur geringfügige Schichtladungsverluste auftreten (z.B. Veith & Jackson, 1974), da Schichtladungsverluste pH-abhängig durch die Freisetzung von Protonen oder Oktaederkationen kompensiert werden.

Ziel der gezeigten Arbeit war die Untersuchung der Biotit-Smectit-Transformation in Böden unter genauer Kennzeichnung der Schichtladungsverhältnisse sowie die genetische Zuordnung von Ausgangsmineralen und Umwandlungsprodukten.

1) Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 14558 Bergholz-Rehbrücke

2) Institut für Bodenkunde der Technischen Universität München-Weihenstephan, 85350 Freising

Material und Methoden

Die untersuchten Böden, vorwiegend saure Braunerden alpiner Ausformung mit Oberboden-pH-Werten <4 und hohen Humusgehalten über die gesamte Profiltiefe, stammen aus dem Bereich einer hochmetamorphen Gesteinsserie (Schneeberger Zug) des Oberen Ötztals. Das Ausgangsgestein der Bodenbildung ist Biotitschiefer, bestehend aus Biotit als Hauptmineral und geringeren Anteilen an Muskovit, Chlorit, Plagioklas und Quarz. Der Biotitanteil besitzt die gleichen Eigenschaften wie der aus dem Biotitschiefer für die genannte Laborstudie (Dreher & Niederbudde, 1993) präparierte Biotit, der hier als Referenzmineral gezeigt wird.

Die mineralogische Charakterisierung gereinigter Bodentone und gemahlener Gesteinsproben (<63 µm) erfolgte durch Röntgenbeugungsanalyse von Glycerin- und Kalium-Erheizungspräparaten. Die Schichtladung der Dreischichtminerale wurde mit Alkylammoniumionen nach der von Stanjek et al. (1992) beschriebenen Methode analysiert. Die Strukturformel des isolierten Biotits wurde aus den nach Säureaufschluß bestimmten Element- bzw. Oxidanteilen berechnet.

Ergebnisse

In Abbildung 1 sind exemplarisch die Röntgendiffraktogramme eines Bodentones (Cv-Horizont) zusammengestellt. Neben den Mineralen Illit (10.1 Å), Vermiculit/Chlorit (14.4 Å) und Kaolinit (7.2 Å) enthält die Probe Hydrobiotit (12 Å); es gibt zunächst keine Hinweise auf die Gegenwart von (Glycerin-18-Å-) Smectit. Auf Grund der Einlagerung von Al-Hydroxypolymeren in die Tonmineralzwischenschichten erfolgt die K-Kontraktion erst nach Erhitzung. Das Aufweitungsverhalten nach Belegung mit Alkylammoniumionen läßt auf das Vorhandensein von zwei Alkylammonium-aufweitbaren Mineralen schließen, deren Schichtladung im Bereich von Smectit (0.5/FE) und Vermiculit (0.9/FE) liegt (vgl. Abb. 2).

Schichtabstand [Å] vs. Kettenlänge (n). Zum Vergleich sind die Aufweitungskurven des aus dem Ausgangsgestein Biotitschiefer isolierten Biotits (Biotit) sowie der im Labor durch Mg-Perkolation bei pH 3 zu Smectit umgewandelten Biotits (6d) nach Alkylammonium-Belegung abgebildet. Der sehr ähnliche Verlauf der stufenförmigen Aufweitungskurven des Boden-Smectits und des isolierten Biotits bzw. dessen künstlichen Umwandlungsproduktes (6d) läßt die übereinstimmend geringen Schichtladungen der Minerale erkennen. Die Schichtladung des isolierten frischen Biotits von etwa 0.6/FE wurde durch chemische Analyse und Strukturformelberechnung bestätigt:

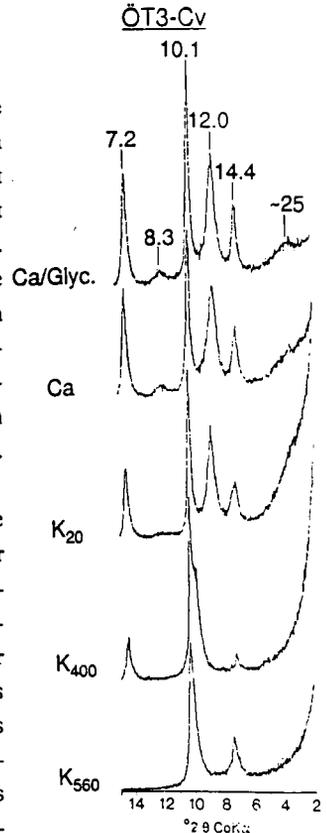
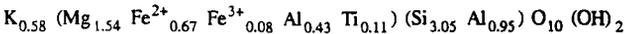


Abb. 1

Anhand der Röntgendiffraktogramme der mit Alkylammoniumionen der Kettenlänge $n_c=13$ belegten Minerale (Abb. 3) ist zu erkennen, daß der Biotit, wegen seiner geringen Schichtladung im Röntgendiffraktogramm als Smectit (Sm) gekennzeichnet, ohne größeren Schichtladungsverlust im Labor zu Smectit (Schichtladung: 0.45/FE) umgewandelt wurde. Weiterhin ist zu sehen, daß er sich sowohl im Bodenton als auch im zugehörigen Ausgangsgestein Biotitschiefer (gemahlen, $<63 \mu\text{m}$) findet und daher in direktem genetischem Zusammenhang mit dem Transformationsprodukt Smectit in den untersuchten Böden zu sehen ist. Der Biotitschiefer und die Bodentone enthalten außerdem Anteile an Vermiculit (Vm), Illit/Glimmer (Ill) sowie, im Falle der Bodentone, eine nicht-aufweitbare, da chloritisierte Form von Hydrobiotit (bezeichnet als Wl=Wechselagerung). Auf Grund der mit steigender Kettenlänge der Alkylammoniumionen deutlich ansteigenden Intensität der Vermiculitlinie, der gleichzeitig abnehmenden Intensität der Illitlinie und der dabei deutlich ansteigenden K-Freisetzung läßt sich schlußfolgern, daß der hochgeladene Vermiculit dem durch Alkylammoniumionen höherer Kettenlängen teilweise aufgeweiteten Muskovitanteil des Biotitschiefers entspricht bzw. dessen Transformationsprodukt im Bodenton darstellt. Die K-Freisetzung während der Belegung betrug bei der gezeigten Probe beispielsweise 5, 12, 28 und 37% ($n_c = 6, 9, 14, 16$) des ursprünglichen Gesamt-K-Gehaltes. Die relativen Intensitätsveränderungen lies-

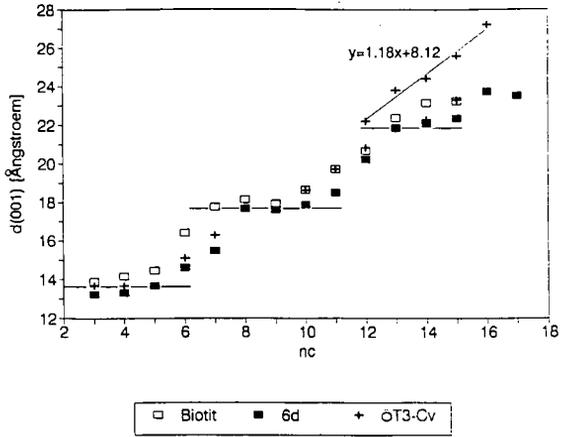


Abb. 2

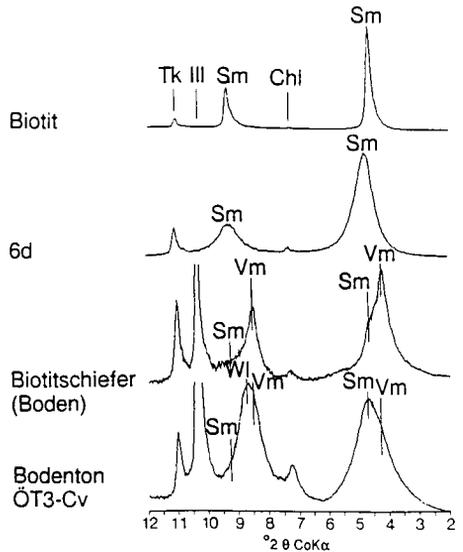


Abb. 3

sen sich durch Bezug auf die Intensität des bei allen Röntgenaufnahmen in gleicher Menge zugegebenen Winkelstandards Talk (Tk) ermitteln. Die Belegung der Minerale mit Alkylammoniumionen steigender Kettenlänge verursachte weiterhin die Aufweitung des Hydrobiotitanteils im Bodenton, was in einem Rückgang der Intensität der Hydrobiotitlinie bis zu deren vollständigem Verschwinden ab $n_c=15$ zum Ausdruck kam. Langkettige Alkylammoniumionen sind demnach auch in der Lage, Al-Hydroxypolymere aus dem Zwischenschichtraum der Tonminerale zu verdrängen.

Schlußfolgerungen

Die exemplarisch an einem Bodenton gezeigte Smectitbildung aus Biotit verlief ohne wesentliche Schichtladungsverluste. Bereits das Ausgangsmineral Biotit besitzt eine Schichtladung im Grenzbereich von Vermiculit/Smectit. Wie der relativ hohe Fe^{2+}/Fe^{3+} -Anteil des Biotits (s. Strukturformel) erkennen läßt, ist die geringe Schichtladung nicht das Resultat intensiver Vorverwitterung. Inwieweit das Vorkommen derartiger Biotitformen und die Smectitbildung durch einfachen K-Austausch eine Ausnahme darstellt ist nicht bekannt, die gezeigten Prozesse sind jedoch bei der genetischen Zuordnung von Boden-Smectiten in Betracht zu ziehen. Wie das Beispiel zeigt, lassen sich die Prozesse der Mineralumwandlung durch die Anwendung der Alkylammonium-Methode auf Bodentonminerale und die Minerale der zugehörigen Ausgangsgesteine deutlich besser erklären als durch Routine-Röntgenbeugungsverfahren. Dies gilt vor allem für die Untersuchung von Böden, deren Schichtminerale in ihrem Quellungsverhalten durch Al-Hydroxypolymere in den Zwischenschichten beeinflusst sind und/oder deren Ausgangsgesteine mehrere verschiedene Schichtsilikatformen aufweisen.

Literatur

- Clay Minerals Society Nomenclature Committee (1991): Revised classification for clay minerals. *Clays Clay Miner.* 39, 333-334.
- Dreher, P. (1994): Tonmineralbildung in Braunerden aus Amphibolit und Biotitschiefer sowie Untersuchungen zur Biotitumwandlung im Modellversuch. Diss. TU München, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau.
- Dreher, P. & E.A. Niederbudde (1993): Naturnahe Biotitumwandlung und die Struktur der entstehenden Minerale. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72 II, 1285-1288.
- Stanjek, H.; E.A. Niederbudde & W. Häusler (1992): Improved evaluation of layer charge of n-alkylammonium-treated fine clays by Lorentz- and polarization-correction and curve-fitting. *Clay Miner.* 27, 3-19.
- Veith, J.A. & M.L. Jackson (1974): Iron oxidation and reduction effects on structural hydroxyl and layer charge in aqueous suspensions of micaceous vermiculite. *Clays Clay Miner.* 22, 345-353.

Verteilung der Stoffvorräte an Kalium und Aluminium auf verschiedene Bindungsformen in Waldböden aus pleistozänen Sedimenten

von

Dultz, S.*

Einleitung

Für die Beschreibung von Nährelement- und Puffervorräten in Böden wird die chemische Zusammensetzung herangezogen. Die Mobilisierung von Elementen ist u. a. von dem Gehalt und der Verwitterbarkeit der Mineralart, in die sie eingebunden sind, abhängig. Aufgrund der während der holozänen Bodenentwicklung abgelaufenen Silikatverwitterung und der gegebenenfalls vorliegenden Tonverlagerung sind systematische Unterschiede im Stoffbestand zwischen den verschiedenen Horizonten anzunehmen. Die in ihren Bodenlösungen meßbaren unterschiedlichen Elementkonzentrationen sind auch im Zusammenhang mit dem mineralogischen Stoffbestand zu sehen. Um die Bedeutung der chemischen Stoffvorräte für die Elementfreisetzung zu erfassen, ist es daher zweckmäßig, auch die Verteilung von Elementen auf bestimmte Mineralarten anzugeben. Natrium, Magnesium und Calcium in Böden aus pleistozänen Sedimenten lassen sich überwiegend wenigen Mineralarten bzw. -gruppen (Feldspat, trioktaedrische Dreischichtsilikate) zuordnen, während Kalium und Aluminium in Feldspat und Glimmer/Illit bzw. zusätzlich in Kaolinit, weiteren Schichtsilikaten, Gibbsit und amorphen Aluminiumoxiden vorkommen. Um die Verteilung dieser Elemente auf die verschiedenen Mineralarten darzustellen, ist eine quantitative mineralogische Analyse durchzuführen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an Waldböden aus Geschiebemergel, Löß und Geschiebedecksand durchgeführt und werden hier für eine Parabraunerde aus Löß (Profil Harste) eingehend dargestellt, die bei CASSENS-SASSE (1987) beschrieben ist. Die mineralogische Zusammensetzung der Korngrößenfraktionen wurde mittels Karl-Fischer-Titration über die Wasserfreisetzung ab einer bestimmten Temperatur (DULTZ und GRAF VON REICHENBACH, 1995), chemischer Analyse und IR-Spektroskopie (TARRAH, 1989) bestimmt. Die Kalium- und Aluminiumgehalte der Silikate wurden unter Annahme einer idealen Zusammensetzung berechnet. Mit Natronlauge extrahierbares Aluminium und die HCl-löslichen Elementmengen wurden im Feinboden bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Häufigkeit von Kalium und Aluminium in verschiedenen Bindungsformen der untersuchten Böden (Tab. 1) läßt sich weitgehend aus der Abhängigkeit der mineralogischen Zusammensetzung von der Korngrößenzusammensetzung erklären.

*) Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

Tab. 1: Verteilung der Stoffvorräte an Kalium und Aluminium in verschiedenen Bindungsformen in Böden aus Geschiebemergel, Löß und Geschiebedecksand (kg/m² und 1m Bodentiefe).

Mineral	Parabraunerde aus Geschiebemergel Profil Siggen	Parabraunerde aus Löß Profil Harste	Braunerde aus Geschiebedecksand Profil Bährdorf
K			(kg/m ² und 1m Bodentiefe)
Feldspat	13,3	22,5	12,8
Glimmer/Illit	17,0	15,3	3,7
Summe	30,3	37,8	16,5
Al			
Feldspat	27,4	26,5	19,9
Dreischichtsilikate	44,8	41,8	9,1
Kaolinit	7,9	7,9	2,3
Aluminiumoxide	5,5	9,1	3,7
Summe	85,6	85,3	35,0

Die Parabraunerde aus Löß weist die höchsten Kaliumgehalte in Feldspat auf. Dies ist auf hohe Anteile an Feldspat an der Zusammensetzung der Schlufffraktion zurückzuführen. Die geringsten Stoffvorräte an Kalium sind in dem Boden aus Geschiebedecksand vorhanden. Da diese überwiegend in Feldspat eingebunden sind, hat hier die Feldspatverwitterung für dessen Freisetzung eine große Bedeutung.

Bei den Stoffvorräten von Kalium und Aluminium in verschiedenen Bindungsformen weisen die untersuchten Parabraunerden aus Geschiebemergel und Löß ähnliche Werte auf, während bei dem Bodenprofil aus Geschiebedecksand aufgrund des Vorherrschens größerer Fraktionen Kalium- und Aluminium in Dreischichtsilikaten stark zurücktreten. Hier überwiegen die Stoffvorräte an Aluminium in Feldspat. Die hohen Aluminiumgehalte im Feldspat der Parabraunerde aus Geschiebemergel sind auf die anorthitische Komponente zurückzuführen. Die geringen Gehalte an Aluminiumoxiden bei dem Bodenprofil aus Geschiebedecksand können auf eine geringe Freisetzung von Aluminium aus der Silikatverwitterung zurückgeführt werden, da die Silikate in relativ geringen Anteilen und überwiegend in groben Korngrößenfraktionen auftreten.

Die Tiefenfunktionen der Stoffvorräte an Kalium und Aluminium in verschiedenen Bindungsformen ergeben ausgeprägte Gradienten (Abb. 1). In den A-Horizonten treten die Kaliumvorräte in Glimmer bzw. Illit, auch bedingt durch Tonverlagerung, stark zurück. Hingegen weist Feldspat Zunahmen aus, sodaß die Gesamtgehalte an Kalium wenig verändert erscheinen. Die Tiefenfunktion für die Gesamtgehalte von Aluminium wird hauptsächlich durch die Dreischichtsilikate bestimmt. Vor allem dioktaedrische Dreischichtsilikate weisen hohe Gehalte an Aluminium auf. Aus der Abbildung geht hervor, daß die Freisetzung von Kalium aus Glimmer bzw. Illit intensiver als die von Aluminium aus Dreischichtsilikaten abgelaufen ist. Dies ist in der unterschiedlichen Bindungsfestigkeit dieser Elemente begründet. Kalium kann durch Ionenaustausch aus Glimmer bzw. Illit herausgelöst werden, während die Freisetzung von Aluminium aus Silikaten in der Regel an eine Auflösung der Silikatschicht gebunden ist.

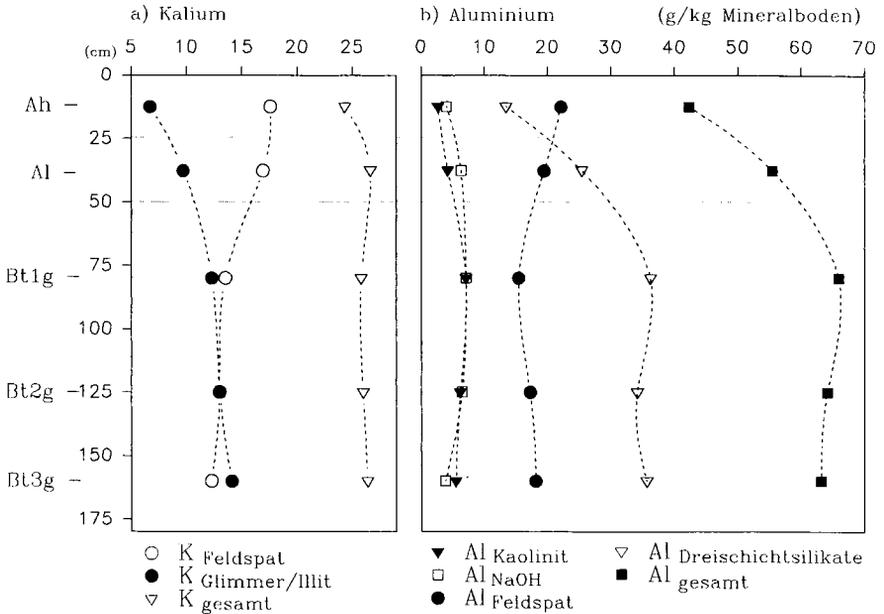


Abb. 1: Tiefenfunktionen der Verteilung der Stoffvorräte an Kalium und Aluminium auf verschiedene Silikate sowie NaOH-lösliches Aluminium, Parabraunerde aus Löß, Profil Harste (g/kg Mineralboden). a) Kalium b) Aluminium

Die Tiefenfunktion für Aluminium in kaolinitischer Bindung spiegelt die Auswirkung der Tonverlagerung wider. Auch mit Natronlauge lösliches Aluminium weist ein Maximum im Bt1g-Horizont auf. Ähnlich hohe Werte in den A-Horizonten und ein deutlicher Rückgang im Bt3g-Horizont weisen auf die Auswirkung der Silikatverwitterung hin, für die im Oberboden die höchste Intensität anzunehmen ist.

Aus der Tiefenfunktion für die Gesamtgehalte an Kalium geht nur im Ah-Horizont eine Abnahme hervor, jedoch kann in Abhängigkeit von der Bindungsart aufgrund der niedrigen Gehalte an Glimmer bzw. Illit in den oberen Bodenhorizonten eine verringerte Elementfreisetzung aus der Silikatverwitterung angenommen werden. Dies ist auch den HCl-löslichen Elementmengen zu entnehmen (Tab. 2).

Tab. 2: Profil Harste (Löß), HCl-lösliche Kalium- und Aluminiummengen in den verschiedenen Horizonten (mg/100g Feinboden).

Horizont (cm)	K Al (mg / 100g Feinboden)	
	Ah 0-25	21,5
Al 25-50	44,5	580
Bt1g 50-110	69,3	898
Bt2g 110-140	62,6	759
Bt3g 140-180	65,7	743

Im genauen Vergleich von Stoffvorräten und HCl-löslichen Elementmengen zeigt sich, daß die Abnahme an HCl-löslichem Kalium im Ah-Horizont stärker ist als nach den Verhältnissen im B₃g-Horizont. Deshalb ist zusätzlich die Abreicherung besonders reaktiver Mineralspezies in Betracht zu ziehen. Eine Verringerung der Mineraloberfläche durch den Verlust feinkörniger Mineralpartikel tritt wegen der ablaufenden Teilchenzerkleinerung zurück (DULTZ und GRAF VON REICHENBACH, 1994). Der Einfluß einer Oberflächenvergrößerung auf die Elementfreisetzung durch Entstehen von Lösungshohlformen in Mineralen (FRANK, 1993; STAHR et al., 1993) ist nicht festzustellen.

Der Anteil HCl-löslichen Aluminiums liegt gering, jedoch steigend mit den Gehalten an Dreischichtsilikaten, über dem des NaOH-löslichen Aluminiums. Das HCl-lösliche Aluminium ist vermutlich nur zu einem kleinen Teil auf Silikate zurückzuführen. Auch bei Vorliegen des Al-Pufferbereiches in Böden hat die Verteilung von Aluminium auf silikatische Bindungsformen Bedeutung, weil Silikatverwitterung weiterhin abläuft und die daraus resultierende Elementfreisetzung sich bei sinkenden pH-Werten noch intensiviert. Eine Erhöhung der Aluminiumaktivität in Bodenlösungen mit steigender Bodentiefe (MATZNER, 1992) ist daher auch im Zusammenhang mit einer deutlichen Zunahme an Dreischichtsilikaten zu sehen.

Zusammenfassung

Durch Silikatverwitterung und gegebenenfalls Tonverlagerung liegt in den A-Horizonten eine deutliche Verringerung der Stoffvorräte von Kalium und Aluminium in Dreischichtsilikaten vor. Eine relative Anreicherung von Feldspat wirkt einer Verringerung der Gesamtgehalte an Kalium entgegen. Die Tiefenfunktionen der Stoffvorräte von Kalium und Aluminium in verschiedenen Bindungsformen ergeben ausgeprägte Gradienten. Die Bindungsform der Elemente hat eine große Bedeutung für deren Freisetzung. Die mit Salzsäure löslichen Elementmengen sind jedoch nicht allein auf quantitative Veränderungen in der mineralogischen Zusammensetzung zurückzuführen sondern lassen eine selektive Abreicherung besonders verwitterungsanfälliger Mineralspezies vermuten. Um die Bedeutung der chemischen Stoffvorräte für die Elementfreisetzung zu erfassen, sind neben der Angabe der Bindungsform auch die Größe von Mineraloberflächen und die chemischen und kristallographischen Eigenschaften der Einzelteilchen zu betrachten.

Literatur

- Cassens-Sasse, E., 1987: Witterungsbedingte saisonale Versauerungsschübe im Boden zweier Waldökosysteme. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, A 30.
- Dultz, S., Graf v. Reichenbach, H., 1994: Veränderung des Quarzgehaltes der Korngrößenfraktionen einer Parabraunerde aus wechsellagerndem Geschiebemergel. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 74, 337-340.
- Dultz, S., Graf v. Reichenbach, H., 1995: Quantitative Mineralbestimmung in der Schlufffraktion von Böden auf der Grundlage der chemischen Analyse und unter Anwendung der Karl-Fischer-Titration. I. Verfahren. Z. Pflanzenähr. Bodenk., in Druck.
- Frank, U., 1993: Chemisch-mineralogische Reaktion von Waldböden auf anthropogene Säurebelastungen und ihre Auswirkungen auf den Kationen-Antagonismus im System Boden-Pflanze. Dissertation, Universität Oldenburg.
- Matzner, E., 1992: Factors controlling Al-activity in soil solutions in an acid forest soil of the German Solling area. Z. Pflanzenähr. Bodenk., 155, 333-338.
- Stahr, K., Zarei, M., Papenfuß, K.H., 1993: Beziehungen zwischen Verwitterungsmilieu und Morphologie von Feldspäten in sauren Waldböden des Schwarzwaldes. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1403-1406.
- Tarrah, J., 1989: Verwitterungsbilanzen von Böden auf der Basis modaler Mineralbestände. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, A 52.

**Die Bedeutung der Magnetitbildung in Böden für die magnetische
Prospektion archäologischer Denkmäler**

von

Faßbinder, J. W. E. §, und H. Stanjek*

Die magnetische Prospektion archäologischer Strukturen erfolgt am Bayerischen Landesamt für Denkmalpflege mit dem hochempfindlichen Cäsium-Magnetometer Scintrex CS2/MEP720 ($\pm 1 \times 10^{-11}$ Tesla). Die Magnetfeldstörungen werden mit einem Computer im Gelände aufgezeichnet und durch digitale Bildverarbeitung zu einem Grauwertbild verarbeitet. Archäologische Strukturen werden dadurch einfacher interpretierbar.

Die Voraussetzung für eine erfolgreiche magnetische Prospektion ist die Ausbildung eines magnetischen Kontrastes zwischen archäologischer Struktur und dem umgebenden Boden. Im allgemeinen kann man eine Anreicherung ferrimagnetischer Minerale - Magnetit bzw. Maghemit - in den obersten Bodenhorizonten beobachten.

Diese Eigenschaft wurde bereits 1955 von dem französischen Geophysiker Le Borgne entdeckt und an vielen Beispielen verifiziert (Le Borgne, 1955). Durch den Gebrauch von Feuer wird ferrimagnetischer Maghemit im A-Horizont gebildet. Damit läßt sich die erhöhte Magnetisierung branntbeeinflusster Oberböden erklären. Das mit Maghemit angereicherte Oberflächenmaterial kann sich verteilen und in Abfallgruben und Gräben gelangen, die sich dann im Magnetfeld als Anomalie abbilden und magnetisch prospektieren lassen.

Zweifel an dieser These entstanden erst, als mit den empfindlichen Magnetometern auch schwache Anomalien - wie die Überreste von Holzbauten - nachgewiesen werden konnten. Das ehemals unmagnetische Holz war den natürlichen Abbauprozessen im Boden ausgesetzt und ist heute nur noch als tiefschwarze Verfärbung im Boden zu erkennen. Dennoch bilden sich die einzelnen Holzpfosten im Magnetfeld der Erde als positive magnetische Anomalie ab.

Zur Charakterisierung der magnetischen Minerale in diesen Anomalien wurde exemplarisch ein Pfostenprofil der neolithischen Siedlung von Vilsbiburg mit gesteinsmagnetischen Methoden untersucht. Stabile Richtungen der natürlichen Remanenten Magnetisierung (NRM) zeigen, daß sich der Remanenzträger erst *in* den Pfostenlöchern gebildet hat und somit nicht Verfüllung mit Oberbodenmaterial sein kann. Der Nachweis des Verwey-Übergangs belegt Magnetit als Remanenzträger. Vergleichende Untersuchungen an rezenten Böden, in denen bakterielle Magnetitbildung nachgewiesen wurde, deuten darauf hin, daß auch in diesen Strukturen Bakterien Magnetit gebildet haben. Die Differenzierung zwischen Magnetit und Maghemit ermöglicht deshalb wichtige archäologische Rückschlüsse darüber, ob z.B. ein Gebäude durch Brand zerstört wurde oder nicht.

§) Bayer. Landesamt für Denkmalpflege, Abt. Bodendenkmalpflege und Prospektion, Hofgraben 4, 80539 München

*) Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan.

Mikromorphogenese von Boden-Saprolit-Komplexen aus Kristallingesteinen in Swaziland (südliches Afrika)

von

Felix-Henningsen, P.* , M. Schotte** und T. Scholten*

1. Einleitung

In der hügeligen Savannenlandschaft des Middleveld Swazilands (südl. Afrika) sind reliktsche Saprolite aus tiefgründig verwitterten, plutonischen Kristallingesteinen weit verbreitet (FELIX-HENNINGSEN, SCHOTTE & SCHOLTEN 1993). Im Rahmen von Untersuchungen über die Erosionsanfälligkeit von Boden-Saprolit-Komplexen (SCHOLTEN & FELIX-HENNINGSEN 1993) wurden auch die Eigenschaften und die Genese der Verwitterungsdecke eingehend untersucht. Als wichtiges Hilfsmittel diente dabei die mikromorphologische Analyse von Boden-, Saprolit- und Gesteinsdünnschliffen, mit der die Prozesse der Mineralverwitterung, der Mineralum- und Neubildung und der Mikrogefügeentwicklung nachvollzogen werden konnten. Am Beispiel eines Boden-Saprolit-Komplexes aus Diorit werden einige für die Saprolitisierung von Kristallingestein und die Bodenentwicklung aus Saprolit typische mikromorphologische Merkmalsausbildungen dargestellt.

2. Material und Methoden

Die Geländesituation und Ergebnisse der Profiluntersuchungen in Swaziland sind bei FELIX-HENNINGSEN et al. (1993) und SCHOLTEN et al. (1995) dargelegt. Als Bodentypen, die sich aus den erosiv gekappten Saprolitzonen unterschiedlicher Kristallingesteine (Gabbro, Diorit, Granit) des Middlevelds gebildet haben, kommen 1 - 2 m mächtige, tonreiche (z.T. > 60 Gew.-% T) Cambisols und Haplic Ferralsols (FAO 1989) vor. Während die Bodenhorizonte ein polyedrisch-prismatisches Makrogefüge prägt, weist der weiche und völlig mit der Hand zu zerreibende Saprolit ein ungestörtes Gesteinsgefüge auf. Er wurde nach dem Grad der Oxidation der mafischen Minerale und damit der Intensität der Verbraunung in Zonen untergliedert, die gleitend ineinander übergehen. Pedochemische, physikalische und mineralogische Analysen werden in FELIX-HENNINGSEN et al. (1993) und SCHOLTEN et al. (1995) dargestellt und diskutiert.

Die mikromorphologische Analyse erfolgte an Vestopal-getränkten (s. ALTEMÜLLER 1974) Präparaten ungestörter Boden-, Saprolit- und Gesteinsproben mittels Polarisationsmikroskop bei verschiedenen Vergrößerungen.

* Justus-Liebig-Universität, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3 - 5, 35390 Gießen

** Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26- 28, 48149 Münster

3. Ergebnisse

Saprolit:

Quarz (SiO_2) ist das mit Abstand stabilste Mineral in den Saprolitzonen. Es wirkt in den unteren und mittleren Saprolitzonen frisch und zeigt erst in den oberen Zonen bzw. in der Übergangszone zum Solum Anzeichen der Korrosion und Kornsprengung. Nach BORGER (1993) beginnt die Quarzverwitterung bereits in einem frühen Verwitterungsstadium bei Einsetzen der chemischen Verwitterung durch die Sprengung der Körner entlang von tektonisch und kristallstrukturell vorgegebenen Schwächezonen. Sie erfolgt unabhängig vom Gesteinstyp und von der Kornform der Quarzminerale. Die durch Kornsprengung entstandenen Fragmente verbleiben in ihrer ursprünglichen Lage zueinander, auch wenn sie durch den Kristallisationsdruck des in die Mikrorisse eindringenden Fe-haltigen kaolinitischen, in Einzelfällen auch goethitischen oder gibbsitischen Plasmas weiter auseinanderrücken. Die ungestörte Lagerung ist ein wichtiger Indikator für die in-situ Verwitterung, da sich bei einer Umlagerung die Position der Korngrenzen zueinander ändern würde. Die Fragmentierung erhöht jedoch auch die Gesamtoberfläche des Minerals, sodaß bei fortschreitender, langanhaltender Verwitterung die Korrosion zunimmt und schließlich die Kornsprengung deutlich überwiegt. Als extreme Verwitterungsanzeichen nennt BORGER (1993) den "Runiquartz", der durch Kornsprengung und chemische Verwitterung stark angegriffen ist und in den entlang von Mikrorissen Plasmamaterial (s. o.) eingedrungen ist. In den Böden konnten einzelne "Runiquarzte", die randlich und entlang feiner Spaltrisse von Fe-Oxiden gesäumt sind, identifiziert werden. Durch Turbationsprozesse im Solum sind viele Quarze, die durch Kornsprengung bereits beansprucht waren, auseinandergerissen worden. Die kleineren Bruchstücke weisen insgesamt eine wesentlich größere Oberfläche auf als das Ausgangsmineral und unterliegen damit einer intensiveren Korrosion. Quarz liegt im Boden zumeist nur noch als feinverteilter Detritus vor. Die röntgenographisch ermittelte starke Zunahme des Quarzanteils am Gesamtmineralgehalt vom Ausgangsgestein über die Saprolitzonen bis hin zum Oberboden (s. SCHOLTEN et al. 1995) ist danach vor allem auf eine relative Anreicherung gegenüber den anderen Mineralen zurückzuführen. Quarz ist aufgrund seiner Verwitterungsresistenz eine wichtige Komponente des Saprolitgefüges. Er trägt in starkem Maße zu dessen Stabilität bei und unterstützt damit die isovolumetrische Verwitterung.

Die **Plagioklase** bilden die bezüglich der Verwitterung labilste Phase unter den Primärmineralen. Bereits in den unteren Saprolitzonen sind sie stark angewittert und zeigen deutliche Auflösungserscheinungen, die sich in der Ausbildung von Lösungskavernen und der pseudomorphen Umwandlung in Sekundärminerale ausdrücken. Nach den vorliegenden tonmineralogischen und mikromorphologischen Befunden handelt es sich bei den Neubildungen ausschließlich um Kaolinit. Dieses impliziert den vollständigen Verlust von Ca und Na, aber nur geringer Mengen von Si, da durch die Neosynthese von Kaolinit das Al und Teile des Si wieder gebunden werden. Kongruente Verwitterung Ca-reicher Plagioklase (s. ANAND & GILKES 1984) hatte eine weitgehend pseudomorphe Umwandlung in Kaolinit zur Folge. Bereiche bevorzugter Umwandlung bilden die sericitisierten Zonen in den Plagioklasen sowie Zwilling- und Spaltflächen.

Biotit verwittert durch Hydrolyse und oxidative Vorgänge und verliert dadurch nach und nach seine Fe- und Mg-Ionen. Außerdem geht das Kalium verloren, wodurch ein illitisches Zwischenstadium möglich ist. Als Endprodukt scheinen sich Pseudomorphosen aus Kaolinit zu bilden, wie sie BRUHN

(1990) beschrieben hat. Sie sind daran zu erkennen, daß sich die Kaolinitsschichten parallel zu den ehemaligen Biotitschichten bilden, während sie bei Lösung und Neosynthese senkrecht dazu ausgerichtet wären (BRUHN 1990). Da Kaolinite ebenso wie Biotite Schichtsilikate sind und sich damit in der mikroskopisch zu erfassenden Gestalt recht ähnlich sind, lassen sich die Umwandlungsprozesse vor allem durch eine zunehmende Entfärbung und Nachlassen von Doppelbrechung und Pleochroismus nachweisen.

Amphibol in Sapolitzone aus Diorit zeigt im Vergleich zu den "verwitterungsstabileren Feldspäten" (GOLDICH 1938) ein atypisches Verhalten bezüglich seiner Verwitterungsresistenz. In den unteren Sapolitzone, in denen die Plagioklase bereits weitgehend kaolinitisiert sind, zeigt der Amphibol nur einzelne Lösungskavernen. Die kräftig grüne Farbe, der Pleochroismus und die hohe Doppelbrechung weisen auf nur geringe Fe-Verluste aus dem Silicatgitter hin. Erst in den mittleren Sapolitbereichen setzt von den Mineralrändern her Verwitterung ein, die durch deutliche Entfärbung aufgrund von Fe-Verlusten sichtbar wird (ANAND & GILKES 1984), aber ein frischer Kern bleibt in der Regel erhalten. Offenbar hat die rasche Tieferlegung der Verwitterungsfront und/oder die abnehmende Humidität des Klimas in den oberen Sapolitzone zu einem schnellen Wechsel von reduzierten Bedingungen, durch Wassersättigung des Sapolits über dem unverwitterten Festgestein, zu einem oxidierenden Milieu geführt. Während durch Abfuhr der Ionen einschließlich des Fe^{2+} im reduzierendem Milieu die Lösungskavernen entstanden, wurden unter oxidierenden Bedingungen die gelösten Fe-Ionen in unmittelbarer Nähe des Ursprungsminerals wieder ausgefällt, so daß im Laufe der Zeit ein Saum von Fe-Oxiden um das ehemalige Mineralkorn entstand, der den Fortschritt der Mineralverwitterung einschränkte (s. VELBEL 1984). Erst im Bereich des Solums verstärkt sich mit der reduktiven Auflösung der Fe-Säume und aufgrund erhöhter Säureinträge der Abbau der Amphibole wieder. Nach Untersuchungen von ANAND & GILKES (1984) an einem Dolerit-Sapolit lösen sich Amphibolminerale im Zuge der Verwitterung auf, ohne nennenswerte Mineralneubildungen zu hinterlassen. Die Autoren begründen dies mit dem geringen Al-Gehalt von Amphibolen, der theoretisch nur die Bildung von ca. 6 % Kaolinit bzw. Halloysit zuläßt. Sie verweisen jedoch auch darauf, daß eine pseudomorphe Umwandlung in Fe-Oxyhydroxide ebenfalls möglich ist. Dies scheint hier zumindestens im oberen Sapolitbereich der Fall zu sein, zeigen doch hier verwitternde Amphibole zuweilen eine Boxwork-Struktur, die durch ein gitterartiges Netz von Fe-Oxidleisten gekennzeichnet ist. Die Verwitterung von Amphibol geht mit der Freisetzung erheblicher Quantitäten an Ca, Na, Mg und Fe einher. Aufgrund der verzögerten Verwitterung stellen die Amphibole eine bodennahe, für tiefwurzelnde Pflanzen durchaus erreichbare Quelle für diese Elemente dar.

Alkalifeldspat hat sich als relativ verwitterungsstabiles Mineral herausgestellt. Es zeigt bis in die oberen Sapolitbereiche eine weitgehende Verwitterungsresistenz. Nur entlang von Spaltflächen und Zwillingslamellen treten Lösungs- und Umwandlungserscheinungen auf. NIXON (1979) führt die im Vergleich zu Plagioklas hohe Persistenz von Alkalifeldspat auf Struktureigenschaften zurück, da Na- und Ca-Ionen wesentlich leichter aus der Gitterstruktur der Plagioklase herausgelöst werden können als die größeren K-Ionen aus der des Mikroklin.

Solum

Im Solum hat sich das Gesteinsgefüge vollkommen aufgelöst. In der tonreichen, durch Fe-Oxide rotbraun gefärbten Matrix, finden sich vor allem in den unteren Horizonten noch Relikte des Saprolitgefüges, so z. B. einige Buchstapel-Kaolinit-Aggregate. Die Auflösung des größten Teils der Kaolinitaggregate geht mit der röntgenographisch ermittelten Zunahme von Kaolinit mit Einlagerungsfehlordnung (s. SCHOLTEN et al. 1995) einher. Somit dürfte neben dem mechanischen Zerfall auch eine Umbildung der Kaolinitaggregate durch kongruente Lösung und die Neubildung von sekundärem Kaolinit in der Feintonfraktion eine Rolle gespielt haben. Im unteren Teil des Solums erkennbare kräftige Tonbeläge einer ehemaligen Luvisol-Acrisol-Phase werden nach oben zunehmend turbat zerkleinert und mit der Matrix vermischt. Die rezenten Hohlräume sind weitgehend frei von verlagerungsbedingtem Feinton. Die Wände von Schrumpfrissen und Wurzelgängen der ferrallitischen Böden sind mit nichtkristallinen, kugeligen Neubildungen aus amorpher Kieselsäure oder amorphen Aluminiumsilicaten bedeckt. Sie deuten auf ein rezentes Vorschreiten ferrallitischer Prozesse (kongruente bis inkongruente Kaolinitlösung und Bildung von Gibbsit) in den oberen Bodenhorizonten hin.

Literatur

- ALTEMÜLLER, H.-J. (1974): Mikroskopie der Böden mit Hilfe von Dünnschliffen. In: FREUND, H. (Hrsg.), Handbuch der Mikroskopie in der Technik 4, Teil 2: 309-367.
- ANAND, R. R. & GILKES, R. J. (1984): Weathering of hornblende, plagioclase and chlorite in metadolerite, Australia. *Geoderma* 34: 261-280.
- BORGER, H. (1993): Quarzkornanalyse mittels Rasterelektronenmikroskop und Dünnschliff unter besonderer Berücksichtigung tropischer Verwitterungsresiduen. *Z. Geomorph. N. F. Bd. 37, H. 3*: 351-375.
- BRUHN, N. (1990): Substratgenese-Rumpflächendynamik, Bodenbildung und Tiefenverwitterung in saprolitisch zersetzten granitischen Gneisen aus Südindien. *Kieler Geogr. Schriften* 74.
- FAO (1989): Soil map of the world - revised legend. Reprint of World Soil Resources Report 60, FAO, Rome, 1988. ISRIC, Technical Paper 20. Wageningen.
- FELIX-HENNINGSEN, P., SCHOTTE, M. & SCHOLTEN, T. (1993): Mineralogische Eigenschaften von Boden-Saprolit-Komplexen auf Kristallingesteinen in Swaziland (südliches Afrika). *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 1293-1296.
- GOLDICH, S. S. (1938): A study of rock weathering. *Journal of Geology* 46: 17-58.
- NIXON, R. A. (1979): Differences in incongruent weathering of plagioclase and microcline - Cation leaching versus precipitates. *Geology* 7: 221-224.
- SCHOLTEN, T. & FELIX-HENNINGSEN, P. (1993): Gully-Erosion in Boden-Saprolit-Komplexen auf Kristallingesteinen in Swaziland (südliches Afrika). *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 1247-1250.
- SCHOLTEN, T., SCHOTTE, M. & FELIX-HENNINGSEN (1995): Bestimmung von Kaolinit mit Einlagerungsfehlordnung in einem Boden-Saprolit-Komplex unter Verwendung einer einfachen Dimethylsulfoxid-Bedampfungsmethode. In diesem Band der *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*
- VELBEL, M. A. (1984): Natural weathering mechanisms of almadine garnet. *Geology* 12: 631-634.

Anisotrope elektrische Eigenschaften von trioktaedrischen Schichtsilikaten

von

Gall, S.* und C. H. Rüscher**

Einleitung

Um eine ausgeglichene Ladungsbilanz zu gewährleisten, muß die chemische Oxidation von Biotiten einen Transport von sowohl negativen als auch positiven Ladungsträgern innerhalb der Struktur nach sich ziehen. Für den Transport von Elektronen müssen insbesondere Platzwechselfvorgänge zwischen strukturellen FeII/FeIII-Kationen in der Mittelebene der Oktaederschicht oder - unter geeigneten Bedingungen - durch Zwischenschichtkationen zugrunde gelegt werden. Für jeden der beiden Mechanismen sollte sich eine merkliche Anisotropie der elektrischen Leitfähigkeit ergeben, deren Höhe bei einem Ladungstransport entlang der Oktaeder mit dem Gehalt an strukturellem Eisen korreliert.

Das Ziel vorliegender Untersuchung war der Vergleich der elektrischen Eigenschaften parallel ($\perp 001$) und senkrecht ($\parallel 001$) der Schichtebene.

Methoden

Polykristalle zweier natürlicher Biotite (Moen, Norwegen und Miask, Rußland) und zweier natürlicher Vermiculite (Benahavis und Sta. Olalla, Spanien) wurden für Messungen parallel zur Schichtebene in ca. 4*2cm große und 0,5 cm dicke Stücke geschnitten. In der dazu senkrechten Orientierung wurden die Proben von 0,7 cm Durchmesser auf eine Schichtdicke von ca. 100 μ m gespalten. Ein Phlogopit-Einkristall (CNRS, Orleans, Frankreich) wurde als eisenfreie Referenz verwendet. Platinelektroden wurden auf der Probenoberfläche angebracht. Die Wechselstromeigenschaften wurden mit Hilfe eines Impedanzspektrometers bestimmt (Hewlett Packard 4192A, Parallel-RC-Modus, 1-1000kHz). Gleichstrommessungen wurden durch eine Anordnung aus Potentiostat (Jaisle 10.000TB) und Voltmeter (Keithley DMM 172 und 197) erfaßt. Die Temperatur wurde im Bereich von Raumtemperatur bis ca. 600°C variiert /1/.

* Institut für Bodenkunde und SFB 173, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover, Germany

** Institut für Mineralogie, Universität Hannover, Welfengarten 1, 30167 Hannover, Germany

Ergebnisse und Diskussion

Die Arrheniusdarstellung der Wechselstromleitfähigkeit (AC) bei 1, 10, 100 und 1000kHz für Biotit Miask ist in Abbildung 1 dargestellt. Der Vergleich der Daten mit dem elektrischen Feld ($\perp 001$) gegen ($\parallel 001$) weist eine starke Anisotropie von mehreren Größenordnungen mit einem bevorzugten Ladungstransport entlang der Schichtebene auf.

Die beobachtete Leitfähigkeit kann entsprechend der Gleichung $\sigma_{tot} = \sigma_{dc}(T) + \sigma_{ac}(w, T)$ aufgeteilt werden [2]. Die σ_{dc} -Werte wurden aus dem niederfrequenten Anteil der AC-Beiträge abgeleitet. Der Gleichspannungsanteil (DC), der durch die gestrichelte Linie in Abbildung 1 angedeutet ist, folgt ungefähr einer Arrheniusbeziehung mit einer Aktivierungsenergie von ca. 0,6eV. Ähnliche Ergebnisse wurden für Biotit Moen erhalten, dessen DC-Werte direkt gemessen wurden.

Die Beziehung von σ_{ac} und der Besetzung der Oktaeder mit Eisen ist in Abbildung 2 für ausgewählte Bedingungen ($T=300^\circ\text{C}$, $\nu=1\text{kHz}$, $\perp 001$) bei einer Anzahl trioktaedrischer Schichtsilikate mit verschiedenen Eisengehalte angegeben. Zusätzlich zu der starken Anisotropie der elektrischen Leitfähigkeit zeigt Abbildung 2, daß diese durch steigende Eisengehalte zusätzlich vergrößert wird.

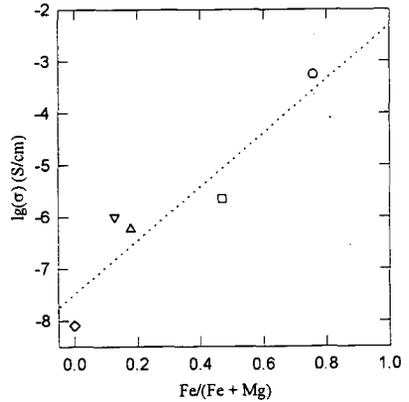
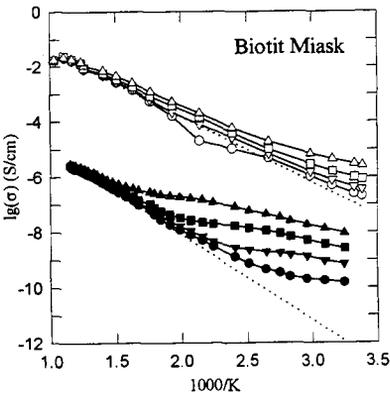


Abb. 1: Arrhenius-Diagramm der Wechselstromleitfähigkeit bei 1, 10, 100 und 1000kHz (entspr. O, ∇ , \square , Δ). Hohle Symbole parallel der Schichtebene, gefüllte Symbole senkrecht zur Schichtebene. Gepunktete Linie entspricht dem DC-Beitrag.

Abb. 2: Elektrische AC-Leitfähigkeit parallel zur Schichtebene als Funktion der Oktaederbesetzungsrate ($\text{Fe}/\text{Fe}+\text{Mg}$) für Biotit Miask (O), Moen (\square), Vermiculit Benahavis (Δ), Sta. Olalla (∇), Phlogopit ($\langle \rangle$). $T=300^\circ\text{C}$, $\nu=1\text{kHz}$.

Schlußfolgerungen

Die beobachteten richtungs- und stöchiometrieabhängigen Effekte der Leitfähigkeit bei trioktaedrischen Schichtsilikaten können durch ein zweidimensionales Perkolationsmodell mit Leitungspfaden über Eisenionen der Oktaederschicht erklärt werden, die in Bezug zum Gehalt an Eisen stehen /1/. Die Leitfähigkeit senkrecht zu den Schichten erscheint hauptsächlich von Defekten und weniger vom Eisengehalt beeinflußt. Diese Beobachtung steht im Einklang mit FTIR-optischen Messungen /3/.

Literatur

/1/ Gall S (1993) Diss. Universität Hannover

/2/ Elliot SR (1987) *Adv Phys* **36**: 135-218

/3/ Rüscher CH & Gall S (1994) in Review bei *Phys Chem Min*

Die Auswirkung von Silicat auf die Morphologie und die Ladungseigenschaften von Eisenoxiden

von

Glasauer, S.¹

Die stabilen Mikroaggregate von Böden, besonders von Oxi- und Ultisolen, werden in der Regel den Fe-Oxiden zugeschrieben, doch werden sowohl der Mechanismus als auch diese Aussage selbst kontrovers diskutiert. Vermutlich ist eine Wechselwirkung zwischen Eisenoxiden und Silicat zum Teil für die Mikroaggregation verantwortlich. Um dieses näher zu untersuchen, wurden Goethite und Ferrihydrite in Gegenwart von unterschiedlichen Silicatkonzentrationen bei pH 12.5 und 1.6 hergestellt. Die alkalischen Varianten dienten als Vergleich zu bisherigen Synthese-Studien von Goethit, während im sauren Bereich synthetisierte Goethite natürlichen Kristallen ähneln. Das Verhalten des Silicat-Ions ist auch stark pH-abhängig.

Die hergestellten Si-haltigen Goethite und Ferrihydrite wurden mittels verschiedenen Methoden (z.B. Röntgenographie, Oberflächen- und Porenmessungen, Elektronenmikroskopie) charakterisiert. Die Ergebnisse zeigen, daß Si die Morphologie und die Mineralogie stärker bei alkalischem als bei saurem pH beeinflusst. Das Verhältnis von Ferrihydrit zu Goethit sinkt mit der Silicat-Konzentration im alkalischen, während die Kristallinität des Goethit zunimmt. Im sauren Bereich änderte sich die Morphologie des entstandenen Goethit bei Zugabe von Silicat kaum, die Kristallinität wurde aber etwas schlechter. Dieses Ergebnis läßt sich durch die Abhängigkeit der Si-Speziierung vom pH erklären, denn im sauren liegt Silicat ungeladen vor.

Die negative Ladung der Eisenoxide nimmt mit steigenden Mengen an assoziiertem Si zu. Dies wurde bewiesen mittels potentiometrisch Titrations sowie durch Bestimmung der elektrophoretischen Mobilitäten und des Flockungsverhaltens. Der Ladungseffekt des Silicats ist größer auf den Goethiten, die im alkalischen hergestellt wurden als im sauren. Titrationsversuche mit Si-freien Goethiten, denen Silicat nachträglich zugesetzt wurde, dienten als Vergleich und ermöglichten eine Aussage über die Oberflächenkonzentration und Si-Speziierung.

Si-Adsorptionsversuche an reinen Goethiten wurden bei naturähnlichen Bedingungen gemacht, d.h. $[\text{Si}] < 10^{-4}$ mol/l, Ionenstärke = 0.01 N und 25°C. Der pH-Einfluß auf die Si-Sorption wurde mit einem Oberflächenkomplexierungsmodell (ECOSAT) beschrieben. Die Ergebnisse zeigen, daß bei geringen Si-Konzentrationen bidentate, bei höheren Konzentrationen monodentate Oberflächenkomplexe zu erwarten sind. Die spezifische Adsorption ist höher beim sauren Goethit als beim alkalischen und beweist, daß dieser Goethit einen höheren Anteil an reaktiven funktionellen Gruppen hat. Dies wurde auch bestätigt durch Auflösungsversuche mit NH_4 -Oxalat. Die Auflösungsrate des sauren, reinen Goethits war wesentlich größer als allein aufgrund der größeren Oberfläche zu erwarten war.

¹Susan Glasauer, Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

Die Verwitterung lößähnlicher Saharastäube - Ein Modellexperiment

von

Herrmann, L. und K. Stahr

Einleitung

Alljährlich werden aus der Sahara mit verschiedenen Windsystemen Stäube in die angrenzenden Gebiete verfrachtet. Dieser jährliche Sedimentverlust wird auf bis zu 260 Millionen Tonnen pro Jahr geschätzt (Jaenicke 1979). Die Zufuhr dieser relativ nährstoffreichen Stäube trägt wesentlich zu der Nährstoffbilanz der an die Sahara angrenzenden Ökosysteme bei (Herrmann et al. 1995). Speziell für die landwirtschaftliche Produktion ist dort nicht nur die Gesamtdpositionsrate von Interesse, sondern auch die Verfügbarkeit der zugeführten Nährstoffe im Zeitverlauf. Zwar kann angenommen werden, daß die jährliche Freisetzung in etwa der langjährigen durchschnittlichen Depositionsrate entspricht, doch reicht diese Information nicht aus, um spezifische Jahreseffekte oder die zeitliche Dynamik der Elementverfügbarkeit innerhalb einer Vegetationsperiode zu erklären (Hebel 1995). Deshalb wurde ein Verwitterungsversuch unter kontrollierten Laborbedingungen durchgeführt. Die Methode und erste Resultate werden hier vorgestellt.

Material und Methodik

Im Prinzip folgt das Experiment der von Zarei et al. (1992) vorgestellten Soxhlet-Extraktion mit bidestilliertem Wasser. Da es sich bei dem Staub um feinkörniges Material ($<63\mu\text{m}$) handelt, muß es in Filtermaterial eingebettet werden, um es im Extraktor festzuhalten. Den benutzten Aufbau zeigt Abbildung 1. Durch die Verwendung der Filterflocken erfolgt, im Gegensatz zum normalen Verfahren, eine Extraktion mit kontinuierlichem Fluß. Das Verwitterungsmilieu ist leicht sauer mit einem vom CO_2 -Partialdruck der Luft abhängigem pH von ca. 6.5. Die Temperatur im Extraktor beträgt 70°C .

Zur Verwitterung wurden drei Harmattan-Staubproben verwendet, die im Februar 1992 auf einem NS-Transekt durch Niger und Bénin in passiven Kollektoren gesammelt wurden. Das Transekt repräsentiert eine zunehmende Transportweite von den Quellregionen in der Sahara. Die chemischen und mineralogischen Eigenschaften (Tabelle 1 und Abb. 2) dieser Proben sind sehr ähnlich. Die Mineralzusammensetzung wird dominiert von Quarz und Kaolinit. Für die Nährstofffraktionen sind Feldspäte (Ortho- und Plagioklas), Calcit, Glimmer/Illit und Smectit bedeutsam.

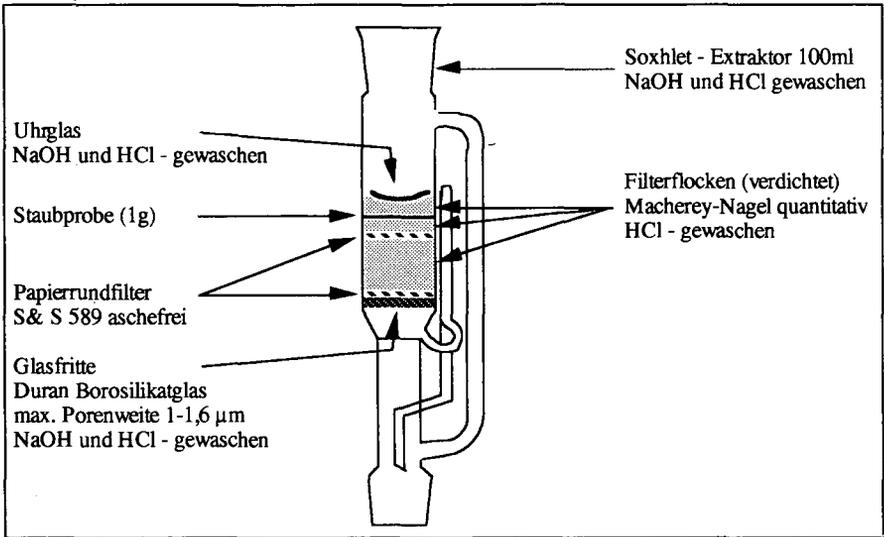


Abb. 1: Modifikation des Soxhlet-Extraktors für das Modellexperiment zur Staubverwitterung

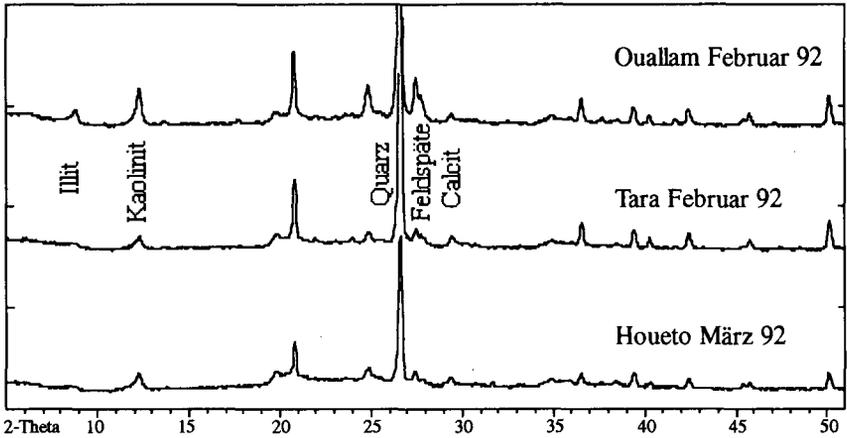


Abb.2: Die mineralogische Zusammensetzung der Staubproben (RBA Pulverpräparat)

Tabelle 1: Gesamtelementgehalte der Staubproben in % (RFA, Februar 1992)

	Si	Al	Fe	Mn	Na	K	Ca	Mg
Ouallam	29,2	8,1	4,1	0,07	0,2	1,8	1,6	0,7
Tara	29,8	7,2	4,0	0,07	0,3	1,6	2,2	0,8
Agouagon*	27,3	5,6	3,0	0,09	0,3	3,0	3,7	0,9

* für Houeto liegen keine Meßwerte vor / Agouagon ist der nächstgelegene nördlichere Standort

In den gewonnenen Extraktionslösungen wurden Silizium (Molybdat) und Aluminium (Aluminon) kolorimetrisch, Natrium und Kalium mit dem Flammenphotometer und Eisen und Mangan mit dem AAS bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Verlaufe des Experimentes zeigten die drei Proben eine unterschiedliche Elementfreisetzung, die mit der Entfernung der Probenahmeorte von den Quellregionen der Stäube steigt. Exemplarisch ist Silizium in Abbildung 3 dargestellt. Im Prinzip stimmt diese Differenzierung für alle gemessenen Elemente außer Eisen und Mangan (Tabelle 2). Dies dürfte auf die unterschiedliche Textur des Probenmaterials und damit Oberflächeneffekte zurückzuführen sein. Es ist anzunehmen, daß mit zunehmender Transportweite die mittlere Korngröße der Stäube aufgrund schwerkraftbedingter Sedimentation feiner wird; in diesem Falle also vom saharanahen Standort Ouallam zum saharafernen Houeto.

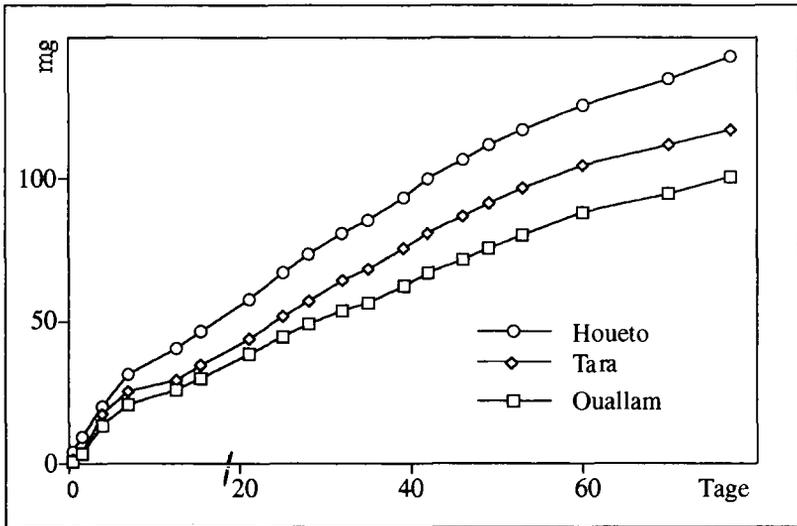


Abb.3: Siliziumfreisetzung im Verlauf des Verwitterungsexperimentes aus Staubproben von drei Standorten mit unterschiedlicher Entfernung zur Quellregion

Tabelle 2: Gesamtmenge an im Verwitterungsversuch (77 Tage) aus den Stäuben freigesetzten Elementen (mg)

	Si	Al	Fe	Mn	Na	K
Ouallam	101	5	<0,1	<0,01	7	3
Tara	117	6	<0,1	<0,01	10	4
Houeto	143	7	<0,1	<0,01	15	10

Bei der Siliziumfreisetzung sind drei unterschiedliche Phasen erkennbar. Diese Phasen sind gekennzeichnet durch eine unterschiedlich starke, aber über die Zeit konstante Lösung. Die erste Phase dauert eine Woche, die anschließende bis zum sechzigsten Tag und die letzte bis zum Schluß des Versuches. Die anderen Elemente zeigen eine stetig abnehmende Lösungsrate. Da alle Proben dasselbe Verhalten hinsichtlich des Siliziums zeigen, können Oberflächeneffekte als Ursache ausgeschlossen werden. Ein Erklärungsansatz ist, daß nacheinander verschiedene Minerale angegriffen werden und die Löslichkeit des Siliziums bestimmen. Gerade die hohen Siliziumkonzentrationen in den gewonnenen Lösungen (bis $3 \mu\text{g ml}^{-1}$) zu Beginn des Experimentes deuten daraufhin, daß leicht lösliche Quellen (amorphes Silizium, Phytoopal) vorhanden sein müssen. Weitere Klärung sollen SEM-Untersuchungen bringen.

Unter der Annahme, daß das Silizium hauptsächlich aus Schichtsilikaten gelöst wird, folgt aus dem weiten Verhältnis von Silizium- zu Aluminiumlösung (ca.20 :1), daß ein Teil des Aluminiums am Ort der Verwitterung z.B. als Aluminiumhydroxid gefällt wird. Dies gilt auch für Eisen und Mangan, das in den gewonnenen Extraktionslösungen nicht meßbar war. Ähnliches Verhalten von Eisen und Aluminium wurde für basisches Vulkangestein von Zarei & Stahr (1989) beschrieben.

Die Elementgesamtgehalte (Tabelle 1) und die Mineralogie der Proben (Abb. 2) belegen eine granitische Zusammensetzung der Stäube. Tatsächlich ergibt sich aus Tabelle 2 die gleiche Reihenfolge für die Löslichkeit der Elemente, wie sie von Zarei et al. (1992) für den Bärhaldegranit des Schwarzwaldes gemessen wurde. Die Freisetzungsrates ist aufgrund der größeren Oberfläche der Staubproben um mehrere Zehnerpotenzen höher als beim Granitgestein. So wird z.B. 14-32 % des Gesamtkaliums während der Laufzeit des Experimentes freigesetzt.

Die höhere Freisetzung von Kalium am südlichen Standort Houeto dürfte, im Vergleich mit den saharanahen Orten, keine wesentlichen ökologischen Unterschiede bewirken, da diese dort durch die mehrfach höhere Staubdeposition mehr als ausgeglichen wird (vgl. Herrmann et al. 1995). Die relativ schnelle Freisetzung kann Jahreseffekte, nicht aber saisonale Unterschiede in der Kaliumverfügbarkeit erklären.

Literatur

- HEBEL, A., 1995: Der Einfluß der organischen Substanz auf die räumliche und zeitliche Variabilität des Perlhirse-Wachstums auf Luvic Arenosolen des Sahel (Fallstudie: ICRISAT in Sadoré / Niger). Hohenheimer Bodenkundl. Hefte 24, Univ. Hohenheim (in Druck).
- HERRMANN, L., A. BATIONO & KARL STAHR, 1995: Chemical composition of dusts from the Sahara to the Gulf of Guinea and the influence on rainwater chemistry. *Atm. Env.* (eingereicht).
- JAENICKE, R., 1979: Monitoring and critical review of the estimated source strength of mineral dust from the Sahara. pp. 233-242 in: C. Morales (ed.) *Saharan dust*. Wiley & Sons. New York.
- ZAREI, M & K. STAHR, 1989: Ein Verwitterungsexperiment zur Verwitterung und Mineralneubildung in basischen Vulkaniten Lanzarotes. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 59/II: 1209-1212.
- ZAREI, M., K. STAHR & K.-H. PAPPENFUß, 1992: Die Verwitterung von Granit im sauren Milieu: Ein Modellexperiment mit Modifikationen. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 68: 309-312.

Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die freundliche Unterstützung dieser Arbeit im Rahmen des SFB 308.

Verwitterung und Mineralneubildung in Böden aus intermediären bis basischen Vulkaniten im tropischen Klima von Leyte, Philippinen

von

Jahn, R.* und V. Asio**

1. Einführung

Im Rahmen eines durch die GTZ geförderten Ökologieprogrammes werden auf der Insel Leyte (Philippinen) Standorte unterschiedlicher Bodendegradation und ihre Rehabilitationsmöglichkeiten untersucht. Zum Vergleich dienen hierbei charakteristische Böden maximaler Ausbildung, die auch mineralogisch näher untersucht wurden.

Die Untersuchungen konzentrieren sich auf zwei Gebiete an der Westabdachung der NNW-SSE verlaufenden Zentralkordillere (max. 1333 m), ca. 12 km NE von Ormoc (700 mNN) und ca. 10 km N von Baybay (100 mNN). Die klimatischen Bedingungen sind für beide Gebiete durch ein reiches tropisches Monsunklima (≈ 3000 mm N, 24°C , 28°C) mit einer ökologisch kaum wirksamen Trockenzeit gekennzeichnet. Das Ausgangsgestein besteht bei Ormoc aus jungpleistozänen basaltisch-andesitischen (55% SiO_2), bei Baybay aus altpleistozänen bis pliozänen basaltischen (50% SiO_2) Vulkaniten.

Das Ziel dieser Arbeit ist es, den Übergang von Andosolen zu weiter entwickelten Böden hinsichtlich des Verwitterungsgrades und der Tonmineralbildung zu charakterisieren.

2. Ergebnisse und Diskussion

Im Untersuchungsgebiet Ormoc treten vorwiegend Andosols, bei Baybay vorwiegend Alisols auf. Die wesentlichsten pedogenetischen Daten für einen Umbric Andosol und einen Haplic Alisol sind in Fig. 1 wiedergegeben. Der Andosol zeichnet sich durch geringen Steingehalt, geringe Dispergierbarkeit (vgl. Tongehalte mit Feinstporen und KAK), hohe Humusakkumulation (51 kg/m^2), sehr geringe Lagerungsdichte ($<0,7$), positivem ΔpH (KCl- H_2O) im Unterboden, hohe Gehalte an $\text{Al}_{\text{p}, \text{o}, \text{d}, \text{l}}$, $\text{Fe}_{\text{o}, \text{d}}$, $\text{Si}_{\text{o}, \text{l}}$ und hoher P-Sorption ($>90\%$) aus. Das Andosol-Limit von 2% $\text{Al}_{\text{o}} + 1/2\text{Fe}_{\text{o}}$ wird mit $3,6\%$ deutlich überschritten. Der Alisol weist in den Bt-Horizonten bis zu 89% Ton, wesentlich geringere Humusakkumulation (28 kg/m^2), geringe Lagerungsdichte ($0,8-0,9$), geringe Basensättigung (Bt: $<12\%$) und hohe Fe_{d} -Gehalte ($5-6,5\%$) sowie sehr geringe $\text{Fe}_{\text{o/d}}$ ($<0,08$) und hohe Fe_{d} -Quotienten ($\approx 0,6$) auf. Der Alisol geht in ca. $1,3$ m Tiefe in einen mehr als 3 m mächtigen stark verwitterten Saprolit über. Die ausgelesenen kompakten Gesteinsreste (in Fig. 1 als Grus ausgewiesen) lassen sich mühelos weiter zerteilen.

Der Andosol enthält im U neben Quarz reichlich Christobalit und Gibbsit, im S auch reichlich Hornblende, Feldspäte und Magnetit. Der Alisol weist in U und S neben Schichtsilikaten fast nur noch Quarz und Magnetit auf (im Oberboden auch noch etwas Hornblende und Feldspäte). An unhandelten Tonfraktionen lassen sich röntgenographisch im Andosol kaum Schichtsilikate feststellen; Gibbsit und Cristobalit sind dagegen deutlich identifizierbar. Erst nach Siedeoalat-Behandlung lassen sich bei 14 (z. T. aufweitbar) und 7 \AA deutliche Peaks identifizieren. Nach den chemischen Analysen können für die Feinerde $1-2\%$ Ferrihydrit ($\text{Fe}_{\text{o-p}} \cdot 1,7$), $3-5\%$ Goethit ($\text{Fe}_{\text{d-o}} \cdot 1,6$), $4-9\%$ Imogolit ($\text{Al}_{\text{o-p}} \cdot 3,7$) oder $6-13\%$ Allophan ($\text{Al}_{\text{o-p}} \cdot 5,2$) und von oben 0% und nach unten auf 13% zunehmend Gibbsit ($\text{Al}_{\text{l-o}} \cdot 2,9$) berechnet werden. Hiermit kommt man in $0-100$ cm Tiefe auf \varnothing ca.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

** Visayas State College of Agriculture, Baybay, Leyte, 6521-A Philippines

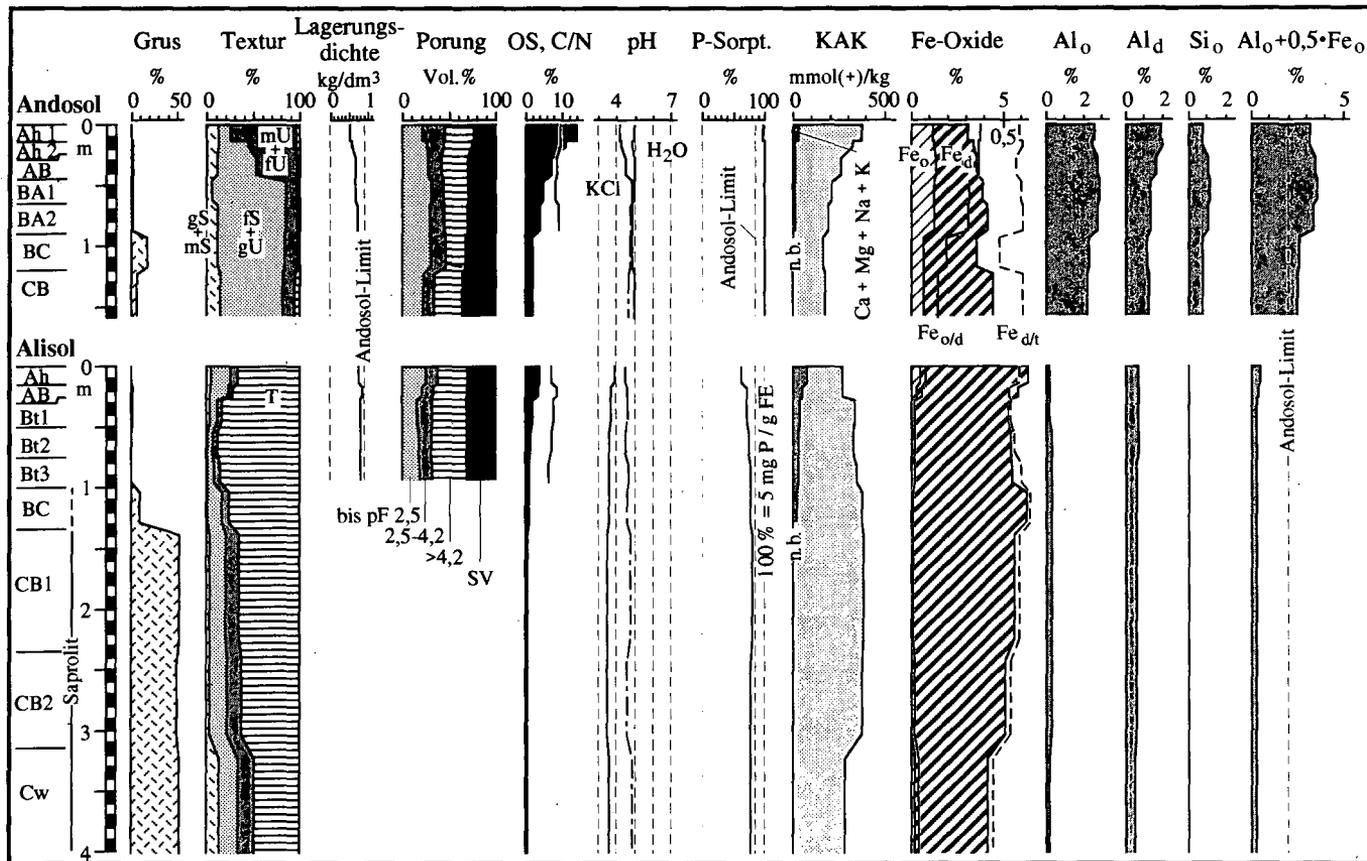


Fig. 1: Tiefenfunktionen wichtiger Parameter von einem Andosol und einem Alisol aus Leyte (Philippinen)

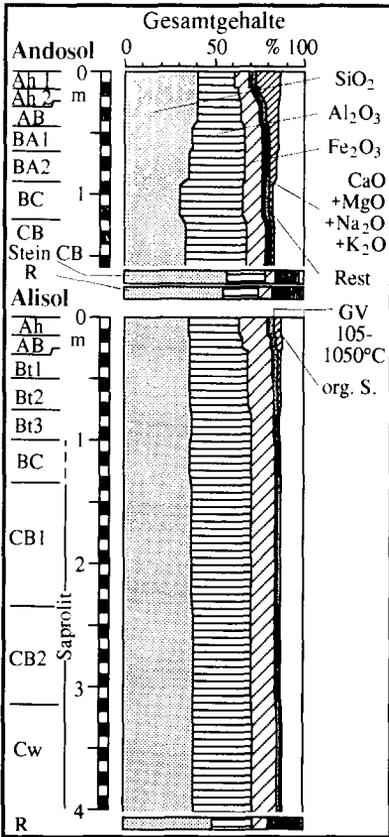


Fig. 2: Tiefenfunktionen der Gesamtgehalte

Tonbildung nicht mehr dominierend auftreten, so daß höhere Si-Konzentrationen nun die Halloysit-Bildung fördern (PARFITT & WILSON, 1985). So ist auch erklärlich, daß der Alisol in der Tonfraktion von Halloysit dominiert wird. Der im Alisol von oben nach unten abnehmende Kaolinitgehalt ist durch Alterung des Halloysits zu erklären. Dies scheint sehr langsam vor sich zu gehen, da auf älteren vulkanischen Landoberflächen häufig stark verwitterte halloysitreiche Böden vorliegen (vgl. z. B. für die feuchteren Teile d. Kanaren CALDAS et al., 1982). Auf einer ca. 5 Mio. Jahre alten Landoberfläche auf Gomera wurden dagegen kaolinitische Paläoböden gefunden, die aufgrund ihrer hohen KAK noch die schlecht kristalline Vergangenheit erkennen lassen (vgl. SALGUERO et al., 1985). Es ist anzunehmen, daß der größte Teil des Halloysits (und damit auch des Kaolinites) im Alisol nicht über ein ausgeprägtes Allophan- bzw. Imogolitstadium entstanden ist (Fig. 3).

Wie in Andosolen häufiger zu beobachten (WADA, 1986; MIEHLICH, 1991), tritt auch im hier beschriebenen Andosol Gibbsit auf, nicht dagegen im Alisol (Tab. 2). Das Gibbsitmaximum liegt im gesamten Profil deutlich in der Schlufffraktion. Da im Andosol auch noch Smectit (der Al-Chlorit bilden könnte) vorliegt, erscheint die Gibbsitbildung problematisch (PA HO HSU, 1982). Hier kann Gibbsit jedoch auf Feldspat-Pseudomorphosen zurückgeführt werden, wie selektive RB-Analysen und REM-Aufnahmen zeigen. Hieraus sind auch sehr differenzierte Verhältnisse hinsichtlich der Wasserbewegung in hohlraumreichen Andosolen zu rekonstruieren. Die Extreme liegen zwischen den Außenflächen von Primärpartikeln, die von sich schnell bewegendem Sickerwasser umspült werden und mehr oder weniger geschlossenen Blasen Hohlräumen in denen einmal eingedrungenes Wasser

20% Ton (3 % bei Korngrößenanalyse). Der Alisol weist im Ton kaum (<5 %) 10 und 14Å-Mineralen auf, fast die gesamte Tonfraktion wird durch Halloysit (präparationsbedingt fast ausschließlich als Metahalloysit bestimmt) und Kaolinit eingenommen. Das Halloysit /Kaolinit-Verhältnis ändert sich hierbei von 6/4 im Oberboden zu 9/1 in 4 m Tiefe.

Aus den Tiefenfunktionen der Elementgesamtgehalte (Fig. 2) gehen erhebliche Verluste an Si, Ca, Mg, Na, K und P sowie die Gewinne an Konstitutionswasser hervor. Unter der Annahme, daß aus den Böden kein Al verschwunden ist, können aus den Al-Mengen in Böden und Gestein die Elementverluste bestimmt werden (Tab. 1, Fig. 3). In beiden Böden beträgt der Si-Verlust um 50 %, die der basischen Kationen im Andosol mehr als 80% und im Alisol deutlich mehr als 90 %. Die sehr hohen Elementverluste (auch geringes Fe_{ox/d}-Verhältnis) zeigen bereits beim Andosol ein fortgeschrittenes Bildungsstadium an, obwohl noch erhebliche Gesteinsreste berechnet werden können (Tab. 2). Es erscheint als unwahrscheinlich, daß hieraus noch weiter amorphe Silikate wie Allophan und Imogolit gebildet werden kann. Die (molaren) Al/Si-Verhältnisse liegen bereits in den oberen drei Horizonten bei 0,6 bis 0,7, darunter zwischen 0,9-1,3. Bei weiterer imogolitischer Verwitterung müssten noch erhebliche Si-Verluste eintreten (bis zum Alisol-Stadium bis auf 22 % der Ausgangsmenge), bei halloysitischer oder kaolinitischer Verwitterung dagegen kaum und es könnten damit auch bei verstärkter Tonbildung Verhältnisse wie im Alisol auftreten. Auch dürften die hohen Auswaschungsraten mit geringen Si-Konzentrationen zur Allophan- bzw. Imogolitbildung in der Bodenlösung bei verstärkter

lange verbleibt und hohe Elementkonzentrationen annehmen kann. So können auf engstem Raum sehr unterschiedliche Bodenlösungen vorliegen, welche die nebeneinanderliegende Bildung von Smectit, Allophan, Imogolit, Halloysit und Gibbsit erlauben. Erst nach Aufarbeitung des blasigen Materials stellen sich Bedingungen für eine mehr monomineralische Mineralbildung ein.

Tab. 1: Element-Sollmengen und Elementverluste im obersten Meter des Andosols und Alisols auf der Basis einer Al-Bilanz

Si		Fe		Mn		Ca		Mg		Na		K		P	
Soll	Verl.	Soll	Verl.	Soll	Verl.	Soll	Verl.	Soll	Verl.	Soll	Verl.	Soll	Verl.	Soll	Verl.
kg/m ²	%	kg/m ²	%	kg/m ²	%	kg/m ²	%	kg/m ²	%	kg/m ²	%	kg/m ²	%	kg/m ²	%
Andosol Ormoc 0-100 cm (ohne Grus)															
232	50	49	(13)	1,1	32	54	95	17	80	21	82	12	86	1,0	43
Alisol Baybay 0-100 cm (ohne Grus)															
272	48	75	(-9)	1,4	66	80	99	26	92	31	97	14	97	2,0	82

Tab. 2: Elementverluste, pedogene Neubildungen und Gesteinsreste in kg bei der Verwitterung von 1000 kg (ca. 1 m³) Ausgangsgestein

	Element verluste (als ...xO _x)	pedogene Neubildungen					Gesteins- reste
		Fe _{o-p} *1,7 (Ferrihydrit)	Fe _{d-o} *1,6 (Goethit)	Al _{o-p} *4,5 (Alloph.+Imog.)	Al _{h-o} *2,9 (Gibbsit)	Schicht-silikate	
Andosol	389	11	27	62	51	~60	400
Alisol	377	2	55	—	—	452	114

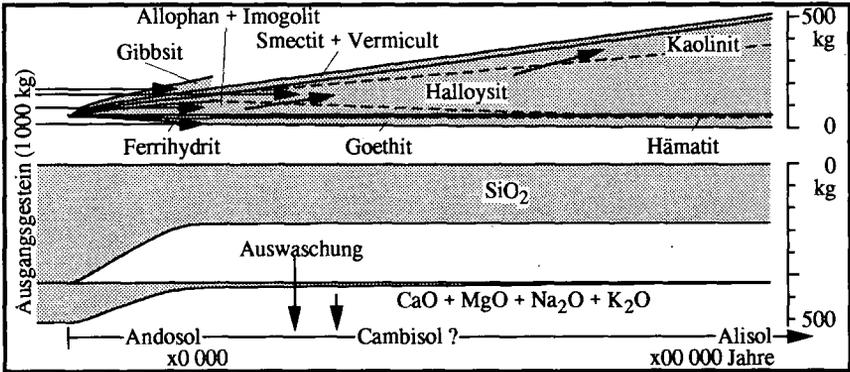


Fig. 3: Ungefäher zeitlicher Verlauf der Neubildung pedogener Minerale und der Elementverluste

3. Zusammenfassung

Die beschriebenen Böden sind als eine Chronosequenz aufzufassen. Das zu Ende gehende Andosolstadium ist bereits durch sehr starke Si- und Basenverluste gekennzeichnet, die sich im weiteren Verlauf der Verwitterung nicht mehr wesentlich erhöhen. Der pedogene Mineralbestand ist im Andosol mit Ferrihydrit, Goethit, Allophan, Imogolit, Smectit/Vermiculit, Halloysit und Gibbsit vielfältiger als im Alisol. Dort herrschen Hämatit < Goethit < Kaolinit < Halloysit vor. Für die hohen Halloysitmengen im Alisol ist weitgehend eine Bildung aus vorherverwitterten Material anzunehmen. Gibbsit tritt im Andisol als Feldspat-Pseudomorphose an durch den Wasserhaushalt begünstigten Stellen auf.

4. Literatur

- CALDAS FERNANDEZ, E., SALGUERO T., M.L. & QUANTIN, P. (1982): Suelos de Regiones Volcanicas - Tenerife - Islas Canarias. Coleccion Viera y Clavijo IV, Santa Cruz de Tenerife. 250 S.
- MIEHLICH, G. (1991): Chronosequences of volcanic ash soils. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 15, 207 p.
- PA HO HSU (1982): Aluminium hydroxides and oxihydroxides. In: DIXON, J. B. & WEED, S.B. (Ed.): Minerals in soil environments. Madison, Wisconsin, S.99-144.
- PARFITT, R. L. & WILSON, A. D. (1985): CATENA SUP. 7, Braunschweig, S.1-8.
- SALGUERO TEJEDOR, M.L., MENDOZA J. C., RODRIGUEZ R., A. & CALDAS F., E. (1985): CATENA SUP. 7, Braunschweig, 131-151.
- WADA, K. (1986) (Ed.): Ando Soils in Japan. Kyushu Univ. Press, Japan, 276 S.

Untersuchungen zur pH-Pufferkinetik von Böden mit einer neuen pH_{stat}-Technik

von

Kaupenjohann, M. und W. Wilcke

Zusammenfassung

Es wird eine einfache Methode vorgestellt, die pH_{stat}-Bedingungen in einem Säuretitrationsversuch bei gleichzeitiger Entfernung der Reaktionsprodukte der pH-Pufferung aus dem System gewährleistet. Die Methode basiert auf dem Prinzip des Ionenaustausches: Protonenbelegte, stark saure Kationenaustauscherharze liefern Protonen in den Reaktor, wenn zuvor durch H-Pufferung vom Boden freigesetzte Kationen Protonen vom Austauschharz verdrängen. Die Ergebnisse zeigen im Vergleich mit der herkömmlichen titroprozessorgesteuerten pH_{stat}-Titration wesentlich höhere Fe-Freisetzungsraten.

Einleitung

Der Einfluß von Säurebelastungen auf Böden kann in Titrationsversuchen mit verschiedenen Batch- und Säulentekniken untersucht werden (AMACHER, 1991). SÜSSER und SCHWERTMANN (1991) sowie VAN DE SAND und FISCHER (1994) führten Batch-pH_{stat}-Titrations zur Analyse der Kinetiken und Kapazitäten schnell reagierender pH-Puffersysteme in Böden durch. Dazu wird die H⁺-Aktivität in gerührten Bodensuspensionen mittels eines automatischen Titroprozessors konstant auf einem höheren Niveau gehalten als dem Boden-pH entspricht. Die Protonenmenge, die je Zeiteinheit nötig ist, um das pH der Bodensuspension konstant zu halten, beschreibt die pH-Pufferkinetik. Im Gegensatz zu diskontinuierlichen Batch-Titrations von Böden ist im pH_{stat}-Versuch die pH-Pufferreaktion demnach unabhängig von der Protonenaktivität, da diese konstant gehalten wird. Deshalb wird unterstellt, daß die pH-Pufferung lediglich eine Funktion der Kapazität der reagierenden Puffersysteme ist. Bezüglich der pH-Puffersysteme wird dann eine Kinetik 1.Ordnung angenommen, ohne jedoch die Reaktionsordnung experimentell ermittelt zu haben (AMACHER, 1991). Diese Annahme gilt nur, wenn die Pufferreaktionen unabhängig von den Produkten der pH-Pufferung erfolgen. Während des Titrationsverlaufs reichern sich jedoch die Reaktionsprodukte der Pufferung im Reaktor an, und diese können das Ergebnis beeinflussen, insbesondere wenn die Konzentrationen in den Bereich der Löslichkeit sekundärer Minerale ansteigen.

KAUPENJOHANN und WILCKE (1995) haben ein einfaches, auf dem Kationenaustausch basierendes Verfahren zur pH_{stat}-Titration von Bodensäulen vorgestellt, welches gleichzeitig konstantes pH und ständige Entfernung der Reaktionsprodukte der pH-Pufferung gewährleistet. Diese Technik wurde entwickelt zur Untersuchung der Schwermetallmobilisierung aus serpentinitischen Bodensäulen. Mit der vorliegenden Arbeit prüfen wir, ob das dieser Methode zugrunde liegende Prinzip auch für Batch-pH_{stat}-Titrations von Böden geeignet ist.

Material und Methoden

Das Batch-pH_{stat}-Verfahren wurde zur Untersuchung eines durch eine Düngefabrik immissionsbelasteten Bodens nahe Novgorod, Rußland, aus dessen A- und B-Horizonten 1982 und 1993 Proben entnommen wurden, verwendet. Die Reproduzierbarkeit der Methode wurde an einem Aeh-Horizont einer Podsol-Braunerde aus dem Fichtelgebirge durch 6fache Wiederholung des Titrationsversuchs geprüft. Schließlich wurden die Ergebnisse dieses Verfahrens mit Resultaten einer herkömmlichen, titroprozessorgesteuerten pH_{stat}-Titration anhand der Böden aus Novgorod verglichen. Dazu wurde zusätzlich ein allophanhaltiger Boden aus Costa Rica analysiert (Tab. 1).

Tabelle 1: Chemische Eigenschaften der untersuchten Bodenproben.

Standort	Horizont	Tiefe [cm]	C _{org,1} [g kg ⁻¹]	pH _{H2O}	CEC _{pot} [mmol _c kg ⁻¹]	Basensättigung [%]	
Fichtelgebirge	Aeh	0-7	56	4,4	311	12	
Novgorod	1982	Ah	5-20	121	6,1	602	71
		Bv	20-40	16	6,0	375	64
	1993	Ah	5-20	114	6,1	562	68
		Bv	20-40	16	5,9	359	59
Costa Rica	Bv	20-40	12	4,3	45 ¹⁾	62	

¹⁾ effektive KAK

Der neuen pH_{stat}-Methode liegt das Prinzip des Kationenaustausch zugrunde: Protonenbelegte, stark saure Kationenaustauscherharze liefern immer dann ein Proton in den Reaktor nach, wenn ein zuvor durch Protonenpufferung am Boden freigesetztes Metallion an den Austauscher sorbiert wird. Dadurch wird konstantes pH in der Bodensuspension, bei gleichzeitiger Entfernung der Reaktionsprodukte der pH-Pufferung, gewährleistet.

Im Batch-Verfahren werden 1 g trocken eingewogener, zuvor naß auf 0,6 mm gesiebter Kationenaustauscher (Merck Amberlite IR-120), der in ein PE-Netz (3 X 3 cm) mit einer Maschenweite von 0,5 mm eingnäht ist, mit 5 g Boden (lufttrocken, < 2mm) und 50 ml demineralisiertem Wasser in 100 ml PE-Flaschen mit 12 U min⁻¹ über Kopf geschüttelt. Als Ziel-pH wurde 3 eingestellt, indem dem im Wasser suspendierten Boden gleichzeitig mit der Austauscherharzzugabe auch BaCl₂ zugegeben wurde. Die nötige Menge an BaCl₂-Äquivalenten ergibt sich als Differenz zwischen den Protonenäquivalenten, die dem Ziel-pH entsprechen (pH 3), und dem in der Bodensuspension gemessenen enthaltenen Protonen. Dieser Vorgehensweise liegt die Vorstellung zugrunde, daß durch die Ba²⁺-Ionen die zur Erreichung von pH 3 nötigen Protonen vom Austauscherharz freigesetzt werden. Eine Mineralsäure wurde nicht benutzt, um ungewollte pH-Pufferreaktionen (bei pH < 3) zu vermeiden. Denn die Säure hätte stark konzentriert zugegeben werden müssen, um Verdünnungseffekt zu vermeiden, so daß unmittelbar nach Zugabe lokal pH-Werte < 3 in der Suspension möglich schienen.

Jeweils 6 bis 8 Parallelen einer Probe wurden gleichzeitig angesetzt. Nach unterschiedlichen Titrationszeiten (bis maximal 96 h) wurden die Austauscherbeutel aus den PE-Flaschen entnommen. Sofort im Anschluß wurde der pH-Wert in der Bodensuspension gemessen. Die auf den Austauschern adsorbierten Kationen wurden mit 1 M HNO₃ zurückgetauscht, nachdem anhaftender Boden durch gründliches Waschen mit deionisiertem Wasser entfernt worden war. Die Analyse der Metalle in den Rücktauschlösungen bzw. Eluaten erfolgte mit AAS (Flamme: SpectrAA 400, bzw. Graphitrohr: Varian SpectrAA 400Z).

Ergebnisse und Diskussion

Die in Abbildung 1 angegebenen geringen Standardabweichungen lassen erkennen, daß die Reproduzierbarkeit des Verfahren hoch ist. In der Regel liegen die Variationskoeffizienten der durch die pH-Pufferung freigesetzten Ionen unter 10%. Die Kinetiken der Mg-, Ca- und Al-Freisetzung entsprechen jenen, die von DIEFFENBACH et al. (1995) für Böden aus dem

Frankenwald mittels herkömmlicher pH_{stat} -Titration ermittelt wurden. Erstaunlich hoch ist jedoch die Fe-Mobilisierung, die an jene des Aluminiums heranreicht (Abb. 1).

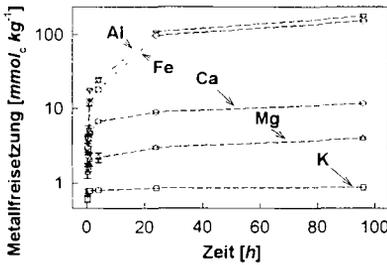


Abbildung 1: Freisetzungskinetik von Metallen aus dem Aeh-Horizont einer podsolierten Braunerde im Austauscher- pH_{stat} -Experiment.

Im herkömmlichen pH_{stat} -Experiment erreicht die Fe-Freisetzung dagegen nach kurzer Zeit bereits einen Maximalwert (Abb. 2). Wir nehmen an, daß dies eine Folge der an das Löslichkeitsprodukt von Fe-Oxiden reichenden Fe-Konzentration ist. Die Al-Freisetzung liegt bei unserem Verfahren zunächst etwas unter jener beim herkömmlichen pH_{stat} -Versuch. Damit einhergehend ist auch der Protonenverbrauch des Bodens, der als Summe aller freigesetzten Kationen berechnet wurde, bei der Ionenaustauscher-Methode zu Beginn des Versuchs geringer als beim Titroprozessor- pH_{stat} (Abb. 2).

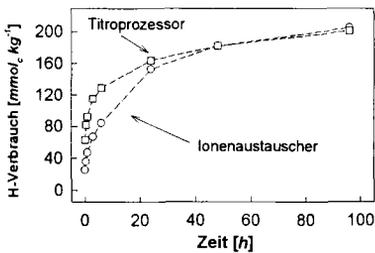
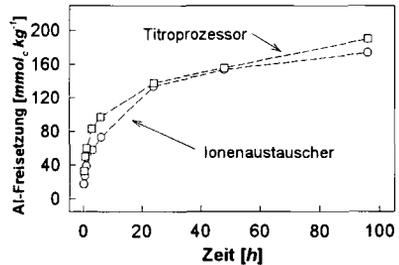
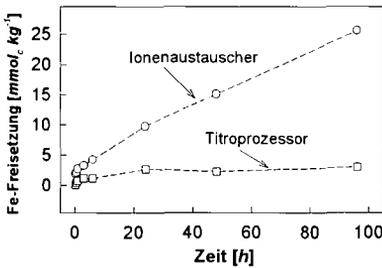


Abbildung 2: Vergleich von Fe- und Al-Freisetzung sowie H-Verbrauch im titroprozessorgesteuerten pH_{stat} -Experiment und im Ionenaustauscher- pH_{stat} Versuch anhand eines Bv-Horizontes eines Andisols aus Costa Rica.

Dies kann darauf zurückgeführt werden, daß das Ziel-pH bei der Austauschermethode erst nach ca. 4h Schüttelzeit erreicht wurde (Abb. 2).

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Böden aus Novgorod bestätigen die am Beispiel des costaricanischen Bodens gezeigten Zusammenhänge. Mittels des bei SÜSSER und SCHWERTMANN (1991) beschriebenen Ansatzes wurden die Pufferkapazitäten eines schnell reagierenden Puffersystems (SNK_s) und eines langsamer reagierenden Puffersystems (SNK_l) berechnet (Tab. 2). Demnach ist die kurzfristig mobilisierbare Pufferkapazität innerhalb von

10 Jahren um 3-6 mmol_e kg⁻¹ zurückgegangen. Das entspricht einer pH-Pufferleistung von 1,86 kmol ha⁻¹ a⁻¹ in den oberen 40 cm des Mineralbodens. Dieser Rückgang geht vor allem zu Lasten von SNK_s und steht in enger Beziehung zu Abnahme der durch Protonenpufferung freigesetzten basischen Kationen, die im A-Horizont im Zeitraum von 1982-93 um 4,6 und im B-Horizont um 3,6 mmol_e kg⁻¹ gesunken sind.

Tabelle 2: Summe der Säureneutralisationskapazität (SNK, [mmol_e kg⁻¹]) aus schneller (SNK_s, k: 5-12,9 h⁻¹) und langsamer (SNK_l, k: 0,10-0,20 h⁻¹) SNK der A- und B-Horizonte eines immissionsbelasteten Bodens aus Novgorod, der 1982 und 1993 beprobt wurde.

Jahr	Horizont A			Horizont B		
	SNK _s	SNK _l	Σ SNK	SNK _s	SNK _l	Σ SNK
1982	53	11	64	28	14	42
1993	45	13	58	25	14	39

Schlußfolgerungen

Die Resultate deuten an, daß zumindest für die Pufferung an Fe-Oxiden bei der herkömmlichen titroprozessorgesteuerten pH_{stat}-Titration mit einem Einfluß der Reaktionsprodukte auf die pH-Pufferung gerechnet werden muß.

Neben der für die richtige Analyse des Reaktionsmechanismus wichtigen Kontrolle der Reaktionsprodukte (was vor allem für Fe von Bedeutung ist), fällt als weiterer Vorteil im Vergleich zur herkömmlichen titroprozessorgesteuerten Methode die einfache und kostengünstige Handhabung ins Gewicht. Deshalb und aufgrund der hohen Reproduzierbarkeit besitzt die Methode Potential zur Routineanalyse der pH-Pufferung von Böden. Mittels dieses einfachen Verfahrens könnten wünschenswerte Analysen der Säureneutralisationskapazität von sauren Waldböden im Zuge der Bundesweiten Waldbodenzustandserhebung mit vertretbarem Aufwand durchgeführt werden. Auch ist die Erfassung der K-Freisetzung möglich, was bei Einsatz KCl gefüllter Elektroden beim Titroprocessorverfahren ausscheidet.

Trotz des sich andeutenden Potential sind zuvor allerdings noch einige methodische Einzelheiten weiter zu klären. Dazu gehört die Frage, warum die pH-Werte erst nach ca. 4 bis 6 Stunden Titrationsdauer konstant werden.

Literatur

- AMACHER, M. (1991): Methods of obtaining and analyzing kinetic data. In: SPARKS, D.L. and D.L. SUAREZ, Rates of soil chemical processes. SSSA Special Publication Number 27, Madison, WI, 19-59.
- DIEFFENBACH, A., M. KAUPENJOHANN, H. SAHIN and S. PEIFFER (1995): Determination of proton buffer mechanisms and kinetics through pH_{stat} titrations, Franconian Forest, Bavaria. Water, Air, and Soil Pollution (in Vorbereitung).
- KAUPENJOHANN, M. and W. WILCKE (1995): Heavy metal release from a serpentine soil using a pH_{stat} technique. Soil Sci. Soc. Am. J. (im Druck).
- SPIES, E.-D. (1991): Böden und Deckschichten der Münchberger Hochfläche und des Frankenwaldes. Mitteiln. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch. 64, 139-210.
- SÜSSER, P. and U. SCHWERTMANN (1991): Proton buffering in mineral horizons of some acid forest soils. Geoderma 49, 63-76.
- VAN DE SAND, M. and R.W. FISCHER (1994): Quantifizierung der wichtigsten Mechanismen zur Säurepufferung carbonatfreier Böden. Z. Pflanzenemähr. Bodenk. 157, 369-373.

Pflanzenarten als Ursache für Heterogenität in Oberböden

von

Krebs, M.* und U. Babel**

1 Einführung

Heterogenität als eine der wesentlichen und in allen Betrachtungsmaßstäben vorkommende Eigenschaft von Böden stößt seit einigen Jahren wieder auf erhöhtes Interesse. Die meisten Arbeiten zur "spatial variability" befassen sich mit funktioneller Heterogenität, wobei v.a. Transportprozesse für Luft oder Wasser untersucht werden (GROENEVELT & LEMOINE, 1987; PHOGAT et al., 1991). Vom morphologischen Bodengefüge, in dem Heterogenität als uneinheitlicher Aufbau des Bodentraumes unmittelbar sichtbar und beschreibbar wird, sind hierbei nur die 3 Phasen Festsubstanz sowie wasser- und luftgefüllter Hohlraum relevant.

Ursachen der Entstehung von Heterogenität werden selten detailliert untersucht, obwohl in den letzten Jahren zahlreiche Arbeiten hauptsächlich zur biogenen Gefügebildung durch Bodenfauna, Mikroorganismen und Pflanzen erschienen sind (Überblick in OADES, 1993 und KREBS, 1995). Häufig werden darin Einzelphänomene der Gefügebildung beschrieben, ohne das Bodengefüge in seiner Gesamtheit zu beschreiben. Ökosystemare Betrachtungsweisen werden häufig vernachlässigt.

Die naheliegende Hypothese, daß Pflanzen aufgrund ihrer arteigenen Nutzung und Modifizierung der Gesamtheit der ökologischen Gegebenheiten ihres Standortes im Laufe ihrer Ontogenese ein artspezifisches Bodengefüge herstellen und so die Heterogenität erhöhen, ist für den Betrachtungsmaßstab Meter und kleiner bisher nur in einem Ansatz von GEYGER (1964) untersucht. Für deutlich größere Betrachtungsmaßstäbe (ha) sind pflanzenartbedingte Gefügeunterschiede aus der forstlichen Standortskunde bekannt (z.B. zwischen Fichten- und Buchenbeständen, SCHLENKER et al., 1969).

2 Hypothese

Ausgehend von der Annahme, daß die Ausprägung von Oberbodengefügen ein Ergebnis aller Wechselbeziehungen im Ökosystem ist, kann ein Gefüge aus vorgegebenen Komponenten als Abbild der "während der letzten Zeit" abgelaufenen Prozesse im Ökosystem verstanden werden. Das Oberboden-Mikrogefüge ist also ein "fingerprint" einer spezifischen Konstellation der Ausprägung der Ökosystemfaktoren.

Die Hypothese ist, daß die das Gefüge beeinflussenden abiotischen und biotischen Ökosystemfaktoren direkt oder indirekt durch die Eigenschaften und Lebensäußerungen von Pflanzen(arten) spezifisch modifiziert werden (z.B. Bodenfeuchte, Bodentemperatur, Bodentiere, Mikroorganismen usw., aber auch durch die Pflanzen - z.B. deren Wurzeln - selbst). Dadurch entstehen spezifische Konstellationen der Ausprägung dieser Ökosystemfaktoren, die an die jeweilige Pflanzenart und deren Standort gebunden sind. Dies bedeutet, daß Ökosysteme in unterschiedliche Klein-Ökosysteme

* z.Z. INRA, Unité de Zoologie, Laboratoire de Physique et Biologie des Sols, Domaine Saint Paul, Site Agroparc, F-84194 Avignon, France

** Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310), D-70593 Stuttgart

unterteilt werden können, die wegen ihrer Bindung an bestimmte Pflanzenarten als pflanzenartspezifische Klein-Ökosysteme bezeichnet werden können. Sie müssen als pflanzenartspezifische Oberboden-Mikrogefüge zum Ausdruck kommen (KREBS, 1995).

3 Material und Methoden

Hauptuntersuchungsfläche war eine intensiv genutzte Wiese (Vega, stark lehmiger Schluff, 5,3% org. Kohlenstoff im Ah) mit den Untersuchungs-Pflanzenarten *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Poa trivialis* und *Rumex obtusifolius* (Details, auch zu 4 Nebenuntersuchungsflächen und dortigen Pflanzenarten, in KREBS, 1995).

Um den Nachweis der Existenz pflanzenartspezifischer Mikrogefüge zu führen, wurden hauptsächlich Kubienakasten-Proben aus 0-8 cm Tiefe unter "kleinflächigen Reinbeständen" der Pflanzen (Minstdurchmesser 25 cm, weitgehend ohne andere Arten) entnommen (insgesamt 7 Termine, jeweils Mai und November 1988-1990 sowie im April '89). Aus ihnen wurden vertikale Anschliffe, zum Teil auch Dünnschliffe hergestellt, die unter dem Mikroskop mit diversen morphometrischen und stereologischen Methoden, aber auch qualitativ, ausgewertet wurden. Zur in-situ-Beschreibung des Teilgefüges "Wurzeln" wurden fluoreszenzmikroskopische Techniken an den Anschliffen eingesetzt. Es wurden Strukturen bis herab zu 20 µm ausgewertet. Folgende Gefügeparameter wurden quantifiziert: Hohlraum-Volumendichte, Hohlraum-Oberflächendichte, Spezifische Hohlraum-Oberflächendichte, Wurzel-Längendichte, Verlauf von Tiefengradienten (0-5 cm) für diese Merkmale, Wurzel-Volumendichte, Wurzeldurchmesser, Mineralboden-Oberflächenrauheit, Hohlraumformen-Klassen, Grundverteilungen von Teilgefügen, Relativverteilungen zwischen Teilgefügen (siehe auch KREBS et al., 1993 und 1994), Spuren der Bodenfauna und Makrogefüge-Merkmale. Auch bodenphysikalische Parameter zur indirekten Beschreibung des Bodengefüges unter den Pflanzenarten wurden gemessen (pF-Kurven, Luftleitfähigkeit, Lagerungsdichte).

Um den Nachweis der Existenz pflanzenartspezifischer Konstellationen von Ökosystemfaktoren zu führen, wurde für einige gefügeverändernde Ökosystemfaktoren exemplarisch untersucht, ob sie zwischen den 4 Untersuchungs-Pflanzenarten unterschiedlich ausgeprägt sind. Untersucht wurden Wurzelsysteme und Einzelwurzeln, Abundanzen von Regenwürmern (siehe auch BABEL et al. 1992), Enchyträen und Collembolen, mikrobielle Biomassen und Aktivitäten, Bodenwassertensionen, Bodenwassergehalte, Bodentemperaturen, org. Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und pH-Werte. Bei den meisten dieser Faktoren wurden auch zeitliche Entwicklungen untersucht.

4 Ergebnisse

Sowohl die qualitativen als auch die quantitativen Auswertungen bestätigen, daß Oberbodengefüge pflanzenartspezifisch ausgeprägt sein können. Für fast alle der untersuchten Gefügemerkmale konnten trotz der geringen Stichprobenumfänge (meist 4 Anschliffe pro Pflanzenart und Termin) zumindest für einige der 7 Termine signifikante Unterschiede zwischen den 4 Pflanzenarten gefunden werden. Häufig wurden die größten Unterschiede in der Ausprägung der untersuchten Gefügemerkmale zwischen *Poa trivialis* und *Rumex obtusifolius* gefunden, während die Merkmalsausprägungen unter den beiden Obergräsern *Alopecurus pratensis* und *Dactylis glomerata* oft eine Mittelstellung einnehmen. Dies entspricht grob den Unterschieden in den Wurzelsystemen. Es gibt aber auch Gefügemerkmale, die unter *Poa* und *Rumex* sehr ähnlich ausgeprägt sind (z.B. sehr geringe Hohlraum-Volumendichte unterhalb von 2 cm Tiefe).

Für jeden der 7 Termine konnten pflanzenartspezifische Ausprägungen der Gefüge nachgewiesen werden. Die Hypothese von der Existenz pflanzenartspezifischer Gefüge erfährt aber insofern eine Einschränkung, als nur sehr wenige Gefügemerkmale für eine bestimmte Pflanzenart bei allen

Probenahmeterminen auf die gleiche Weise artspezifisch ausgeprägt ist (z.B. immer geringste Hohlraum-Volumendichte unter *Rumex* in 0-6,2 mm Tiefe, immer sehr hohe Hohlraum-Oberflächendichte unter *Alopecurus*). Als wesentliches Ergebnis muß festgehalten werden, daß die Pflanzenartspezifität des Oberbodengefüges eine sehr dynamische Eigenschaft ist, die sich zu unterschiedlichen Zeitpunkten durch unterschiedliche Ausprägungen derselben Merkmale oder/und durch andersartige Merkmale manifestiert (KREBS, 1995).

Für fast alle der untersuchten gefügeverändernden Ökosystemfaktoren konnten - zumindest für einige der Termine - signifikante Unterschiede zwischen den 4 Pflanzenarten gefunden werden. Wie bei den bodenmorphologischen Ergebnissen zeigen sich die deutlichsten Unterschiede in ihrer Ausprägung im Boden zwischen *Rumex* und den 3 Grasarten. Die größten Unterschiede finden sich hier jedoch eher zwischen *Rumex* und *Alopecurus* als zwischen *Rumex* und *Poa*.

Offensichtlich wird die Konstellation der Ökosystemfaktoren (bzw. ihrer Ausprägung im Boden) durch die jeweilige Pflanzenart an ihrem Standort spezifisch modifiziert, so daß entsprechend der Hypothese von pflanzenartspezifischen Kleinökosystemen gesprochen werden kann. Damit sind die Voraussetzungen für die Entstehung von pflanzenartspezifischen Bodengefügen als "fingerprint" der Konstellation der Ökosystemfaktoren gegeben (KREBS, 1995).

5 Diskussion

Die Ausbildung pflanzenartspezifischer Oberboden-Mikrogefüge aufgrund artspezifischer Modifikation von direkt oder indirekt gefügewirksamen Ökosystemfaktoren läßt vermuten, daß sich oberirdisch als Vegetationsmuster erkennbare Heterogenitäten "mit der Zeit" auf das Bodengefüge "durchpausen".

Allerdings kann im Prinzip nicht ausgeschlossen werden, daß sich die Pflanze einer bestimmten Art an ihrem Standort einfindet, gerade weil dort zum Zeitpunkt der Etablierung bereits ein besonders vorteilhaftes Gefüge existiert. Ob und in welchem Maße das Bodengefüge eine Rolle bei der Entstehung von Vegetationsmustern spielt, ist schwierig zu prüfen (eine Möglichkeit wäre, den Untersuchungs-Pflanzenarten ein gleichartiges Ausgangsgefüge anzubieten). Untersuchungen zur Dynamik von Vegetationsmustern im Grünland (THORHALLSDOTTIR, 1990) sowie spezielle Arbeiten zur Etablierung von Keimlingen im Grünland (RYSER, 1990) lassen jedoch den Schluß zu, daß andere Faktoren (z.B. Effekte durch die Art der Nachbarpflanze, Auftreten von Vegetationslücken, spezielles Ausbreitungsverhalten der Arten, Allelopathie, etc.) eine wesentlich größere Bedeutung für die Etablierung einer Pflanze haben, als das am zu besiedelnden Standort vorhandene Bodengefüge. Bodenartunterschiede zwischen den Pflanzenarten oder Bindungen der Arten an Bodenverdichtungen durch Schlepperspuren wurden für die Untersuchungsfläche nicht gefunden.

Sollte ein "pflanzenartspezifisches" Gefüge trotzdem bereits zum Zeitpunkt der Pflanzentablierung existieren, so findet dessen ungeachtet "im Laufe der Zeit" eine pflanzenartspezifische Änderung dieses Ausgangsgefüges statt. Hierfür sprechen z.B. die zahlreichen signifikanten Unterschiede zwischen unmittelbar aufeinanderfolgenden Probenahmeterminen bezogen auf jeweils eine Pflanzenart, z.B. für die Gefügeparameter Hohlraum-Volumendichte, Hohlraum-Oberflächendichte, Wurzel-Längendichte, usw.

Die Arbeit macht deutlich, daß die kurzfristige Dynamik des Gefüges eine der herausragenden Eigenschaften von Oberböden ist. Eine wesentliche Ursache der Vernachlässigung des Aspektes "Zeit" im Rahmen von Gefügeuntersuchungen ist in den Schwierigkeiten begründet, die in Anschliffen und Dünnschliffen enthaltenen Informationen zeitlich zu interpretieren. Einerseits zeigen die Schliffpräparate lediglich eine Momentaufnahme des sich ständig verändernden Gefüges zum Zeitpunkt der Probenahme. Andererseits beinhalten diese Momentaufnahmen eine zeitliche

Aufsummierung von Effekten der verschiedensten Ökosystemfaktoren, wobei erst kürzlich zurückliegende Ereignisse wahrscheinlich ein größeres Gewicht haben als die schon länger zurückliegenden. Die Komplexität der enthaltenen Informationen wird außerdem dadurch erhöht, daß auch bei gleichzeitigem Wirken anzunehmen ist, daß einige Faktoren intensiver wirken als andere und daß einige Faktoren nachhaltiger wirken als andere. Konkrete Abschätzungen des Gewichts einzelner gefügeverändernder Ökosystemfaktoren sind jedoch zum heutigen Zeitpunkt kaum möglich, zumal selbst einfache Aussagen über die Wirkungsmechanismen einzelner Ökosystemfaktoren hinsichtlich der Gefügegenese schwierig zu treffen sind.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit (KREBS, 1995) läßt sich als allgemeine Aussage zur Gefügedynamik ableiten, daß gefügemodifizierende Eigenschaften von Pflanzenarten immer dann hervortreten, wenn die gefügeartspezifischen Ökosystemfaktoren in mäßiger, nicht in extremer Ausprägung wirken. So können z.B. nur schwache nächtliche Wechselfröste durch die Pflanzen derart modifiziert werden, daß der Boden unter der einen Art gefriert, unter der anderen dagegen nicht, während starker Frost unter allen Pflanzenarten gleichartig wirkt (Frostrisse). Verstärkte Ribbildung im Boden durch arbedingt hohen Wasserentzug von *Dactylis glomerata* kann nur bei pF-Werten um 2,8 zum Tragen kommen, nicht dagegen bei sehr trockenem oder sehr feuchtem Boden. Die extreme Regenwurmabundanz im Boden der Untersuchungsfläche (bis 802 Tiere/m²) wirkt der Entstehung pflanzenartspezifischer Gefüge entgegen und nivelliert ausgebildete Gefügeunterschiede immer wieder, so daß es insgesamt zu einem ständigen Wechsel von Aufbau und Nivellierung pflanzenartspezifischer Gefüge kommt.

6 Literatur

- Babel, U.; Ehrmann, O. and Krebs, M., (1992): Relationships between earthworms and some plant species in a meadow. *Soil Biol. Biochem.*, 24, 1477-1481
- Geyger, E., (1964): Mikromorphometrische Untersuchungen über den Einfluß bestimmter Pflanzengemeinschaften auf die Strukturbildung im Boden. In: Jongerius, A. (Ed.): *Soil Micromorphology*; Elsevier Publishing Company, Amsterdam, London, New York, 1964, 445-457
- Groenevelt, P.H. and Lemoine, G.G., (1987): On the measurement of air permeability. *Neth. J. Agric. Sci.*, 35, 385-394
- Krebs, M., (1995): Biogene Bodengefüge: Pflanzenartspezifische Oberboden-Mikrogefüge und Aspekte ihrer Entstehung. Dissertation Univ. Hohenheim, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 26, (1995)
- Krebs, M.; Kretzschmar, A.; Chadoeuf, J. and Babel, U., (1993): Grund- und Relativverteilungen von Gefügemerkmalen in Anschliffen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72/II, 1305-1308.
- Krebs, M., Kretzschmar, A., Babel, U., Chadoeuf, J. and Goulard, M., (1994): Investigations on distribution patterns in soil: Basic and relative distributions of roots, channels and cracks. In: A.J. Ringrose-Voase and G.S. Humphreys (Eds.): *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis. Proc. IX. Int. Working Meeting on Soil Micromorphology*, Townsville, Australia, July 1992. *Developments in Soil Science* 22, Elsevier, Amsterdam, pp. 437-449.
- Oades, J.M., (1993): The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 65, 377-400.
- Phogat, V.K.; Aylmore, L.A.G. and Schuller, R.D., (1991): Simultaneous measurements of the spatial distribution of soil water content and bulk density. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 908-915
- Ryser, P., (1990): Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 104. Heft, 71 S.
- Schlenker, G.; Dieterich, H.; Müller, S.; Benecke, P.; Babel, U.; Evers, F.-H.; Blume, H.P.; Münnich, K.O., Zimmermann, U. und Barnes, B.V., (1969): Untersuchungen über die Auswirkungen des Fichtenreinanbaus auf Parabraunerden und Pseudogleye des Neckarlandes. *Mitt. des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, 19, 72-114.
- Thorhallsdottir, T.E., (1990): The dynamics of five grasses and white clover in a simulated mosaic sward. *Journal of Ecology*, 78, 909-923

Kalorimetrische Untersuchungen zur Ladungsänderung an der Metall-oxid/ Elektrolyt Grenzfläche

von

Lewandowski, H.* , A. Pohlmeier* , H. D. Narres* , N. Kallay** , D. Kovacevic** und S. Zalac**

1. Einleitung

Der Transport von organischen Substanzen im Boden, wie z.B. von Pflanzenschutzmitteln oder anthropogenen Schadstoffen, wird stark von der Sorption an den Bodenbestandteilen beeinflusst. Neben der organischen Matrix und den Schichtsilikaten sind es vor allem die Metalloxide, die in diesem Zusammenhang eine Rolle spielen. Da viele organische Schadstoffe als geladene Moleküle im Boden vorliegen, hängt die Adsorption bzw. Desorption an den Oxiden von der Ladung der Oberfläche ab. Bevor man sich also eingehend mit der Adsorption organischer Moleküle an der Oxidoberfläche beschäftigt, muß man die Protonierung und Deprotonierung der Oxide beschreiben können.

Eine wichtige Größe zur thermodynamischen Beschreibung der Ladungsänderung an Oxidoberflächen ist die Reaktionsenthalpie. Es gibt zwei unterschiedliche Methoden zur Bestimmung dieser Enthalpie: Man kann die Temperaturabhängigkeit des Ladungsnulldpunktes ($pzc = \text{point of zero charge}$) bestimmen [1], oder die Reaktion, d.h. die Adsorption oder Desorption von Protonen, direkt in einem Kalorimeter ablaufen lassen und die Enthalpieänderung messen [2]. Die direkte Methode zur Bestimmung der Reaktionsenthalpie bei der Änderung der Oberflächenladung beinhaltet zwei Probleme. Wenn man eine Säure oder Base zu einer Metalloxidsuspension gibt, laufen im Kalorimeter mehrere Reaktionen gleichzeitig ab. Um die Enthalpieänderung einer bestimmten Teilreaktion zu berechnen, muß man die verschiedenen Teilreaktionen unterscheiden und ihre Anteile bestimmen. Das zweite Problem ergibt sich aus der Tatsache, daß es bei den Oberflächenreaktionen neben dem "chemischen" Beitrag auch einen "elektrostatischen" Beitrag gibt. Durch eine geschickte Experimentführung ist es möglich, diesen elektrostatischen Anteil zu unterdrücken, so daß nur der chemische Anteil wirksam ist [3]. Die kalorimetrische Messung muß dabei so ausgeführt werden, daß der pH-Wert des Ladungsnulldpunktes in der Mitte zwischen dem Start- und dem End-pH-Wert liegt.

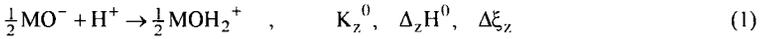
Ziel dieser Arbeit ist es, zu zeigen, daß auch Messungen außerhalb der Umgebung des Ladungsnulldpunktes sinnvoll ausgewertet werden können. In der Nähe des Ladungsnulldpunktes ist die Koagulation der Metalloxide ein experimentelles Problem.

* Institut für Angewandte Physikalische Chemie; Forschungszentrum Jülich GmbH
52425 Jülich, FRG

** Laboratory of Physical Chemistry; Faculty of Science; University of Zagreb
P.O. Box 163; 41001 Zagreb, Croatia

2. Theorie

Das Modell, das der Auswertung zugrunde liegt, ist als "surface complexation model" bekannt [4]. Die Ladungsänderung ergibt sich danach aus der Wechselwirkung von Protonen (H^+) und Hydroxidionen (OH^-) mit der Metalloxydoberfläche. Zwei verschiedene Mechanismen sind dabei denkbar: Der eine Ansatz geht von der Existenz amphoterer Gruppen (MOH) auf der Oberfläche aus, an denen dann Protonierungs- und Deprotonierungsreaktionen ablaufen. Dieser Ansatz wird auch 2-pK-Modell genannt [4]. Der zweite Ansatz geht von der Annahme aus, daß es keine neutralen Oberflächengruppen MOH gibt. Er benutzt nur eine Oberflächenreaktion, und zwar die Protonierung von negativ geladenen Oberflächenstellen. Dieser Ansatz ist als 1-pK-Modell bekannt [5]. Die Ladungsänderung ergibt sich dann aus folgender Oberflächenreaktion:



In der Gleichung haben die verschieden Symbole folgende Bedeutung:

$K_z^0 \hat{=}$ Standard-Gleichgewichtskonstante; $\Delta_z H^0 \hat{=}$ Standard-Reaktionsenthalpie
 $\Delta\xi_z \hat{=}$ Änderung des Grades der Oberflächenreaktion

Zur Bestimmung der Reaktionsenthalpie kann man Protonierungs- bzw. Deprotonierungsreaktionen direkt in einem Kalorimeter ablaufen lassen. Dabei wird eine Säure oder eine Base zu einer Metalloxydsuspension zutitriert. Die gemessene Wärme Q setzt sich aus allen Teilreaktionen zusammen, die im Kalorimeter ablaufen. Neben den Oberflächenreaktionen sind es die Reaktion von Protonen und Hydroxidionen zu Wasser (Neutralisation) und die Reaktionen der Gegenionen des Elektrolyts mit der geladenen Oberfläche. Benutzt man zur Auswertung das 1-pK-Modell, so hat man nur eine Oberflächenreaktion zu berücksichtigen. Die Neutralisation ist vernachlässigbar, wenn man z. B. eine Säure zu einer bereits sauren Metalloxydsuspension titriert, und der Einfluß der Elektrolytionen ist vernachlässigbar, wenn die Elektrolytkonzentration nicht zu hoch ist. In diesem speziellen Fall gilt:

$$Q = \Delta_z H \Delta\xi_z \Rightarrow \Delta_z H = \frac{Q}{\Delta\xi_z} \quad (2)$$

Die Änderung des Grades der Oberflächenreaktion kann aus den zugegebenen Mengen an Säure und der pH-Wert Differenz berechnet werden.

Neben dem "chemische" Beitrag zur Oberflächenreaktion muß auch noch der "elektrostatische" Beitrag berücksichtigt werden. Die Enthalpie, die in einem Titrationsexperiment bestimmt wird, läßt sich in einen "chemischen" Term (der Standard-Enthalpie $\Delta_z H^0$) und eine "elektrostatischen" Term $\Delta_z H(\text{el})$ aufspalten: $\Delta_z H = \Delta_z H(\text{el}) + \Delta_z H^0$. Der elektrostatische Anteil an der Enthalpie ist über die Gibbs Energie mit dem Oberflächenpotential ψ_0 verknüpft, das in der Nähe des Ladungsnullpunktes mit dem Nernst'schen Ansatz beschrieben werden kann [4]:

$$\psi_0 = \frac{RT \ln 10}{F} (\text{pH}_{\text{pzc}} - \text{pH}) \alpha \quad (\alpha = 1 \hat{=} \text{ideales Verhalten}) \quad (3)$$

Trägt man die Enthalpie der Oberflächenreaktion $\Delta_z H$ als Funktion des pH-Wertes auf, erhält man eine Gerade, aus deren Steigung die pH-Abhängigkeit des Potentials $d\psi_0/d\text{pH}$ berechnet werden kann. Für ein ideales Nernst-Verhalten sollte $d\psi_0/d\text{pH} = -(RT \ln 10)/F = -59,1 \text{ mV}$ (für 25 °C) sein.

Bei einem "symmetrischen" Experiment, bei dem der pH-Wert des Ladungsnullpunktes in der Mitte zwischen dem Start- und dem End-pH-Wert liegt, entfällt der elektrostatische Anteil [3]. Extrapoliert man die Enthalpie der Oberflächenreaktion auf den pH-Wert des Ladungsnullpunktes erhält man die Standard-Enthalpie.

3. Experimentelles

Als Metalloxid wurde Hämatit der Firma Alfa Division, Danvers, Mass. U.S.A. benutzt. Der Ladungsnullpunkt beträgt: $\text{pH}_{\text{pzc}} = 6,1$ (gemessen mit der Methode der Massentitration [6]). Das Hämatit wurde unter Ultraschall in verdünnter HNO_3 suspendiert und mit KNO_3 versetzt, so daß die Massenkonzentration an Hämatit 120 g/L , die Elektrolytkonzentration $1 \cdot 10^{-4} \text{ mol/L}$ und der pH-Wert $4,8$ betrug. 15 mL dieser Suspension wurden in einem Wärmefluß-Kalorimeter "TAM" der Firma ThermoMetric AB, Järfälla, Schweden [7] mit $0,1 \text{ M HNO}_3$ titriert (Meßtemperatur = $25 \text{ }^\circ\text{C}$), und zwar mit 11 Titrationen zu je $100 \text{ } \mu\text{L}$. Mit einer potentiometrischen Titration wurde parallel zu dem Kalorimeter-Experiment der pH-Werte nach jeder Titration bestimmt.

4. Ergebnisse

Aus den im Kalorimeter gemessenen Wärmetönungen Q bei jeder Titration kann nach Gl. (2) direkt die Oberflächenreaktionsenthalpie $\Delta_z H$ berechnet werden. Trägt man die diese Werte gegen die Mittelwerte der entsprechenden pH-Wert-Differenz auf, erhält man die Abbildung 1.

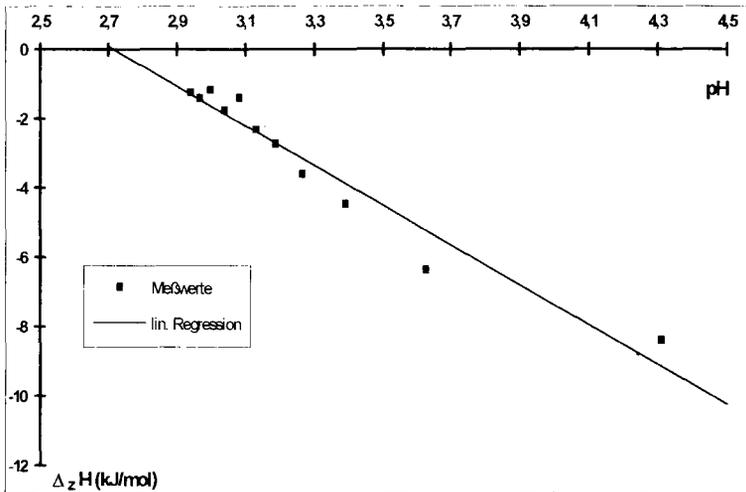


Abb. 1: Oberflächenreaktionsenthalpie als Funktion des pH-Wertes

Teilt man die Steigung m der Geraden $\Delta_z H = f(\text{pH})$ durch die Faraday-Konstante erhält man die pH-Abhängigkeit des Oberflächenpotentials. Es ergibt sich ein Wert von $d\psi_0/d\text{pH} = -59,5 \text{ mV}$. Das Oberflächenpotential von Hämatit läßt sich also unter den gewählten Versuchsbedingungen über einen relativ weiten pH-Bereich als lineare Funktion des pH-Wertes beschreiben.

Extrapoliert man die Gerade auf den pH-Wert des Ladungsnullpunktes, so ergibt sich ein Wert für die Standard-Oberflächenreaktionsenthalpie von $\Delta_z H^0 = -19,4 \text{ kJ mol}^{-1}$ (für $\text{pH}_{\text{pzc}} = 6,1$). Dieser Wert läßt sich mit der Enthalpiedifferenz für die Protonierungs- und Deprotonierungsreaktionen nach dem 2-pK-Modell vergleichen. Es gilt:

$$\Delta_z H^0 = -\frac{\Delta_d H^0 - \Delta_p H^0}{2}$$

In einem "symmetrischen" Titrationsexperiment wurde für die Enthalpiedifferenz ein Wert von $33,3 \text{ kJ mol}^{-1}$ bestimmt [6]. Im Rahmen des Fehlers liefert also die Auswertung nach dem 1-pK-Modell die gleichen Ergebnisse wie das 2-pK-Modell.

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, daß man bei Untersuchungen zum Ladungsverhalten von Metalloxidoberflächen nicht auf die unmittelbare Umgebung des Ladungsnullpunktes beschränkt ist. In diesem Bereich sind Messungen wegen der zunehmenden Koagulation mit großen Fehlern behaftet. Das 1-pK-Modell bietet die Möglichkeit, auch Messungen auszuwerten, die außerhalb der unmittelbaren Umgebung des Ladungsnullpunktes durchgeführt wurden. Interessant ist es zu prüfen, ob auch das 2-pK-Modell auf Messungen angewandt werden kann, die neben dem chemischen Anteil auch einen elektrostatischen Anteil zeigen.

5. Literatur

- [1] L. G. J. Fokkink, A. de Keizer und J. Lyklema, *J. Colloid Interface Sci.* 127, 116 (1989).
- [2] A. de Keizer, L. G. J. Fokkink und J. Lyklema, *Colloid Surf.* 49, 149 (1990).
- [3] N. Kallay, S. Zalac und G. Stefanic, *Langmuir* 9, 3457 (1993).
- [4] M. A. Blesa und N. Kallay, *Adv. Colloid Interface Sci.* 28, 11 (1988).
- [5] V. H. van Riemsdijk, G. H. Bolt, L. K. Koopal und J. Blaakmeer, *J. Colloid Interface Sci.* 109, 219 (1968).
- [6] N. Kallay, S. Zalac, J. Culin, U. Bieger, A. Pohlmeier und H. D. Narres, *Progr. Colloid Polym. Sci.* 95, 108 (1994).
- [7] J. Suurkuusk und I. Wadsö, *Chemica Scripta* 20, 155 (1982).

Clay mineral investigations in soils of the central and northern Nile Delta, Egypt

von

Meshref, H., Z. Zaghoul, M. El-Sherbini und S. Hermas*

I. Qualitative analysis of the clay minerals:

Ten soil samples have been selected for X-ray examination for identification of the clay minerals in the area of study. Eight of them represent surface soil samples at Talkha, El-Shaowama, Kalabsho, Abou-Risha, Dikirnis, Manzala, Mit Ghamr and Fowa and two represent subsoil samples at El-Shaowama and Abou-Risha. The clay fractions of size $< 2 \mu\text{m}$ have been separated using pipette method. Three slides were prepared by the sedimentation technique for each sample. Three runs for each sample were made, i.e. the untreated, glycolated and heated (550°C). Three clay minerals have been identified in the soil examined. These are smectite, kaolinite and illite. The X-ray data obtained are given in table (1). The term smectite used comprises montmorillonite plus randomly interstratified illite mixed layer clay minerals as adopted by ABU-ZEID and STANLEY (1990), dealing with the late Quaternary sediments of the Nile Delta.

In the studied profiles, smectite in the majority of samples tends to display moderate diffraction peaks on the untreated patterns with d-spacing 13 - 14.8 Å. Upon glycolation, the peaks shift to d-spacings 16.2 - 17.4 Å. For the heated samples, smectite contracts to d-spacings 9.9 Å (not shown in table 1). The values of d-spacings in case of the untreated and glycolated treatments possibly indicate a high relative proportion of the interstratified illitic layer in smectite-illite mixed layer clay minerals. Kaolinite displays diffraction peaks with d-spacings 7.1 - 7.2 Å for both untreated and glycolated patterns and which completely disappear under heating treatment. Illite displays diffraction peaks with spacing 10 - 10.5 Å under different treatments. Chlorite is recorded as a minor component of the clay minerals, whereas feldspars are recorded in some samples as non-clay constituents.

II. Semiquantitative analysis of the clay minerals:

The relative percentages of the different clay minerals have been determined using peak heights, JOHN et al. (1954). However, it is worthy to note that all methods used for determination of the relative percentages of clay minerals have some limitations, PIERCE and SIEGEL (1969). Table (1) shows the relative percentages of smectite, kaolinite and illite and the ratios of K/S and I/S determined. Smectite is the predominant clay mineral

*) Soil Sci. Dept. and Geology Dept., Mansoura University, Egypt

receded and may represent more than half of the clay mineral suite. It ranges from 41.4 to 67.6 % with average 54.4 %, kaolinite ranges from 19.9 to 30.3 % with average 25.1 %, while illite ranges from 12.2 to 28.3 % with average 20.3 %. The clay minerals arranged in decreasing order of abundance are as follows: smectite > kaolinite > illite.

Smectite generally shows no clear pattern of distribution but shows abrupt decrease at Kalabsho and the highest content at Talkha.

Studying the K/S and I/S ratios, it is observed that:

1. The K/S ratio ranges from 0.29 to 0.73 with average 0.51 while the I/S ratio ranges from 0.18 to 0.68 with average 0.43.
2. The K/S ratio is generally higher than I/S ratio, but they have a considerable similarity in distribution. Both ratios show a clear increase in sea-ward direction in the Dakahlia Northwestern zone but no significant trend in the Dakahlia Eastern zone or in the Kafr El-Sheikh Governorate.
3. Both K/S and I/S ratios show high values at Kalabsho near the coast with a distinct drop in smectite values. It is possible that detrital smectite carried by the river water was partly affected by marine depositional and early diagenetic processes involving transformation into illite type by fixation of K⁺ ions from sea water. The first stage of this transformation involves formation of smectite-illite mixed layers, (MILLOT, 1970).
4. A considerable variation in the clay mineral assemblage with depth is recorded at Abu-Risha where smectite increases on the expense of kaolinite and illite while in case of EL-Shaowama no variation with depth is recorded.

III. Clay mineralogy of soils in the Nile Delta:

The present study has proved that occurrence of smectite, kaolinite and illite in decreasing order of abundance in eight soil profiles observed in Dakahlia and Kafr El-Sheikh Governorate.

BALL (1938), dealing with the clay fraction (< 2 μm) of the Nile mud, reported that kaolinite dominates all other minerals present. EL-GABALY and KHADR (1962), studying the clay fraction (> 1 μm) separated from the middle and northern parts of Nile Delta soils concluded that smectite is the predominant mineral with smaller proportions of kaolinite and illite. MESHREF and EL-SHERBINI (1984) investigating the clay mineral content in the soils of the Delta, its eastern and western fringes, indicated that montmorillonite, illite,

kaolinite and attapulgite are the dominant clay minerals present. ABU-ZEID and STANLEY (1990), studying the clay mineral in the late quaternary (late pleistocene and holocene) sediments in the north central and northeastern part of Nile Delta reported, that since at least 30.000 years and until the present, the River Nile system provided the bulk of clay minerals composed of smectite, kaolinite and illite in decreasing order of abundance. Smectite of holocene sediments has markedly higher relative proportions of interstratified illitic layer in smectite-illite clay minerals.

References

- ABU-ZEID, M. M. and STANLEY, D. J., 1990: Temporal and spatial distribution of clay minerals in late quaternary deposits of the Nile Delta, Egypt., *J. Coast. Res.*, 67: 677-698.
- BALL, J. 1938: Contribution to the geography of Egypt. Ministry of Finance and Economy, Cairo, Egypt, Reprint by S.E. (1952).
- EL-GABALY, M. H. and KHADR, M., 1962: Clay minerals studies of some Egyptian deserts and Nile alluvium soils. *J. Soil Sc.*, 13: 333-343.
- JOHN, W. D.; GRIM, R. E. and BRADLEY, W. F., 1954: Quantitative estimation of clay minerals by diffraction methods. *J. Sed. Petrol.*, 24: 242-251.
- MESHREF, H. and EL-SHERBINI, M. I., 1984: Occurrence of some trace elements and clay minerals in Quaternary sediments in Nile Delta environments. *J. Agric. Sci. Mansoura Univ.*, 9 (4): 856-862.
- MILLOT, G., 1970: Geology of clays. Heidelberg, West Germany, Springer-Verlag, 429 pp.
- PIERCE, J.W. and SIEGEL, F. R., 1969: Quantification in clay mineral studies of sediments and sedimentary rocks. *J. Sed. Petrography*, 39: 187-193.

Table (1): X:-ray data of the studied soil samples, the relative percentages of clay minerals together with the ratios of K/S and I/S

Sam No.	Prof. No.	Location	Depth (cm)	Untreated d-spacing (Å)			Glycolated d-spacing (Å)			Clay minerals %			Clay ratio	
				S	K	I	S	K	I	S	K	I	K/S	I/S
1	1	Talka	0-10	14.7	7.16	10.30	-	-	-	67.6	19.9	12.5	0.29	0.18
2	4	Shaowama	0-10	14.8	7.16	10.40	16.2	7.16	10.04	66.3	20.3	13.4	0.31	0.20
3	4	Shaowama	50-70	14.5	7.19	10.04	-	-	-	66.9	20.9	12.2	0.31	0.18
4	7	Kalabsho	0-10	14.2	7.19	10.30	16.4	7.13	10.20	41.4	30.3	28.3	0.73	0.68
5	11	Abu-Risha	0-10	14.5	7.13	10.30	-	-	-	59.1	24.2	16.5	0.41	0.28
6	11	Abu-Risha	60-70	14.7	7.16	10.04	16.5	7.20	10.20	66.5	21.0	12.5	0.32	0.19
7	15	Dikkirnis	0-10	14.5	7.13	10.10	17.0	7.16	10.45	58.9	25.0	16.1	0.42	0.27
8	17	Manzala	0-10	13.0	7.16	10.50	17.4	7.21	10.04	59.0	25.0	16.0	0.42	0.27
9	22	Mit Ghamr	0-10	14.4	7.13	10.20	17.0	7.10	10.40	55.6	26.7	17.8	0.48	0.32
10	25	Fowa	0-10	14.6	7.13	10.16	16.4	7.19	10.10	61.2	24.0	14.8	0.39	0.24

Note: - Glycolation pattern of sample No. 2 represents that of 1, 2 and 3 having similar untreated pattern.

- Glycolation pattern of sample No. 6 represents that of 5 and 6 having similar untreated pattern.

S = Smectite (all expandites)

K = Kaolinite

I = Illite

Eine Perkolationszelle zur Untersuchung der Austauschkinetik an Tonmineralien

von

Moog, H. C. und H. K. Cammenga

Einleitung

Zur Untersuchung der Kinetik von Ionenaustauschprozessen an Böden oder Bodenkompartimenten sind in der Vergangenheit oft Membranfilterhalter mit einem Innendurchmesser von 5 cm verwendet worden. Injizierte Austauscherproben verteilen sich auf der Oberfläche des Filters jedoch ungleichmäßig, wodurch sich bei jedem Versuch andere Strömungsbedingungen einstellen. Überdies sind nicht alle Regionen innerhalb des Membranfilterhalters gleichmäßig durchströmt. Ferner bildet sich ein stationäres Strömungsvolumen aus, mit dem sich die während des Perkolationsversuches in den Filter eingebrachte Lösung durchmischet. All dies führt zu Verschleppungs- und anderen Effekten, die sich im Ergebnis zwar als Änderung in der Elutionskurve zeigen, jedoch nichts mit der Kinetik des untersuchten Austausches selbst zu tun haben.

Theorie

Austauscher mit bekannter Masse befinde sich in Kontakt mit einem über die Zeit konstanten Strömungsvolumen Θ mit über die Zeit variablen Gehalt an Calcium c_{Ca} . Dem System werde mit stationärer Flußrate eine Lösung mit einem Calcium-Gehalt von c_{Ca}^{in} zugeführt. Der Gehalt der Lösung am Ausfluß sei gleich dem des Strömungsvolumens. J sei der Stoffmengenstrom von Calcium aus der Lösung an den Austauscher. Die Änderung der Calcium - Konzentration am Ausfluß ergibt sich dann zu

$$\frac{dc_{Ca}}{dt} = \frac{1}{\Theta} (v(c_{Ca}^{\text{in}} - c_{Ca}) - J_{Ca}) \quad (1)$$

Die verwendete Perkolationszelle muß also hinreichend klein sein, um zu gewährleisten, daß

- das Strömungsvolumen im Vergleich zur angelegten Porenfließgeschwindigkeit gering genug ist und
- die durchströmte Querschnittsfläche keinen Raum für Totvolumina läßt, also dem der verwendeten Perkolationszelle entspricht.

In summa bedeutet dies, daß sich die Perkolationszelle annähernd wie ein idealer Rührkessel verhalten muß, damit Gleichung (1) erfüllt ist.

Aufbau

Die verwendete Perkolationszelle ist in Abb. (1) dargestellt. Das verwendete V₂A-Siebgewebe mit einer Maschenweite von 63 µm erwies sich als fein genug, um in Verbindung mit einer Lage von austausch-inertem Quarzsand Gesamtschluff-Fractionen zurückzuhalten. Das Siebgewebe oberhalb des durchströmten Austauschers verhindert eine Trichterbildung im Material durch die eintropfende Lösung. Außerdem zerplatzt der auftreffende Tropfen und verteilt sich gleichmäßig über die gesamte Querschnittsfläche der Zelle - dies wurde in Vorversuchen sicher festgestellt. Das Pt 100 ist unter dem durchströmten Körper eingebracht, um Unregelmäßigkeiten im Fließmilieu von vornherein auszuschließen. Die Zelle ist durch eine Styroporummantelung thermisch von der Umgebung abgeschirmt. Die Temperaturregelung erfolgt über den Zulauf und erwies sich als hinreichend (± 0.1 °C).

* Institut für Physikalische und Theoretische Chemie der TU Braunschweig, Abteilung Angewandte Physikalische Chemie, H.MOOG@TU-BS.DE

Abb. (1)
Aufbau der Perkulationszelle

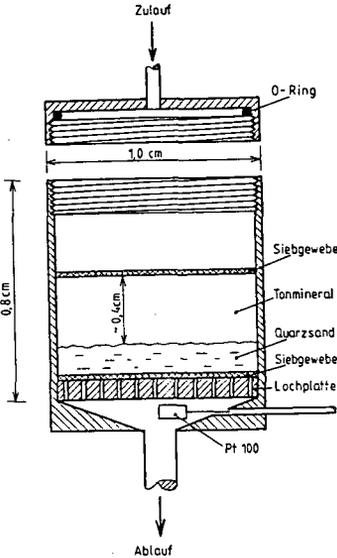
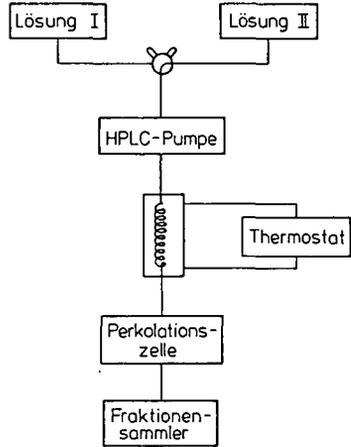


Abb. (2)
Schematischer Versuchsaufbau



Experimentelles und Ergebnisse

Zur Erprobung der Meßzelle wurde diese nur mit austauschierbarem Quarzsand gefüllt. In Anwendung von Gleichung (1) muß am Auslauf folglich gelten

$$\frac{\partial c_{ca}}{\partial t} = \frac{v}{\Theta} (c_{ca}^{in} - c_{ca}) \quad (2)$$

Auf diese Gleichung wird im folgenden mit "Model 0" Bezug genommen. Der Versuchsaufbau ist schematisch in Abb. (2) dargestellt. Da sich der Wechsel von der ersten auf die zweite Lösung nicht ideal stufenförmig abspielt, muß vor dem eigentlichen Verdrängungsexperiment die Sprungantwort am Zulauf der Meßzelle bestimmt werden. Das Ergebnis ist in Abb. (3) für drei Fließgeschwindigkeiten dargestellt. Die gut reproduzierbare Sprungantwort wurde in den folgenden Versuchen zur Berechnung der tatsächlichen Einlaufkonzentration während der ersten Minuten herangezogen.

Zur Validierung von Gleichung (2) wurde die Meßzelle nur mit 500 mg Quarzsand gefüllt. Vor dem Wechsel auf Lösung II wurde zwei Stunden mit Lösung I perkoliert. Das Strömungsvolumen wurde durch doppelte Wägung der Zelle ermittelt: einmal trocken mit Sand, vor dem Versuch, das zweite Mal mit der im Quarzsandgefüge eingeschlossenen Lösung, nach dem Versuch. Es ergab sich ein Strömungsvolumen von 0.24 ml. Der angelegte Fluß betrug 1.05 ml/min. Das Ergebnis dieses Versuches ist in Abb. (4) dargestellt. Die Simulation wurde mit den experimentellen Werten für Θ und v durchgeführt. Die Kurvenanpassung ergab $\Theta = 0.15$ ml. Die Abweichungen der experimentell ermittelten Daten vom idealen Verhalten sind systematisch: die zweite Lösung bricht eher durch als vorausgesagt, dafür zieht sich das Tailing der Kurve länger hin. Beides läßt sich mit der Annahme erklären, daß es Regionen innerhalb der Zelle gibt, die dem Perkulationsstrom relativ zu anderen (mehr zum Achsmittelpunkt hin orientierten) Regionen geringer ausgesetzt sind, und in denen sich der

Austausch demzufolge länger hinzieht. Im Hinblick auf den experimentellen Fehler in c_{Ca}^{in} , der größenordnungsmäßig im Bereich der in Abb. (3) und (4) verwendeten Symbole liegt, wird jedoch deutlich, daß sich die Meßzelle in Bezug auf Gleichung (2) korrekt verhält.

Abb. (3): Sprungantwort

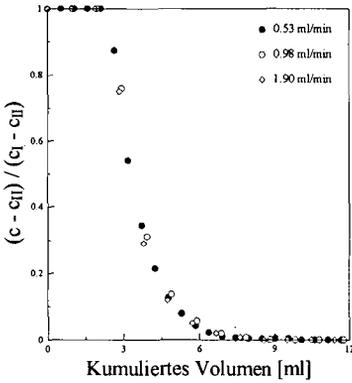
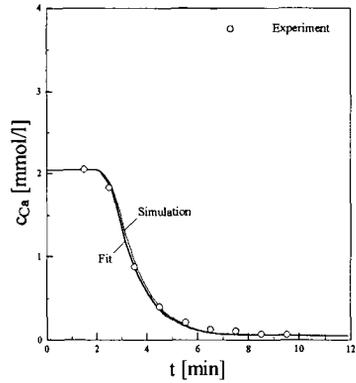
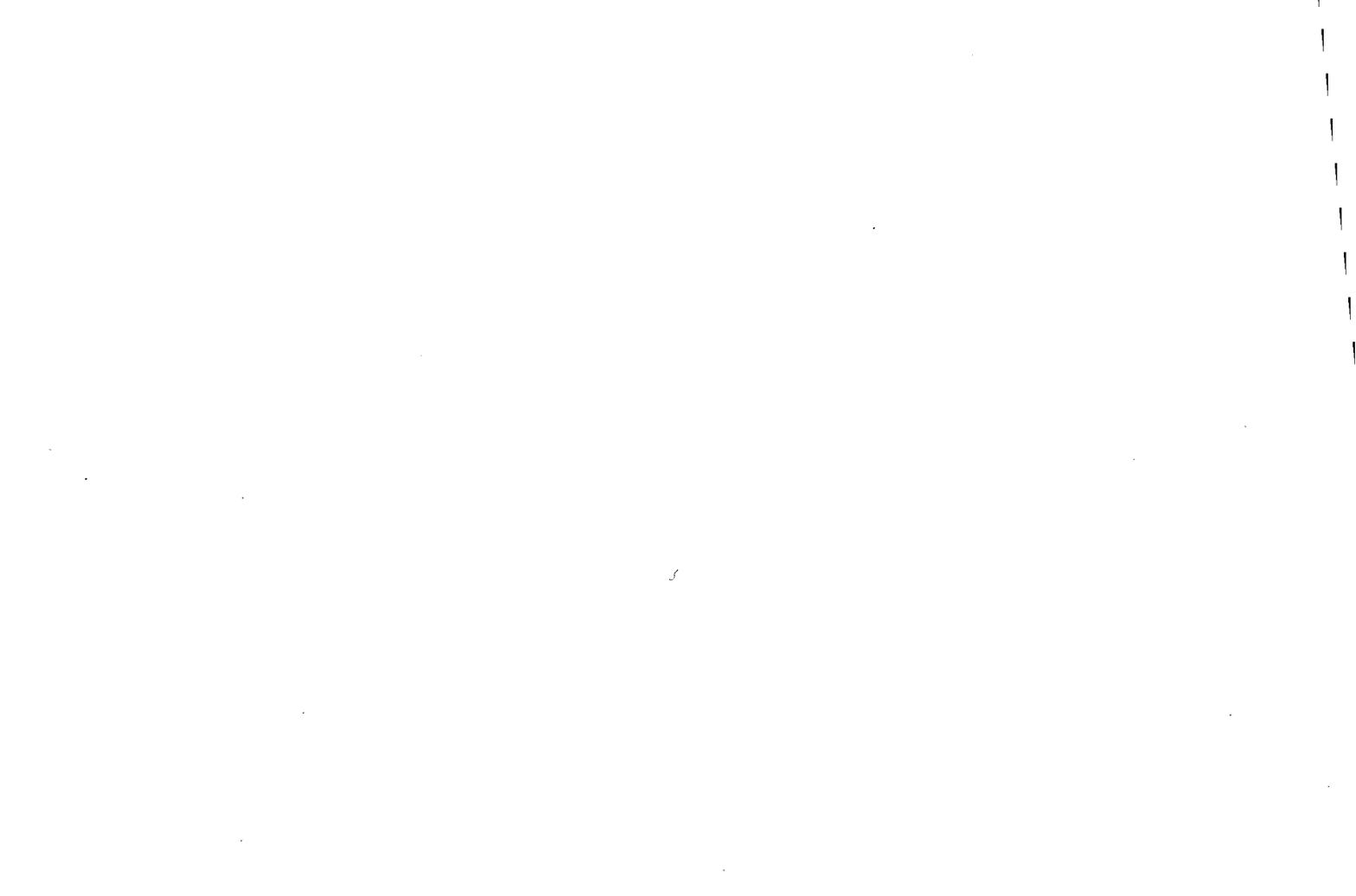


Abb. (4): Model 0



Literatur

- SKOPP, J. & McCALLISTER, D. 1986. Chemical kinetics from a thin disc flow system. *Soil Science Society of America Journal* **50**, 617 - 623.
- JARDINE, P. M. & SPARKS, D. L. 1984. Potassium - calcium exchange in a multireactive soil system. I. Kinetics. *Soil Science Society of America Journal* **48**, 39 - 45.



Hintergrundwerte für Spurenelemente in Böden verbreiteter Substrate - Gesamtgehalte und mobile Anteile

von

Prüß, A.¹, G. Turian², T. Nöltner² und V. Schweikle³

1. Einleitung Bei der Beurteilung von Böden ist u. a. die Frage zu beantworten, ob die vorgefundenen Elementgehalte häufig vorkommen oder nicht. Diese Frage kann sich sowohl auf den Gesamtgehalt als auch auf die mobilen Anteile beziehen. Für die Beantwortung dieser Frage wurden Böden traditionell nach lithogenetischen oder lithostratigraphischen Einheiten ihrer Ausgangsgesteine differenziert (TUREKIAN & WEDEPOHL 1961, LfU 1994). Die exakte Zuordnung von Böden zu solchen Einheiten ist, wenn überhaupt, nur durch eine Profilaufnahme möglich und wird häufig durch äolische Fremdkomponenten und Deckschichten verhindert. Der Tongehalt der Böden ist mit dem Mineral- und Elementbestand des Bodens eng verknüpft und über die Fingerprobe (AG BODENKUNDE 1992) einfach abschätzbar. Die mobilen Anteile stehen mit dem Boden-pH in engem Zusammenhang. Bodenart und Boden-pH sind Standardparameter bei der Bodenprobennahme. Ziel dieser Arbeit war, auf Grundlage dieser Parameter, Elementgehalte in Böden verbreiteter Substrate abzuschätzen.

2. Material und Methode Für die Ableitung der Hintergrundwerte für Elementgesamtgehalte wurden die Daten des Bodenmeßnetzes Baden-Württemberg (LfU 1992) ausgewertet (Tab. 1). Grundlage für die Hintergrundwerte der mobilen Anteile sind Ergebnisse verschiedener Erhebungsprogramme in ländlichen und dicht besiedelten Räumen SW-Deutschlands der Jahre 1990/1991 (PRÜß 1992). Die Extraktionen erfolgten mittels Königswasser (Gesamtgehalt, DIN 38414 Teil 7) und Ammoniumnitratlösung (mobile Anteile, E DIN 19730). Für die Berechnung der Hintergrundwerte wurden aus dem Datenkollektiv Standorte ausgegliedert, sofern sie als "geogene Besonderheit" betrachtet werden konnten oder sofern Hinweise auf Kontaminationen vorlagen. Die Häufigkeitsverteilung der Elemente wurde durch Berechnung von Perzentilen (X.P) ermittelt und in Form von "Boxplots" dargestellt (10.P, 25.P, 50.P, 75.P, 90.P). Die Perzentile sind nach folgender linearer Interpolation berechnet: p . Perzentil = $(1-f) x_k + f x_{k+1}$ und $v = np/100 + 0,5$ (wobei p : Perzentil, k : Rangplatz in der vom kleinsten zum größten Wert sortierten Datenreihe, ganzzahliger Teil von v , f : Dezimalanteil von v , n : Probenanzahl). Als Hintergrundwert wurde das 90.P (gerundet) gewählt. Nach der Binomialverteilung für $p = 10\%$ beträgt die Wahrscheinlichkeit, daß bei zwei untersuchten Elementen beide Elemente unterhalb der 90.P liegen 81%, bei drei 73%, bei fünf 59% und bei zehn 35%.

3. Ergebnisse und Diskussion Aus dem vorhandenen Datenmaterial wurden Böden folgender Ausgangsgesteine als geogene Besonderheiten ausgegliedert: vererzte Gesteine, Magmatite und Metamorphite sowie folgende Gesteine des *Jura*: Tonsteine, Feuersteinlehm, Angulatensandstein, Ostreenkalk und Kalksteinresidualtone. In Abb. 1 sind für das verbleibende Datenkollektiv die Regressionen für Cr und Ni dargestellt. Böden aus Gesteinen der *Trias* (*Buntsandstein*, *Muschelkalk*, *Keuper*) sind geringfügig ärmer an Cr und Ni als die des *Quartär*. Der Erklärungswert des Tongehalts für die Elementgesamt-

¹ GESELLSCHAFT FÜR UMWELTMESSUNGEN UND UMWELTERHEBUNGEN mbH (UMEG) • Daimlerstr. 5b • D-76185 Karlsruhe

² UMWELTMINISTERIUM Baden-Württemberg • Postfach 10 34 39 • D-70029 Stuttgart

³ LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ Baden-Württemberg • Griesbachstr. 1 • D-76185 Karlsruhe

gehalte ist für Cr und Ni am größten und sinkt in der Reihenfolge Cr, Ni ($r^2=58\%$) > Cu ($r^2=41\%$) > Zn ($r^2=36\%$) > Tl ($r^2=25\%$) > As, Hg, Pb ($r^2=5-10\%$). Das geringe Bestimmtheitsmaß des Tongehaltes für die Hg- und Pb-Gesamtgehalte ist u. a. durch ubiquitär vorhandene, anthropogene Kontamination erklärbar. Bei Cd ist eine Regressionsanalyse nicht möglich, da 83% der gesamten Daten unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 mg/kg liegen. Für As, Cr, Cu, Ni und Tl erfolgte die Berechnung der 90.P über alle Horizonte. Für Hg, Pb und Zn wurden die 90.P aus den B- und C-Horizonten berechnet und um einen ubiquitär vorhandenen anthropogenen Eintrag erhöht (Abb. 2). Dieser wurde aus der durchschnittlichen Elementanreicherung in A-Horizonten von Böden aus Löß ermittelt (0,2 mg Cd/kg; 0,03 mg Hg/kg; 15 mg Pb/kg; 10 mg Zn/kg, siehe hierzu PRÜER 1992, S. 42-43). Da für Cadmium die 90.P der Tongehaltsgruppen T1-T3 der Bestimmungsgrenze entsprachen, wurden diese Werte zwischen den errechneten 90.P für T1 und T5 interpoliert. Die Böden aus *quartären* Sedimenten und Lockergesteinen (Löß, Sande, Kiese, Geschiebemergel u. a.) werden durch die 90.P-Hintergrundwerte nach Tongehalt sehr gut abgeschätzt. Für Böden aus Löß ist diese Schätzung auf der Grundlage des Tongehaltes genauer als über die Einheit "Böden aus Löß", da auch innerhalb der Einheit Löß der Elementgehalt mit steigendem Tongehalt deutlich zunimmt. Die Hintergrundwerte sind damit für die Böden der verbreitetsten Substrate SW-DEUTSCHLANDS und darüber hinaus als Grundregel anwendbar.

In Abb. 3 und Tab. 3 sind die Hintergrundwerte für die mobilen (NH_4NO_3) Anteile abgebildet. Die Häufigkeitsverteilung spiegelt die durch Bodenversauerung verursachte Mobilisierung von Spurenelementen wieder. Die mobilen Anteile lassen sich weder nach lithostratigraphischen Einheiten noch nach Tongehaltsgruppen differenzieren.

4. Ausblick Die 90. P-Werte wurden als Hintergrundwerte in der dritten Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg (UM 1993) übernommen. Die Werte sollen um regionalisierte Hintergrundwerte zu "geogene Besonderheiten" ergänzt werden. Böden aus solchen Substraten müssen jedoch generell auch wirkungsbezogen betrachtet werden. Mit verringerten Bestimmungsgrenzen können die Hintergrundwerte für Cadmium weiter abgesichert werden.

Tab. 1: Zusammensetzung der Böden des Bodenmeßnetzes

	Tongehaltsgruppe					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Anteil Ton (Schluff)	<8%(<25%)	0-17%	17-27%	27-45%	45-65%	>65%
dominierende Bodenart	S	Sl/U	L	Lt	Tl	T
Anzahl der Horizonte n	51	130	249	168	72	16
nach Ausgangsgestein (100%)						
Auensand, Auenlehm	24%	20%	7%	2%	-	-
Löß, Lößlehm	-	28%	42%	56%	-	-
Geschiebemergel	8%	12%	21%	5%	-	-
Sande, Sand- bis Schluffst.	68%	28%	10%	4%	9%	-
Ton- bis Mergelsteine	-	-	-	13%	52%	19%
Karbonatgesteine	-	-	3%	20%	39%	81%
Magmat., Metamorphite	-	12%	17%	-	-	-
nach Formationen (=100%)						
Quartär u. Tertiär	86%	56%	62%	44%	11%	13%
Jura	-	8%	12%	32%	49%	75%
Keuper	6%	14%	2%	8%	22%	6%
Muschelkalk	-	-	2%	12%	12%	6%
Buntsandstein	6%	10%	8%	4%	6%	-
Paläozoikum	2%	12%	14%	-	-	-

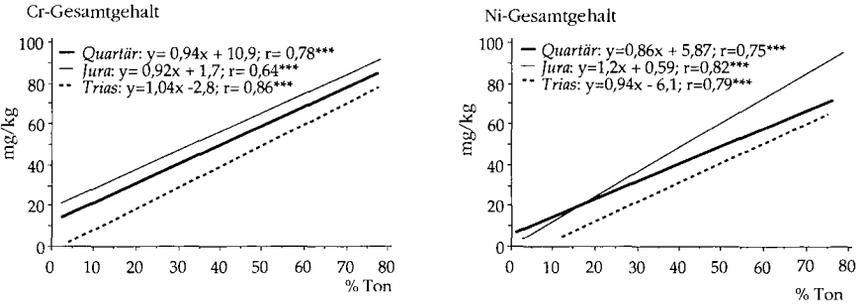


Abb. 1: Regression der Cr- und Ni-Gesamtgehalte mit den Tongehalten der Böden

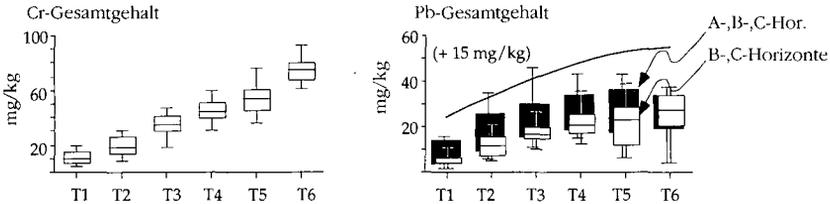


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung von Cr- und Pb-Gesamtgehalten in Böden

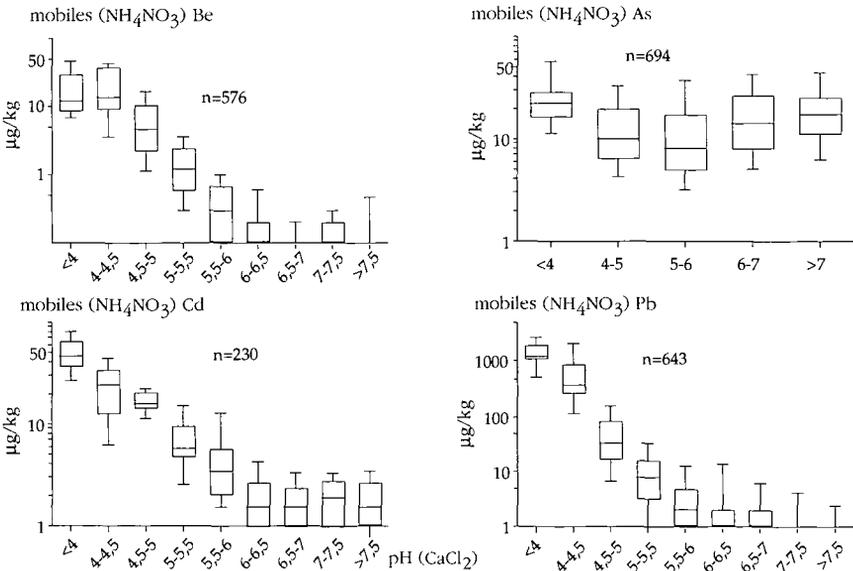


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung von mobilen (NH₄NO₃) Spurenelementen in Böden

Tab. 2: 90.P-Hintergrundwerte für Element-Gesamtgehalte (Königswasser) in Böden verbreiteter Substrate

		mg/kg Gesamtgehalt gestuft nach Tongehaltsgruppen					
Element		T1	T2	T3	T4	T5	T6
As	Arsen	6	15	17	17	17	17
Cd	Cadmium	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	1,0
Cr	Chrom	20	35	50	60	75	90
Cu	Kupfer	10	20	30	35	50	60
Hg	Quecks.	0,05	0,10	0,10	0,10	0,12	0,20
Ni	Nickel	15	25	40	55	70	100
Pb	Blei	25	35	40	50	55	55
Tl	Thallium	0,2	0,4	0,4	0,4	0,5	0,7
Zn	Zink	35	60	75	95	110	150

Tab. 3: 90.P-Hintergrundwerte für mobile (NH₄NO₃) Spurenelemente in Böden verbreiteter Substrate

		µg/kg mobile (NH ₄ NO ₃) Anteile gestuft nach pH (CaCl ₂)								
		< 4	>4-4,5	>4,5-5	>5-5,5	>5,5-6	>6-6,5	>6,5-7	>7-7,5	> 7,5
Ag	Silber	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
As	Arsen	60	50	40	40	40	40	40	45	50
Be	Beryllium	60	40	20	5	1	0,6	0,4	0,4	0,4
Bi	Bismut	1	1	1	1	1	1	1	1	3
Cd	Cadmium	80	50	20	15	10	5	3	3	3
Co	Cobalt	500	500	200	70	30	25	20	20	20
Cr	Chrom	50	40	15	12	10	10	12	15	15
Cu	Kupfer	300	280	250	250	250	250	300	350	400
Hg	Quecks.	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Mn	Mangan	30 000	28 000	25 000	20 000	15 000	10 000	5 000	4 000	3 000
Mo	Molybdän	10	10	10	25	30	50	60	70	110
Ni	Nickel	1 000	1 000	600	300	250	200	200	200	200
Pb	Blei	3 000	2 000	150	30	15	10	6	4	3
Sb	Antimon	5	5	5	5	7	10	20	30	40
Tl	Thallium	50	30	20	15	12	10	12	15	15
U	Uran	5	4	3	3	3	3	3	4	5
V	Vanadium	40	30	20	15	15	15	15	20	30
Zn	Zink	5 000	4 000	3 000	1 000	300	200	170	130	100

Literatur AG BODENKUNDE der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe sowie der Geologischen Landesämter (Hrsg.) (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 331 S. - DIN 19730 (1995): Bodenbeschaffenheit, Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. - Beuth Verlag, E DIN 19730, Ersatz für DIN V 19730: [im Druck]; Berlin. - LFU [LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG] (1992): Abfrage der Bodendatenbank. - LFU (1994): Schwermetallgehalte von Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen in Baden-Württembergs. - Handbuch Boden, Materialien zum Bodenschutz, 3: 16 S.; Karlsruhe. - PRÜßER A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. - Verlag Ulrich E. Grauer: 145 S.; Wendlingen. (siehe auch 1994: Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. - In: ROSENKRANZ D., BACHMANN G., EINSELE G. & H.-M. HARREß [Hrsg.] (1994): Bodenschutz. - E.Schmidt Verlag, Ergänzbares Handbuch: Kennziffer 3600: 59 S.; Berlin. - TÜRKIAN K.K. & K.H. WEDEPOHL (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. - Geological Society of America Bulletin, 72: 175-192. - UM [UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG] (1993): VwV Anorganische Schadstoffe. - Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg (GABL), Heft 30: 1029-1036; Stuttgart.

Morphologie, Kristallinität und Oberflächenladung unterschiedlich hergestellter Hämatite

von

Schudel, M., R. Kretzschmar, P. G. Weidler und H. Sticher*

Einleitung

Synthetische Hämatite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) werden häufig zur Untersuchung boden- und umweltrelevanter Prozesse eingesetzt, wie z.B. die Sorption von Schwermetallen oder Phosphat an Oxidoberflächen [1], Interaktionen zwischen Eisenoxiden und Huminstoffen [2], Koagulationsverhalten mineralischer Kolloide [3] und Transport von kolloidalen Partikeln durch Boden- oder Aquifermaterial [4]. Zur Herstellung monodisperser Hämatitsuspensionen gibt es unterschiedliche Methoden, wobei die Synthese durch saure Hydrolyse von Fe(III) bei 100 °C mit anschliessender Alterung [5,6] die am häufigsten angewandte Methode sein dürfte. Sugimoto und Sakata [7] untersuchten eine relativ neue Methode, die auf der Alterung bei 100 °C eines extrem konzentrierten, vollständig neutralisierten Fe-hydroxid Gels beruht. Diese Methode hat den Vorteil, dass man in einem Ansatz grosse Mengen an monodispersen Hämatitkolloiden herstellen kann [7]. Diese Synthesemethode wurde gut untersucht [8], aber insbesondere für sehr kleine Partikel (ca. 100 nm) wurden Kristallinität, Morphologie, und Oberflächenladung der so hergestellten Hämatite bisher nur unzureichend charakterisiert. In dieser Arbeit werden zwei unterschiedlich hergestellte Hämatite [6,7] bezüglich ihrer Partikelmorphologie, Kristallinität und Oberflächenladung direkt miteinander verglichen.

Material und Methoden

Herstellung der Hämatite

Hämatit 'Hm-1' (nach [6]): Die Synthese erfolgte durch saure Hydrolyse von Fe(III) bei 100 °C nach Zugabe von 25 mL einer 0.72 M FeCl_3 -Lösung zu 975 mL einer 3.75 mM HCl-Lösung, mit anschliessender Alterung für 24 h bei 100 °C. Mehrere so hergestellte Suspensionen wurden nach Qualitätskontrolle am Elektronenmikroskop vereinigt, gewaschen und nochmals für 8 h bei 130 °C gealtert (pH 4).

Hämatit 'Hm-2' (nach [7]): Ein vollständig neutralisiertes Fe(III)-hydroxid Gel wurde durch Mischen von 100 mL einer 6 M NaOH-Lösung mit 100 mL einer 2 M FeCl_3 -Lösung hergestellt und anschliessend für 48 h bei 100 °C gealtert. Während der Alterung des Gels entsteht zunächst Akaganeit, welches sich dann unter Bildung von Hämatit wieder auflöst. Drei so hergestellte Suspensionen wurden ebenfalls nach Qualitätskontrolle vereinigt, gewaschen und dialysiert.

*Institut für Terrestrische Ökologie, Fachbereich Bodenchemie, ETH-Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren, Schweiz.

Morphologie und Kristallinität

Die Grössenverteilung und Partikelmorphologie der Hämatite wurde mit Hilfe der Transmissionselektronenmikroskopie (TEM) untersucht. Einige Proben wurden aus einem Winkel von 45° mit Pt/C beschattet, um eine bessere Beurteilung der Form und Dicke der Partikel zu ermöglichen. Die Bestimmung der Grössenverteilungen erfolgte durch Ausmessen der Partikel auf TEM-Aufnahmen, wobei ein TEM-Kalibrationsgitter als Grössenstandard eingesetzt wurde.

Die spezifische Oberfläche der Hämatite wurde durch Messung von N₂ BET-Adsorptionsisothermen bestimmt (Mehrpunkt-BET, t-Plot). Um haftendes Wasser zu entfernen, wurden die Proben für 20 h bei 180 °C in einem N₂-Strom ausgeheizt.

Die Proben wurden an einem Scintag XRD 2000 Diffraktometer mit Cu-K_α Strahlung von 20 bis 140° 2θ bei einer Schrittweite von 0.04° 2θ geröntgt. Die Auswertung der Diffraktogramme erfolgte mit der Rietveld Methode, mit der Aussagen über Gitterkonstanten, Atompositionen, Besetzungsdichten und Kristallitgrössen gemacht werden können.

Oberflächenladung

Zur Charakterisierung der Oberflächenladung als Funktion des pH-Wertes wurden Säure-Base Titrationen bei unterschiedlichen Ionenstärken (I) durchgeführt. Diese Titrationen wurden mit Hilfe eines PC-gesteuerten Titrators [9] in einem 200-mL Reaktionsgefäss aus Plexiglas durchgeführt. Die Referenz- und Messelektroden wurden mit Standardpuffern (pH 4 bis pH 10) geeicht. Die Proben wurden 24 h vor sowie auch während jeder Titration mit N₂ gespült, um CO₂-Kontamination zu minimieren. Beginnend mit der niedrigsten Ionenstärke (I=0.005 M) wurde nach jeder Titration in den basischen Bereich eine Rücktitration und Einstellung der nächst höheren Ionenstärke (0.01, 0.1, 0.5 M NaNO₃) vorgenommen. Beim Zeitpunkt der Messungen betrug die Elektrodendrift weniger als 0.1 mV min⁻¹. Anhand der zugegebenen Menge an Base und der gemessenen Protonenaktivität wurden die Oberflächenladungsdichten, normiert auf die BET Oberfläche, berechnet. Es wurde dabei angenommen, dass der Ladungsnullpunkt (point of zero charge, PZC) mit dem Schnittpunkt der Titrationskurven (point of zero salt effect, PZSE) übereinstimmt. Zusätzlich wurden die Ladungsnullpunkte mit Messungen der elektrophoretischen Mobilität als Funktion des pH-Wertes bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Morphologie und Kristallinität

In Tabelle 1 sind die Grössenverteilungen der Hämatite sowie die Ergebnisse der BET Analyse aufgeführt. Die Hämatite haben durchschnittliche Partikeldurchmesser von 92 nm (*Hm-1*) und 122 nm (*Hm-2*), mit relativ geringen Polydispersitäten (Tab. 1). Abbildung 1 zeigt TEM Aufnahmen der beiden Hämatite jeweils mit und ohne Beschattung der Proben. Beide Hämatite sind annähernd kugelförmig, ansatzweise auch pseudokubisch (Abb. 1B und 1D). Der *Hm-2* Hämatit (Abb. 1C und 1D) hat deutlich rauhere Oberflächen als der *Hm-1* Hämatit (Abb. 1A und 1B). Diese grössere Oberflächenrauigkeit spiegelt sich in einer fast doppelt so grossen spezifischen Oberfläche wieder (Tab. 1), trotz der etwas grösseren durchschnittlichen Partikelgrösse. Auch die Mikroporosität des *Hm-2* Hämatits ist deutlich höher (Tab. 1).

Röntgenographisch konnte nur Hämatit gefunden werden. Auch während der TEM Untersuchungen konnten keine Verunreinigungen festgestellt werden. Die Gitterkonstanten, Atompositionen und Kristallitgrössen sind für beide Hämatite nahezu identisch und entsprechen den Werten für gut kristallinen Hämatit.

Tabelle 1: Grössenverteilung, Ergebnisse der BET Analyse und Ladungsnulppunkt (PZC) der Hämatite. Mittlerer Durchmesser (d), Polydispersität (p), Populationsgrösse (n), spezifische Oberfläche (A_{BET}), Mikroporenoberfläche (A_{MP}), Anteil der Mikroporen am Gesamtporenvolumen (V_{MP}) und Ladungsnulppunkt (PZC).

	Grössenverteilung (TEM)			BET-Analyse			Titration
	d	p	n	A_{BET}	A_{MP}	V_{MP}	PZC
Hämatit	[nm]	[%]		[m^2/g]	[m^2/g]	[%]	
Hm-1	92	21	491	16.0	1.0	0.5	9.1
Hm-2	122	24	822	27.0	4.0	3.1	9.3

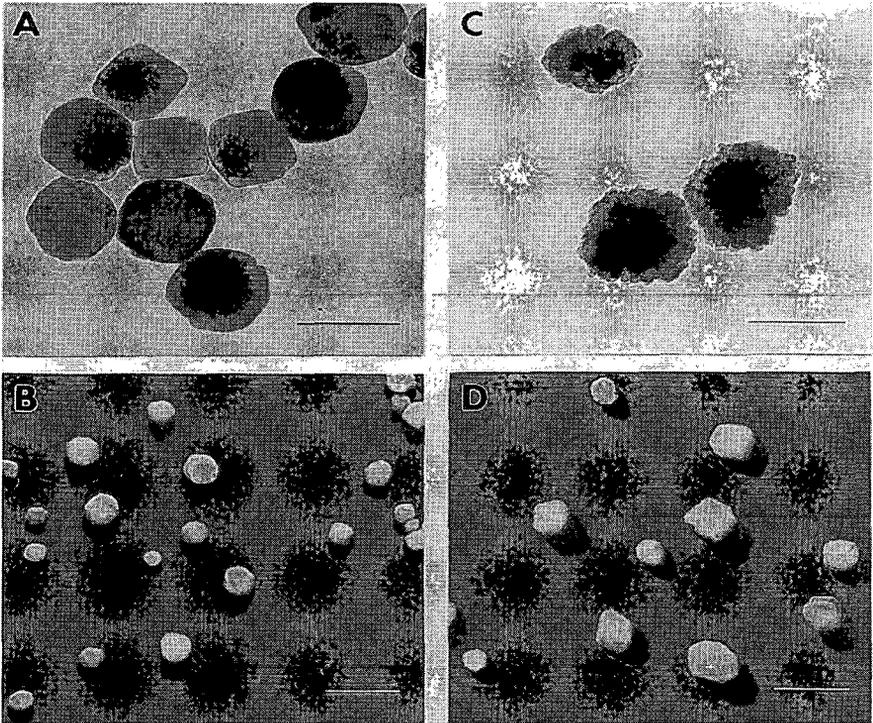


Abbildung 1: TEM Aufnahmen der Hämatite: (A) Hämatit hergestellt durch saure Hydrolyse von Fe(III) bei 100°C mit anschliessender Alterung (Hm-1), Balken = 80 nm, (B) Hm-1 aus 45° mit Pt/C beschattet, Balken = 250 nm, (C) Hämatit hergestellt durch Alterung (48 h, 100 °C) eines konzentrierten Eisenhydroxidgels (Hm-2), Balken = 100 nm, (D) Hm-2 aus 45° mit Pt/C beschattet, Balken = 250 nm.

Oberflächenladung

Die Titrationskurven der Hämatite ergaben ein unterschiedliches Ladungsverhalten, was sich sowohl in der Steilheit und Form der Ladungskurven als auch im PZC niederschlägt (Abb. 2; Tab. 1). So ist zum Beispiel die Ladungsänderung pro pH-Einheit (bei $I=0.5\text{ M}$) von 83 mC m^{-2} bei *Hm-1* grösser als bei *Hm-2* mit nur 55 mC m^{-2} . Für die Unterschiede im Ladungsverhalten gibt es

zwei mögliche Erklärungsansätze: (1) Bei der Interpretation der Steigung der Ladungskurven muss berücksichtigt werden, dass die berechnete Ladungsdichte auf die BET-Oberfläche bezogen ist. Insbesondere für mikroporöse Materialien muss aber die BET Oberfläche nicht mit der titrierbaren Oberfläche übereinstimmen. Die Differenz zwischen BET Oberfläche und titrierbarer Oberfläche könnte somit für die beiden Hämatite unterschiedlich gross sein. (2) Es wäre auch denkbar, dass sich bei *Hm-1* andere Kristalloberflächen mit unterschiedlicher Dichte reaktiver Oberflächengruppen (site density) ausgebildet haben als bei *Hm-2*. Eine solche Interpretation würde entsprechend dem MUSIC-Modell von Hiemstra et al. [10] dahingehen, dass für das gleiche Material mit verschiedenen ausgebildeten Kristalloberflächen Unterschiede im Ladungsverhalten und im PZC zu erwarten sind.

Schlussfolgerung

Die Synthesemethode nach Sugimoto und Sakata [7] ist geeignet, grosse Mengen gut kristalliner und monodisperser Hämatitkolloide herzustellen. Die Morphologie des so hergestellten Hämatits ähnelt derjenigen von natürlichen Hämatiten in tropischen Böden.

Literatur

- [1] Colombo, C., V. Barron und J. Torrent, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 1261-1269, 1994.
- [2] Tipping, E., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45, 191-199, 1981.
- [3] Liang, L. und J.J. Morgan, *Aquatic Sciences*, 52, 32-55, 1990.
- [4] Puls, R.W. und R.M. Powell, *Environ. Sci. Technol.*, 26, 614-621, 1992.
- [5] Matijevic, E. und P. Scheiner, *J. Colloid Interface Sci.*, 63, 509-524, 1978.
- [6] Penners, N.H.G. und L.K. Koopal, *Colloid and Surfaces*, 19, 337-349, 1986.
- [7] Sugimoto, T. und K. Sakata, *J. Colloid Interface Sci.*, 152, 587-590, 1992.
- [8] Sugimoto, T., K. Sakata und A. Muramatsu, *J. Colloid Interface Sci.*, 159, 372-382, 1993.
- [9] Kinniburgh, D.G., C.J. Milne und P. Venema, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 1995 (in Druck).
- [10] Hiemstra, T., W.H. Van Riemsdijk und G.H. Bolt, *J. Colloid Interface Sci.*, 133, 91-104, 1989.

Danksagung: Es sei an dieser Stelle Herrn Peter Venema und Prof. Dr. W.H. Van Riemsdijk, Agricultural University Wageningen, recht herzlich für die Bereitstellung der Titrationsanlage gedankt.

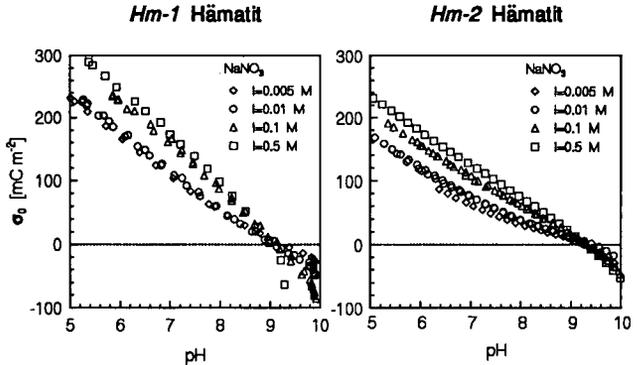


Abbildung 2: Oberflächenladungsdichte (σ_0) von *Hm-1* und *Hm-2* Hämatit in Abhängigkeit des pH-Wertes bei verschiedenen Ionenstärken (I).

Orientierender Laborversuch zur Restauration und Stabilisierung von Dreischicht- Tonmineralen versauerter Waldböden

von

Schüler, G.¹ und R. Butz-Braun²

1. Einleitung

Große Anteile der Waldböden sind stark bis sehr stark versauert. Dies wird u.a. auf den weit überhöhten Säureeintrag aus Luftschadstoffen in Waldökosysteme zurückgeführt. Die anhaltenden Depositionen starker Mineralsäuren bewirken eine Basenverarmung der Mineralböden (ULRICH, 1986) und langfristig möglicherweise auch gravierende Veränderungen am Mineralbestand des Bodens (z.B. VEERHOFF und BRÜMMER, 1993). Um dem entgegenzuwirken wird - vorerst unter kontrollierten Laborbedingungen - untersucht, ob basische Elemente aus verschiedenen Chemikalien, Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen in Zwischenschichten von Dreischicht-Tonmineralen versauerter Waldböden eingebaut werden können. Damit soll eine Restabilisierung des Mineralbestandes und ggf. eine Restauration von Tonmineralen eingeleitet werden. Darauf aufbauend werden in experimentellen in situ-Untersuchungen Möglichkeiten zur praktischen Umsetzung der gewonnenen Erkenntnisse (z.B. im Rahmen von Bodenschutzmaßnahmen) gesucht.

2. Material und Methoden

2.1 Bodenproben

Untersucht wurden Waldbodenproben aus dem Ahe-Horizont einer frischen Podsol-Braunerde der Östlichen Hocheifel und des Ah(e)-Horizontes einer sehr frischen, podsoligen Braunerde, aus dem Mittelsieg-Bergland, beide aus pleistozänem Decklehm über devonischen Ausgangssubstraten.

2.2 Chemikalien, Düngemittel und Bodenhilfsstoffe

Im Versuch wird der mögliche Einbau von Kalium, Magnesium oder Calcium in die Tonminerale der oben beschriebenen Böden aus den folgenden Chemikalien, Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen untersucht: Pottasche, Kalimagnesia, Forstkieserit, Calciumkarbonat, gebrannter Magnesit, Dolomit, silikatisches Gesteinsmehl vulkanischer Herkunft mit und ohne gebranntem Magnesit.

2.3 Versuchablauf

In allen Versuchsserien wurden Säurebelastungen durch eine mineralische, eine 0,01 %-ige Schwefelsäure, und eine organische, eine 0,03 %-ige Oxalsäure mit pH-Werten von 3,2 bis 3,5 simuliert. Die o.g. Chemikalien, Düngemittel und

¹ Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, D-67705 Trippstadt

² Tonmineralogische Beratung, D-35274 Kirchhain

Bodenhilfsstoffe wurden in den Säuren gelöst und anschließend vier Wochen lang im Überkopfschüttler auf die Bodenproben einwirken lassen. Neben den so behandelten Proben wurden Nullproben und Proben nach ausschließlicher Säureeinwirkung untersucht.

2.4 Analysen

Der pH-Wert der Bodenproben wurde in H_2O und $CaCl_2$ gemessen. Die effektive Kationenaustauschkapazität und die Gehalte der austauschbaren Kationen wurden nach Perkolation mit 1 N NH_4Cl -Lösung (nach MEIWES et al., 1984) mittels ICP-Simultananalyse bestimmt. Mit den genannten chemischen Analysen kann allerdings ein tatsächlicher Eintausch bestimmter Kationen an der Bodenmatrix nicht belegt werden. Dazu bedarf es weiterführender tonmineralogischer Untersuchungen. So wurden von der $< 2 \mu m$ -Fraktion Texturpräparate angefertigt und in unbehandeltem sowie Mg-belegtem Zustand, nach Ethylenglycol-Behandlung, nach thermischen Behandlungen und nach 2 N HCl-Behandlung geröntgt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die unbehandelten Bodenproben der Versuchsserien aus der Eifel weisen pH-Werte ($CaCl_2$) von 2,8 bis 3,0 auf. Die Proben aus dem Mittelsieg-Bergland sind mit pH-Werten ($CaCl_2$) von 3,2 bis 3,4 nicht ganz so extrem versauert.

Die Behandlungen der Bodenproben mit den unterschiedlich abgepufferten Säurelösungen haben in allen Fällen die pH-Werte bis um eine halbe Einheit erhöht - bei der Variante mit Pottasche allerdings um fast 6 pH-Einheiten.

Nach der Einwirkung von Säuren auf die Bodenproben verändert sich die Basensättigung nicht nachweislich (Abb. 1). Offensichtlich werden, wie es auch schon HILDEBRAND (1994) beschrieben hat, aus der laufenden Silikatverwitterung basische Kationen auf niedrigem Niveau stetig nachgeliefert.

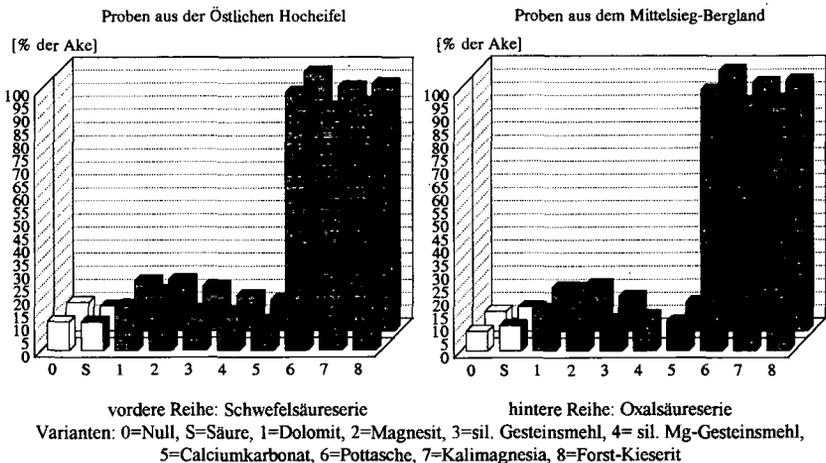


Abb. 1 : Basensättigung der unbehandelten und behandelten Bodenproben

Die Basensättigung der Bodenproben wird durch Dolomit, Magnesit und silikatische Gesteinsmehle signifikant erhöht (Abb. 1). Dabei verbessert sich die Calcium-, Magnesium- und Kaliumbelegung insgesamt. Gleichzeitig geht der Anteil an austauschbarem Aluminium zumindest tendenziell zurück. Dies wird durch die tonmineralogischen Untersuchungen bestätigt. Bei den Röntgendiffraktogrammen dieser Proben wird als mögliche Folge des Einbaus von Calcium- und/oder Magnesium-Ionen in die Zwischenschichten aufgeweiteter Dreischicht-Tonminerale ein etwas schärferer Vermiculit- und Illitreflex registriert. Gleichzeitig belegen die tonmineralogischen Analysen, daß die Aluminium-Hydroxidschichten innerhalb der aufgeweiteten Dreischicht-Tonminerale abnehmen.

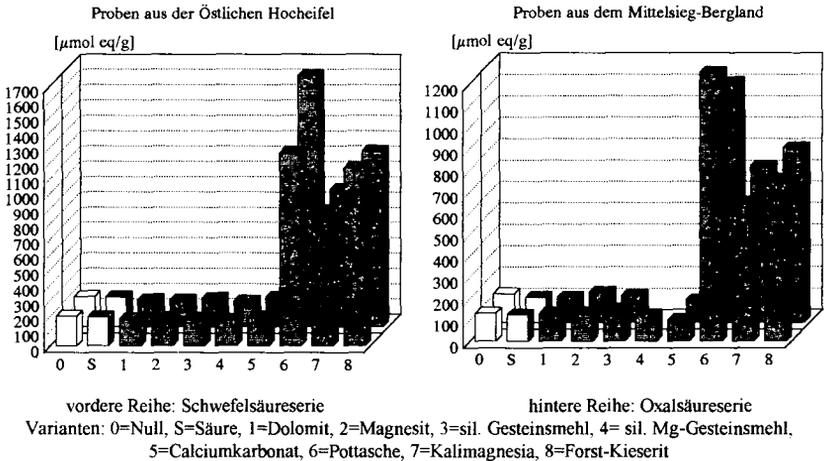


Abb. 2 : Effektive Kationenaustauschkapazität der unbehandelten und behandelten Bodenproben

Bei keiner der Varianten mit Dolomit, Magnesit, silikatischen Gesteinsmehlen oder mit Calciumkarbonat hat sich die effektive Kationenaustauschkapazität nachweislich verändert (Abb. 2). Daraus kann also nicht auf eine Restauration von Tonmineralen geschlossen werden.

Anzeichen für umfassende Veränderungen ergeben sich nach der Einwirkung der säuregelösten Sulfatdünger Kalimagnesia und Forst-Kieserit sowie bei der Pottasche. Hier steigt die effektive Kationenaustauschkapazität um das 4- bis 6-fache auf Werte von 650 bis 1640 $\mu\text{moleq g}^{-1}$ (Abb. 2). Parallel dazu steigt die Basensättigung in den Varianten mit den Sulfatdüngern von 11 % (Eifel) bzw. 7,5 % (Mittelsieg-Bergland) auf über 90 % und in der Pottaschevariante sogar auf 99 % (Abb. 1). Gleichzeitig geht der Anteil der Kationensäuren deutlich zurück.

In den Proben der Pottaschevariante wird Kalium - bei gleichzeitiger Verdrängung aller anderen Zwischenschichtkationen - in die aufgeweiteten Dreischicht-Tonminerale eingebaut. Der nahezu vollständige Austausch von Aluminium-Hydroxidschichten gegen Kalium wird durch die Röntgenanalysen bestätigt (Abb. 3).

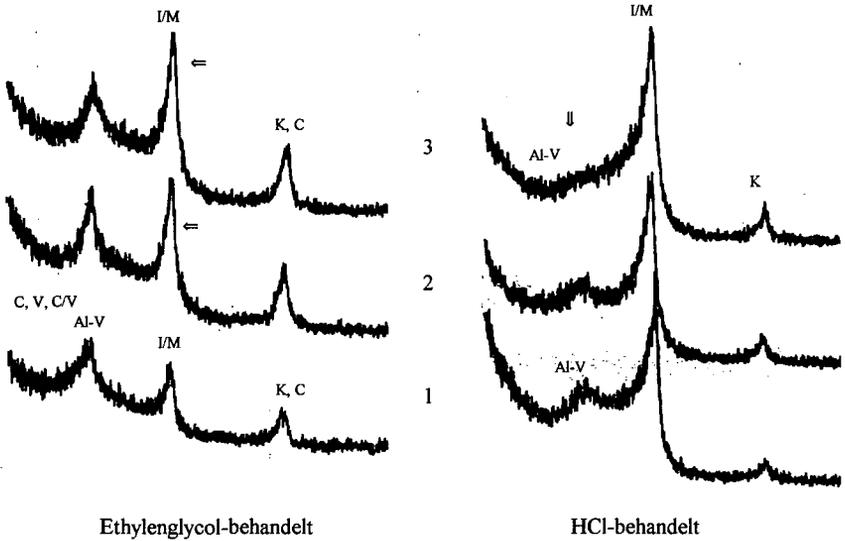


Abb. 3: Röntgendiffraktogramme der Bodenproben aus dem Mittelsieg-Bergland, <2 µm-Fraktion, Mg-Ton; 1 (untere Reihe) = Nullvariante; 2 (mittlere Reihe) = Kalimagnesiavariante; 3 (obere Reihe) = Pottaschevariante; [Al-V = Al-Vermiculit; C = Fe/Mg-Chlorit; C/V = WL Chlorit/Vermiculit; I/M = Illit/Muscovit; K = Kaolinit; Q = Quarz; V = Vermiculit] (Pfeile linke Seite: Zunahme des Illit/Muscovitreflexes (Illitisation) in den Varianten mit Kalimagnesia und Pottasche gegenüber der Nullvariante; Pfeil Reihe 3 rechts: Abnahme des Vermiculit- und Al-Vermiculitreflexes in der Pottaschevariante)

Bedenklich erscheint bei den Varianten mit Kalimagnesia und Forst-Kieserit, daß Kationensäuren (Aluminium) in erheblichem Ausmaß und in kürzester Frist freigesetzt werden. Dabei besteht in versauerten Waldböden die Gefahr, daß sie mit dem Sulfatrest aus den Düngemitteln - sofern dieser mobil bleibt - zumindest kurzfristig die Hydrosphäre belasten.

4. Literatur

- HILDEBRAND, E.E., 1994: Der Waldboden ein konstanter Produktionsfaktor. Allg. Forstzeitschr., 49, 99-104
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J. & ULRICH B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, Bd. 7, 1-67
- ULRICH, B., 1986: Natural and anthropogenic components of soil acidification. Z. f. Pflanzenern. u. Bodenkd., 149, 702-717
- VEERHOFF, M. & BRÜMMER G.W., 1993: Bildung schlechtkristalliner bis amorpher Verwitterungsprodukte in stark bis extrem versauerten Waldböden. Z. f. Pflanzenern. u. Bodenkd., 156, 11-17

Palycretes in Böden des Alentejo - Portugal

von

Stahr, K., J. Trommler, J. Kühn und R. Jahn*

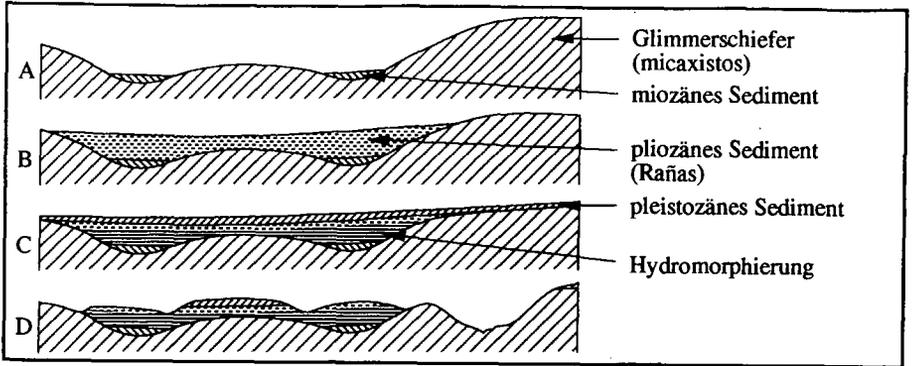
Bei Untersuchungen der Bodenvergesellschaftung im Schiefergebiet am Rande des hohen Alentejo (Alto Alentejo) wurde eine Acrisol-Alisol-Luvisol-Fluvisol-Vergesellschaftung gefunden. Häufig konnte in den Unterböden eine helle stark verhärtete Lage gefunden werden. Diese Hardpans waren nur zum Teil kalkhaltig und behielten auch nach Entkalkung noch ihre Festigkeit. Erste Beobachtungen schätzen die Vorkommen als Lithorelikte ein. Ihre enge Bindung an das Relief ließ sie doch bald als eng mit der heutigen oder einer wenig älteren (tertiär-quartären) Oberfläche verknüpft erscheinen. Im Zement konnten dann bei genauerer Beobachtung Kalk, Kieselsäure und überwiegend Palygorskit gefunden werden.

Das Becken von Oriola (Abb. 1) ist in paläozoische und präkambrische Schiefer im Alttertiär eingetieft worden. Es wird nach Osten, Norden und Westen von der 300 - 400 m hoch aufsteigenden Sierra de Portel abgeschlossen, die ebenfalls aus Schiefer und Quarziten sowie einem großen Granodioritkomplex besteht (GAIDA, 1984). Das Becken wurde im Alttertiär ausgeräumt. Es entwässert nach Süden in das große Sadobecken. Die Tatsache, daß ein Verwerfungssystem von Portel nach Viana in OW-Richtung hindurchzieht, hat zu unterschiedlichen Gefällsverhältnissen - wahrscheinlich auch zeitweise zur Abschnürung des Beckens - geführt. Das Klima ist heute typisch mediterran mit Mittelwerten von 15° C und 600 mm Niederschlag. Im Tertiär war es wohl wärmer und/oder trockener.

Die zementierten Bereiche der Palycretes liegen regelmäßig unter der höchsten heute noch erhaltenen Terrasse (FERNANDES-GARCIA, 1989). Diese Terrasse wird von Ferric Acrisols (evtl. Lixisols) eingenommen, die 2 bis 3 m mächtig sind und deren oberer Bereich einen tief roten B₁-Horizont aufweist, der nach unten immer stärker marmoriert ist. In tieferen Unterböden überwiegt smektitischer Ton. Dieser geht mit scharfer Grenze, aber oft ohne primäre Schichtung in die Palycretes über. Der tiefere Unterboden ist nirgends stärker versauert (pH 6 - 8).

Die Palycretes weisen Mächtigkeiten bis zu ca. 3 m auf, oft allerdings nur 1 - 1,5 m. Nach unten gehen sie in saprolitisierte oder frische paläozoische Schiefer über. Sie können aber auch klastische (tonig-sandige) Sedimente überlagern oder einen älteren reinen Palygorskithorizont.

*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart



- A: Fluviale Eintiefung im Oligozän
- B: Verfüllung mit Sedimenten des Oligozäns, Miozäns und Pliozäns (limnisch, fluvial unter ariden Bedingungen)
- C: Plio-pleistozäne Einrumpfung des Gebiets mit Bildung der Rañas, Bodenbildung
- D: Pleistozäne bis holozäne Unterschneidung, Umformung in Terrassenlandschaft und weitere Bodenbildung

Abb. 1: Vereinfachter Ablauf der Landschaftsentwicklung im Becken von Oriola, Südpotugal (nach Stauss & Kallis, 1992)

Innerhalb der oberen Palygorskitkruste können mindestens 3 verschiedene Fazies beobachtet werden.

1. Die Kalzitfazies besteht aus dichtem mikritischem Kalk, der fossilfrei und sehr rein ist. Hier findet sich der Palygorskit nur als Verheilung von Schrumpfrissen, der bei der Diagenese eines möglicherweise limnischen Kalkschlammes entstanden ist. Eine innige Vermengung des Palygorskits mit Kalzit und Klasten, wie sie in Calcretes beschrieben wird (z.B. GAUER, 1991), ist nicht zu beobachten.
2. Die Tonsteinfazies tritt als linsenförmige Einschaltung auf und wird als Playasediment gedeutet. Dünnschliffe weisen ca. 50 % Klasten der Sand- und Schlufffraktionen auf. Die Tonmatrix macht 15 - 40 % der Schlifffläche aus. Palygorskitausfällungen füllen die Hohlräume drusenartig aus. Auch hier ist der Palygorskit eine eindeutig postsedimentäre Bildung, da die Palygorskitphase nicht gemischt sondern eindeutig getrennt und rein auftritt.
3. Die Sandstein- und Konglomeratfazies weist grobklastische Sedimente auf, deren Poren ganz oder teilweise mit einem dichten Palygorskitzement ausgefüllt sind. Der Palygorskit ist hier in den Hohlräumen nach Ablagerung ausgefällt worden und hat die echten Palycetes gebildet oder (weniger wahrscheinlich) hat die ehemalige Matrix verdrängt (Pseudomorphose). Die Tatsache, daß Klasten sich nicht berühren, führt zu der Hypothese, daß bei der Bildung des Palygorskits eine Verdrängung auftrat. Quarze sind zum Teil auch angelöst und können als Si-Quelle für den Palygorskit gedient haben (TROMMLER 1993, KÜHN 1994).

Neben diesen 3 Fazies finden sich liegende "reine" Palycretelagen (Abb. 2 und 3), die im Sinne von MILLOT (1970) als chemische Seesedimente gedeutet werden können (SINGER & NORRISH, 1974). Ihr Vorkommen und die Tatsache von 2 Palygorskitgenerationen in der Konglomeratfazies legen nahe, daß die Bildung des Palycretes in mehreren Phasen oder über sehr lange Zeit möglich war.

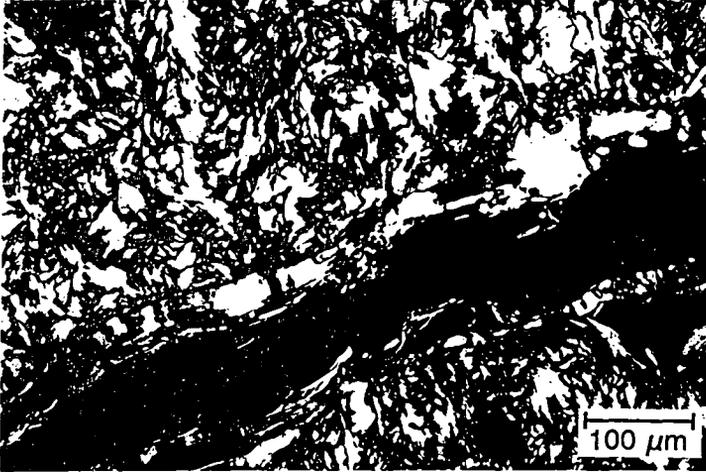


Abb. 2: Dünnschliff aus einem Aufschluß an der Straße von Oriola. Palygorskitzement der reinen Palygorskitfazies, Ränder der Risse mit Chalcedonschicht (210 x Verg., gekreuzte Pol.).

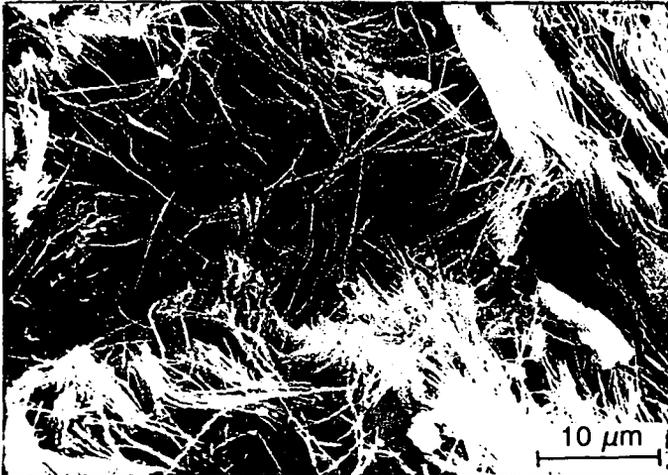


Abb. 3: REM-Aufnahme des Palygorskitzementes. Die Palygorskitfasern sind bündelweise aggregiert (2350 x Verg.).

An der Basis des Komplexes beobachtet man einen fließenden Übergang von Glimmerschiefer in Palycrete, in der Übergangszone werden Illit, Smektit und Palygorskit möglicherweise als genetische Sequenz beobachtet. Hier könnte eine Umwandlung in der festen Phase stattgefunden haben, da die Palygorskite die älteren Strukturen der Schiefer nachbilden. Ähnlich könnte auch der oberhalb des Palycrete beobachtete Übergang wiederum in Smekтите gedeutet werden.

An den Hängen und auf den jüngeren Terrassen des Gebietes werden Alisols und Luvisols beobachtet. Dort findet man in der Feinerde Gemische von Palygorskit und Smektit sowie anderen Komponenten. Die Palygorskite treten dort als Klasten auf, die kaum Umwandlung beobachten lassen. Dies ist ein Zeichen für junge Umlagerung oder relativ gute Stabilität des Palygorskits.

In den tiefer eingeschnittenen Tälchen ist heute manchmal der Palycrete unterschritten. Oft findet man aber auch dort noch Palycrete, der sich in ehemaligen Auensedimenten gebildet hat. Die Tatsache, daß die palygorskitführenden Horizonte auf den alten Terrassen ca. 15 m höher liegen als in den aktuellen Auen, läßt erwarten, daß zur Zeit der Palygorskitbildung bereits ein ausgeprägtes Relief vorhanden war, das heute wieder aufgedeckt wurde.

Der augenblickliche Stand der Kenntnis sieht den Palygorskit als Neubildung aus der Lösung und als Umwandlungsprodukt von Dreischichtmineralen (GALAN & CASTILLO, 1984). Die Bildungsperiode lag wahrscheinlich im Tertiär. Heute noch sind aber die Bedingungen in den Unterböden und Senken so, daß der Palygorskit stabil ist.

LITERATUR:

- FERNANDEZ-GARCIA, P., R. MAS, M. RODAS, F. J. LUQUE del VILLAR & M. G. GARZON, 1989: Los depositos aluviales del paleogeno basal en el sector suroriental de la cuenca del Duero (Provincia de Segovia): Evolucion y minerales de la arcillia caracteristicos. *Estudios geol.* 45: 27-43.
- GAIDA, R., 1984: Die tertiäre und quartäre Reliefentwicklung des Baixo Alentejo (Portugal). *Düsseldorfer Geographische Schriften*: 23, 119 S. Geographisches Institut der Universität Düsseldorf.
- GALAN, E. & A. CASTILLO, 1984: Sepiolite - Palygorskite in Spanish tertiary basins: Genetic patterns in continental environments. In: Singer, A. & E. Gala (eds.) *Palygorskite and Sepiolite. Occurrences, genesis and uses*, 87-124. *Developments in sedimentology*: 37, Elsevier, Amsterdam, New York.
- GAUER, J., 1991: Bodenentwicklung und Bodengesellschaften vom Mittelmeer zur Qattara Depression in Nordwestägypten. *Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen, Reihe A*, Band 136, 171 S., FU Berlin.
- KÜHN, J., 1994: Verbreitung, Entwicklung und ökologische Bedeutung von Palygorskit-Krusten in Böden Portugals, Dipl.-Arb., Universität Hohenheim.
- MILLOT, G., 1970: *Geology of clays. Weathering, Sedimentology, Geochemistry*. Paris. 429 S.
- SINGER, A. & K. NORRISH, 1974: Pedogenic palygorskite occurrences in Australia. *Am. Mineralogist*. Vol. 59, S. 508-517.
- STAUSS, E. & P. KALLIS, 1992: Bodengenese, -vergesellschaftung und Standortseigenschaften in einer Glimmerschiefer-Terrassenlandschaft Südportugals. Dipl.-Arb., Hohenheim. 145 S.
- TROMMLER, J., 1993: Bildung von Kieselsäurezementierung in den Böden des Alentejo, Dipl.-Arb., Universität Hohenheim.

**Gehalt an Ferromagnetika in den von der Immision der Zement-
industrie in der Wojewodschaft Opole beeinflussten Böden**

von

Strzyszcz, Z.*

Die Immision der Eisenmetallurgie und der Energiewirtschaft ist die Hauptursache des Anstieges des Gehaltes an Ferromagnetika in den Böden der Wojewodschaft Katowice und insbesondere im Oberschlesischen Industriegebiet (Strzyszcz 1989a). Die Ferromagnetika im Hüttenstaub haben wegen ihrer Abmessungen und der Höhe der Emittoren lokale Reichweite. Der Staub aus der Energieerzeugung, in dem die Fraktion $< 10,0 \mu\text{m}$ überwiegt (Konieczynski 1982) und die Höhe der Schornsteine, beeinflussen die Reichweite, die 150 km übersteigen kann. Der Eisengehalt darunter auch der Gehalt an Ferromagnetika, in der Aerosolfraktion der Luft ist signifikant (Dedik et al. 1992, Tomza 1987).

Die bisherigen Untersuchungen haben gezeigt, daß die dritte Quelle der Ferromagnetika in den Böden die Immision der Zementindustrie sein kann, wobei darauf hingewiesen wurde, daß der Gehalt an Ferromagnetika in den Zementstäuben die größten Schwankungen aufweist (Tabelle 1).

Tab. 1: Schwankungen des Gehaltes an Ferromagnetika in Industriestäuben

Staub	n	Gehalt an Ferromagnetika (%, umgerechnet auf Fe_3O_4)
Hüttenstaub	12	19,51-22,79
Energieerzeugung:		
aus Steinkohle	35	2,53 -6,57
aus Braunkohle	7	0,884-1,43
Zementstaub	18	0,05 -1,0

Die Zementindustrie hat ihre größte Konzentration in der Wojewodschaft Opole erreicht, wo auf einem Gebiet von ca. 40 000 ha vier Zementwerke und vier Kalkwerke untergebracht sind.

*Polish Academy of Sciences, Institut of Environmental Engineering, Zabrze, Poland

Untersuchte Objekte und Methoden

Zur Untersuchung wurden zwei aus den vier Zementwerken in der Wojewodschaft Opole gewählt, nämlich das Zementwerk "Groszowice" und "Górażdze". Das Zementwerk "Groszowice" arbeitet nach dem Naßverfahren, das Zementwerk "Górażdze" nach dem Trockenverfahren. Beide Zementwerke wirken unterschiedlich lang auf die Umwelt ein: "Groszowice" wurde 1905 und "Górażdze" 1977 in Betrieb genommen.

Der Staubbiederschlag in den Jahren 1988 - 1991, gemessen in 10 Punkten um das Zementwerk "Groszowice", schwankte zwischen 76 und 339 T/km²·Jahr, wobei die Mittelwerte in den einzelnen Jahren folgende Werte hatten:

1988	146 T/km ² ·Jahr	1990	148 T/km ² ·Jahr
1989	171 T/km ² ·Jahr	1991	179 T/km ² ·Jahr

Für das Zementwerk "Górażdze" wurden folgende Werte gefunden: Der in den Jahren 1984 - 1993 in 13 Punkten gemessene Staubbiederschlag betrug zwischen 51,1 (1993) bis 355,0 T/km²·Jahr (1986) mit folgenden Jahresmittelwerten:

1984	194 T/km ² ·Jahr	1989	207 T/km ² ·Jahr
1985	202 T/km ² ·Jahr	1990	173 T/km ² ·Jahr
1986	120 T/km ² ·Jahr	1991	143 T/km ² ·Jahr
1987	217 T/km ² ·Jahr	1992	142 T/km ² ·Jahr
1988	244 T/km ² ·Jahr	1993	105 T/km ² ·Jahr

Die Zementwerke unterscheiden sich also in der Technologie, der Periode ihrer Einwirkung auf die Böden, der Höhe der Deposition und auch in der Schornsteinhöhe. Die Höhe der Schornsteine im Zementwerk "Groszowice" beträgt 74 m, im Werk "Górażdze" 120 m.

In der Gegend dieser Werke wurden in verschiedenen Richtungen und in unterschiedlicher Entfernung Bodenprofile angelegt, aus denen Bodenproben zur Bestimmung der Ferromagnetika entnommen wurden. Die Proben der Waldböden wurden aus der Waldstreuenschicht und aus dem darunterliegenden Horizont in einer Tiefe bis zu 15 cm entnommen, die Proben aus den Acker- und den Wiesenböden aus den Ap- bzw. den Ah-Horizonten.

Der Gehalt an Ferromagnetika wurde mit Hilfe des Gerätes FMA-5000 der Firma FORGENTA (BRD) gemessen und auf Fe₃O₄ umgerechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Der Gehalt an Ferromagnetika in den Böden um das Zementwerk "Groszowice" hängt, ähnlich wie der Gehalt von anderen Verunreinigungen, von der Entfernung der Emissionsquelle, der Windrichtung und der Art der Bodennutzung ab (Brache, Acker und Waldboden). In einer Entfernung von bis zu 500 m beträgt dieser Gehalt je nach der überwiegenden Windrichtung 0,24 bis 0,89 % Fe₃O₄. In einer Entfernung zwischen 500 und

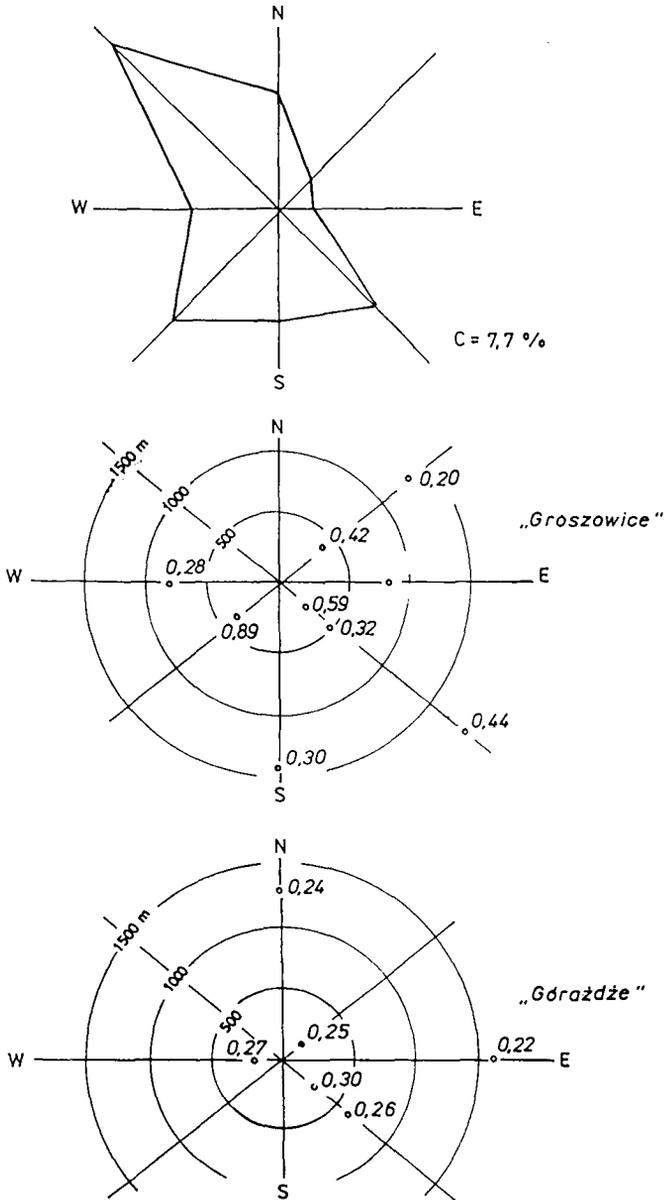


Abb. 1. Windrose und Gehalt an Ferromagnetika in Böden der Umgebung von Zementwerken

1000 m fallen diese Werte auf 0,28 - 0,39 % Fe_3O_4 ab. In Entfernungen von 1 bis 3 km werden Werte zwischen 0,20 bis 0,30 % Fe_3O_4 und von > 3 km von 0,02 bis 0,16 % Fe_3O_4 gemessen. In der überwiegenden Windrichtung jedoch beträgt der Gehalt an Ferromagnetika im Waldboden in einer Entfernung von 1850 m 0,44 % Fe_3O_4 (Abb. 1). Dies hängt mit der Schornsteinhöhe, die im Fall des Zementwerkes "Groszowice" 74 m beträgt und mit der Tatsache zusammen, daß der Wald und besonders die Nadelbäume mehr Ferromagnetika akkumulieren können als die landwirtschaftlichen Kulturen. Der höchste Gehalt an Ferromagnetika wurde 400 m südwestlich vom Zementwerk in den Wiesenböden, in der Nähe des Flusses Oder gemessen. Die vom Fluß auf dieses Gebiet aufgetragenen Verunreinigungen beeinflussen den hohen Gehalt an Ferromagnetika.

Im Fall des Zementwerkes "Górażdze" wurden die Untersuchungen ausschließlich an Waldböden durchgeführt, daher ist die Akkumulation der Ferromagnetika in den oberen Bodenschichten ähnlich, wobei die Windrichtung und die Entfernung von den Emittoren eine geringere Rollen spielen (Abb.1). Die kürzere Einwirkungszeit des Zementwerkes ("Górażdze" - 18 Jahre, "Groszowice" - 90 Jahre) und die Höhe der Schornsteine (120 m), können ebenfalls von Bedeutung sein. Der relativ hohe Gehalt an Ferromagnetika hängt auch mit der Höhe der Staubdeposition und mit dem Gehalt an Ferromagnetika im Staub zusammen. Der Staub aus "Górażdze" enthält mehr Ferromagnetika (0,58 %) als der von "Groszowice" (0,29 %). Diese Unterschiede sind auf die in den beiden Zementwerken eingesetzten Rohstoffe und insbesondere auf die Zusätze zur Korrektur des Eisengehaltes im Zement (Pyritabfälle, Hüttenabfälle, Asche, Siderit) zurückzuführen.

Ein Vergleich des Gehaltes an Ferromagnetika in den Böden um die Zement- und die Kraftwerke zeigt, daß in dem ersteren Fall der Gehalt in der Regel unterhalb von 1 % liegt, während im letzteren Fall der Gehalt an Ferromagnetika 2,5 % und in Extremfällen 5 % übersteigt (Strzyszc 1989 b, Strzyszc et al. 1994).

Literatur

- Derik A.N., Hoffmann P., Ensling J. 1992: Chemical characterization of iron in atmospheric aerosols. *Atmospheric Environment* 26A, No 14, 2545-2548.
- Koniczynski J. 1982: Skuteczność pracy elektrofiltrów a emisja metali śladowych w spalinach elektrowni węglowych. *Ochrona Powietrza* 1-3, 7-14.
- Strzyszc Z., 1989 a.: Anwesenheit des ferromagnetischen Eisen in oberschlesischen Waldböden und deren Ursachen. *Mitt. Deut. Bodenk. Ges.* 59, 1197-1202.
- Strzyszc Z., 1989 b.: Ferromagnetic properties of forest soil being under influence of industrial pollution. Air pollution and forest decline. Proc. 14th Int. Meeting for Specialist in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. IUFRO P2 05, 201-207, Interlaken
- Strzyszc Z., Magiera T., Bzowski Z. 1994: Magnetic susceptibility as indicator of soils contamination in some regions of Poland. *Roczniki Gleboznawcze (Soil Science Annual)*, Suppl. T. XLIV, 85-93, Warszawa.
- Tomza U. 1987: Trace elements pattern in atmospheric aerosols at Katowice. *Pr. Nauk U.Sl.* Nr. 924, p. 120.

Talaufbau und Hangsedimente im Ottmaringer Trockental / Südliche Frankenalb

von

Trappe, M.⁺**Einleitung**

Obwohl die flußgeschichtliche Entwicklung während des Pleistozäns im Bereich der Südlichen Frankenalb über eine Vielzahl von Arbeiten (u.a. TILLMANN'S 1977, 1980, SCHMIDT-KALER 1983) gut dokumentiert ist, so setzt sich dieses Bild aus einem Mosaik von Informationen vieler, z.T. weitentfernter Aufschlüsse von Terrassenresten, Schotterauflagen, Hangsedimentabfolgen und diversen Bohrungen zusammen. Die Gefahr von Informationslücken liegt in dieser synthetischen Arbeitsweise selbst begründet. Das pleistozäne Geschehen auf den Hochflächen zwischen den Tälern der Südlichen Frankenalb bzw. an den Talflanken wurde bisher nur rudimentär erfaßt (u.a. FAUST 1988, BRAUKÄMPER 1990, BLEICH 1989, BLEICH & PAPENFUß 1991, TRAPPE 1995, im Druck). Der Bau des Rhein-Main-Donau-Kanals in den Jahren 1990 - 1992 und die gute Baukonjunktur der Jahre 1994 und 1995 boten durch die hervorragenden Aufschlußverhältnisse im Ottmaringer Trockental die Möglichkeit die Sedimentationsbedingungen des periglazialen Prozeßbereiches mit dem fluviatilen Ablagerungsmilieu für das Pleistozän in dem während des Riß von der Urdonau verlassenen Tales genetisch zu verknüpfen. Die Schwerpunkte lagen neben einer detaillierten Geländeaufnahme auf der petrographischen und sedimentologischen Kennzeichnung der beprobten Sedimentserien.

Stratigraphie der Talfüllung

Während des Kanalbaus wurde im Bereich der Kanalführung zwischen Ottmaring und Beilngries eine Serie von 20 Vertikalprofilen aufgenommen. Ergänzt durch diverse Bohrprofile (ECKL 1984) ergibt sich ein komplexer Aufbau der Talfüllung des Ottmaringer Tales (Abb. 1). Im westlichen, engeren Talabschnitt konnte die Basis mit anstehendem Opalinuston bzw. solifluidal verlagertem Opalinuston beobachtet werden, während sie im Bereich Ottmaring von den Baumaßnahmen nicht erreicht wurde. Darüber folgen helle fluviatile Sande, die nach oben in eine inhomogene Serie aus beigefarbenen-hellbraunen Sanden, schluffigen Sanden und sandig-tonigen Schluffen übergehen (Fluviatile Serie). Den Abschluß bildet ein mehrerer dm-mächtiger, sandiger Torfhorizont.

⁺) Lehrstuhl Physische Geographie, Katholische Universität Eichstätt, Ostenstr. 18, 85072 Eichstätt

Im Hangenden liegen solifluidal geprägte Sedimente (Schuttdecken) mit starker Abhängigkeit vom Relief des Talhangs (bzw. der Talbreite). Im westlichen, schmäleren Talbereich tritt eine Wechselfolge aus beigefarbenem bis braunem, sandigem Kalkschutt, kiesigen Schluff-Sanden und sandigen Schluffen mit kaltzeitlichen Indikatoren (Kryoturbationen) auf (Bunte Serie), während relativ homogene, mehrere Meter mächtige graue Schluffe oder sandige Schluffe mit variablen Kiesanteilen (Kalkschutt) den breiten Talbereich prägen (Monotone Serie), die Richtung Ottmaring in eine geschichtete Abfolge grauer Sande und sandiger Schluffe übergehen. Diese lateralen petrographischen Unterschiede erklären sich über die am südlichen Talhang anstehenden Gesteine und Sedimente. Die steilen Hänge im Westen des Tales lieferten Kalkschutt und vor allem Sand aus anstehendem Malm und Dogger, wogegen auf den flacheren Hängen im Osten die Schuttdecken sich aus lehmiger Albüberdeckung und teilweise Malmkalken rekrutieren (vergl. SCHMIDT-KALER 1983). In Richtung Talzentrum findet die fluviatile Aufarbeitung der Schuttdecke ihren Ausdruck in der geschichteten Sanden/sandigen Schluffen. Diese, im Talbereich anstehenden Schuttdecken ließen sich in mehreren Profilen über den gesamten südlichen Talhang des Ottmaringer Tales bis hinauf zur Hochfläche verfolgen. Die Schuttdecken werden durch eine Parabraunerde abgeschlossen.

Über den Schuttdecken folgen die Moorsedimente (überwiegend schluffig-sandiger Torf) des Beilngrieser bzw. Ottmaringer Moores, die bis zu 5 m Mächtigkeit erreichen. Im lateralen Wechsel treten schluffig-sandige Auensedimente mit abschließender Auen-Parabraunerde auf. Die jüngste Sedimentation wird durch Flugsande auf dem südlichen Talhang repräsentiert, die die Torfe im Verzahnungsbereich Aue / Talhang überlagern.

Die geschilderte Profilabfolge setzt sich in das von SCHIRMER (zitiert in SCHMIDT-KALER 1983) aufgenommene Profil der Schleuse Dietfurt fort, das sich aus Lokalschottern mit unterlagernden Talsohleschottern (tieferer warmzeitliche fluviatile Sedimente und eine höhere kaltzeitliche fluviatile Serie) zusammensetzt.

Sedimentpetrographie und Schwermineralführung

Die Unterscheidung von solifluidal oder fluviatil geprägten Sedimenteneinheiten ist mit Hilfe der Granulometrie belegbar. Die Bunte Serie zeigt drei Litholgien: Kiese mit variablen Sandgehalten oder Schluffe mit untergeordneten Sand- und Kiesanteilen weisen eine charakteristische bimodale Korngrößenverteilung mit extrem schlechter Sortierung auf, daneben treten besser sortierte Sande auf. Eine Materialpräferenz für die einzelnen Fraktionen ist jeweils charakteristisch: eckig-splittiger, schwach kantengerundeter Kalkschutt in den Kiesfraktionen und überwiegend gut gerundete Quarzkörner in den Sandfraktionen. Im Gegensatz dazu lassen sich vorwiegend Schluffe (mit z.T. untergeordnet Quarzfeinsand) neben einer starken Kiesfraktion aus eckigem Kalkschutt in der Monotonen Serie beobachten, das Feinsediment ist ausnahmslos stark karbonathaltig bis karbonatreich. Die Materialverwandtschaft zu lößhaltigen Lehmen der Hochfläche in der Umgebung von Beilngries ist offensichtlich. Die fluviatilen Serien im Liegenden werden überwiegend von kalkfreien bis kalkarmen, mäßig sortierten Mittelsanden neben vereinzelt schluffigen Sanden geprägt.

In den Schwermineralverteilungen äußert sich die alpine Materialherkunft der meisten

Sedimentserien mehr oder minder deutlich (vgl. TILLMANN 1977). Charakteristisch für die liegenden fluviatilen Serien ist ein von Granat und Epidot dominiertes Spektrum mit merklichen Anteilen stabiler und untergeordnet metamorpher Schwerminerale. Granat, Epidot, Staurolith und grüne Amphibole sind überwiegend, Disthen ausschließlich aus alpinen Liefergebieten abzuleiten (vgl. TILLMANN 1977, UNGER 1989), dagegen wurden stabile Schwerminerale (vorwiegend Zirkon), Sillimanit sowie auch Granat, Epidot und grüne Amphibole primär aus dem variskischen Grundgebirge Nordostbayerns und dem triassisch-jurassischen Schichtstufenland geliefert. Die Schwermineralspektren der Bunten und Monotonen Serie unterscheiden sich deutlich voneinander: Während sich die Monotone Serie sowie ihre fluviatil aufgearbeiteten Äquivalente bei Ottmaring schwermineralogisch nur wenig von den fluviatilen Sedimenten abheben (sie rekrutieren ihr Material wohl aus älteren höher gelegenen Talsedimenten bzw. lößhaltigen Proben der Hochfläche), unterstreicht die Bunte Serie durch ihre erhöhten Anteile stabiler Schwerminerale (Zirkon, Turmalin, Rutil) und das Zurücktreten von Granat, Epidot und der metamorphen Schwerminerale ihre gesonderte Materialherkunft. Ein Vergleich mit Schwermineralspektren des bei Beilngries anstehenden Dogger-Eisensandsteins (dominanter Zirkon, erhöhte Rutil- und Turmalingehale bei untergeordnetem Granat und Epidot) bestätigt die Ableitung der Sandfraktion der Bunten Serie direkt aus dem Eisensandstein.

In Übereinstimmung mit SCHMIDT-KALER (1983) spiegeln die beobachteten Profilabfolgen im Ottmaringer Tal einen mehrmaligen klimatischen Wechsel in den diversen Sedimenteinheiten wider, eine exakte zeitliche Einordnung kann erst zu einem späteren Zeitpunkt gegeben werden. Der Talaufbau zeigt nach der fluviatilen Sedimentation der Urdonau eine dominante solifluidale Überformung dieses Trockentales mit petrofaziellen Variationen der Sedimente und ausgeprägtem lokalem Charakter. Die komplexen Beziehungen zwischen Materialherkunft und -verlagerung in Abhängigkeit von Relief, Sedimentationsbereich, Verwitterung und Bodenbildung bedürfen weiterer zukünftiger Bearbeitung.

Literatur

- BLEICH, K.E. (1989): Gliederung und Untergrund der Lößabfolge von Attenfeld, Lkr. Neuburg-Schrobenhausen. - in: Steinzeitliche Kulturen an Donau und Altmühl, Ingolstadt, 13-14.
- BLEICH, K.E. & PAPPENFUß, K.H. (1991): Zur Entstehung der Löß/Boden-Abfolge in Hochflächenlagen auf der südlichen Frankenalb. - Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 66,II, 775-778.
- BRÄUKÄMPER, K. (1990): Zur Verbreitung periglazialer Deckschichten in Deutschland. -Diss. Bochum, 158 S.
- ECKL, H. (1984): Zur Hydrogeologie im Bereich des Main-Donau-Kanals zwischen Berching und Dietfurt/Altmühl. - Erl. Geol. Abh., 111.
- FAUST, D. (1988): Bodenabfolge im Wellheimer Oberholz und Auswirkungen auf das Ökosystem Wald. - Archäopterix, 6, 85-89.
- SCHMIDT-KALER, H. (1983): Geologische Karte von Bayern, 1:25.000, Nr. 6934, Beilngries. - BGL München.
- SCHMIDT-KALER, H. (1993): Geologie und Landschaftsentwicklung im Rezat-Alt-mühl-Bereich. - in: Bau intern, Z. Bay. Staatsbauverw., Sonderdruck "Fossa Carolina - 1200 Jahre Karlsgraben", München.

- TILLMANN, W. (1977): Zur Geschichte von Urmain und Urdonau zwischen Bamberg, Neuburg/Donau und Regensburg. - Sonderveröff. Geol. Inst. Univ. Köln, 30, 198 S., 1977.
- TILLMANN, W. (1980): Zur plio-pleistozänen Flußgeschichte von Donau und Main in Nordostbayern. - Jber. Mitt. oberrhein. geol. Ver., N.F. 62, 199-205.
- TRAPPE, M. (1995): Die Sedimente im Bereich der Archäologischen Grabung "Friedhof Bergheim": Eine grabungsbegleitende geologische Studie (im Druck).
- UNGER, H.J. (1989): Die Lithozonen der Oberen Süßwassermolasse Südostbayerns und ihre vermutlichen zeitlichen Äquivalente gegen Westen und Osten. - Geologica Bavarica, 94, 195-237.

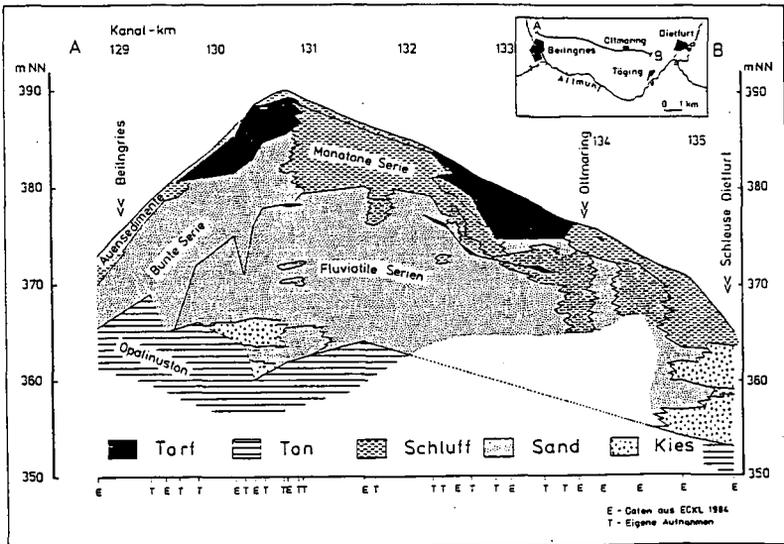


Abb. 1: Geologisches Längsprofil entlang der Kanalführung zwischen Beilngries und Ottmaring.

Mineralneubildungen und -entwicklungen in isländischen Andosolen

von

Zarei, M.* , U. Scheibe* , T. Gudmundsson⁺ und K. Stahr*

Island, auf dem Mittelatlantischen Rücken gelegen, besteht nur aus vulkanischem Gestein. Das Untersuchungsgebiet liegt im Südwesten der Insel ca. 15 km östlich von Borgarnes in einer etwa 2 km² großen Hochfläche (60 m üNN) im westlichen Teil des tertiären Basaltgebietes. Das Ausgangsgestein im Untersuchungsgebiet ist aus Moränenablagerungen des tertiären Basaltmaterials hervorgegangen. Das Klima ist ozeanisch, mit kurzen, kühlen Sommern und langen, recht milden Wintern. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 3,4° C bei 1400 mm Niederschlag.

Es wurden folgenden Fragen bearbeitet: Wie werden die Andosole unter diesen Voraussetzungen charakterisiert? Welche Prozesse sind in den Andosolen abgelaufen und welche Mineralneubildungen sind dabei entstanden? In welcher Entwicklungsphase sind die Böden?

Die Andosole sind im gesamten Profil mittel bis stark sauer (pH 4,6 im Oberboden und pH 5,7 im Unterboden). Die Kationenaustauschkapazität (KAK) der Andosole steigt zur Profilmittle hin an und nimmt in den Cw-Horizonten wieder ab. (Abb. 1). Andosol 1 weist mit 43,8 cmol (+)/kg FE insgesamt die höchste KAK_{pot} (pH 8,2) auf, wobei die KAK (pH 7,0) Werte mit 11,4 cmol (+)/kg FE deutlich niedriger sind. Die hohe KAK, bedingt durch Al-reiche, wasserhaltige Silikate und hohe variable Ladung sind typisch für vulkanische Böden. Die Austauscher sind überwiegend mit Ca²⁺ und Mg²⁺ belegt. Ihre höchsten Werte sind im Bw-Horizont und ihre niedrigsten im Cw-Horizont zu finden.

Oxalatlösliches Fe liegt durchschnittlich um 10 g · kg⁻¹ höher als das dithionitlösliche (Tab. 1). Die Fe_{py}-Gehalte sind relativ gering, daher wird davon ausgegangen, daß nur wenig Fe organisch gebunden ist. Aufgrund der sehr hohen Fe_d-Anteile ist Fe pedogen und es liegt wahrscheinlich in schlechtkristalliner Fe-Hydroxid- oder Fe-Oxidform vor. Durch den hohen röntgenamorphen Anteil im Boden konnte dies aber weder mineralogisch noch morphologisch festgestellt werden. Das oxalatlösliche Al und Fe erreichen in den Bw-Horizonten der Andosole Werte bis zu 6,3 % für Al und sogar 7,1 % für Fe. Die hohen Al_o- und Si_o-Gehalte deuten auf das Vorhandensein von Allophan, Imogolit und amorphen Bestandteilen in den untersuchten Böden hin. Die Si_o- und Si_d-Gehalte liegen im selben Bereich wie GUDMUNDSSON & DELLE (1986) in isländischen Hochlandböden feststellten. Die Al_o- und Al_d-Gehalte liegen hier aber deutlich höher. Dies kann mit der langsamer ablaufenden chemischen Verwitterung und geringeren Auswaschung auf den kälteren, aber niederschlagsärmeren Hochlandstandorten erklärt werden. Die Si_o- und Al_o-Gehalte der Tonfraktion einiger isländischer Andosole liegen erwartungsgemäß wesentlich höher (WADA et al. 1992). Die Si_o/Al_o-Quotienten sind mit 0,5-1 ebenfalls höher als im Untersuchungsgebiet (0,3-0,5),

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70593 Stuttgart

⁺ Bühlmattstr. 19, 79650 Schopfheim

Tab. 1: Oxalat-, Dithionit und Pyrophosphat in der FE ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Hor.	Tiefe cm	Oxalat				Dithionit				Pyrophosphat				Si_0/Al_0
		Si	Al	Fe	Mn	Si	Al	Fe	Mn	Si	Al	Fe	Mn	
Andosol 1														
Ah1	0-10	12,7	44,8	54,0	1,1	1,9	16,0	41,1	0,8	0,2	7,8	2,8	0,0	0,28
Ah2	-20	13,3	45,5	58,8	1,2	2,3	19,7	50,2	1,0	0,2	7,3	3,1	0,0	0,29
Ah3	-30	14,6	47,5	61,7	1,1	2,5	17,4	49,8	0,9	0,2	5,8	3,1	0,0	0,34
Bw1	-50	23,0	63,2	71,0	11,3	2,6	19,4	62,2	1,1	0,2	5,1	3,9	0,0	0,36
Bw2	-78	28,1	63,1	66,3	1,2	2,6	14,9	54,4	1,0	0,3	3,3	1,0	n.b.	0,45
Cw	-109	7,2	14,1	22,6	0,3	1,7	3,4	9,8	0,2	n.b.	0,6	0,1	n.b.	0,51
Andosol 2														
Ap	0-10	11,9	41,1	53,6	0,99	1,83	16,5	40,8	0,70	0,14	8,0	4,5	0,04	0,29
Ah	-30	12,0	42,9	57,5	1,02	3,06	21,4	50,3	0,82	0,75	9,9	10,1	0,06	0,28
Bw	-58	18,0	53,9	68,0	1,55	2,84	20,9	60,0	1,30	0,46	9,5	13,5	0,1	0,33
B/C	-74	20,1	46,2	41,2	0,53	1,42	10,9	26,9	0,40	0,10	3,0	0,7	n.b.	0,44
Cw	-90	14,7	33,6	36,1	0,42	1,3	7,0	16,8	0,25	0,10	2,1	0,2	n.b.	0,44

was wiederum auf hohe Si-Verluste hindeutet. Im Vergleich sind die dithionitlöslichen Al- und Si-Gehalte in einem Andosol der Halbwüste Lanzarotes bedeutend geringer als die oxalatlöslichen und liegen weit unter denen der isländischen Böden (JAHN, 1988).

Wegen der hohen Anteile an amorphen Substanzen konnte mit Hilfe der Röntgendiffraktometrie an unbehandelten Proben weder in der Gesamtonfraktion noch in der Feintonfraktion Röntgenreflexe festgestellt werden. Erst nach Behandlung der Proben mit NH_4 -Oxalat, welches einen großen Teil der röntgenamorphen Bestandteile extrahiert, konnten sehr schwache Reflexe bei 1,46 nm, deutliche Peaks bei 0,32 nm und relativ kleine Peaks bei 0,212 nm identifiziert werden. Durch die Behandlung der Proben aus der Tonfraktion mit Siedeoxalat (nach FISCHER & FECHTER, 1982) und durch die Herauslösung fast aller röntgenamorphen Substanzen, traten ebenfalls oben genannte Röntgenreflexe mit hoher Intensität auf und es konnten noch zusätzlich 1 nm-, 0,71 nm- und 0,56 nm-Reflexe festgestellt werden (Abb. 2). Diese Röntgenreflexe werden trotz niedriger Intensitäten Smectit, Illit und Kaolinit zugeordnet. In Abb. 2 sind die Röntgenreflexe der Tonfraktion ($<0,2\mu\text{m}$) mit drei verschiedenen Behandlungen wiedergegeben. Auffallend sind die Peak-Intensitäten bei den unterschiedlichen Behandlungen. Trotz Siedeoxalat-Extraktion an Tonproben konnten nur sehr geringe Mengen an Mineralneubildungen festgestellt werden. Die relativ schwachen Reflexe sind einerseits auf höhere Konzentrationen von amorphen Bestandteilen in der Tonfraktion zurückzuführen und andererseits ist das Entwicklungsstadium der Neubildungen noch gering. Es muß davon ausgegangen werden, daß die Bildungsbedingungen in isländischen Böden für Neubildungen mit optimaler Kristallinität in kurzen Zeitspannen nicht zu erwarten sind. Auch auf Lanzarote wurde in den jüngsten Böden unter semi-ariden Klima Smectitneubildungen festgestellt (ZAREI, 1989). Dagegen kommt es unter isländischen Bedingungen zu starker Auswaschung von Mg und Si. Dies schränkt den Umwandlungsprozess von vulkanischem Material zu Smectit ein.

Bei der Differentialthermoanalyse (DTA) an der Gesamtonfraktion traten bereits endotherme Peaks zwischen 150 und über 300 °C auf. Dehydratation findet bei Allophan sehr langsam statt, daher allmähliche Gewichtsverluste und keine endotherme Reaktion bei mittlerer Temperatur

(400-500 °C). Ein exothermer Peak ist bei 950 °C zu finden (Abb. 3). Die sehr starke endotherme Reaktion geht auf das Adsorptionswasser von Allophan zurück und die exotherme Reaktion deutet auf Veränderungen bzw. Umwandlungen der Allophanstruktur hin. Die endo- sowie exothermen Reaktionen weisen auf das Vorhandensein von Allophan hin (WADA, 1989) und bestätigen somit die chemischen Befunde.

Anhand von chemischen, röntgendiffraktometrischen und DTA-Befunden wurde deutlich, daß sich in isländischen Andosolen auf jeden Fall Allophane und schlechtkristalline, Fe-haltige Minerale gebildet haben. Um genauere Aussagen über die Morphologie und innere Struktur dieser Substanzen treffen zu können, wurden TEM-Untersuchungen herangezogen. Die Untersuchungen wurden an den Feintonfraktionen (<0,2 µm) durchgeführt. Die TEM-Aufnahmen zeigen wolkenartige, kugelförmige Allophanpartikel mit einem Durchmesser von 4 bis 5 nm. Die morphologischen Erscheinungen und die Partikelgrößen stimmen mit Angaben in der Literatur überein. Es wurden auch imogolitähnliche, schnurartige, aber unregelmäßige Strukturen mit einem Durchmesser von 2 nm beobachtet. Diese Strukturen sind nicht identisch mit der typischen Imogolitmorphologie nämlich bündelförmige parallellaufende Röhren. Sie sind unregelmäßig und einzeln.

Die niedrigen pH Werte, die geringe KAK (pH 7,0) im Vergleich zur KAK_{pot} sowie die niedrigen Si_0/Al_0 -Quotienten deuten auf sehr starke Auswaschung von Kationen (Ca, Na, Mg und Si) hin. Dies ist mit der hohen Protonenkonzentration in der Bodenlösung zu begründen. Durch die Elementverluste in der Bodenlösung werden die Bedingungen für die Neubildungen von Allophan, Imogolit und schlechtkristallinen Fe-Hydroxiden günstig. Dagegen sind die Bedingungen für die Smectitneubildung nicht optimal. Die KAK-Werte sowie die oxalat- und dithionitlöslichen Elemente bestätigten die chemischen, röntgendiffraktometrischen und DTA-Untersuchungen, und sprechen für das Vorhandensein von Allophan und möglicherweise Imogolit. Diese Befunde konnten durch die TEM-Aufnahmen erklärt werden.

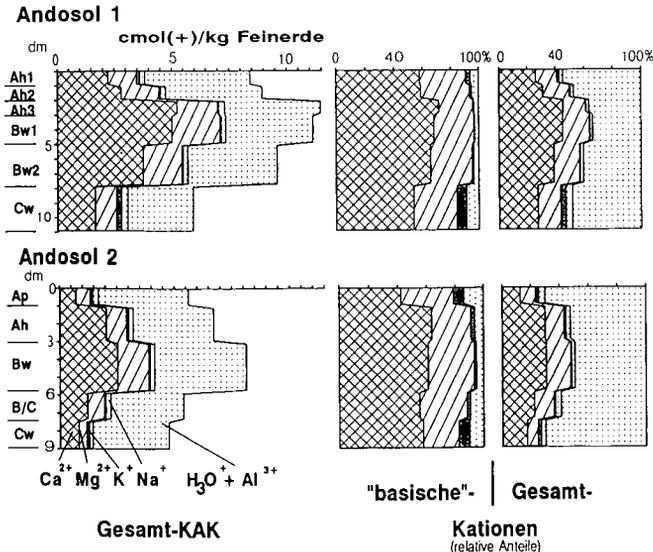


Abb. 1: Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen

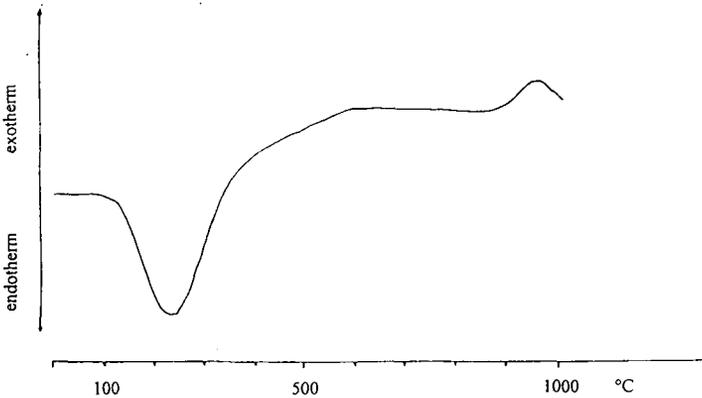


Abb. 2: DTA-Diagramm der Tonfraktion vom Bw2-Horizont des Andosols 1

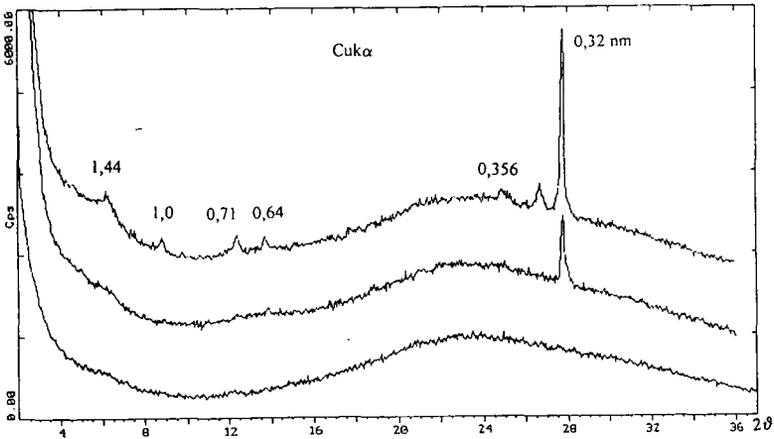


Abb. 3: Röntgenbeugungsdiagramm vom Bw1-Horizont des Andosols 1 a) unbehandelt, b) oxalatbehandelt, c) sideoxalatbehandelt

Literatur

- FISCHER, W. R. & FECHTER, H. (1982): Analytische Bestimmung und Fraktionierung von Cu, Zn, Pb, Ni und Co in Böden und Unterwasserböden. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd. 145, 151-160.
- GUDMUNDSSON, T. & DELLE, A. (1986): Development of Andosols in the highlands of Iceland. XIII. Congress of the Intern. Society of Soil Science, Transactions III, 1133-1134.
- JAHN, R. (1988): Böden Lanzarotes. Vorkommen, Genese und Eigenschaften von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). Hohenheimer Arbeiten, 257 S., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- WADA, K. (1989): Allophan and Imogolite. In: Dixon & Weed (Editor), 1051-1087.
- WADA, K., ARNALDS, O., KAKUTO, Y., WILDING, L.P. & HALLMARK, C.T. (1992): Clay minerals of four soils formed in eolian and tephra materials in Iceland. Geoderma 52, 351-365.
- ZAREI, M. (1989): Verwitterung und Mineralneubildung in Böden aus Vulkaniten auf Lanzarote (Kanarische Inseln). 255 S., Verlag B. Schulz, Berlin.