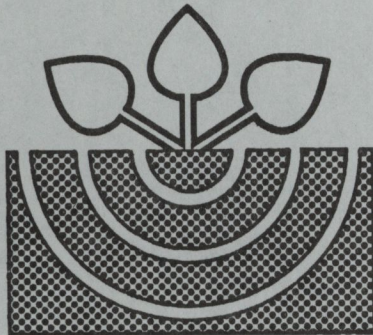


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 91
Heft 3
1999

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

„Nachhaltige Bodennutzung im 3. Jahrtausend“

04. bis 12. September 1999 in Hannover

Band 91

Heft 3

1999

Wie stabil ist neu immobilisierter Stickstoff im Boden?

APPEL, T.

Einleitung:

Eine Antwort auf die im Titel gestellte Frage hat Bedeutung für

- die Bemessung der Stickstoffdüngung vor und während der Vegetationsperiode,
- das Risiko unerwünschter N-Mineralisierung in der vegetationsarmen Periode.

Die Schwierigkeit bei der Quantifizierung der Stabilität von neu immobilisiertem Stickstoff besteht zum einen darin, daß es sich bei der Stabilisierung ebenso wie bei der Destabilisierung um dynamische Prozesse handelt, die beide simultan ablaufen. Zum anderen gibt es noch keine Möglichkeit, unterschiedlich leicht abbaubare Fraktion der organischen Substanz im Boden quantitativ analytisch zu erfassen. Im folgenden wird eine Möglichkeit dargestellt, wie mit Hilfe eines Modellversuches in Kombination mit einer prozeßorientierten Simulation des Stickstoffumsatzes im Boden die Stabilität des neu immobilisierten Stickstoffs quantifiziert werden kann. Das Prinzip ist dabei wie folgt:

- Durchführung eines Modellversuches zur Immobilisation von ^{15}N ,
- Simulation der ^{15}N -Stabilisierung und Destabilisierung mit einem prozeßorientierten Modell (validiert und kalibriert),

- Evaluierung des Modellergebnisses anhand der gemessenen Werte des im Boden vorhandenen anorganischen Stickstoffs und dessen ^{15}N -Anteils,
- Berechnung der nicht meßbaren im Modell definierten organischen N-Fractionen.

Material und Methoden:

Zwei Böden aus der Krume ackerbaulich genutzter Standorte in Hessen wurden 111 Tag lang bei 25°C und bei 50% der maximalen Wasserhaltekapazität im Labor aerob im Dunkeln inkubiert. Zwei Varianten wurden dabei berücksichtigt. In der Variante B wurde unmittelbar vor der Inkubation Zellulose in die Böden eingemischt. In der Variante A wurden die Böden entsprechend ohne Einmischen von Zellulose inkubiert. Beide Varianten wurden vor der Inkubation mit ^{15}N -markiertem KNO_3 gedüngt (18,5 bzw. 20,4 mg N kg^{-1} Boden bezogen auf die Trockenmasse). Details der Versuchsdurchführung sind an anderer Stelle beschrieben (Appel, 1998). Im Verlauf der Inkubation wurden zu mehreren Terminen Bodenproben entnommen und auf ihren Gehalt an CaCl_2 -extrahierbarem anorganischen N (N_{an}) untersucht. Außerdem wurde der K_2SO_4 -extrahierbare anorganische und organische N vor und nach einer 24stündigen Fumigation mit Chloroform

bestimmt (Fumigations-Extraktionsmethode: N_{cfe} =Differenz zwischen fumigiert und unfumigiert).

Als Simulationsmodell wurde NCSOIL mit der von Nicolardot et al. (1994) kalibrierten Parametereinstellung verwendet. Der Anfangswert von Pool(II) wurde iterativ anhand des Anstiegs an anorganischem N im Boden der Variante A ermittelt. Der Anfangswert von Pool(I) (= autochthone mikrobielle Biomasse) wurde analytisch bestimmt ($N_{cfe}/0,54$). Pool(III) berechnete sich als Residualgröße aus der Differenz zwischen dem analytisch bestimmten gesamten N im Boden (Elementaranalysator) und den anderen N-Fractionen im Boden.

Ergebnisse:

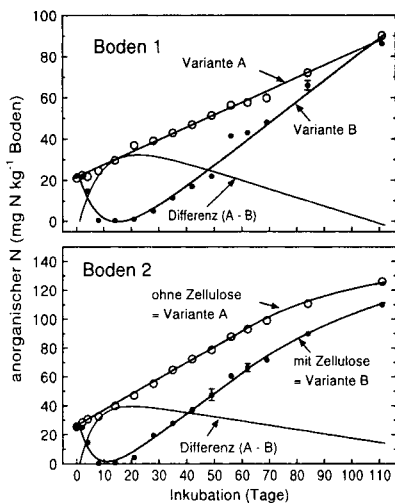


Abbildung 1: Anorganischer N (markiert + unmarkiert) in Boden 1 und 2 im Verlauf der Inkubation (Markierungen = Meßwerte; Linien = angepaßte Exponentialfunktionen zur Beschreibung des N_{an} -Verlaufes)

Der anorganische Stickstoff akkumulierte in Boden 1 ohne Zellulose (Variante A) nahezu linear über den gesamten Zeitraum der Inkubation (Abb. 1). Diese Akkumulation von anorganischem N kennzeichnete die sogenannte bodenbürtige N-Nachlieferung. Im Boden 2 zeigte sich gegen Ende der Inkubationsperiode eine leichte Abschwächung dieser bodenbürtigen N-Nachlieferung. In den Böden mit Zellulose (Variante B) setzte nach einer zweitägigen Anlaufphase die N-Immobilisierung ein. Das Maximum des apparent neu immobilisierten Stickstoffs wurde nach etwa 14tägiger Inkubation erreicht (maximale Differenz im N_{an} -Gehalt zwischen den Varianten). Anschließend verringerte sich der Abstand im N_{an} -Gehalt zwischen den Varianten, was auf eine verstärkte Remineralisierung des neu immobilisierten N hindeutet.

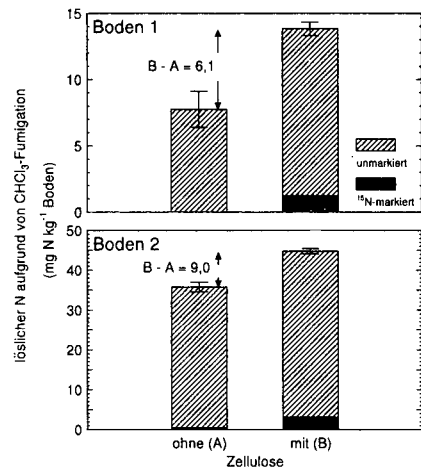


Abbildung 2: Löslicher N in Boden 1 und 2 aufgrund einer 24stündigen Fumigation mit Chloroform am Tag 14 der Inkubation

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der Fumigations-Extraktionsmethode am Tag 14 der

Inkubation, also etwa zum Zeitpunkt der maximal neu immobilisierten N-Menge im Boden. Von dem durch Fumigation extrahierbar gemachten N wird angenommen, daß es sich um einen Teil des im Boden vorhandenen mikrobiell gebundenen Stickstoffs handelt (Brookes et al., 1985). Tatsächlich war in der Variante B deutlich mehr N_{cfe} extrahiert worden als in der Variante A, und zwar sowohl markierter als auch unmarkierter N. Dies deutet darauf hin, daß ein Teil des neu immobilisierten Stickstoffs zu diesem Termin in Form von mikrobieller Biomasse im Boden vorhanden war. Die Unterschiede im N_{cfe} zwischen den beiden Varianten waren zwar beträchtlich, dennoch können sie nur einen Teil der zu diesem Zeitpunkt wesentlich höheren Menge an neu immobilisiertem N erklären. Ein Teil dieses neu immobilisierten N ist möglicherweise bereits in stabilere N-Fractionen umgesetzt worden. Die Elementaranalyse des Gesamtbodens ergab eine Wiederfindung des ^{15}N von etwa 100% der applizierten Menge. Daraus läßt sich schlußfolgern, daß keine N-Verluste auftraten.

Die Ergebnisse der Simulation mit NCSOIL sind in Abb. 3 dargestellt. Simulierte und gemessene N_{an} -Gehalte stimmen sehr gut überein. Dies gilt nicht nur für die Gesamtmenge an N_{an} im Boden, sondern auch für die Aufteilung in markierten und unmarkierten N. Mit diesem Resultat wird die Annahme begründet, daß das Simulationsmodell die Umsetzung des Stickstoffs im Boden hinreichend plausibel abgebildet hat und es deshalb auch für die nicht analytisch meßbaren organischen Fractionen plausible Werte liefert (Tab. 1).

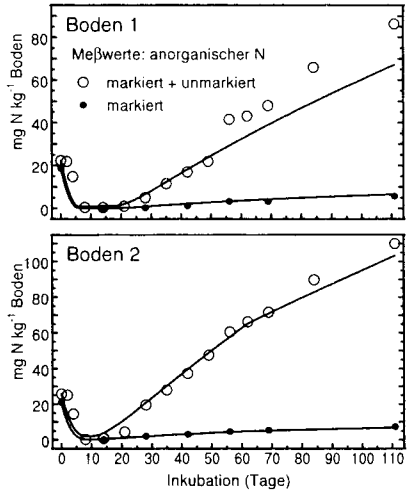


Abbildung 3: Anorganischer N in Boden 1 und 2 im Verlauf der Inkubation (Markierungen = Meßwerte; Linien = Simulation mit NCSOIL)

Tabelle 1: Verteilung von markiertem N zwischen den verschiedenen NCSOIL-definierten N-Fractionen im Boden (applizierter N = 100%)

N-Fractionen	Halbwertszeit der Fractionen	Tag 14	Tag 111
Boden 1			
anorganisch		0,8%	35,4%
Biomasse	5 Tage	85,6%	28,5%
Pool(II)	116 Tage	13,3%	33,7%
Pool(III)	190 Jahre	0,1%	2,3%
Boden 2			
anorganisch		2,3%	33,6%
Biomasse	5 Tage	84,0%	31,8%
Pool(II)	116 Tage	13,6%	32,7%
Pool(III)	190 Jahre	0,0%	1,9%

Schlußfolgerungen:

Die Anwendung des Simulationsmodells NCSOIL liefert mit der von Nicolardot et al. (1994) vorgenommenen Kalibrierung plausible Werte für den Verlauf der Immobilisierung von Stickstoff im Boden und dessen Remineralisierung. Die Anwendung der Simulation zum Quantifizieren der nicht analytisch erfassbaren N-Fractionen im Boden erscheint daher gerechtfertigt. Demnach kann im Verlauf einer Vegetationsperiode lediglich mit einer Remineralisierung von nicht mehr als etwa 30% des neu immobilisierten N gerechnet werden. Dabei wird gleichzeitig etwa die gleiche N-Menge in stabilere organische Fraktionen (Halbwertszeit über 100 Tage) umgesetzt, die nicht der mikrobiellen Biomasse zuzurechnen ist.

Literatur:

- Appel, T. (1998): Non-biomass soil organic N – the substrate for N mineralization flushes following soil drying-rewetting and for organic N rendered CaCl₂-Extractable upon soil drying. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1445-1456
- Brookes, P.C.; Landman, A.; Proden, G.; Jenkinson, D.S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837-842
- Nicolardot, B.; Molina, J.A.E.; Allard, M.R. (1994): C and N fluxes between pools of soil organic matter: Model calibration with long-term incubation data. *Soil Biol. Biochem.* 26, 235-243

Entwicklung feldbodenkundlicher, physikalischer und mikromorphologischer Eigenschaften in rekultivierten Böden im Raum Halle/Leipzig

von

Bartel, W.*, Schneider, R.*, Schobel, S.*, Altermann, M.** u. Schröder, D.*

Einleitung

Im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier wurden bisher rund 50.000 ha Fläche durch den Braunkohlentagenbau in Anspruch genommen. Davon wurden bis jetzt rund 26.000 ha rekultiviert, 11.000 ha davon landwirtschaftlich (Pflug 1998). In einem vom BMBF geförderten Projekt (Förderkennzeichen: 0339669) wurden von 1995 bis 1998 Kippenflächen hinsichtlich ihrer Entwicklung, Eigenschaften und Nutzbarkeit untersucht. Es handelte sich dabei um absetzerverkippte Flächen, die seit ihrer Planierung ackerbaulich genutzt werden.

Standorte und Methoden

In den Taugbaubereichen Espenhain und Schleenhain wurden je vier Kipp-Kalklehme [oj-cll (q)], im Tagebaubereich Profen Kipp-Kalkschluffe [oj-cö (bo) (q)], im Tagebaubereich Bitterfeld/Gräfenhainichen Kipp-Gemengelehme [oj-(ut+(x) ss) sl (tq) und oj-ls + ut (q+t)] und in den Tagebaubereichen Merseburg Ost, Zwenkau, Espenhain und Schleenhain Kipp-Lehme [oj-ll (q) und oj-lu (bo) (q)] untersucht. Diese vier Substrattypen repräsentieren rund 90% der im Raum Halle/Leipzig vorkommenden Kippenflächen (Wünsche, Vogler u. Knauf 1998). Die Untersuchungen umfaßten Flächen, die zum Untersuchungszeitpunkt jünger bzw. älter als 15 Jahre waren, um mögliche Entwicklungen der Kippen in diesem Zeitraum zu erfassen.

Es wurden 36 Profile in vier Tiefen (0-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm und 70-100 cm) bodenphysikalisch untersucht. Die verwendeten Methoden sind beschrieben bei Hartge u. Horn (1989). Für mikromorphologische Untersuchungen wurden ungestörte Proben mit Vestopal 160 getränkt und mittels der An- und Dünnschliffmikroskopie ausgewertet.

Ergebnisse

Feldbodenkundliche und mikromorphologische Befunde

Die meist noch schwach entwickelten jungen Kippenflächen aus Kipp-Lehmen und Kipp-Gemengelehm sind bodentypologisch als Lockersyrosem-Regosole, die jungen Kippenflächen aus Kipp-Kalkschluffen und Kipp-Kalklehm als Lockersyrosem-Pararendzinen anzusprechen (Abb. 1).

* Universität Trier, FB VI, Abt. Bodenkunde, 54286 Trier; ** Büro f. Bodenökologie, Lichtemannsbreite, 6118 Halle

Die älteren Neulandböden lassen in der Regel einen deutlichen A-Horizont erkennen, weshalb sie in Abhängigkeit vom Karbonatgehalt als Regosole bzw. Pararendzinen zu bezeichnen sind (Abb. 2) (vgl. Wünsche, Vogler u. Knauf 1998).

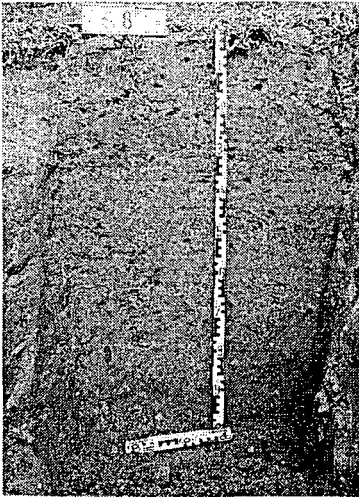


Abb 1: Standort Schleenhain 8
Kipp-Kalklehm, < 15 Jahre

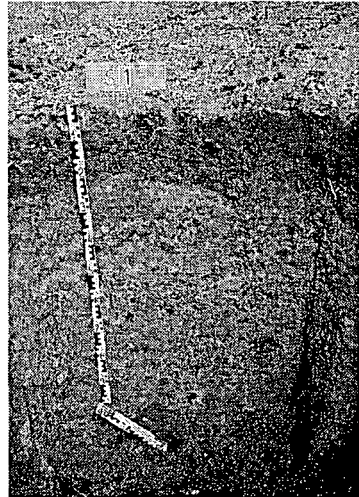


Abb. 2: Standort Schleenhain 1
Kipp-Kalklehm, > 15 Jahre

Nahezu alle untersuchten Standorte weisen eine große Materialheterogenität (tertiäres, quartäres, sandiges, toniges Material, alte Bodenaggregate, Kies, Lehm- und Mergelbröckchen) auf (Abb. 3). Substratbrocken aus tertiärem Material oder ehemaligen Böden sind in den Krumen älterer Standorte infolge von Homogenisierungsprozessen durch anthropogene und biotische Aktivitäten nicht mehr vorhanden.

Bodenbearbeitung und allmähliche Humusakkumulation führt in den Oberböden zu bröckeligem und krümeligem Gefüge (Abb. 4). Ältere Standorte lassen auch Wurmlosung und Bioporen erkennen. Bei höheren Tongehalten finden sich durch Quellung u. Schrumpfung Klüfte und polyedrisches Gefüge in den Unterböden (Abb. 5). Geringe Hydromorphie-Erscheinungen sind teilweise zu beobachten (Porensprünge). Krumenbasisverdichtungen treten vor allem bei leichterem Substrat (Schluffe u. Sande) auf. In nicht verdichteten Böden sind Rollaggregate in lockerer Matrix in den Unterböden zu finden (Abb. 6).

Bodenphysikalische Eigenschaften

Bei den Kipp-Kalklehm und Kipp-Humusschluffen wurde eine Zunahme der Poren $> 50\mu\text{m}$ mit zunehmendem Alter in den Tiefen $> 30\text{ cm}$ ermittelt. Als Ursachen sind hier u.a. Klüftungen infolge von Quellung und Schrumpfung, grabende und wühlende Tätigkeit von Bodentiere und reduzierte mechanische Bodenbelastung zu nennen (Abb. 7). Bei den Kipp-Lehmen finden sich vergleichbare Ergebnisse ab 50 cm Tiefe (vgl. Bartel, Schneider, Schröder 1997).

Die Kipp-Lehme u. Kipp-Kalkschluffe zeichnen sich negativ durch eine deutliche Reduzierung der Grobporengehalte in 30-50 cm Tiefe aus. Dies ist auf die Ausbildung von Schlepperradschalen infolge intensiver, mechanisch belastender Bewirtschaftungsweise zurückzuführen. Die gefügelabilen schluffigen Standorte reagieren besonders empfindlich auf hohe Auflasten.

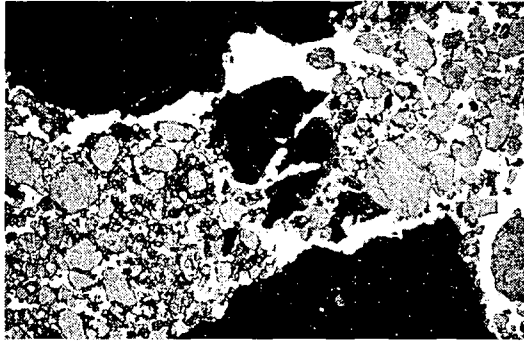


Abb. 3: Kipp-Gemengelehm (alt) mit kleinräumiger Materialheterogenität (Dünnschliff, Bildbreite 9 mm)

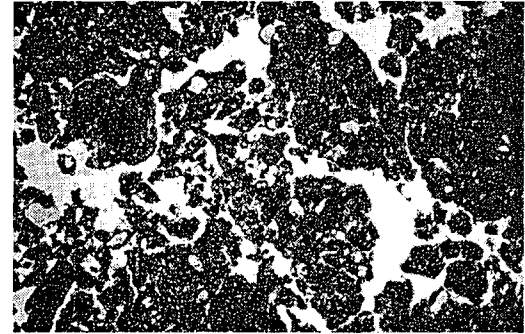


Abb. 4: Kipp-Kalkschluff (jung); biogen überprägtes Substrat (Dünnschliff, Bildbreite 9 mm)

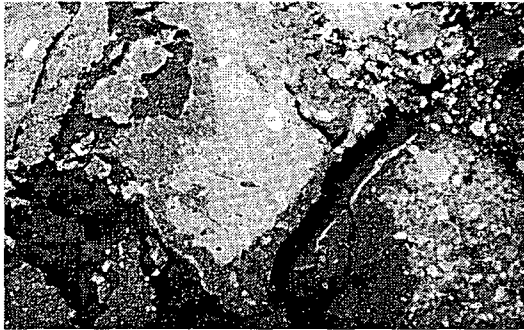


Abb. 5: Kipp-Gemengelehm (alt); Polyeder und Materialheterogenität (Anschliff, Bildbreite 18 mm)

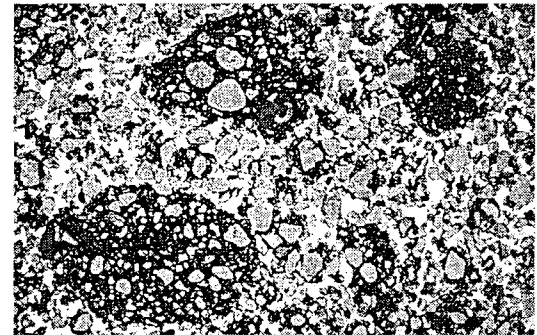


Abb. 6: Kipp-Gemengelehm (jung); Rollaggregate in lockerer Matrix (Dünnschliff, Bildbreite 9 mm)

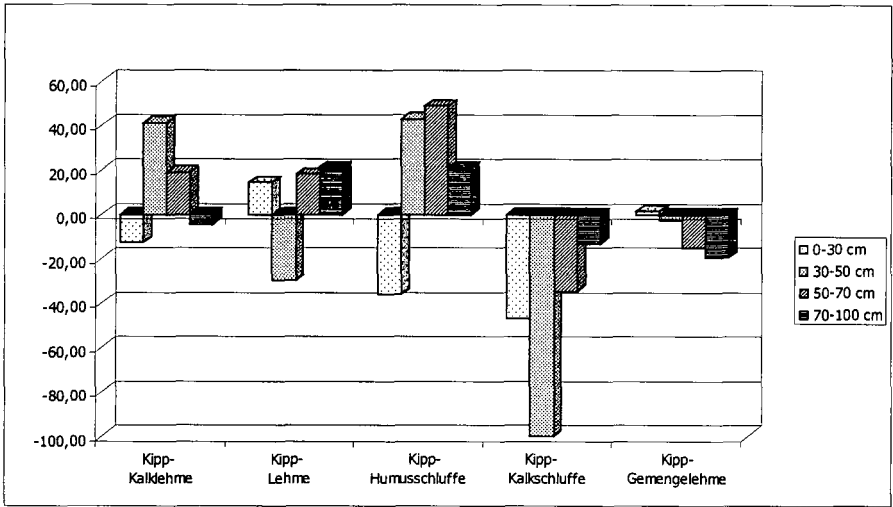


Abb. 7: Prozentuale Veränderung der Porengehalte > 50µm von jungen (< 15 Jahre) zu älteren (> 15 Jahre) Neulandstandorten.

Zusammenfassung

Die Bodenentwicklung in Kippenböden beschränkt sich nicht nur auf Profildifferenzierungen durch Bearbeitung und Humusakkumulation in der Ackerkrume. Vielmehr zeigen die Ergebnisse der Untersuchung auch langsam verlaufende Prozesse beginnender Bodenbildung in Tiefen > 30 cm. Hierbei spielen physikalische aber auch biologische Prozesse eine entscheidende Rolle. Kippenböden mit leichterer Bodenart tendieren jedoch zu Dichtlagerung. Unter schonender Bearbeitung verbessert sich der Zustand dichter schwerer Kippenböden. Stark verdichtete Böden sind zu meliorieren (vgl. Schmidt et al. 1997; Tenholtern u. Harrach 1997).

Literatur:

- Bartel, W., Schneider, R. u. Schröder, D. (1997): Bodenphysikalische Untersuchungen von Kippenböden und gewachsenen Böden unter Ackernutzung im Westfälischen Braunkohlenrevier.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85, 831-834
- Pflug, W. (1998): Einführung.- In: Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Pflug, W. (Hrsg.), 1-9, Berlin
- Schmidt, V., Lippmann, R., Kreische, E. u. Diepenbrock, W. (1997): Entwicklung von Verfahren zur Sanierung verdichteter Kippböden im mitteldeutschen Braunkohlenrevier durch Tieflockerung und bodenschonende Folgenutzung.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85, 155-158
- Tenholtern, R. u. Harrach, T. (1997): Das Bodenqualitätsziel - Bodendichte - in Regosolen und Pararendzinen aus unterschiedlichen Substraten im rheinischen und im westsächsischen Braunkohlenrevier.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85, 1359-1362
- Wünsche, M., Vogler, E. u. Knauf, C. (1998): Bodenkundliche Kennzeichnung der Abraumsubstrate und Bewertung der Kippenböden für die Rekultivierung.- In: Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Pflug, W. (Hrsg.), 780-796, Berlin

Danksagung: Dem BMBF sei für die Förderung des Forschungsvorhabens unter FKZ 0339669 gedankt.

Chancen und Risiken der Biokompostverwertung zur Regradation belasteter Waldböden

Borken, W., Beese, F.

Einleitung

Im September 1998 ist die Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (BioAbfV 1998) in Kraft getreten. Danach ist die Aufbringung von Bioabfällen und Gemischen auf forstlich genutzte Flächen nur im begründeten Ausnahmefall nach vorheriger Genehmigung der zuständigen Behörde und im Einvernehmen mit der zuständigen Forstbehörde gestattet. Die maximale Ausbringungsmenge kann innerhalb von drei Jahren abhängig von den Schwermetallgehalten bis zu 30 t TS pro Hektar betragen. In der forstlichen Praxis werden jedoch gegenwärtig keine Bioabfälle in den Wäldern ausgebracht, obwohl eine Verwertung grundsätzlich möglich ist.

Chancen

Die Bodenzustandserhebung deutscher Waldböden (BMELF 1997) ergab, daß nahezu 2/3 der Oberböden stark versauert sind und unter einer geringen Basensättigung leiden. Die Vorräte an basisch wirkenden Kationen (K, Mg, Ca) im Mineralboden einschließlich der Humusaufgabe sind sehr gering und betragen nur 1.4 t ha⁻¹ (Tab.1). Mit Ausnahme von Stickstoff können Mangelsymptome auftreten, die zu Streß und Instabilitäten der Waldökosysteme führen können. Durch die praxisübliche Kalkung von 3 t ha⁻¹ werden die Mg und Ca Vorräte deutlich erhöht, während P und K Mängel durch zusätzliche Düngungen kompensiert werden müssen. Mit der maximal zulässigen Ausbringungsmenge von 30 t TS Bioabfallkompost pro Hektar werden durchschnittlich 0.3 t P, 0.3 t K, 1.1 t Ca und 0.2 t Mg eingetragen. Als organischer Dünger mit hoher Alkalinität stellt Bioabfallkompost eine Alternative zur mineralischen Düngung dar. Eine Regradation des chemischen, biologischen und physikalischen Bodenzustandes wäre bei einer flächenhaften Verteilung jedoch nicht herbeizuführen. Um dieses langfristige Ziel anzustreben ist

eine Tiefenwirkung im Boden erforderlich, die bei der zulässigen Ausbringungsmenge nur durch eine partielle Ausbringung auf 10 bis 20% der Gesamtfläche erzielt werden kann.

Tab.1: Vorräte deutscher Waldböden sowie Einträge durch praxisübliche Kalkung (Dolomit) und durch

Ausbringung von Bioabfallkompost.

Vorrat/Eintrag	N	P	K	Ca	Mg
			(kg ha ⁻¹)		
Waldböden ¹⁾	6780	2600	424	840	182
Kalkung (3 t ha ⁻¹)	-	-	0.6	648	360
Bioabfallkompost (30 t ha ⁻¹)	477	258	345	1083	240

2)

1) Median der Vorräte von Humusaufgabe und Mineralboden von 0 - 90 cm Tiefe (BMELF 1997)

2) Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (1996)

Mit der partiellen Ausbringung soll folgende Wirkungskette induziert werden:

- Verminderung der Säurebelastung im Wurzelraum
- Verbesserung des Wurzelwachstums und Vergrößerung des Wurzelraumes
- Verbesserung der Wasser- und Nährstoffversorgung der Bäume
- Verbesserung des Puffervermögens gegenüber Säuren im Kronenraum
- Verbesserung des Bodenmilieus für Bodenwühler
- Veränderung der Humusform in Richtung „Mull“
- Auflockerung des Mineralbodens
- Verbesserung der Gasdiffusion im Boden

Risiken

Die Verwertung von Bioabfällen beinhaltet aufgrund der Schadstoff- und Stickstoffeinträge potentielle Risiken für die Funktionen der Waldökosysteme und den angrenzenden Systemen. Die hohen atmosphärischen Stickstoffeinträge überschreiten in der Regel den jährlichen Bedarf für den Zuwachs, der etwa 10 bis 15 kg ha⁻¹ beträgt. Der im Bioabfallkompost enthaltene Stickstoff von 0.5 t pro 30 t TS (Tab. 1) ist allerdings zu etwa 90% organisch gebunden und somit nicht unmittelbar verfügbar. Der anorganische Stickstoff stellt dagegen eine direkte Belastung dar. Bezüglich der Schwermetalle kann es unter Berücksichtigung der Orientierungswerte von Tyler (1992) durch die relativ hohen Cu-Gehalte zu toxischen Effekten für Organismen kommen (Tab. 2). Die Toxizität von Schwermetallen richtet sich

allerdings weniger nach den Gehalten als vielmehr nach der Verfügbarkeit, die stark vom pH-Wert der Bodenlösung abhängt (Welp 1989).

Tab. 2: Grenzwerte der Bioabfallverordnung bei Aufbringung von 20 bzw. 30 t TS ha⁻¹ und Orientierungswerte für Schwermetalle sowie Schwermetallgehalte im Bioabfallkompost und in der Humusaufgabe.

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
	(mg/kg TS)						
BioAbfV (20 t)	150	1.5	100	100	50	1.0	400
BioAbfV (30 t)	100	1.0	70	70	35	0.7	300
Orientierungswerte ¹⁾	150	3.5	-	20	-	-	300
Bioabfallkompost ²⁾	68	0.6	27	57	21	0.3	204
Humusaufgabe ³⁾	94	0.5	-	17	-	-	74

¹⁾ Tyler (1992), ²⁾ BGK (1996), ³⁾ BMELF (1997)

Insgesamt sind die Risiken, die mit der Ausbringung von Bioabfallkomposten auftreten können, nicht absehbar und können folglich nur durch langfristig ausgerichtete Untersuchungen evaluiert werden. Folgende negative Auswirkungen können potentiell eintreten:

- Beeinträchtigung der Vitalität und des Wachstums der Bäume
- Toxische Effekte für Organismen und Beeinträchtigung deren Stoffumsatzes
- Verarmung der Biodiversität
- Belastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer
- Belastung der Atmosphäre durch Spurengase

Versuchskonzept

Im Frühjahr 1997 wurden im Solling (schluffige Böden) und in Unterlüß (sandige Böden) in nährstoffverarmten Buchen-, Fichten- und Kiefernbeständen sechs Versuchsflächen mit je drei Parzellen eingerichtet. Auf 20% der jeweiligen Versuchsflächen wurden 11.4 kg TS bzw. 15 L m⁻² (entspricht 22.8 t TS ha⁻¹) eines handelsüblichen Fertigkompostes (Rottegrad V) oberflächlich auf die Humusaufgabe ausgebracht. In 10 und 100 cm Bodentiefe wurden Lysimeterkerzen installiert, die in zweimonatlichem Abstand beprobt wurden. Die Bodenlösung wurde bezüglich der Al-, Ca-, Mg-, Mn-, Na-, K-, Fe-, NH₄-, NO₃-, Cl-, SO₄-

PO₄-, DOC, DON, Cu-, Cd-, Pb-, Zn-, Cr- und Ni-Gehalte analysiert. Ferner wurden die CO₂, N₂O und CH₄ Flüsse zwischen Boden und Atmosphäre im zweiwöchentlichen Abstand gemessen.

Die vorläufige Auswertung ergab, daß unmittelbar nach der Kompostapplikation sehr hohe Ionenkonzentrationen in 10 cm Bodentiefe auftraten. Diese werden auf die Auswaschung von Salzen aus dem Kompost zurückgeführt. Etwa ein Jahr nach der Kompostapplikation lagen die Ionenkonzentrationen auf dem Niveau der Kontrollflächen. In 100 cm Bodentiefe waren dagegen die Ionenkonzentrationen auch ein Jahr nach der Kompostzufuhr noch erhöht.

Die CO₂ Emissionen waren auf vier Versuchsflächen durch die Kompostzufuhr um bis zu 55% erhöht und auf zwei Standorten um bis 7% reduziert. Die Zunahme kann auf eine Steigerung der biologischen Aktivität bedingt sein, wobei die Eigenaktivität des Bioabfallkomposts berücksichtigt werden muß. Hinsichtlich der N₂O-Emissionen kam es mit einer Ausnahme zu einer deutlichen Steigerung um bis zu 119%. Diese Erhöhung bezieht sich auf das erste Versuchsjahr, während im zweiten Versuchsjahr keine Unterschiede zwischen Kontroll- und Kompostflächen nachzuweisen waren. Die Zunahme der N₂O Emissionen kann mit den hohen Nitrat-Konzentrationen in der Bodenlösung zusammenhängen, die die Denitrifikation begünstigen. Die Oxidation von atmosphärischen CH₄ hat auf vier Flächen um bis zu 26% zugenommen. Dagegen zeigten die anderen zwei Flächen eine Reduktion von bis zu 61%.

Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (1997):

Deutscher Waldbodenbericht 1996, Bd 1 und 2, Bonn.

BIOABFALLVERORDNUNG (BIOABFV) (1998): Verordnung über die Verwertung von

Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden.
Bundesgesetzblatt 1998, Teil I Nr. 65.

TYLER, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests.

WELP, G (1989): Löslichkeit und Bioverfügbarkeit von Umweltchemikalien in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes. Mitt. Dsch. Bodenkundl. Ges. 59, 43-52.

Zum Abtragungspotential der Tunnelerosion

von

Botschek, J.; Skowronek, A.*

1. Einleitung

Im Gegensatz zur Bodenerosion durch Oberflächenabfluß wurde Tunnelerosion in Deutschland bisher kaum beachtet, weshalb Genese, Abtragsleistung und Prozeßgeschehen unter den hiesigen Bedingungen noch ungeklärt sind. Müller-Miny (1954) und Schröder (1973) dokumentierten das Vorkommen der Tunnelerosion im Bergischen Land, wo auch die vorliegenden Untersuchungen im Wassereinzugsgebiet der Wahnbachtalsperre durchgeführt wurden.

Mit einem Fassungsvermögen von 41,4 Mio. m³ ist sie eine der größten Talsperren Deutschlands. Probleme bereitet die steigende Nährstoffzufuhr, insbesondere suspendierter und gelöster Phosphor- und Stickstoffverbindungen, durch die ca. 20 Zuflüsse. Ihre Stofffrachten werden auf die große Anzahl verstreut liegender Ortschaften und vor allem auf die Bodenerosion von Ackerflächen zurückgeführt. Diese nehmen allerdings nur noch 6,3 % der Gesamtfläche des 6997 ha großen Einzugsgebietes der Talsperre ein, so daß möglicherweise die - auch andere Nutzungsformen betreffende - Tunnelerosion einen wichtigen Eintragspfad darstellt.

2. Der Untersuchungshang

Die Untersuchungsfläche liegt ca. 8 km östlich von Siegburg im Nordwesten der Wahnbachtalsperre am Abfall der Hochflächen des Bergischen Landes zur Siegburger Bucht. Es herrscht ein maritim geprägtes Klima mit einer Jahresmitteltemperatur von 9 °C - bei einer Amplitude von knapp 16 °C zwischen Januar und Juli - und mit einem mittleren Jahresniederschlag von 1045 mm. Der etwa 1 ha große NE-exponierte Untersuchungshang entwässert in einen Bach, der nach 270 m in die Trinkwassertalsperre mündet.

Eine Beschreibung der Morphologie des Hanges gibt Botschek (1999).

Die dem Grundgebirge aufliegenden Sedimente bestehen aus schuttlehmrreichen Fließerden mit Skelettanteilen zwischen 25 % und 50 % und aus Lößlehm. Drei in einer Toposequenz angelegte Bodenschürfe zeigen am konvexen Oberhang eine "pseudovergleyte Parabraunerde-Braunerde aus

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn

Löß" (Bodenprofil 1), am konkaven Mittelhang eine "pseudovergleyte Braunerde aus Löß" (Bodenprofil 2) und in der Hangverflachung einen "leicht pseudovergleyten Kolluvisol aus Hanglöß" (Bodenprofil 3). Charakteristisch für die gesamte Bodenformengesellschaft des Testhanges ist die Schichtung der Profile und eine räumlich stark variierende Vernässung.

Heute wird die Fläche nur noch als Weide mit einem Viehbesatz von 10 bis 12 Rindern pro Hektar genutzt. Über die Zufuhr von Kot und Harn während der Weidezeit hinaus erfolgt eine Düngung mit Kalkammonsalpeter. Außerdem wird auf dem Grünlandschlag oberhalb der Untersuchungsfläche Rindergülle ausgebracht.

3. Unterirdischer Stofftransport

3.1 Abfluß und Feststoffe

Die zur Beobachtung der Tunnelflüsse ausgewählten Kontrollpunkte 1 und 2 liegen in offenen Senklöchern auf Höhe der 170 m- und der 166,5 m-Isohypse, Kontrollpunkt 3 ist eine Tunnelmündung an der Bodenoberfläche bei 165,5 mNN, Kontrollpunkt 4 ist ein Austrittspunkt des Tunnelflusses in der Böschung am Hangfuß.

Tab.: Abflußraten, Feststoffkonzentrationen und Feststofftransportraten in Tunnels auf dem Meßhang

Kontrollpunkt Datum	Tunnelfluß l/min				Feststoffkonzentration g/l				Feststofftransport g/min			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
05.02.1997	+	+	+	+	keine Messung				keine Messung			
13.02.	+	+	+	+	keine Messung				keine Messung			
18.02.	+	+	+	+	keine Messung				keine Messung			
25.02.	0	5,8	5,0	5,0	0	0,3	0,5	1,2	0	1,7	2,7	6,1
03.03.	0	1,0	0,4	0	0	16,0	0,8	0	0	16,0	0,3	0
04.03.	0	2,5	0,3	0	0	4,7	2,3	0	0	11,7	0,7	0
19.03.	2,0	2,6	2,4	0	1,3	1,7	0,4	0	2,5	4,5	6,5	0
24.03.	0	0,2	0	0	0	2,0	0	0	0	0,4	0	0
25.03.	0	0,1	0	0	0	10,0	0	0	0	1,0	0	0
05.04.	0	4,2	6,1	3,2	0	25,6	20,4	4,1	0	107,7	124,4	13,1

+ = Tunnelfluß beobachtet

Die Abflußraten zwischen 0,1 und 6,1 l/min zeigen an den einzelnen Beobachtungsterminen meist nur geringe Abweichungen zwischen den Kontrollpunkten. Im Gegensatz dazu sind die Feststoffkonzentrationen zeitlich und räumlich sehr variabel und schwanken von 0,3 - 25,6 g/l (Tab.). Sie können also mit den Ergebnissen von oberflächlichen Erosionsmessungen vergleichbare Werte erreichen (vgl. z.B. Kehl 1997: 59). Für die Belastung des Abflusses mit Feststoffen sind vermutlich interne Prozesse mitverantwortlich, die Abschervorgänge an den Tunnelwänden und das Herabfallen von Sub-

strat von der Tunneldecke umfassen und so für zeitlich und räumlich wechselnde Konzentrationen sorgen.

Die Feststofftransportraten variieren dementsprechend stark zwischen 0,3 und 124,4 g/min. Die höchsten Transportraten ergab die Kontrolle am 05.04.1997, dem niederschlagsreichsten Termin des Beobachtungszeitraums (12,6 mm in den 12 h vor der Probennahme).

Eine Abschätzung der Gesamtabflüsse und -transporte aus den Tunnels kann nur überschlägig erfolgen, weil lediglich Stichproben aus dem Tunnelfluß entnommen wurden. Hierzu sollen beispielhaft die Daten des Tunnelflußereignisses am 05.04.1997 herangezogen werden. Die Überschlagsrechnung geht von den folgenden vereinfachenden Annahmen aus:

- Tunnelfluß setzt zeitgleich mit Niederschlagsbeginn ein und versiegt bei Niederschlagsende. Kurze Unterbrechungen, verzögerter Abflußbeginn nach Einsetzen des Regens und andauernder Abfluß nach dem Regen werden dabei nicht berücksichtigt.
- Abfluß- und Transportrate des Tunnelflusses sind für die gesamte Niederschlagsdauer konstant. Dabei werden die Daten der Stichprobe zugrunde gelegt.

Der Regen hatte eine Summe von 39 mm, setzte am 05.04. um 5:24 Uhr ein und dauerte mit wenigen, maximal 12minütigen Unterbrechungen bis 23:04 Uhr. Die maximale Förderleistung wurde demnach am Kontrollpunkt 3 erbracht und betrug 6,48 m³ Suspension mit einem Feststoffgehalt von 132,16 kg.

3.2 Gelöste und partikulär gebundene Stofffrachten

Die gelöste Stofffracht des Tunnelflusses wird vom Ca-Gehalt dominiert, der 58 bis 131 mg/l beträgt (hier nicht dargestellt). Demgegenüber nehmen die Kationen Mg, K und Na nur kleine und wenig unterschiedlich Anteile ein. Lediglich einmal erreicht die K-Konzentration an Kontrollpunkt 1 mehr als 15 mg/l, und auch die übrigen Kationengehalte liegen bei dieser Messung relativ hoch. Sie bleiben aber wie an den anderen Terminen deutlich unter 10 mg/l.

Die Nitratkonzentrationen sind überwiegend höher als der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg/l) und überschreiten deutlich die von Müller (1984, 54) gefundenen Werte von höchstens 12 mg/l im mittels künstlicher Beregnung erzeugten Oberflächenabfluß auf Böden im Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre. Die Tunnels sind damit möglicherweise ein wichtiger NO₃-Eintragspfad in die Vorflut. Nitrit war in den Abflußproben nicht nachweisbar und auch die Ammoniumgehalte sind meistens gering. Vier Proben enthalten jedoch NH₄-Beträge, die den - für alle direkt oder indirekt der Trinkwassergewinnung dienenden Flüsse geforderten - Wert von 0,15 mg/l überschreiten (Hamm 1991, 106).

Die Sulfatkonzentrationen variieren in den Tunnelflußlösungen zwischen 9,8 und 15,6 mg/l, was im Oberflächenabfluß ermittelten Werten entspricht (Müller 1984, 62). Demgegenüber erreicht Chlorid angesichts seiner Auswaschungsneigung recht hohe Konzentrationen von 12,0 bis 28,1 mg/l, die vermutlich auf Düngungsmaßnahmen zurückzuführen sind.

Die partikulär gebundenen, pflanzenverfügbaren K- und Mg-Mengen in den Tunnelflußproben sind gering und erreichen die TrinkwV.-Grenzwerte nicht (12 bzw. 50 mg/l; hier nicht dargestellt).

Im Gegensatz dazu zeigen die Phosphatgehalte von bis zu 225,3 mg/l ein hohes Belastungspotential für die Vorflut und damit auch für die Talsperre an. Der TrinkwV.-Grenzwert von 2,2 mg/l wird in sämtlichen Proben weit überschritten und zum großen Teil auch die von Müller (1984, 40f.) im Oberflächenabfluß von Ackerböden im Einzugsgebiet gefundenen Gehalte. Dem Tunnelfluß kommt daher große Bedeutung für den Export von partikulär gebundenem Phosphat im Untersuchungsgebiet zu.

4 Schlußfolgerungen

Tunnelerosion schädigt offenbar auch Hänge, die - unter Hinweis auf ihre Nutzung - bislang grundsätzlich als nicht erosionsgefährdet definiert wurden. Diese müssen daher künftig bei der Ausweisung und Bewertung potentieller Bodenerosionsflächen berücksichtigt werden. Darüber hinaus verursacht die Tunnelerosion neben Feststofftransporten auch Austräge an gelösten und an partikulär gebundenen Stoffen, von denen erhebliche Offsite-Belastungen ausgehen können.

Die naturräumliche Ausstattung des Untersuchungsgebiets sowie seine Nutzung stellen keine Besonderheit dar, sondern finden sich in vergleichbarer Zusammenstellung auch in anderen Landschaften Mitteleuropas wieder. Deshalb kann man davon ausgehen, daß Tunnelerosion weiter verbreitet ist und daß sie einen größeren Anteil am Bodenabtrag hat als bisher angenommen. Bislang fehlen aber insbesondere Untersuchungen zur Verbreitung des Phänomens.

Literatur

- Botschek, J. (1999): Zum Bodenerosionspotential von Oberflächen- und Zwischenabfluß. - Bonner Bodenkundl. Abh., im Druck.
- Hamm, W. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen. - Sankt Augustin, Academica Verlag, 670 S.
- Kehl, M. (1997): Experimentelle Laboruntersuchungen zur Dynamik der Wassererosion verschieden texturierter Ackerböden Nordrhein-Westfalens. - Bonner Bodenkundl. Abh. 21: 120 S.
- Müller, S. (1984): Oberflächenabfluß, Abschwemmung und Abtrag von landwirtschaftlichen Nutzflächen als mögliche Ursachen der Befruchtung von Trinkwassertalsperren. - Diss. Univ. Gießen, 225 S.
- Müller-Miny, H. (1954): Bodenabtragung und Erosion im südbergischen Bergland. Ein Beitrag zur Frage der Bodenzerstörung und zur quantitativen Morphologie. - Ber. z. dt. Landeskunde 12: 277-292.
- Schröder, D. (1973): Tunnelerosionen in schluffreichen Böden des Bergischen Landes. - Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 14: 21-31.

Mikrobiologische Sanierung von mineralölverunreinigten, feinkörnigen Marschböden unter aeroben und denitrifizierenden Bedingungen

Maike Brecht^{*}, Stephan Hüttmann^{*} und Lothar Beyer^{*}

1. Einleitung

In diesen Laborversuchen sollte untersucht werden, ob bei einem mineralölkontaminierten feinkörnigen Marschboden mit hohem Wassergehalt und einem Redoxpotential um -200 mV eine Steigerung der Mineralölkohlenwasserstoff- (MKW-) Abbaurate durch Zugabe von Kaliumnitrat zur Aktivierung von denitrifizierenden Mikroorganismen erreicht werden kann, und wie effektiv dieser Abbau im Vergleich zum aeroben MKW-Abbau ist, der durch Zugabe von Strukturverbessernern („Ölbinder“) erreicht werden sollte.

2. Material und Methoden

Mikrobielle Mineralisationsrate. Die mikrobielle Mineralisationsrate wurde mit der Isermeyer-Methode, in der das entstehende CO₂ durch NaOH gebunden wird, sowie durch die Messung des Sauerstoffverbrauchs im Sapro-maten (Alef, 1994) bestimmt.

Gehalt an Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW). Der MKW-Gehalt wurde mittels eines Infrarotspektrometers in einem Extrakt mit 1,1,2-Trichlorotrifluoroethan gemessen (H-18-Methode).

Mikrobielle Biomasse. Zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse wurde die Mikrotropfenmethode (Drews, 1974) angewendet. Als Nährmedium diente eine MKW-haltige Salzlösung. Zur Quantifizierung der denitrifizierenden MKW-abbauenden Mikroorganismen wurde der Salzlösung zusätzliches KNO₃ zugegeben und unter N₂-Atmosphäre inkubiert.

Gehalt an NH₄⁺-N / NO₃⁻-N. Der Gehalt an Ammonium- und Nitratstickstoff wurde nach Schinner (1995) bestimmt.

Gesamtstickstoffgehalt. Der Gesamtstickstoffgehalt wurde in einem CHN-Analyser (Leco, CHN 600) gemessen.

Redoxpotential. Das Redoxpotential wurde mit Platinelektroden in Situ gemessen (Schlichting, 1995).

^{*} Groth & Co. (GmbH & Co.), Feldmannstr. 1, D-25524 Itzehoe

3. Ergebnisse und Diskussion

Durch eine Zugabe von KNO_3 / KNO_3 + Dünger konnte das Redoxpotential auf Werte von 200 - 250 mV angehoben und somit denitrifizierende Bedingungen erreicht werden. Wie lange dieses Niveau erhalten blieb, hing von der zugegebenen Nitratmenge ab (Abb. 1).

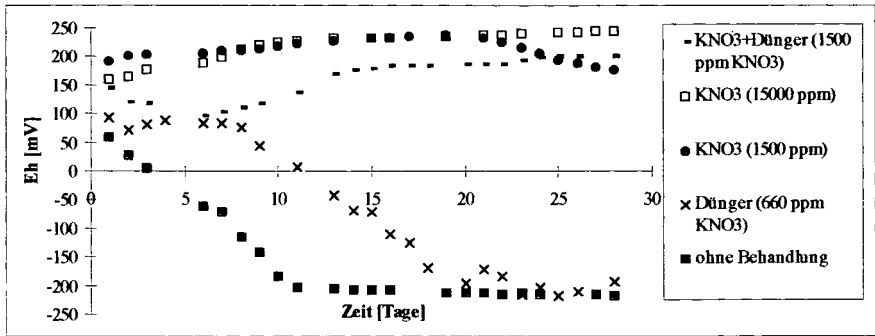


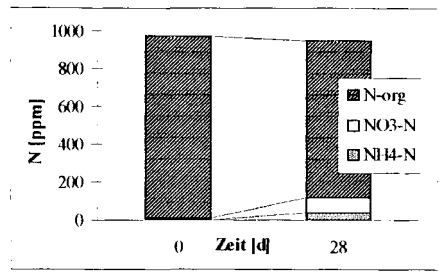
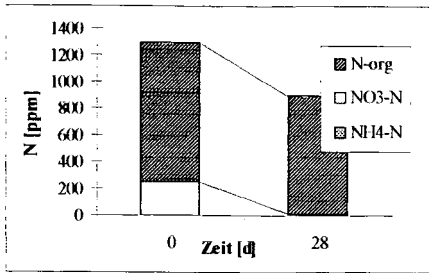
Abb.1. Der Effekt unterschiedlicher Zuschlagsstoffe auf das Redoxpotential

Der Respirationstest zeigte jedoch, daß zu hohe Kaliumnitratkonzentrationen negative Auswirkungen auf die mikrobielle Aktivität haben (Tab. 1).

Tab.1. Mikrobielle Mineralisationsrate bei unterschiedlichen KNO_3 -Zugaben

KNO_3 -Konzentration [ppm]	CO_2 -Produktion [ppm72 h ⁻¹]	CO_2 -Produktion [% der Referenz]
Referenz	233	100
500	342	147
1000	432	185
1500	456	196
2000	321	138
2500	317	136
5000	206	88
10000	170	73
15000	166	71

Eine Zugabe von 0,15% KNO_3 stimulierte die mikrobielle Aktivität am meisten. Um das Redoxpotential auf einem Wert von 200 mV zu halten und somit denitrifizierende Bedingungen zu garantieren, wäre also alle drei Wochen eine erneute KNO_3 -Zugabe notwendig. Die Veränderung der Zusammensetzung des N-pools im Versuchsverlauf zeigte das gleiche Ergebnis: Bei Zugabe von 0,15% KNO_3 wurde das Nitrat im Versuchszeitraum vollständig verbraucht (Abb. 2).



(a) Zugabe von KNO₃+Dünger

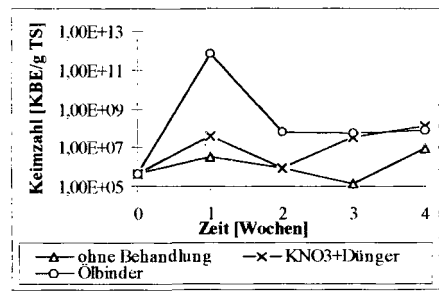
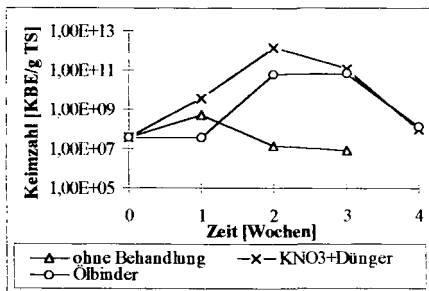
(b) Zugabe von Strukturverbesserer

Abb. 2. Zusammensetzung des Stickstoffpools

Zur Aufklärung der N-Verwertung bei dem MKW-Abbau wurden zwei Versuchsansätze überprüft:

- (a) Stimulation der anaeroben denitrifizierenden Mikroorganismen durch Zugabe von KNO₃
- (b) Stimulation der aeroben Mikroorganismen durch Verbesserung der Bodenstruktur und somit Verbesserung der O₂-Diffusion in den Boden hinein

Die unterschiedliche Entwicklung der Zusammensetzung des Stickstoffpools im Boden bei den zwei Möglichkeiten des Versuchsansatzes zeigte, daß Denitrifikation bei der Bodenbehandlung mit einem Gemisch aus KNO₃ und Dünger stattgefunden haben muß, weil die Menge an Stickstoff, die das System verlassen hatte, der abnehmenden NO₃-N entsprach. Ein weiterer Hinweis auf stattfindende Denitrifikation war NO₂-N, der bei diesem Ansatz nach 2 Versuchswochen qualitativ nachgewiesen werden konnte. Wurde dem Boden Strukturverbesserer zugegeben, stieg der Gehalt an NO₃- und NH₄-N als Folge der Mineralisation organischer Stickstoffverbindungen zum Versuchsende hin an.



(a) denitrifizierende Mikroorganismen

(b) aerobe Mikroorganismen

Abb. 3. Anzahl MKW-abbauender Mikroorganismen

Durch die Zugabe von einem Kaliumnitrat-Dünger-Gemisch stieg die Anzahl MKW-abbauender denitrifizierender Mikroorganismen am stärksten an (Abb.3). Der Rückgang in der dritten und vierten Woche war auf den abnehmenden Nitratgehalt zurückzuführen. Die Zugabe des Strukturverbesserers bewirkte den stärksten Anstieg von aeroben MKW-abbauenden Mikroorganismen. Der starke Rückgang aerober Mikroorganismen in der zweiten Woche ging mit dem Anstieg denitrifizierender Mikroorganismen einher, der durch den Sauerstoffverbrauch und entstehendes Nitrat ermöglicht wurde.

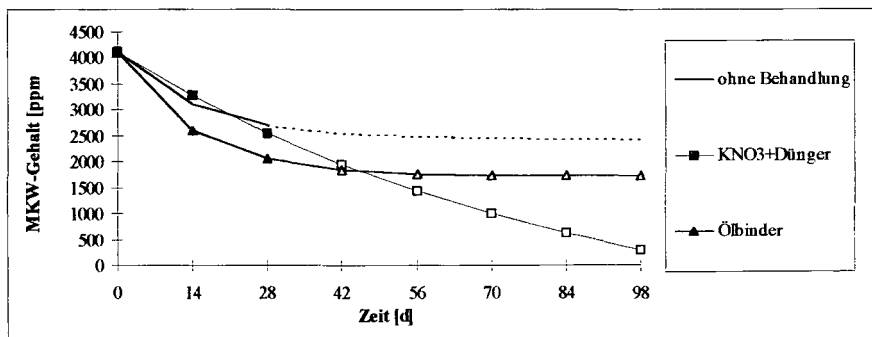
Nach einer Zugabe eines Kaliumnitrat+Dünger-Gemisches konnte der Abbauprozess gesteigert werden, nach 4 Wochen waren noch 62% ± 2% MKW vorhanden. Bei der Zugabe des

Strukturverbesserers waren nur noch 50% der Ausgangskonzentration übrig. Die Entwicklung der Abbauraten im Versuchsverlauf war jedoch sehr unterschiedlich (Tab.2).

Tab. 2. Entwicklung der MKW-Abbaurate [ppm*d⁻¹]

Bodenbehandlung	Tag 1 - 14	Tag 15 - 28
keine	70	29
KNO ₃ +Dünger	60	51
Strukturverbesserer („Ölbinder“)	108	40

Der prozentuale Rückgang der Abbaurate von den ersten zu den zweiten zwei Versuchswochen wurde zur Berechnung des weiteren Sanierungsverlaufes genutzt (Abb.4).



Diese Hochrechnung zeigt, daß eine Zugabe von einem Gemisch von Kaliumnitrat+Dünger möglicherweise einen lineareren Abbau (Kinetik 0. Ordnung) zur Folge hat.

4. Schlußfolgerung

Die Laboruntersuchungen zeigen, daß Nitrat möglicherweise ein hohes in der biologischen Sanierung sehr feinkörniger nasser Böden bis jetzt noch ungenutztes Potential enthält. Um dieses zu bestätigen sind jedoch noch weitere Versuche im Mietenmaßstab notwendig.

5. Literatur

- Alef. 1994. *Biologische Bodensanierung*. Methodenhandbuch. VCH Verlagsgesellschaft mbH. Weinheim.
- Drews. 1974. *Mikrobiologisches Praktikum*. 2. Auflage. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. New York.
- Franzius/Bachmann. 1996. *Sanierung kontaminierter Standorte und Bodenschutz*. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. Berlin.
- Norris/Brown/Melasty. 1993. *Handbook of bioremediation*. Boca Raton. Florida.
- Schlichting/Blume/Stahr. 1995 *Bodenkundliches Praktikum*. 2.Auflage. Blackwell Wissenschafts-Verlag. Berlin.
- Shinner/Öhlinger/Kandeler/Margesin. 1995. *Methods in Soil Biology*. 2. Auflage. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg.

Bodenwasserhaushalt inner- und außerörtlicher Straßenstandorte
- Ein Vergleich -

H.-G. Brod

Einführung

Bau und Betrieb von Straßen haben vielfältige Wirkungen auf pedogene Parameter. Im Bereich der Fahrbahn kommt es zum tiefen Auskoffern der Böden, Auffüllen mit Frostschutzmaterial (Kies und Geröll), Verdichten und Versiegeln mit einer Decke aus Asphalt oder Beton. Auch im Straßenrandbereich wird im Zuge der Baumaßnahmen der anstehende Boden entfernt und durch ein grobkörniges, stark verdichtetes und kalkreiches Material ersetzt, das mit einer humosen Deckschicht versehen wird. Charakteristisch sind Auftragsböden von mehreren Dezimetern bis Metern. Ein weiteres Kennzeichen ist eine starke Verdichtung des Bodens infolge Druckbelastungen während der Bauphase sowie infolge der von fahrenden Fahrzeugen (Betriebsphase) ausgehenden Vibration (Brod 1993, 1995).

Diese Änderungen sollen im Folgenden anhand des Bodenwasserhaushaltes eines inner- und außerörtlichen Straßenstandortes näher betrachtet werden. Die beiden Standorttypen unterscheiden sich vor allem hinsichtlich Versiegelungsgrad, Entwässerungssystem und Kleinklima.

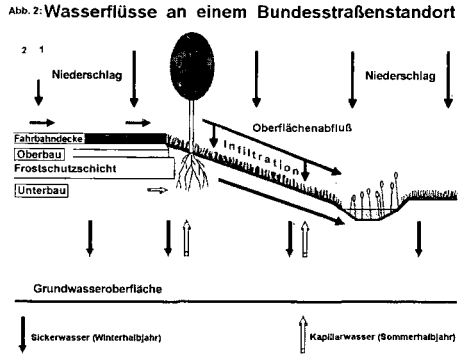
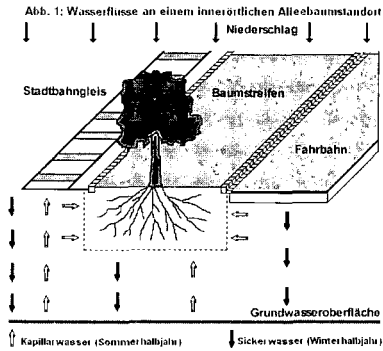
Material und Methoden

Die vorgestellten Ergebnisse basieren auf Untersuchungen an Alleebaumstandorten (*Tilia spec.*) in Hannover (Zusammenarbeit zwischen der LFA Bünthof Hannover und dem Institut für Bodenkunde der Universität Hannover) und an Straßenbaumstandorten (*Tilia spec.*) an hessischen Bundesstraßen (Zusammenarbeit zwischen der LFA Bünthof und der Unteren Naturschutzbehörde des LK Giessen).

Die untersuchten innerörtlichen Standorte befanden sich auf dem Mittelstreifen zwischen Fahrbahn und Stadtbahngleiskörper der Hans-Böckler-Allee in Hannover (Abbildung 1). Die Standorte in der Nachbarschaft einer Stadtbahnhaltestelle waren durch Fußgängerverkehr im Oberboden trittverdichtet. Bis 1 m Tiefe lag lehmiger Sand mit durchschnittlich 10% Skelettanteil (insbesondere Bau-schutt), darunter Sand vor. Die Grundwasseroberfläche befand sich in etwa 3 m Tiefe.

Bei den außerörtlichen Straßenbaumstandorten handelte es sich um Baum-Naturdenkmale im Landkreis Gießen. Der Abstand der Bäume vom Fahrbahnrand betrug 2-3 m, nach weiteren 2-3 m folgte ein Straßengraben, der wiederum an Acker- oder Grünland angrenzte (Abbildung 2). Lehm mit stark variierenden Korngrößenanteilen stellte die überwiegende Bodenart dar .

H.-G. Brod, Ingenieurbüro für Umweltstudien (Wasser, Boden, Pflanze), Holunderweg 6, D-31582 Nienburg



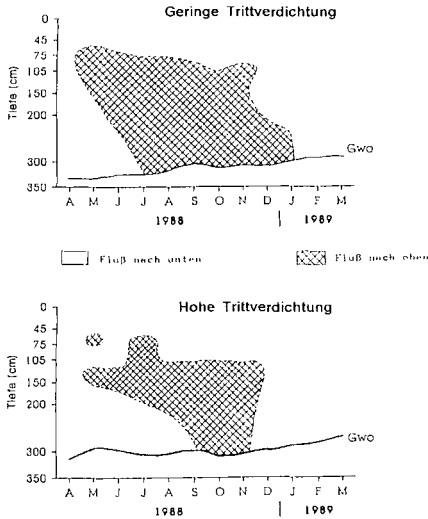
Ergebnisse

Die über einen Zeitraum von acht Jahren durchgeführten bodenkundlichen und pflanzenphysiologischen Untersuchungen an Alleebaumstandorten in Hannover beinhalteten u.a. Tensiometermessungen in den Tiefen 30-300 cm an zwei unterschiedlich trittverdichteten Standorten (Speerschneider et al. 1992). Das Grundwasser stand zwischen 2,5 und 3 m Tiefe an. Die Abbildung 3 zeigt die mittleren monatlichen Fließrichtungen (abgeleitet aus hydraulischen Potentialgradienten) als Zeit-Tiefendiagramm. Mit Beginn des Bodenwasserentzugs im Wurzelraum ab Mai 88 begann das Wasser zwischen 50 und 150 cm Tiefe nach oben zu strömen. Wegen offensichtlich besonders starker Wassergehaltsabnahme im Wurzelbereich des gering trittverdichteten Standortes strömte Wasser ab Juli, am mittel bis hoch trittverdichteten Standort dagegen erst ab September aus dem Grundwasser nach oben. In den oberen Bodenschichten bis 50 cm Tiefe waren die Flüsse bedingt durch Niederschlagsinfiltration im allgemeinen abwärtsgerichtet.

Die Regeneration der Bodenwasservorräte nach der Vegetationsperiode war am mittel bis hoch trittverdichteten Standort im Dezember, am gering trittverdichteten erst im Januar abgeschlossen. Anschließend waren die Flüsse in allen Bereichen nach unten gerichtet. Hieraus kann gefolgert werden, daß im Vergleich zu dichteren Böden, in lockeren Böden mit geringerer Wasserspeicherung und intensiverem Wurzelwachstum, der kapillare Wasseraufstieg verstärkt wird.

Mittels Tensiometer, die bis unterhalb der Fahrbahn sowie bis unterhalb des Stadtbahngleises reichten, konnten Aussagen über laterale Wasserbewegungen gemacht werden. In den Wintermonaten war der Bodenwasserfluss sowohl im Baumstreifen als auch unter Fahrbahn und Gleiskörper abwärtsgerichtet. Durch Wasserentzug im Sommerhalbjahr strömte das Bodenwasser nicht nur aus dem Grundwasser, sondern auch lateral von unterhalb der Fahrbahn (Asphalt) in Richtung Wurzelraum (bis 1 m Tiefe). Im Untergrund der Straße lagen die Wassergehalte ständig bei Feldkapazität, so dass dieser Bereich ein permanentes Wasserreservoir für die Alleebäume darstellte. Bestätigung finden diese Ergebnisse durch ähnliche Untersuchungen an anderen Standorten in Hannover (Pagel und Hartge 1992, Pagel et al. 1993).

Abb. 3: Zeit-Tiefendiagramme der mittleren monatlichen Wasserfließrichtungen im Boden eines gering und eines mittel bis hoch trittverdichteten Alleebaumstandortes



Im Rahmen einer Bestandsaufnahme der Baum-Naturdenkmale im Landkreis Gießen durch die Untere Naturschutzbehörde wurden bodenkundliche und pflanzenphysiologische Untersuchungen durchgeführt. Ziel war, Grundlagen für die Pflege und den Erhalt der Naturdenkmale zu schaffen. Eine Betrachtung des Wasserhaushaltes von an Straßen gelegenen Baumstandorte ergab, daß diese im Vergleich zu innerörtlichen Baumstandorte aufgrund größerer Baumscheiben, höherer Niederschlagsmengen und der Ableitung der Straßenabwässer über die Straßenbankette deutlich günstigere Bedingungen aufweisen. Den untersuchten außerörtlichen Straßenbaumstandorten standen also deutlich höhere Wassermengen zur Verfügung als den Alleebaumstandorten in Hannover.

Schlußfolgerungen

Aufwärtsgerichtete Wasser- und Salzbewegungen treten unter natürlichen Bedingungen vor allem in Böden arider Klimate auf, wo die Niederschläge den Wasserbedarf der Pflanzen nicht decken und hohe Wasserdefizite entstehen. Im Wurzelraum innerörtlicher Straßenbäume bestehen aufgrund der sommerlichen Evapotranspiration ebenfalls hohe Wasserdefizite. Im Wurzelraum entsteht somit eine Senke für Bewegungen der Bodenlösung aus weiter entfernt gelegenen und nicht durchwurzelten Bodenbereichen (Speersneider 1992).

Das Wasserdefizit innerörtlicher Straßenbäume kann verschiedene Ursachen haben. Die Transpiration der Pflanzen und die Wasserverdunstung an der Bodenoberfläche werden verstärkt durch die geringere Luftfeuchte und die höhere Temperatur in der Stadt gegenüber dem Umland. Des weiteren fließt infolge Fahrbahnversiegelung und Trittdichtung ein Teil der Niederschläge oberflächlich ab, und dem Wurzelbereich stehen folglich geringere Wassermengen zur Verfügung. Hieraus resultieren spezifische Fließrichtungen im Bereich von innerörtlichen Verkehrsflächen. Das

Bodenwasser strömt nicht nur aus dem Grundwasser, sondern auch lateral von unterhalb der Fahrbahn in Richtung Wurzelraum. Im Untergrund der Straße liegen die Wassergehalte ständig bei Feldkapazität, so dass dieser Bereich ein permanentes Wasserreservoir für Straßenbäume darstellt. Die Versiegelung verhindert den typischen Wechsel von Versickerung und kapillarem Aufstieg. Stattdessen findet unter dem Asphalt eine ganzjährige Versickerung bis zur Grundwasseroberfläche statt (s.a. Pagel et al. 1993).

Demgegenüber weisen Straßenstandorte an außerörtlichen Straßen einen günstigeren Wasserhaushalt auf. Zwar stellt auch an diesen Standorten der Wurzelraum eine Senke dar, jedoch stehen höhere Wassermengen aufgrund größerer Baumscheiben und der Ableitung der Straßenabwässer über die Straßenbankette zur Verfügung. Das Fluss-System an außerörtlichen Straßenbaumstandorten entspricht also weitgehend demjenigen land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen.

Literatur

Brod, H.G. (1993): Langzeitwirkung von Streusalz auf die Umwelt. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, H. V 2, Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven

Brod, H.G. (1995): Risiko-Abschätzung für den Einsatz von Tausalzen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen - Verkehrstechnik, H. V 21, Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven

Pagel, R. und K.H. Hartge (1992): Untersuchungen zur Auswirkung der Versiegelung auf den Wasser-, Wärme und Stoffhaushalt von Stadtböden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 67, 115-118

Pagel, R., J. Bachmann und K.H. Hartge (1993): Auswirkungen unterschiedlicher Nutzung und Versiegelung auf den Jahresgang von Temperatur und Feuchte in Stadtböden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 72, 1387-1390

Speerschnieder, R. (1992): Wasser- und Chloriddynamik in Straßenrandböden – Einfluß von Gefüge und Versiegelung. Diss. Univ. Hannover, U.E. Grauer Verlag, Wendlingen

Speerschnieder, R., H.G. Brod und K.H. Hartge (1992): Auswirkungen von Trittsverdichtungen auf den Wasser- und Chloridhaushalt in Böden von Alleebaumstandorten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 21, 241-244

Instrumente der Bundesländer zur Erfassung und Bewertung der Erosionsdisposition

von

Mitgliedern der Fachausschusses „Bodenerosion“ des BVB

Bundesverband Boden e.V.

1. Veranlassung

Wassererosion beeinträchtigt die natürlichen Bodenfunktionen. Nach dem Bodenschutzrecht (BBodSchG, BBodSchV) sind schädliche Bodenveränderungen zu vermeiden und abzuwehren. Insofern müssen die Bundesländer über geeignete Methoden zur Abwehr von Beeinträchtigung durch Wassererosion verfügen.

Erfolgreiche Abwehr bedingt jedoch zunächst ein richtiges Erfassen und eine zutreffende Bewertung der Erosionsdisposition. Dass die Bundesländer bei der Wahl ihrer dafür einzusetzenden Methoden vielfach voneinander abweichen, ist nicht zuletzt auf unterschiedliche historische Entwicklungen hinsichtlich Erosionsforschung und Erosionsschutz zurückzuführen.

Abbildung und Tafel vermitteln einen ersten Überblick über die eingesetzten Prognoseinstrumente. Dabei werden jedoch nur diejenigen berücksichtigt, die quasi „offiziell“ von den jeweiligen Landesbehörden eingesetzt werden. Dies bedeutet aber nicht, dass in einem Land im Einzelfall - etwa bei konkreten Beratungsaktivitäten oder bei besonderen Fragestellungen - nicht auch auf eine andere als die jeweils genannte Methodik zurückgegriffen wird oder werden kann.

2. Die Methoden der Bundesländer, Ziel der Untersuchung

In der Bundesrepublik werden je nach Bundesland im Wesentlichen vier verschiedene methodische Ansätze - teilweise mit Modifikationen - zur Erosionsprognose genutzt. Es sind dies

- * die Allgemeine Bodenabtragsgleichung **ABAG** (SCHWERTMANN et al., 1987) und - teilweise angewandt - die auf ihr aufbauende **dABAG** (AUERSWALD et al., 1988),
- * die Methodiken der **Gefahrenstufen** auf der Basis von KURON und JUNG (RICHTSCHEID, 1988) bzw. nach CAPELLE und LÜDERS (1985),
- * das Modell **Erosion 2D/3D** (SCHMIDT et al., 1997) und
- * die Vergleichsmethodik „Standort“ (**MMK/VERMOST**) (DEUMLICH et al., 1997).

Die methodischen Unterschiede dieser Ansätze betreffen vor allem die Skalierung, die verwendeten Parameter, den Datenbedarf, die Aussageschärfe und -art (qualitativ oder quantitativ) bzw. die räumliche und zeitliche Diskretisierung, und zwar teilweise erheblich. Die Autoren haben es sich daher vorgenommen, die Methoden darstellen und vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Problemlagen und Datensituationen zu vergleichen und zu beurteilen und schließlich Anwendungs-

K. Auerswald (Freising), J. Botschek (Bonn), O. Düwel (Hannover), D. Elhaus (Krefeld), N. Feldwisch (Bergisch Gladbach, [Ansprechpartner](#), Tel. 02204-23713), K. D. Fetzer (Saarbrücken), M. Frickinghaus (Müncheberg), R. Gryschno (Leinfelden-Echterdingen), J. Haider (Essen), K. Mollenhauer ([Ansprechpartner](#), Tel. 0641-9937382), W. Schäfer (Bremen), J. Schmidt (Freiberg), W. Schmidt (Leipzig), Th. Scholten (Gießen), K. Scholz (Berlin), M. Schrödter (Halle), S. Seiffert (Freiberg), M. Steiningger (Halle), G. Woede (Rees).

empfehlungen abzuleiten. Offen ist, ob sich angesichts der bestehenden Unterschiede bundeseinheitliche Maßstäbe für den Erosionsschutz entwickeln lassen.

Literatur

AUERSWALD, K., W. FLACKE, L. NEUFANG: Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151, 369-373.

CAPELLE, A., R. LÜDERS, 1985: Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. - Göttinger Bodenkundl. Berichte, 83, 107-127.

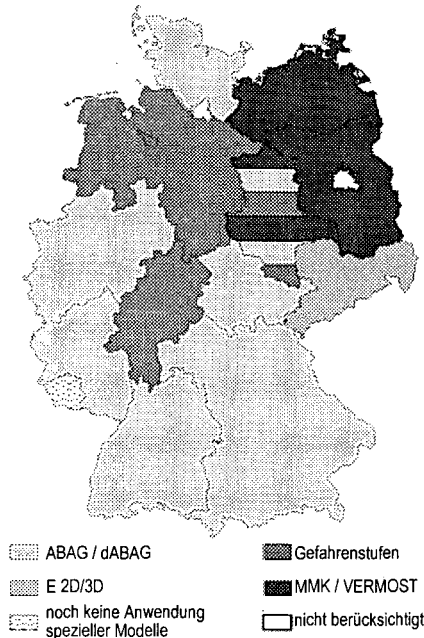
DEUMLICH, D., J. THIÈRE, L. VÖLKER, 1997: Vergleich zweier Methoden zur Beurteilung der Wassererosionsgefährdung von Wassereinzugsgebieten. - Wasser und Boden, 49, 46-51.

RICHTSCHEID, P., 1988: Minderung der Bodenerosion in Hessen - Modelle im Bereich der Landeskulturverwaltung. - In: Information für Beratung und Verwaltung (IfB, Hrsg.: HELELL, Kassel), 57, 53-67.

SCHMIDT, J., M. v. WERNER, A. MICHAEL, W. SCHMIDT, 1997: EROSION 2D/3D. Ein ComputermodeLL zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Hrsg.: Sächs. LA für Umwelt und Geologie, Freiberg, Sächs. LA für Landwirtschaft, Dresden-Pillnitz.

SCHWERTMANN, U., W. VOGL, M. KAINZ, 1987: Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Abbildung: Die Bundesländer mit den von ihnen im Wesentlichen genutzten Methoden zur Prognose der Wassererosion



Tafel: Eigenschaften der verschiedenen Methoden resp. Modelle

Methode	ABAG/ dABAG	E 2D/3D	Gefahren- stufen	MMK/ VERMOST
Aussage zur Erosions- disposition:				
* natürliche	X	X	X	X
* anthropogene	X	X		X
zeitliche Diskre- tisierung:				
* Einzelereignis		X		
* langjähriges Mittel	X	X		
* keine, da qualitativ			X	X
räumliche Diskre- tisierung:				
* Hang/Schlag	X	X	X	X
* Einzugsgebiet	(X)	X	(X)	(X)

Anwendung von EROSION 2D/3D im Einzugsgebiet der Peege

D. Deumlich, L. Völker

1. Einleitung

Das Erosionsmodell EROSION-2D/3D wurde von J. SCHMIDT und M. v. WERNER mit folgenden Vorstellungen entwickelt:

- es sollte leicht handhabbar und auf wesentliche Eingabeparameter begrenzt sein
- mit vorhandenen GIS kompatibel sein
- auf physikalischer Grundlage arbeiten
- ereignisbasiert rechnen
- ohne Kalibrierung für verschiedenste Anwendungen nutzbar sein

Die Grundannahme ist, daß die erosive Kraft von Niederschlag und Oberflächenabfluß proportional dem in ihnen enthaltenen Impuls ist.

Die Bodenablösung beginnt mit Überschreiten einer kritischen Impulsschwelle, dem sogenannten Erosionswiderstand des Bodens. Schmidt (1998)

EROSION-2D (V. 3.0) berechnet den Stofftransport für einzelne Hangprofile. Es enthält die Möglichkeit zur Langfristsimulation unter Berücksichtigung der komplexen Auswirkungen einzelner Erosionsereignisse innerhalb eines Jahres.

EROSION-3D (V. 1.23) eröffnet GIS-gestützt die Möglichkeit komplexe Einzugsgebiete hinsichtlich des Erosionsrisikos und des Anteils von Teilflächen am Gebietsaustrag zu analysieren.

EROSION-2D wurde auf mehr als 2000 km² und die 3D-Version auf ca. 500 km² in Sachsen (Festgesteinsgebiet) angewandt.

Unter Standortbedingungen des Jungmoränengebietes (Lockergesteinsgebiet) mit vielen Binneneinzugsgebieten galt es Erfahrungen zur Anwendbarkeit zu sammeln. Für das Untersuchungsgebiet des ZALF nahe Prenzlau (Uckermark) wurden erste Berechnungen vorgenommen. Sie dienten unter anderem zur Festlegung von Untersuchungsstandorten und zur Bemessung zu installierender Meßeinrichtungen. Zur Parametrisierung dienten Meßdaten aus langjährig untersuchten Standardmeßparzellen in der Region und von Regensimulationen.

2 .Methodik

Charakteristika des untersuchten Einzugsgebietes:

Größe: 2576 ha
 Direkteinzugsgebietsanteil: 271 ha (10,5 %)
 Binneneinzugsgebietsanteil: 2305 ha (89,5 %)
 Länge N -> S: 8,87 km Breite W -> O: 4,71 km
 Substrattypen: Sand, Sandtieflehm, Lehm, Torf
 Hangneigungsfächentypen (MMK): flach mit mäßig geneigten Anteilen
 mittlerer R-Faktor: 47 N/h/a (char. die Erosivität von Niederschlag und Abfluß)
 mittlerer Jahresniederschlag: 497 mm/a

R-Faktor der untersuchten Niederschlagsereignisse:

45 N/h (Eintrittswahrscheinlichkeit: 1 in 20 Jahren)

12 N/h (Eintrittswahrscheinlichkeit: 1 in 2 Jahren)

Mittels Arc/INFO wurden analoge Informationen zur Relief und Boden (Bodenarten der Reichsbodenschätzung) digital aufbereitet. Die Kantenlänge der Rasterelemente beträgt 10 m. Mit dem Präprozessor von E3D erfolgte anschließend die weitere programmgerechte Datenvorbereitung. Zwecks Szenarienrechnung wurden 2 Starkregen unterschiedlicher Struktur und Eintrittswahrscheinlichkeit ausgewählt.

INPUT-Parameter:

RELIEF (XXX.TP)	BODEN (XXX.SL)	NIEDERSCHLAG (XXX.PR)
Hanglänge	Korngrößenverteilung	Niederschlagsintensität in x-
Hangneigung	Trockenrohdichte	Minuten-Intervallen [mm/min]
Geometrie	Humusgehalt	Niederschlagsdauer
(XYZ-Koordinaten)	Ausgangsbodenfeuchte	
	Erosionswiderstand	
	Manning's n (Rauhigkeitsbeiwert)	
	Bodenbedeckung	

OUTPUT-Parameter:

Ergebnisse für Einzugsgebiet (E3D) oder Hang (E2D)

Bezogen auf ein Rasterelement oder den Hangabschnitt	Bezogen auf das Zelleinzugsgebiet (E3D) oder das Hangsegment (E2D)
<ul style="list-style-type: none"> Erosionsrate Depositionsmenge Nettoerosionsrate 	<ul style="list-style-type: none"> Gebietsabfluß Sedimentmenge Sedimentkonzentration Ton-, Schluff-, Sandgehalte im Sediment

Datentabelle zur Ableitung der Informationen zu den Bodenverhältnissen

Datum 4.5.99 Daten zur Nutzung RBS

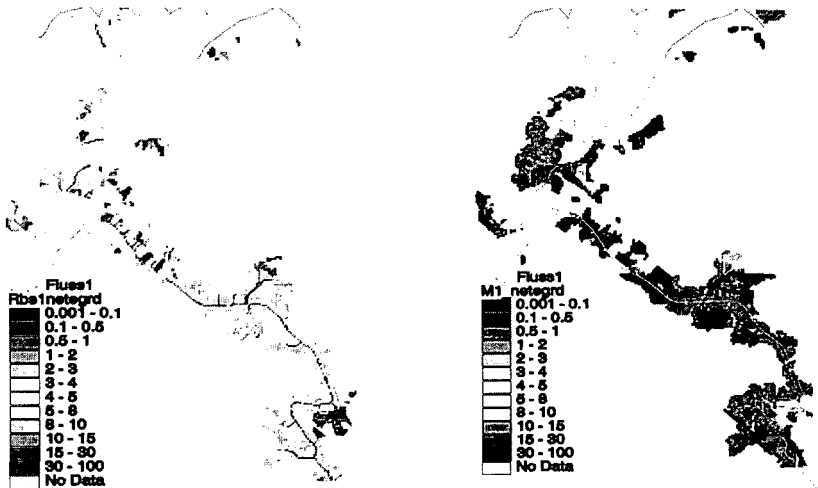
	Dichte	Organik	Anfan	Rau	Ero	Deck	Korr	ft	mt	gt	fu	mu	gu	fs	ms	gs	nstati	nutzung
	gswg																on	
1	1500	1	20	0.012	0.0009	10	1	0	0	4	3	2	6	47	28	10	0	S
2	1515	1	20	0.012	0.0011	10	1	0	0	5	3	4	6	45	27	10	0	SI
3	1550	1.1	22	0.012	0.0025	10	1	0	0	7	4	6	15	23	36	9	0	IS
4	1550	1.2	22	0.014	0.0028	10	1	0	0	12	10	19	20	29	8	2	0	SL
5	1530	1.2	25	0.012	0.003	10	1	0	0	11	3	8	20	31	21	6	0	sL
6	1530	1.8	30	0.01	0.001	10	1	0	0	10	8	23	20	29	8	2	0	U
7	1490	1.6	35	0.06	0.005	10	1	0	0	32	13	11	15	11	12	6	0	LT
8	1450	2.3	70	0.4	0.1	100	1	0	0	15	8	10	15	30	17	5	0	Mo
9	1450	2.3	38	0.9	0.1	100	1	0	0	15	8	10	15	30	17	5	0	Wald
10	1000	0	0	1	1	0	1	0	0	7	9	18	23	18	16	9	0	Wasser
11	1450	1.4	38	0.9	0.1	70	1	0	0	15	8	10	15	30	17	5	0	Haus

Ergebnis:

Bild 1: Ausschnittsweise Ergebnisdarstellung (Teilgebiet – Gebietsauslaß)

20jähriges Starkregenereignis

2jähriges Starkregenereignis



Tab. 1: Ergebnis für den Gebietsauslaß

20jähriges Ereignis		2jähriges Ereignis
996 m ³ /m	Runoff	114,801 m ³ /m
52780 kg/m	Sediment volume	5884,269 kg/m
2,692 t/ha	Net erosion	0,3 t/ha
10 %	Clay	14 %
36 %	Silt	52 %

- E3D ergibt auch im Jungmoränengebiet mit häufigen Hohlformen (Söllen) plausible Ergebnisse und ist gut handhabbar.
- Eine Datenvorbereitung mit der WATERSHED- und BASIN-Prozedur (Arc/INFO) ist zur Vorab-Bestimmung des Direkteinzugsgebietes des Vorfluters notwendig. Damit wird ein "hydrologisch korrektes" DGM als Rasterfile an E3D übergeben, was das Präprozessing verkürzt.
- Die Ausgangsbodenfeuchte erweist sich neben den anderen die Infiltration steuernden Parametern als sehr sensitiv.
- Die Länge der Niederschlagsintervalle ist für das im Modell zu berechnende Infiltrationsverhalten von Bedeutung. Eine möglichst hoch aufgelöste Beschreibung der Niederschlagsstruktur ist erforderlich (Tab. 2).
- Die Berechnung des Ton- und Schluffgehaltes in Rasterelementen mit Vorflut erlaubt die Abschätzung von partikulärem Stofftransport. Der Depositionsfaktor beeinflusst den Partikeltransport (Tab. 2)
- E2D kann u.a. zur Abschätzung der Stoffverlagerung in Leitspuren dienen

Tab. 2: Modellausgabe für verschieden eingestellte Depositionskoeffizienten und Niederschlagsstrukturen

Starkregen- verteilung	Depos. Koeff	OA	SedVol	Neteros	T	U
		m ³ /m	kg/m	t/ha	%	%
R1*	100	28,206	2104	0,107	14	61
	1000		1760	0,09	17	72
R2	100	42,227	2575	0,131	15	59
	1000		2111	0,108	19	71
R3	100	114,801	5884	0,3	14	52
	1000		4569	0,233	19	67

* Struktur der Starkregen und ihre Parameter

Regen	Niederschlagsverteilung	Nied.-höhe [mm]	Regenerosität (N/h) nach USLE/ABAG
R1	0 – 10 min: 1,0 mm/min; 10 – 20 min: 0,5 mm/min	15	11,94
R2	0 – 5 min: 1,0 mm/min; 5 – 10 min: 1,0 mm/min; 10 – 15 min: 0,5 mm/min	12,5	8,4
R3	0 – 5 min: 1,0 mm/min; 5 – 10 min: 1,0 mm/min; 10 – 15 min: 1,0 mm/min	15	12,34

Ausblick:

- Arbeiten zur Validierung des Modells durch Meßreihen im Testgebiet bei natürlichen Starkregen und ergänzende Regensimulationen an Hängen zur Absicherung der INPUT-Parameter
- Szenariorechnungen zur Abschätzung des Gebietsaustrags verschiedener Stoffe
- Vorschläge zur Minderung des Stoffaustrags unter Verwendung von Forschungsergebnissen und Umsetzung im Testgebiet (Gute landwirtsch. Praxis, Verfahrens- und/oder Schlaggestaltung, Gewässerrandstreifenprogramm)

Literatur:

- Schmidt, J.; M. von Werner; A. Michael (1996) : EROSION 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächs. LA f. Landwirtschaft u. Sächs. LA f. Umwelt u. Geologie
- Schmidt, J. (1998): Erosion 2D/3D. Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer, Wien, Band 151, p. 3-11

Danksagung:

Prof. J. Schmidt, Dr. M. v. Werner und A. Michael wird für die Bereitstellung des Modells und wertvolle Hinweise herzlichst gedankt.

Herrn M. Rosenberg gebührt Dank für die Kartendigitalisierung

Organische Siedlungsabfälle auf differenziert bearbeiteten Böden - Verhalten organischer Schadstoffe -

Rolf-A. Düring und Stefan Gäth

Einleitung

Ein seit 1979 gefördertes Verbundprojekt zu den Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme zeigt eine Prägung der untersuchten Oberböden in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften. Verschiedene Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung haben hierbei ihre ökologische aber auch ökonomische Vorzüglichkeit bewiesen; eine zunehmende Verbreitung derartiger Systeme ist anzunehmen (TEBRÜGGE und DÜRING, 1999). Gemäß Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz wird die Verwertung organischer Siedlungsabfälle auf landwirtschaftlichen Flächen an Bedeutung gewinnen; für eine flächenhafte Verwertung organischer Abfälle in der Landwirtschaft kommen neben den Wirtschaftsdüngern vor allem Klärschlämme und Komposte mit unterschiedlichen, unvermeidbaren Gehalten an Schadstoffen in Frage. Laut Bundes-Bodenschutzgesetz ist der Boden insbesondere vor Verunreinigungen zu schützen, die mittel- oder langfristig zur Anreicherung oder Verlagerung von umweltgefährdenden Stoffen führen. Hier gilt es zu prüfen, inwiefern die konservierende Bodenbearbeitung diesen Anforderungen genügen kann.

Bei ausbleibendem Wenden des Bodens können langfristig zugeführte persistente Schadstoffe im Oberboden stärker akkumulieren als bei den wendenden Pflugsystemen, die zu einer Vermischung und Konzentrationsverdünnung führen. Stärker in Erscheinung tretende Prozesse wie Adsorption und eventuell auch Abbau könnten in konservierend bearbeitenden Böden einen Austrag dieser Stoffe verringern. In den bestehenden Verordnungen wird bei der Bewertung der Schadstoffanreicherung allein der gepflügte Oberboden berücksichtigt; für Böden, die konservierend bearbeitet wurden, gelten keine gesonderten Regelungen.

Anhand von Leitsubstanzen aus den Gruppen der PCB's, der chlorierten Phenole und der Alkylphenole sollen Hinweise zur Ableitung von Richtlinien für die Verwertung organischer Siedlungsabfälle auf differenziert bearbeiteten Böden gewonnen werden.

Erste Ergebnisse hinsichtlich des Schadstoffbelastungsstatus und des Adsorptions- und Abbauverhaltens dieser organischen Stoffe in unterschiedlich bearbeiteten Böden werden vorgestellt.

Material und Methoden

Böden

Die organischen Siedlungsabfälle wurden auf drei Standorten, die praxisüblich bewirtschaftet werden, gemäß den gesetzlichen Vorgaben (Bioabfallkompost: 10 t TS/ha; Klärschlamm: 5 t TS/ha) ausgebracht.

In Tab. 1 sind die langjährig differenziert bearbeiteten Böden hinsichtlich ihrer Kohlenstoffgesamtgehalte charakterisiert.

Tab. 1: Kohlenstoffgesamtgehalte der untersuchten Böden in Abhängigkeit der Tiefe und Bodenbearbeitung (D = Direktsaat, SR = Schwergrubber, P = Pflug).

Bearbeitungs- variante	Braunerde aus Flugsand			Löß-Parabraunerde			Brauner Auenboden		
	Beprobungstiefe [cm]								
	0-3	3-10	10-25	0-3	3-10	10-25	0-3	3-10	10-25
Kohlenstoffgesamtgehalt [Gew.%]									
D	1,17	0,90	0,58	2,70	1,67	1,03	2,34	2,22	1,60
SR	0,75	0,74	0,62	1,29	1,60	1,12	2,37	2,07	1,91
P	0,57	0,56	0,60	1,13	1,16	1,13	1,87	1,93	2,10

Instrumentelle Analytik

PCB's und Nonylphenole (NP) aus gefriergetrockneten Klärschlämmen und Böden wurden mikrowellenunterstützt extrahiert, die Extrakte chromatographisch gereinigt und quantitativ über GC-MS bestimmt. Hierbei wurden technische Gemische wie Aroclor 1242 und 1254 sowie 4-Nonylphenole und auch die sechs PCB-Kongeneren nach AbfKlärV als externe Standards gewählt. 4-n-Nonylphenol und 1,2,3,4-Tetrachlornaphthalin dienten als interne Standards.

Die Lösungskonzentrationen der Sorptionsversuche und die Konzentrationen in den methanolischen Extrakten der Abbauprobe wurden mittels der Umkehrphasen-HPLC und UV- bzw. Fluoreszenzdetektion bestimmt.

Sorptionsstudien

Für die Ad- und Desorptionsversuche von 2,4-Dichlorphenol (2,4-DCP) wurden die Böden aller drei Standorte herangezogen. Zur Abbildung der Effekte der unterschiedlichen Stratifikation der Böden auf die Sorption von 2,4-DCP wurden die drei Tiefenstufen 0-3, 3-10 und 10-25 cm der beiden Bearbeitungsvarianten Pflug und Direktsaat gewählt.

Die Versuchsbedingungen zur Bestimmung der Adsorptionsisothermen (bei einem Boden-Lösungsverhältnis von 1 : 5) sind in Tab. 2 dargestellt. Nach Gleichgewichtseinstellung wurden feste und flüssige Phasen getrennt. Zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens wurden drei Desorptionsschritte hinzugezogen.

Tab. 2: Versuchsbedingungen zur Bestimmung der Sorption von 2,4-DCP an die verschiedenen Böden

Zugabekonzentrationen [mg/kg Boden]	Dauer der Equilibration	Phasentrennung	Bestimmungsmethode
6,25; 12,5; 25; 62,5; 125; 250	6 h	Zentrifugation (2000g), Membranfiltration (0,45 µm)	RP-HPLC-UV

Abbaustudien

Das Rückstandsverhalten von 2,4-DCP und 4-n-Nonylphenol wurde anhand des Bodens der beiden Bearbeitungsvarianten P und D (Entnahmetiefe 0 - 3 cm) der sandigen Braunerde mit je drei Wiederholungen bei zwei Temperaturvarianten (8°C bzw. 20°C) geprüft. Die feldfrischen Bodenproben (200 g Einwaage, 22 - 30 Gew.% WG) wurden zu Beginn mit Wirkstoff versetzt, um eine Ausgangskonzentration von jeweils 10 mg/kg zu erreichen; die Bodenfeuchte wurde konstant gehalten. Während der bis zu achtwöchigen Versuchsdauer wurden jeweils 5-8 Bodenproben gewonnen und sofort nach der Entnahme tiefgefroren.

Ergebnisse und Diskussion

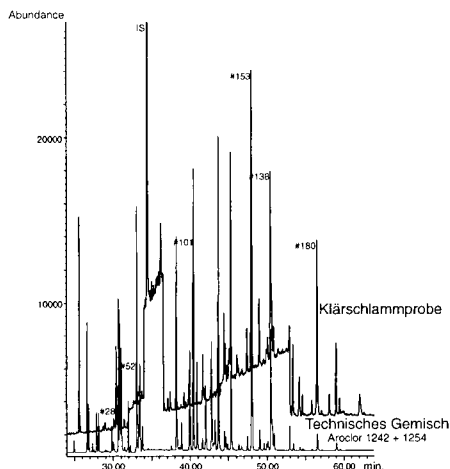


Abb. 1: Vergleich der GC-MS-Chromatogramme eines Aroclor-Standardgemisches (unten) und einer Klärschlammprobe (oben). PCB-Isomere nach AbfKlärV mit Nummern (nach IUPAC) markiert.

schlammqualität - in klärschlammgedüngten Böden zu rechnen.

Der Eintrag von Nonylphenolen über Klärschlamm in landwirtschaftlich genutzte Böden konnte anhand der Messungen durch die ebenfalls typischen Isomerenmuster bestätigt werden (Abb. 2). Die ermittelten Konzentrationen der Nonylphenole in den Klärschlämmen betragen 20 - 50 mg/kg TS. Die Analyse der unbearbeiteten Böden nach Klärschlammapplikation ergab Konzentrationen bis etwa 1 mg/kg TS.

Sorptionsstudien

Die Bedeutung des organischen Kohlenstoffs für die Sorption von 2,4-DCP wurde mit dem in die Untersuchung einbezogenen Bodenmaterial - welches sich aufgrund des Einflusses langjährig differenzierter Bodenbearbeitung vor allem im C_{org} -Gehalt unterscheidet - unterstrichen. Exemplarisch ist in Abb. 3 die in Abhängigkeit der Bodentiefe differenzierte Sorption an die unterschiedlich bearbeiteten Böden dargestellt. Die Ergebnisse entsprechen denen von BOYD et al. (1989), die lineare Isothermen über einen Konzentrationsbereich ermittelten, der bis an die Löslichkeitsgrenze von 2,4-DCP reichte.

PCB- und NP-Belastung der Klärschlämme und Böden

Typische PCB-Muster wurden in den Klärschlämmen ermittelt (Abb. 1). Dabei waren die höchsten Konzentrationen mit 50 - 80 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS bei den höher chlorierten Kongeneren festzustellen. Die Klärschlammdüngung der Böden führte nach einmaliger Applikation zu qualitativ bestimmbareren Spuren der PCB's 101, 153, 138 und 180 in den oberflächennahen Proben der unbearbeiteten Böden. In den pflug- und grubberbearbeiteten Böden führte der mit der Einmischung einhergehende Verdünnungseffekt zu Konzentrationen, die mit der verwendeten Analytik nicht mehr zu erfassen waren.

Mit einer schleichenden Anreicherung von persistenten Kongeneren der PCB's ist - bei gleichbleibender Klär-

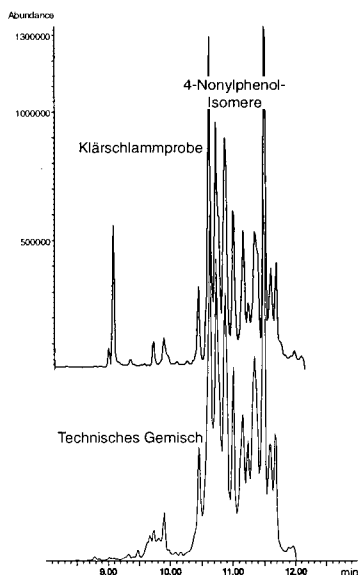


Abb. 2: Vergleich der GC-MS-Chromatogramme eines technischen 4-Nonylphenol-Standardgemisches (unten) und einer Klärschlammprobe (oben).

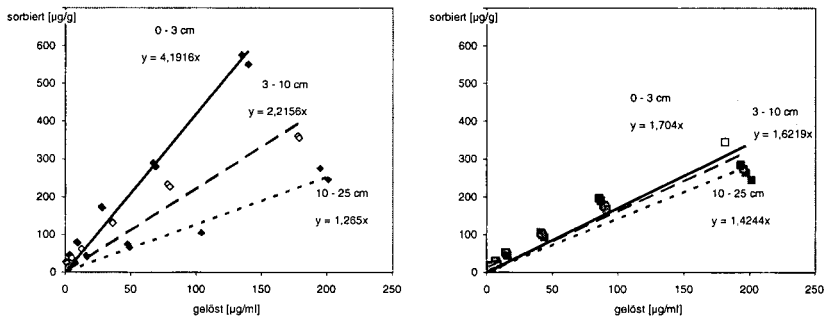


Abb. 3: Sorptionsisothermen für 2,4-DCP und die differenziert bearbeitete Parabraunerde aus L68 in verschiedenen Tiefen: Direktsaat links, Pflug rechts; K_d -Werte als Steigungen der linearen Isothermen.

Desorption

Die Desorptionsstudien zeigten ein hohes Mobilisierungspotential (65 – 100% der vormals adsorbierten Menge wurden nach 3 Desorptionsschritten desorbiert) für 2,4-Dichlorphenol; Unterschiede zwischen den verschiedenen Böden konnten hier nicht ausgemacht werden.

Abbaustudien

2,4-DCP und 4-n-Nonylphenol erwiesen sich in den Abbaustudien mit DT_{90} -Werten zwischen 26 und 38 Tagen als mittel persistent. Unterschiede zwischen den unterschiedlich bearbeiteten Böden konnten dabei nicht ermittelt werden. Diese Abbauraten berücksichtigend, wäre nur von einem sehr geringen Übergang dieser Stoffe in die Pflanze oder angrenzende Ökosysteme auszugehen. Hier ist jedoch eine direkte Übertragung der Bedingungen vom Labor ins Feld unzulässig; zu viele Einflußfaktoren bleiben im modellhaften Laborversuch unberücksichtigt. So sind die hier angesprochenen Abbauprobe nur als Orientierung für ein möglicherweise unterschiedliches Abbaupotential in den langjährig differenzierten Böden anzusehen.

Fazit

Die Belastung landwirtschaftlicher Böden mit PCB's und Nonylphenolen über die Düngung mit Klärschlamm ist weiterhin hoch bzw. sehr hoch. Aufgrund der fehlenden Durchmischung unbearbeiteter Böden – hier lediglich als Extremvariante konservierender Verfahren – ist der Verdünnungseffekt wesentlich geringer als in konventionell bearbeiteten Böden. Der Verbleib von Schadstoffen läßt sich unter diesen Bedingungen besser beobachten als im Falle gepflügter Böden, bei denen eine regelmäßige Verdünnung der Stoffkonzentrationen stattfindet. Der Einfluß des Humusgehalts auf den Verbleib organischer Schadstoffe läßt sich anhand der differenziert bearbeiteten Böden gut beschreiben. Weitere Versuche zum Verbleib der 4-Nonylphenole im System Klärschlamm-Boden-Pflanze sind aufgrund geringer Datenlage erforderlich.

Literatur

- Boyd, S.A., M.D. Mikesell, J.-F. Lee (1989): Chlorophenols in soils. In: Sahwney and Brown (Hrsg.): Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils. SSSA special publication; no 22: 209-242.
- Tebrügge F., R.-A. Düring (1999): Reducing tillage intensity - A Review of results from a long-term study in Germany – Soil and Tillage Research, im Druck.

Dank

Dem Biologischen und Biotechnischen Pflanzenschutz der Universität Gießen und insbesondere seinem Mitarbeiter Herrn Dipl. Ing. agr. J. Czinsky danken wir für die Kooperation bei den Analysen. Die Arbeiten werden vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gefördert.

Einfluss der Güte der Bodeninformation auf die Modellierung des Landschaftswasserhaushalts

K. Eckhardt, N. Fohrer, S. Haverkamp, H.-G. Frede

Zusammenfassung: Im Rahmen des SFBs 299 wird unter anderem der Landschaftswasser- und -stoffhaushalt im Lahn-Dill-Bergland modelliert. Um zu untersuchen, wie stark einzelne bodenspezifische Eingabeparameter die Modellierungsergebnisse beeinflussen, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Resultate der Analyse liefern Hinweise darauf, welchen Parametern im Rahmen anderer Teilprojekte des Sonderforschungsbereichs, die sich mit der Regionalisierung von Bodeneigenschaften beschäftigen, besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden sollte.

1 Einleitung

Der SFB 299 trägt den Titel „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“. Als „periphere Region“ wird ein Gebiet bezeichnet, das aufgrund seiner natürlichen und agrarstrukturellen Gegebenheiten vergleichsweise ungünstige Bedingungen für die landwirtschaftliche Produktion bietet. Begrenzte Möglichkeiten einer Steigerung der Ertragspotentiale verbunden mit dem Anreiz alternativer Einkommensquellen führen dazu, dass die Landwirtschaft in peripheren Regionen an Bedeutung verliert. Dies hat Veränderungen der Kulturlandschaft und ihrer Funktionen zur Folge, beispielsweise hinsichtlich des Wasser- und Stoffhaushalts, der Artenvielfalt oder der Qualität als Siedlungsraum.

Der SFB 299 entwickelt eine integrierte Methodik zur Erarbeitung und Bewertung nachhaltig tragfähiger, räumlich differenzierter Konzepte der regionalen Landnutzung. Untersuchungsregion des SFBs ist das Lahn-Dill-Bergland am östlichen Rand des Rheinischen Schiefergebirges. Die Landwirtschaft im Lahn-Dill-Bergland ist von kleinbäuerlichen Strukturen geprägt. Der forstwirtschaftlich genutzte Flächenanteil liegt bei über 40%. Hinsichtlich des Bodens herrschen flach- bis mittelgründige Braunerden und Parabraunerden über devonischen und karbonischen Grauwacken und Tonschiefern vor.

Die nachfolgend vorgestellten Untersuchungen wurden am Institut für Landeskultur der Universität Gießen im Rahmen der Modellierung des Landschaftswasser- und -stoffhaushalts durchgeführt.

2 Bodenwasserhaushaltsberechnungen in SWAT

Zur Nachbildung des Wasser- und Stoffhaushalts dient im SFB 299 das Programm SWAT (Soil and Water Assessment Tool ; Arnold et al., 1993; 1998). SWAT ist ein teils physikalisch, teils empirisch basiertes Modell, das auf meso- bis makroskalige Einzugsgebiete angewendet werden kann. Es wurde am Grassland, Soil and Water Research Laboratory in Temple in Texas entwickelt und wird u.a. von der United States Environmental Protection Agency (EPA) eingesetzt.

Die Berechnung des Bodenwasserhaushalts wird in SWAT über folgende Teilprozesse gesteuert:

- Der Niederschlag wird um die Interzeptionsverdunstung reduziert.
- Der Oberflächenabfluss wird nach dem SCS Curve Number-Verfahren ermittelt (USDA Soil Conservation Service, 1972). Die Curve Number wird dabei an die Hangneigung und Bodenfeuchte angepasst.
- Das nicht oberflächlich abfließende Wasser infiltriert.
- Innerhalb der Horizonte des Bodenprofils kann Wasser dann fließen, wenn die Feldkapazität überschritten wird und die Bodentemperatur über dem Gefrierpunkt liegt. Neben Zwischenabfluss werden Makroporenfluss und Versickerung berechnet. Zusätzliche Voraussetzung für die vertikale Wasserbewegung ist, dass der jeweils liegende Horizont nicht wassergesättigt ist.
- Der Bodenwassergehalt wird außerdem durch die Evapotranspiration reduziert.
- Das an der Basis der Bodensäule austretende Wasser fließt dem Grundwasser zu.

In diese Berechnungen gehen folgende bodenspezifische Eingabeparameter ein: Horizontmächtigkeit, Rohdichte, nutzbare Feldkapazität, Durchlässigkeitsbeiwert, Tongehalt und die Albedo der unbedeckten Bodenoberfläche.

3 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Um den Einfluss der Güte der Bodeninformation auf die Modellierung des Wasserhaushalts zu ermitteln, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. In einer Sensitivitätsanalyse werden die Auswirkungen von Variationen der Eingabeparameter auf das Modellierungsergebnis untersucht. Sensitivitätsanalysen dienen der

- Abschätzung der Modellgenauigkeit
- Klassifizierung der Eingabeparameter nach ihrer Modellwirksamkeit in Hinblick auf die Modellkalibrierung
- Vorgabe von Prioritäten bei der Erhebung von Eingangsdaten.

Die komplexe programminterne Struktur der Bodenwasserhaushaltsberechnungen, die vielfältige Wechselwirkungen und Rückkopplungen beinhaltet, macht es in der Praxis unmöglich, die Sensitivität analytisch zu berechnen. Erschwerend kommt bei natürlichen Einzugsgebieten die komplexe Struktur der Eingabedaten hinsichtlich Topographie, Landnutzung, Boden usw. hinzu. Die Sensitivitätsanalyse wurde daher in zweifacher Hinsicht vereinfacht:

1. Die Sensitivität des Modells wurde „experimentell“ bestimmt, indem jeweils ein einzelner Eingabeparameter variiert und im Anschluss an einen Modelllauf Veränderungen berechneter Wasserhaushaltsgrößen ausgewertet wurden.

- Die Analyse wurde nicht an einem natürlichen, sondern an einem einfach strukturierten künstlichen Einzugsgebiet durchgeführt. Dieses ist als V-förmig eingeschnittenes Tal rechteckigen Umrisses gestaltet, das in seiner Mitte geradlinig von einem Gerinne durchflossen wird. Landnutzung und Boden wurden für das gesamte künstliche Einzugsgebiet einheitlich vorgegeben. Die Wertebelegung der Eingabeparameter wurde eng an die mittleren Verhältnisse im Lahn-Dill-Bergland angelehnt. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf natürliche Einzugsgebiete wurde vorab geprüft (Eckhardt et al., 1999).

Als Maß für die Modellsensitivität wird ein von der absoluten Höhe der Ein- und Ausgabe-werte unabhängiger Index I angegeben, der das Verhältnis der relativen Änderung des Ausgabewertes zur relativen Änderung des Eingabewertes angibt. Je größer der Betrag des Index ist, desto wichtiger ist der betreffende Eingabeparameter für das Modellierungsergebnis. Das Vorzeichen des Index gibt an, ob die Änderung des Modellierungsergebnisses gleich- oder gegensinnig zu der des Eingabeparameters verläuft.

Als Ergebnisse der Modellierung werden beispielhaft der Zwischenabfluss und die Grundwasserneubildung betrachtet. Die berechneten Sensitivitätsindizes sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die bisherige Erfahrung bei der Arbeit mit SWAT hat gezeigt, dass Sensitivitätsindizes von wenigen Prozent kaum signifikant sind. Die Indizes wurden daher auf eine Nachkommastelle gerundet.

Parameter	Wertebereich	Zwischenabfluss	Grundwasserneubildung
Durchlässigkeitsbeiwert	4 bis $10 \cdot 10^{-5}$ m/s	+ 0.9	- 0.2
Rohdichte	1.4 bis 1.6 g/cm ³	+ 0.8	+ 0.1
nutzb. Feldkapazität	65 bis 115 mm	+ 0.2	- 0.2
Horizontmächtigkeit	500 bis 700 mm	0.0	- 0.1
Albedo	0.05 bis 0.13	0.0	0.0
Tongehalt	10 bis 20 Gew.-%	0.0	0.0

Tabelle 1: berechnete Sensitivitätsindizes für die bodenspezifischen Eingabeparameter bezogen auf Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung

Die im vorliegenden Fall wesentlichsten Parameter sind der Durchlässigkeitsbeiwert, die Rohdichte und die nutzbare Feldkapazität:

- Je größer der Durchlässigkeitsbeiwert ist, desto mehr Zwischenabfluss ergibt sich. Da der Zwischenabfluss im Untersuchungsgebiet relativ hoch ist, wirkt sich seine Zunahme in starkem Maße auf die Neubildung aus, die daher abnimmt.

- Bei steigender Rohdichte verringert sich die aktuelle Evapotranspiration, so dass insgesamt mehr Wasser im Boden zur Verfügung steht. Gleichzeitig führt das reduzierte Porenvolumen dazu, dass dieselbe Wassermenge einen Horizont höher einstaut. Beide Effekte steigern den Zwischenabfluss.
Aufgrund der reduzierten Evapotranspiration erhöht sich zwar auch die Grundwasserneubildungsrate. Ihrer Steigerung wirkt der größere Zwischenabfluss jedoch entgegen, so dass sich im Jahresmittel ein deutlich niedrigerer Indexwert als für den Zwischenabfluss ergibt.
- Je größer die Feldkapazität ist, desto höher kann ein Horizont eingestaut werden und desto größer ist daher der Zwischenabfluss. Durch den höheren Zwischenabfluss wiederum wird die Grundwasserneubildung verringert.

Wenig sensibel reagieren der Zwischenabfluss und die Grundwasserneubildung dagegen auf die Horizontmächtigkeit, die Albedo des unbedeckten Bodens und seinen Tongehalt. Ein signifikanter Effekt der Horizontmächtigkeit ergab sich nur im Falle der Grundwasserneubildungsrate. Tiefgründigeren Böden wird mehr Wasser durch Evapotranspiration entzogen, so dass die Grundwasserneubildung abnimmt. Die Albedo der Bodenoberfläche wirkt sich ebenfalls auf die Evapotranspiration aus: Je mehr Sonnenstrahlung reflektiert wird, desto weniger Wasser verdunstet. Daher steigert eine höhere Albedo die Abflüsse leicht. Dieser Effekt macht sich jedoch lediglich bei den hohen Verdunstungsraten des Sommerhalbjahres bemerkbar und wird im hier betrachteten Jahresmittel nicht deutlich.

Literatur

Arnold, J. G., P. M. Allen, G. Bernhardt (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142, 47-69

Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Mutiah, J. R. Williams (1998): Large area hydrologic modeling and assessment, Part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89

Eckhardt, K., N. Fohrer, H.-G. Frede (1999): Ein methodischer Ansatz zur Analyse der Sensitivität komplexer Modellsysteme. In: N. Fohrer, P. Döll (Hrsg.) (1999): *Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten*. Kassel University Press, ISBN 3-933146-21-6

U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service (1972): *National Engineering Handbook*, Hydrology Section 4, Kapitel 4-10

Onsite- und Offsite-Schäden in der Knicklandschaft Ostholsteins am Beispiel eines typischen Erosionsereignisses

von

Fleige, H.*, Horn, R.**, Wetzel, H.**

Einleitung

Das Bodenmuster in der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins wird aufgrund der starken Relieferung durch Erosionsprozesse entscheidend geprägt (LAMP 1985). Im Ostholsteinischen Hügelland ist der Festoffsaldo der Ackerflächen nur geringfügig negativ (ARMANTO 1992), so daß vorwiegend Schäden auf der Ackerfläche zu erwarten sind (Onsite-Schäden). So ist bekannt, daß erodierte Böden eine geringere Ertragsfähigkeit aufweisen (GOECK et al. 1988). Ursache für den geringen Bodenaustrag ist die für Schleswig-Holstein typische Abriegelung der Ackerfläche durch Wallhecken (Knicks), denen eine Rückhaltefunktion gegenüber Boden- und Nährstoffverlusten zukommt. Externe Umweltschäden, die mit einem Eintrag von Stoffen in angrenzende Ökosysteme (Offsite-Schäden) verbunden sind, werden daher weitgehend unterbunden, soweit der Knickwall nicht überflossen wird (SCHERNEWSKI et al. 1996). In Gebieten des Großgrundbesitzes ist die Knickdichte gegenüber den kleinbäuerlichen Betrieben aufgrund der größeren Schläge geringer und hat seit der Anlage der Knicks als Folge der Verkopplungsverordnungen im 18. Jhd. bis in die Gegenwart weiterhin abgenommen (STAMM & WELTERS 1996). Hier sind verstärkt Offsite-Schäden zu erwarten. Am Beispiel von drei ausgewählten Ackerflächen eines Gutsbetriebes werden die durch einen Starkregen hervorgerufenen kurzfristigen Onsite-Schäden und die durch Knickbeseitigung resultierenden Offsite-Schäden diskutiert.

Standort

Das Untersuchungsgebiet liegt im nördlichen stark gegliederten Moränenbereich im Hauptforschungsraum des Forschungsvorhabens "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette". Es wurden drei Ackerflächen unter Winteraps mit den typischen Reliefformen und Bodentypen der Jungmoränenlandschaft (Kuppen und Hänge mit erodierten Parabraunerden, geschlossene und halboffene Hohlformen mit Kolluvisolen, Ebenen mit Parabraunerden und Pseudogley-Parabraunerden) ausgewählt. Ackerfläche A (R3578100, H6001600) weist eine Größe von 12,5 ha auf. Sie läßt sich in eine leicht gewellte 3,7 ha große Ebene, einen durchschnittlich 15% geneigten 3,8 ha großen Hangbereich und eine 5 ha große halboffene Hohlform differenzieren, die durch einen Querknick von einem angrenzenden Niedermoor unter Grünlandnutzung abgegrenzt ist. Ackerfläche B (R357740 H600250) weist eine Größe von 8 ha auf. Der Anteil einer abflußlosen Hohlform liegt bei 0,5 ha und wird von einem wesentlich größeren Hangkomplex von 3,5 ha umrahmt. Der Flächenanteil einer nicht von Erosion betroffenen Ebene liegt bei 4 ha. Die Neigung der Hänge liegt im Erosionsbereich im Mittel bei 8%. Die Ackerfläche ist knickfrei. Ackerfläche C (R357660 H600320) ist 25 ha groß und besteht zu 20 ha aus Kuppen und Hängen, während der Anteil geschlossener und halboffener Hohlformen nur bei rund 5 ha liegt, so daß sich dort im Laufe der Zeit mächtige Kolluvien entwickelt haben. Der Senkenanteil setzt sich vorwiegend aus drei geschlossenen Hohlformen zusammen, die von Erosionshängen umrahmt werden.

* Ökologiezentrum Kiel, Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

Im Westen der Ackerfläche liegt eine halboffene Hohlform, die nur einseitig von Hängen umgrenzt wird, und an die ein 40 m breiter Uferandstreifen eines etwa 1,6 ha großen Sees anschließt. Die Ackerfläche wird nur teilweise von Knicks umrahmt, insbesondere an der Grenze Acker zu Uferandbereich ist das Knicknetz mehrere Meter unterbrochen. Die Neigung der Hänge liegt im Erosionsbereich im Durchschnitt bei 10% .

Schadenskartierung

Unmittelbar nach einem Erosionsereignis am 26.8.1997 wurden alle sichtbaren Abtrags- und Auftragsformen ermittelt. Jeder Teilabschnitt einer einzelnen Form wurde mit einem Maßband nach Länge, Breite und Tiefe vermessen. Die Ansprache der Formen erfolgte nach der Kartieranleitung des DVWK (1996). Die durch Tiefen- und Seitenerosion entstehenden linearen Formen werden je nach ihrer Tiefe in drei Typen differenziert: Rille (2-10 cm), Rinne (10-40 cm) und Graben (>40 cm). Die Quantifizierung des Feststoffumsatzes erfolgte über die Summe der vermessenen Hohlraum- bzw. Massenvolumina der Formen bei einer durchschnittlichen Lagerungsdichte von 1,50 g/cm³ für Ap-Horizonte.

Ergebnisse

Charakterisierung des Starkregens

Der Starkregen führte am 26. August 1997 auf zahlreichen Ackerflächen mit Winterraps im Ostholsteinischen Hügelland zu sichtbaren Erosionsformen. Die maximale 30-Minuten-Intensität des Starkregens betrug 28,7 mm/h bei einer Gesamtniederschlagsmenge von 35,4 mm in 120 min. Fast der gesamte Niederschlag von 25,8 mm fiel in 20 min, davon 15 mm in 10 min (Niederschlagsstation im Hauptforschungsraum).

Nach Untersuchungen von DEUMLICH (1989) im Jungmoränengebiet Nordost-Deutschlands ist bekannt, daß es zwei Schwellenwerte erosionsauslösender Niederschläge gibt. Bei Niederschlagshöhen von 7,5 mm und I₃₀=5 mm/h setzen meßbare Bodenabträge ein, während stärkere Bodenabträge ab I₃₀=15 mm/h auftreten, die erhebliche Bodenfruchtbarkeitsschäden zur Folge haben. In Tab. 1 sind die Niederschlagsereignisse von 1989-1997 mit I₃₀>15 mm/h im Hauptforschungsraum aufgeführt. Es wird deutlich, daß Ereignisse ähnlicher Größenordnung in den letzten 9 Jahren im Untersuchungsgebiet 4 mal auftraten, so daß (vorläufig) von einem typischen Erosionsereignis ausgegangen werden kann. Die Starkregen fielen in den Monaten Juli (1x), August (2x) und September (1x).

Tab. 1: Starkniederschläge mit I₃₀>15 mm/h in den Jahren 1989-1997 im Hauptforschungsraum "Bornhöveder Seenkette"

Jahr	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Anzahl mit I ₃₀ >15 mm/h	2	-	-	-	-	1	-	-	1
I ₃₀ (mm/h)	19,1 27,6	-	-	-	-	28,4	-	-	28,7

Quantifizierung und Bewertung der Bodenerosion

In Abb. 1 ist die Bodenumlagerung innerhalb bzw. der Bodenaustrag aus der Ackerfläche aufgrund des Starkregens dargestellt. Auf der Ackerfläche A wurden durch Rillen- und Rinnenerosion insgesamt 130 t Bodenmaterial vom Hang in die halboffene Hohlform transportiert. Aufgrund der Begrenzung durch einen Querknick verbleibt das Sediment vollständig auf der Ackerfläche. Auf der knickfreien Ackerfläche B wurden ebenfalls durch Rillen- und Rinnenerosion insgesamt 120 t Bodenmaterial verlagert. Auch hier bleibt der gesamte Bodenabtrag auf der Ackerfläche aufgrund der geschlossenen Hohlform und führte zu einer Bodenerhöhung von stellenweise bis 20 cm. Die Senke bildet einen Bereich eines in sich geschlossenen Materialhaushaltes, so daß kein Material durch Oberflächenabfluß hinaus gelangt. Durch diese spezielle Form der Relieferung werden Offsite-Schäden unterbunden. Die Kartierung der Erosionsformen der Ackerfläche C ergab einen

Bodenabtrag von insgesamt 570 t. Es verblieben 270 t in den drei geschlossenen Hohlformen, stellenweise mit Mächtigkeiten von 30-40 cm. In der halboffenen Hohlform wurden 90 t fast reinen Sandmaterials auf der Ackerfläche abgelagert, während aufgrund des fehlenden Querknicks rund 210 t Bodenmaterial herausgespült wurden. Davon verblieben 120 t im Uferandbereich, ermittelt über die Kolluviummächtigkeit und rund 90 t gelangten in den See. ermittelt über die Differenz der Hohlraumvolumina der Abtragsformen im Vergleich zu den Massenvolumina der Auftragsformen. Im Unterschied zu Ackerfläche A und B kam es an einigen Stellen neben den zahlreichen Rillen und Rinnen auch zur Grabenerosion mit Tiefen bis maximal 50 cm und zwar immer dort, wo Oberflächenwässer in einer Hangmulde zusammenliefen, so daß die Erosionskraft wuchs.

Als Richtwert für die Erosionsschutzplanung mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung dient die Toleranzgrenze von SCHWERTMANN et al. (1987). Bei tiefgründigen Jungmoränenstandorten mit Bodenpunkten zwischen 35-65 liegt sie zwischen 4 und 8 t/ha*a. Die durch den Starkregen hervorgerufenen Bodenabträge am Hang liegen bei Ackerfläche A aufgrund der steilen Hänge mit 39 t/ha, aber auch bei Ackerfläche B mit 22 t/ha und bei Ackerfläche C mit 29 t/ha weit oberhalb eines Toleranzbereiches (Abb. 2), so daß langfristig Ertragsabnahmen aufgrund von Bodenfruchtbarkeitsschäden zu erwarten sind.

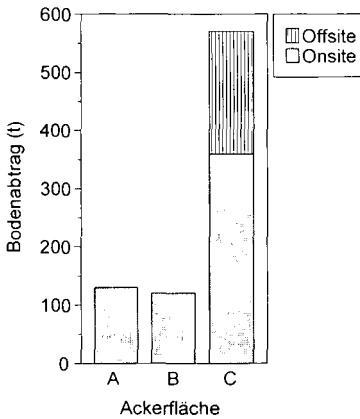


Abb. 1: Bodenumlagerungen (Onsite) und Bodenausträge (Offsite) auf den drei untersuchten Ackerflächen aufgrund eines Erosionsereignisses am 26.8.97 mit $I_{30} = 28,7$ mm/h bei insgesamt 35,4 mm Niederschlag

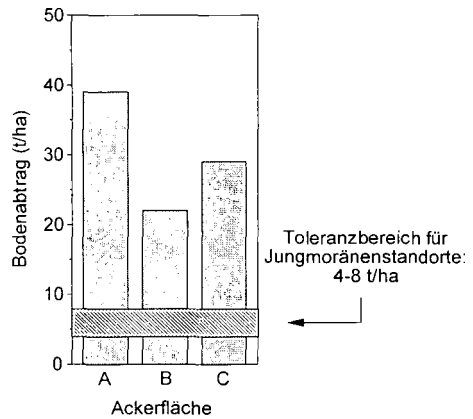


Abb. 2: Bewertung der Bodenabträge am Hang auf den drei untersuchten Ackerflächen nach der Toleranzgrenze der ABAG

Ökonomische Bewertung der Onsite-Schäden

Die ökonomische Bewertung der wirtschaftlichen Folgen des Erosionsereignisses bleibt auf die Onsite-Schäden beschränkt, da schlüssige Konzepte zur Bewertung von Offsite-Schäden nicht vorhanden sind (vgl. AUERSWALD 1991). Der wirtschaftliche Schaden durch Bodenerosion ist über die Ertragsverluste monetarisierbar. Bei einem durchschnittlich erzielten Preis von 43 DM/dt für Winterraps und einem durchschnittlichen Ertrag von 38 dt/ha im Wirtschaftsjahr 1997/98 liegt der Erlös bei 1.634 DM/ha. Der Gesamterlös der 12,5 ha großen Ackerfläche A liegt bei 20.425 DM, wenn keine Erosion auftritt. Bei einem durchschnittlichen Ertragsverlust von rund 9% durch Abtrag und Auftrag bei einem Flächenanteil der Hänge von 3,8 ha und der halboffenen Hohlform von 5 ha an der Gesamtfläche ergibt sich eine Erlösminderung von 1.294 DM. Im Unterschied zur

Ackerfläche A resultieren die Ertragsverluste bei den Ackerflächen B und C vorwiegend durch Auftrag von Bodenmaterial in den geschlossenen bzw. halboffenen Hohlformen aufgrund des größeren Flächenanteiles der Hänge. Die Ackerfläche B von 8 ha Größe ist im Bereich der 0,5 ha großen abflußlosen Hohlform durch Bodenauftrag geschädigt. Der Totalverlust am Winterraps liegt bei 0,3 ha, während am Hang nur Ertragsverluste von 0,08 ha durch lineare Formen ermittelt wurden. Der wirtschaftliche Schaden liegt bei einem kurzfristigen Ertragsverlust von 5% bei 621 DM bei einem Gesamterlös von 12.451 DM statt 13.072 DM. Der Ertragsverlust der 25 ha großen Ackerfläche C resultiert aus 3 ha in den abflußlosen Hohlformen und 0,3 ha in der halboffenen Hohlform durch Auftrag, während nur etwa 1,2 ha der Kuppen und Hänge durch Grabenerosion oder Flutrinnen geschädigt wurden. Der durch die Rapsernte potentielle Gesamterlös der Ackerfläche liegt bei 40.850 DM. Dieser reduziert sich aufgrund der hervorgerufenen Ertragsverluste von rund 18% auf 33.497 DM, was einem wirtschaftlichen Schaden von 7.353 DM entspricht. Auf dem Gutsbetrieb werden insgesamt 418 ha landwirtschaftlich genutzt. Da rund 50% der Ackerflächen im Hauptforschungsraum von Erosionshängen und Hohlformen eingenommen werden, bedeutet das auf den Gutsbetrieb bezogen, daß bei einem Flächenanteil von Winterraps von 125 ha die Hälfte durch Auf- und Abtrag geschädigt wurde. Bei einem kurzfristigen Ertragsverlust von durchschnittlich 8-10% liegt der wirtschaftliche Schaden bei ca. 8.000-10.000 DM.

Schlußfolgerungen

In Ostholstein werden durch bestimmte Starkregen typische Erosionsereignisse hervorgerufen, die beachtliche Onsite-Schäden an den Hängen und in den Hohlformen ergeben, die nicht nur - wie gezeigt - kurzfristige Ertragsverluste hervorrufen, sondern zusätzlich am Hang Nährstoffverluste durch Oberbodenabtrag und langfristige Ertragsverluste durch Bodenfruchtbarkeitsveränderungen bedingen. Offsite-Schäden sind im Jungmoränengebiet Ostholsteins auf Ackerflächen mit halboffenen Hohlformen zu erwarten, wenn es an der Schnittstelle Agrarökosystem/angrenzendes Ökosystem zur Knickbeseitigung gekommen ist. Hier gilt es in der Zukunft potentielle Offsite-Quellen durch gezielte Kartierung ausfindig zu machen und durch Wiederherstellung der Knickbarriere zu unterbinden.

Literatur

- AUERSWALD K. (1991): Onsite- und Offsite- Schäden durch Bodenerosion. - Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 3, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, S. 75-82.
- ARMANTO M. E. (1992): Soil Variability as an Indicator of Erosion in Sloping Landscapes - Comparative Investigations in Eastern Holstein and South Sumatra. - Dissertation, Schriftenreihe für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel, 18, S. 122.
- DEUMLICH D. (1989): Untersuchungen zur Bodenerodierbarkeit auf Jungmoränenstandorten. - Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 31, Heft 1, S. 7-14.
- DVWK (1996): Bodenerosion durch Wasser - Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. - DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Bonn, 239, S. 62.
- GOECK J., CORDSEN E., GEISLER G., BLUME H.-P. (1988): Einfluß der Erosion auf die Standortproduktivität im Silomaisanbau. - Journal Agronomy & Crop Science, 161, S. 57-64.
- LAMP J. (1985): Erosionsgefährdung schleswig-holsteinischer Böden. - Schriftenreihe der Agrarwissenschaftlichen Fakultät, CAU Kiel, Paul Parey Verlag, Berlin und Hamburg, S. 37-43.
- SCHERNEWSKI G. & SCHLEUSS U. & WETZEL H. (1996): Bedeutung von Wallhecken für den Gewässerschutz. - EcoSys-Beiträge zur Ökosystemforschung, Kiel, Bd. 5, S. 217-223.
- SCHWERTMANN U., VOGL W., KAINZ M. (1987): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Ulmer, Stuttgart, 2. Auflage, S. 64.
- STAMM von S., WELTERS A. (1996): Zur Geschichte der schleswig-holsteinischen Knicks. - EcoSys-Beiträge zur Ökosystemforschung, Kiel, Bd. 5, S. 11-22.

Ableitung bodenphysikalischer Parameter auf Basis der hessischen forstlichen Standortskartierung

Friedrich, C., & Fohrer, N. & Frede, H.-G.

Zusammenfassung: Die hessische forstliche Standortskartierung liefert für Waldgebiete flächendeckende Informationen zu Bodeneigenschaften im Maßstab 1:5.000, blieb jedoch hinsichtlich bodenkundlicher Auswertungen bislang weitgehend ungenutzt. Unter Anwendung von Methoden der Fuzzy-Logik sind die begrifflichen, unscharfen Ansprachen innerhalb von Intervallen definierter Zugehörigkeit quantifizierbar. Die Datengrundlage kann somit zur quantitativen Ableitung von Bodeneigenschaften genutzt werden.

1 Einleitung

Mit einem Anteil von über 40 % stellt der Wald die dominierende Landnutzung im Untersuchungsgebiet des Sonderforschungsbereiches 299 dar. Daher ist die detaillierte Kenntnis der Eigenschaften von Boden und Vegetation im Bereich der forstlich genutzten Areale für die mesoskalige Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts und der Artenvielfalt sowie die betriebswirtschaftliche Modellierung von grundlegender Bedeutung. Das Untersuchungsgebiet im Lahn-Dill-Bergland umfasst bisher das über 80 km² große hydrologische Einzugsgebiet der Dietzhölze nördlich Dillenburg (Hessen) und wird künftig schrittweise auf das rund 4000 km² große Einzugsgebiet der Lahn ausgedehnt.

2 Ziele und Methoden

Die hydrologische Modellierung mit dem Modell SWAT (ARNOLD et al., 1993) erfordert neben hoch aufgelösten und differenzierten Vegetationsinformationen umfangreiche Informationen bezüglich der Bodeneigenschaften (ECKHARDT et al., 1999). Neben Kennwerten, die im Rahmen konventioneller Kartierungen direkt angesprochen werden, wie Horizontierung und Schichtung, Gründigkeit, Korngrößenverteilung, Skelettanteil und Trockenrohdichte, sind Informationen zur Porengrößenverteilung und hydraulischen Leitfähigkeit erforderlich. Der Datenbedarf hinsichtlich bodenchemischer Parameter umfasst u. a. den Gehalt an organischem Kohlenstoff, pflanzenverfügbarem P sowie die Gesamtgehalte an P, N und C.

Eine vollständige und flächendeckende Erfassung dieser Kennwerte liegt für das Lahn-Dill-Bergland nicht vor. Punktuelle Erhebungen in äußerst geringem Umfang beschränken sich jeweils auf ein begrenztes Spektrum der gesuchten Parameter. Teils können die flächenhaft benötigten Informationen den bereits vorliegenden Flächeninformationen direkt entnommen werden, teils sind Ableitungen aus den flächenhaft vorliegenden Daten über Pedotransfer-Funktionen erforderlich.

Ein Großteil der gesuchten Parameter kann aus der flächendeckend für Hessen vorliegenden digitalen Bodenkarte 1:50.000 ermittelt bzw. abgeleitet werden. Naturgemäß bedingt die kleinmaßstäbige Darstellung der Kartiereinheiten aber eine begrenzte Auflösung heterogener Flächen. Rund 80 % der Waldflächen im Untersuchungsgebiet werden aufgrund der notwendigen Generalisierung von nur drei Kartiereinheiten repräsentiert. Dies wirkt sich entsprechend auf die flächige Differenzierung der daraus abzuleitenden Kennwerte aus. Für Acker- wie Grünland-Nutzung kann eine eingehende Auswertung der Bodenschätzung zu einer höheren räumlichen Auflösung führen. Eine größere räumliche Differenzierung auf forstlich genutzten Flächen verspricht die Verwendung der Erhebungen aus der hessischen forstlichen Standortkartierung im Maßstab 1:5.000.

Die hessische forstliche Standortkartierung ist ein klassifizierendes, merkmalsorientiertes Verfahren. Sowohl klimatische wie standörtliche Merkmale werden empirisch angesprochen und nach einem vorgegebenen Schema verschlüsselt. Der resultierende Standortstyp setzt sich aus den Elementen Wuchszone, Klimafeuchte, Geländewasserhaushalt und Trophie zusammen (HESSISCHE FORSTEINRICHTUNGSANSTALT, 1985), wobei diese als nominal- und ordinal-skalierte, komplexe Summenparameter angesprochen werden. Ergänzende Informationen zu Substrat, Skelettanteil, Gründigkeit und Bodenart werden klassifiziert und z.T. in Form von Gesamtprofilparametern vorgehalten. Die überwiegend qualitativen Erhebungen bedürfen zur Verwendung innerhalb des hydrologischen Modells einer quantifizierenden Ableitung der assoziierten Bodeneigenschaften. Das hessische Verfahren der Standortkartierung ist einstufig, d.h. das Schema findet landesweit uneingeschränkt Verwendung. Die Merkmalsansprache besitzt allerorts dieselbe Bedeutung; daran gebundene Ableitungsmethoden sind somit potentiell übertragbar. Mit der parallelen Durchführung der Forsteinrichtung sind ebenso konsistente Datensätze für Landnutzung wie Bodeninformationen gegeben.

Die zur Auswertung zur Verfügung stehenden Methoden sind durch Skalierung und begriffliche Formalisierung der empirischen Ansprachen begrenzt. Entsprechende Ansätze müssen die empirischen und semantischen Unschärfen der Erhebungen berücksichtigen.

Ein entsprechendes Ableitungsschema zur Gewinnung quantitativer Angaben zur nutzbaren Feldkapazität wurde bereits durch landesweite Erhebungen erstellt (SHRIVASTAVA, 1976, HESSISCHE FORSTEINRICHTUNGSANSTALT, 1991). Die nutzbare Feldkapazität wird hierbei als Funktion der empirischen Ansprache des Geländewasserhaushaltes und der Reliefeigenschaften ausgedrückt und als Ergebnisintervall vorgehalten. Diese einfach strukturierte Methode berücksichtigt somit die Variabilität der Bodeneigenschaft bzw. derer empirischer Ansprache, jedoch nicht die aus den Unschärfen resultierende Verteilung innerhalb des Ergebnisintervalls.

Durch die Formulierung von Regelwerken nach den Konventionen der Fuzzy-Set-Theorie (ZADEH, 1965) ist hingegen die Verrechnung unscharfer Zusammenhänge möglich. Die Unschärfe findet hierbei Ausdruck in Form von Zugehörigkeitsfunktionen. Das Ausmaß der Zugehörigkeit gibt das Vertrauen in die Regel bzw. die Eintrittswahrscheinlichkeit wieder. Die Regelwerke stellen eine Synthese der Zusammenhänge zwischen punktuellen und flächenhaften Informationen dar. Die flächenhaften Eingangsdaten werden durch Erhebungen der forstlichen Standortkartierung und der Forsteinrichtung geliefert. Punktuellen Informationen, die sowohl durch quantifizierte Bodeneigenschaften (Messgrößen) als auch durch empirische Ansprachen der forstlichen Standortkartierung charakterisiert sind, stellen die Basis zur Generierung der Regelwerke und Zugehörigkeitsfunktionen (Abb. 1).

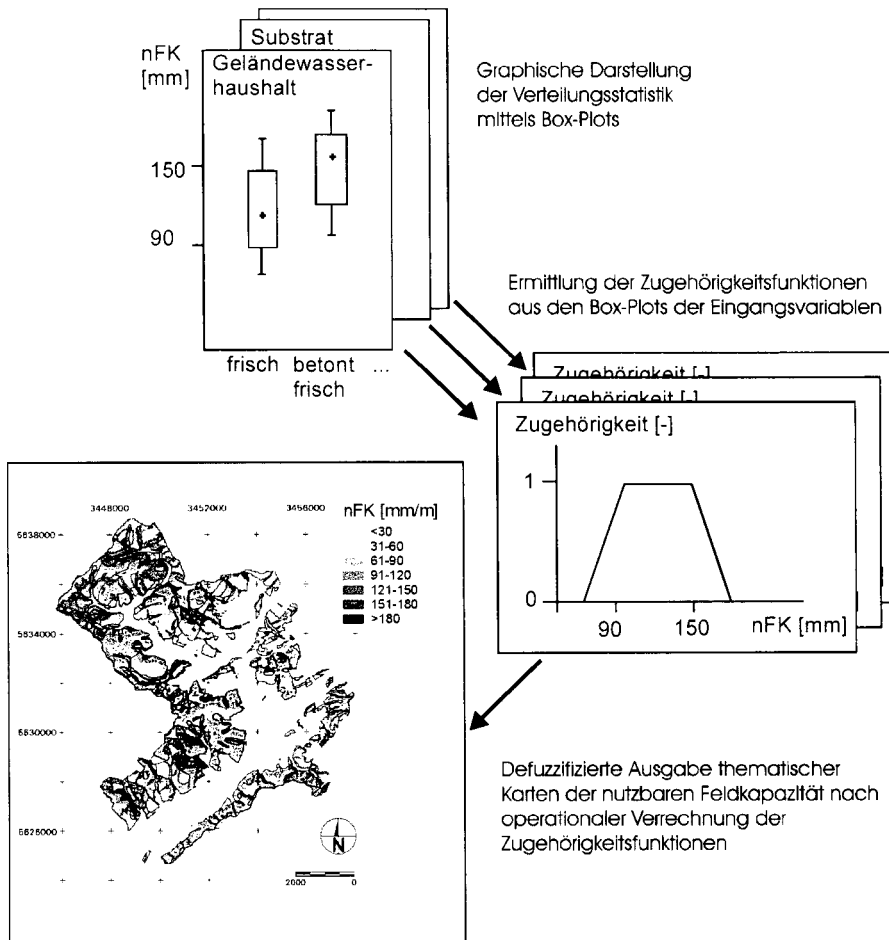


Abbildung 1: Schema zur Quantifizierung unscharfer Informationen

Aufgrund der begrenzten Datenbasis (rund 100 Profildatensätze) ist die Erstellung der Zugehörigkeitsfunktion auf die einfache mathematische Struktur der Trapezform limitiert. Die Definitionspunkte der Zugehörigkeitsfunktion werden über Box-Plots (verteilungsstatistischer Ansatz nach TUKEY) ermittelt. Die 25- und 75%-Quartile definieren die Intervalle maximaler Zugehörigkeit, Minimum und Maximum des Boxplots ergeben die entsprechenden Minima. Somit ist die gesamte Spannweite der assoziierten Eigenschaften der Merkmale beschrieben. Durch die operationale Verknüpfung der einzelnen Fuzzy-Sets findet eine Einengung des Intervalls wahrscheinlichster Werte statt. Streuung und Unschärfe bleiben bis zur Ausgabe des gesuchten Kennwertes in den Verrechnungsschritten erhalten. Die Übergabe "scharfer" Größen zur mesoskaligen Modellierung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes erfolgt durch Defuzzifizierung nach der Flächenschwerpunktmethode.

3 Ausblick

Neben der nutzbaren Feldkapazität sind nachfolgend Fuzzy-Sets zur Beschreibung weiterer Bodeneigenschaften zu erproben und die Übertragbarkeit der Methoden auf andere Regionen zu überprüfen; hierzu ist jedoch eine umfassende Erweiterung der noch unzureichenden Datenbasis erforderlich. Die Formulierung der Zugehörigkeitsfunktion bedarf weiterer Objektivierung, zumal die Bedeutung des Zugehörigkeitsgrades in der Fuzzy-Theorie nicht eindeutig definiert ist.

Schriftenverzeichnis

- ARNOLD, J., & ALLEN, P. M., & BERNHARDT, G. (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model.- *Journal of Hydrology*, 142: 47-69.
- ECKHARDT, K., & FOHRER, N., & HAVERKAMP, S. & FREDE, H.-G. (1999): Einfluß der Güte der Bodeninformation auf die Modellierung des Landschaftswasserhaushalts.- *Mitt. dt. bodenkdl. Ges., vorl. Bd.*
- HESSISCHE FORSTEINRICHTUNGSANSTALT (1991): *Hilfstafeln für die Waldaufnahme*.- Gießen. [unveröff.]
- HESSISCHE FORSTEINRICHTUNGSANSTALT (1985): *Hessische Anweisung für Forsteinrichtungsarbeiten (HAFEA). Richtlinie für die periodische Betriebsplanung gemäß § 19 Abs. 5 des Hessischen Forstgesetzes i.d.F. vom 4. Juli 1978.*- GVBl. I, 68 S.; Wiesbaden.
- SHRIVASTAVA, M. B. (1976): *Quantifizierung der Beziehungen zwischen Standortfaktoren und Oberhöhe am Beispiel der Fichte (Picea Abies Karst.) in Hessen.*- *Göttinger bodenkdl. Ber.*, 43; Göttingen.
- ZADEH, L. A. (1965): *Fuzzy Sets.*- *Information and control*, 8: 338-353.

Regionalisierung der Schwermetallsorptionskapazität zur Abschätzung der Aufnahmepotentiale peripherer Regionen für organische Abfälle. II. Darstellung der regionalen Aufnahmepotentiale und Entwicklung von Szenarien zur Bioabfallverwertung

Gäth, S. & B. Schug

1 Einleitung

Der Landwirtschaft kommt mit der Umsetzung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrwAbfg, 1994) auch die Aufgabe der Abfallverwertung zu. Die nachhaltige Bioabfallverwertung setzt allerdings voraus, dass genügend landwirtschaftlich genutzte Flächen zur Verfügung stehen und eine das Grundwasser und die Nahrungsmittelproduktion gefährdende Anreicherung von Schwermetallen im Boden ausgeschlossen ist.

Ziel des Beitrages soll es sein, den Einfluß verschiedener Landnutzungsszenarien im Untersuchungsgebiet des Lahn-Dill-Berglandes (Hessen) auf die landbauliche Bioabfallverwertung darzustellen und Ansätze zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft im ländlichen Raum aufzuzeigen (vgl. Gäth et al., 1999).

2 Qualität der Bioabfälle

Die zur (nähr)stofflichen Verwertung im Untersuchungsraum anstehenden Bioabfälle sind generell geeignet, den Nährstoffbedarf zu decken (Tab. 1). Kompost gilt dabei als ein organischer NPK-Dünger, Klärschlamm als organischer NP-Dünger.

Tab. 1: Mittlere Nährstofffrachten, die über organische Reststoffe des Lahn-Dill-Kreises unter Ausnutzung gesetzlich zulässiger Aufwandmengen auf die Fläche verbracht werden.

	Aufwandmengen t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Nährstofffracht kg ha ⁻¹ a ⁻¹				
		Gesamt-N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
Kompost	6,7	94	54	94	302	87
Klärschlamm	1,7	48	54	5	202	20

Schadstoffseitig ist die Qualität der beiden Produkte ebenfalls unterschiedlich (Tab. 2).

Obwohl die Schwermetallgehalte im Klärschlamm wesentlich höher liegen als im Kompost, werden bei Ausschöpfen der gesetzlich zulässigen Applikationsmengen über Kompost mehr Schwermetalle auf die Flächen verfrachtet. Die Grenzfrachten der jeweiligen Verordnung werden in keinem Fall überschritten.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, daß die regional anfallenden Bioabfälle sowohl aus Sicht der Nährstoff- als auch der Schadstoff-Seite durchaus für eine landbauliche Verwertung geeignet sind.

Tab. 2: Mittlere Schwermetallfracht der Bioabfälle, verglichen mit den jeweiligen auf den gesetzlichen Bestimmungen basierenden Grenzfrachten

	Aufwandsmengen	Schwermetallfracht						
	t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	g ha ⁻¹ a ⁻¹						
		Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Kompost	6,7	455	5	275	382	281	1,3	1.755
BioAbfV (1998)	6,7	670	10	670	670	335	6,7	2.680
Klärschlamm	1,7	180	2,4	134	389	99	1,4	1.590
AbfKlärV (1992)	1,7	1.530	17	1.530	1.360	340	13,6	4.250

3 Flächenausstattung und Flächenbedarf zur landbaulichen Verwertung der Bioabfälle

In der ersten Projektphase wurden im SFB 299 die Gemarkungen Erda und Steinbrücken/Eibelshausen als Testgebiete ausgewählt (Tab. 3).

Tab. 3: Flächenangebot und Flächenbedarf für eine gesetzesgemäße Verwertung organischer Reststoffe in zwei verschiedenen Gemarkungen

Gemarkung	Erda	Steinbrücken/Eibelshausen
Gesamtfläche	1.157 ha	1.222 ha
davon LN	551 ha	271 ha
- Grünland/Brache/Sonderkulturen	298 ha	260 ha
- Verbotflächen (WSG, NSG,..)	- ?	- ?
- Ackerfläche (Flächenangebot)	253 ha	11 ha
Flächenbedarf	74 ha	180 ha

Es zeigt sich, daß in der Testgemarkung Erda ein Flächenbedarf von 74 ha zur Verwertung der organischen Reststoffe einem Flächenangebot von 253 ha gegenübersteht. Damit liegt ein Flächenüberschuß vor, der selbst bei einer Berücksichtigung der hier nicht erfaßten Flächen wie Naturschutz- und Wasserschutzgebieten ausreicht, um den gesamten angefallenen Bioabfall / Klärschlamm ackerbaulich zu verwerten.

Umgekehrt sehen die Verhältnisse in den Testgemarkungen Steinbrücken/Eibelshausen aus. Aus dieser Bilanz läßt sich deutlich die Konfliktsituation erkennen, die bei einem zunehmenden Brachfallen landwirtschaftlicher Flächen entstehen kann. Um die in den Gemeinden anfallenden Bioabfälle ordnungsgemäß einer landbaulichen Verwertung zuzuführen, wird eine landwirtschaftliche Fläche von 180 ha benötigt, die einem Flächeninventar von lediglich 11 ha Ackerland gegenübersteht.

4 Ableitung bodenspezifischer Schwermetall-Grenzwerte und der Anreicherungsdauer

Für die Abschätzung der tolerierbaren bodenspezifischen Schwermetallanreicherung wurde die Filterkapazität (ΔS) aus den Sorptionsisothermen kalkuliert (Abb. 1) (vgl. Gäth et al., 1999 und Ingwersen et al., 1998).

Zu diesem Zweck wird die Differenz im Festphasengehalt zwischen der im Boden vorliegenden, Calciumnitrat-extrahierbaren Anfangskonzentration und der sich aus dem Grenzwert der WHO für Trinkwasser abzuleitenden Grenzsorptionskapazität berechnet. Dieser Ansatz geht davon aus, daß die Anreicherung im Boden nur soweit erfolgen darf, bis die Schwermetallkonzentration der Bo-

denlösung bzw. des Sickerwassers den Trinkwasser-Grenzwert erreicht hat. Für Cadmium beträgt der Grenzwert 3 µg-l-1, für Blei 40 µg-l-1.

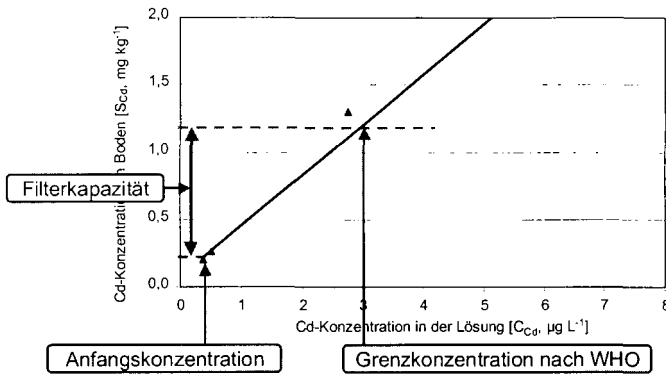


Abb. 1:
Ableitung der Filterkapazität des Bodens aus Sorptionsisothermen unter Berücksichtigung der Anfangs- und Grenzkonzentration der Bodenlösung

Wird die Filterkapazität (ΔS) durch die mittleren Schwermetallfrachten bzw. - unter Berücksichtigung zu vernachlässigender Entzüge – die Anreicherungsrate (q) dividiert (vgl. Tab. 2), erhält man die durchschnittliche Anreicherungsdauer (t) bei kontinuierlicher Anwendung der Bioabfälle.

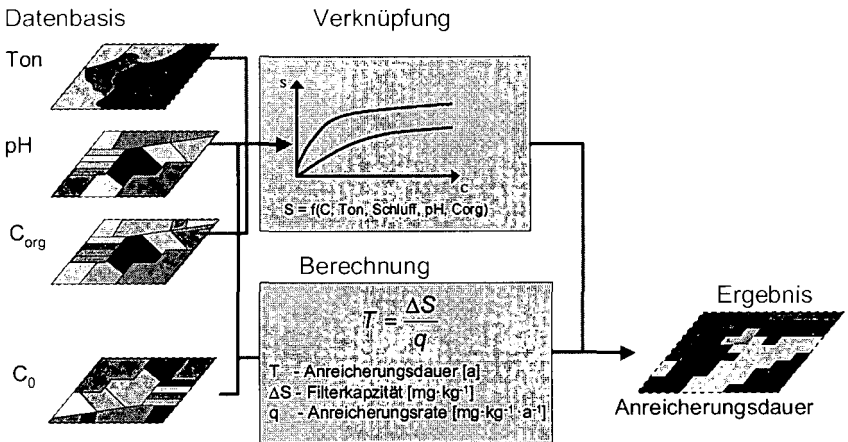


Abb. 2: Methodisches Vorgehen zur flächenhaften Bewertung der Anreicherungsdauer von Schwermetallen im Boden. Die Filterkapazität bzw. die Anreicherungsdauer bis zum Erschöpfen der Grenzsorptionskapazität wurde auf der Basis der Pedotransferfunktionen (Schug et al., 1999) und der zur Verfügung stehenden Bodeninformationen (Szybalski et al., 1999) flächenhaft berechnet (Abb. 2).

Die Anreicherungsdauer bis zum Erreichen der Grenzsorptionskapazität schwankt für das Beispiel in Abb. 3 bei kontinuierlicher Anwendung von Biokomposten und Einhaltung des Ziel-pH-Wertes in den lehmigen Böden zwischen 500-1000 Jahren. In den Auenbereichen auf den tonig-lehmigen Böden betragen diese Zeiträume sogar deutlich mehr als 1000 Jahre. Nur in den höheren, häufig

sandreicherer Lagen werden die Grenzwerte in 50–100 Jahren erreicht, was bedeutet, daß diese Flächen im Sinne eines vorsorgenden Boden- und Grundwasserschutzes für eine Bioabfallverwertung ausgegrenzt werden sollten. - Die Versauerung um eine bzw. zwei pH-Stufen führt zu einer Abnahme des Applikationszeitraumes von 500-1000 Jahren auf 100-250 bzw. weniger als 50 Jahre. Die Bodenreaktion spielt demnach beim Cadmium eine entscheidende Rolle für das Filterverhalten der Böden. Das bedeutet auch, daß Böden, die kontinuierlich mit Sekundärrohstoffen gedüngt wurden, langfristig unter Ackernutzung bleiben sollten, um ein Absinken des pH-Wertes zu verhindern.

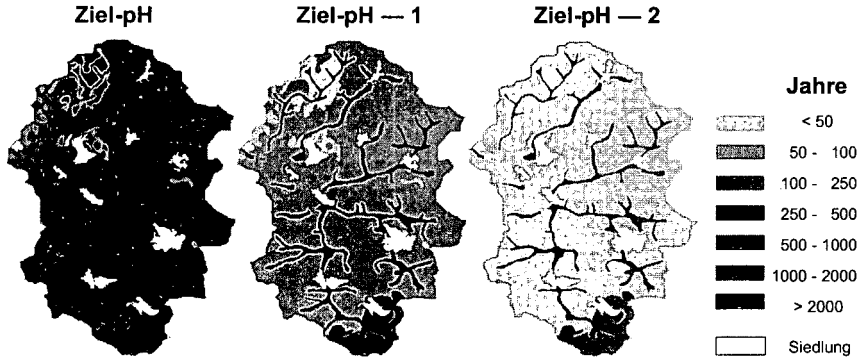


Abb. 6: Zeitraum bis zum Erreichen der Grenzsorptionskapazität von Cadmium im Boden bei kontinuierlicher Anwendung von Biokompost in Abhängigkeit von der Bodenversauerung im Einzugsgebiet der Aar

Der Vorteil des vorgestellten Verfahrens liegt im Vergleich zum Gesamtgehaltskonzept der AbfKlärV (1992) bzw. BioAbfV (1998) darin, daß das Verhalten der Schwermetalle im Boden unter Zuhilfenahme der Sorptionseigenschaften der Böden charakterisiert und prognostiziert werden kann (vgl. Gäth et al., 1999).

5 Literatur

- AbfKlärV (Klärschlammverordnung), 1992: BGBl., Teil I, S. 912.
- BioAbfV (Bioabfallverordnung), 1998: Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. BGBl.
- Gäth, S.; Schug, B. & Düring, R. A., 1999: Szenarien zur Bioabfallverwertung. Ansätze zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft im ländlichen Raum. Z. f. Kulturtechnik & Landentw., in Druck.
- Ingwersen, J.; Streck, T. & Richter, J., 1998: Verfahren zur regionalen Bewertung der Cadmiumeinträge in die Böden des Abwasserregnungsgebietes Braunschweig. Bodenökologie und Bodengenese, 26, 152-163.
- Schug, B. & S. Gäth, 1999: Regionalisierung der Schwermetallsorptionskapazität zur Abschätzung der Aufnahmegrenzen peripherer Regionen für organische Abfälle. I. Erstellen von Pedotransferfunktionen für die Schwermetallretentionskapazität. Mitt. Bodenkdl. Ges., dieser Band.
- Szibalski, M.; Behrens, Th. & Felix-Henningsen, P., 1999: Regionalisierung von Bodeneigenschaften II: Bewertung der GIS-basierten Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte in Mittelgebirgsregionen. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., dieser Band.

Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-Vorratsänderung von Böden und Bodennutzungssystemen

AG Bodennutzung in
Wasserschutz- und -schongebieten

S. Gäth, Gießen
F. Antony, Hannover
K.-W. Becker, Göttingen
H. Geries, Göttingen
H. Höper, Bremen
C. Kersebaum, Müncheberg
R. Nieder, Braunschweig

1. Motivation und Zielsetzung

Die Standortfaktoren Boden und Klima beeinflussen neben der Bewirtschaftung in unterschiedlichem Maße die Qualität und Quantität des Grundwassers. Im Hinblick auf den vorsorgenden Grundwasserschutz sind dabei Konzepte einer standortgemäßen Landbewirtschaftung gefordert, die eine Standortklassifikation notwendig machen.

Vom Arbeitskreis „Bodennutzung in Wassereinzugsgebieten“ der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft wurde 1992 ein Verfahren zur Bewertung des standörtlichen Verlagerungspotentials nicht sorbierbarer Stoffe vorgeschlagen, das auch als nationale DIN-Norm (DIN 19732) anerkannt ist (vgl. GÄTH & WOHLRAB, 1993 und 1995).

Zur Bewertung des standörtlichen Mineralisations- bzw. Immobilisationsvermögens und der standörtlichen Denitrifikationsleistung der Böden wurde vom Arbeitskreis auf der DBG-Tagung in Konstanz (September, 1997) ein erster Diskussionsentwurf vorgestellt, der auf einer weiteren Sitzung in Göttingen (Februar, 1998) und Hannover (September, 1999) abschließend beraten wurde (vgl. GÄTH et al., 1997).

2. Voraussetzungen

Folgende Voraussetzungen sollte der Bewertungsrahmen erfüllen:

1. Er sollte eine hohe Praktikabilität besitzen und i.d.R. keine weiteren Messungen erforderlich machen.
2. Es sollte ein mehrstufiges Bewertungsschema entwickelt werden, das sich an die vergleichbaren Bewertungsschlüssel anpaßt.
3. Das Verfahren sollte eine Ergänzung des bodenhydrologischen Bewertungsverfahrens darstellen (GÄTH & WOHLRAB, 1993 und 1995; DIN 19732).
4. Die Angabe von absoluten Zahlen sollen dem WSG-Berater eine bessere Einordnung der Standorteigenschaften ermöglichen. Es handelt sich dabei um Meß- und Schätzwerte aus verschiedenen Untersuchungen, die die Größenordnungen zu erwartender Verluste oder Anreicherungen widerspiegeln. Sie sind nicht in N-Bilanzierungen einzubeziehen.

3. Methodik

3.1 Denitrifikation

Bisher ist die direkte Quantifizierung der Denitrifikation im Freiland noch unbefriedigend. Häufig müssen sowohl zeitlich wie räumlich punktuelle Messungen in Jahresraten für ganze Ackerflächen hochgerechnet werden. Ferner liefern die beiden gebräuchlichen Methoden der Messung, die ¹⁵N-Isotopentechnik in ihren verschiedenen Variationen und die Acetylen-Inhibierungs-Methode, bisher

keine befriedigenden Ergebnisse (BECKER et al., 1992). Diese grundlegenden methodischen Schwierigkeiten machen es bisher unmöglich, sichere und

verallgemeinerbare Raten der Denitrifikation für einen Schlag und einen längeren Zeitraum anzugeben (z.B. NIEDER et al., 1989).

Wegen dieser Probleme wurde für die Klassierung von Böden mit unterschiedlicher potentieller Denitrifikationsleistung eine indirekte Abschätzung der Denitrifikation versucht. Eine Abschätzung der Denitrifikation für einen Schlag wird möglich, wenn der für einen definierten Zeitraum bilanzierte N-Überschuß mit dem über Tiefenprofile gemessenen N-Austrag verglichen wird (vgl. BOUWER et al., 1997). Sind keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Bilanzen und den N-Frachten vorhanden, so unterliegen diese Standorte einer (sehr) geringen Denitrifikation und sind in die Klasse 1 und 2 einzuordnen (Tab. 1). Umgekehrt tritt auf denitrifikationsstarken Böden vielfach ein deutliches Ungleichgewicht zwischen den N-Bilanzen und den tatsächlichen N-Austrägen auf (Klasse 4, 5).

Die Bewertung der potentiellen Denitrifikation setzt die Annahme voraus, daß die Konzentration an Nitratstickstoff im Boden nicht begrenzend wirkt. Der Bewertungsraum umfaßt den durchwurzelten Bodenraum.

3.2 N-Vorratsänderung durch Mineralisation/Immobilisation

Für die Bewertung der N-Vorratsänderung von Böden und Bodennutzungssystemen als Folge von Mineralisation/Immobilisation wurden drei Systemtypen definiert: Senkensysteme, Gleichgewichtssysteme und Quellensysteme (Tab. 2). Jedem Beispiel wurden an Hand von Literaturodaten mittlere Mineralisations- bzw. Immobilisationsraten zugeordnet, die wie beim Grünlandumbruch auch das Alter berücksichtigen.

Für die Gleichgewichtssysteme wurde - unter der Annahme, daß die N-Vorräte langjährig konstant sind - im Mittel einer Fruchtfolge eine ausgeglichene Mineralisation bzw. Immobilisation angenommen. Jede Änderung des Bewirtschaftungssystems (Düngung, Bodenbearbeitung, Einführung der Kompostdüngung etc.) führt danach zwangsläufig zu einem Ungleichgewicht und zu einer Einordnung in den Senken- (Klasse 1,2) oder Quellentyp (Klasse 4,5).

4. Literatur

Becker, K.-W., H. Höper & B. Meyer, 1992b: Kritik der Acetylen-Inhibierungs-Methode in ihrer Anwendbarkeit auf Messungen der Denitrifikation im Felde. Vergleich der ¹⁵N-Bilanz- und der ¹⁵N-Gas-Freisetzungsmethode. Göttinger Bodenkundl. Ber. 96, 107-344

Bouwer, W., S. Gäth & H.-G. Frede, 1997: Vergleich dreier Instrumente zur Abschätzung und Kontrolle der nutzungsbedingten Nitratauswaschung auf auswaschungsgefährdeten Standorten. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 38, 154-160.

Gäth, S. & B. Wohlrab, 1992: Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - Hrsg.: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, 42 S.

Gäth, S. & B. Wohlrab, 1995: Standort und nutzungsbezogene Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - Handbuch Bodenschutz, 5050, 24 S.

Gäth, S., F. Antony, K.-W. Becker, H. Gerjes, H. Höper, C. Kersebaum, R. Nieder, 1997: Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations-/Immobilisationspotentials von Böden. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 85(III), 1373-1376.

Nieder, R., G. Schollmayer & Richter, J., 1989: Denitrifikation in the rootingzone of cropped soils with regard to methodology and climate: A review. Biol. Fertil. Soils 8, 219-226

Tabelle 1: Bewertung der potentiellen Denitrifikationsleistung der Wurzelzone von Böden unter der Annahme, daß die Konzentration an Nitrat-Stickstoff im Boden nicht limitierend wirkt.

Kennzeichnung der Denitrifikationsstufe		potentielle Denitrifikationsrate kg N/ha/a	Grund-/Stauwassereinfluß in Wurzelzone (Randbedingung)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Kurzzeichen	Bezeichnung				
1	sehr gering	< 10	ganzjährig keine Wassersättigung	sandige Lockergesteine flachgründig verwitterte Festgesteine und tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine	Braunerde Bänderparabraunerde Podsol Syrosem, Ranker Regosol, Rendzina
2	gering	10 – 30	ganzjährig keine Wassersättigung	schluffig bis tonige Lockergesteine Festgesteine, tiefgründig zu Schluff oder Ton verwittert unterschiedliche Lockergesteinstypen	Pararendzina ¹⁾ Parabraunerde ¹⁾ Trocken-Schwarzerde Auenböden ⁴⁾ Terra fusca ¹⁾ Terra Rossa ¹⁾ Kolluvium ¹⁾ Plaggenesch Sandmischkultur
3	mittel	30 – 50	grundwasserfern, aber 3 bis 6 Monate Stauwassereinfluß	schluffig bis tonige Lockergesteine und tiefgründig verwitterte schluffig bis tonige Festgesteine	Pelosol Pseudogley
4	hoch	50 – >150	6 bis 9 Monate Grundwassereinfluß	fluviale, limnogene und marine Lockergesteine sowie Moore	Feucht-Schwarzerde Gleye, Anmoorgleye Auenböden ⁵⁾ Marschen Saures Niedermoor Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150	ganzjährig Grundwassereinfluß	Moore und organische Mudden ²⁾	Basisches Niedermoor Übergangsmoor
			lang anhaltende Wassersättigung	Gesteine mit hohem Anteil an fossilem C und reduzierten S-Verbindungen	Verschiedene Böden ³⁾ Pelosole

- 1) bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen Zuordnung in Stufe 3
- 2) bei ganzjähriger Trockenlegung Zuordnung in Stufe 2 oder 3
- 3) z. B. Lias, Untere Kreide und braunkohle- bzw. pyritthaltige Geschiebelehme
- 4) Grundwasserstand im Kies
- 5) Grundwasserstand im Auenboden

Tabelle 2: Bewertung der N-Vorratsänderung von Böden und Bodennutzungssystemen

Kennzeichnung der N-Vorratsänderung		Systemtyp	Nutzungs-/Bearbeitungssystem	Boden-N-Vorratsänderung		Dauer nach Einführung
				Abnahme	Zunahme	
Kurzzeichen	Bezeichnung			kg N/ha/30 cm/a		a
1	stark zunehmend	Senkensystem	Umwandlung von Acker- in Grünland	-	50-100	?
			Hochmoor-Sandmischkultur	-	ca. 200	ca. 40
			Dauer-Grünbrachen	-	50-100	?
2	zunehmend	(Senkensystem)	Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung	-	ca. 50	5-10
			Krumenvertiefung (Bezug: 10 cm)	-	ca. 50	ca. 25
			Rekultivierung mit gering N-haltigen Materialien	-	ca. 50	?
3a	annähernd konstant	Gleichgewichtssystem	Änderung des N-Düngungssystems		> 0	> 20
Einführung von z.B. Kompost, Gülle, Leguminosen						
3				± 0	± 0	
3b			Änderung des N-Düngungssystems	> 0		> 20
			Verzicht auf z.B. Kompost, Gülle, Leguminosen			
4	abnehmend	(Quellensystem)	Grünlandumbruch (4.-20. Jahr)	50-500	-	4.-20. Jahr
			Innutzungnahme von Grünbrachen	ca. 50	-	?
			Niedermoor (Grünland)	ca. 250	-	bis zu 100
5	stark abnehmend	Quellensystem	Grünlandumbruch (1.- 3. Jahr)	500-7.000	-	1.- 3. Jahr
			Humusreiche Gleye/Anmoorgleye nach Entwässerung	< 500	-	?
			Niedermoor (Ackerland)	ca. 500	-	bis zu 100

Klassifizierung von Gefügekennwerten zur Abgrenzung und Beurteilung von Schadverdichtungen nach wurzelökologischen Kriterien

Tamas Harrach, Walter Kuhn, Hermann Zörb

Mit zunehmender Verdichtung des Bodens ändert sich eine Reihe von Gefügekennwerten. Die so entstehenden Gradienten der Gefügeparameter sind substratspezifisch. Bisher nicht befriedigend beantwortet ist die Frage, wie weit Verdichtungen tolerierbar sind und ab welchen Schwellenwerten von Schadverdichtungen auszugehen ist.

Im mitteldeutschen Braunkohlenrevier haben wir auf Geschiebemergel- und Geschiebemergel/Löß-Kippsubstraten rekultivierte Böden untersucht. Kooperationspartner in diesem BMBF-Projekt (Förderkennzeichen: 00339662) waren die GfR, Göttingen (L. Klempt, K. Teiwes, R. Tenholtern) sowie die IG Vogler & Partner, Böhlitz-Ehrenberg (E. Vogler, F. Vogler).

Die bodenphysikalischen Messungen wurden mit Standardmethoden, die Wurzeluntersuchungen mit der Profilwandmethode (GfR) und die Ertragsermittlungen bei Getreide auf 1m² großen Parzellen in 10-facher Wiederholung (IG Vogler & Partner) durchgeführt. Zur Beurteilung des Gefügezustandes diente die Ermittlung der Packungsdichte (GfR und Kuhn) im Sinne von DIN 19 682-10 (1998).

Bei der Bestimmung der Packungsdichte werden Gefügemerkmale, vor allem die Lagerungsart der Aggregate zur Abschätzung der Aggregatzwischenräume im ausgequollenen Zustand und der biogene Makroporenanteil, sowie Merkmale der Durchwurzelung wie die vertikale Wurzelverteilung im Profil und die horizontale Wurzelverteilung innerhalb des betreffenden Horizontes herangezogen.

Die Feldmethode der Gefügebeurteilung wurde anhand von quantitativen Wurzeluntersuchungen, Ertragsermittlungen und bodenphysikalischen Meßergebnissen geeicht und überprüft (DUMBECK 1986, VORDERBRÜGGE 1989, TENHOLTERN et al. 1996, TENHOLTERN 1999, HARRACH et al. 1999).

Die Packungsdichte wird auf einer fünfstufigen Ordinalskala (Pd 1 bis Pd 5) abgestuft (Tab. 1), wobei erfahrene Feldbodenkundler auch Zwischennoten angeben, z. B. 2,7 oder 3,5. Die Packungsdichte 3 ist definitionsgemäß (HARRACH & VORDERBRÜGGE 1991) ein Gefügezustand, der zwar keine optimale

Durchwurzelbarkeit gewährleistet, der aber dennoch nicht lockerungsbedürftig ist (z. B. kräftig entwickelte Bt-Horizonte aus Löß mit schwachen Hydromorphiemerkmalen in rübenfähigen Böden).

Die statistische Beziehung zwischen Packungsdichte und bodenphysikalischen Kennwerten haben TENHOLTERN et al. 1996, SELIGE 1997 und TENHOLTERN 1999 für die Böden des rheinischen Braunkohlenreviers aus Kipploß untersucht. Für die heterogenen Substrate im mitteldeutschen Braunkohlenrevier wurde zunächst die Beziehung zwischen Packungsdichte und Rohdichte unter Berücksichtigung der Körnung analysiert. Die Regressionsanalyse erbrachte für die Sandfraktion das höchste Bestimmtheitsmaß. Deshalb haben wir unter Einbeziehung des Sandgehaltes ein Nomogramm zur Ableitung der Packungsdichte aus der Rohdichte entwickelt (Abb. 1). Dieses Nomogramm erlaubt eine ökologisch begründete Klasseneinteilung der Rohdichte für die schluffreichen (Ut4) bzw. sandreichen (Sl3 bis Sl4) Kippsubstrate im mitteldeutschen Braunkohlenrevier unter Berücksichtigung der Körnung.

Da die Rohdichte von Böden nur substratspezifisch interpretierbar ist, muß die schematische Klasseneinteilung der Rohdichte in AG BODEN (1994, S. 127) und DVWK (1995, S. 30) abgelehnt werden.

Tab. 1: Abstufung der Packungsdichte aufgrund der Durchwurzelbarkeit zur Beurteilung des Verdichtungsgrades

Packungsdichte	Durchwurzelbarkeit	Verdichtungsgrad	Lockerungsbedürftigkeit
Pd 1 sehr gering	nicht beeinträchtigt	nicht verdichtet	nicht lockerungsbedürftig
Pd 2 gering	nicht beeinträchtigt		
Pd 3 mittel	etwas beeinträchtigt	verdichtet	bedingt lockerungsbedürftig
Pd 4 hoch	stark beeinträchtigt		
Pd 5 sehr hoch	sehr stark beeinträchtigt	stark verdichtet	lockerungsbedürftig

Auch andere bodenphysikalische Kenngrößen haben wir zur Packungsdichte in Beziehung gesetzt. Auf den einzelnen Regressionskurven konnten Klassengrenzen nach der Packungsdichte festgelegt werden. Die so definierten Klassen der einzelnen Kenngrößen (Tab. 2) stehen in Zusammenhang mit der Durchwurzelbarkeit und dem Verdichtungsgrad entsprechend Tab. 1. Das angegebene Bestimmtheitsmaß bezieht sich auf die zugrundeliegende Beziehung zwischen Packungsdichte und dem betreffenden Parameter in der jeweiligen Bodenartengruppe.

Nomogramm zum Ableiten der Packungsdichte

$$\text{Rohdichte} = 1.1988 + 0.1202 \cdot \text{Pd} + 0.00204 \cdot \text{Sand}$$

$$n = 113 \quad B = 0.78$$

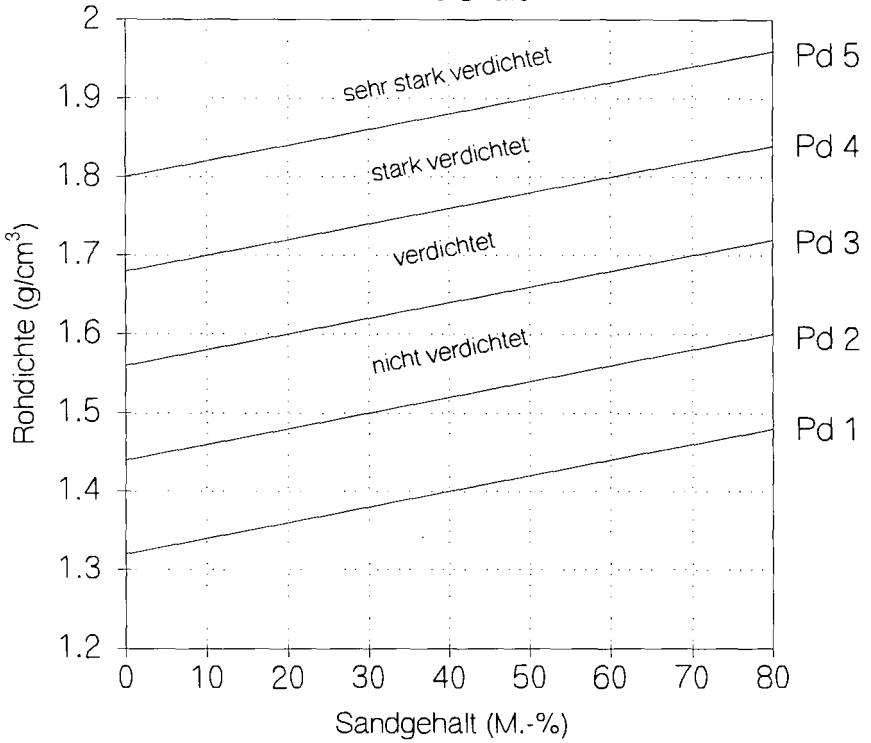


Abb. 1: Nomogramm zum Ableiten der Packungsdichte und zur Beurteilung des Verdichtungsgrades anhand der Rohdichte und des Sandgehaltes für das mitteldeutsche Braunkohlengebiet

Tab. 2 Durch die Packungsdichte begründete Klassifizierung von Gefügekenntwerten für sandige und schluffige Kippsubstrate im Vergleich zu den üblichen Einstufungen

Klasse	K ₆₀ (in μm ²)			LK (in Vol.-%)			kf (cm/d)		
	Sande B=0,59	Schluffe B=0,57	Knochen	Sande B=0,46	Schluffe B=0,78	AG BODEN	Sande B=0,24	Schluffe B=0,44	AG BODEN
sehr hoch	> 37	> 11	> 100	> 17	> 17	> 20	> 911	> 219	100 - 300
hoch	11 - 37	5 - 11	46 - 100	14 - 17	13 - 17	12 - 20	363 - 911	89 - 219	40 - 100
mittel	3 - 11	2 - 5	22 - 46	10 - 14	8 - 13	4 - 12	145 - 363	36 - 89	10 - 40
gering	1 - 3	1 - 2	10 - 22	6 - 10	4 - 8	2 - 4	58 - 145	15 - 36	1 - 10
sehr gering	< 1	< 1	< 10	< 6	< 4	< 2	< 58	< 15	< 1

Aus Tab. 2 ist ersichtlich, daß die ökologisch begründete Klasseneinteilung von bodenphysikalischen Parametern für Sande und Schluffe im mitteldeutschen Braunkohlenrevier differenziert erfolgt. Die Abweichungen von den üblichen Klasseneinteilungen sind teilweise beträchtlich. Dies gilt besonders für die Luftdurchlässigkeit.

Mit den vorliegenden Ergebnissen sollte ein Weg aufgezeigt werden, bodenphysikalische Meßwerte substratspezifisch und standortkundlich (wurzelökologisch) begründet zu klassifizieren.

Literatur:

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover 1994, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart
- DIN 19 682-10 (1998): Beschreibung und Beurteilung des Bodengefüges. Deutsches Institut f. Normung e. V., Beuth Verlag GmbH Köln-Berlin
- DUMBECK, G. (1986): Bodenphysikalische und funktionelle Aspekte der Packungsdichte von Böden. Giessener bodenk. Abhandlungen, Bd. 3, Inst. f. Bodenkunde u. Bodenerhaltung Gießen
- DVWK (1995): DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 129. (Hrsg.) Deutscher Verband f. Wasserwirtschaft u. Kulturbau e. V., Bonn
- HARRACH, T. & TH. VORDERBRÜGGE (1991): Die Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen in Beziehung zum Bodentyp und Bodengefüge. Berichte über Landw., Sonderh. 204, P. Parey Verlag, 69-82
- HARRACH, T, L. KLEMP, W. KUHN, R. TENHOLTERN & M. WEIßBACH (1999): Beeinträchtigung ökologischer Bodenfunktionen durch Verdichtung im mitteldeutschen Braunkohlenrevier. Abschlußbericht des BMBF-Forschungsprojektes 00339662
- SELIGE, TH. (1997): Flächenhafte Diagnose von Standorteigenschaften rekultivierter Böden mittels Bioindikation und digitaler flugzeuggestützter Fernerkundung. Forschungsbericht 97-40, Deutsches Zentrum f. Luft- u. Raumfahrt e. V., Inst. f. Optoelektronik, Weßling
- TENHOLTERN, R., G. DUMBECK & T. HARRACH (1996): Standortbeurteilung auf rekultivierten Flächen im rheinischen Braunkohlenrevier. "Von den Ressourcen zum Recycling", (Hrsg.) Alfred-Wegener-Stiftung, Ernst & Sohn Verlag Berlin, 141-153
- TENHOLTERN, R. (1999): Bodengefüge, Durchwurzelung und Ertrag als Indikatoren für Lockerungsbedürftigkeit und Lockerungserfolg auf rekultivierten Standorten im rheinischen Braunkohlenrevier. Dissertation in Vorbereitung, Gießen
- VORDERBRÜGGE, TH. (1989): Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide - Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch. Giessener bodenk. Abhandlungen, Bd. 5, Inst. f. Bodenkunde u. Bodenerhaltung Gießen

Wasserosion am Niederrhein – Extremsituationen auf schwach geneigten Hängen

von

Dieter A. Hiller *

Das hier vorgestellte Projekt bearbeitet ein Gebiet in Nordrhein-Westfalen, das im Bereich des linken Niederrheines liegt. Die Erosion greift dort besonders an dem Höhenzug einer saaleiszeitlichen Stauchendmoräne an, der etwa 1,5 km breit und 10 km lang ist und sich bis zu 52 m aus der Umgebung heraushebt. Das Gelände auf der ehemals eisabgewandten Seite, zeigt einen flachen Westhang mit Sandermaterial, während auf dem ehemals eisseitigem Hang der Stauchmoräne ein deutlich steilerer Osthang ausgebildet ist. In den Osthang haben sich nacheiszeitlich mehrere Ur-Erosionsrinnen eingeschnitten. Diese sind heute z.T. befestigt und werden als Wege zu den Feldern genutzt.

Aufschlüsse im Osthang zeigen Steilstellungen sandig-kiesiger und sandig-schluffiger Sedimente. Diese Sedimente wurden z.T. gegen Ende der Eiszeit (Würm) von Löß und Flugsand überweht. An den steileren Hängen ist aber die Lößdecke im Laufe der Zeit bereits bis auf den sandig-kiesigen Untergrund abgetragen. Deshalb finden sich auch am Fuße des Stauchmoränenwalls Kolluvien aus tiefreichenden, schwach bis mäßig humosen, schluffigen bis lehmigen Sandböden. Unterhalb des Osthanges des Stauchmoränenwalls befindet sich ein Großteil der Wohnsiedlungen und Infrastruktureinrichtungen der Gemeinde Rheurdt.

Nach dem Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen (1989) bzw. den Angaben der LINEG (1999), gelten für das Untersuchungsgebiet folgende Klimadaten:

	Klima-Atlas NRW (1989)	1996	1997	1998
Mittlerer Jahresniederschlag in mm (1931 – 1960)	750-800	590	676	982
Mittlerer Niederschlag von Mai – September in mm (1931 – 1960)	400-450	354	350	450
Mittlere Lufttemperatur (1931 – 1960)	10 – 10,5 °C			
Phänologischer Erstfrühling (Beginn der Bestellung bei Hafer; 1951 – 1980)	21. – 31. März			

* Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft; Meßstelle PAV Landwehrbach

* FB 9, Abt. Angewandte Bodenkunde, Universität-GH Essen, D-45117 Essen

Die Niederschlagsmenge und -verteilung der letzten Jahre im Gemeindegebiet von Rheurdt war sehr unterschiedlich. Die Böden des auf den Ort zugewogenen Teils des Höhenzuges werden landwirtschaftlich genutzt, wobei neben Getreide vor allem Körner- und Silomais, Zuckerrüben und Kartoffeln angebaut werden. Nur in einzelnen Ur-Erosionsrinnen sowie einem schmalen Saum oberhalb der Wohngebiete stockt Wald. Insbesondere nach Starkregenereignissen, die in den letzten Jahren in den Monaten Mai bis Juni bzw. Ende Oktober / Anfang November niedergingen, treten auf dem Osthang besonders gravierende Erosionserscheinungen auf.

So tritt z.B. in einem Bereich der Oberflächenabfluß von einem ca. 5 ha großen Einzugsgebiet, das eine schwache Hangneigung ($< 9\%$) besitzt, punktuell aus der Fläche aus und läuft mit seiner Sedimentfracht auf einer Verbindungsstraße in die Wohnbebauung der Gemeinde. Der ursprüngliche Graben in der Böschung und im Feld vergrößerte sich durch Auskolkungen der Seitenwände und der Sohle im Laufe der Vegetationsperiode beträchtlich. Weihnachten 1998 betrug der Bodenverlust durch Wassererosion an dieser Stelle mehr als 70 m^3 .

Auch an anderen Teilen der Stauchendmoräne traten starke Erosionserscheinungen auf. Ein mehr westlich vom o.g. gelegenes Einzugsgebiet in dem sich oberflächlich abfließendes Wasser bildet, umfaßt ein zusammenhängendes Areal von etwa $14,5 \text{ ha}$ bei ca. 550 m Hanglänge. Der Hang ist im Ober- und Mittelhang zunächst sehr gering ($< 1\%$) geneigt, starke Erosionseinschnidungen fanden dort statt, wo die Hangneigung am Übergang vom Mittel- zum Unterhang auf gering ($1\text{-}5\%$) zunimmt. Das sich zunächst im oberen Hangbereich in Furchen und Rinnen gesammelte, ablaufende Wasser kanalisierte sich weiter und führte im Übergangsbereich vom Mittel- zum Unterhang zu flächigen und auch tiefergehenden Abtragungen. Die dort aus einem ca. $1,5 \text{ ha}$ großen Feldstück im Winter 1998/99 über Rinnen und Gräben abgeführte Bodenmenge betrug etwa 66 m^3 .

Eine Auswertung der Kartierergebnisse von drei stärker durch Erosion geschädigten Flächen des Osthanges ergab, daß im Winter 1998/99 und dem anschließenden Frühjahr etwa 280 t Boden abgespült worden sind. Der aberodierte Boden wurde in die unterhalb des Höhenzuges liegenden Felder, aber auch in Siedlungen eingespült, beschädigte dort die Kanalisation und auch Häuser und Grundstücke. Allein 1998 mußte die Gemeinde etwa 190.000 DM für die Beseitigung der Schäden aufwenden.

Seit mehreren Jahren versucht die Gemeinde durch Zuschüsse an Landwirte die Anlegung von Brachflächen sowie die Untersaat in Mais zu fördern um dadurch die Bodenabträge zu minimieren. Außerdem wurden Regenrückhaltebecken gebaut. Diese Maßnahmen reichten allerdings nicht aus, u.a. weil Gewitter schon vor dem Auflaufen der Untersaaten niedergingen oder Bodenabträge an ganz anderen Stellen als erwartet erfolgten.

Verschärft wurde die Problematik auch dadurch, daß in Bereichen, wo schon seit langer Zeit bekannterweise immer wieder vom Hang abgeschwemmtes Bodenmaterial in die Niederung abfloß, neue Baugebiete entstanden sind.

Der steigende Unmut der betroffenen, nicht in der Landwirtschaft arbeitenden Bevölkerung ermöglichte eine umfassendere Betrachtung der Erosionsproblematik dieses Gebietes. Die 1998 begonnenen Geländeaufnahmen und Schadenskartierungen, kombiniert mit Laboruntersuchungen ergaben folgende Ursachen der starken Erosionserscheinungen durch ablaufendes Niederschlagswasser:

- Starker Anbau von in Reihen wachsenden Früchten (Mais, Kartoffeln, Rüben), die den Boden erst spät im Jahr bedecken.
- Durch Pacht Zusammenlegung mehrerer Felder, dadurch lange Schläge in Hangrichtung.
- Langgestreckte Hänge (bis zu 550 und 600 m Länge) mit großem Einzugsgebiet (bis 15 ha) ohne teilende Querstrukturen (wie z.B. Hecken, Gräben), die schon von der Morphologie natürliche Wasserleitbahnen aufweisen. Diese kanalisieren das Wasser auch bei sehr geringen Hangneigungen (< 1%), was dann auf eng begrenzter Fläche auf einem tiefergelegenen Erosionsniveau viel Grobsediment ablagert. Extrem starke Erosionseinschnidungen treten bereits dort auf, wo die Hangneigung geringfügig ansteigt (1-5%).
- Nahezu durchgehend hohe Rohdichten (1,65-1,85 g/cm³) im oberen ½ Meter mit häufigen sehr hohen Rohdichten im Ap-Horizont bzw. der an diesen anschließenden Pflugsohle, was die Wasserableitung in den Unterboden vermindert.
- Hohe Rohdichten auch im Unterboden.
- Schluffige Fein- bis Mittelsande d.h. erosionsanfällige Bodenarten.

Mit dem Ziel die Siedlungen und Felder dauerhafter vor den Auswirkungen der Bodenerosion zu schützen, hat sich eine Arbeitsgruppe gebildet, um ein modellhaftes Konzept zur Minderung der Bodenerosion durch Wasser auszuarbeiten. Dies sieht vor, daß als erstes durch Veränderung der Anbauweise erosionsmindernde bzw. -verhindernde acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen ergriffen werden. Dies sind z.B. vermehrte Mulchsaat bei Reihenfrüchten wie Mais und Zuckerrüben. Mulchsaat ist bei den ortsansässigen Landwirten eine bisher nicht praktizierte Landtechnik, die erst eingeführt werden muß. Um eine größere Akzeptanz zur Durchführung von erosionsmindernden Maßnahmen bei den Landwirten zu erreichen wird auf einem Hang mit besonders schweren Erosionsschäden ein von der EU-gefördertes und der Landwirtschaftskammer Rheinland betreutes Demonstrationsvorhaben „Erosionsschutz durch landbauliche Maßnahmen“ durchgeführt.

Es ist aber zu erwarten, daß landbauliche Maßnahmen alleine nicht ausreichen. Vor der Umsetzung weiterer erosionsmindernder, insbesondere landschaftsgestalterischer Maßnahmen sollen Modellierungen mit Erosionsprognosemodellen – Erosion 3D und dABAG – durchgeführt werden, um eine einheitlichere Bewertung von Minderungsmaßnahmen zu erreichen.

Als weitere Vorgehensweise ist geplant:

- Modellierung des Bodenabtrages bei der derzeitigen Nutzung im Abtragungsgebiet unter Berücksichtigung der aufgetretenen Schäden.
- Modellierung des Bodenabtrages unter Ausnutzung acker- und pflanzenbaulicher Möglichkeiten zur Erosionsverminderung.
- Für Bereiche, in denen trotz des Einsatzes acker- und pflanzenbaulicher Erosionsschutzmaßnahmen Schäden an Schutzgütern zu erwarten sind ist ein Konzept für weitergehende Schutzmaßnahmen zu erarbeiten.
- Modellierung des Bodenabtrages unter Einbeziehung der geplanten „weitergehenden“ Erosionsschutzmaßnahmen; sukzessive Optimierung des Systems.
- Abschätzung der Kosten für die Realisierung der geplanten Erosionsschutzmaßnahmen und Analyse der Umsetzbarkeit.
- Umsetzung der Erosionsschutzmaßnahmen durch landwirtschaftliche Beratung und eventuelle Maßnahmen zur Änderung der Flurgestaltung bzw. Einbringen erosionsmindernder Strukturelemente in die Landschaft.

Die in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnisse über die Methodik, Vorgehensweise, Planung und Umsetzung von Schutzmaßnahmen gegenüber Bodenerosion durch Wasser sollen auch in einen geplanten, aber noch zu entwickelnden Leitfaden einfließen, der später in Nordrhein-Westfalen bei ähnlichen Fälle herangezogen werden soll.

Literatur:

Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen (1989): Hg. Der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, bearbeitet vom Deutschen Wetterdienst; Offenbach.

LINEG (1999): Freundliche Überlassung der Daten

Verwendung von Bodenaushub zur Sicherung schwermetallbelasteter, großflächiger Altlastenstandorte

C. Hoffmann¹, R. Metz², O. Zeuschner³, A. Jänicke⁴ & M. Renger¹

Einleitung

Nach dem Brandenburger Landesabfallgesetz (§29.4) stellen die ehemaligen Rieselfeldstandorte um Berlin grossflächige Altlastenstandorte dar. Bei einer Orientierung an der Berliner Liste (SenStadtUm 1996) bzw. der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) geht von den Rieselfeldböden unter anderem eine Gefährdung der Schutzgüter Mensch und Grundwasser aus.

Im Rahmen von Baumaßnahmen fallen in Berlin derzeit große Mengen von unbelastetem, lehmigen Geschiebemergel an, welche zu einer Verbesserung des Schadstoffbindungsvermögens, als Sicherungsmassnahme (im Sinne des § 5 Abs. 3 ff, BBodSchV 1999) auf Altlastenstandorten eingesetzt werden können. Damit wird gleichzeitig dem Verwertungsgebot des KrW-/AbfG § 4 Abs. 2 Rechnung getragen.

Ziel der Massnahme

Durch das Einarbeiten des Mergels in den belasteten Rieselfeldboden sollen vorrangig die folgenden Ziele erreicht werden:

- Bildung von stabileren Bindungsformen der Schwermetalle im Boden und Reduzierung der Schwermetallverlagerung (Hoffmann & Renger 1998).
- Niedrigere Schadstoffkonzentrationen in der Bodenlösung führen zu einer Verringerung des ökotoxikologischen Potentials und einer Minderung von schädlichen Auswirkungen auf Pflanzen, deren Wurzeln sowie Mikroorganismen (Kandeler et al. 1998).
- Die Einbringung von Mergel in den Boden führt einerseits zu einer Düngung der Baumbestände und trägt andererseits zur langfristigen Erhöhung der Nährstoffspeicherfähigkeit bei.
- Der erhöhte Schluff- und Tongehalt im Boden verbessert die Wasserspeicherkapazität und führt damit zu besseren Erfolgen bei der Aufforstung, da Wasser auf diesen Standorten den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum darstellt (Schlenther et al. 1996).
- Die schnelle Begründung gesunder Waldbestände führt, zum einen über die Reduzierung der Grundwasserneubildung, zum anderen über die Aufnahme von mobilen Schwermetalle aus der Bodenlösung, zu einer effektiven Verlangsamung der Schadstoffverlagerung.
- Durch die Überlehmung kann die Quecke zurückgedrängt werden und Platz für eine artenreichere Vegetation in der Krautschicht machen.

Das Rieselfeld Buch

Fast 100 Jahre lang wurden in Berlin-Buch ungeklärte Abwasser verrieselt. In den letzten 20 Jahren bis zu 10.000 mm/a. Heute finden sich auf den tonarmen, sandigen Ausgangssedimenten Auftragsboden-Regosole mit 15-100 cm mächtigen humosen Horizonten und hohen Schwermetallbelastungen. Innerhalb von 10 Jahren ist der pH Wert von 7,5 auf 5,0 gesunken. Eine entscheidende Ursache für diese Versauerung

¹ TU-Berlin, Fachgebiet Bodenkunde, Inst. f. Ökologie & Biologie, Sekr. BK, Salzufer 12, 10587 Berlin
e-mail: christian.hoffmann@tu-berlin.de, Tel.: 314-21722, FAX: 314-73548

² HU-Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, FG Ackerbausysteme, Dorfstr. 9, 13051 Berlin,
Tel. 96 27 55 10, FAX: 96 27 55 50

³ Berliner Forsten, Revierförsterei Buch, Hobrechtsfelder Chaussee 119, 13125 Berlin

⁴ Berliner Forsten, Landesforstamt, Wannseebadweg 10, 14129 Berlin

ist die Mineralisation von Humus und Klärschlamm nach dem Ende der Verrieselung (Hoffmann & Renger 1998). Die pH-Absenkung hat zu einer Mobilisierung von Schwermetallen und deren Verlagerung in den ersten Grundwasserleiter geführt. Für Cd, Pb, Cu, Zn, SO₄ und NO₃ konnten kontinuierliche Überschreitungen der Schadenswerte der Berliner Liste (SenStadtUm 1996) im Kapillarsaum des oberflächennahen Grundwassers festgestellt werden (Hoffmann et al. 1998).

Die geringen Mengen an pflanzenverfügbarem Wasser und die starke Wasserkonkurrenz der Quecke am Standort haben zu erheblichen Problemen bei den Aufforstungsmassnahmen geführt. Zwischen 30 und 100 % der gepflanzten Bäume sind in den letzten Jahren abgestorben (Schlenter et al. 1996).

Material und Methoden

Ab April 1998 wurden 44.000 m³ Geschiebemergel (S: 69-79%, U: 14-18%, T: 7-14%; pH: 7,3; KAK: 140 mmol/kg; Karbonat: 11 %) auf einer Gesamtfläche von 12 ha ausgebracht, das entspricht einer Schichtdicke von etwa 35 cm. Mit einer Verzögerung von etwa 4-6 Monaten wurden die Teilflächen bis in eine maximale Tiefe von 80-90 cm gefräst. Um Schadverdichtungen zu vermeiden, wurden die anschließenden Pflanzmassnahmen ausschließlich in Handarbeit, durchgeführt. Es wurden verschiedene Bäume (Stieleiche, Winterlinde, Rot- und Hainbuche) gepflanzt und eine Gründüngung eingesät (Lupine, Phacelia, Senf, Sonnenblume). Es wurden zwei Beprobungen entlang eines 180 m langen Transektes vor der Mergelaufbringung 1998 und nach dem Fräsen im Frühjahr 1999 durchgeführt. Die Probenahme erfolgte in 10 m Abständen, welche im Bereich eines ehemaligen Einleiterbeckens (=hohe Belastung) bis auf 1 m verdichtet wurden

Parallel zu den Freilanduntersuchungen wurden Gefässversuche durchgeführt. Dazu wurde Mergel mit Ah-Material des Rieselfeldes in den Verhältnissen 1:1 und 1:2 gemischt. Als Testpflanze für die Schwermetallaufnahme wurde Senf (*Sinapis arvensis*) eingesetzt.

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte in 0,01 M CaCl₂-Lsg. Die Gesamt-Schwermetalle in Pflanzen und Boden wurden über einen HNO₃-Druckaufschluß (0,5 g Boden, 10 ml HNO₃, 6 h bei 185°C im Teflontiegel) ermittelt. Die mobilen Schwermetalle wurden durch vierstündiges Schütteln mit 0.1 M CaNO₃-Lsg (1:2.5) bestimmt.

Ergebnisse & Diskussion

Die Mischung mit Mergel führte zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserspeichereigenschaften der untersuchten Böden. Die nFK stieg für 10 dm Profiltiefe, von durchschnittlich 130 l/m², auf ca. 200 l/m² an. Die Humusgehalte wurden entsprechend des Mischungsverhältnisses nachvollziehbar verdünnt. Sie betragen 1999 im Schnitt 4 %. Mit dem Mergel wurden ca. 830 t Kalk/ha ausgebracht. Das führte zu einer Erhöhung des pH-Wertes um etwa 2.5 Stufen auf 7,00 bis 7,50 (Abb. 1) und wird für langfristig stabile pH-Werte sorgen.

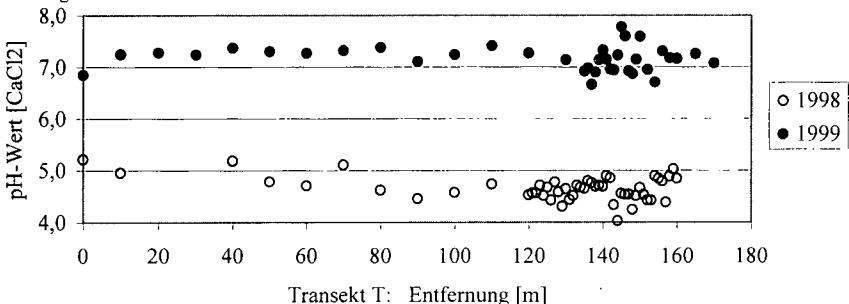


Abb. 1: pH-Werte in CaCl₂ auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach dem Fräsen (Frühjahr 1999)

Durch Verdünnungseffekte wurden die Gesamtgehalte an Schwermetallen um 60-70 % reduziert. Die mobilen Schwermetallanteile wurden, wahrscheinlich in erster Linie durch den pH-Einfluß, deutlich reduziert. Die Wirkung war bei Zn am deutlichsten ausgeprägt. Der mobile Anteil sank von durchschnittlich 35.4 % 1998, auf 0.5 % 1999 ab (Abb. 2). Bei Cd reduzierte sich der mobile Anteil von 21.6 % 1998, auf 2.6 % 1999 (Abb. 3). Bei Cu (Abb. 4) trat nur eine geringe Reduzierung der mobilen Anteile auf (1998:

0.5 %, 1999: 0.2 %). Ursächlich kann hier die erhöhte Mobilität von Cu-organischen-Komplexen sein, welche mit steigendem pH-Wert zunimmt (Nederlof & Van Riemsdijk 1995). 0.7 % des Gesamt-Pb war 1998 noch in der mobilen Fraktion messbar. Die Konzentrationen lagen 1999 unterhalb der Nachweisgrenze.

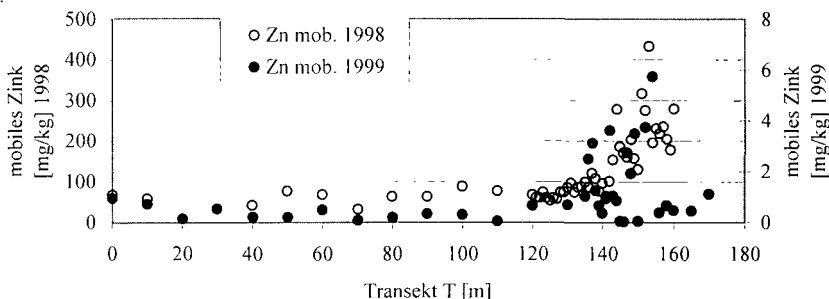


Abb. 2: Mobiler Anteil Zink [mg/kg] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach dem Fräsen (Frühjahr 1999)

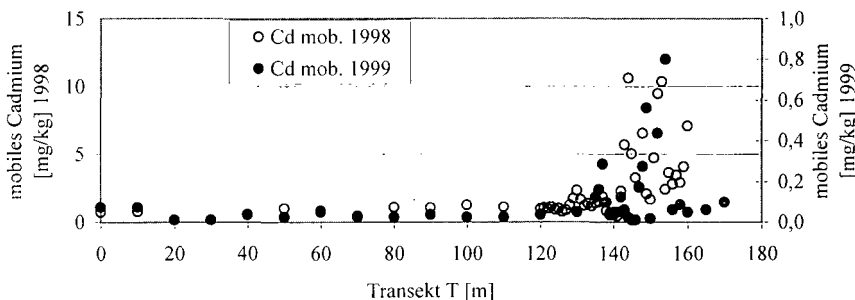


Abb. 3: Mobiler Anteil Cadmium [mg/kg] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach dem Fräsen (Frühjahr 1999)

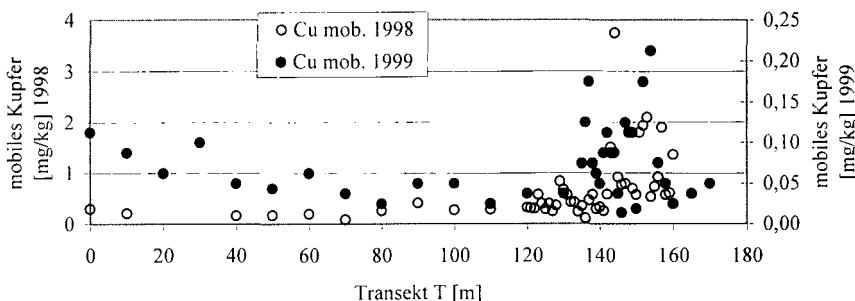


Abb. 4: Mobiler Anteil Kupfer [mg/kg] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach dem Fräsen (Frühjahr 1999)

Die Gefäßversuche zeigten für die Schwermetallgesamtgehalte eine nachvollziehbare Verdünnung bei der 1:1-Variante, bei der 1:2-Variante war der Effekt nicht mehr eindeutig nachzuvollziehen. Die hohe Pflanzenverfügbarkeit von Zn und auch Cd im Rieselfeldboden konnte durch die Mischung mit Lehm deutlich gesenkt werden (Tab. 1). Die niedrigen Cu- und Zn-Sproßgehalte in der 1:2-Variante könnten auf

physiologische Störungen im Wurzelbereich durch Cu-Toxizität hindeuten. Diese Variante wies auch Wuchsdepressionen und einen geringeren Biomassertrag auf.

Tab. 1: Gesamtgehalte an Schwermetallen im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischungen (mit Gülle-/Strohzusatz als Dünger) und Schwermetallgehalt im Senfsproß auf diesen Böden

	Schwermetallgesamtgehalt im Boden [mg/kg TS]				Schwermetallgehalte im Senfsproß [mg/kg TS]			
	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb
Lehm (L)	0,4	13	23	13	0,2	6,5	110	0,4
Rieself. (R)	3,3	58	192	73	3,1	10,8	399	0,9
L : R = 1 : 1	1,9	30	138	44	1,4	9,8	138	0,8
L : R = 1 : 2	2,6	45	162	61	2,0	7,5	121	0,7

Biologische Aktivitätsparameter wie die CO₂-Freisetzung und die Zellulosezersetzung zeigen mit dem Rieselfeldboden vergleichbare Werte. Das kann als Hinweis gedeutet werden, dass trotz der erheblichen Störung des Boden bei der Mischung, aktives Bodenleben vorhanden ist.

Ausblick

Bis ins Jahr 2000 werden weitere Felduntersuchungen zur Veränderung der Flora (Linienbonitur, Einfluß des Bodensamenpotentials) und zur Wiederbesiedelung der Flächen durch die Mesofauna (Barberfallen) durchgeführt. Der Schwermetalltransfer in krautige Pflanzen, die Frassaktivität der Mesofauna (Köderstreifen-Test), die biologische Aktivität (CO₂-Freisetzung) sowie Toxizitätstest (Keimrollentest) und das kontinuierliche Monitoring des Grundwasser bilden weitere Untersuchungsschwerpunkte.

Literatur

- BBodSchV (1999):** Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundesgesetzblatt, vom 16.07.99 Teil I, 36: 1554-1582.
- Hoffmann C., B. Marschner & M. Renger (1998):** Influence of DOM-Quality, DOM Quantity and Water Regime on the Transport of Selected Heavy Metals. *Phys. Chem. Earth* 23(2): 205-209.
- Hoffmann C. & M. Renger (1998):** Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden. *Bodenökologie u. Boden-genese* 26: 30-39.
- Kandeler E., D. Tschерko & G. Wessolek (1998):** Reaktion von Bodenmikroorganismen auf Bodenkontamination. *Bodenökologie u. Boden-genese* 26: 100-107.
- KrW-/AbfG (1998):** Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. Bundesgesetzblatt Teil 1, vom 22.6.98: 1485 ff.
- Nederlof, M.M. & W.H. Van Riemsdijk (1995):** Effect of natural organic matter and pH on the bioavailability of metal ions in soils. in: Huang, P.M. et al. *Environmental impact of soil component interactions*. Vol. 2 - Metals, other inorganics and microbial activities. Lewis Publ., S. 75-86.
- Schlenther, L., B. Marschner, C. Hoffmann & M. Renger (1996):** Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch - bodenkundliche Aspekte. *Verh. Ges. Ökol.* 25: 349-359.
- SenStadtUm (1996):** Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin - Berliner Liste 1996. Amtsblatt für Berlin, vom 20.03.96, 46(15): 957-984.

Danksagung

Wir danken Holger Boeken, Jana Dorn, Gerhard Einhorn, Wilfried Hübner, Ines Kolbe, Nadine Kurowski, Cordula Negelein, Sibylle Nöther, Inge Regenber, Henning Schäfer, Anke Schwolow und Karsten Täumer für ihre Mitarbeit. Den beteiligten Baufirmen Firmen Wiemer & Trachte (Berlin) sowie Berliner Tief- und Verkehrsbau sei an dieser Stelle für die grosszügige Unterstützung der Forschungsarbeiten gedankt.

Bewertung der Bodenerosion in Fahrspuren nach der Toleranzgrenze der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung

Horn R.* & Fleige H.**

Einleitung

Spätdeckende Kulturarten wie Zuckerrübe und Mais werden als erosionsbeschleunigend angesehen, während frühdeckende Kulturarten wie Winterweizen und Winterraps als erosionsmindernd betrachtet werden (MINISTERIUM FÜR NATUR, UMWELT UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1996). Da im Pflanzenbau Fahrspuren zum Standardverfahren gehören (SCHICK 1991), besteht die Gefahr, daß Ackerflächen insbesondere im Bereich der technogen verdichteten Spuren geschädigt werden. Als Richtwert für die Erosionsschutzplanung dient in der Praxis häufig die Toleranzgrenze der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (SCHWERTMANN et al. 1987). Sie ist so festgelegt, daß in einem Zeitraum von 300-500 Jahren das natürliche Ertragspotential nicht entscheidend geschwächt wird. Bei tiefgründigen sandig-lehmigen Jungmoränenstandorten liegt die Toleranzgrenze mit rund 6,5 t/ha*a relativ hoch.

Material und Methoden

Die Felduntersuchungen wurden auf einer 12,5 ha Versuchsfläche (R3578100, H6001600) eines Gutsbetriebes im nördlichen stark gegliederten Moränenbereich im Hauptforschungsraum des Forschungsvorhabens "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" in Schleswig-Holstein durchgeführt. Auf der Ackerfläche dominieren im Erosionsbereich der Hänge Parabraunerden unterschiedlichen Erosionsgrades aus Geschiebelehm. Um die Bodenerosion zu erfassen, wurden zwei verschiedene Meßmethoden angewendet: zum einen Testflächen (Winterweizen 1996/97) und zum anderen Feldkästen (Winterweizen 1996/97 und Winterraps 1997/98). Im Unterschied zu dem begrenzten Einzugsgebiet einer Testfläche wird mit dem Feldkasten der totale Abtrag eines Hanges erfaßt, allerdings ist der Oberflächenabfluß nicht meßbar. Es wurden drei Hänge mit unterschiedlicher Hangneigung von 7% (Hang A), 12% (Hang B) und 17% (Hang C) bei jeweils gleicher Hanglänge von 120 m ausgewählt. Die Feldkästen wurden an der Grenze Unterhang/Hangfuß positioniert, da Voruntersuchungen ergeben hatten, daß die Materialbilanz innerhalb der Fahrspuren auch am Unterhang negativ ist. Die Testflächen wurden jeweils am Oberhang der Hänge aufgebaut bei Hangneigungen von 9% (Testfläche A), 18% (Testfläche B) und 27% (Testfläche C).

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

** Ökologiezentrum Kiel, Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

Testflächen-Methode: Die Testflächen sind 16 m² (2 m Breite, 8 m Länge) groß und werden in Längsrichtung zum Gefälle angelegt. Sie schließen in ihrer Mitte eine Fahrspur (50 cm Breite, 8 m Länge) ein, wobei Abfluß und Abtrag der Fahrspur und des Saatbettes getrennt aufgefangen werden. Der Oberflächenabfluß wurde an Ort und Stelle gemessen. Die Menge des abgetragenen Bodenmaterials wurde im Labor durch Eindampfen der Suspension (gegebenenfalls Teilprobe bei >18 l Oberflächenabfluß) im Trockenschrank bei 60°C und anschließender Wägung ermittelt. Der Aufbau der Testflächen orientiert sich im wesentlichen an der Empfehlung von KURON, JUNG und SCHREIBER (1956).

Eigenschaften der Testflächen-Böden

Die Bodenarten des Oberbodens der bisher gering erodierten Parabraunerden der Testflächen A und B weisen aufgrund eines Ap-Horizontes aus Al-Material lehmigen Sand mit Tongehalten von 16,9 und 14,3% auf, während der Ap-Horizont der stärker erodierten Parabraunerde von Testfläche C aufgrund des angepflügten Bt-Horizontes sandigen Lehm und Tongehalte von 23% zeigt. Mit zunehmendem Erosionsgrad der Parabraunerden sinkt der Humusgehalt von 2,1 und 1,7 auf bis zu 1,1% (Tab. 1).

Tab. 1: Korngrößenverteilung und Humusgehalt im Ap-Horizont der Parabraunerden der Testflächen

Test- fläche	T (%)	fU/mU (%)	gU (%)	ffS (%)	fS (%)	mS (%)	gS (%)	Skelett (%)	Boden- art	Humus (%)
A	16,9	16,0	18,9	16,2	10,9	16,5	4,6	12,3	Sl4	2,1
B	14,3	15,0	18,5	16,1	13,3	18,2	4,6	8,6	Sl4	1,7
C	23,0	16,6	11,8	14,7	12,2	16,0	5,7	14,8	Ls4	1,1

Feldkasten-Methode: Die Feldkästen wurden in Anlehnung an SEILER (1980) entwickelt. Die Aufnahmekapazität der Feldkästen beträgt 200 l Bodenmaterial. Die mit Löchern versehene Rückwand der Feldkästen wird mit einem Filter (Firma Ederol, Hatzfeld/Eder) ausgestattet, der einen substratfreien Wasserdurchfluß erlaubt. Das in den Feldkästen verbliebene Bodenmaterial wurde in 18 l-Eimer umgefüllt, im Trockenschrank bei 60°C getrocknet und anschließend gewogen. Bei Erosionsereignissen von über 36 l Fassungsvermögen (>2 x 18 l-Eimer) wurde das Sedimentvolumen im Felde bestimmt, wobei über eine Mischprobe (18 l) nach Trocknung im Labor die gesamte Sedimentmenge ermittelt wurde.

Ergebnisse

Oberflächenabfluß und Bodenabtrag in den Testflächen

In den Fahrspuren flossen im Meßzeitraum (Mitte Oktober 1996 bis Ende Juni 1997) zwischen 43,2 und 49,9% des Niederschlags oberflächlich ab, während im Saatbett über 98% in den Boden versickerten (Abb. 1). Von insgesamt 38 Niederschlagsereignissen waren in der Fahrspur rund 70% erosionswirksam. Die Bodenabträge in den Fahrspuren sind trotz des geringen Flächenanteils von nur 5% an der Gesamtackerfläche entsprechend dem höheren Oberflächenabfluß gegenüber dem Saatbett bei allen Testflächen 3,8-5,3 mal höher (Abb. 2). So wurden in den Fahrspuren zwischen

1,6-3,4 t/ha Krümmenmaterial abgetragen, während im Saatbett nur 0,3-0,9 t/ha erodiert wurden. Aufgrund des höheren Erosionswiderstandes des Bt-Horizontes zeigt Testfläche C gegenüber Testfläche B trotz höherer Hangneigung einen geringeren Bodenabtrag.

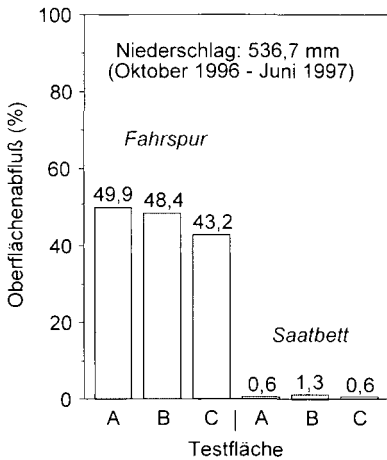


Abb. 1: Prozentualer Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtniederschlag in der Fahrspur und im Saatbett in der Vegetationsperiode 1996/97 (Winterweizen)

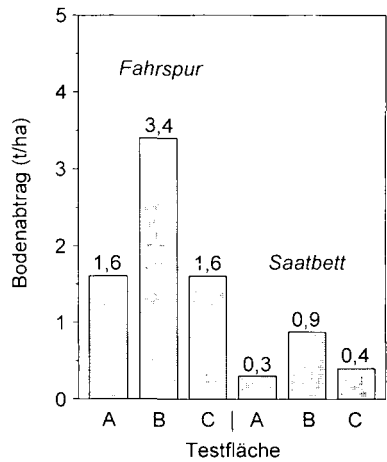


Abb. 2: Bodenabtrag in der Fahrspur und im Saatbett in den Testflächen in der Vegetationsperiode 1996/97 (Winterweizen)

Bodenabtrag in den Feldkästen

Die Summen der Bodenabträge in der Fahrspur liegen bei Hang A mit 5,4 t/ha und 6,0 t/ha in den beiden Vegetationsperioden 1996/97 und 1997/98 nur knapp unterhalb der in der ABAG definierten Toleranzgrenze von 6,5 t/ha*a (Abb. 3). Bei Hang B liegt der Bodenabtrag mit 13,7 und 16,1 t/ha*a sogar um das 2,1 bis 2,5-fache über dem "tolerierbaren Wert". Hang C zeigt trotz hoher Reliefenergie aufgrund der höheren Strukturstabilität der angepflügten Bt-Horizonte eine höhere Erosionsresistenz, so daß "nur" 8,0 und 6,9 t/ha abgetragen wurden.

Die Toleranzgrenze basiert auf der Grundlage, daß der erodierte Boden durch Neubildung weitgehend ersetzt wird. Da allerdings davon ausgegangen wird, daß unter Ackernutzung die Bodenbildung extrem gering ist (BORK 1983), würde das bedeuten, daß die Abträge in den Fahrspuren generell zu hoch sind.

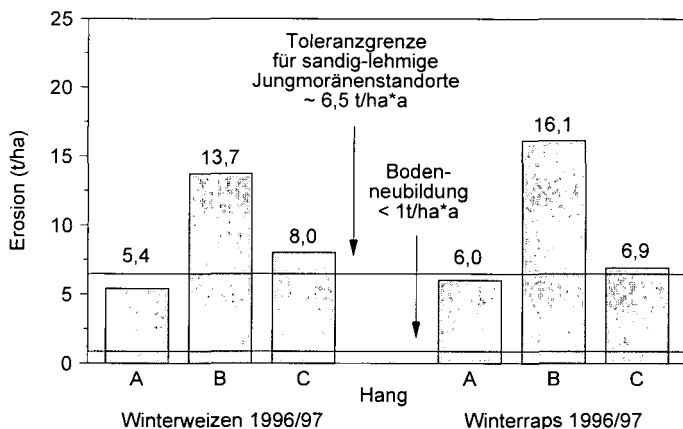


Abb. 3: Bewertung der Bodenerosion in Fahrspuren nach der Toleranzgrenze der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung

Schlußfolgerungen

Da die gemessenen Bodenabträge in den Fahrspuren zum Teil deutlich den Toleranzgrenzwert überschreiten, ist in Zukunft eine weitere Abnahme der Produktivität der Ackerstandorte im Erosionsbereich zu erwarten, wenn keine speziellen Erosionsschutzmaßnahmen eingeleitet werden.

Literatur

- BORK H.-R. (1988): Bodenerosion und Umwelt - Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion. Bodenerosionsprozesse. Modelle und Simulationen. Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, 13, Technische Universität Braunschweig, S. 249.
- KURON H., JUNG L., SCHREIBER H. (1956): Messungen von oberflächlichem Abfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands. - Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen, 5, Hamburg, S. 88.
- MINISTERIUM FÜR NATUR, UMWELT UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1996): Bodenschutzprogramm - Ziele und Strategien des Bodenschutzes in Schleswig-Holstein. Kiel, S. 82.
- SCHICK V. (1991): Mindern von Spurschäden auf Ackerflächen. Dissertation, Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft (MEG), 202, Kiel, S. 176.
- SCHWERTMANN U., VOGL W., KAINZ M. (1987): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Ulmer, Stuttgart, 2. Auflage, S. 64.
- SEILER W. (1980): Meßeinrichtungen zur quantitativen Bestimmung des Geoökofaktors Bodenerosion in der topologischen Dimension auf Ackerflächen im Schweizer Jura (südöstlich Basel). - Catena, Vol. 7, Braunschweig, S. 233-250.

Organische Siedlungsabfälle auf differenziert bearbeiteten Böden - Anorganische Schadstoffe -

- Thorsten Hoß, Rolf-A. Düring und Stefan Gäth -

Einleitung

Ökonomische Vorteile verbunden mit langfristig schonender Bodenbearbeitung, die vor dem Hintergrund des Bundesbodenschutzgesetzes zusätzlich an Bedeutung gewonnen hat, haben das Ausmaß der Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren in den letzten Jahren zunehmen lassen. Außerdem ist eine Zunahme der Verwertung von organischen Siedlungsabfällen in der Landwirtschaft, forciert durch das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, zu verzeichnen. Die gesetzlichen Regelungen (AbfKlärV, 1992; BioAbfV, 1998) zum Einsatz dieser Sekundärrohstoffdünger berücksichtigen eine Düngung mit Kompost bzw. Klärschlamm auf konservierend bearbeiteten Ackerflächen nicht. Hinsichtlich des Verhaltens der zugeführten anorganischen Schadstoffe, hier im speziellen der in den Verordnungen reglementierten Schwermetalle, erscheint eine differenzierte Betrachtung ratsam.

Grundlage für diese Annahme sind Differenzierungen in den Bodeneigenschaften als Folge der Anwendung verschiedenartiger Bearbeitungssysteme. In dem hier dargestellten Forschungsprojekt zur Verwertung von organischen Siedlungsabfällen auf Ackerflächen, welche im Rahmen eines langjährigen Verbundprojektes (Beginn 1979) unterschiedlichen Bearbeitungsverfahren unterliegen, wurden die Auswirkungen der Bodenveränderungen auf das Verhalten von Schwermetallen, zugeführt mit organischen Siedlungsabfällen, untersucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgrundlage sind drei unterschiedliche Böden, die jeweils drei Bearbeitungsverfahren unterliegen (Tab. 1). In allen drei Böden hat die langfristig unterschiedliche Bearbeitung zu einer Differenzierung von physikalischen und chemischen Eigenschaften geführt. Tabelle 2 stellt bezüglich des Schwermetallverhaltens bedeutsame Eigenschaften dar.

Tabelle 1: Untersuchungsböden und Bodenbearbeitungsverfahren

Bodentyp	Bodenart
Parabraunerde	Ls2
Braunerde aus Flugsand	Su3
Brauner Auenboden	Tu3
Bearbeitungsverfahren	
Pflug mit Sekundärbearbeitung	(P)
Schwergrubber mit Rotoregge	(SR)
Direktsaat	(D)

Entsprechend den gesetzlichen Vorgaben wurden auf diesen Böden $3 \times 10 \text{ t TS} \cdot \text{ha}^{-1}$ Biokompost bzw. $1 \times 5 \text{ t TS} \cdot \text{ha}^{-1}$ Klärschlamm innerhalb von drei Jahren ausgebracht.

Tabelle 2: Ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Böden unter verschiedener Bodenbearbeitung

Bearbeitungs- variante	Braunerde aus Flugsand			Parabraunerde			Brauner Auenboden		
	0-3	3-10	10-25	0-3	3-10	10-25	0-3	3-10	10-25
	Beprobungstiefe (cm)								
	Kohlenstoffgesamtgehalt (%)								
D	1,17	0,90	0,58	2,70	1,67	1,03	2,34	2,22	1,60
SR	0,75	0,74	0,62	1,29	1,60	1,12	2,37	2,07	1,91
P	0,57	0,56	0,60	1,13	1,16	1,13	1,87	1,93	2,10
	Kationenaustauschkapazität [mmol/z/100g Boden]								
D	9,74	8,99	7,87	19,56	15,85	13,73	23,75	23,44	22,82
SR	5,71	5,61	5,50	17,39	13,63	13,30	22,10	21,45	23,61
P	4,77	5,34	4,72	14,33	14,72	14,49	21,11	22,51	22,56
	pH - Wert (CaCl ₂)								
D	5,7	5,4	6,1	6,6	6,6	6,4	6,4	6,3	6,2
SR	5,4	5,3	5,5	6,4	6,5	6,5	6,4	6,5	6,5
P	5,5	5,4	5,2	6,1	6,1	6,2	6,3	6,5	6,5

Um die Auswirkungen der Schwermetallzufuhr analysieren zu können, wurde eine hochauflösende Beprobung der Ackerkrume (0-3 cm, 3-10 cm und 10-25 cm) vorgenommen, die die innerhalb der spezifischen Eingriffstiefen der Bearbeitungsgeräte zu erwartenden Unterschiede erfasst. Die Differenzierungen in der Schwermetallanreicherung wurden durch Königswasseraufschlüsse, Unterschiede ihrer Verfügbarkeit durch Extraktion mit NH_4NO_3 bestimmt (ZEIEN, 1995). Neben den Gehaltsbestimmungen der Boden- und Pflanzenproben erfolgte zudem eine Laborstudie zum Sorptionsverhalten der Böden gegenüber Schwermetallen. Anhand der Ausbildung eines Verteilungsverhältnisses eines zugeführten Elementes zu einer definierten Bodenmenge wurden Sorptionsisothermen erstellt.

Ergebnisse

Die ausbleibende Bodenwendung der konservierenden Bearbeitungsverfahren (Direktsaat, Schwergrubber) und die damit fehlende bzw. geringere Vermischung im Vergleich zur Pflugbearbeitung führte zu einer verstärkten Anreicherung der Schwermetalle vor allem in der Tiefenstufe 0-3 cm durch die Aufbringung der organischen Siedlungsabfälle (Abb. 1). Ein differenzierteres Bild ergab die Betrachtung der verfügbaren SM-Anteile. Die verschiedenen

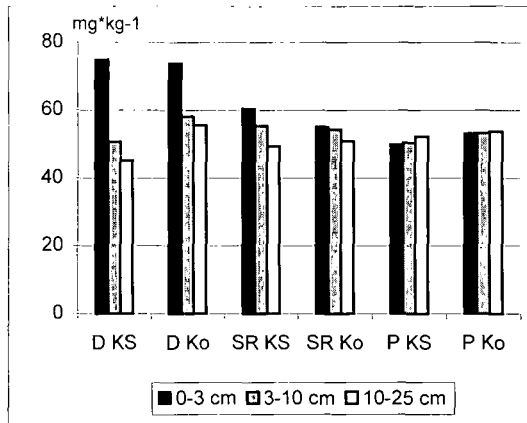


Abb. 1: Zinkkonzentrationen nach Königswasseraufschluß in einer Parabraunerde in Abhängigkeit der Bodenbearbeitung und der organischen Düngung (KS = Klärschlamm, Ko = Kompost)

Metalle zeigten unterschiedliche Extrahierbarkeit durch NH_4NO_3 nach der organischen Düngung. Für das Element Cadmium waren geringere verfügbare Gehalte in der obersten Beprobungsschicht in den konservierenden Bearbeitungsverfahren gegenüber der konventionellen Bearbeitung zu beobachten, während Kupfer sich gegenteilig verhielt und in dieser Tiefenstufe in stärkerem Maße in den nicht gepflügten Böden extrahierbar war. Diese Differenzierung trat bei beiden Elementen in der Tiefenstufe von 10 – 25 cm nicht auf. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Anreicherung der organischen Substanz in den obersten Zentimetern des Bodens bei ausbleibender Bodenwendung die Verfügbarkeit der Schwermetalle beeinflusst. In welchem Maße dies der Fall ist, wird vor allem durch die Affinität zur organischen Substanz des jeweiligen Elementes bestimmt (ALLOWAY, 1995).

Die Extraktion mit NH_4NO_3 dient vor allem dazu, Zusammenhänge zwischen Bodengehalten und Schwermetallgehalten in darauf stockenden Pflanzen herstellen zu können (DELSCHEN UND RÜCK, 1997). Die in dieser Untersuchung gefundenen NH_4NO_3 -extrahierbaren Gehalte gaben allerdings nicht die in den Kulturen bestimmten Gehalte wieder. Eine Differenzierung der Pflanzengehalte entsprechend der des Bodens trat nicht auf.

Die Laborstudien zur Sorptionskapazität für Schwermetalle der Böden ergaben aufgrund der Differenzierungen des Gehaltes an organischer Substanz deutliche Unterschiede in den Sorptionsleistungen (Abb. 2).

Zusammenfassung

Die Annahme einer verstärkten Anreicherung von Schwermetallen in den obersten Bereichen von Böden, die nicht einer wendenden Bodenbearbeitung unterzogen werden, konnte bestätigt

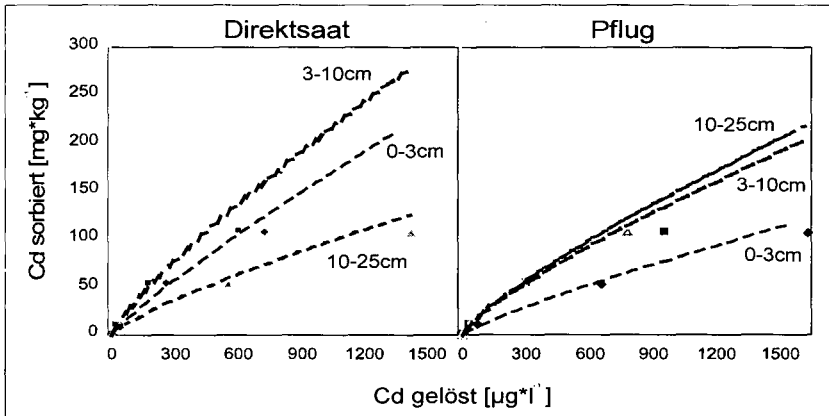


Abb. 2: Gegenüberstellung von Sorptionsisothermen des Elementes Cadmium für die Parabraunerde unter Berücksichtigung der Bearbeitungsvarianten Direktsaat und Pflug sowie der spezifischen Beprobungstiefen

werden. Diese Beobachtung konnte vor allem auf den Direktsaat-Varianten gemacht werden. Hier muss außerdem bedacht werden, dass die langfristige Anwendung dieser Bearbeitungsverfahren bereits vor Beginn der Düngung mit organischen Siedlungsabfällen über verschiedene Eintrittspfade zu einer Stratifikation der Schwermetallgehalte geführt hat. Differenzierungen traten ebenso in den Verfügbarkeiten der Schwermetalle auf. Allerdings war das Bild nicht einheitlich. In Abhängigkeit des betrachteten Elementes wurden Erhöhungen und Verringerungen der NH_4NO_3 -extrahierbaren Elementanteile beobachtet. Die Veränderungen der Bodeneigenschaften durch die Bearbeitungsform spiegeln sich auch in der Sorptionskapazität wider. Direktsaat-Böden zeigen vor allem in den oberen Tiefenstufen die höchsten Sorptionsleistungen.

Daraus ist abzuleiten, dass eine langfristige Anwendung von organischen Siedlungsabfällen auf nicht gepflügten Böden veränderte Bewertungsmaßstäbe erfordert. Besonders zu beachten ist dabei die Probenahme, die je nach Bearbeitungsverfahren eine repräsentative Entnahmetiefe erfassen sollte.

Literatur

AbfKlärV (1992); Klärschlammverordnung; 15. April 1992 (BGBl. I 1992, S. 912; 1997, S. 446; BGBl. III 2129-6-6)
 Alloway, B.J. (Ed.; 1995): Heavy metals in soils. Second Edition. Blackie Academic & Professional, London; 386 p.
 BioAbfV (1998); Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden; 21. September 1998 (BGBl. I 1998, S. 2955)
 Delschen, T. und F. Rück (1997): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung von schwermetallbelasteten Böden im Hinblick auf den Pfad Boden/Pflanze; Bodenschutz 4, S. 114 – 121.
 Zeien, H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden; Bonner Bodenkundliche Abhandlungen Band 17; S. 284

Dank

Die Untersuchung wird gefördert vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

Chemische und mikrobiologische Eigenschaften rekultivierter, ackerbaulich genutzter Böden im Raum Halle-Leipzig

Hübl, M., Werbter, N., Schneider, R., Schröder, D.

Fragestellung

Im Raum Halle-Leipzig wird seit ca. 100 Jahren Braunkohle im Tagebauverfahren gewonnen. Bei der Verkipfung werden die anstehenden quartären Schichten und die vormals ausgebildeten Böden miteinander zu einem neuen Substrat vermischt, in dem sich erneut eine Bodenentwicklung vollziehen kann.

Die verkippten Substrate im Leipziger Braunkohlenrevier stellen zumeist eine geeignete Grundlage für die landwirtschaftliche Folgenutzung dar. Aus diesem Grund wird ein Großteil der rekultivierten Flächen der landwirtschaftlichen Nutzung zur Verfügung gestellt. Im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes (Fördernummer 0339669) wurden die Eigenschaften der Kippenböden untersucht. Im Rahmen der Untersuchungen soll die Entwicklung der chemischen und biologischen Eigenschaften der Kippböden verfolgt werden.

Material und Methoden

Zur Beurteilung der Bodenentwicklung wurden junge (<15 a) und alte (>15 a) Kippen aus vier Substratgruppen (Geschiebelehm, Geschiebemergel, Löss, Gemenge aus quartären Sanden und Lehmen) sowie Parabraunerden, Schwarzerden und Braunerden als natürliche Referenzstandorte umfangreich chemisch und mikrobiologisch untersucht. Stellvertretend werden die Ergebnisse für die Gehalte an organischem Kohlenstoff (trockene Veraschung), dem Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat (SCHÜLLER 1969), die mikrobielle Biomasse (ANDERSON & DOMSCH 1978) und die Phosphatase-Aktivität (TABATABAI und BREMNER (1969) (jeweils Mittelwerte der Einzelwerte aus drei Jahren) dargestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse der Ap-Horizonte dargestellt, da dort bewirtschaftungsbedingt die deutlichsten Entwicklungen der Kippenböden festzustellen waren (vgl. SCHNEIDER 1994).

Von den jungen Kippen bis hin zu den natürlichen Böden wurde im Mittel eine Zunahme der Humusgehalte nachgewiesen (Abb.1), welche sich jedoch durch starke Schwankungen auszeichnen. Die jungen und alten Kippenböden weisen jeweils vergleichbare und vom Substrat unabhängige Niveaus im Humusgehalt auf. Die Zunahme der Humusgehalte folgt einer logarithmischen Wachstumsfunktion (hier nicht dargestellt), wie sie bereits von WÜNSCHE & THUM (1990) bzw. THUM et al. (1992) mitgeteilt wurden.

Die Humusanreicherung ergibt sich vornehmlich aus der Bewirtschaftung (Erntereste und organische Düngung). Im Vergleich mit den natürlichen Böden ist ein Gleichgewichtszustand noch nicht erreicht.

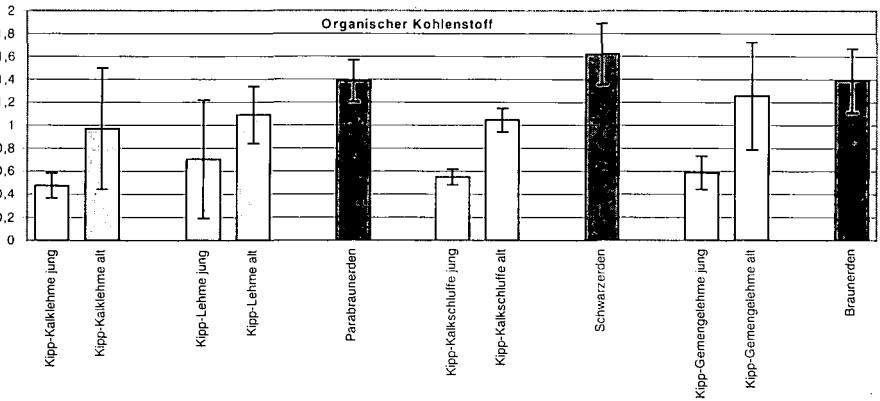


Abb. 1: Organischer Kohlenstoff [Gew.-%] junger (< 15 a), alter (> 15 a) und natürlicher Böden des Untersuchungsgebietes; Mittelwerte und Standardabweichungen; n = 4

Die mikrobielle Biomasse ist im Mittel in den alten Kippenböden höher als in den natürlichen Böden. Die Höhe der Biomasse in den jungen Kippenböden entspricht denen der natürlichen Böden. In den Kipp-Lehmen und -Kalklehmen ist die Biomasse höher als in den schluffigen bzw. sandigen Substraten (Abb.2). Die vergleichsweise höhere mikrobielle Biomasse in den alten Kippenböden (> 15 a) ist auf deren extensivere Bewirtschaftung im Vergleich zu den gewachsenen Böden zurückzuführen.

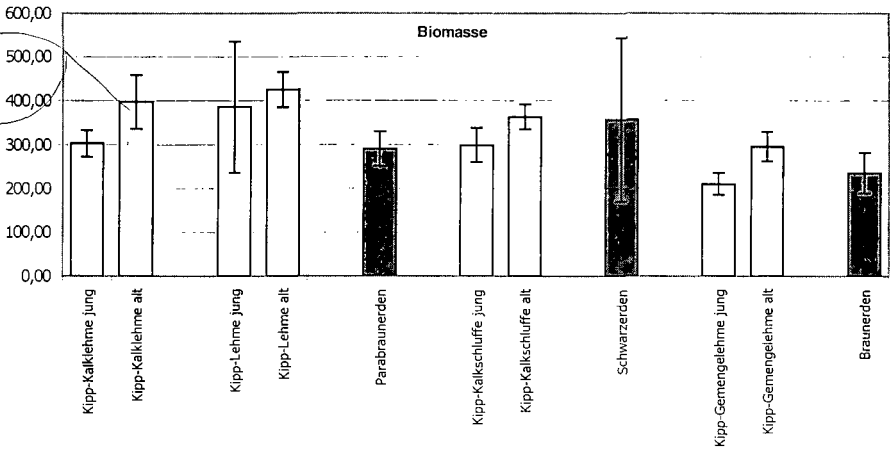


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse (µg C/g TS) junger (< 15 a), alter (> 15 a) und natürlicher Böden des Untersuchungsgebietes; Mittelwerte und Standardabweichungen der Jahre 1996-1998, n = 8 bzw. 10

Die höhere Biomasse in den lehmigen Substraten im Vergleich zu den Sanden kann mit einem günstigeren Wasser- und Nährstoffrückhaltevermögen der lehmigen Substrate erklärt werden. Die $C_{mic}-C_{org}$ -Verhältnisse sind in den jungen Kippen am höchsten und in den natürlichen Böden signifikant am niedrigsten (Abb. 3). Ein höheres $C_{mic}-C_{org}$ -Verhältnis in den jungen und alten Kippböden im Vergleich zu den natürlichen Böden weist auf eine bessere Verfügbarkeit und einen schnelleren Umsatz der organischen Substanz hin (ESLNER 1994). Die hohe mikrobielle Aktivität der Kippenböden zeigt sich auch in vergleichsweise hohen Phosphatase-Aktivitäten. Die Alkalische Phosphatase korreliert für alle Böden gut mit der mikrobiellen Biomasse ($r = 0,691^{**}$). Die höchsten Werte finden sich in den alten Kippenböden und die niedrigsten in den natürlichen Böden (Abb. 4).

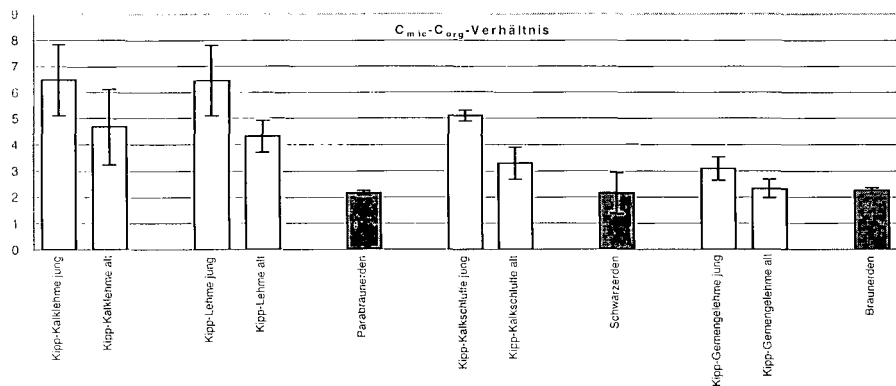


Abb. 3: Verhältnis mikrobieller Biomasse zu organischem Kohlenstoff junger (< 15 a), alter (> 15 a) und natürlicher Böden des Untersuchungsgebietes; Mittelwerte und Standardabweichungen, n = 4

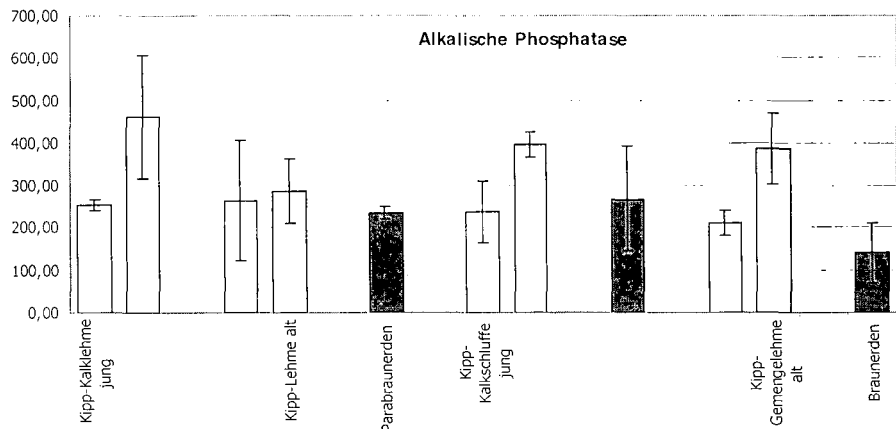


Abb. 4: Alkalische Phosphatase junger (< 15 a), alter (> 15 a) und natürlicher Böden des Untersuchungsgebietes; Mittelwerte und Standardabweichungen der Jahre 1996-1998, n = 8 bzw. 10

Die gute Phosphatversorgung der Kippen ergibt sich aus hohen Düngergaben in den ersten Jahren. Die Versorgung mit pflanzenverfügbarem Phosphat ist entsprechend der langjährigen landwirtschaftlichen Nutzung der Flächen in allen untersuchten Böden gut bis sehr gut (Abb.5).

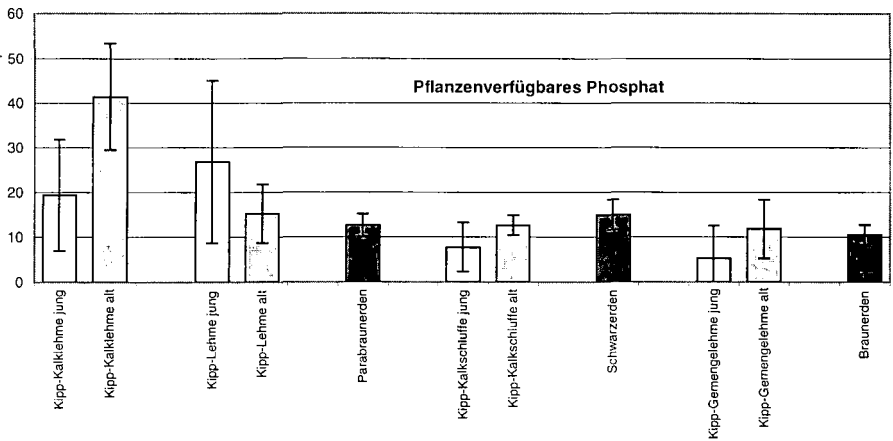


Abb. 5: Pflanzenverfügbares Phosphat (mg P₂O₅/100 g TS) junger (< 15 a), alter (> 15 a) und natürlicher Böden des Untersuchungsgebietes; Mittelwerte und Standardabweichungen; n = 4

Schlußfolgerungen

Die Kippen stellen sich als Standorte mit guter Nährstoffversorgung und hohem Ertragspotential dar. Ihre mikrobiellen Eigenschaften können aufgrund der extensiven Bodenbewirtschaftung mit weiten Fruchtfolgen als vergleichsweise gut eingestuft werden. Es ist daher anzuraten, Kippenböden über längere Zeiträume bodenschonend zu bewirtschaften, um die natürliche Bodenfruchtbarkeit nachhaltig zu fördern.

Literatur

- ELSNER, D.-Ch. (1994): Einflüsse von Bodenbearbeitung und Düngung auf die Mikroorganismen und ihre Leistungen typischer Ackerböden einer norddeutschen Moränenlandschaft, Inst. F. Pflanzenern. U. Bodenk. Kiel 27.
- REUTER, G. (1991): 35 Jahre Rostocker Dauerversuche. I. Entwicklung der Humusgehalte. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde 35, 357-364.
- SCHNEIDER, R. (1994): Gefügeentwicklung in Neulandböden aus Löß und Hafenschlick und deren Auswirkungen auf bodenphysikalische und -mechanische Parameter; Aachen, Diss. Trier 1992.
- THUM, J.; WÜNSCHE, M.; FIEDLER, H.J. (1992): Rekultivierung im Braunkohlenbergbau der östlichen Bundesländer. Rosenkranz, Nr. 7240.
- WÜNSCHE, M.; THUM, J. (1990): Bodensubstrate und Bodenentwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flurkippe Espenhain. Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 30, 217-228.

Wir danken dem BMBF für die finanzielle Unterstützung unserer Untersuchungen.

Langzeitbeobachtung des Elementflusses in und aus einer Terra fusca Rendzina unter Rotbuche

Rainer Georg Joergensen¹⁾ und Brunk Meyer²⁾

Problemstellung

Während einer zweijährigen Beobachtungszeit Anfang der achtziger Jahre ergab sich aus der Bilanz der Lösungsströme eine Chlorid-Anreicherung im Ah-Horizont einer Terra fusca Rendzina, die nicht erklärt werden konnte (JÖRGENSEN, 1987). Aus diesem Grund wurde die Beobachtungszeit auf 11 Jahre ausgedehnt, um zu prüfen, ob die Bilanzlücke zwischen Eintrag und Austrag von Chlorid kleiner wird bzw. ob sich für die Bilanzlücke eine Erklärung finden läßt. Ein weiteres Ziel war die Bedeutung des Lösungsflusses für den Transport von C und N im Boden zu überprüfen.

Material und Methoden

Das Experiment wurde im "Göttinger Wald" durchgeführt, einem Buchenhochwald auf Muschelkalk mit der Terra fusca Rendzina als dominierendem Bodentyp (JOERGENSEN und MEYER, 1990). Der Kronentrauf- Niederschlag wurde in zwei 5 l Gefäßen mit einem Polypropylenrichter mit 25,48 cm Durchmesser unmittelbar neben den Platten-Lysimetern aufgefangen. Die beiden frei ablaufenden Lysimeter im Boden bestanden aus einer PVC-Platte (40 x 80 cm) mit einer Kante von 1 cm. Sie wurden durch das Ausheben einer Höhle unterhalb einer ungestörten Bodenstrecke in zwei nahezu identischen Böden (Tabelle 1) installiert, eine Platte zwischen dem Bv- und IC-Horizont mit einem Gradienten von 30 auf 32 cm Tiefe (Lysimeter 32) und eine weitere Platte zwischen dem IC and mC Horizont mit einem Gradienten von 72 auf 74 cm Tiefe (Lysimeter 74).

Tabelle 1: Eigenschaften der Böden über den Lysimeterplatten

Tiefe [cm]	Dichte [g cm ⁻³]	Humus [% TS]	Boden [% Vol.]	Kalkstein [% Vol.]	Porenraum [% Vol.]
<i>Lysimeter in 32 cm Tiefe</i>					
0-18 (Ah)	0,9	8,7	35,0	0,3	64,7
18-32 (Bv)	1,2	4,7	46,3	1,8	51,9
<i>Lysimeter in 74 cm Tiefe</i>					
0-18 (Ah)	0,9	8,0	35,2	0,1	64,7
18-32 (Bv)	1,2	4,0	46,8	0,4	52,8
32-46 (IC)	1,5	2,1	29,5	27,6	42,9
46-74 (IC)	2,1	0,6	27,1	54,2	18,7

¹⁾ Fachgebiet Bodenbiologie, Universität Gesamthochschule Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen; ²⁾ Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen

Die anfallenden Kronentraufniederschläge und Lysimeterausläufe wurden wöchentlich gesammelt und analysiert. Die Konzentrationen an Na, K, Ca, Mg, NH_4^+ , NO_3^- und N_{org} wurden entsprechend der Arbeit von JOERGENSEN und MEYER (1990) bestimmt. C_{org} wurde als CO_2 nach Ofenoxidation bei 800 °C mit einem IR-Detektor gemessen (Maihak Tocor 2).

Ergebnisse und Diskussion

In der 11-jährigen Meßperiode von 1983 bis 1994 betrug der mittlere Kronentrauf-Niederschlag 515 mm pro Jahr, die Hälfte dieser Menge fiel im Sommer- und die andere im Winterhalbjahr. 233 mm des Krontraufs gelangten in eine Tiefe von unterhalb 32 cm und nur 106 mm in eine von unterhalb 74 cm (Tabelle 2). Zwischen 0 und 32 cm Tiefe betrug die im Winter wieder aufgefüllte Menge an Wasser 91 mm, was sehr gut mit der geschätzten nutzbaren Wasserkapazität von 96 mm übereinstimmte. Zwischen 32 und 74 cm Tiefe betrug die scheinbar ersetzte Menge 83 mm und lag damit fast 50% über der berechneten nutzbaren Wasserkapazität von 56 mm. Diese Überschätzung stimmt mit der Chloridbilanz überein und wird wahrscheinlich durch lateralen Wasserabfluß verursacht (Gerke, 1988).

Tabelle 2: Durchschnittliche Jahresflußraten des Kronentrauf-Niederschlags und der beiden Plattenlysimeter-Abflüsse von 1983/84 bis 1993/94

	Jahr ^{a)}	Sommer ^{b)}	Winter ^{c)}
	[mm]		
Kronentrauf	515	257	258
Lysimeter 32	233	66	167
Lysimeter 74	106	22	84
VK (\pm %)	1,3	3,8	1,2

VK = Variationskoeffizient der beiden Kronentrauffanggefäße nach 11 Jahren; ^{a)} 1.5. - 30.4.; ^{b)} 1.5. bis 30.9.; ^{c)} 1.10 - 30.4.

Natrium und Chlorid werden nur wenig von Böden sorbiert und nur in geringen Raten von Pflanzen aufgenommen (ELLENBERG et al., 1986). Durch die Wasseraufnahme der Vegetation kommt es daher bei der Passage durch die verschiedenen Bodenhorizonte zu einer relativen Anreicherung dieser Elemente in der Bodenlösung (Tabelle 4). Aber diese Zunahme war nicht groß genug, um die Bilanzlücke zwischen Input- und Outputrate zu schließen (Tabelle 3), auch wenn die Cl-Konzentrationen in der Abflußlösung des Lysimeters in 74 cm Tiefe sehr gut mit der von Lysimetern in 100 cm Tiefe übereinstimmen (MEESENBURG et al., 1995). Die Cl-Inputrate mit dem Freilandniederschlag war 50% größer als die Outputrate mit dem Lysimeter in 74 cm Tiefe. Unter der Annahme, daß die Cl-Inputrate der trockenen Deposition der des Stammabflusses entspricht, ist die Cl-Bilanz konsistent mit der Wasserbilanz (Tabelle 2).

Das molare Cl/Na-Verhältnis ist 1,0 im Freilandniederschlag des "Göttinger Waldes" (Tabelle 3, MEESENBURG et al., 1995). Diese haben Gesamt-Depositionen von 3,9 $\text{kmol}_c \text{ Na ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und 5,4 $\text{kmol}_c \text{ Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Kronentrauf-Niederschlag gemessen, was einem Cl/Na-Verhältnis von 1,4 entspricht. Die relative Anreicherung könnte durch die Interzeption von Cl_2 und HCl aus Verbrennungsprozessen verursacht sein (oder durch das Unterschätzen der Blattauswaschung). In unserem Kronentrauf-Niederschlag war das molare Cl/Na-Verhältnis mit 2,4 deutlich größer als bei MEESENBURG et al. (1995). Im Winterhalbjahr variierte es sowohl im Kronentrauf-Niederschlag als auch in den beiden Lysimeter-Ausflüssen um 2,1. Im Sommerhalbjahr veränderte es sich in entgegengesetz-

Tabelle 3. Flußraten von Anionen und Kationen, C_{org}, N_{org} und N_t

	H	Na	K	Mg	Ca	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Cl	SO ₄ -S	C _{org}	N _{org}	N _t
	[kmol _c ha ⁻¹ a ⁻¹]									[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
Freiland ^{a)}	3,10	2,9	0,69	2,2	4,6	5,93	5,8	3,0	9,4			
Kronentrauf	1,49	2,8	4,31	2,3	10,5	4,64	5,6	6,6	8,9	43,2	4,6	19,1
Lysimeter 32	0,01	2,3	0,51	2,1	47,9	0,36	6,5	4,3	11,7	31,3	1,8	11,4
Lysimeter 74	0,00	1,1	0,15	0,7	32,2	0,14	1,6	2,1	6,0	18,2	0,7	2,9
VK (± %)	1,8	3,2	4,4	10,3	8,7	3,4	5,6	1,4	4,2	3,8	8,3	5,5

VK = Variationskoeffizient der beiden Kronentrauffanggefäße nach 11 Jahren; ^{a)} Daten aus Meesenburg et al. (1995)

Tabelle 4. Mittlerer jährlicher pH und mittlere jährliche Konzentrationen von Anionen und Kationen, organisch-gebundenem C und N in den Perkulationslösungen

	pH	Na	K	Mg	Ca	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Cl	SO ₄ -S	C _{org}	N _{org}
	[µg ml ⁻¹]										
Kronentrauf	5,5	1,3	3,3	0,5	4,1	1,3	1,5	4,6	2,8	8,4	0,9
Lysimeter 32	7,4	2,2	0,8	1,1	40,9	0,2	3,9	6,5	8,0	13,4	0,8
Lysimeter 74	7,7	2,4	0,6	0,9	60,6	0,2	2,1	7,0	9,0	17,2	0,7

ten Richtungen. Im Kronentrauf-Niederschlag stieg das Cl/Na-Verhältnis auf 2,7, in den Lysimeter-Ausflüssen sank es auf 1,4 (Lysimeter 32) und 1,3 (Lysimeter 74). Dieses ist ein deutlicher Hinweis, das die Cl-Bilanzlücke zum großen Teil auf zyklierendem Chlorid beruhen muß, d.h. einer Cl-Aufnahme durch die Bäume, gefolgt von einer Cl-Auswaschung aus deren Blättern. Dieses steht aber im Widerspruch zu anderen Experimenten (VEITHEN, 1996). Allerdings können nicht nur grüne Blätter eine Cl-Quelle darstellen, sondern ebenso die alternden und absterbenden Blätter während des herbstlichen Laubfalls, wodurch sich das Maximum der Cl-Konzentration des Kronentrauf-Niederschlags im November und die erhöhten Cl-Konzentrationen im Oktober und Dezember erklären könnten (JÖRGENSEN, 1987). Die am Ende des Versuches aus Ah- und Bv-Material gebildeten Sättigungsextrakte gaben keinen Hinweis an eine Cl-Anreicherung der Bodenlösung.

Im Verhältnis zum Eintrag an C_{org} und N_t in den Boden mit dem Streufall betragen die in den Boden eingewaschenen Mengen 1% bzw. 38% (Tabelle 3). Der Lösungsfluß ist also wesentlich bedeutender für den Transport von N_t als für C_{org} . Die Konzentration an C_{org} nahm im Gegensatz zu der an N_{org} mit der Bodentiefe deutlich zu (Tabelle 4). Deshalb stieg das C_{org}/N_{org} -Verhältnis im Lösungsfluß von 9,4 (Kronentrauf) auf 17,4 (Lysimeter 32) und 26,0 (Lysimeter 74), was ein Hinweis auf eine deutliche Veränderung der Qualität der gelösten organischen Substanz ist.

Tabelle 5: Das Verhältnis der durchschnittlichen Konzentrationen an Na, K, NH_4 , NO_3 , Cl, C_{org} und N_{org} in den Perkolationslösungen im Sommer- zum Winterhalbjahr

	Na	K	NH_4 -N	NO_3 -N	Cl	C_{org}	N_{org}
Kronentrauf	0,7	2,4	1,3	1,3	1,0	2,2	1,3
Lysimeter 32	1,2	1,5	2,9	0,7	0,8	1,2	1,2
Lysimeter 74	1,4	1,8	1,3	1,4	0,8	0,9	1,2

Die größeren Konzentrationen von K^+ und NH_4^+ in der Ausflußlösung der beiden Lysimeter während der Sommerperiode sind ein klarer Hinweis auf den bevorzugten Fluß in Makroporen (Tabelle 5).

Literatur

- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMAN, J. (Eds.), 1986. Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. Ulmer, Stuttgart.
- GERKE, H., 1988. Untersuchungen zum Wasserhaushalt eines Buchenwald-Ökosystems and zur Wasserbewegung in flachgründigen Böden und im durchwurzelten Kalkgestein als Grundlage zur Modellentwicklung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A 27, 1-189.
- JÖRGENSEN, R.G., 1987. Flüsse, Umsatz und Haushalt der postmortalen organischen Substanz und ihrer Stoffgruppen in Streudecke und Bodenkörper eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. Göttinger Bodenkundliche Berichte 91, 1-409.
- JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., 1990. Nutrient changes in decomposing beech leaf litter assessed using a solution flux approach. Journal of Soil Science 41, 279-293.
- MEESBURG, H., MEIWES, K.J., RADEMACHER, P., 1995. Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. - Water, Air & Soil Pollution 85, 611-616.
- VEITHEN, C., 1996. Ionentransport durch Cuticlen von Buchenblättern und Fichtennadeln. - Berichte des Forschungszentrums für Waldökosysteme B 136, 1-149.

Sorption von gelöstem organischen Stickstoff an Mineralphasen und Unterböden

Klaus Kaiser & Wolfgang Zech

Einleitung

Gelöste organische Substanz (DOM) enthält wichtige Nährelemente (z.B. N, P, S), die mit ihr zusammen in Böden verlagert werden. Die Auswaschung gelöster organischer Nährstoffe hängt entscheidend von der Fähigkeit des jeweiligen Bodens ab, DOM zu binden (Donald *et al.*, 1993). Hierbei kommt der Sorption an Mineralpartikel eine herausragende Bedeutung zu (Jardine *et al.*, 1989). Sorption von DOM an Mineraloberflächen verläuft jedoch nicht einheitlich. Substanzen mit höherem Molekulargewicht, stark sauren funktionellen Gruppen und/oder aromatischen Strukturen werden bevorzugt gebunden (Davis & Gloor, 1981; McKnight *et al.*, 1992; Edwards *et al.*, 1996). Untersuchungen in Fließgewässern sowie marinen Sedimenten deuten auch auf eine besonders hohe Sorption N-haltiger Verbindungen hin (McKnight *et al.*, 1992; Wang & Lee, 1993). Im Gegensatz dazu zeigten Qualls & Haines (1991), dass N-haltige Substanzen in sauren Waldböden mobiler sind als andere Anteile der DOM. Dies führt zu einem sinkenden DOC/DON-Verhältnis in der Bodenlösung mit zunehmender Bodentiefe. Da bislang keine Daten zur DON-Sorption an Böden und Mineralphasen vorliegen, sind Aussagen ob Unterböden auch für DON ähnlich gute Barrieren gegen Auswaschung darstellen wie für DOC, nicht möglich.

Ziel dieser Untersuchung war es, Informationen zur Sorption von DON in Böden zu gewinnen. Dazu wurde in einem ersten Ansatz die Sorption von DOC und DON an Unterböden und Mineralphasen verglichen.

Material und Methoden

Gelöste organische Substanz (DOM)

DOM wurde aus dem Oh-Horizont einer Rohhumus-Auflage unter Fichte (*Picea abies* (Karst.) L.) gewonnen (siehe Kaiser *et al.*, 1997). Die Fraktionierung mit XAD-8 bei pH 2 (Aiken & Leenheer, 1993) zeigte, dass DOC zu 37% in der hydrophilen und zu 63% in der hydrophoben Fraktion vorlag. DON fand sich zu 54% in der hydrophilen und zu 46% in der hydrophoben Fraktion.

Mineralphasen und Bodenmaterial

Neben synthetischem Goethit ($\alpha\text{-FeOOH}$) und amorphem Al(OH)_3 wurden für die Versuche Illit und Kaolinit, die aus Unterböden gewonnen wurden (siehe Kaiser *et al.*, 1997), verwendet. Die Oxide wurden auf < 0.63 mm gesiebt; die Partikelgröße der Schichtsilikate war < 2 μm . Ausserdem wurden 5 Unterboden-Horizonte untersucht: der Bs eines Norm-Podsols, der Bhs eines Norm-Podsols, der HSD eines Norm-Pseudogleys, der Sd-Bt einer Pseudogley-Parabraunerde, sowie der Bv-Cv einer dystrophen Braunerde.

Sorptionsexperimente

Für die Sorptionsexperimente wurde der wässrige Auflageextrakt auf Konzentrationen von 0–5.6 mmol DOC L^{-1} bzw. 0–0.26 mmol DON L^{-1} (pH 4, Ionenstärke 0.002 M) verdünnt. Jeweils 80 mL dieser Lösungen

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie
Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
email: klaus.kaiser@uni-bayreuth.de

wurden zu 2 g der Mineralphasen bzw. 16 g Bodenmaterial gegeben (2-fache Wiederholung). Die Suspensionen wurden 24 h bei 5°C geschüttelt, dann bei 2000 g zentrifugiert und der Überstand durch 0.45-µm Membranen filtert. Das Zentrifugat wurde zur Abschätzung des Wassergehalts gewogen und bei 5°C gelagert. Im Filtrat wurde die DOC-Konzentration (Shimadzu TOC-5050 analyzer), Gesamt-N (TN; Abimed Total N analyzer TN-05), NO₃⁻, NO₂⁻, and NH₄⁺ (photometrisch, Alpkem RFA-300) gemessen. DOM wurde ausserdem an XAD-8-Säulen in hydrophile und hydrophobe Bestandteile getrennt (Aiken & Leenheer, 1993). Im Säuleneffluent (hydrophile Fraktion) wurde erneut DOC, TN, NO₃⁻, NO₂⁻ und NH₄⁺ gemessen. DON wurde berechnet aus der Differenz zwischen TN und der Summe anorganisch gebundenen N (NO₃⁻-N + NO₂⁻-N + NH₄⁺-N). DOC and DON in der hydrophoben Fraktion wurden errechnet als Differenz zwischen DOC und DON in der ursprünglichen Lösung und in der hydrophilen Fraktion. Die Auswertung der Sorptionsdaten erfolgte mit Hilfe der Initial Mass (IM)-Beziehung (Nodvin *et al.*, 1986). Desorptionsexperimente mit einer DOM-freien Lösung (pH 4, Ionenstärke 0.002 M) erfolgten 24 h nach der Sorption an Mineralphasen. Die Versuchsbedingungen waren identisch zu jenen während der Sorption.

Bestimmung von Aminozuckern

In einem weiteren Experiment wurde 1 L der Lösung mit dem höchsten Gehalt an DOM mit 12.5 g amorphem Al(OH)₃, Goethit bzw. Illit equilibriert (Versuchsbedingungen s.o.). Ein Teil der Initial- und Gleichgewichtslösungen wurde gefriergetrocknet, der Rest an XAD-8-Säulen fraktioniert, die Fraktionen protoniert und gefriergetrocknet (Vorgehen siehe Kaiser *et al.*, 1997). Nach saurer Hydrolyse (6M HCl, 105°C, 8 h) erfolgte an diesen Proben die gaschromatographische Bestimmung von Glucosamin, Mannosamin, Galactosamin und Muraminsäure (als Aldononitrilacetate; Zhang & Amelung (1996).

Ergebnisse und Diskussion

Sorption von DOC und DON an Mineralphasen und Unterböden

Die Sorption von DOC und DON an Oxide verlief direkt proportional zu den DOC- und DON-Zugaben (Beispiel Goethit, Fig. 1). Die hydrophobe Fraktion wurde etwas stärker sorbiert als die hydrophile, was in Einklang mit anderen Untersuchungen steht (Jardine *et al.*, 1989; Kaiser & Zech, 1997). Die Verteilungskoeffizienten der IM-Beziehung für DOC und DON sowohl für die Gesamtlösung als auch für die hydrophile und hydrophobe Fraktion waren gleich (Tab. 1). Eine präferenzielle Bindung von DON findet demnach nicht statt. Ursache ist vermutlich die gegensätzliche Ladung freier Aminogruppen und der Oberfläche der Oxide aufgrund des sauren Milieus (pH 4). Die nahezu identische Sorption von DOC und DON lässt vermuten, dass N-Liganden passiv gebunden werden.

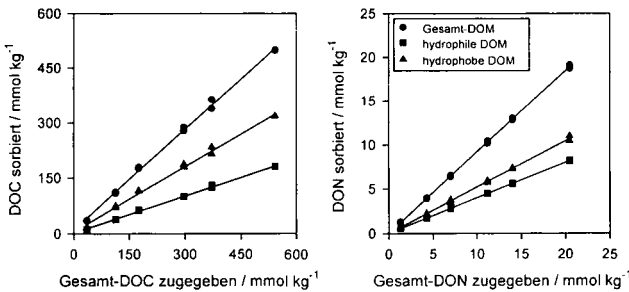


Fig. 1. Sorption von DOC und DON (Gesamt-DOM sowie hydrophile und hydrophobe DOM-Fraktion) an Goethit.

Die Sorption von Gesamt-DOC und -DON an Schichtsilikate stieg curvilinear bis zu einem Maximum an (Beispiel Illit, Fig. 2). Nach Erreichen dieses Maximums war eine weiter steigende Bindung der hydrophoben Fraktion zu beobachten bis schließlich das gesamte sorbierte Material der hydrophoben Fraktion entstammte. Mit der präferenziellen Sorption von hydrophobem DOC und DON kam es zu sinkender Bindung von hydrophilem DOC and DON. Wie bei den beiden Oxiden verlief die Sorption von DOC und DON auch bei den beiden Schichtsilikaten identisch. Da bei pH 4 zumindest ein Teil der freien

Tabelle 1. Verteilungskoeffizient m und Regressionskoeffizient r^2 der Initial Mass-Beziehung zwischen zugegebenem und sorbiertem DOC bzw. DON.

	Gesamt-DOC		Gesamt-DON		hydrophiles DOC		hydrophiler DON		hydrophober DOC		hydrophobic DON	
	m	r^2	m	r^2	m	r^2	m	r^2	m	r^2	m	r^2
<i>Mineralphasen</i>												
Al(OH) ₃	0.89	0.999	0.90	0.999	0.83	0.996	0.84	0.999	0.93	0.997	0.94	0.996
Goethit	0.92	0.998	0.92	1.000	0.86	0.999	0.87	1.000	0.97	0.996	0.97	0.998
<i>Unterboden-Horizonte</i>												
HM-Bs	0.89	0.999	0.85	0.999	0.73	0.999	0.75	0.988	0.99	0.997	0.99	0.999
WR-Bhs	0.63	0.999	0.62	0.998	0.47	0.999	0.50	0.990	0.76	0.999	0.79	0.995
A'I-IIId	0.80	1.000	0.80	0.999	0.72	1.000	0.75	0.997	0.84	1.000	0.86	0.994
AP-Sd-Bl	0.88	1.000	0.88	0.999	0.83	1.000	0.84	0.999	0.92	1.000	0.93	0.997
MS-Bv-Cv	0.90	1.000	0.88	1.000	0.82	0.999	0.84	0.999	0.96	0.999	0.94	0.999

Aminogruppen positiv geladen ist, wäre eine verstärkte Bindung an die negativ geladenen Schichtsilikate zu erwarten gewesen. Sowohl die hydrophile als auch die hydrophobe Fraktion enthalten zahlreiche Carboxylgruppen (siehe Kaiser *et al.*, 1997). Bei einem mittleren pK_a -Wert von Carboxylgruppen an DOM von etwa 4 (Vance & David, 1991) dürften unter den gegebenen Bedingungen (pH 4) 50% dieser Gruppen deprotoniert sein und DOM daher überwiegend negativ geladen vorliegen. Die Dominanz negativ geladener Gruppen könnte eine Annäherung N-haltiger Substanzen an negativ geladene Oberflächen behindern.

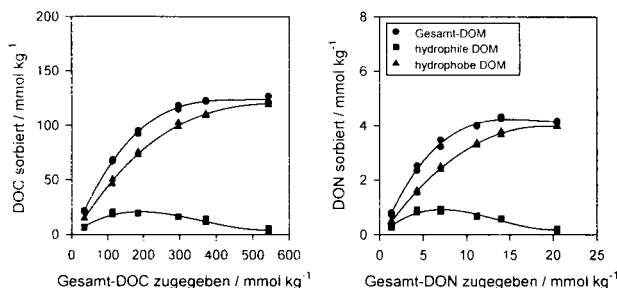


Fig. 2. Sorption DOC und DON (Gesamt-DOM sowie hydrophile und hydrophobe DOM-Fraktion) an Illit.

Aufgrund identischer Sorption von DOC und DON in den beiden Fraktionen bleiben die DOC/DON-Verhältnisse nicht sorbierten Materials während des gesamten Experiments konstant. Da die Sorption der N-ärmeren hydrophoben Fraktion stärker ist als jene der N-reicheren hydrophilen Fraktion, deutet sich ein Sinken der DOC/DON-Verhältnisse von in der Lösung verbliebenen Gesamt-DOM an (Fig. 3). Dies stimmt mit den Ergebnissen von Qualls & Haines (1991) überein, die während der Passage des Mineralbodens mit der Bodentiefe sinkende DOC/DON-Verhältnisse fanden.

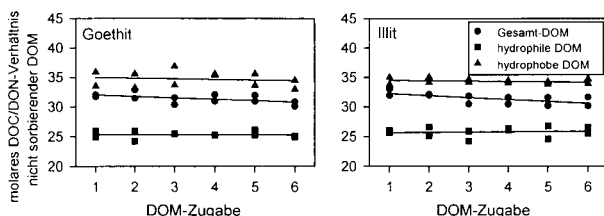


Fig. 3. Molare DOC/DON-Verhältnisse nicht sorbierender DOM im Sorptionsexperiment mit Goethit bzw. Illit. Die Zahlen auf der x-Achse kennzeichnen die verschiedenen DOM-Zugaben.

Die Desorption von DOC von den Mineralphasen unter gleichen Bedingungen wie während der Sorption war gering (Hysterese). Die Desorption von DON war entsprechend nahe oder unter der Nachweisgrenze.

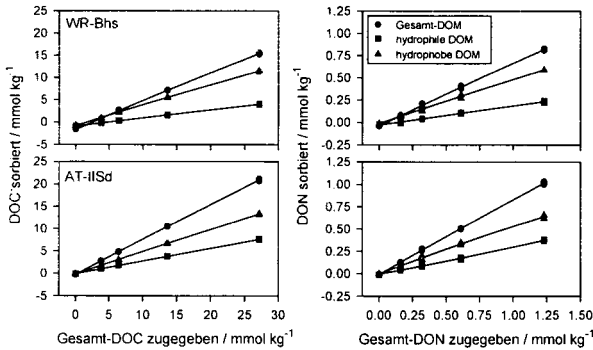


Fig. 4. Sorption von DOC und DON (Gesamt-DOM sowie hydrophile und hydrophobe DOM-Fraktion) an zwei Unterboden-Horizonte.

Die Sorption von DOC und DON an Unterböden verlief ähnlich der an Oxide (Beispiel Bs und IISd, Fig. 4). Sie war direkt proportional zur DOC- bzw. DON-Zugabe. Die *m*-Werte der IM-Beziehung zeigten eine bevorzugte Bindung der hydrophoben Fraktion sowie keine oder nur geringe Unterschiede der Bindung von DOC und DON der beiden Fraktionen (Tab. 1).

Sorption von Aminosuckern und Muraminsäure an Mineralphasen

Unter den hydrolysierbaren Aminosucker-Verbindungen beider Fraktionen dominieren (>92%) Neutralverbindungen (Glucosamin, Mannosamin, Galactosamin). Der Anteil von Muraminsäure vor der Sorption beträgt in beiden Fraktionen 6-7%. Nach Kontakt mit den Mineralphasen sank ihre Konzentration in nicht-sorbierter, hydrophiler wie hydrophober DOM deutlich, die Konzentrationen an Neutralverbindungen blieben dagegen konstant (Fig. 5). Dies Ergebnis legt den Verdacht nahe, dass diejenigen Liganden, welche die DOM-Sorption kontrollieren saure Gruppen, insbesondere Carboxylgruppen, sind. Die des öfteren beobachtete bevorzugte Sorption von Aminosäuren (z.B. McKnight *et al.*, 1992) ist somit kein Hinweis auf eine generelle bevorzugte Sorption von DON.

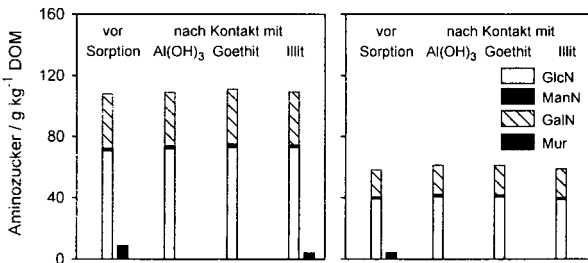


Fig. 5. Konzentrationen neutraler Aminosucker und Muraminsäure in hydrophiler und hydrophober DOM vor und nach Kontakt mit amorphem Al(OH)₃, Goethit bzw. Illit (GlcN = Glucosamin, ManN = Mannosamin, GalN = Galactosamin, Mur = Muraminsäure).

Literatur

Aiken GR, Leenheer JA 1993. *Chem. Ecol.* **8**, 135-151 • Davis JA, Gloor R 1981. *Environmental Science and Technology*, **15**, 1223-1229 • Donald RG, Anderson DW, Stewart JWB 1993. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**, 1611-1618 • Edwards M, Benjamin MM, Ryan JN 1996. *Colloids Surf. A* **107**, 297-307 • Jardine PM., Weber NL, McCarthy JF 1989. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**, 1378-1385 • Kaiser K, Zech W 1997. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **61**, 64-69 • Kaiser K, Guggenberger G, Haumaier L, Zech W 1997. *Europ. J. Soil Sci.* **48**, 310-310 • McKnight DM, Bencala KE, Zellweger GW, Aiken GR, Feder GL, Thorn KA 1992. *Environ. Sci. Technol.* **26**, 1388-1396 • Nodvin SC, Driscoll CT, Likens GE 1986. *Soil Sci.* **142**, 27-35 • Qualls R, Haines BL 1991. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 1112-1123 • Vance GF, David MB 1991. *Geochim. Cosmochim. Acta* **55**, 3611-3625 • Wang X-C, Lee C 1993. *Marine Chem.* **44**, 1-23 • Zhang X, Ameling W 1996. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1201-1206.

Dank: T. Gonter und X.-D. Zhang für die Aminosucker-Analysen.

Ein Feldversuch zur Sanierung eines mit Zink, Kupfer und Cadmium belasteten Standorts mit Hilfe von Pflanzen

A. Kayser¹, K. Wenger², H.R. Felix³, S. Gupta², R. Schulin¹ und W. Atinger¹

¹ETH Zürich, Institut für terrestrische Ökologie, Grabenstrasse 14, CH-8952 Schlieren
IUL Liebefeld, Postfach, CH-3003 Bern
Metallophag GmbH, Bündtenstrasse 20, CH-4419 Luplingen

1 Einleitung

In den letzten Jahren wurde von zahlreichen Autoren die Verwendung metallakkumulierender Pflanzen zur Sanierung schwermetallbelasteter Flächen vorgeschlagen (McGrath et al., 1993; Cunningham et al. 1995; Kumar et al., 1995; Chaney et al., 1997). Bei diesem Verfahren sollen speziell selektierte Akkumulatorpflanzen angebaut werden, welche in erhöhtem Masse Schwermetalle aufnehmen und in ihre oberirdische Biomasse translozieren können (Phytoextraktion). Dabei wird in sog. Hyperakkumulatorpflanzen (Baker, 1989) und metallakkumulierende Kulturpflanzen (Blaylock et al. 1997) unterschieden. Der Anbau der Pflanzen soll ggf. mit der Applikation verschiedener Hilfsstoffe, beispielsweise verschiedenen Komplexbildnern oder Säuren, kombiniert werden, um eine ausreichende Pflanzenverfügbarkeit der Metalle zu gewährleisten.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, a) die Effizienz verschiedener möglicher Sanierungspflanzen auf einem Boden mit geringer Schwermetallmobilität zu vergleichen, und b) Möglichkeiten einer Förderung der pflanzlichen Schwermetallaufnahme durch Zugabe des synthetischen Komplexbildners Nitritotriacetat sowie von elementarem Schwefel unter Zugabe schwefeloxidierender Bakterien zu testen.

2 Material und Methoden

Der kontaminierte Standort Dornach liegt im Abluftbereich einer Buntmetallfabrik und weist Belastungen bis zu etwa 2200mg/kg Zink, 2000 mg/kg Kupfer und 4 mg/kg Cadmium auf. In 2 Versuchsjahren wurden die beiden Hyperakkumulatorpflanzen *Alyssum murale* (Steinkresse) und *Thlaspi caerulescens* (Täschelkraut) sowie die metallakkumulierenden Kulturpflanzenarten *Brassica juncea* (Sareptasenf), *Nicotiana tabacum* (Tabak, 2 Sorten), *Salix viminalis* (Korbweide), *Helianthus annuus* (Sonnenblume) und *Zea mays* (Mais) angebaut. Nitritotriacetat (NTA; 1 und 2 mmol/kg Boden) wurde mehrfach während der Vegetationsperiode mit Düngelanzen direkt im Wurzelraum appliziert. Bei der zweiten Methode wurde elementarer Schwefel (100 mmol/kg Boden; <250µm) mit einer Motorhacke in den Boden eingearbeitet. Die Versuchspflanzen wurden nach der Ernte gereinigt und gehäckselt, eine Mischprobe entnommen und bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Proben wurden mit einer Retsch Ultrazentrifuge (UZ1) gemahlen und mittels Mikrowellendruckaufschluss (MLS Ethos) in HNO₃ konz. + H₂O₂ aufgeschlossen.

Die Schwermetallanalytik erfolgte mittels Flammen und Graphitrohr-AAS (Varian SpectraAA 300 und 400, GTA 96). Schwermetallgehalte im Boden wurden nach FAL (1996) im HNO₃- und NaNO₃- Extrakt bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Das Wachstum der Pflanzen war in beiden Versuchsjahren gut, die *Erträge* lagen im Bereich normaler landwirtschaftlicher Biomasseproduktion (Walther et al., 1994). Mit Abstand die grösste Biomasse wurde von der eingesetzten Sonnenblume (über 30 t·ha⁻¹ Trockensubstanz) produziert, gefolgt von Mais, Tabak und Sareptasenf. Die Korbweiden zeigten als Gehölzart im ersten Jahr noch geringen Biomassezuwachs; erfahrungsgemäss steigert sich die Biomasse aber im 2. und 3. Jahr auf das Niveau von Tabak. Die geringsten Erträge zeigten die beiden Hyperakkumulatoren.

Die *Schwermetallaufnahme* lag bei den Kulturpflanzen-Kontrollen etwas über dem für solche Pflanzen "normalen" Bereich. Dabei zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Arten, wobei die Hyperakkumulatoren die höchsten Metallkonzentrationen aller Pflanzenarten aufwiesen. Hervorzuheben ist dabei insbesondere *T. caerulescens*, die pro Gramm Biomasse etwa die 10fache Zink-Menge der Kulturpflanzen aufnahm. Die Metallgehalte der einzelnen Testpflanzen sind in Abbildung 1 zusammengestellt.

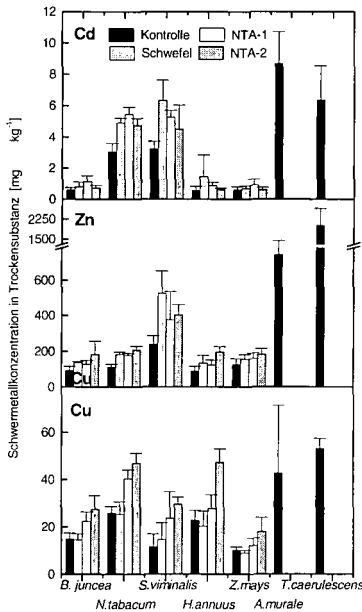


Abbildung 1: Schwermetallgehalte der Testpflanzen in Abhängigkeit der Mobilisierungsbehandlung

Durch die *Schwermetallmobilisierung* konnten die Schwermetallkonzentrationen im NaNO₃-Extrakt je nach Metall und eingesetztem Mobilisierungsmittel 8-80fach gesteigert werden. Die mobilisierende Wirkung von NTA ging dabei zwischen den einzelnen Behandlungsterminen auf die Ausgangswerte zurück. Dies ist vermutlich auf die gute biologische Abbaubarkeit von NTA zurückzuführen (vgl. Kulli et al., *in Druck*).

Eine Erhöhung der NaNO_3 -extrahierbaren Schwermetallgehalte infolge NTA-Applikation konnte für alle 3 Metalle nachgewiesen werden. Der Effekt von Schwefel beschränkte sich dagegen auf die Metalle Zink und Cadmium, da die pH-Absenkung nur wenige Zehnteinheiten betrug und nur diese beiden Metalle bereits im Bereich zwischen pH 6,5 und 7,5 auf kleine pH-Wertveränderungen reagieren.

Die erhöhte Verfügbarkeit der Metalle im Boden führte zu einer Verdopplung, bei einzelnen Arten auch zu einer Vervielfachung der Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen, ohne dass dabei Wachstumseinbußen infolge vermehrter Schwermetallaufnahme verzeichnet wurden.

Die *Schwermetallgehalte* der Pflanzen blieben trotz der erzielten Mehraufnahme durch die Erhöhung der löslichen Metallgehalte im Boden insgesamt weit unter den aus Gewächshausversuchen (Wenger et al., *in Vorbereitung*) und Literatur (McGrath et al., 1993; Blaylock et al., 1997; Huang et al, 1997) bekannten Werten. Dies ist vermutlich vor allem auf eine nach wie vor zu geringe Verfügbarkeit der Schwermetalle für die Pflanzen zurückzuführen. Auch dürfte die Verteilung der Mobilisierungsmittel im Boden eine Rolle spielen.

In bezug auf den *totalen Entzug* der Schwermetalle, erwies sich gesamthaft gesehen die Sonnenblume infolge ihrer hohen Biomasse vor Mais und Tabak als beste Sanierungspflanze. Tabak wies dabei den höchsten Cadmiumexport auf. Die beiden Hyperakkumulatoren *T. caeruleus* und *A. murale* zeigten infolge ihrer geringen Biomasse mit die niedrigsten Schwermetallentzüge. Insgesamt würde unter der Annahme einer linearen Abnahme der Boden-Schwermetallgehalte eine Dekontamination des Standortes Dornach mit Hilfe der besten hier getesteten Pflanzenarten je nach Metall bei der bisher erreichten Leistung immernoch mehrere Jahrhunderte dauern.

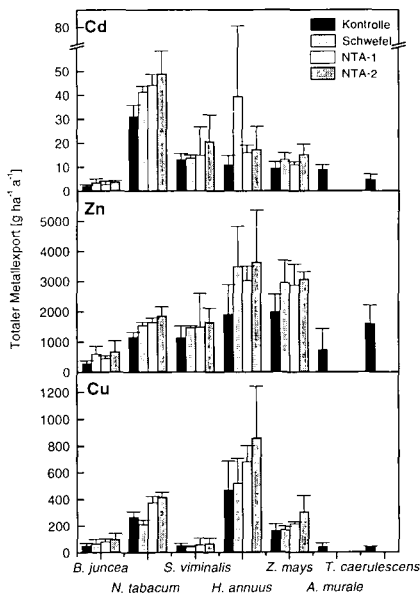


Abbildung 2: Totale Schwermetallentzüge

4 Schlussfolgerungen

Der Einsatz metallmobilisierender Agenzien steigerte die NaNO_3 -extrahierbare Schwermetallfraktion um das 8-80fache. Im Gegensatz dazu erhöhte sich die Schwermetallaufnahme der Testpflanzen im Mittel nur etwa auf das Doppelte, in Einzelfällen auch auf ein Mehrfaches. Die erreichten Schwermetallentzüge liegen aber immer noch deutlich unter den in der Literatur angegebenen oder in eigenen Laborversuchen ermittelten Werten. Gründe dafür sind in der infolge hoher pH-Werte sehr geringen Pflanzenverfügbarkeit der Metalle zu suchen. Die durchgeführte Schwermetallmobilisierung hat diese Limitierung verringert, aber nicht im gewünschten Masse.

Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass die Schwermetallaufnahme dieser Pflanzen bei Fortentwicklung der Phytosanierungstechnik weiter gesteigert werden kann. Gleichwohl erfordert eine Sanierung des Feldstandortes Dornach mittels metallakkumulierender Pflanzen je nach angestrebtem Sanierungsziel mit den erzielten Leistungen Sanierungszeiträume, welche für eine praktische Anwendung unrealistisch sind.

5 Literatur

- Baker, A. J. M. and R. R. Brooks (1989): Terrestrial plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1: 81-126.
- Blaylock, M. J., D. E. Salt, S. Dushenkov, C. Zakharova, C. Gussman, Y. Kapulmik, B.D. Ensley (1997): Enhanced accumulation of Pb in indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.* 31: 860-865.
- Chaney, R. L., M. Malik, M.L. Yin, S.L. Brown, E. P. Brewer, J. S. Angle, A. J. M. Baker (1997): Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* 8: 279-284.
- Cunningham, S. C., R. W. Berti, J. W. Huang (1995): Remediation of contaminated soils and sludges by green plants. In: R. E. Hinchee, J. L. Means and D. R. Burris (Hrsg.). *Bioremediation of Inorganics*. Vol. 3: 33-54.
- FAL (1996). Bodenuntersuchungen zur Beurteilung der Schadstoffe (Anorganische und Organische Schadstoffe). Zürich-Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL).
- Huang, J. W., J. Chen, S.D. Cunningham (1997): Phytoextraction of lead from contaminated soils: The role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31: 800-805
- Kulli, B., M. Balmer, R. Krebs, B. Lothenbach, G. Geiger, R. Schulin (1999): The influence of Nitilotriacetate on heavy metal uptake of lettuce and ryegrass. *J. Environ. Qual.*, in press.
- Kumar, P. B. A. N., V. Dushenkov, H. Motto, I. Raskin (1995): Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1232-1238.
- McGrath, S. P., C. M. D. Sidoli, A. J. M. Baker, R. D. Reeves (1993): The potential for the use of metal-accumulating plants for the in situ decontamination of metal-polluted soils. In: H. J. P. Eijackers and T. Hamers (Hrsg.): *Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection*. Kluwer Academic Press. 24: 673-676.
- Walther, U., H. Menzi, J.-P. Ryser, R. Flisch, B. Jeangros, W. Kessler, A. Maillard, A. Siegenthaler, P.A. Vuilloud (1994): Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 1(7): 1-39.

Flächenhafte Bilanzierung des Wasserhaushaltes auf einem Rhyolithstandort bei Halle (Saale)

M. Kayser¹, A. Trefflich¹ & G. Wessolek²

Einleitung und Problemstellung

Das im Norden von Halle gelegene Hallesche Porphyrgbiet (ca. 500 km²) ist ein im Oberkarbon und unteren Perm gebildeter vulkanischer Gesteinskomplex, der vorwiegend aus Rhyolith (Quarzporphyr) aufgebaut ist. Im Tertiär setzte eine intensive Kaolinisierung und physikalische Verwitterung der Gesteine ein. Durch die nachfolgenden Eiszeiten (vor allem Elster- und Saaleglazial) wurde der Gesteinsschutt ausgeräumt und das feste Gestein z.T. als Kuppe und Rundhöcker freipräpariert (WAGENBRETH & STEINER 1990). Glazigene und glazifluviale Ablagerungen der Saalevereisung und eine nachfolgende Lößüberwehung mit anschließender Erosion führten zu einem sehr kleinräumigen Bodentypenmosaik. Durch die starke vertikale und flächenhafte Heterogenität des Porphyrgbietes gestaltet sich die Charakterisierung des Bodenwasserhaushaltes als Grundlage für die Berechnung von Evapotranspiration und Versickerung schwierig. Ziel der Untersuchungen war die Erfassung der räumlichen Struktur der realen Evapotranspiration (ET_r).

Methoden

Bodenkartierung und Bodenfeuchtemeßplätze

Die Untersuchungsfläche ist ein vormals ackerbaulich genutzter Rhyolithsattel und umfaßt ca. 1,2 ha. Sie liegt in 115 m Höhe und weist Reliefunterschiede von 3 m auf. Eine Feinkartierung erfolgte mit einem PÜRCKHAUER-Bohrstock bis in 1 m Tiefe im Raster von 10 x 10 m. Hinsichtlich der Bodenmächtigkeit bzw. der Gründigkeit des Standortes wurde eine große Variabilität festgestellt (Abb1). Es liegen Bereiche von weniger als 10 cm Gründigkeit (Ranker und Regosole) bis zum Festgestein oder Gesteinsschutt des C-Horizontes und solche bis zu über 2 m Mächtigkeit (Braunerden und Pararendzinen) auf einer Strecke von 100 m vor.

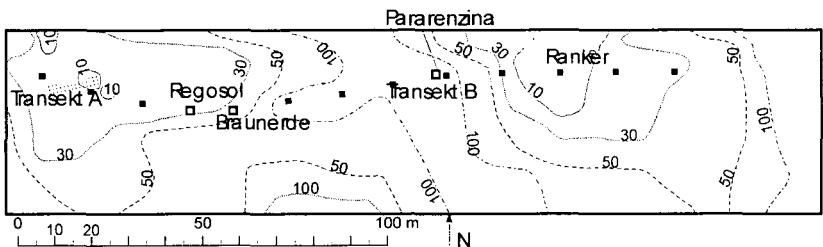


Abb. 1: Tiefe der Oberfläche des C-Horizontes (in cm) der Untersuchungsfläche mit der Lage der untersuchten Bodenprofile und der Transekte A und B

Wasserhaushaltsuntersuchungen wurden 1998 an den Bodenprofilen Ranker (Transekt A), Regosol und Braunerde durchgeführt. Ab 1999 wurden die Messungen auf das Profil Pararendzina und dem 137,5 m

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Uni. Halle-Wittenberg Weidenplan 14, 06108 Halle (Saale)

² Institut für Ökologie, TU Berlin, Salzufer 11/12, 10587 Berlin

langen Transekt B erweitert. Die Wassergehalte wurden mit TDR-Sonden (Fa. Easy Test) ermittelt. An den Profilen Regosol und Braunerde wurden zusätzlich Wasserspannungen mit Einstichtensometern gemessen. In Tabelle 1 ist die Anordnung der Meßsonden aufgeschlüsselt.

Tab.1: Anordnung der Meßsonden in den Bodenprofilen

Bodentyp	Ranker	Regosol	Braunerde	Pararendzina
Bodentiefe/Gründigkeit	1 dm	3 dm	5 dm	>20 dm
TDR-Sonden (n = 2)	in 1-dm-Tiefenstufen			ab 60 cm Tiefe in 2-dm-Tiefenstufen
Tensiometer (n = 3)	in 1-dm-Tiefenstufen			

Die Messungen erfolgten manuell im Sommer zwei- bis zehntägig und im Winter in zwei- bis dreiwöchigem Abstand.

Für die räumliche Erfassung der Bodenfeuchte sowie der realen Verdunstung auf der Untersuchungsfläche wurden zwei TDR-Transekte eingerichtet (Abb. 1). Transekt A war 20 m lang, die Meßtiefe betrug 0-10 cm bei einem Abstand von 1 m und zweifacher Wiederholung. Transekt B war 150 m lang, bestand aus 12 TDR-Meßplätzen (n = 2) mit Meßtiefen von 0-10 und 20-30 cm. Der Abstand zwischen den Meßplätzen betrug 12,5 m.

Mathematische und Statistische Verfahren

Die Ermittlung der realen Evapotranspiration (ETI) erfolgte nach der in DVWK (1996) beschriebenen Methode. Mit Hilfe von hydraulischen Gradienten ($grad\psi$) konnte die Lage der hydraulischen Wasserscheide ($grad\psi = 0$) und mit ihr die Richtung des Wasserflusses bestimmt werden (RENGER et al. 1977). Die ETI berechnet sich aus den Wassergehaltsänderungen zwischen den Meßterminen oberhalb der Wasserscheide unter Berücksichtigung des Niederschlages. Wenn der Schichtwassergehalt die Feldkapazität überstieg, wurde für die jeweilige Tiefe abwärtsgerichteter Wasserfluß angenommen. Beim Verlassen des Systems trat Versickerung auf.

Da die reale Evapotranspiration auf der Untersuchungsfläche primär von der Gründigkeit bzw. der effektiven Wurzeltiefe abhängig ist, wurde eine Trendbereinigung für die erhaltenen ETI-Werte der Transekte durchgeführt. Räumlich-strukturelle Zusammenhänge hinsichtlich der ETI auf der Untersuchungsfläche konnten mit Hilfe von Semivariogrammanalysen nachgewiesen werden. (SCHLÜTER 1996). Um die räumliche Abfolge der äquidistanten Werte der ETI für Transekt B interpretieren zu können, werden mittels Spektralanalyse charakteristische, wiederkehrende Grundmuster in der Abfolge gesucht.

Ergebnisse

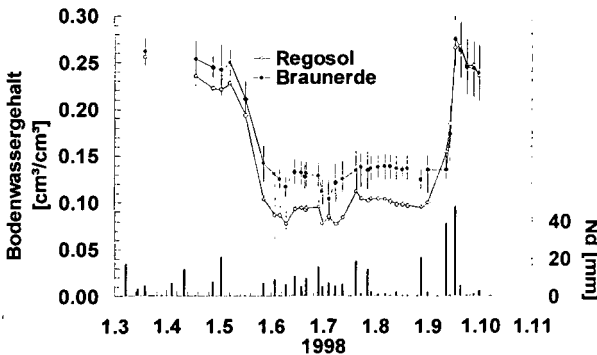


Abbildung 2 zeigt die Dynamik der Bodenwassergehalte für Regosol und Braunerde. Bei im Frühjahr gleichen Wassergehalten sinken die Werte in der Hauptvegetationszeit beim Regosol signifikant stärker ab als bei der Braunerde. Der Queckenbestand, der auf beiden Meßplätzen vorhanden war, konnte beim Regosol eine stärkere relative Ausschöpfung des Bodenwasservorrates als bei der Braunerde bewirken. Bei beiden abgebildeten Meßtiefen

Abb.2: Dynamik der Wassergehalte in 25-35 cm Tiefe für die Meßplätze Regosol und Braunerde

lagen keine Unterschiede hinsichtlich Totwasser und Feldkapazität (15 bzw. 28 Vol.-%) vor. Trotz der effektiveren Nutzung der Wasserangebotes unter dem Regosol konnten die Verdunstungswerte der Braunerde nicht erreicht werden, was durch die geringere Gründigkeit des Regosols bedingt war.

Bei steigender Gründigkeit des Standortes erhöht sich die reale Evapotranspiration (Abb. 3).

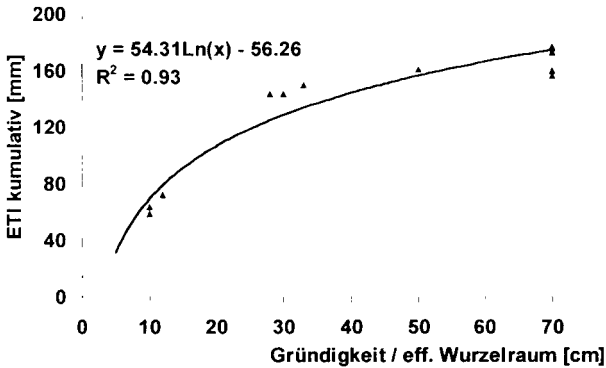


Abb.3: Zusammenhang zwischen realer Evapotranspiration und Gründigkeit des Standortes in Transekt B

Abbildung 4a verdeutlicht die kleinräumige Variabilität der ETI für Zeiträume von vier Tagen des Transekts A mittels Semivariogrammanalyse. Es verlief von einem Bereich mit 30 cm Bodentiefe bis zu einem Bereich mit 10 cm Bodentiefe (Abb. 1). Nach Trendbereinigung der Daten bezüglich des Zusammenhangs zwischen realer Verdunstung und Bodentiefe lassen sich Änderungen der Bodenstruktur als Ursache für eine sekundäre räumlich-strukturelle Abhängigkeit mit einem zeitlich veränderlichen Einflußbereich (Eb) von 6 bis 9 m finden. Die Varianz der Meßwerte aus-

serhalb des Einflußbereiches (Schwellenwert) ist mit folgenden Bodenstrukturänderungen zu erklären. Im Transektverlauf steigt der Skelettgehalt von 23 auf 55 Gew.-%. Der Porenanteil kleiner 50 µm sinkt um 18,9 Vol.-%. Die Bodenartengruppe des Transektes ist Sandlehm. Der Sandanteil steigt vom tiefergründigen zum flachgründigen Bereich von 52 auf 77 % des Feinbodens.

Aus dem Semivariogramm von Transekt B ergibt sich ein Einflußbereich (Eb) von 25 m (Abb.4b). Auch hier sind Bodenstrukturunterschiede als Ursache zu sehen. Im Transektverlauf sinkt im rAp-Horizont der Skelettanteil von 55 auf 16 Gew.-%, der Sandanteil sinkt um 17 % im Feinboden. Die Schluff- und Tongehalte steigen um 10 und 7 %. Dies ist durch Substratunterschiede bedingt. Während im westlichen Bereich des Transektes Lößsand und Sandlöß vorliegt, ist im mittleren Teil Geschiebemergel zu finden. Die Bodenartengruppen wechselt von Sandlehm zu Tonlehm.

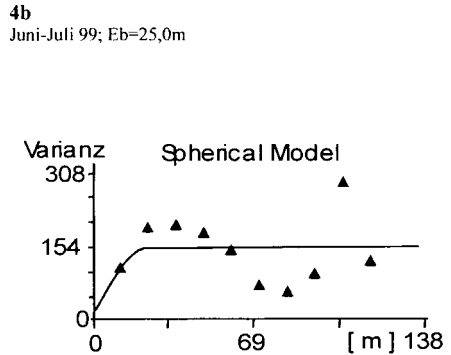
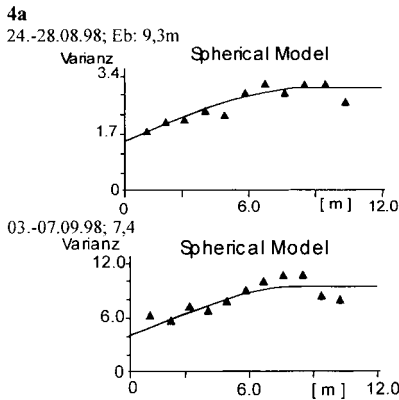


Abb. 4: Semivariogramme der realen Verdunstung Transekt A (4a) und der kumulativen Verdunstung (Juni und Juli 1999) Transekt B (4b)

Durch erste Spektralanalysen der Verdunstungsreihe von Transekt B in sinusartige Funktionen mit der (Fourier-Analyse) lassen sich räumlich wiederkehrende Muster finden. Am deutlichsten läßt sich im Periodogramm eine Schwingung mit der Frequenz von 0,017 (entspricht einer Periodenlänge von 6 Einheiten) nachweisen. Bei einem Meßabstand von 12,5 m ergibt das eine Periodenlänge von 75 m. Dies entspricht im Transektverlauf auf der Untersuchungsfläche dem Wechsel von überdeckten Rhyolithkuppen zu Geschiebemergel.

Diskussion

Die Untersuchungen zeigen eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse. Trotz zum Teil hoher Steingehalte (16-55 Gew.-%) wiesen die TDR-Messungen fehlerfreie Reflektionscharakteristiken auf. Die Standardfehler der Meßwiederholungen lagen in einem Bereich von 0,001 bis 0,06 cm^3/cm^3 , im Mittel bei 0,013 cm^3/cm^3 (Abb 2). Diese Werte liegen in der von verschiedenen Autoren angegebenen Meßgenauigkeit von TDR-Sonden (ROTH et al. 1992; PLAGGE et al. 1997; TOPP und DAVIS 1980).

Abhängigkeiten der realen Evapotranspiration von sich räumlich ändernden Bodeneigenschaften, wie dem Wechsel von Sand zu Geschiebelehm, liegen auch bei GROSS (1997) vor. Die bei den eigenen Untersuchungen gefundenen Ergebnisse bestätigen die Abhängigkeit des Bodenwasserhaushalts von der Gründigkeit des Standortes. Die geringe Wasserverfügbarkeit bei flachgründigen Böden führt zur Verminderung der realen Evapotranspiration in den Sommermonaten. In den Herbst- und Wintermonaten (November bis März) kann bei den gegebenen klimatischen Verhältnissen die monatliche reale Evapotranspiration auf 10 bis 30 mm im Monat sinken (KAYSER 1997). Dadurch bedingt könnte der räumliche Einflußbereich für beide Transekte abnehmen. Bei gleichzeitig steigender Nuggetvarianz sind dann eventuell keine räumlichen Strukturen mehr nachweisbar. Solche Ergebnisse liegen bei GROSS (1997) vor, der für einzelne Wochen und ganze hydrologische Jahre räumliche Strukturen nachweisen kann, jedoch nicht immer für Halbjahre.

Die Ergebnisse zeigen, daß Substrat- und Bodentypenwechsel, bei geringer Reliefenergie, auf die reale Verdunstung Einfluß haben.

Literatur

- DVWK: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, DVWK-Merkblätter 238, 1996
- GROSS, J.: Einfluß der Bodenvariabilität auf Wasserhaushalt und Bromidverlagerung. Bodenökologie und Bodengese 23. Selbstverlag TU Berlin, 1997
- KAYSER, M.: Felduntersuchungen zur Wasserhaushaltsdynamik auf Löß. Dipl. Arbeit. Uni. Halle-Wittenberg, 1997
- PLAGGE, R.; ROTH, C. H.; RENGER, M.: Bestimmung des Wassergehaltes von Böden mit Hilfe der Time Domain Reflectometry (TDR). Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 38, 36-42, 1997
- RENGER, M.; STREBEL, O.; & BRUNKE, H.: Auswirkungen von Absenkungen des Grundwassers auf Evapotranspiration und Grundwasserneubildung. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 25, 89-100, 1977
- ROTH, C.H.; Malicki, M. A.; Plagge, R.: Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant-water content as the basis for calibration of soil moisture measurements by TDR. Journal of Soil Science 43,1-13, 1992
- Schlüter, M : Einführung in geomathematische Verfahren und deren Programmierung. Stuttgart. Enke. , 1996
- TOPP, G. C.; DAVIS, J. L.: Detecting infiltration of water through soil cracks by time-domain reflectometry. Geoderma. 26, 13-13, 1981
- WAGENBRETH, O.; STEINER, W.: Geologische Streifzüge. Leipzig. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. 4.Aufl., 1990

Bewässerungslandbau in der West-Türkei: Probleme der Bodenversalzung bzw. - alkalisierung

von

KESKIN, B., GEBHARDT, H.

Einleitung

Die Bewässerungslandwirtschaft in den Schwemmlandebenen der West-Türkei läßt sich bis in die Antike zurückverfolgen. Obwohl es bereits in der Zeit des osmanischen Reiches detaillierte Anweisungen und Gesetze für einen geregelten Bewässerungsbetrieb für die privaten Landeigentümer gab, wurden staatlich gelenkte Großprojekte erst zu Anfang des 20. Jahrhunderts begonnen (ACHTNICH, W. 1980). Die Neuanlage von Be- und Entwässerungsgräben sowie der Bau eines Stauwerkes und des Menderes-Kanals Anfang der 80er Jahre sollen die Voraussetzung für eine verbesserte Bewässerungslandwirtschaft bilden. Umfangreiche Intensivierungs- und Beratungsprojekte (Marshall-Plan 1948, FAO-Programme ab 1969 sowie GTZ-Projekte ab 1975) machen die West-Türkei heute zu einer der wichtigsten Agrargebiete in der Türkei (BRINKMANN, R., KÖHLER, B.; J.-U..HEINS; RÖSLER, S. 1991).

Der intensive Bewässerungslandbau, vor allem Baumwollanbau, bleibt jedoch nicht ohne negative Folgen für die Region. Ein wesentlicher Gefährdungsfaktor ist die Bodenversalzung bzw. -alkalisierung.

Mit dieser Arbeit wird das Gebiet bodenkundlich genauer beschrieben. Ursachen und Folgen und das Ausmaß der Bodenversalzung bzw. -alkalisierung untersucht und aus den Ergebnissen der Untersuchungen werden Vorschläge für praktikable Meliorationsmaßnahmen gemacht.

Material und Methoden

Die untersuchten Böden befinden sich in der oberen Menderes-Ebene, Provinz Aydin. Nach Angaben des LANDWIRTSCHAFTLICHEN BERATUNGSAMTES AYDIN (1991) folgt 72 % Baumwollenanbau der Anbau der Feldfrüchte wie Mais 12 %, Weidefläche 10 %, Gemüse 3 %, Tierfutter 2 % und Obstanlagen 1%. Die Bewässerung der Anbaukulturen erfolgt über das Flußwasser, Grundwasser und aus dem nahe gelegenen Staudamm.

Bei der Auswahl der Standorte und Probenahme wurden folgende Kriterien beachtet:

- a) Auswahl von Standorten mit vergleichbaren Böden bzw. Bodentypen
- b) Böden mit verschiedenen Bewässerungssystemen
- c) Es wurden auch Vergleichsprofile (Böden gleicher geologischer Entstehung und unterschiedlicher Bewirtschaftung: Trocken- und Bewässerungswirtschaft) entnommen, um Aussagen über durch die Art der Bewirtschaftung entstammenden Veränderungen machen zu können.

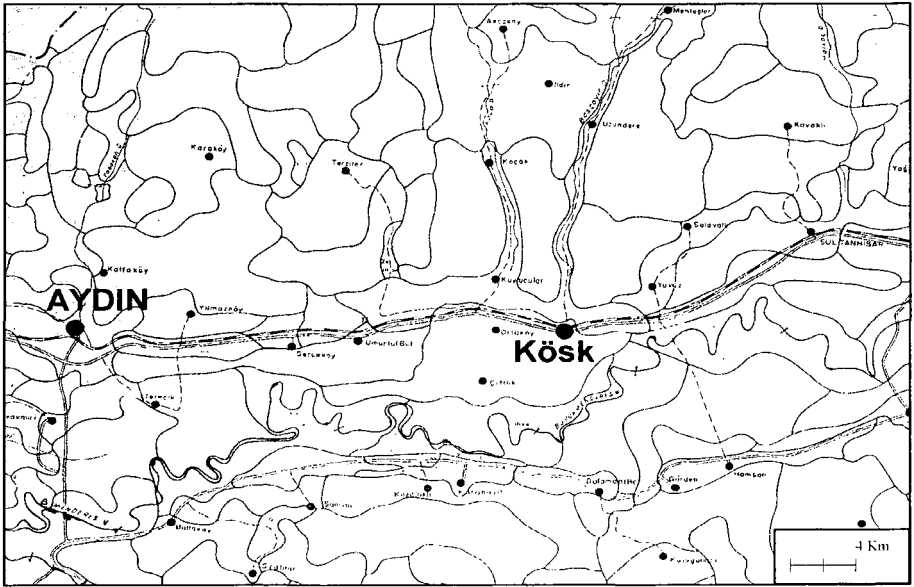


Abb. 1: Lage der Bodenprofile.

Quelle: T.C. Köy İleri Bakanlığı
Topraksu Genel Müdürlüğü, 1971

Ergebnisse und Diskussion

Als Alluvialböden mit unterschiedlichen Versalzungs- bzw. Alkalisierunggrad sind hier die Profile 1, 6, 7 und 12 vorgestellt. Ausgangsmaterial der Profile sind pleistozäne bis holozäne Sedimente. Ausgangsgesteine der Ablagerungen sind Augengneise, Basalte, mesozoische Kalke und Andecite.

Profilnr.	Horizont	tiefe (cm)	Textur (% der Carbonatfreien Feinerde)							Bodenart
			gS	mS	fS	gU	mU	fU	T	
1.1	Ap	0 - 20	0,35	3,53	20	21,75	16,21	11,65	26,51	Lt2
1.2	C1(G1)	20 -40	1,4	2,38	15,23	16,44	17,92	13,37	33,28	Lt2
1.3	C2	40 -60	0,53	0,97	1,14	7,57	21,98	18,49	49,33	Tu2
7.1	Ap	0 - 20	0,12	0,92	5,23	16,64	22,75	13,27	40,56	Tu3
7.2	C1(P)	20 - 45	0,05	0,58	6,01	21,07	26,29	22,74	13,25	Ut3
7.3	IIC	45 - 60	0,39	0,74	7,94	14,41	17,8	11,18	47,53	Tu2
6.1	Ap	0 - 15	21,11	24,94	30,66	11,45	3,49	3,09	1,03	Su2
6.2	C Ap	15 - 24	21,22	27,4	29,41	11,87	3,27	2,82	0,8	Su2
12.1	R-Ap	0 - 20	4,8	6,4	14,6	32,9	10,2	9,6	20,3	Ls2
12.2	C	20 - 45	3,9	7,2	16,1	34,1	13	6,88	19,3	Ls2

Tab. 1: Korngrößenverteilung der untersuchten Böden.

Profilnr.	Bodentyp	pH (H ₂ O)	EC (mS/ cm)	ESP (%)	Na-Anteil GBL (%)	SAR	CaCO ₃ %
1.1	Fluvaquent	8,49	0,91	1,82	16,69	0,83	24,0
1.2		8,07	0,6	1,2	16,02	0,65	25,1
1.3		8,14	1,14	1,58	6,25	0,34	24,9
7.1	Natraquent	9,46	3,37	39,76	89,32	24,33	23,2
7.2		9,91	2,7	86,08	61,63	9,07	20,9
7.3		10,31	1,9	63,95	14,12	8,82	19,2
6.1	Fluvent	7,63	0,21	2,42	7,52	0,17	0,4
6.2		8,06	0,14	2,37	9,82	0,2	0,3
12.1	Salickultisol	7,8	11,68	8,8	81,66	7,6	4,0
12.2		8,2	7	7,7	88,19	9,2	1,7

Tab. 2: pH-Wert, Salz- und Carbonatgehalt der untersuchten Böden. EC= Elektrische Leitfähigkeit des Bodensättigungsextraktes bei 25 °C, ESP= Exchangeable-Sodium-Percentage, SAR= Sodium-Adsorbion- Ratio.

Profilnr.	pH (H ₂ O)	EC µS/ cm bei 25° C	SAR
BW 5	8,28	882	17,88
BW 6	8,91	700	0,37
BW 7	8,96	766	0,54
BW 10	8,39	1908	2,1

Tab. 3: pH-Wert und Salzgehalt des Bewässerungswassers. (BW 5= Grundwasser am Standort 5, BW 6 und BW 7= Bewässerungswasser aus dem Bewässerungskanal bzw. Staudamm, BW 10= Fluß Menderes)

Alkalisierungsprozesse sind insbesondere in Profil 7 zu verzeichnen. So ist der Anteil austauschbarer Na-Ionen (Na-Sättigung) in Profil 7 mit 40-86 % hoch, die pH-Werte liegen ebenfalls im mittel bis stark alkalischen Bereich. In der

Gleichgewichtslösung (GBL) liegt die Gesamtkonzentration (Summe der Kationen) zwischen 35 und 21 mmol IÄ/L. Der Na-Anteil in der GBL variiert dabei zwischen 14 und 89 %.

Versalzungsprozesse sind im Profil 12 zu verzeichnen. Die Na-Sättigung ist hier 7,7 - 8,8%, die pH-Werte liegen zwischen 7,8 - 8,2, im schwach alkalischen Bereich. Der Na-Anteil in der GBL erreicht Werte von 82 bis 88 %.

Zur Eignung des Bewässerungswassers wurden die ermittelten Daten mit den Richtwerten des US Salinity Laboratory für Klassifizierung der Qualität des Bewässerungswassers verglichen: Demnach weisen das Grund- und Flußwasser hohe Salzgehalte auf (EC= 986 und 1908 $\mu\text{S}/\text{cm}$), während die Gefährdung durch Natriumionen mittel bis gering (SAR= 17,88 und 2,1) ist. Die Salzgehalte bei Bewässerungswasser aus dem Staudamm (Kanalwasser) sind im mittleren Bereich (EC= 700 -766 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und die Gefährdung durch Natriumionen ist gering (SAR= 0,37 - 0,54).

Zusammenfassung

In den untersuchten Alluvialböden konnten sowohl Versalzungs- als auch Alkalisierungerscheinungen nachgewiesen werden. Die Versalzung bzw. Alkalisierung ist erkennbar an Salzkrusten auf der Bodenoberfläche sowie an Verschlämmung, Verdichtung und Schrumpfungsrissbildung bei Trockenheit der ton- bzw. schluffreichen Böden. Zur Versalzung kommt es bei niedriger Na-Sättigung der Austauscher und hohen Na-Anteilen in der Bodenlösung. Die Alkalisierung ist durch hohe Gesamtkonzentrationen in der GBL bei ebenfalls hohem Natriumionenanteil in der GBL und an den Austauschern (Na-sättigung) gekennzeichnet.

Das Grund und Flußwasser ist wegen der erhöhten Salz- und mittlerem Natriumgehalte weniger geeignet vor allem für feinkörnige Böden als das Kanalwasser mit mittlerem Salz- und geringem Natriumgehalt.

Literatur

- ACHTNICH, W. ,(1980): Bewässerungslandbau, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart
- BRINKMANN, R., KÖHLER, B.; J.-U.,HEINS; RÖSLER, S.,(1991):Menderes Delta. Gesamthochschule Kassel. Arbeitsbericht des Fachbereichs Stadt- und Landschaftsplanung, Heft 99. Kassel.
- T.C. AYDIN ZIRAAT ODASI ARASTIRMA RAPORU (1991): Aydin da Tarimsal Yapi, Aydin.
- T.C. KÖY ISLERI BAKANLIGI TOPRAK SU GENEL MÜDÜRLÜĞÜ (1971): Aydin Ili Toprak Kaynagi Envanter Haritasi, Raporlar Serisi 16. _ Ankara

GIS-gestützte Bewertung der Befahrbarkeit von wiedervernässten Niedermooren

von

KNIEPER, M., ZEITZ, J.

Einführung

Zum Schutz der bisher landwirtschaftlich genutzten Niedermoore muß der Grundwasserflurabstand auf sein natürliches Niveau angehoben werden. Dies wirkt sich auf die Tragfähigkeit und somit auf die Befahrbarkeit aus. Aus dieser Problematik ergab sich die Aufgabenstellung, die standortspezifischen Tragfähigkeiten für Niedermoorgrünland im Naturpark Nuthe-Nieplitz (50 km südwestlich von Berlin) zu erfassen und zu bewerten. Hierbei war eine geeignete Meßmethodik anzuwenden, die insbesondere den Einfluß der Vegetation auf die Tragfähigkeit berücksichtigt.

Aufgrund des angestrebten Zielmaßstabes, die Ergebnisse für das Kerngebiet der Nuthe-Nieplitz-Niederung zu übertragen, war die Anwendung typischer Gliederungseinheiten wie Pflanzengesellschaften oder Vorgehen nach BRAUN-BLANQUET ungeeignet. Im Rahmen des von der DBU geförderten Projektes war nach flächendeckend vorhandenen Informationen zur Vegetationsausstattung zu suchen. Durch GIS-basierte (Geographische Informationssysteme) Verknüpfung der Tragfähigkeitsergebnisse war zu prüfen, inwiefern für Planung und Beratungszwecke eine Tragfähigkeitskarte für das Untersuchungsgebiet erstellt werden kann.

Methoden

Bodenkundl. Kartierung:	Profilaufnahmen (KA4), Lage u. Höhe der Meßpunkte
Lagerungsverhältnisse:	Trockenrohdichte, Substanzvolumen, Glührückstand
Bodenfestigkeit:	Scherfestigkeit in 0...15 cm Tiefe (Scherfestigkeitsmesser 14.08, Flügel 7,58*15,15 cm; EIJKELKAMP AGRISEARCH EQUIPMENT)
Grundwasser:	Autom. GW-Meßstationen (Drucksonden, SEBA HYDROMETRIE)
Bodenfeuchte:	TDR-Technik (TRIME-FM Feldmeßgerät, P2Z-Sonde; IMKO); gravimetrisch
Vegetation:	Vegetationsart; -dichte (Vd); Biotoptyp n. Brandenburger Kartieranl.
Statistische Auswertung	T-Test (SPSS Incorporation)
Regionalisierung:	Biotoptypenkartierung aus CIR-Luftbildern (ArcView; ESRI)

Ergebnisse

Die Scherfestigkeit erwies sich von allen geprüften Parametern zur Bestimmung der Bodenfestigkeit und somit der Tragfähigkeit auf Niedermoorflächen für die Bedingungen der Nuthe-Nieplitz-Niederung als am besten geeignet.

Die Scherfestigkeitsmittelwerte (Tab. 1), die insgesamt auf über 2600 Einzeldaten basieren, unterscheiden sich hinsichtlich der Biotoptypen, sie nehmen mit steigender Vegetationsdichte zu und in der Regel mit einer Zunahme der Bodenfeuchte ab. Letzterer Aussage gegenläufige Abweichungen haben sich als nicht signifikant herausgestellt.

Tab. 1: Mittlere Scherfestigkeiten (kPa) auf Niedermoorgrünland der Nuthe-Nieplitz-Niederung

Bodenfeuchte Vol.-%	Biotoyp											
	Großseggenwiese			Frischwiese			Feuchtwiese			Flutrasen		
	Vd			Vd			Vd			Vd		
	gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch
< 60	-	46,1 *	56,8	31,9 *	45,0 *	49,6	20,1 ns	21,9 *	25,2	-	26,8 ns	30,6
		ns	*	ns	*	*	ns	ns	ns		ns	ns
60 - 70	-	44,8 ns	48,5	33,6 *	38,8 *	44,4	20,6 *	23,3 *	26,2	23,2 ns	24,3 ns	26,7
		*	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	*	*	ns
70 - 80	30,8 *	38,3 *	45,6	27,8 *	35,9 *	44,0	22,6 ns	23,0 *	27,4	17,3 *	19,7 *	27,7
	ns	ns	ns	*	*	ns		ns	ns	*	ns	*
>= 80	29,2 *	40,5 *	46,5	22,4 *	30,9 *	43,5	-	24,0 *	26,9	14,7 *	19,1 *	25,3

* = signifikant (0,05), ns = nicht signifikant
 Datenbasis: FG Ökologie der Ressourcennutzung und FG Technik in der Pflanzenproduktion der HU-Berlin

Im Ergebnis von Befahrversuchen (KRASCHINSKI et al., 1999) wurde für die praxisübliche landwirtschaftliche Grünlandtechnik eine Bewertung der Belastung erstellt, welche u.a. auf der erforderlichen Scherfestigkeit der Fahrbahn basiert. Diese Belastungsklassen wurden mit Tragfähigkeitsklassen verknüpft, welche die Bewertungsbasis für die Erstellung der Tragfähigkeitskarten (vgl. Karte 1) bilden (≤ 20 kPa entspricht einer sehr geringen, $>20... \leq 26$ kPa einer geringen, $>26... \leq 31$ kPa einer mittleren $>31... \leq 36$ kPa einer hohen und eine Scherfestigkeit >36 kPa einer sehr hohen Tragfähigkeit).

Die Grundwasserflurabstände weisen auf allen Untersuchungsflächen ähnliche Verläufe auf (Abb. 1). Die Jahresverläufe sind charakteristisch für unsere Klimazone. Zeitweise sind die Flächen am Mühlenfließ und am Ringwall überflutet. Die niedrigen Grundwasserstände sind untypisch für

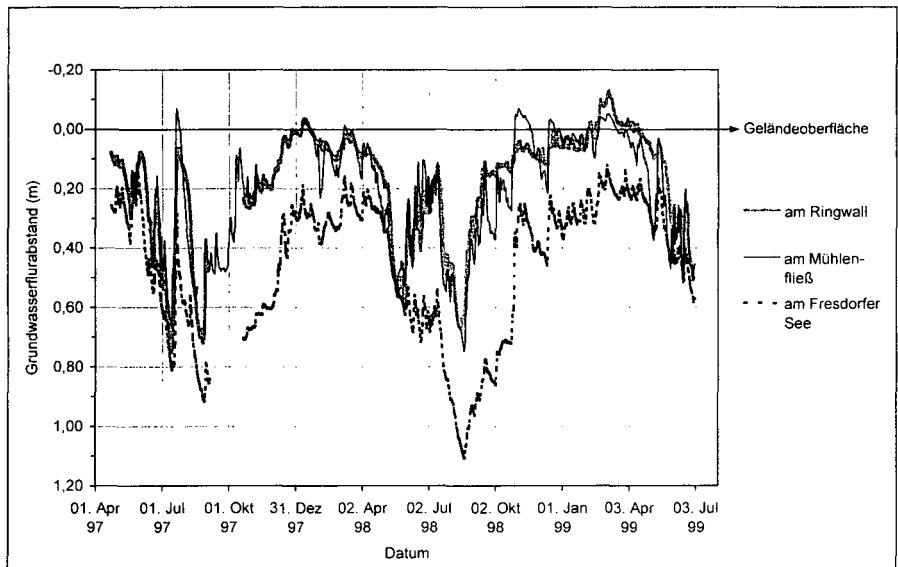


Abb. 1: Jahresverläufe der Grundwasserflurabstände auf den Versuchsflächen

Niedermoore mit einem natürlichen Wasserregime. Dies gilt auch für die Amplituden, die 0,8 bis 1,0 m betragen.

Die Ableitung befahrbarkeitsrelevanter Oberbodenfeuchten erfolgte mit Hilfe von Expertenwissen und eigenen Messungen (Abb. 2; s.a. KNIPEPER, 1999). Aufgrund dieses Expertenwissens wurden gruppenweise Zuordnungen zwischen Grundwasserstand (GW) und Bodenfeuchte (BF) für die Niedermoore der Nuthe-Nieplitz-Niederung - nicht gültig für Murschstandorte - vorgenommen ($GW \leq 0,3 \text{ m} \approx BF \geq 80 \text{ Vol.-%}$, $GW > 0,3 \dots 0,6 \text{ m} \approx BF 70 \dots 80 \text{ Vol.-%}$ und $GW > 0,6 \text{ m} \approx BF < 60 \text{ Vol.-%}$). Die Tragfähigkeit kann somit aus den Grundwasserständen und der Tabelle der Tragfähigkeiten (Tab. 1) für unterschiedliche Zeitspannen abgeleitet werden.

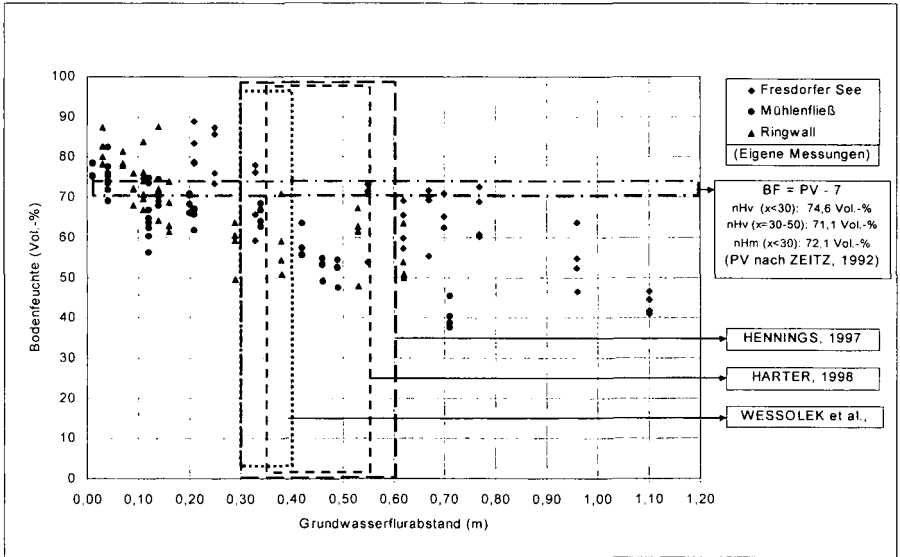
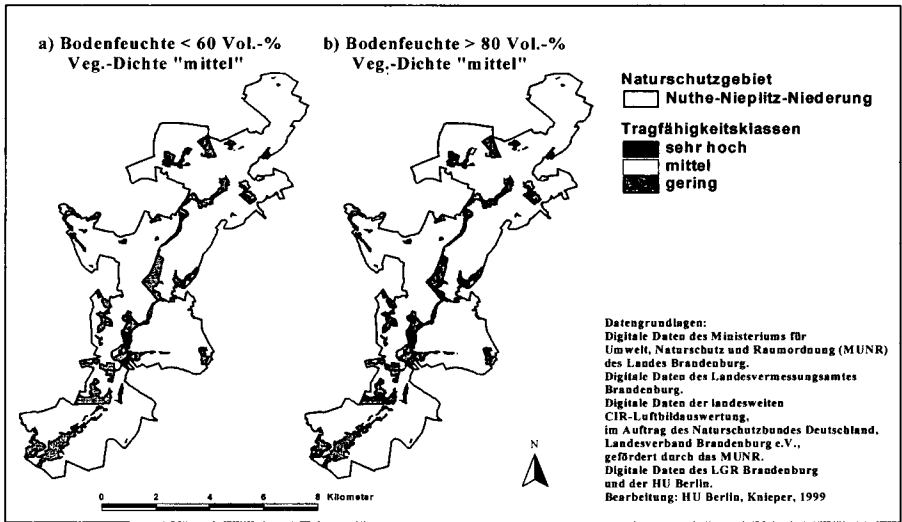


Abb. 2: Moorschutzrelevante Kennwerte

Die Flächen der Biotoptypen Großseggenwiese, Frischwiese und Feuchtwiese wurden mit den Moorböden verschnitten. Die so ermittelten befahrbarkeitsrelevanten extensiv genutzten Niedermoorgrünlandflächen bilden in Verbindung mit der Tragfähigkeitstabelle die Basis für die Erstellung der Tragfähigkeitskarten. Beispielhaft wird in Karte 1 eine Zunahme der Bodenfeuchte nach Wiedervermässung für die Vegetationsdichteklasse "mittel" und die Bodenfeuchteklassen < 60 und ≥ 80 Vol.-% dargestellt. Eine Abnahme der Tragfähigkeitsklasse von sehr hoch auf mittel mit zunehmender Bodenfeuchte ist für Flächen der Frischwiesen festzustellen. Für Flächen mit Seggenwiesen und Feuchtwiesen ergibt sich keine Verschlechterung der Tragfähigkeitsklasse (sehr hoch bzw. gering).



Karte 1: Bewertung der Tragfähigkeit

Diskussion der Methodik

- Der Vorteil der vorgestellten Methodik im Vergleich zur terrestrischen Kartierung ist, daß mit ihr relativ schnell bei Vorliegen der benötigten Geometrie- und Sachdaten die Tragfähigkeiten von Niedermoorgrünland großflächig abgeschätzt werden können.
- Die mit dieser Methodik ermittelten Tragfähigkeiten decken sich überwiegend mit den Erfahrungen der Praktiker in der Nuthe-Nieplitz-Niederung.
- Die Ergebnisse können für betriebswirtschaftliche und naturschutzfachliche Planungs- und Beratungszwecke genutzt werden.
- Der Biotoptyp Flutrasen ist auf CIR-Luftbildern nicht zu erkennen. Entsprechende Flächen müßten terrestrisch kartiert werden.
- Die Luftbilddaufnahmen sollten vor der Mahd der Großseggenwiesen erfolgen, da dieser Biotoptyp nach der Mahd nicht von den Feuchtwiesen zu unterscheiden ist.

Literatur

KNIEPER, M. (1999): Tragfähigkeit der Niedermoore in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. In: Angepaßtes Befahren von Niedermoorgrünland. Heft 3 der Schriftenreihe des Landschafts-Fördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung e.V.

KRASCHINSKI, S., PROCHNOW, A., TÖLLE, R., HAHN, J. (1999): Verfahrenstechnische Arbeiten zur Befahrbarkeit von Niedermoorgrünland. In: Angepaßtes Befahren von Niedermoorgrünland. Heft 3 der Schriftenreihe des Landschafts-Fördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung e.V.

Danksagung

Das Forschungsprojekt wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert.

Festkörper-¹⁵N-NMR-spektroskopische Untersuchungen zur Immobilisierung von Trinitrotoluol während der biologischen Sanierung von Rüstungsaltlasten

H. Knicker, C. Achtnich und H. Lenke

Einführung

Der Sprengstoff 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) wurde im II. Weltkrieg in beträchtlichen Mengen produziert. In Folge nicht fachgerechter Handhabung gelangten vielerorts große Mengen an TNT, sowie seine Neben- und Folgeprodukte über Abwasser und Abfalldeponien in die Umwelt. Die chemische Stabilität, geringe Wasserlöslichkeit und die begrenzte mikrobielle Abbaubarkeit des TNT haben dazu geführt, daß die Schadstoffe an den ehemaligen Produktionsstandorten aus dem II. Weltkrieg noch weitgehend unverändert vorliegen. Der Austrag der toxischen und möglicherweise kanzerogenen Kontamination in das Grundwasser gefährdet in zunehmendem Maße die Trinkwasserversorgung der anliegenden Gemeinden. Eine Sanierung dieser Altstandorte ist daher dringend erforderlich. Derzeit werden verschiedene biologische Sanierungsverfahren für TNT-kontaminierte Böden entwickelt, die eine langfristige Immobilisierung der TNT-Metaboliten im Boden zum Ziel haben. Zur Bewertung dieser Verfahren erweist sich die Kenntnis der chemischen Struktur der gebundenen Rückstände als unumgänglich. Im Rahmen der vorgestellten Arbeit sollte mit ¹⁵N-TNT dotiertem Böden getestet werden, inwieweit die Festkörper-¹⁵N-NMR-Spektroskopie zur Charakterisierung immobilisierter TNT-Rückstände verwendet werden kann. Ziel der Arbeit war es, mehr Informationen über die chemischen Prozesse und die Bindungsstrukturen zu erhalten, die bei der Umwandlung von ¹⁵N-TNT während einer Anaerob/Aerob-Behandlung in Bodensuspension auftreten. In früheren Untersuchungen war gezeigt worden, daß eine entsprechende Behandlung in Bodensuspensionen zu einer vollständigen Abnahme von TNT, dessen Begleitkontaminationen, sowie deren Metabolite führte (Lenke et al., 1998). Untersuchungen mit ¹⁴C-markiertem TNT weisen darauf hin, daß durch die biologische Anaerob/Aerob-Behandlung eine vollständige und irreversible Festlegung von reduziertem TNT im Boden erreicht wird (Achtnich et al., 1999).

Material und Methoden

Die Untersuchung erfolgte an einem Boden aus Hessisch Lichtenau-Hirschhagen, der mit etwa 350 mg TNT/kg TS Boden belastet war. Eine detaillierte Beschreibung des Bodens, sowie der biologischen Behandlungsmethode ist bei Lenke et al. (1998) nachzulesen. Für die anaerob/aerob Behandlung wurde der Boden mit 2,4 g dreifach markiertem ¹⁵N-TNT aufdotiert (etwa 10% ¹⁵N TNT bezogen auf C_{org}) und in einen Bodensuspensionsreaktor (1,2 kg Boden in 11 Phosphatpuffer) gegeben und 51 Tage unter anaeroben Bedingungen inkubiert. Danach wurde der Reaktor belüftet und die aerobe Behandlungsphase (32 Tage) eingeleitet. Festkörper-¹⁵N-NMR-Spektren wurden vom unbehandeltem Boden (P0), bei Versuchsbeginn nach Zugabe von ¹⁵N-TNT (P1), bei der maximalen Bildung von ADNT (P3a), am Ende der anaeroben Phase (P5) und am Ende des Versuchs nach der aeroben Phase (P6) aufgenommen. Zusätzlich wurde der Rückstand der Probe 3a nach einer Methanolextraktion gemessen (P3b). Die Proben P1 bis P6 wurden vor der NMR-spektroskopischen Untersuchung mit 10%-iger HF Lösung extrahiert. Mit diesem Schritt sollte die organische Material in den Proben angereicher werden. Die-¹⁵N-NMR-Spektren wurden an einem Bruker DMX 400 mit der CPMAS-Technik bei einer Rotation von 5.5 kHz aufgenommen (Schaefer and Stejskal 1976). Die Pulsverzögerung betrug 150 ms und die Kontaktzeit betrug 1 ms (Knicker et al., 1999b). Zwischen 100.000 und 1600.000 Einzelmessungen wurden akkumuliert. Die chemische Verschiebungsskala bezieht sich auf Nitromethan (= 0 ppm).

Ergebnis

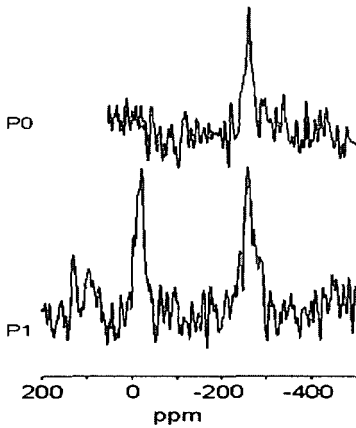


Abb. 1: ^{15}N -NMR Spektren eines mit TNT-kontaminierten Bodens vor Zugabe (P0) und nach Zugabe (P1) von ^{15}N -TNT.

Abb. 1 zeigt das Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektrum des real-kontaminierten Bodens vor der Dotierung mit ^{15}N -TNT (P0). Das breite Signal zwischen -220 und -285 ppm weist darauf hin, daß Amid-N die dominierende Stickstoffform in diesem Boden darstellt. Ähnliche Spektren wurden von nicht-kontaminierten Böden und biologischen Ausgangsmaterialien der Humifizierung akkumuliert (Knicker *et al.* 1997). Weitere Signale, die die Anwesenheit von Pyridinen, Oximen, Azoxyverbindungen und Iminen (-25 bis -145 ppm) anzeigen, können in diesem Spektrum nicht vom Rauschen unterschieden werden. Es muß hier jedoch angemerkt werden, daß das breite Amidsignal mögliche Signale von TNT-Umwandlungsprodukten im Bereich -220 bis -285 ppm (Pyrrole, Indole, Chinolone, Anilide, Enaminone, Chinone) überlagern kann.

Nach Zugabe des ^{15}N -TNT wird im Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektrum ein zusätzliches Signal bei -20 ppm sichtbar. Dieses ist den Nitrogruppen des TNT zuzuordnen (Witanowski *et al.*, 1993). Wegen des unterschiedlichen Relaxationsverhaltens von Reinstoffen und humifizierten Materialien, läßt sich mit den hier verwendeten NMR-Aufnahmeparametern, freies TNT nicht quantitativ erfassen. Relaxationszeitmessungen an humifizierten TNT-Umwandlungsprodukten zeigten aber, daß eine quantitative Auswertung von Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektren solcher Stoffe sehr wohl möglich ist (Knicker *et al.* 1999). In Abb. 2 ist das Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektrum der Probe zum Zeitpunkt maximaler Aminodinitrotoluol Produktion (P3a) wiedergegeben. Ein scharfer Peak ist bei -9 ppm im Bereich der Nitrogruppen des ^{15}N -TNT zu erkennen. Die Signale bei 124 ppm und -148 ppm sind Rotationsseitenbanden dieses Signals und stammen von der unvollständigen Mittelung der chemischen Verschiebungsanisotropie bei einer Rotationsfrequenz von 5.5 kHz. Das Signal bei -60 ppm erscheint im chemischen Verschiebungsbereich von Iminen, Pyridinen, Azoxyverbindungen (-25 bis -100 ppm). Darüber hinaus sind noch Resonanzen zwischen -270 und -340 ppm im Bereich von Anilinderivaten zu beobachten. Ein weiteres breites Signal ist zwischen -200 und -270 ppm zu sehen. Hier sind Resonanzlinien von Indolen, Pyrrolen, Chinolone, Anilide, Enaminone und Anilinchinone zu erwarten, die durch Kondensationsreaktionen der reduzierten Stickstoffgruppen von TNT-Umwandlungsprodukten gebildet worden sein könnten.

Im Vergleich zum Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektrum der Probe P3a vor der HF-Behandlung ist im Spektrum der selben Probe nach der HF-Behandlung (P3a-HF) eine deutliche Abnahme der relativen Intensität zwischen -300 und -330 ppm zu erkennen. Eine relative Zunahme der Signalintensität ist in den Bereichen der Nitrogruppen (20 bis -25 ppm) und der Kondensationsprodukte (-200 bis -270 ppm) zu sehen. Das Signal bei -60 ppm und dessen Rotationsseitenbanden bei 73 ppm und -177 ppm sind deutlich erkennbar. Offensichtlich veränderte die HF-Behandlung doch merklich die chemische Verteilung der ^{15}N -TNT-Umwandlungsprodukte in der Probe. Möglicherweise wurde bei der HF-Behandlung nicht gebundenes TNT und dessen freie Umwandlungsprodukte mit der wäßrigen Phase bei der Extraktion entfernt. Das relative schlechte Signal-Rausch- (S/N) Verhältnis des ^{15}N NMR Spektrums des Rückstandes P3b nach der Methanolextraktion der Probe P3a läßt sich mit der Verringerung von ^{15}N -TNT-Umwandlungsprodukten durch die Methanolextraktion erklären. Allerdings wird an diesem Spektrum deutlich, daß durch die methanolische Extraktion nicht alle ^{15}N -TNT-Metabolite extrahiert werden. Die relativ höhere Signalintensität im Bereich -200 bis -270 ppm im Spektrum P3b im Vergleich zum Spektrum P3a kann ein

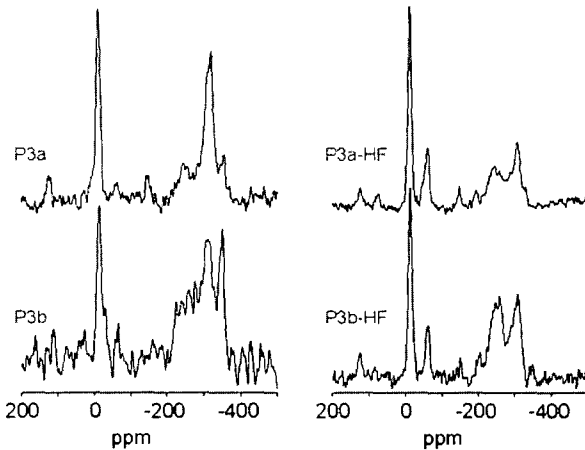


Abb. 2: ^{15}N -NMR-Spektren eines anaerob inkubierten Bodens nach

Hinweis darauf sein, daß die unlösliche Fraktion vor allem aus kondensierten Produkten besteht. Vergleicht man die Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektren der Probe P3b vor und nach der HF-Behandlung zeigt sich auch hier eine Verbesserung des S/N-Verhältnisses. Daneben ist eine relative Abnahme der Signalintensität im Bereich -270 bis -340 ppm nach der HF-Behandlung zu erkennen.

Am Ende der anaeroben Phase, im Spektrum der Probe P5 in Abb. 3 ist kein Signal im Nitrobereich (0 bis -25 ppm) zu erkennen. Das Fehlen eines deutlichen Signals bei -60 ppm kann mit dem Abbau von Azoxy-Verbindungen während der anaeroben Phase erklärt werden. Eine deutliche Resonanz zeigt sich im chemischen Verschiebungsbereich zwischen -170 und -270 ppm und weist darauf hin, daß ein Großteil der TNT-Umwandlungsprodukte in Kondensationsreaktionen involviert ist. Das kleine, aber breite Signal zwischen -50 und -100 ppm könnte die Bildung von Iminen anzeigen. Dieses Signal ist im Spektrum der Probe P6 (Ende des Experiments nach aerober Phase) (3b) deutlicher zu erkennen. Im Vergleich zum Spektrum der Probe P5 hat die relative Intensität der Aniline gegenüber der im Bereich der Indole und Pyrrole abgenommen. Dies könnte mit einer Umsetzung freier Aminogruppen der Aminotoluole unter aeroben Bedingungen zusammenhängen.

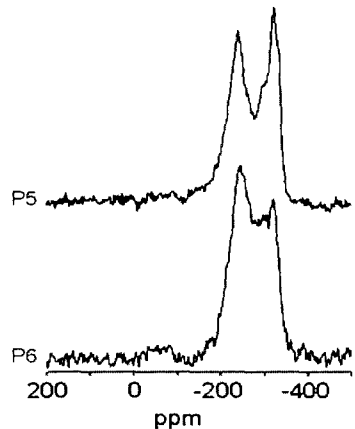


Abb. 3: ^{15}N -NMR-Spektren nach Abschluß der anaeroben (P5) und aeroben (P6) Phase.

Eine andere Erklärung wären Kondensationsreaktionen der freien Aminogruppen zu Phenoxazinen, Aniliden, Indolen, Pyrrolen und Chinolinen. Auch in diesem Spektrum ist kein Signal der Nitrogruppen des Toluols zu sehen. Das Fehlen des Signals weist darauf hin, daß während der Anaerob/Aerob Behandlung die Nitrogruppen des TNTs wenn nicht vollständig so doch zum größten Teil reduziert wurden.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse dieser Untersuchung haben gezeigt, daß Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektroskopie zur Untersuchung der Ab- und Umbauprozesse von ^{15}N -TNT in Böden angewendet werden kann. Mit den verwendeten Aufnahmeparametern wird zwar der Anteil an freiem TNT erwartungsgemäß unterschätzt, doch haben neuere Untersuchungen gezeigt, daß mit diesen Parametern die Konzentrationsverhältnisse einzelner chemischer funktioneller Stickstoffgruppen von gebundenen TNT-Umwandlungsprodukten abgeschätzt werden kann.

Der Vergleich der Festkörper- ^{15}N -NMR-Spektroskopie der Böden vor und nach einer HF-Behandlung zeigen, daß mit dieser Behandlung eine beachtliche Verbesserung des S/N-Verhältnisses der Spektren erreicht werden kann. Bevor diese Behandlung jedoch routinemäßig für die Untersuchung von ^{15}N -TNT dotierten Bodenproben angewendet werden kann, muß die Ursache der Veränderung der chemischen Zusammensetzung der TNT-Umwandlungsprodukte während der HF-Behandlung überprüft werden. Diese Veränderungen könnten einmal auf die Entfernung löslicher Komponenten mit der wäßrigen Phase während der Extraktion erklärt werden. Es ist jedoch auch möglich, daß freie aromatische Aminogruppen durch die Behandlung verändert werden.

Schon während der ersten Inkubationswoche kommt es zur Reduzierung der Nitrogruppen des TNT. Die Stickstofffunktion der TNT-Metabolite scheinen in Kondensationsreaktionen involviert zu sein. Methanolextraktion der Probe zum Zeitpunkt maximaler ADNT-Produktion führte zu keiner vollständigen Entfernung von ^{15}N -TNT-Umwandlungsprodukten. Die Unlöslichkeit der Restfraktion in Methanol weist darauf hin, daß ein nicht zu vernachlässigender Anteil - möglicherweise durch Bindung an das organische Bodenmaterial - immobilisiert wurde. Nach Abschluß der anaeroben Phase ist im Festkörper- ^{15}N -NMR Spektrum kein Signal mehr im Bereich der Nitrogruppen nachzuweisen. Offenbar wurde der größte Teil dieser Gruppen während der anaerobe Behandlung reduziert. Azoxy-N ist in diesem Spektrum nicht mehr identifizierbar. Dafür ergibt sich ein kleines aber breites Signal im Bereich von Iminen bzw. Pyridinen. Dieses Signal nimmt im Spektrum der Probe nach Abschluß der aeroben Phase zu. Gleichzeitig ist eine relative Abnahme der Signalintensität im Bereich aromatischer Amine zu beobachten. Dies kann durch einen Abbau dieser Gruppen unter oxidativen Bedingungen oder durch Kondensationsreaktionen dieser Gruppen erklärt werden.

Vergleicht man nun das ^{15}N -NMR-Spektrum der Probe nach Abschluß des Versuches mit denen, die von natürlichen Böden und Pflanzeninkubaten aufgenommen wurden (Knicker *et al.* 1997), lassen sich jedoch große Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der natürlich gebildeten stabilen Stickstofffraktion und der die durch Immobilisierung von TNT entstanden sind feststellen. Während erstere hauptsächlich durch Amidverbindungen charakterisiert werden, ist der Stickstoff in den TNT-Umwandlungsprodukten hauptsächlich als heterozyklischen Aromaten und aromatischen Aminen gebunden. Der Einfluß dieser Verbindungen auf die Ökologie von Böden muß daher in zukünftigen Studien noch weiter untersucht werden.

Literatur

- Achtlich, C., Sieglen, U., Knackmuss, H.-J., Lenke, H. (1999). *Environ. Sci. Technol.* (in press).
- Knicker, H., Bruns-Nagel, D., Drzyga, O., von Löw, E., Steinbach, K. (1999). *Environ. Sci. Technol.* **33**, 343-9.
- Knicker, H., Fründ, R., Lüdemann, H.-D. (1997). In 'Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy in Environmental Chemistry'. Eds M. Nanny, R. A. Minear, J. A. Leenheer, pp. 272-94. (Oxford University Press: London.)
- Lenke, H., Warrelmann, J., Daun, G., Hund, K., Sieglen, U., Walter, U., Knackmuss, H. J. (1998). *Environ. Sci. Technol.* **32**, 1964-71.
- Schaefer, J. und Stejskal, E. O. (1976). *J. Am. Chem. Soc.* **98**, 1031-2.
- Thorn, K. A. (1997). In '213th ACS National Meeting', (Ed M. J. M. Well) Vol. 37/1 pp. 305-6. (ACS: San Francisco, California.)
- Witanowski, M., Stefaniak, L. und Webb, G. A. (1993). Nitrogen NMR Spectroscopy. (Academic Press: London.)

Auswirkung gestaffelter N-Düngungen auf die Nitratauswaschung auf vier Dauerversuchsflächen in Niedersachsen und Bewertung von N_{\min} -Daten als Basis der Austragsberechnungen

K. Köhler¹⁾, W.H.M. Duijnsveld²⁾, J.Böttcher¹⁾

Einleitung:

Auf vier Standorten im Raum Niedersachsen (Hohenzethen, Liebenau, Schwüblingsen und Jühnde) wird in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftskammer Hannover (LWK H), der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFB) in Dauerversuchen die Auswirkungen von Fruchtfolgeumstellungen und verschiedenen Düngungssystemen (Menge, Form, Termine etc.) auf Pflanzenertrag und -qualität sowie auf die Nitratauswaschung untersucht. Ziel ist es, die Effizienz nitratreduzierender Maßnahmen durch Nitratauswaschungsberechnungen, die auf eine Kombination von N_{\min} -Messungen und Stofftransportsimulationen basieren, zu ermitteln. Die Ergebnisse sollen Beratern in Wasserschutzgebieten als Basis für konkrete Bewirtschaftungsempfehlungen dienen sowie als Grundlage für eine sachgerechte Bemessung von Entschädigungsleistungen.

Standortbeschreibung und Methoden:

Die Versuchsstandorte sind alle im Zuständigkeitsraum der LWK H östlich der Weser lokalisiert. Als Auswahlkriterium sollten alle Flächen ein hohes Auswaschungsgefährdungspotential aufweisen und sich durch unterschiedliche Klimabedingungen und Bewirtschaftungsweisen voneinander unterscheiden.

Tabelle 1 gibt auszugsweise Auskunft über Klima, Standorteigenschaften, Bewirtschaftung und Versuchsumfang.

Tabelle 1: Daten zu den Versuchsflächen (Auszug)

	Liebenau(VF642)	Hohenzethen(VF643)	Schwüblingsen(VF644)	Jühnde(VF645)
mittlere Temperatur °C ¹⁾	8,9	8,6	8,8	8,7
Lang. Niederschlagssumme (mm) ¹⁾	680	615	650	635
Sommerniederschläge April- September ¹⁾	360	330	360	400
mittlere GW-Neubildung (mm) ²⁾	232	237	248	177
Körnungsanalyse				
Sand-/Schluff-/Tonanteile (Gew.%)				
Oberboden (0 - 30 cm)	83,4 / 12,1 / 4,6	82,9 / 13,5 / 3,5	70,2 / 25,1 / 4,7	2,9 / 61,8 / 35,3
Unterboden (30 - 100 cm, gemittelt)	72,5 / 16,1 / 11,4	90,5 / 6,8 / 1,4	90,0 / 7,1 / 1,1	9,6 / 63,0 / 32,1
FK (mm, 0-90 cm u.GOF)	243	120	148	168 ³⁾
PWP (mm, 0-90 cm u.GOF)	80	52	55	80 ³⁾
nFK (mm, 0-90 cm u.GOF)	163	68	93	83 ³⁾
Durchwurzelungstiefe (dm)	7	7	6	6
nFK _{we} (mm)	129	61	70	80 ³⁾
N-Pool (kg/ha)	8034	2595	3336	9480
N - Düngungsstufen	12	9	7	9
Beregnung	nein	ja	ja	nein

¹⁾ aus: Klimadaten von Deutschland (1960-1991), DWD, Offenbach, 1996 und Deutscher Planungsdienst Niedersachsen und Bremen, Jährliche Verlag, Hannover, 1991

²⁾ aus: Ranger, M. & Weeskes, G.: Auswirkungen von Grundwasserbelastungen und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. Mitteilung des Instituts für Wasserbau, 265-305, 1990

³⁾ 0-90 cm

¹⁾ Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, Universität Hannover, 30149 Hannover

²⁾ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Stilleweg 2, 30655 Hannover

Der Versuchsaufbau ist folgendermaßen gestaltet: Auf allen Standorten sind die Fruchtfolgesysteme „konventionell“ und „konservierend“ (mit vierfacher Wiederholung) als Großparzellen (10,5 m x 100 m) angelegt. Die konservierende Fruchtfolge unterscheidet sich von der konventionellen Fruchtfolge durch eine Fruchtfolgeerweiterung mit Untersaaten bzw. Zwischenfrüchten als „Catch-Crops“. Diese sollen durch deren N-Aufnahme zur Austragsreduzierung beitragen. Innerhalb der Großparzellen sind Kleinparzellen (10,5 m x 10 m) für die Untersuchung der unterschiedlichen Düngungssysteme (Düngungssteigerungsversuche) angelegt. Als Düngungssysteme wird eine Null-Düngung (nur N_{min}), Sollwert (SW)-40%-, SW-20%-, SW-, SW+30%-, SWAuswaschungsfahr (AWG), SWEntzugs- (EZ) sowie SWGülle-Düngung (SWGÜ) geprüft. Referenzgröße für die Kalkulation der Düngungsintensitäten ist Höhe SW-Düngung, die über umfassende Ertragssteigerungsversuche für jede spezielle Frucht ermittelt wurde. Die SW-Düngung soll einen wirtschaftlich optimalen Ertrag gewährleisten. Die im Frühjahr zu applizierenden Restdüngeraufwandmenge jeder einzelnen o.g. Düngungsvariante wird nach Abzug der Frühjahrs- N_{min} -Werte von der SW-Referenzgröße festgelegt und bedarfsgerecht auf die Pflanzenwachstumsstadien verteilt.

Methoden:

Die N_{min} -Daten stellen die Basis für die Austragsberechnung dar. Durch eine spezielle N_{min} -Beprobungsstrategie, die eine Beprobungswiederholung nach einer gefallenen Niederschlagssumme entsprechend des geringeren FK-Wertes des Ober- oder Unterbodens des Versuchsstandortes vorsieht, ist eine lückenlose Erfassung des Bodenstickstoffhaushaltes während der Auswaschungsperiode gewährleistet. Die N-Dynamik im Boden wird so vollends berücksichtigt, da N_{min} -Daten den Netto-Effekt mehrerer gleichzeitig ablaufender N-Umsatzprozesse im Boden zum Zeitpunkt der Probenahme widerspiegeln (HUWE, 1992).

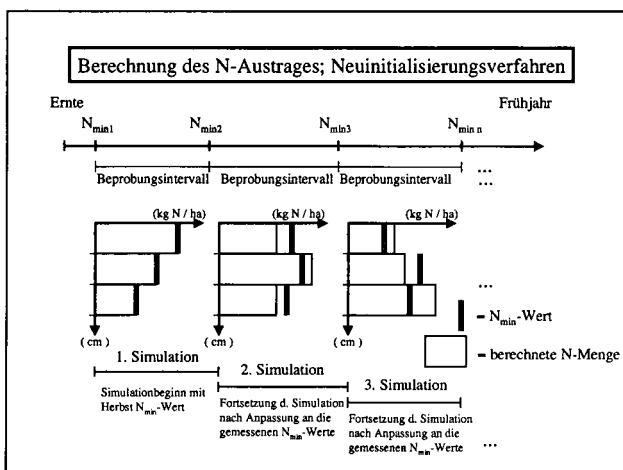


Abbildung 1: Einbindung der N_{min} -Daten in das Simulationsmodell

Wasserhaushaltsmodell berechnet wurden, in Konzentrationen umgerechnet. Diese Konzentrationen gehen als Eingangsgrößen in das Stofftransportmodell ein. Der erste Simulationsabschnitt endet zum Zeitpunkt der zweiten N_{min} -Probenahme (siehe Beprobungsstrategie). Dann werden die neu gewonnenen N_{min} -Daten mit den aktuellen Wassergehalten wieder verrechnet. Nach Anpassung der berechneten N-Konzentrationen im Bodenprofil an den neuen N-Status im Boden wird die Simulation fortgesetzt. Dieser Verfahrensablauf wiederholt sich bis Versickerungsende im Folgejahr. Die errechneten N-Austräge in 90 cm unter GOF werden tagesweise addiert.

Zur Abschätzung der Aussagegüte der N-Austragsberechnungen auf Basis der N_{min} -Probenahme wurde eine Variabilitätsuntersuchung am 30.09.1998 in Hohenzethen durchgeführt. Auf der kon-

Die Einbindung der N_{min} -Daten in das numerische Stickstoffsimulationsmodell und der Berechnungsgang zur Ermittlung der N-Austragsmenge zeigt Abbildung 1. Eine detaillierte Beschreibung des Modells ist bei DUYNISVELD, STREBEL, 1986 zu finden.

Der Berechnungszeitraum liegt zwischen Herbst- N_{min} -Probenahmetermin und dem Ende der Versickerungsperiode im folgenden Frühjahr. Zunächst werden die Herbst- N_{min} -Daten mit den Wassergehalten, die über das

ventionellen Versuchsfläche wurden diagonal zur Längsachse der Kleinparzellen und in einem Abstand von 1m jeweils 40 N_{min} -Proben der SW-20 %-Variante und der SW-Variante gezogen. Die drei Beprobungsschichten wurden separat in Kunststoffbeuteln abgefüllt. Die Analyse erfolgte bei der LUFA Hameln. Mit dem Versuch sollte geprüft werden, ob sich unter statistischen Gesichtspunkten nach vierjähriger Versuchsdauer die N_{min} -Daten zweier benachbarter Düngungsintensitätsstufen signifikant unterscheiden (Student-Test). Darüber hinaus sollte eine Abschätzung der Aussagegüte der N-Austragsberechnungen unter Einsatz von N_{min} -Werten und in Abhängigkeit von der Probenahmezahl vorgenommen werden (Konfidenzintervalle).

Ergebnisse:

Für jeden Versuchsstandort ist ein standortspezifisches N_{min} -Beprobungsintervall in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge bestimmt worden (Tabelle 2).

Tabelle 2: N_{min} -Beprobungsintervalle

N_{min} -Beprobungsintervalle (mm Niederschlag)				
Ohlendorf	Liebenau	Hohenzethen	Schwüblingsen	Jühnde (60cm)
70	90	55	60	80

Simulationsberechnungen, bei denen die N_{min} -Daten des Oberbodens stark erhöht und die des Unterbodens auf „Null“ gesetzt wurden, ergaben bei den o.g. Wiederholungsfrequenzen keinerlei Austräge (90 cm unter GOF). Die Richtigkeit der vorgeschlagenen N_{min} -Beprobungsintervalle wird somit bestätigt. Statistische Kenngrößen der Stichprobe der Variabilitätsuntersuchung in Hohenzethen sind in der Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: Variabilitätsuntersuchung in Hohenzethen

	SW-Variante			SW-20%-Variante		
	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
Mean	8.850	11.645	7.900	9.250	11.300	8.800
Median	9.000	10.960	7.000	9.000	11.000	8.000
Mode	9.000	9.700	7.000	9.000	11.000	8.000
Standard dev.	2.434	4.198	4.378	2.950	3.784	3.639
Min / Max	5.0 / 16.0	5.0 / 21.0	1.0 / 19.0	4.0 / 19.0	5.0 / 24.0	2.0 / 18.0
CV (%)	27.5	43.3	55.4	31.9	33.5	41.3
CI (95%) n = 8	± 23,0%	- 23,3 % + 33,9 %	± 46,3 %	± 26,7 %	± 28,0 %	± 34,6 %
CI (95%) n = 16	± 14,5%	-17,0 % + 20,4 %	± 29,5 %	± 17,0 %	± 17,8 %	± 22,0 %
Nature of distribution	NV	LogNV	NV	NV	NV	NV

Die N_{min} -Werte (0-90 cm) lagen bei beiden Düngungsvarianten mit 28,4 bzw. 29,4 kg N/ha auf einem niedrigen, aber nach Winterroggenanbau typischen Niveau. Die SW-20% Variante

wies im Mittel einen um 1 kg/ha höheren N_{min} -Wert auf als die SW-Variante.

Der T-Test ergab keinen signifikanten Unterschied zwischen den N_{min} -Daten der SW- und SW-20%-Variante (0-90 cm). Die Stichproben folgten überwiegend der Normalverteilung. Nur in einem Fall (SW der 30-60 cm Schicht) waren die N_{min} -Daten lognormalverteilt, jedoch ohne ausgeprägte Schiefe (siehe Konfidenzintervalle (CI)).

Die Variationskoeffizienten (CV) steigen mit zunehmender Schichttiefe an. Sie befinden sich in einem Bereich von 27,5 bis 55,4 %. Die N_{min} -Werte sind folglich hoch variabel. Diese Ergebnisse decken sich mit Untersuchungen von KOFALK, 1998 und RICHTER, 1984.

Bei Betrachtung des Gesamtprofils (0-90 cm) streuen die N_{min} -Werte um den wahren Mittelwert im Durchschnitt um ± 28,7 % (8 Proben), bei ausschließlicher Betrachtung der unteren beiden Beprobungsschichten (Unterboden = berechnungsrelevant) sogar um ± 37,3 % ($\alpha = 5 \%$, siehe CI-Werte).

Werden nun - unter Berücksichtigung der o.g. Konfidenzintervalle - die Verläufe der N_{min} -Werte der SW- und SW-20%-Variante der vergangenen vier Versuchsjahre untersucht, so lag nur in zwei

von 19 Fällen eine signifikante Abweichung vor. Gleiches gilt für die anderen Düngungsvarianten. Auswirkungen unterschiedlicher Düngerintensitäten haben sich folglich noch nicht bei den N_{\min} -Werten niedergeschlagen.

Diese Erkenntnis spiegelt sich auch bei den N-Austragsberechnungen wider. Abbildung 2 zeigt die berechneten N-Austräge für die vier Versuchsstandorte der konventionellen Fruchtfolge der Auswaschungsperioden von 1995 bis 1999 (bei letzteren nur Standorte Hohenzethen und Jühnde). Die Fehlerbalken geben den Vertrauensbereich der Austragsberechnungen ($\alpha = 5\%$, $CI_{\text{Unterboden}} = 37\%$) bei Einsatz von N_{\min} -Daten wieder.

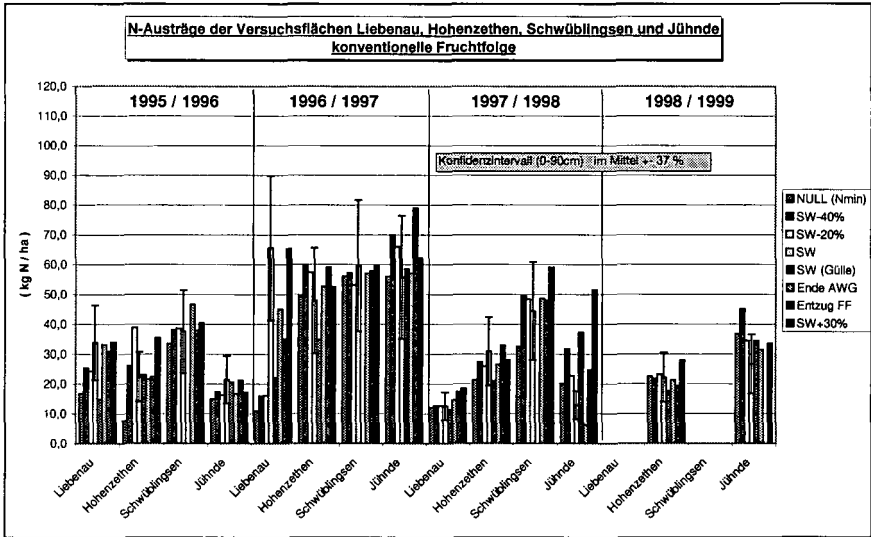


Abbildung 2: Berechnete jährliche N-Austräge, konventionelle Fruchtfolge

Die jährlichen Austräge fallen größtenteils in eine Spanne zwischen 20 und 60 kg N/ha. Die Unterschiede in den Austragshöhen der verschiedenen Auswaschungsperioden sind eine Folge der Witterungsbedingungen und der Vorfrucht. Es sind keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen Düngungsintensitätsstufe und Austragshöhe feststellbar. Selbst deutliche Überdüngungen (SW+30%-Variante) führten nicht zu höheren Austrägen. Es ist davon auszugehen, daß sich noch keine neuen N-Gleichgewichte eingestellt haben. Die Austragsberechnungen für die konservierende Versuchsvariante führte zu ähnlichen Ergebnissen.

Fazit: Innerhalb der Versuchsdauer sind bislang weder bei den N_{\min} -Werten noch bei den N-Austragsberechnungen signifikante Unterschiede bei Anwendung neuer Düngungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen festzustellen. Die Einstellung neuer N-Gleichgewichte bedarf offensichtlich einer längeren Zeit.

Literatur:
 Dynisveld, W.H.M, Strebel, O. (1986): Ermittlung der Nitratverlagerung aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen, UBA-Texte 8/86, Forschungsbericht 102 04, 329
 Huwe, B. (1992): Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau. Eigenverlag: Universität Stuttgart, 1-385
 Kofalk, S. (1998): Einfluß von Bodenvariabilität und Relief auf Wasserhaushalt und Stickstoffgehalte eines Grundmoränenstandorts, Dissertation, Heft 29, Selbstverlag, TU Berlin.
 Richter, J., H. Nordmeyer, K.-Chr. Kersebaum (1984): Zur Aussagesicherheit der N_{\min} -Methode, Z. Acker- und Pflanzenbau (J. Agronomy & Crop Science) 153, 285-298, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg

Geoelektrische Widerstandstomographie und räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften

Koszinski, S.¹⁾; Wendroth, O.¹⁾; Peschel, G.²⁾

Problemstellung

Die Bestimmung der für den Wasser- und Stoffhaushalt unter Feldbedingungen relevanten Bodeneigenschaften erfordert einen erheblichen Meßaufwand. Das liegt hauptsächlich in der räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften begründet, die auf genetische Ursachen oder aber auf Bewirtschaftung und Landnutzung zurückgehen. Detaillierte physikalische Untersuchungen in der erforderlichen räumlichen Auflösung sind nur in Einzelfällen möglich, so daß es notwendig ist, indirekte Verfahren auf ihre Aussagekraft zu untersuchen. Es soll geprüft werden, inwieweit mit relativ geringem Meß- und Zeitaufwand in hoher räumlicher Auflösung zu bestimmende, geophysikalische Kenngrößen Rückschlüsse auf das räumliche Variabilitätsmuster der für Transportprozesse relevanten Bodeneigenschaften zulassen.

Ein Verfahren zur Erkundung des Untergrundes von der Landoberfläche aus ist die geoelektrische Widerstandstomographie. Es sollte untersucht werden, mit welchen bodenphysikalischen Eigenschaften der spezifische elektrische Widerstand im oberflächennahen Bereich räumlich korreliert, so daß diese Eigenschaften indirekt abgeschätzt werden können.

Methoden

Ein sandiger, grundwassernaher Lehmlandort (Eutric Gleysol) in Arensdorf auf der Lebusener Platte (Brandenburg) wurde auf die raum-zeitliche Variabilität des Bodenwasserstatus und des Lösungstransportes untersucht (WENDROTH et al. 1999). Dazu erfolgten entlang eines 100 m-Transsektes bodenphysikalische Erhebungen. An 30 Meßpunkten wurden Korngrößenzusammensetzung, Gehalt an organischer Substanz, Saugspannung (2x wöchentlich) in 7 Bodentiefen ermittelt. Ergänzend wurde ein widerstandstomographischer Vertikalschnitt aufgenommen. Die verwendete Multielektroden-Anordnung (PESCHEL & KNÖCHEL 1995) basiert auf einer Pol-Dipol-Konfiguration (Halb-Wenner, KAMPKE 1998) und liefert Meßwerte des scheinbaren spezifischen Widerstandes in jeweils fünf Wirkungstiefen und mit horizontalen Abständen, die dem räumlichen Abstand der Elektroden entsprechen. In dieser Arbeit wurden Ergebnisse aus einem Abstand von 50 cm analysiert. Durch Inversion der Daten wurden die wahren spezifischen Widerstände für verschiedene Quelltiefen modelliert und mit bodenphysikalischen Daten verglichen. Bisher ist wenig bekannt über die räumliche Gültigkeit von geoelektrischen Widerstandswerten. Nur wenn die räumliche Korrelationslänge des Widerstandes und die Crosskorrelationslänge zu den Einflußgrößen bekannt ist, kann der Zusammenhang zu Bodeneigenschaften unter und für Feldbedingungen identifiziert und beschrieben werden.

Erschwerend für die Analyse von elektrischen Widerstandswerten unter Feldbedingungen ist es, daß der Einfluß verschiedener Faktoren auf den geoelektrischen Widerstand räumlich variiert. Zum einen

¹⁾ ZALF, Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15 374 Müncheberg
e-mail: skoszinski@zalf.de, owendroth@zalf.de

²⁾ Big-M GmbH, Büro Prof. Peschel, Stralsunder Str. 13, 17 489 Greifswald
e-mail: 038342440@t-online.de

wechseln die vorhandenen Einflußfaktoren räumlich, zum anderen kann sich auch ihr relatives Gewicht zueinander verändern.

Es wurde geprüft, ob die Struktur der räumlichen Variabilität des spezifischen elektrischen Widerstandes durch reduzierte räumliche Auflösung verändert wird und ob sich diese Struktur zeitlich ändert. Dazu wurde die Widerstandstomographie drei Jahre später erneut durchgeführt und durch Bestimmung von gravimetrischer Feuchte und Penetrometerwiderstand ergänzt.

Ergebnisse

Mit dem Verfahren der geoelektrischen Widerstandstomographie wurden vertikale und horizontale Bodenunterschiede bestimmt. Konturkarten des spezifischen elektrischen Widerstandes spiegeln Unterschiede im Profilaufbau wider, wobei visuell ähnliche Muster der Verteilung der Widerstände in beiden Jahren zu beobachten sind (Abb. 1).

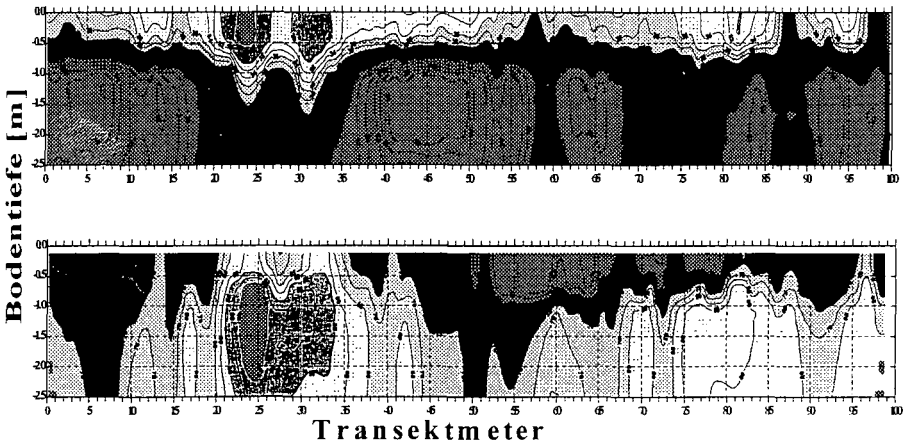


Abb.1 Konturkarten des Verteilungsmusters des spezifischen elektrischen Widerstandes entlang des Transektes in Arendorf 1996 (a) und 1999 (b)

Transectbereiche mit niedrigen Widerständen treten an gleichen Positionen zu beiden Untersuchungszeitpunkten auf. Dabei liegen die Absolutwerte des spezifischen elektrischen Widerstandes 1999 über den Werten von 1996. Diese generell höheren elektrischen Widerstände können mit einer Erhöhung der Porosität des Oberbodens nach Bodenbearbeitung erklärt werden.

Die Originalwerte der spezifischen elektrischen Widerstände für zwei Bodentiefen und zwei Untersuchungszeitpunkte sind in Abb. 2 dargestellt. Sie bilden die Grundlage einer geostatistischen Analyse, mit der die räumliche und zeitliche Stabilität der Widerstandsmessungen quantifiziert werden soll. Semivariogramme zeigen eine räumlich strukturierte Variabilität des spezifischen elektrischen Widerstandes mit einem range von etwa 24 m in 10 cm Bodentiefe (Abb. 3a, 3c) und von etwa 17 m in 70 cm Bodentiefe (Abb. 3b, 3d). Diese Autokorrelationslängen wurden jeweils für die Datensätze von 1996 und 1999 ermittelt. Daraus kann eine zeitliche Konstanz des räumlichen Verteilungsmusters des spezifischen elektrischen Widerstandes abgeleitet werden. Das wird ebenfalls aus der räumlichen Korrelation zwischen dem spezifischen elektrischen Widerstand von 1996 und 1999 (Abb. 3e, 3f) deutlich. In 10 und 70 cm Bodentiefe sind die Widerstände aus beiden Jahren innerhalb von etwa 20 m korreliert. Das bedeutet, daß die Verteilungsmuster des spezifischen elektrischen Widerstandes unabhängig von den Absolutwerten des Parameters eine räumliche und zeitliche Stabilität besitzen. Es ist zu klären, ob und welche bodenphysikalischen Kenngrößen ähnliche Verteilungsmuster aufweisen.

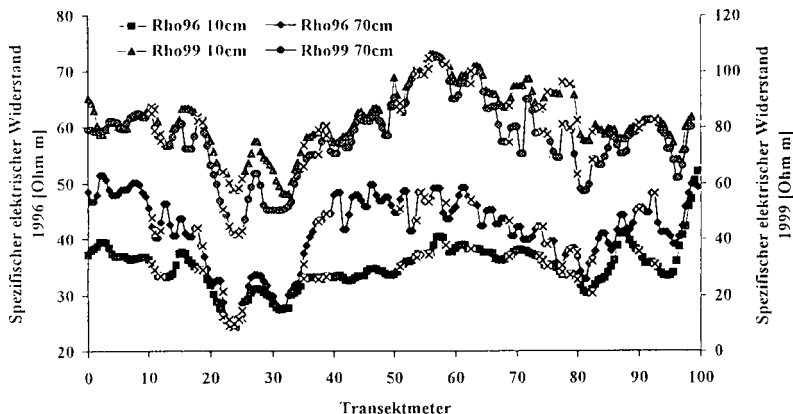


Abb.2 Originalwerte des spezifischen elektrischen Widerstandes in 10 und 70 cm Bodentiefe in den Jahren 1996 (Primärachse) und 1999 (Sekundärachse) mit markierten Positionen (x), die dem genesteten Design für andere Bodenparameter entsprechen

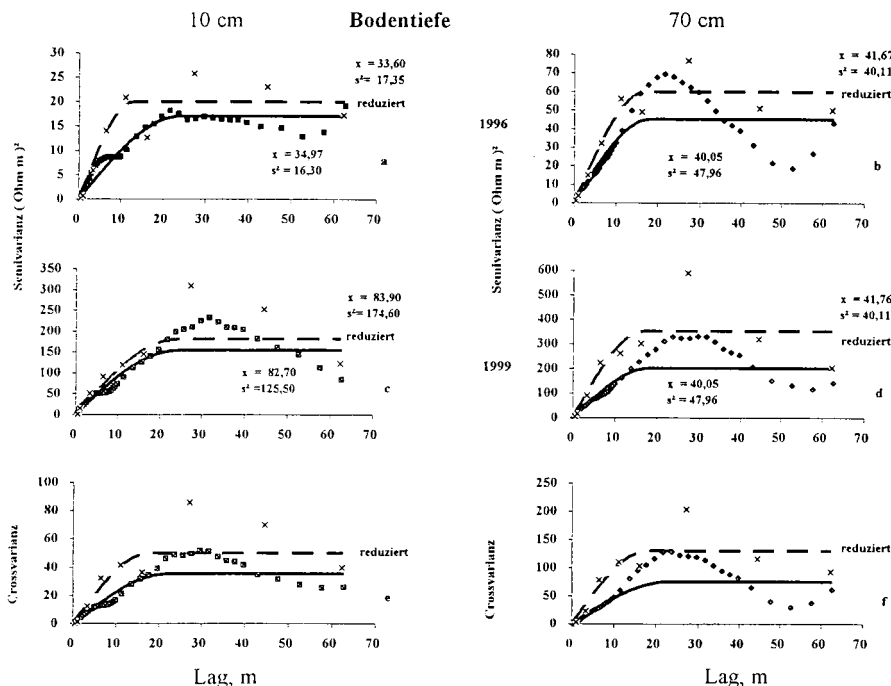


Abb.3 Semivariogramme für den spezifischen elektrischen Widerstand in 10 und 70 cm Bodentiefe 1996 und 1999 (a-d) für komplette und auf 30 Positionen reduzierte Datensätze (unterbrochene Linie) und Crossvariogramme zwischen elektrischem Widerstand 1996 und 1999 in 10 cm (e) und 70 cm (f) Bodentiefe

Ergänzende bodenphysikalische Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, gravimetrische Feuchte, Matrixpotential oder organische Bodensubstanz konnten nicht in so hoher räumlicher Auflösung im Feld bestimmt werden. Diese Parameter wurden nur an 30 genestet angeordneten Positionen ermittelt. Deshalb wurde zunächst geprüft, ob die räumliche Struktur der Variabilität des spezifischen elektrischen Widerstandes auch quantifizierbar ist, selbst wenn dieser Parameter nur an den 30 genesteten Positionen bestimmt worden wäre. Es wurden trotz leichter Verschiebungen von Mittelwert und Streuung ähnliche Auto- und Crosskorrelationslängen (Abb. 3a-f, jeweils unterbrochene Linien) für den elektrischen Widerstand bestimmt.

Semivariogramme für andere bodenphysikalische Parameter zeigen (KOSZINSKI et al. 1999), daß nicht für alle Parameter eine räumliche Struktur der Variabilität in dem untersuchten Transekt zu identifizieren ist. Während Texturparameter wie Sand- und Tongehalt in 10 und 70 cm Bodentiefe eine strukturierte Variabilität aufweisen und innerhalb eines ranges von etwa 20 m mit dem spezifischen elektrischen Widerstand crosskorreliert sind, konnte für den Gehalt an organischer Substanz nur in 10 cm Bodentiefe eine Autokorrelationslänge von etwa 15 m, jedoch keine räumliche Korrelation zum elektrischen Widerstand bestimmt werden. Das Matrixpotential 1996 war in 70 cm Bodentiefe über einen range von 15 m autokorreliert, aber in keiner der untersuchten Bodentiefen räumlich korreliert mit dem spezifischen elektrischen Widerstand. Untersuchungen von WENDROTH et al. (1999) zeigen, daß eine räumliche Struktur der Variabilität des Matrixpotentials nahe Sättigung und unter trockenen Bedingungen zu identifizieren ist. Deshalb ist eine strukturierte Variabilität dieses Parameters nicht zu allen Untersuchungszeitpunkten zu bestimmen und eine räumliche Korrelation zu anderen Parametern dann nicht zu erwarten. So war der gravimetrische Wassergehalt in 70 cm Bodentiefe 1996 und 1999 negativ korreliert mit dem elektrischen Widerstand, in 10 cm Bodentiefe jedoch nur 1996.

Schlußfolgerungen

Der spezifische elektrische Widerstand besitzt eine strukturierte räumliche Variabilität, die mit einer räumlichen Meßauflösung von 50 cm, aber auch mit einem genesteten Meßpunktdesign ermittelt werden konnte. Wiederholungsmessungen zeigen eine zeitliche Stabilität des räumlichen Musters dieses Parameters.

Es bestehen räumliche Korrelationen zu Textureigenschaften. Daher wird erwartet, daß unter Verwendung von Crosskovarianzfunktionen und weiteren geostatistischen Verfahren (z.B. Cokriging) aus der räumlich hochaufgelösten Bestimmung des spezifischen elektrischen Widerstandes das Verteilungsmuster von Textureigenschaften des Bodens abgeschätzt werden kann.

Literatur

- Banton, O., M.K. Seguin & M.A. Cimon (1997): Mapping Field-Scale Physical Properties of Soil with Electrical Resistivity.- Soil Sci. Soc. Am. J., 61, 1010-1017.
- Kampke, A. (1999): Focused imaging of electrical resistivity data in archaeological prospecting.- J. of Applied Geophysics, 41, 215-227.
- Koszinski, S., O. Wendroth, G. Peschel, H. Rogasik & K. Seidel (1999): Spatial relationship of soil physical and geoelectrical properties at field scale.- XXIV. General Assembly of EGS, The Hague, Annales Geophysicae, vol. 1, no.4.
- Peschel, G.J. & U. Knöchel (1995): Modellierung von Deponien und Altlasten durch geoelektrische Tomographie.- In: Hrsg. W. Linnenberg: Einsatz von Datenverarbeitung im Umweltbereich. Schriftenreihe des BDG, Heft 14, 73-83.
- Wendroth, O., W. Pohl, S. Koszinski, H. Rogasik, C.J. Ritsema and D.R. Nielsen (1999): Spatio-temporal patterns and covariance structures of soil water status in two Northeast-German field sites.- J. Hydrology, 215, 38-58.

Priming-Effekte durch Rhizodeposition

von

KUZYAKOV, Y.

Einleitung

Wurzelausscheidungen der Pflanzen beeinflussen die mikrobielle Aktivität in der Rhizosphäre. Dadurch können die Mikroorganismen den Abbau der organischen Bodensubstanz beschleunigen oder auch verlangsamen. Solche starke kurzfristige Änderung im Umsatz der organischen Bodensubstanz werden als Priming-Effekte bezeichnet (Kuzyakov *et al.*, 1999b). Die Pflanzen können durch steigende Aktivität der Mikroorganismen entweder positiv (durch zusätzliche Mobilisierung von Nährstoffen aus der organischen Bodensubstanz) oder auch negativ (durch Konkurrenz der Mikroorganismen mit der Pflanze um limitierende Nährstoffe) beeinflusst werden. Diese Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und Mikroorganismen in der Rhizosphäre sind weitgehend unerforscht.

Ziel dieses Beitrages ist die Untersuchung der Änderung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz durch die Rhizodeposition wachsender Pflanzen.

Material und Methoden

Der Umsatz der organischen Bodensubstanz wurde im Laufe des Wachstums von zwei Pflanzenarten: ausdauerndes Weidelgras (*Lolium perenne* L., spec. Gremie) und Kopfsalat (*Lactuca sativa* L., spec. Libusa RZ) bei unterschiedlicher N-Versorgung auf drei Böden mit unterschiedlichem Gehalt an organischen Kohlenstoff (C_{org}) unter kontrollierten Laborbedingungen geprüft (Tab. 1).

Die Priming-Effekte für Kohlenstoff (C) wurden durch Vergleich des humusbürtigen CO_2 -Effluxes aus dem Boden mit und ohne Pflanzen gemessen. Zur Abtrennung des humusbürtigen und wurzelbürtigen CO_2 -Effluxes (Rhizosphärenatmung = Wurzelatmung + mikrobielle Veratmung der Exsudate und Wurzelreste) wurden die Pflanzen oberirdisch mit $^{14}CO_2$ pulswise markiert (Kuzyakov *et*

al., 1999a; 1999c). Humusbürtiges CO₂-Efflux aus dem Boden mit Pflanzen wurde berechnet als Differenz des CO₂-Gesamteffluxes und des wurzelbürtigen ¹⁴CO₂-Effluxes.

Die Priming-Effekte für Stickstoff (N) wurden durch Vergleich der N-Nettomineralisierung im Boden mit und ohne Pflanzen am Ende der Versuche berechnet. Dabei wurden die N-Düngung und die N-Aufnahme der Pflanzen berücksichtigt.

Tabelle 1: Experimente zur Untersuchung der Priming-Effekte durch Rhizodeposition

Pflanze	Boden	C _{org} %	¹⁴ CO ₂ -Pulse	N-Düngung, kg N/ha
Weidelgras	fine loamy Gleyic Cambisol	4,7	8 mal	50
Weidelgras	fine loamy Gleyic Cambisol	4,7	5 mal	0, 250
Weidelgras	loamy Haplic Luvisol	1,3	1 mal	0
Kopfsalat	sandy Gleyic Cambisol	0,7	2 mal	80, 160

Ergebnisse und Diskussion

In allen Experimenten wurde ein signifikant größerer CO₂-Gesamtefflux aus dem Boden mit Pflanzen im Vergleich zum Boden ohne Pflanzen festgestellt. Der Anteil des wurzelbürtigen CO₂-Effluxes schwankte je nach Boden, Pflanzenalter und N-Düngung von 10 bis 40 % des CO₂-Gesamteffluxes.

Im Laufe der Pflanzenentwicklung steigt der Unterschied im humusbürtigen CO₂-Efflux aus den Gefäßen mit und ohne Pflanzen (Abb. 1). Bei einem vollentwickelten Weidelgras kann das Ausmaß dieser positiven Priming-Effekte 60 kg C ha⁻¹ Tag⁻¹ erreichen. Dies entspricht einer N-

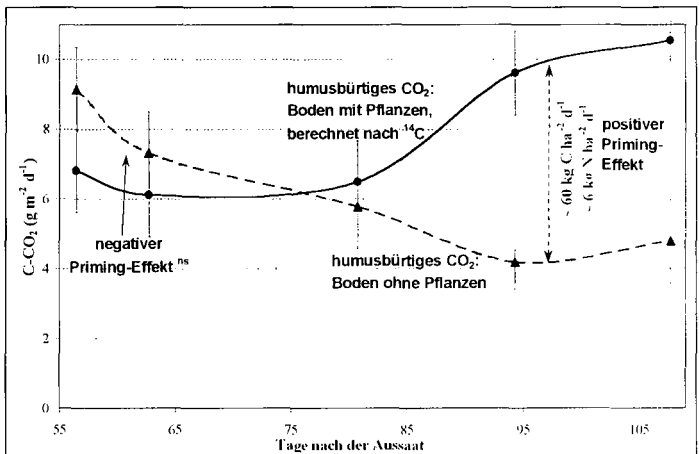


Abb. 1: Vergleich des humusbürtigen CO₂-Effluxes (\pm LSD, $\alpha = 5\%$) aus dem Boden (C_{org} = 4.7 %) mit und ohne *Lolium perenne* und durch die Anwesenheit der Pflanzen ausgelöste C-Priming-Effekte.

Nachlieferung von ca. 6 kg N ha⁻¹ Tag⁻¹. Sehr hohe Nachlieferung ist unter anderem durch einen sehr hohen C_{org}-Gehalt des Bodens zu erklären.

Anbau von Kopfsalat führt auch zur 1,5 bis 3-fachen Beschleunigung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz (Abb. 2) (siehe auch bei Bottner *et al.*, 1988; 1991). Die Mengen des zusätzlich mineralisierten C sind aber wesentlich geringer als bei Weidelgras. Das ist sowohl durch

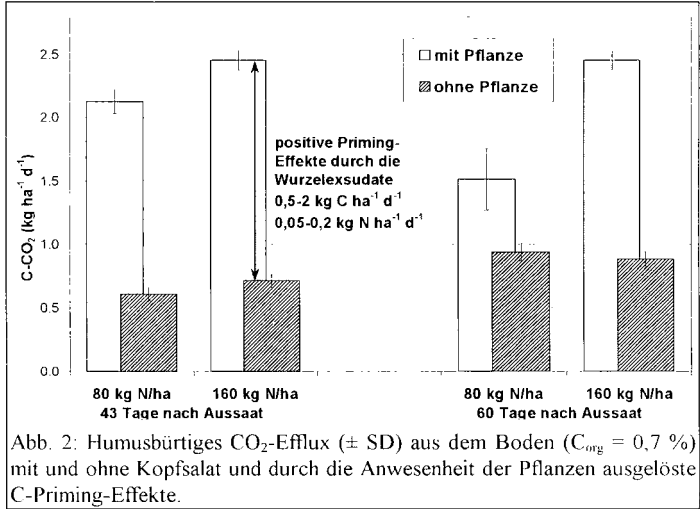


Abb. 2: Humusbürtiges CO₂-Efflux (± SD) aus dem Boden (C_{org} = 0,7 %) mit und ohne Kopfsalat und durch die Anwesenheit der Pflanzen ausgelöste C-Priming-Effekte.

den niedrigen C_{org}-Gehalt des Bodens als auch durch wesentlich schwächer entwickeltes Wurzelsystem von Kopfsalat zu erklären.

Die N-Priming-Effekte sind stark von der N-Versorgung der Pflanze abhängig. Bei gut versorgtem Weidelgras verringert sich das Ausmaß der positiven N-Priming-Effekte im Laufe des Wachstums (Abb. 3). Ohne N-Düngung steigt im Laufe der Pflanzenentwicklung die zusätzliche N-Nachlieferung von 40 bis über 100 kg N ha⁻¹. Dies deutet auf eine Verringerung der

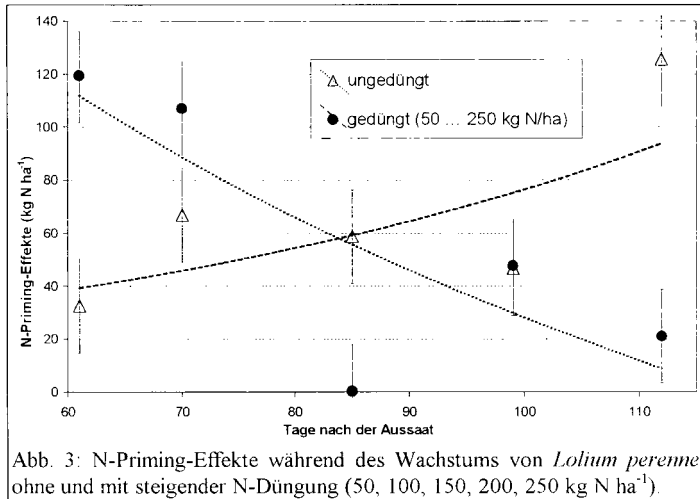
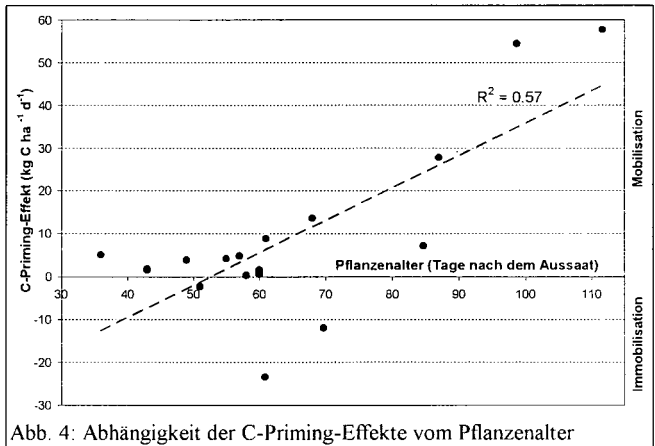


Abb. 3: N-Priming-Effekte während des Wachstums von *Lolium perenne* ohne und mit steigender N-Düngung (50, 100, 150, 200, 250 kg N ha⁻¹).

Menge der Wurzelausscheidungen mit steigender N-Düngung hin, was mit vielen anderen Ergebnissen übereinstimmt (Swinnen *et al.*, 1995; Kuzyakov *et al.*, 1999a).

Eine zusammenfassende Betrachtung (drei Böden × zwei Pflanzen) der Priming-Effekte zeigt einen signifikanten Anstieg der positiven C-Priming-Effekte während des Pflanzenwachstums (Abb. 4). Ei-

ne Darstellung der Priming-Effekte gegen die Wurzelmasse würde allerdings zu einem umgekehrt proportionalen Zusammenhang führen (nicht dargestellt). Dies ist ein Ergebnis der Verringerung der Exsudationsleistung der alten Wurzeln. Eine C-Immobilisation (negativer C-Priming-Effekt = Ver-



ringerung der Abbaugeschwindigkeit der organischer Bodensubstanz) wurde nur in einzelnen Fällen festgestellt.

Schlussfolgerungen

Rhizodeposition der Pflanzen führt zur Beschleunigung des Abbaus der organischen Bodensubstanz - zu positiven C- und N-Priming-Effekten und bewirkt dadurch eine zusätzliche Nährstoffnachlieferung. Somit ist die Wurzelexsudation kein uneffektiver Verlust der Assimilate durch die Pflanze, sondern ein ökologischer Anpassungsmechanismus zum erhöhten Bedarf an Nährstoffen.

Die Nährstoffnachlieferung steigt mit dem C_{org} -Gehalt des Bodens, steigt mit dem Pflanzenalter und sinkt mit der steigenden N-Düngung.

Literatur

- Bottner P., Sallih Z., Billes G. 1988. Root activity and carbon metabolism in soils. *Biol. Fertil. Soils*. 7, 71-78.
- Bottner P., Cortez J., Sallih Z. 1991. Effect of living roots on carbon and nitrogen of the soil microbial biomass. *British Ecological Society Special Publication*. 10, 201-210.
- KUZYAKOV Y., EHRENSBERGER H., STAHR K. 1999a. Rhizodeposition of *Lolium perenne* on two nitrogen levels and enhance of humus decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*. (submitted).
- KUZYAKOV Y.V., FRIEDEL J.K., STAHR K. 1999b. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*. (in print).
- KUZYAKOV Y., KRETZSCHMAR A., STAHR K. 1999c. Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. *Plant and Soil*. (in print).
- SWINNEN J., VAN VEEN J.A., MERCKX R. 1995. Carbon fluxes in the rhizosphere of winter wheat and spring barley with conventional vs integrated farming. *Soil Biol. Biochem.* 27, 811-820.

Zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen aus Bodensättigungsextrakten

Dr. Norbert Litz

Einleitung

Die Abschätzung und Ermittlung von Sickerwasserkonzentrationen sind nach dem BBodenSG und der VO zum BBodenSG eine notwendige Kenngröße um eine von einem kontaminierten Boden ausgehende Belastung für das Grundwasser beurteilen und entsprechende Maßnahmen ableiten zu können. Dazu sind verschiedene Verfahren vorgesehen. Neben einer Grundwasserprobenahme im Übergangsbereich zum Grundwasser kann eine Beurteilung der Bodenlösungskonzentrationen auf der Basis der DIN V 19735 für Schwermetalle erfolgen.

Material und Methoden

Zur Verifikation dieser Messtechnik wurden entsprechende Bodensättigungsextrakte nach einer einmonatigen Inkubationszeit bei 5 °C gewonnen und die Bodenlösungskonzentration bei Feldkapazität nach Zentrifugation bei 3000 U/min ermittelt. Um die sorptionsbeeinflussenden Bodeneigenschaften zu berücksichtigen wurden folgende Horizontproben bei der Untersuchung berücksichtigt (Tab. 1). Neben Cadmium und Blei wurden auch Bodenlösungskonzentrationen für die organischen Schadstoffe PAH und LAS untersucht. Beim Cadmium wurde mit Angebotskonzentrationen von 10, 50, 200 und 500 mg/kg m_T und beim Blei von 500, 1000, 5000 und 10 000 mg/kg m_T sowie bei den PAH von 5 mg/kg m_T und 50 mg/kg m_T bzw. beim LAS von 10 mg/kg m_T und 100 mg/kg m_T gearbeitet.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften der Horizontproben

Bodentyp/Horizontprobe	Humusgehalt in %	Tongehalt in %	pH-Wert	DOC in mg/L
Braunerde-Bv (Speyer 2.1)	0.7	5.1	6.9	94
Braunerde-Ah (Speyer 2.2)	2.29	3.5	5.4	154
Kalkgley-Ah	6	7.1	7.5	194
Lagerstättenon	0.1	65	6.96	24
Pelosol-Ca2	0.3	47	7.66	38
Moorgley-H	27	0.01	4.95	338
Ockerbraunerde-Ofh	8.8	29	3.93	663
Ockerbraunerde Bkgv	2.3	19	5.5	72

Die gemessenen Konzentrationen wurden mit dem Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen von Litz et al., (1998) verglichen und Zusammenhänge zu Bodeneigenschaften geprüft. Die Abschätzung der Verfügbarkeit der Schwermetalle (nach Ammoniumnitratextraktion) erfolgt auf der Basis von Prueß (1992)

ermittelten Konzentrationen beim entsprechenden pH-Wert, wobei der Einfluß der Ton- und Humusgehalte auf die Verfügbarkeit berücksichtigt wurde. Die Abschätzung der Bodenlösungskonzentration für organische Schadstoffe erfolgt nach einer Gleichung von Jury et al., (1987), die die FK, den K_{oc} und C_{org} -Gehalt einbezieht.

Ergebnisse

Signifikant abgesicherte Beziehungen traten sowohl beim Blei (Abb. 1), als auch beim Cadmium (Abb. 2) zwischen gemessenen und abgeschätzten Bodenlösungskonzentrationen im Sättigungsextrakt auf, wobei nicht verkannt werden darf, daß eine beachtliche Streuung der Wert vorliegt. Bei der Untersuchung zu den Einflußgrößen der Bodeneigenschaften waren sowohl beim Blei als auch beim Cadmium Beziehungen zum pH-Wert ($\sigma = 0.01$ bzw. $\sigma = >0.05$) zu ermitteln. Die Humus- und Tongehalte korrelierten beim Blei mit $\sigma = >0.05$ bzw. $\sigma = >0.01$, für Cadmium ergaben sich weniger gute Beziehungen. Als wenig eindeutig verhielt sich die Ockerbraunerde, weil hohe Gehalte von Eisenoxiden die Sorption zusätzlich beeinflussen. Im Falle der starken Abweichung von einer Steigung 1 bei Gegenüberstellung von gemessenen zu abgeschätzten Konzentrationen müssen entsprechende Faktoren berücksichtigt werden. Bei den organischen Schadstoffen LAS und den PAHs traten ebenfalls signifikante Beziehungen auf (Abb. 3 und Abb. 4). Obwohl auch hier eine Streuung der gemessenen Bodenlösungskonzentrationen zu beobachten ist, gibt es einen abgesicherten Zusammenhang zum abgeschätzten Wert. Beim LAS konnten jedoch wegen analytisch-methodischer Probleme nur Messwerte ober von 0, 5 mg/l zur Beurteilung herangezogen werden.

Diskussion

Die hier vorgestellten Messungen zu Bodenlösungskonzentrationen nach der DIN-Methoden 19735 für Schwermetalle und für organische Schadstoffe bestätigen das von Litz et al (1998) entwickelte Abschätzverfahren. Sinnvoll wäre es, weitere Untersuchungen anzustellen, um die Datengrundlage zu verbessern und die Streuungen weiter abzusichern. Wie jedoch Untersuchungen zur Beurteilung der Beziehung der Bodenschadstoffgehalte mit den entsprechenden Schadstoffgehalten in Pflanzen zeigen, ist von einer großen natürlichen Streuung auszugehen. Weiterhin wird durch diese Arbeit eine Auffassung berichtigt (Grathwol et al. 1999), die davon ausgeht, daß mit diesem Verfahren überhaupt Sickerwasserkonzentrationen abgeschätzt werden können, weil auf K_{oc} -Werte für die organischen Schadstoffe zurückgegriffen wird. Daß das Vorgehen nach Litz et al., (1998) zur Beurteilung und Abschätzung der Mobilität von Schadstoffen geeignet ist, zeigen auch die Untersuchungen in Litz et al., (1999), wo eine exzellente Übereinstimmung der Mobilität von 38 verschiedenen organischen Schadstoffen im Abstrom von mehr als 150 kommunalen Ablagerungen ermittelt werden konnte.

Literatur

DIN V 19735: Ableitung von Konzentrationen im Bodenwasser aus ammoniumnitratextrahierbaren Gehalten oder Eluatgehalten

Grathwohl, P. (1999): Empirische Korrelationen zur Sickerwasserprognose. Bodenschutz 2. 44-46

Litz, N, Struppe, Th. und Müller-Wegener, U. (1998): Modellhafte Abschätzung von Stoffgehalten im Sickerwasser am Ende der Sickerstrecke als Grundlage hinsichtlich zu ergreifendewr Maßnahmen. Bodenschutz 4. 144-148

Litz, N, Kerndorff, H. und Müller-Wegener U. (1999):Boden- und Grundwasserhygiene - Aufgaben und Ziele, Probleme und Lösungsansätze. Schriftenreihe des Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (in Vorber.)
Jury, W.A., Focht, D. D. & W. J. Farmer (1987): Evaluation of Pesticide Groundwater Pollution Potential from Standard Indices, of Soil Chemical Adsorption and Biodegradation. J. Environ. Qual. 16, no 4, 4222- 448
Prüß, A.(1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentielle ökotoxische Spurenelemente in Böden. Grauer, Wendlingen

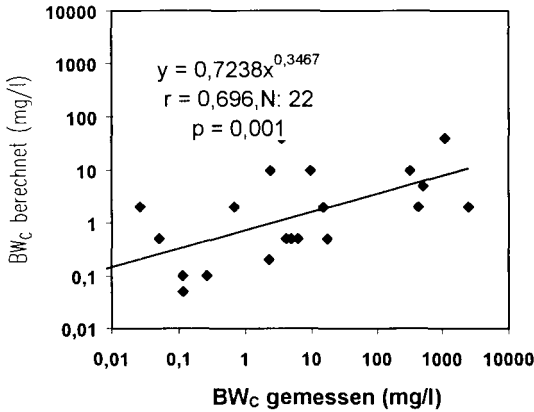


Abb. 1:Vergleich gemessener Cd-Gehalte im Bodensättigungsextrakt bei FK mit abgeschätzten bei unterschiedlichen Angebotskonzentrationen

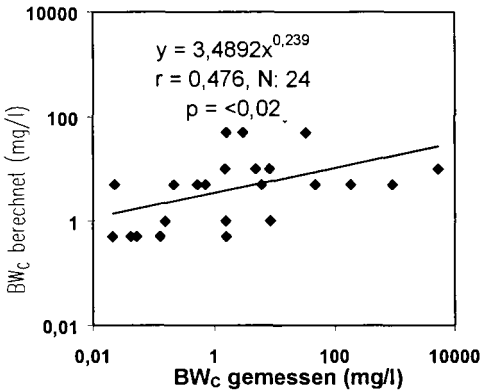


Abb. 2: Vergleich gemessener Pb-Gehalte im Bodensättigungsextrakt bei FK mit abgeschätzten bei unterschiedlichen Angebotskonzentrationen

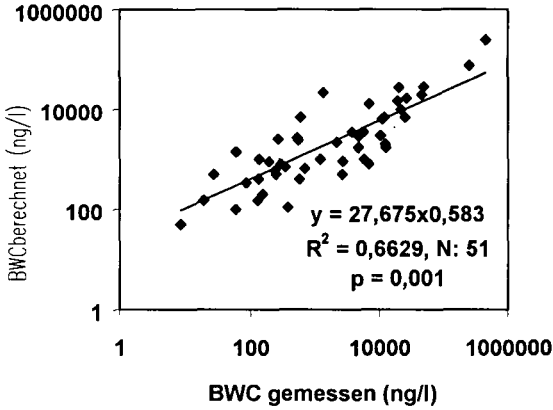


Abb. 3: Vergleich gemessener Benzo-k-fluoranthen-, Chrysen-, Phenanthren- und Fluoranthengehalten im Bodensättigungsextrakt bei FK mit abgeschätzten bei unterschiedlichen Angebotskonzentrationen

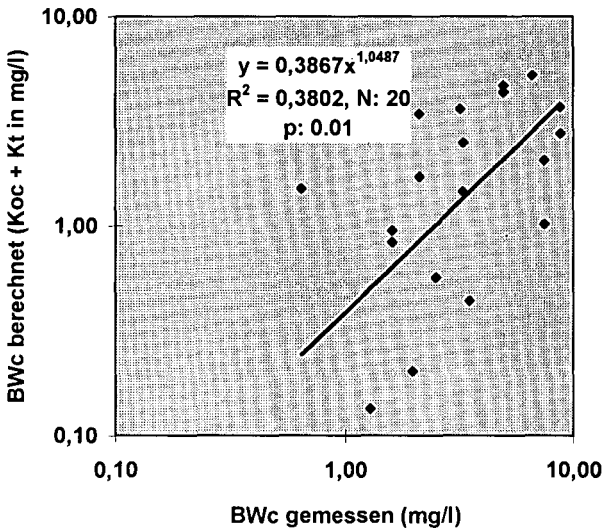


Abb.4: Vergleich gemessener LAS-Gehalte im Bodensättigungsextrakt (BwC) bei FK mit abschätzen bei unterschiedlichen Angebotskonzentrationen

Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Spezialkulturen bei der Sanierung PAK-kontaminierter Böden

von

¹MAHRO, B., ²SCHMIDT, L.M.

1. Fragestellung

In den letzten Jahren sind aus einer Vielzahl von Gewässern, Böden und Sedimenten Mikroorganismen isoliert und beschrieben worden, die imstande sind, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) für ihren eigenen Stoffwechsel zu nutzen und diese dabei partiell oder vollständig abzubauen. Basierend auf diesen Beobachtungen entstand im Zusammenhang mit der Sanierung von Altlasten die Frage, ob und in welchem Umfang es möglich ist, den mikrobiellen Abbau von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Boden ggf. auch durch Supplementation des Bodens mit im Labor und Fermenter vorgezogenen Spezialkulturen aus Bakterien oder Weißfäulepilzen zu stimulieren und zu beschleunigen. In der vorliegenden Arbeit werden einige Ergebnisse der zu dieser Frage sowohl mit künstlich kontaminierten Modellböden als auch mit Altlastböden von uns durchgeführten Untersuchungen zusammenfassend vorgestellt.

2. Einsatz von PAK-mineralisierenden Bakterienkulturen

Im Rahmen von Vorarbeiten waren in unserem Labor aus PAK-kontaminierten Altlastböden eine Reihe von Bakterienstämmen aus den Gattungen *Mycobacterium*, *Gordona* und *Sphingomonas* isoliert worden, die imstande waren auf PAK als einziger Kohlenstoff- und Energiequelle zu leben (Kästner et al., 1994; Mahro et al., 1995). Setzte man Bakterien dieser Gattungen künstlich mit PAK kontaminierten Modellböden zu, zeigte sich, dass der Abbau von 3- und 4-Ring PAK in solchen Bodenmaterialien entweder erst ermöglicht oder deutlich beschleunigt werden konnte (Mahro, 1995).

Die mit Altlastbodenmaterial durchgeführten Experimente führten jedoch - je nach Bodenmaterial und Art der Altlastkontamination - zu anderen und unterschiedlichen Ergebnissen. In vielen der untersuchten Bodenmaterialien war nach der Belüftung, ggf. Düngung und pH-Einstellung bereits eine hohe Abbaukapazität der im Boden vorkommenden Mikroflora festzustellen (Schaefer et al., 1995). Wurden solchen Böden zusätzlich vorkultivierte, PAK-abbauende Bakterien zugegeben, hatten diese in der Regel jedoch keine erkennbar positive Wirkung (Abb.1). Während Isolate, die zuvor aus dem gleichen Bodenmaterial isoliert worden waren, gegenüber der autochthonen Mikroflora des Altlast-

¹ Institut für Technischen Umweltschutz, Fachbereich Bauingenieurwesen, Hochschule Bremen, Neustadtswall 30, 28199 Bremen; E-Mail-Anschrift: mahro@fbb.hs-bremen.de;

² Arbeitsbereich Biotechnologie II, Technische Universität Hamburg-Harburg

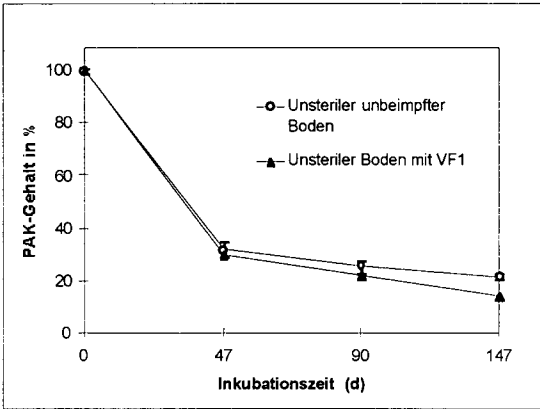


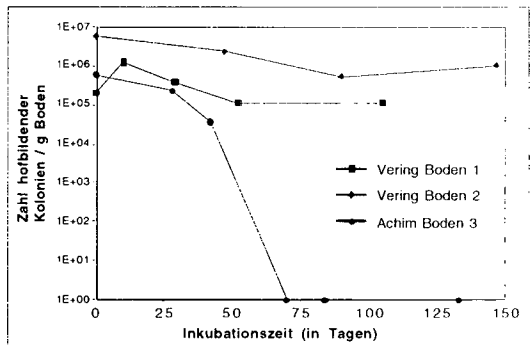
Abb.1: Einfluss der Zugabe von *Mycobacterium* sp. VF1 auf den Abbau von Phenanthren in einem Altlastboden aus Hamburg-Veringstr.

bodens lediglich keinen zusätzlich fördernden Effekt hatten, wurde der bodeneigene PAK-Abbau in einem anderen, mit den gleichen Bakterien angeimpften Altlastboden sogar gehemmt (Schmidt, 1998)

Bei Untersuchung der Überlebensraten der den verschiedenen Böden zugegebenen Bakterien zeigte sich, dass die Bakterien ihre Aktivität in dem Bodenmaterial, aus dem sie isoliert worden waren, deutlich besser erhalten konnten als in dem „ihnen fremden“ PAK-kontaminierten Bodenmaterial. Dieser Befund legt - zusammen mit der negativen Wirkung der Spezialisten-Zugabe auf den PAK-Abbau - die Vermutung nahe, dass die residente, autochthone Mikroflora in diesem Fall die Nutzung der leicht abbaubaren Biomasse dem Abbau der schwerer zu metabolisierenden PAK vorgezogen hat (Diauxie-Effekt).

Abb.2: Überleben hofbildender Kolonien von zugeimpften *Mycobacterium* sp. VF 1 in verschiedenen Altlastböden

Auch in einem dritten von uns untersuchten Altlastbodenmaterial, in dem der biologische Abbau insgesamt stark gehemmt war, hatte die zusätzliche Zugabe vorkultivierter Bakterienisolate keinen positiven Effekt (Schmidt, 1998). Der mikrobielle PAK-Abbau war



in diesem Bodenmaterial auf Grund der Unzugänglichkeit und Bioverfügbarkeit der in diesem Boden in Form kleiner Teerpartikel vorkommenden PAK so stark eingeschränkt, dass auch zusätzliche „Spezialkulturen“ hieran nichts ändern konnten.

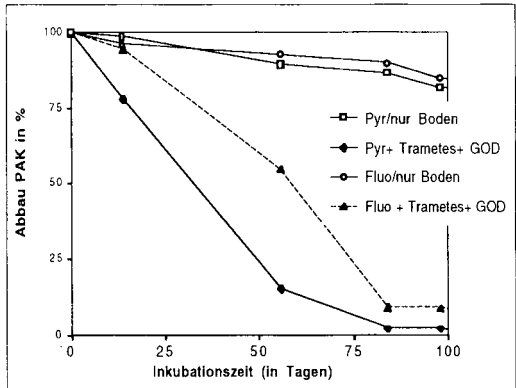
3. Wirkung der Zugabe von Weißfäulepilzen

Neben den bisher eingesetzten primär mineralisierenden Bakterienkulturen wurde auch die Wirkung von zwei vorkultivierten Weißfäulepilzen (*Pleurotus ostreatus* und *Trametes versicolor*) auf den PAK-Abbau im Altlastboden untersucht. Aus Laboruntersuchungen mit Flüssigkulturen weiß man, dass bei

Weißfäulepilzen unter bestimmten Bedingungen auch extrazelluläre Enzyme wie (Lignin-)peroxidasen oder Laccasen am PAK-Abbau beteiligt sind (Mahro, 1995). Dies ermöglichte, zu versuchen, durch die Zugabe von Weißfäulepilzen neben der Mineralisierung auch den zweiten potentiellen PAK-Abbauweg im Boden, die Humifizierung, spezifisch zu stimulieren (Mahro, 1995).

Die ersten mit *Pleurotus ostreatus* in einem Teeröl-kontaminierten Bodenmaterial zu dieser Frage durchgeführten Untersuchungen zeigten jedoch weder im Hinblick auf den PAK-Abbau noch hinsichtlich der Humifizierung einen besonderen Effekt. In beiden Punkten war die Leistung mit und ohne Pilzzugabe vergleichbar (Eschenbach et al., 1995; Schaefer et al., 1995). Hingegen konnte in einem Boden, in dem die PAK pyrogen nach einem Brand unterirdisch gelagerter Mineralölfässer entstanden waren, nach Zugabe des Weißfäulepilzes *Trametes versicolor* eindeutig ein besserer PAK-Abbau erzielt werden als ohne Pilzzugabe (Abb. 3).

Abb.3: Einfluss der Zugabe von *Trametes versicolor* auf den Abbau von 4-Ring-PAK in einem Altlastboden aus Achim bei Bremen



Allerdings setzte der PAK-Abbau in dem Boden erst ein, als zusammen mit dem Weißfäulepilz auch das H_2O_2 -produzierende Enzym Glucose-Oxidase zugegeben wurde. Die dosierte, in situ-Bereitstellung des für die Peroxidase-Reaktion essentiellen Kosubstrats H_2O_2 war für den PAK-Umsatz im Boden somit offensichtlich unverzichtbar. Experimente, in denen die jeweiligen Anteile der beiden hier diskutierten PAK Abbau-Wege untersucht werden sollen, sind in Vorbereitung.

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen:

Die Untersuchungen haben deutlich gemacht, dass die biologische Abbaubarkeit im Boden generell sehr stark von dem verwandten Bodenmaterial abhängt. Dabei zeigte sich, dass sich die mit künstlich kontaminiertem Bodenmaterial durchgeführten Experimente für eine Bewertung des Abbaupotentials von Spezialkulturen in Altlastböden kaum eignen. Die tatsächliche Bioverfügbarkeit der PAK im gegebenen Bodenmaterial bestimmt die Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen häufig stärker als deren biochemisches Potential (Mahro, 1999). Es ist deshalb notwendig, vor jeder biologischen Sanierung durch praxisnahe Testverfahren für jeden Altlastboden spezifisch („case by case“) herauszufinden, ob und welche Art von biologischer Sanierung für das gegebene Bodenmaterial überhaupt möglich ist.

Bei der Mehrzahl der von uns mit Altlast-Boden durchgeführten Untersuchungen war es nicht nötig, den Boden zusätzlich mit Spezialisten zu beimpfen. Vorausgesetzt, man stellt die Milieuparameter für den PAK-Abbau - und hierzu gehören nach unseren Erfahrungen vor allem Belüftung und pH-Wert - optimal ein, ist die Aktivität der autochthonen Mikroflora für einen Abbau meist ausreichend. Doch sollten die Möglichkeiten, die eine „Spezialisten-Zugabe“ auch im Fall der Sanierung PAK-kontaminierter Böden bieten kann, nicht vorschnell „ad acta“ gelegt werden. Erstens gibt es Einzelfälle, in denen eine richtig eingesetzte Spezialkultur auch wirksam sein kann (s. Abb. 3) und zweitens gibt es in der biologischen Altlastensanierung nach wie vor auch einige Probleme, die mit Hilfe der Aktivierungsstrategie allein bisher jedenfalls nicht zu lösen waren. Ein Beispiel hierfür ist der immer noch unzureichende Abbau von höherkernigen PAK wie Benzo(a)pyren. Die Persistenz dieser PAK-Gruppe führt - neben der mangelnden Bioverfügbarkeit - im Altlastboden häufig dazu, dass dort eine stabile und aus (öko-)toxikologischer Sicht bedenkliche PAK-Restkonzentration im Boden verbleibt. Da aber andererseits in einigen Böden auch für Verbindungen wie Benzo(a)pyren respektable Abbauaktivitäten entdeckt werden konnte (Eschenbach et al., unveröffentlichte Daten), liegt es nahe, zu versuchen, die diesen Prozess bewirkenden Mikroorganismen zu identifizieren und auch in anderer Umgebung zum Tragen kommen zu lassen.

Um das Potential von Spezialisten in Zukunft noch besser einsetzen zu können, ist jedoch auch nötig, noch genauer zu untersuchen, wie man vorkultivierte Mikroorganismen überhaupt wirksam und nachhaltig in einem so komplexen Lebensraum wie Boden etablieren kann (Art der Einbringung, Sicherstellung der Ausbreitung..), wie man ihre Aktivität dort sensitiv und spezifisch verfolgen kann (Monitoring) und wie dann diese Aktivität zusammen mit derjenigen der endogenen Boden-Mikroflora ggf. auch gesteuert und verbessert werden kann.

5. Literatur

- Eschenbach, A., Kästner, M., Wienberg, R., Mahro, B. (1995) Microbial PAH-degradation in soil material from a contaminated site - mass balance experiments with *Pleurotus ostreatus* and different ¹⁴C-PAH. In: van den Brink, W.J., Bosman, R., Arendt, F. (eds) Contaminated soil '95. Kluwer Academic Publ. Netherlands; pp. 377-378
- Kästner, M., Breuer-Jammali M., Mahro, B. (1994) Enumeration and characterization of the soil microflora from hydrocarbon-contaminated soil sites able to mineralize polycyclic aromatic hydrocarbons. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 41: 267-273
- Mahro, B. (1995) Vergleichende Untersuchung zur Wirkung der Zugabe biologisch aktiver Supplemente auf den mikrobiellen Abbau polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) im Boden. Habilitationsschrift an der Technischen Universität Hamburg-Harburg. Eigendruck,
- Mahro, B. (1999) Bioavailability of contaminants. In: *Biotechnology Vol. 11 b: Environmental Processes - Soil decontamination, Waste gas treatment, Potable water preparation* (Rehm, H.J., Reed, G., Pühler, A., Stadler, P., Eds.); Wiley-VCH, Weinheim, in press.
- Mahro, B., Rode, K., Kasche, V. (1995) On the ability of some bacteria to grow on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) after a prolonged precultivation on PAH-free media. *Acta Biotechnol.* 15: 337-345
- Schaefer, G., Hattwig, S., Unterste-Wilms, M., Hupe, K., Heerenklage, J., Lüth, J.C., Kästner, M., Eschenbach, A., Stegmann, R., Mahro, B. (1995) PAH-degradation in soil: microbial activation or inoculation. A comparative evaluation with different supplements and soil materials. In: van den Brink, W.J., Bosman, R., Arendt, F. (eds) Contaminated soil '95. Kluwer Academic Publ. Netherlands. pp. 415-416
- Schmidt, L.M. (1998) Aktivität abbaubarer Mikroorganismen und Enzyme im Altlastboden. Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg, Eigendruck.

Probleme bei der Bewertung einer grundwasserbeeinflussten Altlast

von

Beate Mekiffer und Gerd Wessolek

PROBLEMSTELLUNG

In Berlin existiert eine Vielzahl von Altlasten, die aufgrund der geografischen Gegebenheiten auf Talsanden entstanden und häufig grundwasserbeeinflusst sind. Deren komplexe ökologische Bewertung ist unter dem Aspekt der hohen Erkundungs- und Analytikskosten sehr schwierig. Am Beispiel einer typischen Berliner Altlast werden die Heterogenität der Boden- und Grundwasserbelastung vorgestellt, durch Schüttelversuche die Lösungsbedingungen für Schwermetalle auf dieser Fläche bestimmt sowie Probleme diskutiert, die bei der Bewertung der Altlast auftreten können.

UNTERSUCHUNGSGBIET

Die Altlast liegt im Bereich des Berliner Urstromtals. Die ursprünglichen Sedimente waren Weichsel- und Saalekaltzeitliche Flußsande, tw. Torfe und Mudden. Der Grundwasserflurabstand beträgt 1-5m, der Grundwasserleiter ist unbedeckt. Das Gebiet wird der Wasserschutzzone II (Berl. Liste) zugeordnet. Auf den im wesentlichen sandigen Sedimenten haben sich Auenböden und Anmoorgleye entwickelt, die jedoch durch die jüngere Nutzungsgeschichte vollständig anthropogen überprägt bzw. entfernt wurden. Das Untersuchungsgebiet umfaßt eine Fläche von ca. 3.5 ha und ist im N begrenzt durch die Spree. Im SW befindet sich ein Wasserwerk. Die GW-Fließrichtung unterliegt wechselnden Bedingungen von NO nach SW. Seit 1870 wurden auf der Fläche Abfälle der chemischen sowie der metallverarbeitenden Industrie (Blutlaugensalze, Säuren, Naphthol, Farbstoffe, Thoriumsalze) abgekippt. Ab 1930 wurde das Gebiet als Hausmüll- und Bauschuttdeponie sowie nach 1945 als Trümmerschuttablageplatz genutzt. Die Aufschüttungsmächtigkeiten nehmen von S nach N kontinuierlich zu und erreichen bis zu 2.5m. Seit 1955 wird die Fläche für Freizeit- und Erholungszwecke intensiv genutzt.

MATERIAL/ METHODEN

Zur Untersuchung gelangten 24 Bodenproben aus 3 Profilen, davon zwei Profile unter Laubwald und eins unter Grünland. 5 der Wasserproben wurden aus Pegeln gewonnen. 10 weitere Wasserproben wurden mittels Saugsonde aus dem oberflächennahen Grundwasser, z.T. unterhalb der Profile, gezogen. Die Bodenproben wurden auf pH, Carbonat, Anionen C/ N, KAK, SM, sowie PAK untersucht. In den Wasserproben wurden Schwermetall- und PAK-Gehalte sowie pH und Anionengehalte analysiert. Die Schadstoffanalytik erfolgte nach DIN bzw. EPA, die Kationenaustauschkapazitäten wurden nach MEHLICH ermittelt. Um die Schadstoffdesorption unter natürlichen Bedingungen zu simulieren, wurden Schüttelversuche mit den folgenden drei Lösungsmitteln durchgeführt:

- Regenwasser (pH 4.3)
- Rindenmulchlösung (pH 5.25), da Teile der Fläche gemulcht werden
- pH-8-Lösung, da ca. 20% der Fläche mit einem Aschebelag versehen sind, der diesen pH-Wert aufweist).

Die Versuche erfolgten im Boden/ Lösungsverhältnis 1:3/ 24h bei langsamer Schüttelgeschwindigkeit.

ERGEBNISSE

In Tabelle 1 sind wesentliche Boden- und Grundwassereigenschaften dargestellt.

Die Anionenkonzentrationen im Grundwasser liegen z.T. erheblich über denen der Bodenproben, was auf Auswaschung hinweist. Zudem überschreiten die Sulfat-, Nitrat- und Fluoridgehalte der Wasserproben die Schadenswerte für Grundwasser deutlich.

Tab 1: Boden- und Grundwassereigenschaften

	BODEN n=24	WASSER n=15
Fluorid [mg/l]	0.061-7.38	0.16-3.22
Chlorid	4.32-165.33	13-356
Nitrat	1.49-333.81	8-92
Phosphat	0.3-14.04	n.n
Sulfat	19.5-1629.3	420-2159
C [%]	1.38-46.64	TC [mg/l] 26.2-117.7
N [%]	0.043-0.60	-
KAK [cmol _e /kg]	1.95-226.04	-
pH	4.25-7.78	7.23-7.86
Carbonat [%]	0.05-30.50	-

In Tabelle 2 ist die Belastung der Boden- und Wasserproben mit Schwermetallen sowie PAK dargestellt. Unter den Analysenwerten sind kursiv die jeweiligen Gefahrenwerte lt. Berliner Liste (1997) für Boden und Grundwasser der Wasserschutzzone II aufgeführt.

Tab. 2: Belastungssituation

	BODEN [mg/ kg]	WASSER [µg/ l]
Pb	114-2448 <i>40</i>	n.n.-0.5 <i>80</i>
Cu	45.6-625.2 <i>50</i>	1.6-24.7 <i>100</i>
Cd	n.n.-12.12 <i>0.2</i>	n.n.-1.0 <i>10</i>
Zn	1.08-112.8 <i>100</i>	10-50 <i>500</i>
PAK	4.68-88.48 <i>0.8</i>	n.n.-4389 (Naphth.) <i>4 (Naphth.)</i>

Deutlich wird, daß die Gefahrenwerte für alle Schwermetalle und für PAK im Boden überschritten werden. Im oberflächennahen Grundwasser unter Profil 1 kommt es zu einer Überschreitung des Gefahrenwertes für Naphthalin um mehr als das 1000-fache. Alle anderen Grundwasser- und Pegelproben weisen keine Überschreitung der Gefahrenwerte für Schwermetalle oder PAK auf.

Im Ergebnis der Schüttelversuche wird das unterschiedliche Verhalten der einzelnen Schwermetalle in Abhängigkeit vom Lösungsmittel deutlich.

Abbildung 1 zeigt das Lösungsverhalten von Cu und Pb unter dem Einfluß der 3 verschiedenen Lösungsmittel.

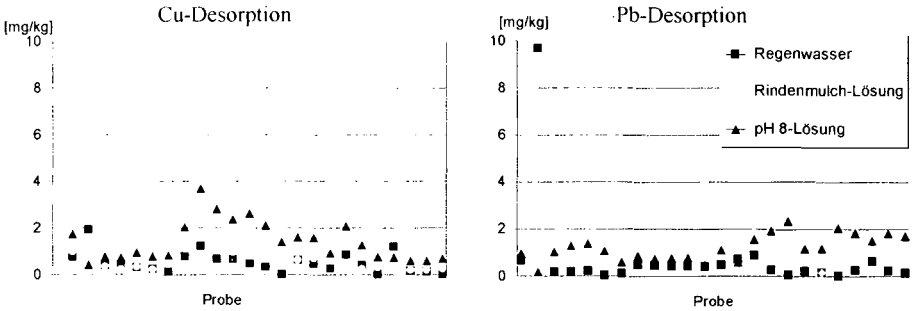


Abb. 1: Cu- und Pb-Desorption im Schüttelversuch

Kupfer wird besonders durch die pH-8-Lösung desorbiert, während sowohl Regenwasser als auch die Rindenmulchlösung nur eine geringe Cu-Desorption bewirken. Die Höhe der Cu-Desorption korreliert gut mit dem Cu-Gesamtgehalt ($r=0.77$).

Cd (hier nicht dargestellt) wird ausschließlich durch die pH-8-Lösung desorbiert.

Die Bleidesorption ist dagegen unter dem Einfluß der Rindenmulchlösung am höchsten, was auf die hohe TOC-Konzentration von 1.67g/ kg zurückzuführen sein könnte.

Für eine ökologische Bewertung der Fläche sollten Schwermetallfrachten auf der Basis der Desorptionsraten aus den Schüttelversuchen berechnet werden. Wesentlichen Einfluß auf die Höhe der Fracht haben die in die Berechnung einzubeziehenden Wasserhaushaltsdaten. Da keine Messwerte zum Wasserhaushalt zur Verfügung standen, mußte auf langjährige Mittelwerte zurückgegriffen werden, was die Zuverlässigkeit der Frachtberechnungen beeinträchtigt. So kann z.B. der kapillare Aufstieg durch Grobsandeinlagerungen stark reduziert sein, was zu einer höheren Nettogrundwasserneubildung und damit größeren Frachten führt.

Abbildung 2 zeigt die für das Profil 2 berechneten Schwermetallfrachten unter der Annahme, daß der kapillare Aufstieg ca 0.2-0.3mm/d beträgt, die GW_{netto} liegt in diesem Fall bei 73mm/a.

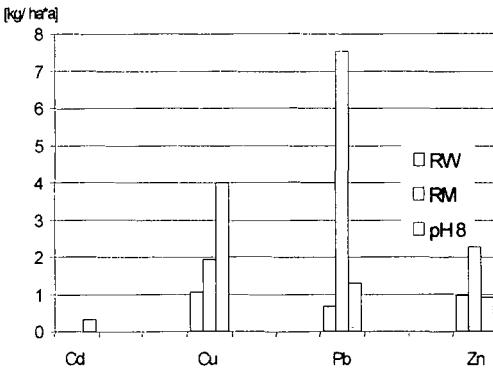


Abb.2: Schwermetallfracht Profil 2 (Grünland)

In Abbildung 3 ist am Beispiel der zwei Laubwaldprofile der Einfluß des Wasserhaushaltes auf die Höhe der Schwermetallfracht dargestellt.

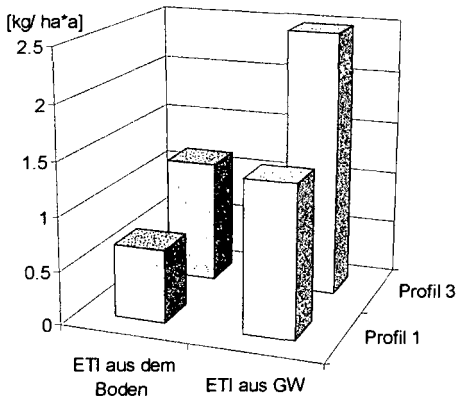


Abb. 3: Cu-Fracht in Abhängigkeit vom Wasserhaushalt (Desorptionsraten aus Regenwasserschüttelversuch)

Geringe Frachten treten auf unter der Annahme, daß die Laubbäume ihren Wasserbedarf aus dem bodenbürtigen Wasser decken. Die für diese Annahme errechneten Nettogrundwasserneubildungsraten liegen bei ca. 85mm/a.

Da das Grundwasser unter den beiden Profilen bei ca. 1m unter GOK ansteht, kann man davon ausgehen, daß die Baumvegetation ihr Wasser direkt aus dem Grundwasser bezieht. Unter dieser Annahme verringert sich die Evapotranspiration und die Nettogrundwasserneubildungsrate steigt. Nach Berechnungen von WESSOLEK (1989) wurde für diesen Fall $GW_{netto}=180\text{mm/a}$ ermittelt. Dementsprechend erhöht sich gegenüber der ersten Annahme die mögliche Schadstofffracht um mehr als 100%.

ZUSAMMENFASSUNG

Anhand der Daten aus der Schadstoffanalytik ist die Fläche als Altlast einzustufen. Die Beurteilung der Gefährdung des Grundwassers ist aufgrund der Heterogenität der Altlast und ihrer Nutzung sowie der veränderlichen Grundwasserfließrichtung sehr schwierig. Eine ökologische Bewertung scheint nur durch den Einsatz von Wasser- und Stofftransportmodellen möglich, die die ungesättigte und gesättigte Zone einbeziehen.

Aus den Versuchen zur Schwermetalldesorption wird die Empfehlung abgeleitet,

1. in den Bereichen hoher Cu-Kontamination keine Ascheplätze anzulegen,
2. in Bereichen hoher Bleikontamination nicht zu mulchen und
3. die Vegetation dahingehend zu optimieren, daß der Laubwald durch Strauch- und Grasvegetation ersetzt wird. Dadurch wird die Wasseraufnahme der Pflanzen aus dem Boden erhöht, die Nettogrundwasserneubildung und damit die Schwermetallfracht verringert

LITERATUR

BA für Geowissenschaften & Rohstoffe (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover

Senat von Berlin (1997): Berliner Liste

Wessolek, G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des FB Landschaftsentwicklung der TU Berlin. Nr. 61

Munitions- und Bodenbelastungen auf ehemals militärisch genutzten Liegenschaften im Land Brandenburg und deren Auswirkungen auf die zivile Nachnutzung

Miethke, A.¹, Eschner, D., Riesbeck, F., Sauerbrey, R.²

Thema dieses Beitrages sind die ehemaligen militärischen Liegenschaften der Westgruppe der sowjetischen Streitkräfte (WGT), welche etwa die Hälfte der militärischen Konversionsflächen der Neuen Bundesländer ausmachen. Auf Grund seiner Standortvoraussetzungen trägt Brandenburg im Vergleich zu den anderen Neuen Bundesländern mit 51,8 % den größten Anteil an den WGT-Liegenschaftsflächen. 4,1 % der Landesfläche sind davon betroffen, während der bundesdeutsche Durchschnitt bei etwa 2 % ehemaliger oder noch genutzter militärischer Flächen liegt.

Schlüsselt man die Liegenschaften nach einzelnen Typen auf, wird deutlich, daß Truppenübungs- und Schießplätze zwar mit einer recht geringen Anzahl vertreten sind (35 von 1052), jedoch den höchsten Flächenanteil (82,5 %) an Liegenschaften besitzen.

Fund-tiefe in cm	Metallfundedichte in % bei Schießplatznutzung durch bzw. Belastung mit		
	Infanterie	Panzer und Artillerie	Bomben und Raketen
0-30	80	70	40
30-50	18	15	30
50-100	2	10	15
>100	-	5	15

Tab.: Prozentuale Tiefenverteilung von Fundmunition und von Munitionsteilen in Böden in Abhängigkeit der historischen Schießplatznutzung

Bei der Bestandsaufnahme dieser Flächen kristallisierte sich ein Bereich, die Belastung und potentielle Gefährdung des Bodens mit Munition und damit mit sprengstofftypischen Verbindungen, besonders heraus. Dabei kann von einer 60-70 prozentigen Belastung der militärischen Freiflächen ausgegangen werden, wobei 80 % der Munition bis in einer Tiefe von 50 cm zu finden sind.

Anhand eines für das Land Brandenburg typischen Truppenübungsplatzes (TÜP) sollen die anthropogenen Veränderungen dieser Flächen näher erläutert werden. Es handelt sich um den TÜP Storbeck, nordwestlich der Stadt Neuruppin gelegen, welcher mit einer Offenfläche von 400 ha eine Gesamtfläche von etwa 1300 einnimmt. Naturräumlich in der Wittstock-Ruppiner Heide gelegen, befindet sich das Gebiet im Sanderbereich der Frankfurter Staffel, welcher hier die Grundmoräne des Brandenburger Stadiums der Weichseleiszeit überschüttete. Das Gelände ist daher nach Nordosten in Richtung Endmoräne der Frankfurter Staffel leicht ansteigend.

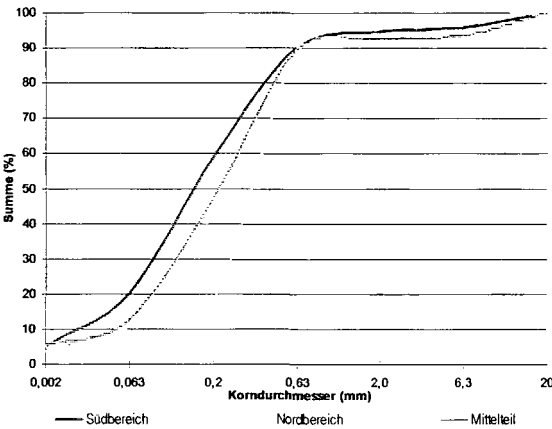
Ab 1933 wurde die Fläche von der Wehrmacht als Fahrschulübungsgelände militärisch genutzt. Ende der vierziger Jahre fand unter der WGT ein Ausbau des Geländes zum Panzer- und Infanterieübungsplatz statt. Im Abschussbereich entstanden Beobachtungstürme und der Leitstand zur Steuerung der Zielanlagen. Dieses Zielsystem bestand einerseits aus auf Gleisen beweglichen Zieleinrichtungen mit einem aufgeschütteten Sandwall als Munitionsfang im mittleren Bereich des

¹ gebild gbr, Ueberfuhr+Miethke, Am Müggelpark 19, 15537 Gosen

² Humboldt Universität zu Berlin, FG Ökologie der Ressourcennutzung, 10099 Berlin

Geländes und andererseits aus in festen Abständen über das gesamte Offengebiet verteilten Zielscheiben. Panzertrassenbereiche des nach Südwesten abfallenden Geländes wurden aus seitlich abgetragenem Material welches stellenweise mit Bauschutt versetzt war aufgeschoben um ein einheitliche Abschussebene zu erhalten. Anschließend an diese Trassen existieren breite ebene Flächen, welche als Rückfahrtrassen genutzt wurden.

Ein 1974 neu eingeführter Waffentyp mit größerer Reichweite (2 km Steckgeschosse) bedingte die Entstehung eines weiteren Zielhanges im Waldbereich im Nordteil des TUP's. Der Ausbau zum



Raketenstützpunkt wenig später mit Anlage einer Kaserne im Südbereich, ließ für das Gebiet nur noch die Nutzung als Fahrübungs- und Infanterieübungsplatz (Schießübungen mit Panzerabwehrraketen) zu. Überaus deutlich wird die Devastierung des Bodens infolge der militärischen Nutzung am Bodentyp ersichtlich. Natürlich ist dieses Gebiet von sauren Braunerden (pH-Werte um 4) mit dem typischen Verbraunungshorizont und Pseudovergleyungserscheinungen geprägt. Im Nordteil

Abb.: Bodenart des Untersuchungsgebietes

entwickelten sich diese Pseudogleybraunerden zu Braunerdepodsoln. Anthropogene Aufschiebungen im Panzertrassenbereich, stellenweise mit Materialeintrag, ließen daraus Anthrolockersyroeme über Pseudogleybraunerden entstehen. In unmittelbarer Nachbarschaft kam es durch Bodenabtrag zu gekappten Profilen. Diese Bodentypen sind durch die starke Devastierung kaum nach KA 4 bestimmbar.

Die glazifluviale Genese ist bestimmend für das bodenbildende Ausgangsmaterial. Als Hauptbodenart ist die Sandfraktion ansprechbar. Die Übergangsstellung des Gebietes zwischen Grundmoräne im Südwesten und Sander im Nordosten ist sehr gut an der Veränderung der Körnungsartendiagramme erkennbar. Die Körnungsartenkurve wird nach Nordosten immer gleichförmiger. Hauptbestandteil ist der Mittelsandbereich mit wechselnden Anteilen an Grob- und Feinsanden. Die natürliche Lagerung einer solchen Bodenart ist locker, Bodenarten mit Hauptanteil in einer Sandfraktion (hier Mittelsand) sind aber sehr für Verdichtungen anfällig.

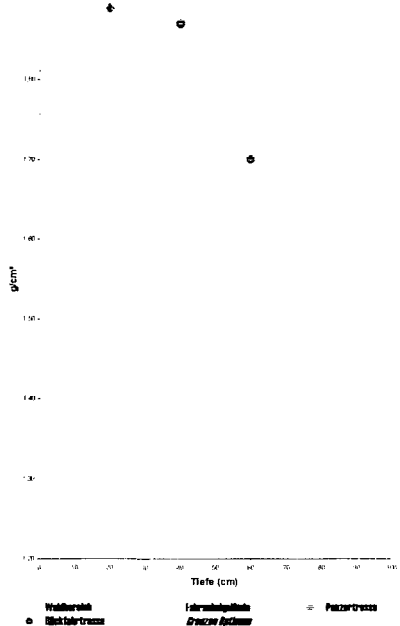


Abb.: Trockenrohdichte des Untersuchungsgebietes

Das wurde auch in den ermittelten Werten der Trockenrohddichte deutlich. Fast alle Schürfe lagen oberhalb der für ein optimales Pflanzenwachstum angenommenen Grenzwerte von 1,3-1,6 g/cm³, obwohl natürlich gelagerte Sandböden meist geringere Werte besitzen. Lediglich im Sicherheitswaldbereich lagen die Werte innerhalb des Optimums. Die sekundäre Schadverdichtung verbessert zwar das schlechte Wasserhaltevermögen der Böden, ist jedoch für Pflanzen ein deutliches Wurzelhindernis, da der Anteil an Grob- und großen Mittelporen, welche den Pflanzen eine Durchwurzelung des Bodens ermöglichen, verringert ist.

Die sekundäre Schadverdichtung ist sehr ungleichmäßig über den gesamten Truppenübungsplatz verteilt und orientiert sich eindeutig an der Nutzungsart. Es besteht eine flächenhafte Verdichtung im Bereich des Fahrschulübungsgeländes und eine linienhafte Verdichtung auf den Panzertrassen. Die Probennahme und Bestimmung der Werte waren durch die sandige Bodenart und Verdichtung erschwert, es ist wohl noch von höheren Werten auszugehen.

Die Bodenveränderungen und die Munitionsbelastung behindern die Nachnutzung solcher Gebiete, und machen eine vorherige Beräumung unumgänglich. Konventionell erfolgt dies über eine Sondierung der Störkörper mittels Detektoren und einer darauffolgenden manuellen Entsorgung. Diese Vorgehensweise ist mit einem enorm hohen Zeit- und Kostenaufwand verbunden, da in Zielbereichen 1-20 Körper/m² zu beräumen wären. Aus diesem Grund wurde im Rahmen einer Europaweiten Ausschreibung durch die Brandenburgische Bodengesellschaft nach neuen Verfahren und Technologien der Munitionsberäumung gesucht. Der vorgegebene Verfahrensablauf (s. Graphik) wurde von den einzelnen Ausschreibungsteilnehmern unterschiedlich umgesetzt. Es wurden beispielsweise Verfahrenskombinationen vorgestellt, die mehrere Arbeitsschritte in einem Durchgang erledigten.

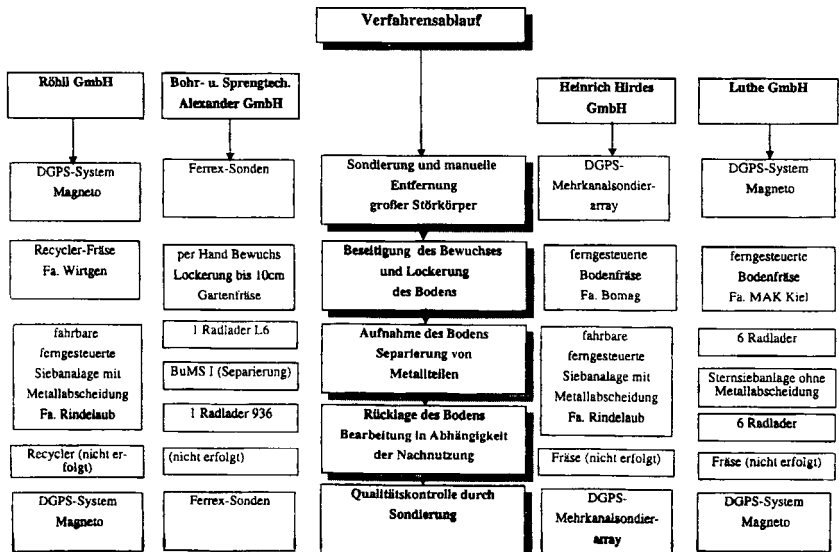


Abb.: vorgegebener Verfahrensablauf und Umsetzung durch die Teilnehmer des Wettbewerbs

Alle Verfahren bewiesen ihre Wirksamkeit, d.h. die Versuchsflächen können der Nachnutzung übergeben werden, da der Boden bis in eine Tiefe von 50 cm entmunitioniert ist. Dabei wurden in den Randbereichen des Truppenübungsplatzes 1,5 t/ha und in den Zielbereichen bis zu 4t/ha an Schrott, Splittem und Munitionsteilen beräumt. Die längerfristigen Auswirkungen der einzelnen

Beräumungsverfahren sind Gegenstand weiterer Untersuchungen, es können jedoch schon erste Schlüsse gezogen werden:

- Die Siebfähigkeit des Bodens ist durch Körnungsanalysen vor der Beräumung festzustellen
- Die Nachnutzung sollte vor der Beräumung feststehen, um nötige Bodenbearbeitungsmaßnahmen integrieren zu können.
- Die Auswahl der Beräumungsverfahren richtet sich nach der Geländebeschaffenheit, da einige Verfahren eher für Zielhänge, andere für große ebene Flächen geeignet sind.
- Die Durchgangszahl und der Eingriff sind so gering wie möglich zu halten, um den Boden so weit wie möglich zu schonen. Es sind Verfahren vorzuziehen die eine Kombination von Beräumung und Bodenbearbeitungsmaßnahmen anbieten.
- Der Zeitpunkt ist auf das Frühjahrs- und Herbstmaximum der biologischen Aktivitäten im Boden auszurichten, um eine schnelle Krumenstabilisierung zu ermöglichen.
- Weitere Maßnahmen zur Gefügestabilisierung sind wichtig, so eine Anhebung des Humusgehaltes und eine Aktivierung des Bodenlebens durch Anheben des pH-Wertes.
- Eine Bepflanzung mit tiefwurzelnden Pflanzen, wie Leguminosen ist nötig, um tieferreichende Verdichtungen zu lösen.

Lit:

GESELLSCHAFT FÜR KONVERSION IM RUPPNER LAND mbH (1998): Nachnutzung von altlasten- und/oder munitionsbelasteten Flächen im Land Brandenburg. Tagungsband zum Wokshop Konversionsommer'98, Neuruppin

HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN FG ÖKOLOGIE DER RESSOURCENNUTZUNG (1998): Verfahrenskombinationen zur Sanierung und Rekultivierung munitionsbelasteter ehemals militärischer genutzter Liegenschaften. unveröffentlicht, Berlin

LANDESUMWELTAMT (1997): Militärische Altlasten im Land Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Titelreihe Nr. 22, Potsdam

MIETHKE, A. (1999): Untersuchung und Bewertung des Einflusses neuer Verfahren und Technologien der Sanierung und Rekultivierung munitionsbelasteter Flächen speziell auf die Bodenveränderung am Beispiel des Truppenübungsplatzes Storbeck/Neuruppin. Berlin

SAUERBREY, R., ESCHNER, D., RIESBECK, F. (1997), Militärische Altlasten. humboldt-spektrum 4.Jahrgang Heft 1/97, Berlin

Ableitung von C-Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung für Ölbaumkulturen im westlichen Anatolien

VON

MOLLENHAUER, K., TAYSUN, A., FRITZ, E.-M.

1. Einführung

Im Zuge von Untersuchungen zur Bodenerosion im westlichen Anatolien (Ege-Gebiet) wurden unter anderem C-Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) für Ölbaumkulturen, ermittelt. Baumkulturen, namentlich Oliven, aber auch Feigen, stellen im Untersuchungsgebiet ein spezifisches Erosionsproblem dar. Man findet sie selbst in Lagen, die so stark geneigt sind, daß sie für die Ackernutzung wenig geeignet sind oder sogar ausscheiden. Diese Kulturen erfahren teilweise eine intensive Bodenbearbeitung. Die Gründe dafür sind: Schutz der vorhandenen Bodenfeuchte durch Verminderung der Evaporation, Reduktion der Brandgefahr in Trockenzeiten (infolge dünnen Unterwuchses), Erleichterung der Olivenernte und der Wunsch nach einer „sauberen“ Fläche. Die Bearbeitung erfolgt meist mit Pflug und/oder Scheibenegge, zum Teil findet eine zusätzliche feinere Bearbeitung statt. Anzahl und Termine der Bearbeitungen innerhalb eines Jahres sind unterschiedlich und hängen nicht zuletzt auch von der Intensität des Gras- und Kraut-Aufwuchses ab. Kritische Situationen entstehen dabei besonders dann, wenn intensive Bearbeitung vor oder während Perioden hoher Niederschlagserosivität stattfindet. Daß anstelle des natürlichen Unterwuchses Ölbaumanlagen verschiedentlich auch für einen zusätzlichen Anbau von Baumwolle, Tabak oder Getreide genutzt werden, soll hier außer Betracht bleiben.

2. Datenbeschaffung

Die für die Erstellung von C-Faktoren erforderlichen Kenngrößen für die Relativen Bodenabträge in Feldversuchen zu ermitteln, ist äußerst aufwendig und in einem akzeptablen Zeitraum nur schwer in größerem Umfang realisierbar. Daher haben wir versucht, für einige verbreitete Kulturen unseres Untersuchungsgebiets durch Befragung ortskundiger Fachleute (vornehmlich bei den Agrarbehörden) und durch eigene Einschätzungen so viel Informationen über Bodenbearbeitung, Saat- und Erntetermine und Vegetationsentwicklung bei einzelnen Kulturen zu gewinnen, daß im Wege einer analogen Anwendung von in der ABAG vorhandenen RBA-Werten bzw. unter Orientierung daran entsprechende Kenngrößen für die von uns zu bewertenden Kulturen abgeleitet werden konnte. Die Bewertung der Bodenbedeckung durch die Öl bäume selbst hinsichtlich ihres Canopy-Effektes wurde nach einem Nomogramm aus WISCHMEIER & SMITH (1978, S. 19, Abb. 5) bzw. nach der diesem zugrunde liegenden Gleichung (siehe: RENARD et al., 1997) vorgenommen. Erhoben wurden dazu für den Fall der Ölbaumkulturen Informationen über:

- * Öl bäume: Standweiten, Bestandeshöhen, Bodenbedeckungsgrade, Schnittmaßnahmen;
- * Bodenbearbeitung: Häufigkeit, Zeitpunkte, Technik, Intensität, Oberflächenrauigkeit;

Dr. K. Mollenhauer, Dipl.-Ing. agr. E.-M. Fritz, Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstraße 3, D-35390 Gießen, Prof. Dr. A. Taysun, Ege-Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bölümü, TR-35100 Bornova-Izmir, Türkei. Die Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Bonn, und der Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Eschborn, finanziell gefördert.

- * Unterwuchs in den Baumbeständen: Art, Entwicklung, Bodenbedeckungsgrade und deren zeitliche Veränderungen.

Aus der Ergebnissen der Erhebungen wurden anschließend unter Variierung von Ölbaumbestand, Bodenbearbeitung und Situation des Unterwuchses einige regionaltypische Bewirtschaftungsbeispiele entwickelt, für die dann C-Faktoren geschätzt wurden. Für die dafür notwendige Kenntnis des jahreszeitlichen Gangs der Niederschlagserosivität wurden Untersuchungen von DOĞAN (1987) herangezogen, aus denen sich für das Untersuchungsgebiet bei Jahres-R-Faktoren zwischen 100 und 150 N/h eine Verteilung (Summenkurve, relativ) mit hoher Erosivität im Winterhalbjahr und geringer Erosivität im Sommerhalbjahr ergaben.

3. Canopy-Effekte der Ölbäume, Relative Bodenabträge beim Unterwuchs

Mit dem Canopy-Effekt der Ölbäume wird deren abtragsrelevante bzw. bodenschützende Wirkung bewertet, allerdings unter Berücksichtigung des den Bodenbedeckungseffekt der Bäume reduzierenden Abtropfs von den Ölbäumen auf die von ihnen überdeckte Fläche. Dabei wird davon ausgegangen, daß die - in Horizontalprojektion betrachtet und von Lücken in der Baumkrone abgesehen - unter der Krone eines Baumes liegende Bodenoberfläche dem direkten Einfluß der erosiven Niederschläge entzogen ist. Wegen des Abtropfs von den Bäumen aber, der ebenfalls mehr oder minder erosiv ist, und wegen des vor allem aus hangaufwärts liegenden Bereichen kommenden Oberflächenabflusses ist die unter den Baumkronen liegende Fläche nicht völlig unbeeinflusst, weshalb der Schutzeffekt der Krone entsprechend zu reduzieren ist. Selbst bei einem hohem Bedeckungsgrad durch einen dichtstehenden älteren Baumbestand erhält man daher, da wegen der Größe der Bäume auch die mittlere Fallhöhe des Abtropfs von den Bäumen relativ hoch ist, einen Wert für den Canopy-Effekt, der sich von 1,0 nur mäßig bis wenig unterscheidet (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Beispiele für geschätzte Faktoren für den Canopy-Effekt bei Ölbaumkulturen unter Variierung der Bedeckungsgrade (durch die Bäume) und der Abtropfhöhen (nach WISCHMEIER & SMITH, 1978)

Bodenbedeckungsgrad (%) durch Ölbäume	mittlere Abtropfhöhe (m) von den Bäumen	Faktor für den Canopy-Effekt
50	4,0	0,86
40	3,5	0,87
30	2,5	0,87
20	2,0	0,90
10	1,0	0,93

Es ist somit zu erwarten, daß unterschiedliche Bedeckungsgrade durch Ölbäume die C-Faktoren nur relativ geringfügig variieren. Der Bedeckungsgrad ändert sich im übrigen, wenn nicht gerade ein Baumschnitt stattfindet, bei den immergrünen Ölbäumen auch während eines Jahres nur geringfügig und geht dabei allenfalls im Zuge der Ernte etwas zurück (vgl. LOUREIRO & FERNANDES, 1998); er wird daher hier als konstant innerhalb eines bestimmten Beurteilungszeitraums betrachtet.

Für die Charakterisierung der Bodenbedeckung durch Unterwuchs unter und zwischen den Bäumen (incl. der je nach Stand des Unterwuchses unterschiedlichen Bedeckungsgrade) und der Veränderung der Bodenbedeckung durch die verschiedenen Bearbeitungsmaßnahmen (incl. der dadurch erfolgenden Änderung von Bodenstruktur und Rauigkeit) sind RBA-Werte (in der Folge „RBA₁“ genannt) nicht bekannt. Daher wurde hilfsweise eine Vergleichbarkeit mit der Entwicklung von hiesigen Winter- bzw. Sommerweizenflächen unterstellt und entsprechend die für Getreide existierenden RBA-Werte der ABAG (SCHWERIMANN et al., 1987) - unter Abänderungen - herangezogen. In Anlehnung an diese wurden RBA₁-Werte für die verschiedenen, auf der Basis der

Tab. 2: Ausgewähltes Beispiel für die Ableitung von RBA_{II} -Werten für Unterwuchs und Bodenbearbeitung in Ölbaumkulturen

zum Vergleich: Getreide, konventionell (aus: SCHWERTMANN et al., 1987)

Perioden:	BB-SB	SB-10%	10%-50%	50%-75%	75%-E	E-BB
RBA-Werte:	32	46	38	3	1	2

Unterwuchs und Bodenbearbeitung in Ölbaumkulturen eines ausgewählten Bewirtschaftungstyps

Perioden:	BB-10%	10%-50%	50%-75%	75%-BB
RBA_{II} -Werte:	39	25	3	2

Erhebungen ermittelten Bewirtschaftungstypen abgeleitet, wie das Beispiel in Tab. 2 zeigt. Für dieses Beispiel wurde unterstellt, daß zu Beginn des betrachteten Zeitraums Pflug und Scheibenege dicht aufeinander folgend zur Bodenbearbeitung eingesetzt werden. Danach ist eine Bodenoberfläche entstanden, die eine mittlere Rauhgigkeit zwischen Pflugfurche und Saatbett aufweist, auf der dann - je nach Jahreszeit (Temperatur, Bodenfeuchte) mit unterschiedlicher Intensität - eine Entwicklung des Unterwuchses stattfindet. Für diesen Abschnitt wurde, da der Zustand SB (= Saatbett) entfällt, eine Kulturperiode BB-10% (= Bodenbearbeitung bis 10% Bedeckung durch Unterwuchs) formuliert; der dazugehörige RBA_{II} -Wert wurde aus dem Mittel der RBA-Werte für BB-SB und SB-10% bei Getreide (konventionell) gebildet. In der Periode 10%-50% (= von 10% bis 50% Bodenbedeckung durch Unterwuchs) wurde ebenfalls nicht der RBA für Getreide übernommen, sondern ein reduzierter Wert geschätzt, da die im Vergleich zum Saatbett höhere Rauhgigkeit der Bodenoberfläche auch diese Phase mitprägt. Die Periode 75%-E (bei Getreide; E = Ernte) entspricht hier der Periode 75%-BB (= von 75% Bodenbedeckung durch Unterwuchs bis zur nächsten Bodenbearbeitung) bei dem Beispiel für die Ölbaumkulturen.

Andere Bewirtschaftungstypen sind dadurch gekennzeichnet, daß beispielweise auf den Pflug erst mit mehr oder weniger großem zeitlichen Abstand ein feinere Bearbeitung folgt, daß je nach Geräteeinsatz mehr oder weniger raue Oberflächen entstehen, daß der Unterwuchs jahreszeitlich bedingt nur geringe Bedeckungsgrade erreicht oder daß infolge frühen Wiederbearbeitens ganze Perioden „ausfallen“. Für solche Bewirtschaftungstypen wurden weitere RBA_{II} -Werte erarbeitet.

4. C-Faktoren für Ölbaumanlagen im Untersuchungsgebiet

Die Ermittlung von C-Faktoren erfolgte in zwei Schritten:

Zunächst wurden auf der Basis der RBA_{II} -Werte für die verschiedenen möglichen Situationen hinsichtlich Unterwuchs und Bodenbearbeitung (vgl. Beispiel in Tab. 2) Teil-C-Faktoren für eine Reihe von Bewirtschaftungstypen ermittelt. Wir sprechen hier deswegen von Teil-C-Faktoren, weil der Einfluß der Öl bäume, also deren Canopy-Effekt hier noch nicht berücksichtigt ist. Der gefundene, von der Varianz der Bewirtschaftungstypen abhängige Schwankungsbereich möglicher Teil-C-Faktoren lag zwischen 0,06 und 0,36. Bei einem wie folgt gearteten Bewirtschaftungstyp

„Bodenbearbeitung Mitte November vor der Ernte (Pflug und Scheibenege unmittelbar aufeinander folgend); danach erreicht Unterwuchs bis Mitte März wieder 10% Bodenbedeckung; Mitte März erneute Bearbeitung (wie im November); danach erreicht Unterwuchs bis Mitte Mai einen Bedeckungsgrad von 67 %, der bis zum Beginn der nächsten Bodenbearbeitung (wieder Mitte November, vor der Ernte) mehr oder weniger konstant bleibt“

errechneten wir beispielsweise einen Teil-C-Faktor von etwa 0,28. Dabei zeigte sich, daß die Höhe dieses Teil-C-Faktors maßgeblich von der Winterperiode mit ihrer über längere Zeit geringen Bodenbedeckung nach verhältnismäßig frischer Bearbeitung und - für das Untersuchungsgebiet typisch - ihrer relativ hohen Erosivität geprägt wird. Bei entsprechenden anderen Fällen unserer Bewirtschaftungsbeispiele haben wir dies im Prinzip wiedergefunden. Besonders niedrige Teil-C-Faktoren sind dagegen dann zu erwarten, wenn selten bearbeitet wird, namentlich nicht vor Perioden hoher Erosivität, und wenn die Gras- und Krautdecke sich gut entwickeln kann bzw. lange erhalten bleibt. Hilfreich wäre auch ein weniger feines Bearbeiten; würde man beispielsweise bei dem oben beschriebenen Bewirtschaftungstyp nur den Pflug, nicht aber zusätzlich die Scheibenegge einsetzen, könnte man damit den Teil-C-Faktor von 0,28 bereits um etwa ein Drittel reduzieren.

In einem zweiten Schritt wurden die Teil-C-Faktoren mit den Faktoren für den Canopy-Effekt (vgl. Tab. 1) multipliziert. Damit wird die Schutzwirkung der Ölbäume in die Berechnung einbezogen, d. h. man erhält die endgültigen C-Faktoren für die Ölbaumkulturen (Beispiele siehe Tab. 3). Deutlich wurde dabei, daß, da die Canopy-Faktoren der Ölbäume, wie bereits festgestellt, nur mäßig oder wenig kleiner als 1,0 sind, die C-Faktoren in erster Linie von den Teil-C-Faktoren für den Unterwuchs und die Bodenbearbeitung variiert werden, also von der Art und Häufigkeit der Bodenbe-

Tab. 3: C-Faktoren für Ölbaumkulturen (Beispiele mit gleichbleibender Situation hinsichtlich Unterwuchs und Bodenbearbeitung, aber unterschiedlichen Ölbaumbeständen)

Teil-C-Faktor (ohne Berücksichtigung der Ölbäume)	Bodenbedeckung durch Ölbäume (%)	Abtropf-höhe (m)	Canopy-Faktor aus Tab. 1	C-Faktor (unter Berücksichtigung der Ölbäume)
0,19	50	4,0	0,86	0,16
0,19	40	3,5	0,87	0,17
0,19	30	2,5	0,87	0,17
0,19	20	2,0	0,90	0,17
0,19	10	1,0	0,93	0,18

arbeitung und der Veränderung des Unterwuchses, weniger von der bodenbedeckenden Wirkung der Ölbäume selbst. Erosionsschutzmaßnahmen in Ölbaumkulturen müssen sich also in allererster Linie mit der Bodenbedeckung durch Unterwuchs und der Bodenbearbeitung befassen - allerdings unter Berücksichtigung der eingangs für die Bearbeitungsmaßnahmen angeführten Gründe.

5. Literatur

- DOĞAN, O., 1987: Erosive Potentials of Rainfalls in Turkey. - Hrsg.: T. C. Tarım Orman ve Köyişleri Bakanlığı, Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü, Ankara.
- LOUREIRO, N., & P. FERNANDES, 1998: Canopy Cover and its Contribution to the Reduction of the Soil Erosion Rate in Algarve Orchards. - *Geoökodynamik*, **XIX**, 229-239, Bensheim.
- RENARD, K. G., G. R. FOSTER, G. A. WEESIES, D. K. MCCOOL, and D. C. YODER, Coordinators, 1997: Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). - United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Agriculture Handbook Number 703.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL, M. KAINZ, 1987: Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WISCHMEIER, W. H., and D. D. SMITH, 1978: Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. - Agriculture Handbook No. 537, U. S. Department of Agriculture, Washington, D. C.

Verminderung der Schwermetallmobilität in belasteten Böden durch eine Fe-Oxidgabe

I. Müller¹, E. Pluquet²

1. Einleitung

Eisenoxide besitzen ein hohes Adsorptionsvermögen für Schwermetalle in wässrigen Lösungen (GERTH & BRÜMMER, 1983) und sind auch bei der Schwermetallbindung im Boden bedeutsam. So belegen HILLER & BRÜMMER (1995) starke Anreicherungen von Schwermetallen an Eisenoxide im Boden mit Hilfe von Mikrostrahlsonden-Untersuchungen. Erste Erfahrungen über die Wirkung von Fe-Oxidgaben in kontaminierten Böden (FÖRSTER et al., 1983; MENCH et al., 1994) zeigen, daß ein Einbringen von Fe-Oxiden zur Verringerung der Mobilität von Schwermetallen beitragen kann. In einem Gefäß- und Feldversuch wird daher seit 1994 die Möglichkeit einer Sicherung schwermetallbelasteter Böden über eine Festlegung der Schwermetalle durch Zugabe Fe-oxidhaltiger Materialien überprüft. Dabei wurden insbesondere Fe-haltige Reststoffe in den Versuch einbezogen.

2. Material und Methoden

Mit einem belasteten Boden aus der Okeraue bei Schladen (Ut4; pH 7,6; C_{org} 2,2 %; Cd 7,6 mg/kg; Pb 4000 mg/kg; Zn 2740 mg/kg;) wurden in 7 L Kick-Brauckmann Gefäßen folgende Varianten angelegt:

- KO** Kontrolle (ohne Zusätze)
- CA** Kalkung (4 g $CaCO_3$ /kg Boden)
- Zusatz von **1 % rein Fe** je kg Bodentrockenmasse durch:
 - RS** Rotschlamm (21 % Fe) aus der Aluminium-Produktion
 - WW** Wasserwerksschlamm (35 % Fe), Fe-Fällungsschlamm aus der Trinkwasseraufbereitung
 - RES** Raseneisenstein (37 % Fe) als natürliche Fe-Oxidverbindung
 - EKS** Eisenkugelschrot (98 % Fe), gebrochener Gußstahl, „steel shot“
 - SAE** Strahlmittelabfall (78 % Fe) aus der Entzunderung von gewalzten Stahlblechen

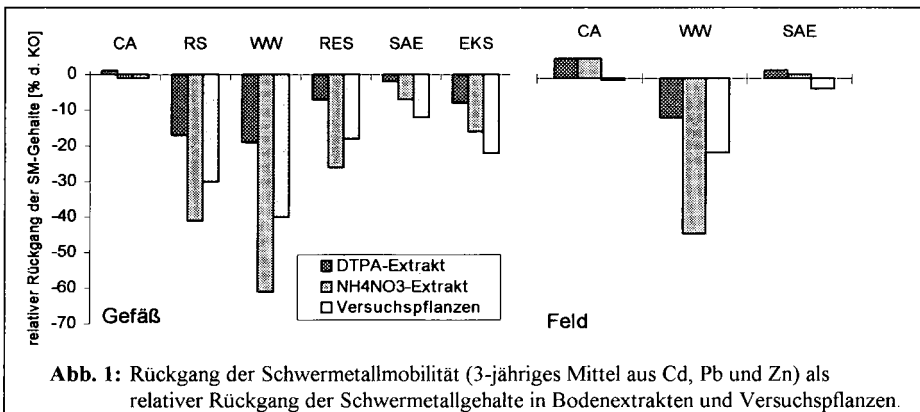
Je 4 Gefäße wurden mit Grasbewuchs, je 4 als „Fruchtfolge“ mit Spinat, Weizen, Grünkohl, Möhren und Porree bewirtschaftet. Im Feldversuch wurden die Varianten KO, CA, WW und SAE in vierfacher Wiederholung angelegt. Die Aufwandmenge von 1% Fe wurde im Feld auf eine Tiefe von 30 cm bezogen. Die Bewirtschaftung erfolgte in einer Fruchtfolge aus Zuckerrüben und Winterweizen. Als Kriterien für den Einfluß der zugegebenen Fe-Oxide auf die Schwermetallmobilität wurden Schwermetallgehalte in Pflanzen und Bodenextrakten (DTPA, NH_4NO_3) herangezogen.

¹ Landesumweltamt NRW, Wallneyerstr. 6, 45133 Essen

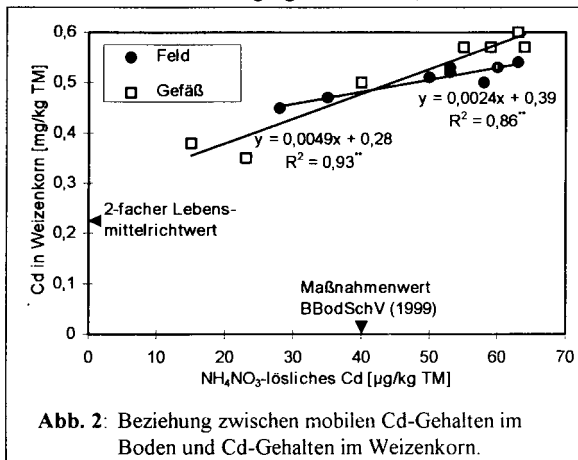
² NLFb-Bodentechnologisches Institut, Fricdr. Mißlerstr. 46/50, 28211 Bremen

3. Ergebnisse

Als Überblick ist der Rückgang der Mobilität von Cd, Pb und Zn als Mittel angegeben. Die mittleren Gehalte im NH_4NO_3 -Extrakt liegen in den Varianten mit Zusatz von Wasserwerksschlamm bzw. Rotschlamm um 40-60% unter denen der unbehandelten Kontrolle, in den Versuchspflanzen beträgt der relative mittlere Rückgang 30-40% (Abb. 1). Die mobilitätsvermindernde Wirkung der übrigen Fe-oxidhaltigen Bodenzusätze bleibt dahinter zurück, eine zusätzliche Kalkgabe hat in dem Versuchsboden (pH 7,6) keinen Einfluß auf die Mobilität der Schwermetalle. Bei Betrachtung der Einzelelemente liegt der Rückgang der Mobilität von Cd, für die Variante WW auch von Pb, über dem dargestellten Mittel, der Rückgang von Zn etwas darunter (MÜLLER & PLUQUET, 1998).



Im Feldversuch ist durch Zusatz von Wasserwerksschlamm ebenfalls ein Rückgang der Mobilität zu verzeichnen, allerdings weniger stark ausgeprägt als im Gefäßversuch. Grundsätzlich ist im Gefäß- und Feldversuch der Rückgang der mobilen, NH_4NO_3 -löslichen Schwermetallgehalte stets ausgeprägter als der Rückgang der Gehalte in den Pflanzen. Diese Differenzen werden bei Betrachtung eines Einzelbeispiels mit bekanntermaßen guter Korrelation besonders deutlich (mobile Cd-Gehalte im Boden und Cd-Gehalte in Weizen, vgl. KNOCHE et al., 1997). Zum einen beträgt die Steigung der Regressionsgeraden für die Daten des Feldversuchs nur die Hälfte im Vergleich zum Gefäßversuch (Abb. 2). Somit ist der Rückgang der Cd-Gehalte im Weizenkorn bei gleichem Rückgang der mobilen Gehalte im

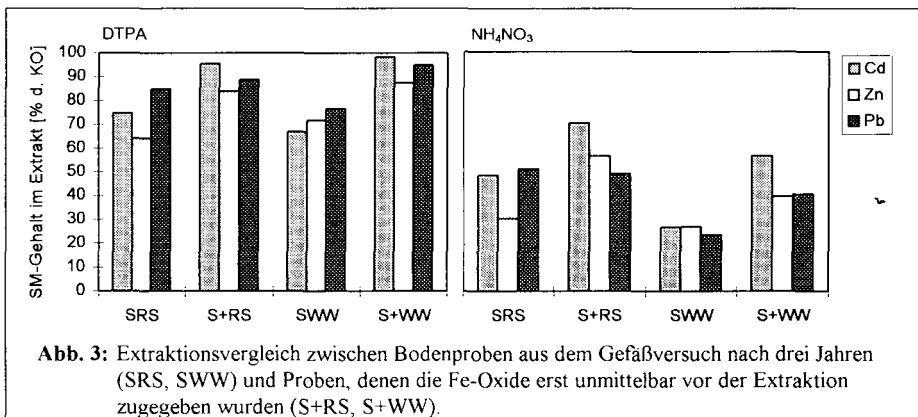


Feldversuch nur halb so groß wie im Gefäßversuch. Zum anderen liegen die Cd-Gehalte im Weizen im Gefäß- und insbesondere im Feldversuch auch dann noch weit über dem doppelten Lebensmittel-

richtwert, wenn im Boden die mobilen Gehalte durch die Bodenzusätze deutlich unter den Maßnahmenwert der BBODSCHIV (1999) abgesenkt werden.

Die Ursachen für die geringere Wirkung der Bodenzusätze auf die Schwermetallaufnahme der Pflanzen im Feld liegen in erster Linie in zwei Unterschieden zwischen Gefäß- und Feldversuch, zum einen in der Form und Einbringung des Wasserwerksschlammes in den Boden und zum anderen in der Schwermetalltiefenverteilung im Profil. Im Gefäßversuch wurde der Wasserwerksschlamm als trockenes „Pulver“ (mS-fS, teilweise U) mit gesiebttem Boden gemischt, dessen Aggregate in der Regel < 5 mm waren. Im Feld wurde das Material als pastöser Schlamm in einer Schicht aufgetragen und zunächst 10 cm tief und vor jeder Bestellung 30 cm tief eingefräst. Durch die grobere, v.T. inhomogene Verteilung des Materials im Feld ergeben sich kleinräumige Bereiche, die von der Behandlung nicht erfaßt wurden. Zum anderen zeigt die Tiefenverteilung der Schwermetallgehalte im Feld einen Bereich von etwa 4-fach höherer Belastung in 40-60 cm Tiefe (MÜLLER & PLUQUET, 1998). Die Pflanzen nehmen auch aus den von den Fe-Oxiden nicht erfaßten Bereichen und aus den tieferen Bodenschichten Schwermetalle auf.

Das Phänomen der recht hohen Pflanzengehalte bei vergleichsweise niedrigen mobilen, NH_4NO_3 -löslichen Gehalten im Boden kann zumindest teilweise über ein grundsätzliches Problem bei der Erfassung von mobilen Gehalten mit Hilfe von Bodenextrakten bei Maßnahmen zur Mobilitätsverminderung erklärt werden. Dies kann anhand der Ergebnisse eines Extraktionsversuches verdeutlicht werden. Hier wird die Extraktion von Bodenproben aus dem Gefäßversuch nach 3 Jahren verglichen mit der Extraktion von unbehandeltem Boden, dem erst unmittelbar vor der Extraktion das Fe-oxidhaltige Material zugegeben wurde (Abb. 3).



Dabei zeigt sich, daß auch dann eine „Mobilitätsverminderung“ gemessen wird, wenn der Boden nur zusammen mit den Fe-Oxiden extrahiert wird. Somit gelangen insbesondere im Feldversuch Bodenaggregate und grobe Fe-Oxid-Kompartimente, die mehr oder weniger ohne Kontakt nebeneinander vorliegen, zusammen in eine Probe und werden bei der Aufbereitung desagglomeriert und homogen miteinander vermischt. Während des Extraktionsvorganges findet dann ein teilweise Übergang von Schwermetallen an die Bindungsplätze der Fe-Oxide statt, da das Lösungsmittel nicht in der Lage ist, einmal vom Boden abgelöste Schwermetalle in Lösung zu halten. Dies zeigt sich insbesondere bei der Extraktion mit 1 M NH_4NO_3 , in abgeschwächter Form auch bei Verwendung

von DTPA. Diese gemessene „Mobilitätsverminderung“ gibt die realen Mobilitätsverhältnisse im Boden nur unzureichend wieder. Solange die Mobilität im Boden nicht im Gleichgewicht ist, d.h. noch „ungenutztes“ Adsorptionspotential vorhanden ist, zeigen die Schwermetallgehalte in den Extrakten eher die bei feiner und homogener Verteilung der Fe-Oxide potentiell mögliche Mobilitätsverminderung. Im Unterschied dazu spiegeln die Schwermetallgehalte in den Versuchspflanzen die im Boden tatsächlich vorhandene, durchschnittliche Mobilität wider.

4. Schlußbetrachtung und Zusammenfassung

- Durch einen Zusatz von Fe-Oxiden läßt sich die Schwermetallmobilität (Cd, Pb, Zn) in einem belasteten Auenboden (pH 7,6) vermindern. Untersuchungen an zwei weiteren Standorten unterstützen diese Aussage (MÜLLER & PLUQUET, 1998).
- Besonders wirksam bei der Verminderung der Schwermetallmobilität ist der Zusatz von Wasserwerksschlamm, der nahezu vollständig aus Ferrihydrit besteht. Durch Zusatz von 1 % Fe in dieser Form gehen die Schwermetallgehalte (3-jähriges Mittel aus Cd, Pb und Zn) im Gefäßversuch im DTPA-Extrakt um 20 %, im NH_4NO_3 -Extrakt um 60 % und in den Versuchspflanzen um 40 % zurück.
- Der Rückgang der Mobilität beträgt im Feldversuch nur etwa die Hälfte des im Gefäßversuch erzielten Rückgangs. Daher sollte bei einem möglichen Praxiseinsatz das Material als feines Pulver ausgebracht, homogen eingearbeitet und wenn möglich eine Tiefe von mehr als 30 cm erfaßt werden. Der geringeren Wirkung im Feld könnte auch durch eine höhere Aufwandmenge (z.B. 2 % Fe) begegnet werden.
- Bei Versuchen zur Verminderung der Schwermetallmobilität sollten Aussagen nicht allein auf Daten von Bodenextraktionen gestützt werden, da während der Extraktion ein Übergang von Schwermetallen an Bindungsplätze der Bodenzusätze möglich ist. Pflanzen sind für diese Fragestellung ein verlässlicherer Indikator für die Kennzeichnung der Schwermetallmobilität in belasteten Böden.

Das zugrunde liegende Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des BMBF (Kennz.: 0339601) gefördert.

Literatur

- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-VO. BGBl. Teil I, Nr. 36, S. 1554-1582.
- Förster, C.; Kuntze, H.; Pluquet, E. (1983): Influence of iron in soils on the Cd-uptake of plants. Proc. 3rd. Int. Sympos. on sewage sludge; Brighton, Reidel Publ. Comp., S. 426-430.
- Gerth, J.; Brümmer, G. (1983): Adsorption und Festlegung von Nickel, Zink und Cadmium durch Goethit; Fresenius Z. Anal. Chem. 316, S. 616-620.
- Hiller, D.; Brümmer, G. (1995): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 1. Methodische Grundlagen und Elementanalysen an pedogenen Oxiden; Z. Pfl.ernähr. Bodenk. 158, S. 147-156.
- Knoche, H.; Brandt, P.; Viereck-Götte, L.; Böken, H. (1997): Erarbeitung fachlicher Grundlagen zu untergesetzlichen Regelungen im Bodenschutz: Schwermetalltransfer Boden-Pflanze, Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER. UBA-Texte 11/99, Schmallenberg, Jena, Berlin
- Mench, M.; Didier, V.; Löffler, M.; Gomez, A.; Masson, P. (1994): A mimicked In-Situ remediation study of metal-contaminated soils with emphasis on cadmium and lead; J. Environ. Qual. 23, S. 58-63.
- Müller, I.; Pluquet, E. (1998): Verringerung der Bioverfügbarkeit von Schwermetallen in kontaminierten Böden durch Zugabe von Eisenoxiden; Abschlußbericht des Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb)-Bodentechnologisches Institut Bremen; BMBF-Förderkennz. 0339601, NLFb-Archiv-Nr.: 113517, 145 S.

Dämpfung und Verminderung des Oberflächenabflusses in Agrarlandschaften durch begrünte Abflussmulden.

von

PERL, T.¹, AUERSWALD, K.², SCHRÖDER, R.³.

Einleitung:

Grassed Waterways sind in den USA üblich, um Tiefenlinienerosion zu vermeiden und Oberflächenabfluss schadlos abzuleiten und in Deutschland weitgehend unbekannt. Um funktionsfähig zu bleiben, müssen sie gepflegt werden, damit sie weder durch Erosion noch durch Sedimentation beeinträchtigt werden. Wird jedoch konsequenter Erosionsschutz auf den umliegenden Flächen betrieben, könnten sie auch so als (Sukzession-) Brache gestaltet werden, dass sie möglicherweise den Oberflächenabfluss vermindern.

Um dies zu prüfen, wurde eine bis zu 50 m breite und 650 m lange Brachfläche (1,64 ha) in einer Hangmulde etabliert, in die 5 Felder mit insgesamt 16 ha Fläche entwässern. Über 6 Jahre (1993-1998) wurden Niederschlag und Oberflächenabfluss in 16 Teileinzugsgebieten und an 2 verschiedenen Positionen entlang der begrünten Abflussmulde gemessen. Die Einzugsgebiete mit begrünter Abflussmulde konnten so räumlich unmittelbar angrenzenden, identisch bewirtschafteten Paralleleinzugsgebieten ohne begrünte Abflussmulde gegenüber gestellt werden.

Die Messungen wurden ergänzt durch Modellierungen mit einem neu entwickelten, hochauflösenden, prozessorientierten Wasserhaushaltsmodell (TOPSIM), die zu ähnlichen Resultaten führten (SCHRÖDER, 1998).

Ergebnisse:

Insgesamt traten mehr als 1000 Einzugsgebiets-Abflussereignisse auf. Die begrünte Abflussmulde verminderte den Abfluss im Vergleich zum Paralleleinzugsgebiet im Mittel zwischen 50-60 % (Abb. 1), wobei mit zunehmender Breite (Oberhang > Unterhang), die Effektivität zunahm. Die längere Fließstrecke für den Abfluss aus dem Oberhang wirkte offenbar nicht weiter abflussmindernd, da der Abfluss aus dem Oberhang an der Messstelle (Wegedurchlass) konzentriert wird, und linear im Bereich des Unterhangs der Abflussmulde weiterfließt. Auch die Modellierungen zeigten, dass für eine effektive Abflussinfiltration ein möglichst breites Überströmen erforderlich ist.

Verminderte die begrünte Abflussmulde den Oberflächenabfluss um den Faktor 2, so war ihre Wirkung beim Sedimentaustrag wesentlich deutlicher. Der Austrag wurde in Jahren mit hoher Erosionsdisposition um den Faktor 10 reduziert. In Jahren mit wenig Erosion lag die Effektivität der Filterwirkung noch höher. Neben der Abflussinfiltration verminderte die begrünte Mulde also auch noch die Sedimentkonzentration. Wegen des sehr effektiven Sedimentückhaltes können solche Mulden daher langfristig nur funktionsfähig bleiben, wenn der Sedimenteintrag durch einen Erosionsschutz auf den umliegenden Ackerflächen gering bleibt.

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM, D-85350 Freising

² Lehrstuhl für Grünlandlehre der TUM, D-85350 Freising

³ Björnßen Beratende Ingenieure, Maria-Trost-Str. 2, D-56068 Koblenz

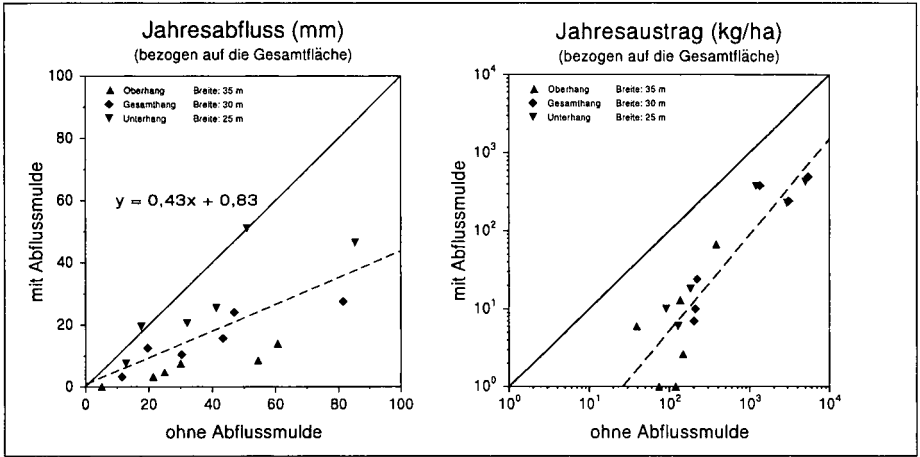


Abb. 1: Abfluss und Bodenaustrag der Jahre 1993 – 1998 von benachbarten Einzugsgebieten mit und ohne begrünter Abflussmulde (Scheyern, Lkr. Pfaffenhofen)

Fazit:

Der Vergleich der Abflüsse über die begrünte Abflussmulde mit ähnlichen Einzugsgebieten ohne begrünte Abflussmulde zeigte, dass es möglich ist, nicht nur Oberflächenabfluss schadlos abzuleiten, sondern auch einen Teil zum Versickern zu bringen, den Scheitelabfluss zu dämpfen (nicht dargestellt) und den Sedimentgehalt zu vermindern.

Die Modellierungen mit dem Infiltrationsmodell H-KIN belegten, dass die zusätzliche Infiltration vor allem auf der höheren Wasseraufnahmefähigkeit der nicht verschlammenden Mulde und die wesentlich längere Infiltrationszeit durch die Abflussverzögerung zurückzuführen sind (SCHRÖDER, 1998).

Im Gegensatz zu den Grassed Waterways ist das Scheyerner Konzept der Abflussmulde folglich geeignet, nicht nur Tiefenlinienerosion zu vermeiden, sondern auch den Abfluss aus Ackerflächen zu dämpfen und zu reduzieren. Gleichzeitig können diese Mulden als (Sukzessions-) Brache die Artenausstattung in intensiv genutzten Agrarlandschaften bereichern. Sie stellen daher wesentliche Ausgleichsflächen dar.

Danksagung:

Die Messungen auf dem Versuchsgut Scheyern wurden im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München durchgeführt. Dies wurde durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF 0339370) und das Bayerische Staatsministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst gefördert.

Literatur:

SCHRÖDER, R., 1998: Modellierung von Verschlämmung und Infiltration in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. Diss. Univ. Bonn, 175 S.

Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97

von

Volker Prasuhn*

1. Einleitung: Im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) wurden die Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer im Einzugsgebiet des Bodensees ein zweites Mal - nach 1985/86 jetzt für das hydrologische Jahr 1996/97 - mit Hilfe eines Stofffluss-Modells geschätzt. Das verwendete Modell hatte sich bei der Abschätzung der diffusen Stoffeinträge im Bodensee-Einzugsgebiet 1985/86 bewährt (PRASUHN et al. 1996). Im Folgenden werden einige wesentliche Ergebnisse aus dem Abschlussbericht (PRASUHN 1999) zusammengefasst.

2. Methodik: Das Bodensee-Einzugsgebiet wurde in 18 Flusseinzugsgebiete untergliedert, für die jeweils eine separate Abschätzung durchgeführt wurde (PRASUHN 1999). Basierend auf arealstatistischen, gemeindebezogenen Daten wurden Wasserflüsse (Oberflächenabfluss, Sickerwasser, Drainage etc.) mit gebiets- und nutzungsspezifischen Verlustkoeffizienten für Erosion, Abschwemmung, Auswaschung etc. verknüpft. Die Ergebnisse wurden mit den Messdaten der Zuflussuntersuchungen 1996/97 (BÜHRER et al.) verglichen. Anschließend wurden verschiedene Modellläufe durchgeführt. So wurden gegenüber 1985/86 zunächst nur die neuen Landnutzungsdaten verwendet, dann nur die neuen klimatischen Daten, dann nur die neuen nutzungsspezifischen Verlustkoeffizienten und letztlich alle neuen Daten gemeinsam. Daraus ließ sich der Anteil der Stoffverluste, der nur auf den veränderten klimatischen Gegebenheiten der beiden Vergleichsjahre beruht, abschätzen.

3. Ergebnisse und Diskussion: Von der **Gesamt-Phosphorfracht** ($1\,526\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1} = 100\%$) im Bodensee-Einzugsgebiet stammten 1996/97 nach den Modellrechnungen $1\,344\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ ($= 88\%$) aus diffusen Quellen, $182\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ ($= 12\%$) aus punktuellen Quellen (Tab. 1). Die Einträge aus diffusen Quellen haben sich damit gegenüber 1985/86 um $447\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 25% verringert. Ihr prozentualer Anteil an der Gesamtbelastung hat sich dagegen von 76% (1985/86) auf 88% (1996/97) erhöht, da die Einträge aus punktuellen Quellen stärker ($395\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 68%) abgenommen haben. Die Abnahme der Gesamt-Phosphoreinträge aus diffusen Quellen von $447\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 25% gegenüber 1985/86 ist größenordnungsmäßig zu zwei Dritteln ($=$ rund $297\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 17%) den veränderten klimatischen Bedingungen der beiden Vergleichsjahre und zu einem Drittel ($=$ rund $150\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 8%) den veränderten (landwirtschaftlichen) Nutzungen zuzuschreiben. $972\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ ($= 72\%$) der diffusen Gesamt-Phosphorfracht waren partikulär gebundener Phosphor, $372\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ ($= 28\%$) gelöster Phosphor. Der größte Teil des partikulär gebundenen Phosphors stammte aus der natürlichen Erosion der alpinen Gebiete und war nicht bioverfügbar. $860\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ ($= 64\%$) der diffusen Gesamt-Phosphorfracht waren der natürlichen Hintergrundlast, $483\text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ ($= 36\%$) der anthropogen diffusen Belastung zuzuschreiben. Vor allem die alpinen Gebiete trugen zu dem hohen Anteil der natürlichen

*Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL), Liebefeld, CH-3003 Bern, Volker.Prasuhn@iul.admin.ch

	1996/97		1985/86		Veränderung gegenüber 1985/86	
	[t·y ⁻¹]	[%]	[t·y ⁻¹]	[%]	[t·y ⁻¹]	[%]
Gesamt-Phosphor (P)	1 526	100%	2 367	100%	-841	-36%
diffuse Quellen	1 344	88%	1 791	76%	-447	-25%
punktuelle Quellen	182	12%	577	24%	-395	-68%
gelöster Phosphor	513	34%	1 213	51%	-700	-58%
partikulärer Phosphor	1 013	66%	1 154	49%	-141	-12%
natürliche Hintergrundlast	860	56%	978	41%	-118	-12%
anthropogene Belastung	666	44%	1 390	59%	-724	-52%
diffuse Quellen	1 344	100%	1 791	100%	-447	-25%
gelöster Phosphor	372	28%	637	36%	-265	-42%
partikulärer Phosphor	972	72%	1 154	64%	-182	-16%
natürl. Hintergrundlast	860	64%	978	55%	-118	-12%
anthropo. diff. Belast.	483	36%	813	45%	-330	-41%
anthropo. diff. Belast.	483	100%	813	100%	-330	-41%
gelöster Phosphor	260	54%	502	62%	-242	-48%
partikulärer Phosphor	223	46%	311	38%	-88	-28%
Gesamt-Stickstoff (N)	18 693	100%	23 832	100%	-5 139	-22%
diffuse Quellen	15 063	81%	18 266	77%	-3 203	-18%
punktuelle Quellen	3 630	19%	5 566	23%	-1 936	-35%
gelöster Stickstoff	16 639	89%	21 265	89%	-4 626	-22%
partikulärer Stickstoff	2 054	11%	2 567	11%	-513	-20%
natürliche Hintergrundlast	6 294	34%	6 682	28%	-388	-6%
anthropogene Belastung	12 399	66%	17 152	72%	-4 753	-28%
diffuse Quellen	15 063	100%	18 266	100%	-3 203	-18%
gelöster Stickstoff	13 009	86%	15 703	86%	-2 690	-17%
partikulärer Stickstoff	2 054	14%	2 564	14%	-513	-20%
natürl. Hintergrundlast	6 294	42%	6 682	37%	-388	-6%
anthropo. diff. Belast.	8 769	58%	11 586	63%	-2 817	-24%
anthropo. diff. Belast.	8 769	100%	11 586	100%	-2 817	-24%
gelöster Stickstoff	8 321	95%	10 941	94%	-2 620	-24%
partikulärer Stickstoff	449	5%	645	6%	-196	-30%

Tab. 1: Zusammenstellung der berechneten Eintragsquellen von Phosphor und Stickstoff im gesamten Bodensee-Einzugsgebiet (Ober- und Untersee inkl. Seefläche und externe Zuflüsse) für 1996/97 und Vergleich mit den Ergebnissen der Modellrechnung 1985/86.

Hintergrundlast bei. Die wichtigsten Eintragspfade waren mit $915 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ (= 68%) die 'natürliche' Erosion und mit $180 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ (= 13%) die Abschwemmung von Grasland (Tab. 2).

Von der **gelösten Phosphorfracht** ($513 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ = 100%) im Bodensee-Einzugsgebiet stammten 1996/97 nach den Modellrechnungen $372 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ (= 73%) aus diffusen Quellen, $141 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ (= 27%) aus punktuellen Quellen. Die Einträge aus diffusen Quellen haben sich damit gegenüber 1985/86 um $265 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 42% verringert. Diese Abnahme gegenüber 1985/86 ist größenordnungsmäßig je zur Hälfte (= rund $132 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 21%) den veränderten klimatischen Bedingungen der beiden Vergleichsjahre bzw. (= rund $132 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 21%) den veränderten (landwirtschaftlichen) Nutzungen zuzuschreiben. $112 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ (= 30%) der diffusen gelösten Phosphorfracht stammten aus der natürlichen Hintergrundlast, $260 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ (= 70%) aus der anthropogen diffusen Belastung.

Die verschiedenen Einzugsgebiete trugen je nach Gebietsgröße, naturräumlichen und klimatischen Verhältnissen sowie der anthropogenen Belastungsintensität unterschiedlich stark zur diffusen Gesamt-Phosphor- und gelösten Phosphorfracht im Bodensee-Einzugsgebiet bei. Mit $704 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ Gesamt-Phosphor lieferte das größte Gebiet (Alpenrhein) den höchsten Anteil (52%), mit $4 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$ das kleinste Gebiet (Randgebiet Obersee BY) den niedrigsten Anteil (0.3%) der gesamten diffusen Phosphorfracht ($1\,344 \text{ t P}\cdot\text{y}^{-1}$). Die flächenspezifischen diffusen Gesamt-Phosphoreinträge schwankten zwischen $1,72 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Bregenzerrach) und $0,40 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Radolfzeller Aach), die flächenspezifischen diffusen gelösten Phosphoreinträge zwischen $0,77 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Argen) und $0,16 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Radolfzeller Aach). Die Veränderungen gegenüber 1985/86 hinsichtlich Belastungshöhen, -anteilen und -ursachen waren regional sehr unterschiedlich.

	Gesamt-Phosphor	gelöster Phosphor	Gesamt-Stickstoff	gelöster Stickstoff
	1 344 t P	372 t P	15 063 t N	13 009 t N
Abschwemmung Grasland (%)	13	48	1	1
Abschwemmung andere Flächen (%)	<1	4	<1	<1
Bodenerosion Ackerland (%)	3		<1	
'natürliche Erosion' (%)	68		13	
Auswaschung Ackerland (%)	<1	2	17	20
Auswaschung Grasland (%)	5	18	29	33
Auswaschung Wald (%)	1	5	13	16
Auswaschung Siedlungsgrün (%)	<1	<1	5	5
Auswaschung andere Flächen (%)	1	4	6	7
Deposition auf Gewässer (%)	2	6	4	5
landwirtschaftliche und diffuse Direkteinträge (%)	2	5	1	<1
externe Zuflüsse/Überleitungen (%)	2	6	9	10

Tab. 2: Aufschlüsselung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen im gesamten Bodensee-Einzugsgebiet nach Haupteintragspfaden für 1996/97.

Von der **Gesamt-Stickstofffracht** ($18\,693\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} = 100\%$) im Bodensee-Einzugsgebiet stammten 1996/97 nach den Modellrechnungen $15\,063\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 81\%)$ aus diffusen Quellen, $3\,630\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 19\%)$ aus punktuellen Quellen (Tab. 1). Die Einträge aus diffusen Quellen haben sich damit gegenüber 1985/86 um $3\,203\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 18% verringert. Ihr prozentualer Anteil an der Gesamtbelastung hat sich dagegen von 77% (1985/86) auf 81% (1996/97) erhöht, da die Einträge aus punktuellen Quellen stärker ($1\,936\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 35%) abgenommen haben. Die Abnahme der Gesamt-Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen von $3\,203\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 18% gegenüber 1985/86 ist größenordnungsmäßig etwas mehr als zur Hälfte (= rund $1\,750\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 10%) den veränderten klimatischen Bedingungen der beiden Vergleichsjahre und etwas weniger als zur Hälfte (= rund $1\,450\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 8%) den veränderten (landwirtschaftlichen) Nutzungen zuzuschreiben. $13\,009\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 86\%)$ der diffusen Gesamt-Stickstofffracht waren gelöster Stickstoff, $2\,054\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 14\%)$ partikulär gebundener Stickstoff. $6\,294\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 42\%)$ der diffusen Gesamt-Stickstofffracht waren der natürlichen Hintergrundlast, $8\,769\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 58\%)$ der anthropogen diffusen Belastung zuzuschreiben. Vor allem die alpinen Gebiete trugen zu dem hohen Anteil der natürlichen Hintergrundlast bei. Die wichtigsten Eintragspfade waren mit $4\,348\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 29\%)$ die Auswaschung unter Grasland, mit $2\,618\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 17\%)$ die Auswaschung unter Ackerland und mit $2\,021\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 13\%)$ die Auswaschung unter Wald (Tab. 2).

Von der **gelösten Stickstofffracht** ($16\,639\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} = 100\%$) im Bodensee-Einzugsgebiet stammten 1996/97 nach den Modellrechnungen $13\,009\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 78\%)$ aus diffusen Quellen, $3\,630\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 22\%)$ aus punktuellen Quellen. Die Einträge aus diffusen Quellen haben sich damit gegenüber 1985/86 um $2\,690\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 17% verringert. Diese Abnahme ist größenordnungsmäßig etwas mehr als zur Hälfte (= rund $1\,440\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 9%) den veränderten klimatischen Bedingungen der beiden Vergleichsjahre und etwas weniger als zur Hälfte (= rund $1\,250\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ bzw. 8%) den veränderten (landwirtschaftlichen) Nutzungen zuzuschreiben. $4\,688\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 36\%)$ der diffusen gelösten Stickstofffracht stammten aus der natürlichen Hintergrundlast, $8\,321\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1} (= 64\%)$ aus der anthropogen diffusen Belastung.

Die verschiedenen Einzugsgebiete trugen analog zum Phosphor je nach Gebietsgröße, naturräumlichen und klimatischen Verhältnissen sowie der anthropogenen Belastungsintensität unterschiedlich stark zur diffusen Gesamt-Stickstoff- und gelösten Stickstofffracht im Bodensee-Einzugsgebiet bei. Mit $3\,968\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ Gesamt-Stickstoff lieferte das größte Gebiet (Alpenrhein) den höchsten Anteil (26%), mit $84\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$ Gesamt-Stickstoff das kleinste Gebiet (Randgebiet Obersee BY) den niedrigsten Anteil (0.6%) der gesamten diffusen Stickstofffracht ($15\,063\text{ t N}\cdot\text{y}^{-1}$). Die flächenspezifischen diffusen Gesamt-Stickstoffeinträge schwankten zwischen $19,5\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Rotach) und $8,8\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Alpenrhein), die flächenspezifischen diffusen gelösten Stickstoffeinträge zwischen $18,2\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Rotach) und $6,4\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ (Alpenrhein). Die Veränderungen gegenüber 1985/86 hinsichtlich Belastungshöhen, -anteilen und -ursachen waren regional sehr unterschiedlich.

4. Literatur:

- PRASUHN, V. (1999): Phosphor und Stickstoff im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. - Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee (IGKB), Bericht Nr. 51, 84 S. + Anhang (Sonderband), 52 S.
- PRASUHN, V., SPIESS, E. & M. BRAUN (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. - Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee (IGKB), Bericht Nr. 45, 113 S. + Anhang (Sonderband), 83 S.
- BÜHRER, H., KIRNER, P. & G. WAGNER: Die dem Bodensee in den Abflussjahren 1996 und 1997 zugeführten Stofffrachten. - Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee (IGKB), Bericht in Vorbereitung.

Untersuchungen zur Zwischenrillenerosion - Vergleich von pulsierender und kontinuierlicher Regensimulation

H.I.Reuter

ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

Einleitung

Seit den 60-er Jahren sind Regensimulatoren ein vielbenutztes Werkzeug um Aussagen zu Erosionsprozessen zu gewinnen. Um dabei natürlichen Regen möglichst genau abzubilden, sind verschiedene Bedingungen, wie z.B. die Tropfengrößenverteilung oder die Tropfengeschwindigkeit zu berücksichtigen. Ein oftmals vernachlässigter Parameter ist die Verteilung des Niederschlags über kleine Zeiträume (msec - sec). Natürlicher Regen besitzt eine kontinuierliche Regenverteilung über die Zeit, wenn auch kleinere Intensitätsveränderungen auftreten. Dagegen besitzen pulsierende oder oszillierende Regensimulatoren alternierende kurze Perioden mit einer hohen Intensität und einer geringen Intensität. Aufgrund von technischen Problemen mit der Düsenauswahl berechnen eine Vielzahl der Regensimulatoren in einer pulsierenden oder oszillierenden Art und Weise. Die gemessenen, über die Zeit gemittelten Regenintensitäten berücksichtigen dies nicht. In diesem Beitrag werden Unterschiede zwischen einer kontinuierlichen und einer pulsierenden Regensimulation in Hinsicht auf Abfluß, Sediment Konzentration und Zwischenrillenerosion anhand eines Bodens dargestellt.

Theoretischer Hintergrund

- Die kinetische Energie eines Regens kann in zwei Punkten variieren: (i) bei der Variation der Tropfengrößenverteilung und (ii) bei Variation der Frequenz der Tropfenaufschläge. Walker et.al (1978) zeigte auf, dass bei konstanter Intensität und der Variation der Tropfengröße die Erosionsrate sich nicht änderte, hingegen bei der Variation der Frequenz ein signifikanter Effekt bei der Beschleunigung der Erosionsrate auftrat. Bei einer pulsierenden Regensimulation treffen pro Beregnungsintervall eine erhöhte Anzahl von Tropfen im Vergleich zu einer kontinuierlichen Simulation auf die Bodenoberfläche auf.
- Es ist bekannt, das ein Teil der Regenenergie durch den Boden elastisch absorbiert werden kann (Sharma et.al, 1993). Durch die höhere kinetische Energie pro Beregnungsintervall bei einer pulsierenden Simulation kann es zu einem Überschreiten dieses Grenzwertes kommen und damit zu einer Veränderung des Erosionsgeschehens.
- Jeder von Regentropfen beeinflusste Oberflächenabfluß weist Charakteristika von einem turbulenten Fluß auf, welches zu einer erhöhten Erosivität führt (Kinnel,1990). Pulsierende Regensimulation führt zu sich verändernden Höhen und Geschwindigkeiten dieses Flusses, welches sich auf die Erosivität des Oberflächenabflusses auswirkt.
- Bei Beginn eines Beregnungsintervalls bei der pulsierenden Beregnung trifft der Regen in den ersten msec ohne eine Oberflächenwasserschicht auf den Boden auf. Bei einer kontinuierlichen Beregnung ist dies nicht der Fall. Durch den direkten Aufprall werden mehr Bodenpartikel zerstört als unter kontinuierlichen Bedingungen und stehen leichter für eine Ablösung durch den Oberflächenabfluß wie auch für die direkten Verlagerung durch Regentropfen zur Verfügung.

Material und Methoden

Oberflächenmaterial wurde aus einem konventionell bestellten Feld von Agriculture Canada (43°38'N 80°11'W) entnommen. Dieser als Guelph Loam bezeichnete Boden ist durch die folgenden Bodenparameter gekennzeichnet: 40,3 % Sand, 43 % Silt, 16,7 % Ton, C_{org} 4,5 % und einen pH von 7. Der luftgetrocknete Boden wurde im Labor auf eine maximale Aggregatgröße von 1,5 cm zerkleinert und in Schichten von 2 cm mittels eines Handverdichters in Plots eingebaut. Die verwendeten Plots mit den Abmessungen 75 cm x 50 cm x 20 cm sind bei Liebenow (1990) näher erläutert. Eine Furche mit dem Winkel von 26,6 Grad wurde mittels einer Schablone aus dem Boden herausgeschält. Abschließend wurde der Boden mit einem Bodenwühler mit fünf gleichmäßigen Bewegungen kultiviert. Um die Bodendichte weiter zu erhöhen, wurde der Boden vorsichtig von der Oberfläche her mit Wasser gesättigt. Dabei wurde Sackleinen auf der Plotoberfläche ausgebreitet, um Veränderungen an der Bodenoberfläche zu minimieren. Dies führte zu einer Bodendichte von 1,17 g/cm³. Vor dem Experiment wurden die Plots mit 20 mm in 30 min befeuchtet, mit einer Plastikfolie abgedeckt, und anschließend für durchschnittlich 22 Stunden gedräht.

Der GRSII (Tossel et.al, 1987) wurde benutzt um eine kontinuierliche und eine pulsierende Beregnung mit den Intensitätsstufen 40 (LOW), 60 (MED) und 120 mm/h (HIGH) abzubilden. Die pulsierende Regensimulation hatte einen Zeittakt von jeweils 4 Sekunden und eine on:off Rate von eins. Eine elektronische Zeitschaltuhr in Verbindung mit einem Magnetventil wurde benutzt um die Wasserzufuhr für die pulsierende Regensimulation zu unterbrechen (MacKenzie,1995). Die Kalibration erfolgte mit 36 Plastikbechern um gleichzeitig Aussagen zur Verteilung des Niederschlags zu machen. Scattergramme, der Uniformitätskoeffizient (UC)(Christiansen, 1942), sowie Darstellungen, die mittels Kriging erstellt wurden, wurden zur Evaluierung der Verteilung benutzt. Tropfengrößen für den GRSII sind bei Tossel et.al (1990) zu finden.

Ein 2 x 3 experimentelles Design wurde genutzt um Abfluß, Sediment Konzentration, Bodenabtrag und Zwischenrillenerosion zu bestimmen. Jeder Applikationstyp und jedes Intensitätslevel wurde drei mal repliziert. Abflußmessungen wurden alle 2 Minuten vorgenommen, alle 6 min eine Sedimentmischprobe. Die Werte für Abfluß und Bodenabtrag wurden nach Formeln von Meyer (1994) auf das jeweilige Intensitätslevel normiert. Zwischenrillenerosion (interill erodibility, K_i) wurde nach Liebenow et.al (1990) berechnet. Die Resultate wurden mittels Varianzanalyse auf Signifikanz geprüft.

Ergebnisse und Diskussion

Der Regensimulator GRSII lieferte mit UC-Werten über 95% für die kontinuierliche Beregnung und um 80% für die pulsierende Beregnung eine sehr gute Verteilung des Regens über den Plot. Die verringerten Werte bei der pulsierenden Simulation resultieren aus dem Öffnen und Schließen des Ventils. Dies führt zu einer leichten Verringerung der Intensität zu den Seiten des Plots hin.

Der normierte Abfluß für alle sechs getesteten Varianten ist in Abbildung 1 dargestellt. Steady State Abflussbedingungen stellten sich nach rund 15 Minuten ein. Die pulsierende Regensimulation zeigt generell höhere Abflusswerte durch eine stärkere Verringerung der Infiltrationskapazität in den ersten Minuten des Experiments. Die gemessenen Sediment-Raten sind in Abbildung 2 dargestellt. Pulsierende Regensimulation führt zu verstärkten Abträgen, welche auf den oben gezeigten Prozessen beruhen. Berechnete Werte von K_i in Tabelle 1 zeigen signifikante Unterschiede zwischen einer pulsierenden und einer kontinuierlichen Beregnung auf. Werte von MacKenzie (1995) für 20 mm/h wurden für eine bessere Vergleichbarkeit hinzugefügt. Diese zeigen ähnliche Unterschiede wie die erhobenen Werte.

Ein Vergleich der Zwischenrillerosionswerte aus dem Labor zu Chesney's (1991) Daten aus dem Feld (K_i von $1.045 \times 10^5 \text{ kg s m}^{-4}$) für eine Intensität von 60 mm/h zeigt eine relativ gute Übereinstimmung. Die Parameter Abfluß, Sedimentkonzentration, Bodenabtrag und

Tabelle 1: K_i für Steady State Bedingungen

Intensitätslevel	Kontinuierliche Berechnung K_i in 10^5 kg s m^{-4}	Pulsierende Berechnung K_i in 10^5 kg s m^{-4}
20 mm/h (aus MacKenzie,1995, anderes Plot Setup)	0.27	5.69
40 mm/h (LOW)	0.61	7.23
60 mm/h (MED)	1.54	7.99
120 mm/h (HIGH)	5.06	7.34

Zwischenrillerosion zeigten in den meisten Fällen signifikant andere Werte unter pulsierender Regensimulation im Vergleich zu einer kontinuierlichen Applikation. Eine signifikante Wechselwirkung bestand außerdem zwischen der Intensität und dem Applikationstyp. Diese basiert auf einem ähnlichen Verhalten des Bodens für die pulsierende und kontinuierliche Simulation bei 120 mm/h. Bei dieser Intensitätsstufe wird jede Ko- und Adhäsion dieses Bodens überschritten (Van Ash et.al, 1983).

Schlußfolgerungen

Eine pulsierende Regensimulation ist auf diesem Guelph Loam nicht für Abschätzungen zur Zwischenrillerosion geeignet. Durch eine derartige Regensimulation kommt es im Vergleich zu einer kontinuierlichen Regensimulation zu einer Überschätzung des Bodenabtrags durch Wechsel zwischen einem Transport dominierten und einem Detachment dominierten Erosionsprozess. Weitere Arbeiten sollten genutzt werden um die Resultate an verschiedenen Böden und unter verschiedenen on:off Zeiten weiter auszubauen.

Literatur

- Chesney,P. (1991) Determination of Interrill Erodibility Constants for two Ontario Soils with Contrasting Cropping Histories. Project Report, Land Resource Research Center, University of Guelph, Canada
- Christiansen,J.E. (1942) Irrigation by Sprinkling. Station Bulletin 670, Davis, University of California, Agricultural Experimental Station
- Kinnel,P.I.A. (1990) Modeling Erosion by Rain-Impacted Flow. In: Bryan,R.B.(ed), (1990) Soil Erosion - Experiments and Models. Catena Supp. 17, Cremlingen-Destedt.
- Liebenow,A.M., Elliot,W.J., Lafen,J.M., Kohl,K.D. (1990) Interrill erodibility: Collection and analysis of data from cropland soils. Transactions of the ASAE, 33(6), pp.1882 - 1888
- MacKenzie,K.M. (1995) Investigation of the effects of temporally distributed Rainfall on interrill soil detachment processes. Msc. Thesis, University of Guelph, Canada
- Meyer,L.D. (1994) Rainfall Simulator for Soil Erosion Research. In: Lal,R(eds.) 1994, Soil erosion research methods, St.Lucie Press & SWCS
- Sharma,P.P., Gupta,S.C., Foster,G.R. (1993) Predicting Soil Detachment by raindrops. Soil Science of America Journal, 57, pp.674-680
- Tossell,R.W., Wall,G.J., Dickinson,W.T., Rudra,R.P., Groenevelt,P. (1990) The Guelph Rain-fall Simulator II: Part I - Simulated Rainfall Characteristics. Canadian Agricultural Engineering, 32, pp. 205-213
- Tossell,R.W., Dickinson,W.T., Rudra,R.P., Wall,G.P.(1987) A Portable Rainfall Simulator Canadian Agricultural Engineering, 29(2), pp.155-162
- Van Ash,W.J., Epema,G.F. (1983) The power of detachment and the erosivity of low detachment rain. Pedologi, 33, pp.17-27
- Walker,P.H., Kinnel,P.I.A., Green,P. (1978) Transport of a Noncohesive Sandy Mixture in Rainfall and Runoff Experiments. Soil Science of America Journal, 42, pp.793-801

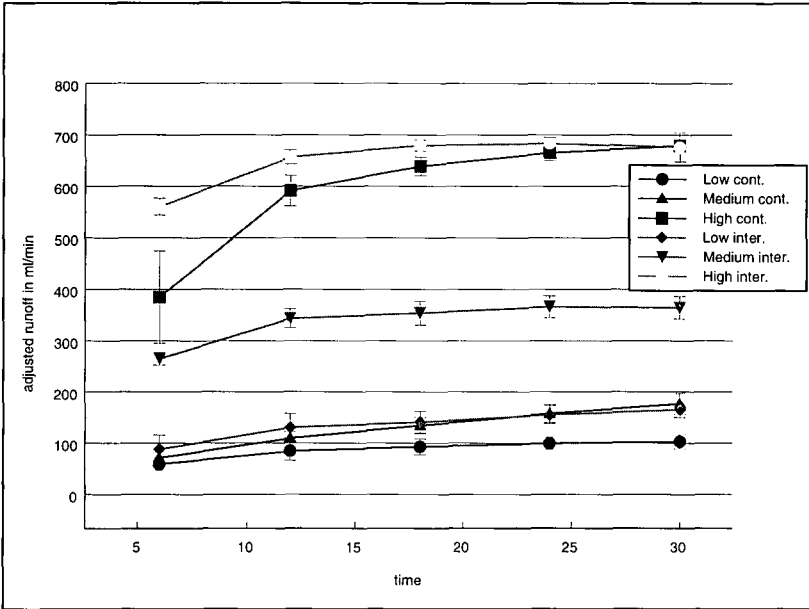


Abbildung 1: Normierter Abfluss über die Zeit

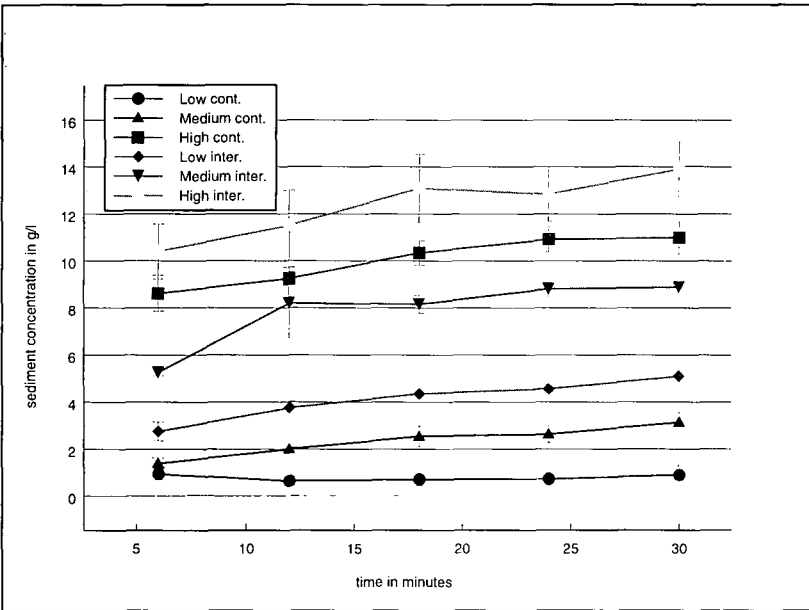


Abbildung 2: Sedimentkonzentration über die Zeit

Stoffkonzentrationen der Grundwasserneubildung unter Kiefern-Reinbeständen bzw. Kiefern/Buchen-Mischbeständen auf Sandböden

H. Ringe*, S. Brinkmann*, W. H. M. Duijnsveld**, G. Springob* und J. Böttcher*

1 EINLEITUNG

Im Jahr 1990 wurde von der niedersächsischen Landesregierung ein Programm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung („LÖWE“) in den Landesforsten aufgelegt. Im Rahmen dieses Programmes werden u.a. Nadelwälder in Mischwälder umgebaut. Von diesem forstlichen Eingriff sind Auswirkungen auf die Quantität und Qualität der Grundwasserneubildung zu erwarten. Im Wassergewinnungsgebiet Fuhrberger Feld nordöstlich von Hannover werden derzeit in einem vom Land Niedersachsen geförderten Pilotprojekt Untersuchungen durchgeführt mit dem Ziel, eine Prognose über Qualität und Quantität der Grundwasserneubildung nach dem Umbau von Kiefern-Reinbeständen in Kiefern/Buchen-Mischbestände zu erstellen.

2 UNTERSUCHUNGSGBIET

2.1 Wassergewinnungsgebiet Fuhrberger Feld

Das Fuhrberger Feld liegt ca. 30 km nordöstlich von Hannover. Der durchschnittlich 20 bis 30 m mächtige Lockergesteins-Aquifer besteht überwiegend aus fluviatil abgelagerten Sanden, kiesigen Sanden und Kiesen des Quartärs. Aus den an der Oberfläche meist fein- bis mittelsandigen Schichten entwickelten sich, je nach Grundwasserflurabstand, Podsole und Gleye, sowie ihre entsprechenden Übergangssubtypen.

2.2 Waldbestände

Grundwassernahe Waldbestände

Kiefern/Buchen-Bestand

Charakteristisch für diesen Bestand ist die aus zwei Stockwerken bestehende Baumschicht. Das obere Stockwerk wird von ca. 120 Jahre alten, mächtigen Kiefern (Stammdurchmesser in Brusthöhe ca. 50 cm) gebildet. Diese sind in unregelmäßigen Abständen von 5-20 m im Bestand verteilt. Ihre Kronen ragen über das untere Stockwerk der Buchen hinaus. Vor ca. 60 Jahren wurde der ehemalige Reinbestand ausgelichtet und Buchen gesät. Ihr Stammdurchmesser liegt heute bei ca. 10-30 cm. Strauchschicht und Krautschicht fehlen völlig.

*) Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

***) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Kiefern-Bestand

Der Kiefernbestand liegt 750 m östlich des Buchen-Kiefernbestandes. Die Kiefern sind ca. 80 Jahre alt und haben einen Stammdurchmesser von ca. 30 cm. Sie bilden einen äußerst lichten, inhomogenen Kronenraum aus, der genug Licht für eine relativ dichte Strauch-, Kraut- und Moosschicht hindurchläßt.

Grundwasserferne Waldbestände

Kiefern/Buchen-Bestand

Strenggenommen wird dieser Bestand nicht nur von Buchen und Kiefern, sondern auch von Fichten und Eichen gebildet. Der Stockwerkaufbau ist analog dem des grundwassernahen Mischbestandes. Das untere Stockwerk der Buchenkronen ist jedoch lichter, bzw. fehlt für größere Bereiche ganz. An lichten Stellen wächst eine niedrige Krautschicht (Heidelbeere).

Kiefern-Bestand

Hier liegt ein sehr homogen angeplanter Bestand aus ca. 50 Jahre alten Kiefern vor, der ähnlich licht wie der grundwassernahen Kiefernbestand ist, aber eine weitaus weniger offene Kronenraumstruktur aufweist. Eine Strauchschicht fehlt, Kraut- und Moosschicht sind jedoch jeweils nahezu flächendeckend ausgeprägt.

3 METHODEN

Die Intensiv-Beprobungen des oberflächennahen Grundwassers erfolgten mittels einer Schlitzsonde aus Teflon, die in ein vorgebohrtes Loch eingeführt wurde und mit Hilfe einer Vakuumpumpe das Grundwasser förderte. Die Tab. 1 zeigt für die einzelnen Bestände die Probenahmetermine, die dazugehörige Lage der Grundwasseroberfläche und den Probenumfang.

Tab. 1: Intensivbeprobung des oberflächennahen Grundwassers

	Probenahme- termine	Umfang n=	Lage GW (cm unter GOF)
Gw-naher	27.01.98	51	100-120
Mischbestand	01.04.98	51	100-120
	10.11.98	51	160-180
Gw-naher			
Kiefernbestand	26.01.98	65	110-130
Gw-ferner	23.04.98	16	330-350
Mischbestand	02.12.98	16	300-320
Gw-ferner	28.04.98	16	360-380
Kiefernbestand	02.12.98	16	300-330

In den grundwassernahen Beständen wurden Transektbeprobungen durchgeführt. Die Beprobung in den grundwasserfernen Beständen orientierte sich bedingt durch die aufwendigere Entnahme am Bestandaufbau.

4 ERGEBNISSE

4.1 Grundwassernahe Waldbestände

Kiefern/Buchen-Bestand

Die Mittelwerte der Stoffkonzentration der 3 Transekt-Beprobungen zeigt die Tab. 2. Für alle Stoffe gilt, dass die Mittelwerte der einzelnen Beprobungen dicht beieinander lagen. Insbesondere beim 1. Transekt war eine Beziehung zwischen Baumart und Stoffkonzentration im oberflächennahen Grundwasser erkennbar. Die höchsten Werte für Sulfat, Chlorid und Natrium fielen in den Bereich von Kiefern.

Tab. 2: Mittelwerte der Lösungsdaten der einzelnen Transekte und Gesamtmittel (Angaben in mg/l)

pH/Ion	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Cl	NO ₃	SO ₄
1. Transekt	4,0	10,9	4,4	4,6	1,8	15,9	20,2	11,5	55,1
2. Transekt	4,1	10,9	2,5	2,6	1,8	13,2	20,5	7,7	42,7
3. Transekt	4,1	9,6	3,6	3,6	1,9	11,8	20,3	7,9	46,7
Gesamtmittel	4,1	10,5	3,5	3,6	1,8	13,6	20,3	9	48,2

Kiefern-Bestand

Unter dem Kiefernbestand waren die Konzentrationen deutlich geringer als unter dem Mischbestand (Tab. 3). Die Unterschiede zwischen den grundwassernahen Beständen lassen sich statistisch absichern. Die Konzentrationen entlang des Transekts sind relativ homogen verteilt (vgl. Standabweichung, Variationskoeffizient).

Tab. 3: Mittelwerte und Streuungsmaße der Lösungsdaten des Kiefernbestandes (Angaben in mg/l)

pH/Ion	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Cl	NO ₃	SO ₄
Mittelwert	3,9	5,6	1,4	1,4	0,3	6,3	11	< 1,0	29
Standabweichung	0,1	1,9	0,1	0,5	0,01	1,8	4,1		10
Variationskoeffizient (%)	2	34	9	36	3	28	37		35

4.2 Grundwasserferne Waldbestände

Kiefern/Buchen-Bestand

Es wurden nahezu identische Bereiche beprobt und an beiden Terminen nahezu identische Werte gefunden. Die Werte der Kiefernpositionen waren mindestens doppelt so hoch wie die der Buchenpositionen (Tab. 4).

Tab.4: Mittelwerte der Lösungsdaten von Buchen- und Kiefern-Positionen und für den gesamten Bestand (Angaben in mg/l)

pH/Ion	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Cl	NO ₃	SO ₄
Buchen-Positionen	4,4	7,3	2,4	11	2,2	2,4	12,8	8,9	49,6
Kiefern-Positionen	4,1	13,9	5,6	22	3,8	8,8	26,6	39,8	103
gesamter Bestand	4,3	10,6	4	16,5	3	5,6	19,7	24,4	76,3

Eine Aufschlüsselung der Nitratkonzentrationen zeigt, dass unter einer Kiefer - Probenpunkte in einer streugefüllten Mulde - sehr hohe Nitratkonzentrationen gefunden wurden. Dies zeigt, dass neben der Baumart andere wichtige Faktoren - wie in diesem Beispiel möglicherweise die Humusaufgabe - einen starken Einfluss auf die Stoffkonzentration haben können.

Tab. 5: Mittlere Nitratgehalte in Abhängigkeit vom Bestand und Beprobungstermin (Angaben in mg/l)

Termin/Baumart	Kiefer I	Kiefer II	Buche I	Buche II
04/98	10,1	75,9	7,3	10,0
12/98	10,3	63,2	9,6	8,8
Mittel	10,2	69,5	8,5	9,4

Kiefern-Bestand

Für den Kiefernbestand sind die mittleren Konzentrationen nach der Kronendichte gruppiert. Je stärker der Bereich überschirmt war, um so höher waren die gemessenen Konzentrationen (Tab. 6).

Tab. 6: Mittelwerte der Lösungsdaten für Bereiche unterschiedlicher Kronendichte (Angaben mg/l)

pH/Ion	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Cl	NO ₃	SO ₄
dichte Krone (n= 14)	4,0	9,9	2,7	2,5	1,3	6,3	16,9	3,7	41,2
lichte Krone (n= 12)	4,0	5,8	2,5	2,1	0,8	5,1	9,7	4,9	30,2
freier Bereich (n= 6)	4,1	3,9	2	1,2	0,6	2,8	5,3	3,4	20,1
Mittel	4,0	7,2	2,5	2,1	1,0	5,2	12	4,1	33,1

5 FAZIT

Die ersten Ergebnisse zum Einfluß des Bestandesaufbaus (Kiefern-Reinbestand bzw. Kiefern/Buchen-Mischbestand) lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Bei den Reinbeständen traten unabhängig vom Grundwasserflurabstand nahezu identische Konzentrationen auf
- Für die Mischbestände galt dies für die Ionen Cl, Na, K, Mg; nicht für SO₄, NO₃, Al und Ca
- Ein Vergleich der Bestände bei gleichem Flurabstand ergibt bei allen Kationen und Anionen eine Tendenz zu höheren Konzentrationen unter Mischbestand.

Erklärungen fallen bislang schwer:

- Die höheren Sulfatkonzentrationen können die Folge von Depositionsunterschieden zwischen den Beständen sein (Deposition Mischbestand > Reinbestand)
- Tendenziell höhere Nitratkonzentrationen unter den Mischbeständen können die Folge erhöhter Umsetzungen der organischen Substanz im Auflagehumus und Oberboden sein. Erste Messungen dazu brachten aber noch keine eindeutigen Ergebnisse.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse ist an anderer Stelle vorgesehen.

Stoffumsetzungen in einer Tiefpflugdeckkultur aus kalkhaltigem Niedermoor

von

Scheffer, B., Bartels, R.

I. Einleitung

Die kalkhaltigen Niedermoorböden des Großen Bruchs (Krs. Helmstedt), die seit den intensiven Entwässerungsmaßnahmen 1956 durch Ausbau der Vorflut und Dränmaßnahmen ackerbaulich genutzt werden, zeichnen sich durch einen hohen Umsatz der organischen Substanz aus. Nach Untersuchungen von Eggelsmann und Bartels (1975) beträgt der jährliche Höhenverlust des Niedermoores im Raum Jerxheim bei Ackernutzung ca. 2 cm pro Jahr. So werden rechnerisch jährlich mindestens 1500 bis 2000 kg N/ha aus der organischen Substanz freigesetzt (mineralisiert). 500 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ und bis zu 200 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ in 0 – 90 cm sind daher während der Vegetation keine Seltenheit (Scheffer, 1977).

Diese hohen mineralischen Stickstoffmengen können die Pflanzen nicht verwerten, die Folge sind Qualitätseinbußen bei Zuckerrüben und verspätetes Abreifen bis hin zur Schmachtkornbildung bei Getreide und hohe Nitratgehalte im Grünlandaufwuchs. Auch der Wuchs an Wildkräutern ist auf diesen Moorböden begünstigt, da Pflanzenschutzmittel nur begrenzt einsetzbar sind. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Dränwasser) stellen mit 30 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ und höher eine Belastung der Vorfluter dar. Zusätzlich treten hohe Stickstoffverluste durch Denitrifikation auf.

Ziel einer weiteren Nutzung dieser Niedermoorböden muss es daher sein.

- die hohen biochemischen Umsetzungen zu drosseln,
- die weiteren Vererdungsprozesse besonders die Vermulmung mit der Folge einer hohen Winderosionsanfälligkeit zu verlangsamen.

Neben einer möglichen Wiedervernässung des Standortes, die hier am Widerstand der Landwirte scheiterte und auch wegen der geringen Moormächtigkeiten von 30 bis 60 cm nicht mehr sinnvoll ist, war zu prüfen, ob nicht durch das Herrichten einer Deckkultur der Abbau der organischen Substanz verlangsamt werden kann. Deckkulturen mit Sand haben sich als torfkonservierende Maßnahme bewährt (Hagemann, 1978; Schindler et al., 1999). Da hier kein Sand unter dem Torf anstand, blieb nur die Möglichkeit, mit dem die Torfe unterlagernden kalkhaltigen Löss eine Tiefpflugdeckkultur (TDK) herzurichten.

2. Versuchsbeschreibung

2.1 Boden

Die Torfe des Niedermoores im „Großen Bruch“ (Krs. Helmstedt) sind kalkhaltig und stark vererdet bis vermulmt. Im Bereich der Versuchsfläche betrug die Moormächtigkeit nur noch 30 - bis 60 cm.

Bodentechnologisches Institut des NLFb, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 28211 Bremen. Email: Bernhard.Scheffer@bgr.de

Die Grenze Go/Gr-Horizont zeigt an, dass der mittlere Grundwassertiefstand bei 110 bis 135 cm unter Geländeoberfläche liegt. Der Carbonatgehalt des Bodens wird durch den hohen Anteil an Conchilienschalen (Schnecken) und durch das schichtweise Vorkommen von Kalkmudden (Scheffer u. Bartels, 1992) mit verursacht. Das Niedermoor wird an diesem Standort von schluffreichem Löss in einer Mächtigkeit von 80 – 110 cm unterlagert. Vor der Niedermoorbildung hatte bereits eine Bodenbildung im Löss stattgefunden (fAh).

Einige Daten der Krume nach Herrichten der Tiefflugdeckkultur enthält Tabelle 1. Die Humusgehalte der tiefgepflügten Varianten sind im gesamten Versuchszeitraum mit Werten um 2 – 3 % Humus niedrig. Ein Hochpflügen von Torfmaterial ist im Versuchszeitraum nicht erfolgt. Gegenüber der Kontrolle zeichnen sich die tiefgepflügten Varianten durch deutlich geringere Stickstoffgehalte in der Krume aus. Die Rohdichten_{trocken} liegen in der Größenordnung von Mineralböden.

Tab. 1: Bodenkenndaten (Krume 0 – 30 cm) nach Herrichten der Sanddeckkultur (FV Jerxheim)

Varianten	Rohdichte _{trocken} (g/cm ³)	pH-Wert (CaCl ₂)	C (Gew.%)	N (Gew.%)	Ges.-N (kg N/ha)
Kontrolle	0,57	7,2	18,6	1,64	27 280
120 cm tief gepflügt	1,56	7,6	1,18	0,14	6 320
150 cm tief gepflügt	1,61	7,4	1,84	0,17	7 050

2.2 Versuchsanlage

Der 1996 mit Hilfe der Fa. Ottomeyer, Bad Pyrmont, angelegte Feldversuch enthält neben der Kontrollvarianten zwei Tiefflugvarianten: 120 cm und 150 cm tiefgepflügt. Alle Varianten werden ackerbaulich genutzt, der Grundwasserflurabstand beträgt nach der Tiefflugmaßnahme ca. 1,0 m. Die Stickstoffdüngung erfolgte entsprechend den Daten der N_{min}-Untersuchung im Frühjahr. Eine Stickstoffdüngung war auf den tiefgepflügten Varianten erforderlich, nicht aber auf der Kontrolle. Phosphat und Kalium wurden entsprechend dem Pflanzenbedarf gedüngt.

Die Bodenproben zur Untersuchung auf Ammonium und Nitrat wurden wie üblich nach Vorschriften des VDLÜFA entnommen und analysiert. Zur Ermittlung des austauschbaren Ammoniaks wurden die Proben im Labor mit 1 M/l Kaliumchloridlösung extrahiert.

3. Ergebnisse

3.1 Erträge

Die seit Versuchsbeginn ermittelten mittleren Weizenenerträge betragen auf der Kontrolle 57 dt/ha, 73 dt/ha auf der 120 cm tiefgepflügten und 59,5 dt/ha auf der 150 cm tiefgepflügten Variante. Die 120 cm tiefgepflügte Variante zeigte deutliche Ertragsverbesserungen gegenüber der Kontrolle, der nicht tiefgepflügten Variante. Besonders deutliche Unterschiede zur Kontrolle ergaben die 1994 angebauten Zuckerrüben. Während es auf der nicht tiefgepflügten Variante infolge Winderosion fast zum Totalausfall kam, war der Rübenenertrag und vor allem der bereinigte Rübenenertrag der 120 cm tiefgepflügten Variante sehr hoch (700 dt Rüben/ha gegenüber nur 270 dt Rüben/ha auf der Kontrollvarianten). Der nur geringe oder überhaupt nicht vorhandene Ertragszuwachs auf der 150 cm tiefgepflügten Variante gegenüber der nicht tiefgepflügten Kontrolle beruht darauf, dass hier bei der Versuchsanlage mehr reduziertes Bodenmaterial aus dem Gr-Horizont an die Oberfläche gepflügt worden ist, das sich erst in einem längeren Zeitraum zu einem fruchtbarem Boden entwickeln wird (Hagemann, 1978).

3.2 Ammonium- und Nitrat-N-Gehalte

Die Tiefpflugdeckkultur sollte die N-Umsetzungen verlangsamen und somit die organische Substanz schonen. Zur Beantwortung dieser Frage wurden die Untersuchungen auf Ammonium und Nitrat-Stickstoff durchgeführt. Aus den Abbildungen ist abzulesen, dass in den Deckkulturen im Oberboden aber auch im torfreichen Unterboden deutlich geringere Ammonium- und Nitrat-N-Gehalte zu allen Untersuchungsterminen (Frühjahr, nach Ernte und Herbst) auftraten. Demnach ist der überdeckte Mineralboden in der Lage, die N-Mineralisation und Nitratbildung im Oberboden aber auch im torfreichen Unterboden zu verlangsamen und somit die organische Torfkomponente vor einem zu schnellen Abbau zu schützen.

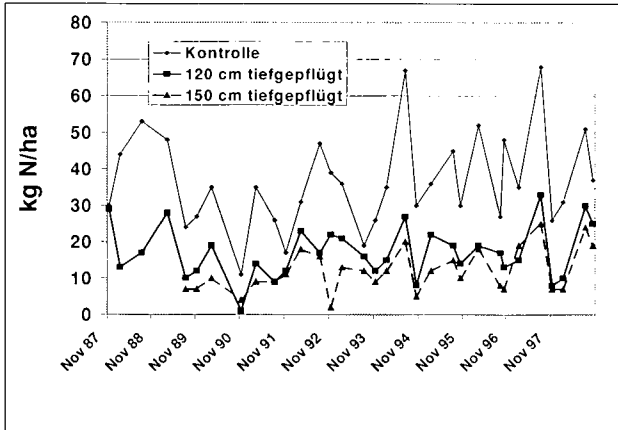


Abb. 1: Ammonium-N in 0 – 90 cm von 1987 – 1998 (Werte in kg N/ha)

Die Ammonium-N-Gehalte lagen in 0 – 90 cm in einer Größenordnung von 40 bis 90 kg NH₄-N/ha (Abb. 1). Die höchsten Werte wurden stets nach der Ernte, also im Sommer ermittelt. Bis zum Herbst nehmen sie deutlich wieder ab, um zum Frühjahr wieder leicht anzusteigen.

Die Ammonium-N-Gehalte in 0 – 90 cm der Deckkulturen haben nicht so hohe Amplituden, sie liegen mit 10 – bis 20 NH₄-N/ha in vergleichbaren Größenordnungen zu Mineralböden. Auch hier liegen die Maxima meistens im Sommer oder Frühjahr.

Die Nitrat-N-Gehalte der Kontrollvarianten sind in 0 – 90 cm mit Werten von 150 bis 450 kg NO₃-N/ha sehr hoch, wobei die Spitzenwerte meistens im Herbst vor Beginn der winterlichen Versickerung ermittelt wurden (Abb. 2). Die Nitrat-N-Gehalte in 0 – 90 cm der Deckkulturen lagen dagegen in Größenordnungen der von Mineralböden. Eine Anreicherung zum Herbst hin ist nicht oder nur in wenigen Jahren zu beobachten. Werte unter 50 kg NO₃-N/ha in 0 – 90 cm sind für Lehmböden auch aus der Sicht des Grundwasserschutzes vertretbar, da nur ein Teil dieses Nitrats im Winter aus dem durchwurzelten Boden ausgewaschen wird, wie die Daten der Frühjahrsbeprobung zeigen. Im Mittel der Versuchsjahre wurden im Frühjahr zwischen 15 und 30 kg Nitrat-N/ha noch wiedergefunden. Die Tiefpflugmaßnahme reduzierte im Versuchszeitraum zu allen Untersuchungsterminen die Ammonium-Gehalte in 0 – 90 cm im Mittel um 50 bis 70 % und die Nitratgehalte um über 70 %.

4. Schlussbemerkung

Das Herrichten von Deckkulturen zur Konservierung der Torfkomponenten scheint hier bei dem kalkhaltigen und stark vererdeten Niedermoorboden eine sinnvolle, wenn auch kostenintensive Maßnahme zu sein. Dabei wurden die Prozesse der Stickstoffumsetzungen so verlangsamt, dass

Qualitätseinbußen infolge des N-Überschusses sowohl bei Getreide als auch bei Zuckerrüben nicht mehr auftraten. Die Winterweizenerträge stiegen auf der 120 cm tiefgepflügten Variante auf Werte über 75 dt TM/ha.

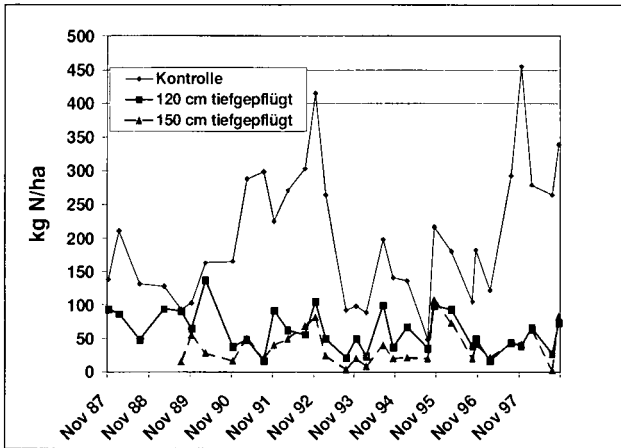


Abb. 2: Nitrat-N in 0 - 90 cm von 1987 - 1998 (Werte in kg N/ha)

Aus der Sicht des Naturschutzes ist eine solche Maßnahme sicherlich kaum zu vertreten. Niedermoore sind von Natur aus Grünland und sollten eigentlich auch nicht ackerbaulich genutzt werden. Eine Grünlandnutzung im Großen Bruch ist durch die Landwirte nicht möglich, da es hier nur noch Marktfruchtbetriebe ohne Viehhaltung gibt.

5. Zusammenfassung

Kalkhaltige Niedermoorböden des Großen Bruchs zeichnen sich durch einen hohen Stoffumsatz bei Ackernutzung mit bis zu 2 cm Höhenverluste im Jahr durch Torfmineralisation aus. Die freiwerdenden mineralischen Stickstoffverbindungen führen zu Qualitätseinbußen der Kulturpflanzen. Die zunehmend degradierten Torfe werden sehr winderosionsanfällig. Die wichtigsten Ergebnisse der zum Schutz der organischen Substanz angelegten Tiefpflugdeckkultur sind:

- Eine Deckkultur ist auch mit Löss anstelle von Sand herstellbar.
- Eine weitere Nutzung des Standortes bei ausreichender Entwässerung als Acker ist möglich.
- Der Abbau der organischen Substanz wird wesentlich gehemmt.
- Überhöhte Ammonium- und Nitratgehalte in Krume und Unterboden treten nicht mehr auf.
- Die Erträge bei Getreide und Zuckerrüben werden deutlich gesteigert.
- Die Anfälligkeit des Standortes für Winderosion wird vermindert.

6. Literatur

- Scheffer, B., 1977: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung.- Geol. Jb., F 4, 203 - 221.
- Eggelsmann, R. und R. Bartels, 1975: Oxidativer Torfverzehr im Niedermoor in Abhängigkeit von Entwässerung, Nutzung und Düngung.- Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 22, 215 - 221.
- Hagemann, P.-C., 1978: Bodentechnologische und moorkundliche Faktoren zur nachhaltigen Entwicklung von Sanddeck- und Sandmischkulturen.- Diss. Uni.- Göttingen.
- Schindler, U., L. Müller und W. Schäfer, 1999: Entwicklung der physikalischen und hydrologischen Eigenschaften einer Tiefpflug-Sanddeckkultur.- Z. f. Kulturtechnik u. Landentw. 40, 65 - 71.

Sind Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als 50 mgNO₃/l auf Ackerstandorten in Nordostdeutschland realistisch?

Schindler, U.¹⁾, Eulenstein, F.²⁾ und L. Müller¹⁾

1. Einleitung

Ziel einer nachhaltigen Landnutzung ist die dauerhafte Sicherung der biologischen und ökonomischen Ertragsfähigkeit eines Standortes. Neben der integrierten Landbewirtschaftung werden landwirtschaftlich genutzte Flächen zunehmend nach dem Prinzip des ökologischen Anbaus bewirtschaftet (Werner, 1995). Er wird als eine besonders umweltschonende, die Stoffausträge mindernde Verfahrensweise angesehen (Haas et al., 1998). Die Angaben in der Literatur zu Stickstoffausträgen unter verschiedenen Bewirtschaftungsverfahren sind nicht immer konsistent. Häufig zu wenig diskutiert und berücksichtigt werden dabei die klimatischen Bedingungen, unter denen die Ergebnisse erzielt wurden. Für den niederschlagsarmen Landschaftsraum Nordostdeutschlands werden nachfolgend Ergebnisse zu Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und zu Stickstoffausträgen unter verschiedenen Landnutzungs- und Bewirtschaftungsformen vorgestellt.

2. Untersuchungen

2.1. Standortcharakteristik

Die Untersuchungen wurden auf 7 Standorten unterschiedlicher geologischer Entstehung und differenzierter Bewirtschaftung in Nordostdeutschland durchgeführt (Tab. 1). Der mittlere jährliche Niederschlag in der Untersuchungsregion beträgt 550 mm. Die Böden variierten zwischen Sand-Braunerde, Sand-Tieflehmfahlerde und Lehm-Parabraunerde. Neben Ackerstandorten im wissenschaftlichen Versuchsbetrieb (1, 7) wurden ungedüngte, nicht bewirtschaftete Grassukzessionen als Dauerbrache (3, 5) sowie unter Praxisbedingungen bewirtschaftete Acker- (2) und Waldstandorte (6) und Stilllegungen (4) in die Beprobung einbezogen.

Auf den Standorten 1, 2 und 3 wurden die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und die Sickerwasserraten im Zeitraum von 1993 bis 1999 mittels bodenhydrologischer Meßplätze (Schindler und Müller, 1998) bis in 5 m Tiefe erfaßt. Desweiteren wurden auf den Standorten Meßfeld Müncheberg (1) und den Standorten 4-7 in 1995 jeweils 100 Bohrungen bis 4,2 m Tiefe niedergebracht und vom Bohrgut der Wassergehalt und die Nitratkonzentration für 30 cm Schichtkompartimente im Labor ermittelt. Die Nitratkonzentration wurde nach einer Extraktion mit 0,02n CaCl₂-Lösung photometrisch bestimmt.

3. Bewirtschaftungsvarianten und Erträge

Der Standort Meßfeld Müncheberg (1) wurde in der Fruchtfolge Zuckerrübe, Winterweizen, Wintergerste, Winterroggen mit nachfolgender Zwischenfrucht bewirtschaftet. Tab. 2 gibt einen Überblick der mittleren jährlichen Aufwendungen an Dünger und Zusatzwasser und zu den erzielten Erträgen.

Der Standort Müncheberg, Grasland in Dauerbrache (3) wurde nicht gedüngt und etwa 2 mal pro Jahr gemäht. Das Schnittgut verblieb auf der Fläche.

1) Institut für Bodenlandschaftsforschung im ZALF e. V. Müncheberg

2) Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie im ZALF e. V. Müncheberg

Tabelle 1: Standortcharakteristik

Nr	Standort	Kultur	Bewirtschaftung	Geologie	Bodentyp	Bemerkung
1	Müncheberg, Meßfeld	Ackerfruchtfolge	integriert ökologisch extensiv	Endmoräne	Sand-Tieflehm-Fahlerde	Ackerbau im wiss. Versuchsbetrieb
2	Worin, Hardenbergschlag	Ackerfruchtfolge	integriert ökologisch	Grundmoräne	Sand-Braunerde, Parabraunerde	Ackerbau unter wiss. Betreuung
3	Müncheberg, hydrologischer Meßplatz	Gras	Brache	Endmoräne	Sand-Braunerde, Parabraunerde	Dauerbrache ohne Düngung
4	Obersdorf,	Gras	Stillegung	Grundmoräne	Lehm Parabraunerde	Stillegung im 5. Jahr nach Ackerbau
5	Hoppegarten	Gras	Brache	Sander	Sand-Braunerde	Brache seit 1945
6	Müncheberg, Wald	Kiefer		Endmoräne	Sand-Braunerde	Kiefer, 60 Jahre
7	Müncheberg	3-jähriges Kleegras	Acker	Endmoräne	Sand-Braunerde	ohne Düngung in den letzten 3 Jahren

Tabelle 2: Bewirtschaftungsdaten Standorte Meßfeld Müncheberg (1) und Worin (2), Mittel 1993 bis 1998

Bewirtschaftungsvariante	mN	oN	Nges	P	ZW	Ertrag
	kgN/ha	kgN/ha	kgN/ha	kgP/ha	mm	GE/ha
IO: Integriert, ohne Beregnung	112	0	112	24	0	67
IB: Integriert, mit Beregnung	126	0	126	24	78	76
OO: Ökologisch, ohne Beregnung	4	41	45	2	0	36
EO: Extensiv, ohne Beregnung	76	10	86	24	0	64
Worin, integriert			68			35
Worin, ökologisch			9			20

mN: mineralischer Stickstoff, oN: organischer Stickstoff aus Stallmist und Jauche; ZW: Zusatzwasser
 GE: Getreideeinheit, 1 GE entspricht 1 dt Getreide

4. Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Unter Ackerbewirtschaftung schwankten die mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf den untersuchten Sand- und Tieflehmstandorten zwischen 17 und 250 mgNO₃/l. Im Mittel aller Ackerstandorte und Bewirtschaftungsvarianten betrug der jährliche Stickstoffaustrag im Untersuchungszeitraum von 1994 bis 1998 etwa 40 kgN/ha. Er lag damit etwas unter dem von (Eulenstein et al., 1997) für Agrarbetriebe Ostbrandenburgs ermittelten Verlustsaldo von 48 kg/ha sowie deutlich unter dem für westliche Bundesländer von Hagedorn und Eggers (1997) angegebenen Saldo von 100 kgN/ha. Die Schwankungsbreite war hoch und bewegte sich zwischen 7 und 150 kgN/ha und Jahr.

Zwischen den Bewirtschaftungsvarianten des Meßfeldes Müncheberg waren die Unterschiede nicht groß, jedoch war zu erkennen, daß eine Zusatzbewässerung die Stickstoffausträge minderte. Die Nitratkonzentrationen lagen auch in dieser Variante mit 80 bis 100 mgNO₃/l deutlich über dem Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg NO₃/l. Der ökologische Landbau, der auf den Standorten Meßfeld Müncheberg (1) und Worin (2) geprüft wurde, erbrachte keine eindeutige Minderung der Nitratkonzentrationen und Nitratausträge gegenüber dem integrierten Landbau. Auf dem Standort Meßfeld Müncheberg (1) stellten sich unter ökologischer Bewirtschaftung Nitratkonzentrationen zwischen 50 und 80 mg NO₃/l ein. In Worin (2) schwankten die Nitratkonzentrationen zwischen 100 und 150 mg NO₃/l und waren damit nahezu identisch mit denen unter integrierten Bewirtschaftung. Sowohl die aufgebrauchten Düngermengen als auch das Ertragsniveau waren jedoch unter ökologischer Bewirtschaftung deutlich niedriger. (Abb. 1).

Im Vergleich dazu war das Sickerwasser unter Dauergrasbrache (Müncheberg, 3) nur gering nitratbelastet. Obwohl keinerlei Düngung erfolgt war, stellten sich trotzdem Nitratkonzentrationen zwischen 5 und 10 mgNO₃/l im Sickerwasser ein. Nach einer Regengabe von 150 mm im

November 1997 trat ein starker Verdünnungseffekt ein. Die Nitratkonzentrationen gingen darauf zu Beginn des Jahres 1998 auf Werte nahe 0 mg/l zurück.

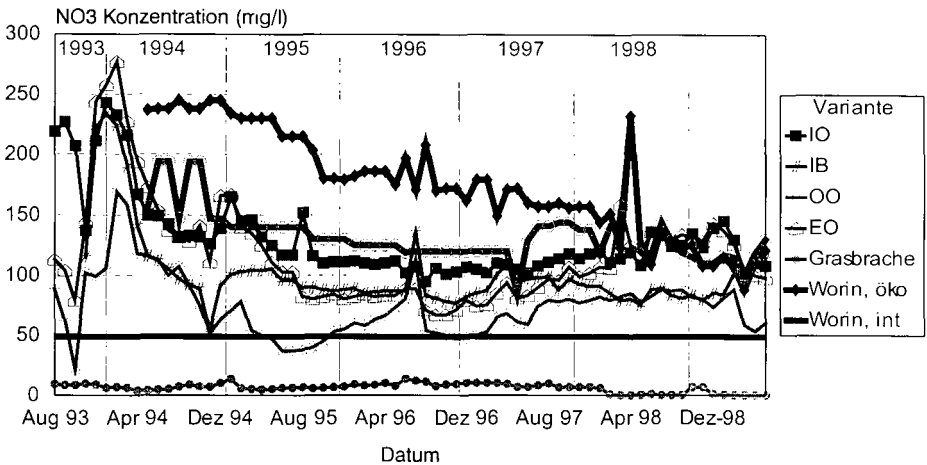


Abb: 1: Dynamik der Nitratkonzentration im Sickerwasser in 3 m Tiefe auf den Standorten, Meßfeld Müncheberg (1), Worin (2) und Grasbrache (3)

Die Bohrergebnisse stimmten gut mit den bodenhydrologischen Messungen überein (Tab. 3). Auf den Grasbrachlandstandorten und unter Kiefernwald traten die geringsten Nitratausträge auf. Eine Stickstoffzuführung kam bei beiden Standorten ausschließlich aus der Deposition. Die Nitratkonzentrationen lagen unter Grasbrache im Mittel zwischen 5 und 10 mgNO₃/l, mit jährlichen Stickstoffausträgen zwischen 0,4 und 4,8 kgN/ha.

Unter Wald (6) waren die Nitratkonzentrationen höher als bei ähnlichen Bodenbedingungen unter Grasbrache. Sie betragen in dieser Schicht im Mittel 22 mgNO₃/l und bewegten sich damit etwa im Bereich der Standorte 4 (Stilllegung) und 7 (Acker). Das war und ist aber nicht gleichermaßen mit einer adäquaten Erhöhung der ausgetragenen Nitratmengen verbunden, da wegen geringerer Sickerwasserbildung die Sickerwasserverlagerungstiefen unter Kiefernwald gegenüber Acker- und Grasstandorten geringer sind.

Tabelle 3: Ergebnisse der Tiefbohrungen: Mittelwert der Nitratkonzentrationen und Stickstoffmengen im Kompartiment 1,8 bis 3 m Tiefe

Nr	Standort/Variante	Nitratkonzentration	Stickstoffmenge im
		mgNO ₃ /l	Bodenkompartiment
			kgN/ha
1	Meßfeld Müncheberg – IO ¹⁾	105	15
1	Meßfeld Müncheberg – IB ¹⁾	98	16
1	Meßfeld Müncheberg – OO ¹⁾	87	10
1	Meßfeld Müncheberg – EO ¹⁾	110	16
4	Obersdorf, Stilllegung ²⁾	28	8
5	Höppegarten, Grasbrache ²⁾	5	1
6	Müncheberg, Kiefernwald ²⁾	22	5
7	Müncheberg ²⁾ Acker, extensiv	19	5

1) Mittelwert aus je 16 Bohrungen, 2) Mittelwert aus je 100 Bohrungen

5. Schlussfolgerungen

Bei nachhaltiger Ackerwirtschaft auf den Sand- und Tieflehmstandorten Nordostdeutschlands können sowohl beim integrierten als auch beim ökologischen Anbau Nitratkonzentrationen im Sickerwasser $< 50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ nicht dauerhaft realisiert werden. Auch bei Nitratausträgen von 15 bis 20 kgN/ha bewegten sich die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser teilweise über $100 \text{ mgNO}_3/\text{l}$. Für ökologische Beurteilungen ist die Menge an ausgetragenem Nitrat bedeutsamer als die Nitratkonzentration im Bodenwasser!

Literatur

- Eulenstein, F., Müller, L. und K. Allner (1997): Die Entwicklung der Landwirtschaft im Oderbruch. In: 250 Jahre Trockenlegung des Oderbruchs. Fakten und Daten einer Landschaft. 99-120.
- Haas, G., Berg, M. und U. Köpke (1997): Grundwasserschonende Landnutzung. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau. Verlag Dr. Köster Berlin.
- Hagedorn, K. und J. Eggers (1997): Untersuchungen der Umweltwirkungen verschiedener agrarpolitischer Reformvorschläge unter besonderer Berücksichtigung der ökonomischen Effekte eines Landnutzungswandels. Eberswalder wissenschaftliche Schriften, Bd. 3: Strukturwandel der Landnutzung. 25-48.
- Schindler U und L. Müller (1998): Methods for the quantification of soil drainage rates in the north-east German lowlands. Proceedings of the 7th International Drainage Symposium, March 8-11, Orlando, Fl, 613-620.
- Werner, A. (1995): Entwicklung und Realisierung nachhaltiger Landnutzungssysteme. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung. 36: 4, 202-206.

Danksagung:

Für die Bereitstellung der Bewirtschaftungsdaten von den Standorten Meßfeld Müncheberg und Worin sei Frau Dipl. Agraringenieur Brigitte Krüger und Herrn Dipl. Landwirt Wilfried Höhn (Forschungsstation Müncheberg) sowie Frau Dr. Angelika Wurbs (Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie) herzlichst gedankt.

Grasfilterstreifen auf Ackerland - Verminderung des Bodenabtrags und Einfluß auf die Hanghydrologie

von

SCHMELMER,K.; BOTSCHKEK,J.; SKOWRONEK,A. *

1. Einleitung und Methoden

Auf hängigen Ackerstandorten können Vegetationspufferstreifen die off-site-Schäden mindern, die durch Gewässerbelastung mit Sediment, Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen infolge von Erosionsereignissen entstehen. Dabei ist die Bildung von Zwischenabfluß zu berücksichtigen, der ein wichtiger Austragspfad für Schadstoffe sein kann. In einem mehrjährigen Feldversuch unter Mais wird auf Großparzellen (40 x 3 m) die Retentionsleistung von Grasfilterstreifen (12 m Breite) auf Oberflächenabfluß und Feststoffaustrag bei Naturregen untersucht. Zusätzlich wird ein Flachstrahlndüsenregner (KROMER et al. 1996) eingesetzt, um auf sieben Meter langen Parzellen die Bildung von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag bei verschiedenen Zuständen der Bodenoberfläche zu untersuchen und gleichzeitig die Retentionswirkung eines unterhalb der Ackerparzelle gelegenen Grasstreifens von drei Metern Breite zu messen. In 80 cm Tiefe steht verwitterter devonischer Tonschiefer an. Auf dem Niveau wird Interflow gebildet, der mithilfe von Dränvliesen beprobt wird. Mittels des Simulationsmodells EROSION 2D (SCHMIDT et al. 1996) wird die Darstellbarkeit der Erosionsmeßergebnisse überprüft.

2. Ergebnisse von Natur- und Kunstrege n im Vergleich

Tab.1 Natur- und Kunstrege n mit 30 mm Gesamtniederschlag
- Erosionsdaten und Retentionsleistung von Grasfilterstreifen

Datum	BF 2 (V%)	BF 30(V%)	Q/NP (mm)	AB-N	SK (g/l)	A (t/ha)	QR (%)	AR (%)
B 28.05.98	30 uvs	32	2,9	0,10	6,6	0,19	100	100
B 08.06.98	31 vs	45	16,7	0,56	7,2	1,2	35-93	88-100
B 03.07.98	27 uvs	41	3,8	0,13	3,9	0,15	55-100	93-100
B 27.05.99	5 uvs	34	0,6	0,02	8,1	0,05	100	100
B 01.06.99	28 vs	35	15,2	0,51	15,2	2,3	98-100	100
B 16.06.99	6 vs	34	12,9	0,43	25,2	3,2	100	100
R 14.06.97	n.b. uvs	32	0,7	0,02	19	0,13	67-95	99-100
R 07.06.98	n.b. uvs	32	6,5	0,22	37	2,4	83-99	97-100

B = Beregnung, R = Naturregen, BF 2/30 = Bodenfeuchte der obersten 2 cm bzw. in 30 cm Tiefe, vs/uvs = verschlämmt/unverschlämmt, Q/NP = Oberflächenabfluß/Nullparzellen (ohne Grasstreifen), AB-N = Abflußbeiwert, SK = Sedimentkonzentration, A = Bodenabtrag, QR,AR = Abfluß-, Sedimentretention, n.b. = nicht bestimmt

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

Tab. 1 zeigt den Einfluß von Bodenfeuchte und Verschlämmungszustand zu Niederschlagsbeginn auf die Erosion an den einzelnen Terminen. Die Berechnungen wurden mit Intensitäten von 35-44 mm/h durchgeführt. Die Angaben zur Retentionsleistung der Grasstreifen sind auf die absoluten Abfluß- und Abtragswerte der Nullparzellen (ohne Grasstreifen) bezogen. Kurz nach der Saabettbereitung führt die hohe Oberflächenrauigkeit zu einem nur allmählich ansteigenden Oberflächenabfluß mit geringen Sedimentkonzentrationen. Der niedrige Wassergehalt der obersten 2 cm bedingt am 27. Mai 1999 einen erheblich späteren Abflußbeginn im Gegensatz zum 28. Mai 1998, als die Bodenoberfläche durch leichte Niederschläge vorbefeuhtet war. Eine frische Verschlämmung führt bei hohem Wassersättigungsgrad des Bodens zu einem Abflußbeiwert von 0,56 (8. Juni 1998). Zusätzlich hohe Sedimentkonzentrationen werden durch Luftspregung bei trockener Verschlämmungskruste ausgelöst (vgl. Tab.1: 1. und 16. Juni 1999). Ein Bodenbedeckungsgrad von ca. 40% bewirkt am 3. Juli 1998 den verzögerten Eintritt von Oberflächenabfluß mit geringen Sedimentkonzentrationen. Der hohe Bodenwassersättigungsgrad führt schließlich zu einem ähnlich hohen Gesamtabfluß wie am 28. Mai 1998.

Große Spannweiten der Retentionswerte sind durch Unterschiede in der Grasstreifenbeschaffenheit begründet. Mauselöcher und Risse führen zu erhöhter Versickerung. Ein Vergleich der Retentionsleistung von Grasstreifen jeweils ohne Mauselöcher zeigt, daß bei den natürlichen Starkregen relativ geringen Abflußmengen von der Ackerfläche vergleichsweise geringe Retentionswerte der Filterstreifen für den Oberflächenabfluß gegenüberstehen. Unter Kunstregegen beträgt die Retention am 28.5.98 nicht nur bei gleicher Niederschlagssumme 100 % (vgl. Tab.1), sondern auch während der gesamten Beregnungsdauer mit 66 mm Gesamtniederschlag. Tab. 2 zeigt die Abflußbeiwerte der Grasstreifen, die das Verhältnis von Filterstreifenabfluß in mm zu Filterinput (Niederschlag plus Oberflächenabfluß aus der Ackerparzelle) in mm bezeichnen. Um die Höhe des Oberflächenabflusses zu berücksichtigen, wurde der Quotient aus dem Abflußbeiwert der Ackerparzelle und dem des Grasstreifens gebildet. Diese Maßzahlen sind sowohl für 30 mm als auch für die gesamte Beregnungsdauer (60-70 mm) aufgeführt.

Tab.2 Abflußbeiwerte und Infiltrationskennwerte der Grasfilterstreifen

Datum	Filterinput gs (mm)	Filterinput 30 (mm)	AB-F gesamt	AB-F 30 mm	AB-N:AB-F gesamt	AB-N:AB-F 30 mm	Infiltration/ F gs (mm)	EIR/F gs (mm/h)
B 28.05.98	115	37	0	0	~	~	115	110
B 08.06.98	176	69	0.48	0.11	1,4	5,1	92	58
B 03.07.98	99	39	0.34	0.03	1,0	4,3	64	60
B 27.05.99	120	31	0.017	0	18,2	~	118	82
B 01.06.99	151	66	0.09	0.003	7,2	170	138	70
B 16.06.99	170	60	0.14	0	4,4	~	146	66
R 14.06.97	-	32	-	0.02	-	1,0	31	n.b.
R 07.06.98	-	52	-	0.07	-	3,1	48	n.b.

B = Beregnung, R = Naturregen. AB-N:AB-F = Abflußbeiwert v. Acker:Abfl.-Beiw. v. Grasstreifen, gs.gesamt = bezg. auf die gesamte Beregnungsdauer, 30 mm = bezg. auf 30 mm Gesamtniederschlag. F = Grasfilterstreifen, EIR/F = Endinfiltrationsrate des Grasstreifens. ~ = unendlich, n.b. = nicht bestimmt

Selbst am 8. Juni 1998 wird bei starker Verschlämmung und hohem Bodenwassergehalt noch ein günstigeres Verhältnis von Filterinput zu Filteroutput erreicht (5,1) als bei den natürlichen Regen (1

(1 und 3.1). Die hohen Endinfiltrationsraten und -summen der Grasstreifen bei den Berechnungen zeigen, wie sehr die relative Retention des Oberflächenabflusses von der Niederschlagsintensität und -dauer beeinflusst wird. Intensitätsspitzen natürlicher Starkregen, wie sie besonders am 14. Juni 1997 mit bis zu 78 mm/h aufgetreten sind, können vermutlich eine kurzfristige Überschreitung der Infiltrationskapazität von Grasstreifen bewirken. Die homogene Struktur von Kunstregen kann daher einerseits zu einer Überschätzung der Retentionsleistung von Grasfilterstreifen führen. Andererseits variiert bei den Großparzellen mit der Regendauer der Einzugsbereich des Oberflächenabflusses. Daher kann dessen Höhe in mm nicht mit Sicherheit angegeben werden und die Parzellenfläche nur als maximale Quellfläche angesehen werden. Mit Zunahme der Regendauer (14. Juni 97: ~20 min., 7. Juni 98: ~150 min.) dehnt sich das Einzugsgebiet für den Oberflächenabfluß aus, so daß folgende Schlüsse gezogen werden:

Das Verhältnis AB-N:AB-F wird bei geringer Anfangsbodenfeuchte weiter mit Zunahme der Dauer sommerlicher Starkregen mit hohen Intensitätsspitzen. Es wird bei hoher Anfangsbodenfeuchte bzw. steigendem Bodenwassergehalt unter dem Grasstreifen enger bei sehr langer Regendauer. Der Quotient AB-N:AB-F wird allgemein enger mit der Zunahme des Bodenbedeckungsgrades auf der Ackerfläche und der Abnahme der Grasfilterstreifenbreite.

Eine direkte Vergleichbarkeit von Natur- und Kunstregen ist erschwert durch die höhere kinetische Energie und die strukturelle Heterogenität natürlicher Starkregen (SEUFFERT 1992). Dies führt, einen gleichen Verschlämmungsgrad vorausgesetzt, zu deutlich höheren Sedimentkonzentrationen im Oberflächenabfluß durch letztgenannte. Die gemessene Sedimentretention durch die Grasstreifen liegt jedoch in beiden Fällen in derselben Größenordnung (vgl. Tab.2).

3. Simulation mit EROSION 2D

In dem Erosionsmodell EROSION 2D kann die nach Eingabe von Relief-, Boden- und Niederschlagsparametern berechnete Oberflächenabflußhöhe mittels eines Korrekturfaktors an Meßergebnisse angepaßt werden. Dabei werden infiltrationshemmende Faktoren wie Verschlämmung der Bodenoberfläche oder Unterbodenverdichtungen mit einem Faktor <1, infiltrationserhöhende Faktoren wie Makroporen mit einem Faktor >1 berücksichtigt. Tab. 3 zeigt gemessene und mit EROSION 2D berechnete Werte für Oberflächenabfluß und Bodenabtrag.

Tab. 3 Oberflächenabfluß und Bodenabtrag - gemessen und mit EROSION 2D berechnet

Datum	Korr.F (-)	Q (l) berechnet	Q (l) gemessen	A (t/ha) berechnet	A (t/ha) gemessen
R 14.06.97/ NP	5 / -	72	81	0,17	0,13
R 14.06.97/ GF6	5 / 8	0	5	0	n.b.
R 14.06.97/GF12	5 / 8	0	4 - 27	0	n.b.
R 07.06.98/ NP	3,5 / -	756	783	2,41	2,4
R 07.06.98/ GF6	3,5 / 18	285	240	0,055	0,14
R 07.06.98/GF12	3,5 / 18	108	137	0,047	0,06
B 27.05.99/ NP	0,45 / -	239	231	2,94	1,6
B 27.05.99/ GF3	0,45 / 18	0	0	0	0

R = Naturregen, B = Beregnung, NP = Nullparzelle, GF3,GF6,GF12 = Parzelle mit 3m, 6m bzw. 12m breiten Grasfilterstreifen, Korr.F = Korrekturfaktor, Q = Oberflächenabfluß, A = Bodenabtrag, n.b. = nicht bestimmt

Um die Erosion infolge der beiden natürlichen Starkregen zu simulieren, wurde ein Korrekturfaktor von 3,5 bzw. 5 eingesetzt, für die Simulation der Beregnungen ein Faktor von 0,45. Bei den Naturregen würde in den vorliegenden Fällen mit Korrekturfaktoren < 1 ein viel zu hoher Oberflächenabfluß errechnet. Der kurze Schauer am 14. Juni 1997 führte zwar zu hoher Bodenablösung, aber zu transportlimitiertem Abtrag, da der größte Teil des Oberflächenabflusses nach 1-2 m Fließstrecke auf der Ackerfläche versickerte. Demgegenüber steht bei der Beregnung die gleichbleibend hohe Intensität während 90-120 Minuten. In dieser Zeit konnte die tributare Hanglänge für den Oberflächenabfluß entsprechend zunehmen. Der Korrekturfaktor ist also jeweils dem Niederschlagscharakter und dem aktuellen Zustand der Bodenoberfläche anzupassen, um den mit der Regendauer wachsenden Einzugsbereich des Oberflächenabflusses zu berücksichtigen. Die Abnahme des Oberflächenabflusses aufgrund der Versickerung im Grasstreifen wird vom Modell für die ersten Meter des Grasfilterstreifens etwas unterschätzt. Die weitere Reduzierung mit zunehmender Grasstreifenbreite wird dagegen höher berechnet, sodaß sich für den Abfluß vom 12 m breiten Grasfilterstreifen ein geringerer Wert ergibt als der gemessene Abfluß (vgl. Ergebnisse 6 m und 12 m breiter Grasstreifen, 7. Juni 1998, Tab. 3, Reihe 5 und 6). Für das Erosionsereignis 7. Juni 1998 errechnet EROSION 2D eine Mindestbreite des Grasfilterstreifens von 16 m, um den Oberflächenabfluß auf Null zu reduzieren.

4. Zwischenabfluß

Einen Tag nach dem Starkregen im Juni 1998 wurden 132 l Zwischenabfluß unterhalb der Parzelle mit dem 12 m breiten Grasstreifen gemessen. Bei einer Profiltiefe von 80 cm und einer mittleren Feldkapazität von 37 Vol.% ergibt sich bei einer mittleren Feuchte von 32 Vol.% eine Speicherkapazität von 40 mm. Diese wurde am 7. Juni mit 48 mm Versickerung im Grasstreifen um 8 mm überschritten. Daher mußten sich auf 36 m² 288 l Zwischenabfluß gebildet haben. Das Einzugsgebiet und die Fließwege des Zwischenabflusses sind jedoch unbekannt. An verschiedenen Meßstellen tritt nämlich auch schnell reagierender Zwischenabfluß auf. So flossen am 16. Juni 1999 ab der 30. Beregnungsminute unterhalb des betreffenden Grasstreifens 1-1,4 l/min, insgesamt ~13,5% vom Niederschlag (durch den Bodenkörper ungefiltert) ab. Mit zunehmender Grasstreifenbreite kann schnell reagierender Zwischenabfluß verringert werden, weil die Zahl durchgehender Makroporen abnimmt (FABIS et al. 1996).

5. Danksagung

Wir danken dem Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft für die großzügige Förderung des Forschungsprojektes.

6. Literatur

- FABIS, J., FREDE, H.-G. & BACH, M. (1996): Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen. Abschlußbericht, Band 1, 163 S.. Institut für Landeskultur, Univ. Giessen.
- KROMER, K.-H., POHEN, F. & BOTSCHKE, J. (1996): Bonner Regensimulatoren. Systeme zur Messung der Bodenerosion. - Landtechnik, 51: 13-18.
- SCHMIDT, J., v. WERNER, M. & MICHAEL, A. (1996): EROSION 2D/3D. Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Freiberg, 1996.
- SEUFFERT, O. (1992): Vom Sinn und Unsinn der Niederschlagssimulation in der Geohydrologie und Geomorphologie. - Peterm. Geogr. Mitt. 136: 41-47

Berechnungsversuche zur Abschätzung des Hochwasser-Minderungspotentials tiefgelockerter Mittelgebirgsböden im Vergleich zu ungelockerten Böden

von

SCHOBEL, S.¹, SCHNEIDER, R.¹, SCHULTE-KARRING, M.² & SCHRÖDER, D.¹

1. Einleitung

Die Entstehung von Hochwasser ist ein natürlicher Prozeß, der von der Menge an Niederschlag und dem Rückhaltevermögen der Landschaft gesteuert wird. Böden mit einer geringen Wasserspeicher- und Versickerungskapazität gelten als eine der Ursachen von Hochwasserentstehung bzw. -verschärfung, da das Wasser oberflächlich bzw. oberflächennah sehr schnell die Vorfluter erreicht. Im deutschen Mittelgebirgsraum überwiegen physiologisch flachgründige Böden, die darüber hinaus durch die landwirtschaftliche Nutzung oberflächennah und durch Solifluktionsdecken tiefreichend verdichtet sein können.

Durch die Zunahme der Hochwasserereignisse und dem Ausmaß des wirtschaftlichen Schadens wurden von Bund und Ländern zahlreiche Programme zum Hochwasserschutz ins Leben gerufen (u. a. Aktion Blau in Rheinland-Pfalz). Mit z.T. beträchtlichem finanziellem Aufwand wird hierbei dem technischen Hochwasserschutz (Rückhalteflächen, Auenrenaturierung, Entsiegelung und Förderung der Versickerung in Siedlungsgebieten, etc.) und der Hochwasservorwarnung Priorität eingeräumt (MARTINI 1994; IKS 1995). Im Mittelgebirgsraum bieten die engen Täler der Gewässer 1. Ordnung allerdings kaum Möglichkeiten für diese Maßnahmen. Daher sollte dem Rückhalt des Niederschlagwassers auf der Fläche mehr Beachtung geschenkt werden. Es stellt sich also die Frage, welche Möglichkeiten bei der Landnutzung bestehen, um das Rückhaltevermögen der Böden zu erhöhen.

2. Vorsorgender Hochwasserschutz durch die Bodennutzung

Der Einfluss der Landnutzung (Wald, Grünland und Acker) auf den Abfluss ist bekannt, wobei dem Wald die größte Bedeutung beim Wasserrückhalt zukommt, während die konventionelle Acker- nutzung häufig einen raschen Abfluss großer Wassermengen zur Folge hat (WOHLRAB et al. 1992). Hier bieten die EU-Programme zur Förderung der Neuaufforstung von landwirtschaftlichen Nutz- flächen oder die Umwandlung in Sozialbrachen Möglichkeiten, das Rückhaltevermögen der Land- schaft (subventioniert) zu erhöhen.

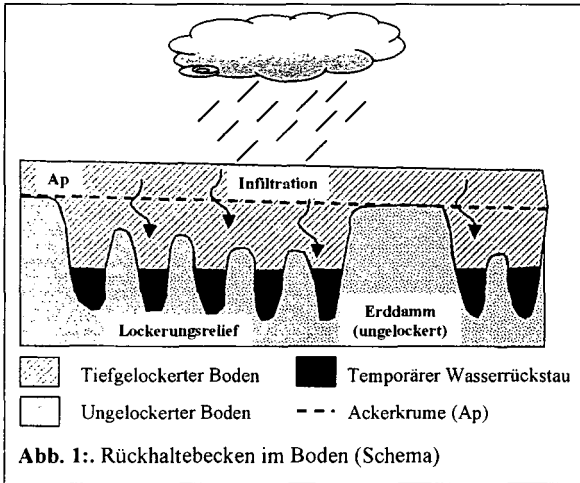
Durch eine standortgerechte und nachhaltige Landwirtschaft, verankert im Bodenschutzgesetz, können anthropogene Verdichtungen vermindert und die Struktur und das Porenvolumen der Böden erhalten und/oder erhöht werden. Hierzu sollte die Auflast reduziert, auf das Pflügen verzichtet und nur bei trockenen Bodenverhältnissen bearbeitet werden (KUNTZE 1986). Weitere Maßnahmen die den Abfluss verringern und gleichzeitig dem Schutz vor Bodenerosion dienen, sind kleine Schlag- größen, Bearbeitung quer zum Hang, Zwischenbegrünung (durch Tiefwurzler) und der Verzicht auf Hackfrüchte bei geneigten Flächen. Die Gründüngung fördert die Aggregatstabilität und das Bo- denleben (SCHRÖDER 1986).

¹ Universität Trier, FB VI – Bodenkunde, Universitätsring 15, 54286 Trier, Email: schobel@uni-trier.de

² Fronweg 23, 56766 Ulmen, Email: schulte-karring@th-duenger.de

3. Tieflockerung als Maßnahme zum Hochwasserschutz

Um die Wasserspeicher- und Versickerungskapazität zu erhöhen, bietet sich als eine weitere Maßnahme die Tieflockerung von tiefreichend verdichteten Böden an. Durch die nach der mechanischen Primärauflockerung einsetzende Sekundärauflockerung (Zerfall der Aggregate durch Feuchte- und Frosteinwirkung sowie Bodentiere) läßt sich das Speichervermögen längerfristig um ca. 5 Vol.-% erhöhen. SCHRÖDER & SCHULTE-KARRING (1984) wiesen Lockerungseffekte in dieser Dimension



auf graulehmreichen Fließerden noch nach 20 Jahren nach. Dies würde bei etwa 50 cm zusätzlich geschaffenen lockeren Bodens eine Zunahme von 25 l/m² Wasserspeicherung bedeuten.

Durch die Vergrößerung des Porenvolumens und die Tieferlegung oder Aufhebung von Verdichtungen im Untergrund erhöht sich die Infiltrationsleistung der Böden und es entstehen verlängerte Fließzeiten im Boden im Vergleich zum oberflächlichen oder oberflächennahen Abfluss. Eine Verstärkung des Wasserrück-

halts kann durch das hangparallele Belassen von ungelockerten Be-reichen erreicht werden, wodurch das infiltrierte Niederschlagswasser am lateralen Abfluss behindert wird (Abb. 1).

Dadurch, daß weniger Wasser und dieses zeitlich verzögert den Vorfluter erreicht, kann möglicher-weise das gleichzeitige Zusammentreffen von Hochwasserwellen verhindert werden.

Allerdings sollten die Standorte vor dieser Maßnahme auf ihre Lockerungsbedürftigkeit und -fähigkeit untersucht werden. Auf jeden Fall muß die Folgebewirtschaftung bodenschonend erfolgen, um die Lockerungseffekte zu erhalten. Insbesondere die Neuaufforstungsflächen bieten sich hierfür an (SCHULTE-KARRING 1999).

4. Material und Methoden

Mit einer mobilen Beregnungsanlage der Bundesanstalt für Gewässerkunde wird eine Fläche von 50 m² mehrmals mit 10-15 mm Niederschlag beregnet. Die Abflussmessung erfolgt über zwei Oberflächenabflussbleche und zwei Profile mit Zwischenabflussblechen. Zur Wassergehaltsbestimmung werden Mischproben nach jeder Beregnung mit dem 1 m-Pürckhauer-Bohrstock gewonnen. Zusätzlich laufen Tracerversuche und es werden bodenphysikalische Begleituntersuchungen durchgeführt.

Aus den bisherigen Untersuchungen werden die Ergebnisse eines stark verdichteten Bodens nach einer Tieflockerung vorgestellt. Der Standort liegt im Regierungsbezirk Trier und ist naturräumlich dem Saar-Ruwer-Hunsrück zuzuordnen. Als Bodentyp liegt eine Braunerde [BB: p-(n)l (Lol, ^tsf) / p-ln (^tsf)] vor. Die Lockerung erfolgte im April durch eine Kombination aus TLG 12 und MM 100. Die maximale Lockerungstiefe lag bei 75 cm.

5. Ergebnisse und Diskussion

Die kombinierte Lockerung aus TLG 12 und MM 100 hat den Anteil weiter Grobporen bis zur maximalen Lockerungstiefe von 75 cm signifikant erhöht, wie dies auch aus älteren Tieflockerungsversuchen bekannt ist (Tab. 1). Niedrigere Trockenrohdichten und Eindringwiderstände belegen den Lockerungserfolg.

Tab. 1: Bodenphysikalische Parameter der ungelockerten (Null) und der gelockerten Variante (TL)

Tiefe (cm)	Poren > 50 µm		Rt (g/cm ³)		EW (MPa)		kf (cm/d)	
	Null	TL	Null	TL	Null	TL	Null	TL
0-25	5,9	8,1	1,76	1,67	3,6	2,4	60	320
>25-50	2,6	10,2	1,89	1,66	5,3	2,2	15	330
>50-75	4,1	12,0	1,88	1,64	5,2	2,4	12	440
>75-100	5,0	5,2	1,84	1,83	5,1	4,9	2	2

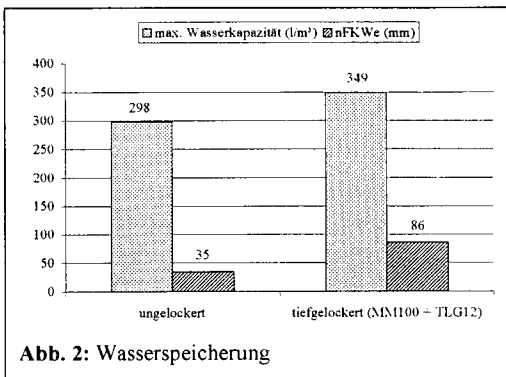


Abb. 2: Wasserspeicherung

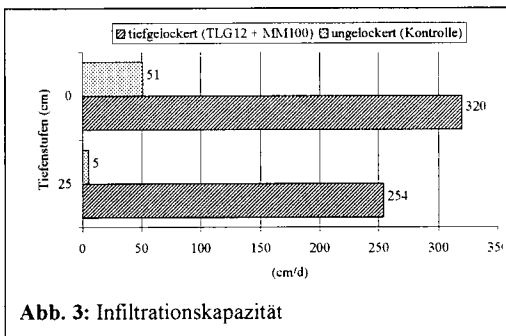
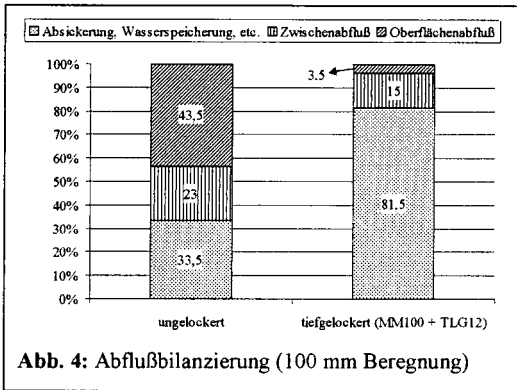


Abb. 3: Infiltrationskapazität

Durch die Schaffung eines größeren Porenvolumens konnte der Boden zwei Jahre nach der Lockerung maximal ca. 50 l/m³ mehr Wasser (zwischen-) speichern als die ungelockerte Variante. Durch die Zunahme des Wurzelraumes steht den Nutzpflanzen zusätzlich eine höhere Menge an Wasser zur Verfügung (Abb 2).

Durch Infiltrationsversuche mit Doppelringinfiltrometern konnte die erhöhte Infiltrationskapazität des tiefgelockerten Bodens belegt werden (Abb. 3). Auch die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit (Tab. 1) zeigen, dass die Versickerungseigenschaften des tiefgelockerten Bodens deutlich über denen des ungelockerten liegen.

Als Folge davon trat bei den Beregnungsversuchen auf der gelockerten Parzelle fast kein Oberflächenabfluss auf, da das Beregnungswasser fast vollständig (81,5 %, Abb. 4) in den Untergrund absickern konnte. Die ungelockerte Variante hingegen zeigte mit 43,5 % Oberflächenabfluss die deutliche Brisanz verdichteter Böden für die



Hochwasserentstehung

Insgesamt konnte durch diese Untersuchung gezeigt werden, dass durch die Tieflockerung die Wasserspeicher- und Versickerungskapazität von flachgründigen, verdichteten Böden deutlich erhöht. Somit sollte die Tieflockerung im Mittelgebirgsraum als eine Möglichkeit in einem Maßnahmenkatalog zum vorsorgenden Hochwasserschutz angesehen werden.

6. Ausblick

Im SFB 522 „Umwelt und Region“ der Universität Trier sollen die Auswirkungen von Tieflockerung und bodenschonender Folgebewirtschaftung auf Versuchsf lächen weiter untersucht werden. Daneben laufen Beregnungsversuche auf Leitbodentypen eines Kleineinzugsgebietes unter rezenter Nutzung, um deren Abflußpotential zu quantifizieren und durch ein GIS darzustellen. Nach Auswertung der Ergebnisse soll eine Modellierung mehrerer Einzugsgebiete folgen.

Literatur

- KUNTZE, H. (1986): Möglichkeiten und Grenzen des Bodenschutzes durch den Landwirt – aus akkerbaulich-bodenkundlicher Sicht (= Arbeiten der DLG, Bd 185), 26-38, Frankfurt/Main
- IKSR (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZE DES RHEINS; 1995): Grundlagen und Strategie zum Aktionsplan Hochwasser. - Koblenz
- MARTINI, K. (1994): Hochwasserschutz in Rheinland-Pfalz – Vorsorge treffen für Menschen und Land. - StaatsZeitung (Sonderdruck), VI/94, Mainz
- SCHRÖDER, D. (1986): Bodenverdichtungen und Bodenerosion – wie begegnen? (= Arbeiten der DLG, Bd 185), 56-74, Frankfurt/Main
- SCHRÖDER, D. & SCHULTE-KARRING, H. (1984): Nachweis 20jähriger Wirksamkeit von Tieflockerungsmaßnahmen in lößbeeinflußten Graulehm-Pseudogleyen. - Zeitschrift f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 147, 540-552
- SCHULTE-KARRING, M. (1999): Auswirkungen von Tieflockerungsmaßnahmen erstaufgeforsteter flachgründiger Ackerstandorte in Eifel und Hunsrück auf Bodeneigenschaften und Wachstumsleistung (= Berichte aus der Geowissenschaft), Aachen; zugl. Diss. Univ. Trier
- WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H. MEUSER, A. & SOKOLLEK, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. - Hamburg, Berlin

Gefügeverbesserung in Neulandböden aus Löß durch eine komplexe Melioration

von

Schröder, D. u. Schneider, R.

Einleitung

Ein größerer Anteil, vor allem älterer rekultivierter Neulandböden aus Löß, ist im Zuge der Rekultivierung oder nachfolgender Bewirtschaftung verdichtet worden (Lebert u. Springob 1994; Schneider 1994; Schneider, Schröder u. Weyers 1998). Hiermit sind Bewirtschaftungerschwernisse und Ertragsdepressionen verbunden (Tenholtern u. Harrach 1997). Im Rheinischen Braunkohlenrevier werden daher seit langem Meliorationsmaßnahmen durchgeführt, wobei hier vor allem die Tieflockerung zu nennen ist (Lebert 1995). In anderen Gebieten sind die Verhältnisse ähnlich gelagert (Haubold-Rosar 1996). Über die Auswirkungen der Meliorationsmaßnahmen auf das Bodengefüge soll im folgenden berichtet werden.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten im Rheinischen Braunkohlenrevier auf 5 Schlägen 30 Jahre alter verdichteter Neulandböden aus Löß vor der Melioration, sowie 3 und 10 Jahre danach. Die Melioration bestand aus einer 80 cm tiefen Lockerung mit einem Stechhublockerer, einer Bedarfsdrainage und einer dreijährigen bodenschonenden Folgebewirtschaftung. Diese Komplexmelioration wurde gewählt, weil früher durchgeführte Einzelmaßnahmen keinen befriedigenden Erfolg hatten. Weitere Untersuchungen wurden im mitteldeutschen Braunkohlenrevier durchgeführt.

Die bodenphysikalischen und -mechanischen Untersuchungen erfolgten nach den bei Hartge u. Horn (1989) beschriebenen Methoden.

Ergebnisse

In Abb. 1 ist dargestellt, wie sich die Trockenrohdichten vom Tagebauvorfeld zu "trocken" und "naß" verkippten Absetzerkippen und "trocken" und "naß" planierten Flächen im mitteldeutschen Revier entwickeln.

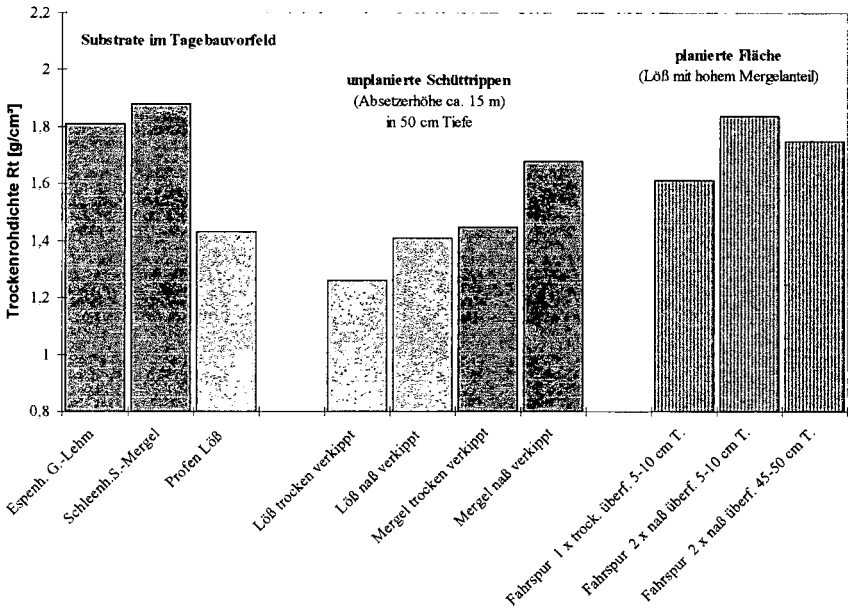


Abb. 1: Trockenrohdichten [g/cm³] vom Tagebauvorfeld zur planierten Fläche im mitteldeutschen Braunkohlenrevier

Es ist zu erkennen, daß eine optimale Umlagerung eine Auflockerung bedeuten kann und eine unsachgemäße Umlagerung zu einer Verdichtung führt. Besonders wiederholte Befahrung beim Planieren zumal unter feuchten Bedingungen führt zu erheblichen Bodenverdichtungen bis in größere Bodentiefe (vgl. Lebert u. Springob 1994; Schneider, Schröder, Weyers 1998).

Im Rheinischen Braunkohlenrevier wurde an 46 Profilen die Wirkung einer Tieflockerung von tiefreichend verdichteten Löß-Neulandböden bis etwa 80 cm Tiefe drei Jahre nach Durchführung der Melioration untersucht (Tab. 1). Die Ergebnisse verdeutlichen, daß eine erfolgreiche Tieflockerung von Lößneuland möglich ist. Geringe Bodendichten und Eindringwiderstände sowie hohe Anteile an Grobporen und gute bis sehr gute Leitfähigkeiten für Wasser und Luft belegen dies. Die Befunde lassen jedoch auch die Gefahr der Rückverdichtung erkennen. Rund die Hälfte der

untersuchten meliorierten Böden zeigen in der 2. Tiefe merklich schlechtere physikalische Eigenschaften. Ursache hierfür ist eine nicht angepaßte, belastende Bewirtschaftung der nach der intensiven Lockerung temporär sehr druckempfindlichen Böden.

Tab: 1: Bodenphysikalische Eigenschaften ungelockerter und gelockerter Neulandböden (3 Jahre nach der Tieflockerung) aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier.

Melioration	Tiefe [cm]	Trocken-Rohdichte [g/cm ³]	Gesamt	Poren (µm)			Wasser-durchl. [cm/d]	Luft-Durchl. [µm ²]	Eindring-widerst. [MPa]	Aggreg.-Stabil. [AGMD]	
				>50	50-10	10-0,2 <0,2					
Ungelockert (n=5)	0-35	1,57	41,0	4,3	4,3	17,8	11,8	34	14	2,6	3,9
	35-50	1,70	36,3	4,3	4,3	17,0	12,0	7	3	3,9	4,3
	50-70	1,69	36,9	4,8	4,8	16,6	12,7	13	5	3,8	
	>70	1,65	38,4	5,8	5,0	17,3	12,0	15	3	3,1	
Wenig Rückverdichtet (n=24)	0-35	1,46 a	45,1 a	13,3 a	3,9	16,4	11,6 a	487 a	37 a	1,2 a	3,4
	35-50	1,51 a	43,0 a	11,5 a	4,2	15,5	11,9 a	305	23	1,4 a	3,6
	50-70	1,46 a	45,2 a	14,0 a	4,6	14,9	11,8 a	526 a	31 a	1,1 a	
	>70	1,70 b	36,0 b	3,7 b	3,8	14,7	13,9 b	36,5 b	7 b	3,2 b	
Stark Rückverdichtet (n=22)	0-35	1,46 a	45,3 a	12,1 a	4,0	17,6	11,6 a	462 a	34 a	1,4 a	3,1
	35-50	1,59 b	40,2 b	6,8 b	4,1	16,9	12,4	178 b	11	2,1 b	3,7
	50-70	1,45 a	45,6 a	12,0 a	5,8	16,7	11,1 a	554 a	32	1,1 a	
	>70	1,63 b	39,3 b	5,3 b	5,0	15,2	13,5 b	70 b	7 b	2,7 b	

Verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe ($\alpha = 5\%$), ohne Berücksichtigung der ungelockerten Standorte.

Eine Komplexmelioration mit schonender Folgebewirtschaftung als wesentlichem Bestandteil führt langfristig zu günstigen physikalischen Eigenschaften, was Untersuchungen an vormals verdichteten rund 30 Jahre alten Neulandflächen aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier 3 und 10 Jahre nach der Tieflockerung ergeben haben (Tab. 2). Ein gewisses Maß an Rückverdichtung im Bereich der Schlepperradsole ist zwar erkennbar, im ganzen sind die Gefügeeigenschaften aber auch 10 Jahre nach der Melioration noch sehr gut.

Auch die Vorbelastung (o. Abb) zeigt 3 Jahre nach der Melioration keine deutliche Wiederverdichtung an, was Untersuchungen von Rüter et al. (1993) belegen. Allerdings ist sie im Bereich der Schlepperradsole in der konventionellen Variante etwas höher als in der schonend bewirtschafteten.

Tab. 2: Bodenphysikalische Eigenschaften von Neulandböden aus LÖB des Rheinischen Braunkohlenreviers 3 und 10 Jahre nach der Tieflockerung.

Jahr	Tiefe [cm]	Trockenroh-dichte [g/cm ³]	Gesamt			Poren (µm)			Wasser-durchl. [cm/d]	Luft-Durchl. [µm ²]	Eindring-widerst. [MPa]
				>50	50-10	10-0,2	<0,2	[Vol. %]			
Ungelockert 1988 (n=5)	0-35	1,57	41	4,3	4,3	17,8	11,8	34	14	2,6	
	35-50	1,70	36,3	4,3	4,3	17	12,0	7	3	3,9	
	50-70	1,69	36,9	4,8	4,8	16,6	12,7	13	5	3,8	
	>70	1,65	38,4	5,8	5,0	17,3	12,0	15	3	3,1	
3 J. n. TL 1992 (n=5)	0-35	1,50	43,6	12,6	3,2	15,9	11,8	359	29	1,3	
	35-50	1,52	42,9	12,5	4,1	14,6	11,7	209	24	1,2	
	50-70	1,48	44,4	14,7	4,1	14,0	11,6	636	23	0,9	
	>70	1,74	34,5	4,0	3,5	12,8	14,2	13	1	2,6	
10 J. n. TL 1999 (n=5)	0-35	1,65	37,7	3,2	2,4	15,2	16,4	1	1	2,0	
	35-50	1,61	39,7	7,3	3,7	13,7	15,0	44	5	2,0	
	50-70	1,43	46,3	12,5	5,2	16,4	12,2	460	13	1,1	
	>70	1,67	37,4	5,4	4,2	15,1	12,9	27	2	2,3	

Schlußfolgerungen

Selbst in schluffreichen Lössen ist eine Komplexmelioration verdichteter Neulandböden erfolgreich. Auch rekultivierungsbedingt tiefreichend verdichtete Neulandböden aus lehmigen Sanden (Geschiebelehm und -mergel) konnten erfolgreich melioriert werden, wie Untersuchungen von Schmidt et al. (1997) im mitteldeutschen Braunkohlenrevier belegen. Eine Drainage ist an vielen Standorten oder Teilflächen entbehrlich. Die schonende Nachbewirtschaftung über einige Jahre hinweg (wenig Bodendruck) ist aber unerlässlich.

Literatur

- Hartge, K.H. u. Horn, R. (1989):** Die physikalische Untersuchung von Böden. Stuttgart // **Haubold-Rosar, M. (1996):** Bodenphysikalische und -mechanische Eigenschaften landwirtschaftlich rekultivierter Böden aus Löss und Geschiebelehm/-lehm sowie Möglichkeiten ihrer Melioration. - Berichte aus den Geowissenschaften, Verlag Shaker. zugl. Diss. Univ. Trier 1996 // **Lebert, M. (1995):** Zur Rekultivierung von Lössböden (III): Untersuchungen zur Verdichtung tiefgelockerter Flächen durch verschiedene Kulturmaßnahmen. - Z. f. Kulturtech. u. Landentw., 36, 40-45 // **Lebert, M. u. Springob, G. (1994):** Zur Rekultivierung von Lössböden (I): Wirkungen verschiedener Planierverfahren auf die Bodenstruktur. - Z. f. Kulturtech. u. Landentw., 35, 112-121 // **Rüter, J., Schneider, R., Weyers, M. u. Schröder, D. (1993):** Tragfähigkeitskennzeichnende Eigenschaften gelockerter und ungelockerter Neulandböden aus Löss unter konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftung. - Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 71, 91-94 // **Schmidt, V., Lippmann, R., Kreische, E. u. Diepenbrock, W. (1997):** Entwicklung von Verfahren zur Sanierung verdichteter Kippböden im mitteldeutschen Braunkohlenrevier durch Tieflockerung und bodenschonende Folgenutzung. - Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85, 155-158 // **Schneider, R. (1994):** Gefügegenentwicklung in Neulandböden aus Löss und Hafenschlick und deren Auswirkungen auf bodenphysikalische und -mechanische Parameter. (= Berichte aus den Geowissenschaften, Verlag Shaker). Aachen zugl. Dissertation Universität Trier 1992 // **Schneider, R., Schröder, D. u. Weyers, M. (1998):** Entwicklung, Verbesserung und Stabilisierung des Bodengefüges rekultivierter Lössböden. In: Braunkohle und Rekultivierung. PFLUG (Hrsg.), 199-213 // **Tenholtern, R. u. Harrach, T. (1997):** Durchwurzelung von Kippböden aus Löss nach einer Melioration. - Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 83, 215-218

Regionalisierung der Schwermetallsorptionskapazität zur Abschätzung der Aufnahmegrenzpotentiale peripherer Regionen für organische Abfälle. I. Erstellen von Pedotransferfunktionen für die Schwermetallretentionskapazität.

Schug, B. & S. Gäth

1 Einleitung

Bei der Kompost- und Klärschlammanwendung gelangen neben Nährstoffen auch Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle in den Boden. Ob es dadurch tatsächlich zu einer Umweltgefährdung kommt, hängt unter anderem davon ab, wie stark die Schadstoffe im Boden sorbiert werden. Die aktuelle Gesetzgebung, die die flächenhafte Verwertung von Siedlungsabfällen regelt, berücksichtigt jedoch nur in geringem Maße die spezifischen Sorptionskapazitäten der Böden. Um die Aufnahmekapazität einer Region für organische Abfälle zu bestimmen, wurden die regional spezifischen Sorptionskapazitäten für die Elemente Cadmium, Blei und Zink mittels Sorptionsisothermen im Labor erfaßt und aus den Ergebnissen Pedotransferfunktionen abgeleitet.

2 Sorptionsrelevante Bodenparameter und aktuelle Schwermetallsituation

In der Untersuchungsregion des Sonderforschungsbereichs 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ wurden 124 repräsentative Bodenproben entnommen (Szibalski et al., 1999) und deren sorptionsrelevante Bodenparameter bestimmt (Tab. 1).

Die weiten Spannen, z.B. im C_{org} -Gehalt, sind auf die verschiedenen Nutzungstypen zurück zu führen, die von Acker bis hin zum Auflagehorizont im Wald differierten. Die Böden sind schluffbetont bei mittleren Tongehalten. Flachgründige und steinreiche Standorte dominieren, die häufig extensiv genutzt werden. Dies zeigt sich auch in den niedrigen pH-Werte, die auf fehlende Kalkung hindeuten, genauso wie in den durchweg hohen Gehalten an organischem Kohlenstoff.

Tab. 1 Sorptionsrelevante Bodenparameter der untersuchten Böden in den Testgebieten.

Bodenparameter		n	min	max	Median
Ton	Gew.-%	121	13	43	20
pH-Wert		124	3,3	6,4	4,9
C_{org}	Gew.-%	124	0,3	34,1	2,2
DOM	mg kg ⁻¹	61	309	7	80
Fe _d	g kg ⁻¹	124	12,1	44,7	16,4
Mn _d	g kg ⁻¹	124	0,1	3,7	1,1

Die Schwermetallsituation zu Versuchsbeginn wurde in drei unterschiedlich starken Extrakten / Aufschlüssen untersucht (Abb. 1). Die geometrischen Mittelwerte liegen bei allen Elementen weit

unterhalb der Grenzwerte nach Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1997), die als gestrichelte Linien dargestellt sind. Gleiches gilt in bezug auf die Grenzwerte für lehmige Böden nach BioAbfV (1998), so daß die untersuchten Böden für eine stoffliche Verwertung organischer Abfälle zur Verfügung stehen.

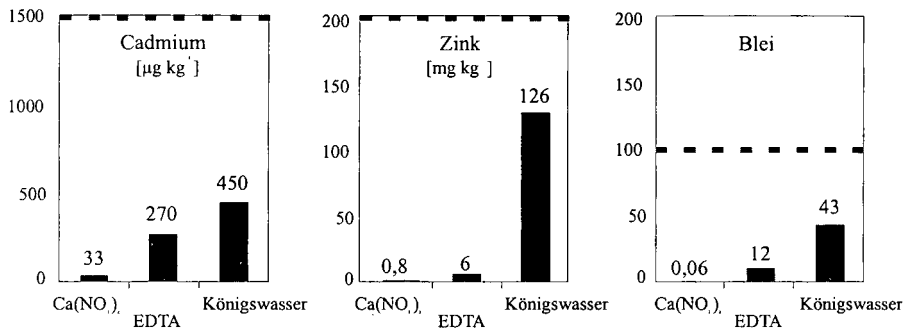


Abb. 1 Schwermetallsituation der untersuchten Böden (Mediane), differenziert nach Aufschluß bzw. Extraktionsmittel. Die Ergebnisse der EDTA- und Königswasser-löslichen Gehalte wurden von dem Teilprojekt der Bodenkunde zur Verfügung gestellt.

3 Sorptionsversuche

Das Sorptionsverhalten der Schwermetalle wurde im Labor mittels sogenannter Batch-Experimente untersucht, deren genereller Ablauf in Abb. 2 dargestellt ist.

Die Lösungsgehalte der Elemente Blei und Zink, nach Einstellen des Gleichgewichts, wurden mittels Atom-Absorption in der Flamme oder im Graphitrohr analysiert. Die korrespondierenden Schwermetall-Festphasen Konzentrationen wurden daraus errechnet (Gl 1).

$$S_{t(\text{korr.})} = (C_0 - C_t) \cdot f + \text{EDTA}_{SM} \quad (1)$$

mit: $S_{t(\text{korr.})}$ Festphasengehalt im Gleichgewicht [mg kg⁻¹]
 C_0 zu Versuchsbeginn zugegebene Schwermetallkonzentration [µg l⁻¹]
 C_t Schwermetallkonzentration der Lösung im Gleichgewicht [µg l⁻¹], gemessen
 f Umrechnungsfaktor Boden : Lösungs-Verhältnis, 2,5
 EDTA_{SM} EDTA-löslicher Schwermetallgehalt in [mg kg⁻¹]

Die Schwermetalle, die schon vor Versuchsbeginn im Boden vorhanden waren und den Sorptionsprozess während des Versuchs beeinflussen, wurden in Höhe der EDTA extrahierbaren Gehalte mit auf die Festphase addiert.

Für das Element Cadmium wurde eine radioanalytische Methode etabliert. Neben den stabilen Cd-Konzentrationen wurde zu Versuchsbeginn das Radioisotop ¹⁰⁹Cd dem Boden-Lösungsgemisch zugegeben. Nach Einstellen des Gleichgewichts und der Phasentrennung wurde die verbliebene Radioaktivität in der Bodenlösung gemessen. Neben vielen analytischen Vorteilen konnte mit Hilfe der Radioanalytik die EDTA extrahierbare Gehalt anteilig auf den Fest- und auf den Lösungsgehalt angerechnet werden.

Die Cadmium Konzentration in der Bodenlösung bzw. in der Festphase berechnete sich wie folgt:

$$C_t(\text{stabil Cd}) = \frac{A_t(^{109}\text{Cd})}{A_0(^{109}\text{Cd})} * (C_0(\text{stabil Cd}) + (\text{EDTA}_{\text{Cd}}/f)) \quad (2)$$

$$S_t(\text{stabil Cd}) = (C_0(\text{stabil Cd}) - C_t(\text{stabil Cd})) * f + \text{EDTA}_{\text{Cd}} \quad (3)$$

- mit: S_t (stabil Cd) Festphasenkonzentration des stabilen Cadmiums im Gleichgewicht [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
 A_t (^{109}Cd) Aktivität in der Lösung im Gleichgewicht [cpm], gemessen
 A_0 (^{109}Cd) zu Versuchsbeginn zugegebene Aktivität [cpm]
 C_t (stabil Cd) stabiles Cadmium in der Lösung im Gleichgewicht [$\mu\text{g l}^{-1}$], errechnet
 C_0 (stabil Cd) zu Versuchsbeginn zugegebenes stabiles Cadmium [$\mu\text{g l}^{-1}$]
 EDTA_{Cd} EDTA extrahierbarer Gehalt [mg kg^{-1}]
 f Umrechnungsfaktor Boden : Lösungs-Verhältnis, 2,5.

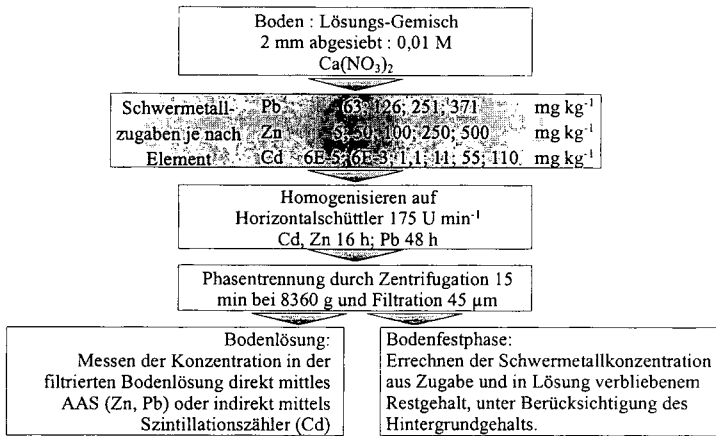


Abb. 2: Schematische Darstellung der Sorptionsversuche mit Cadmium, Blei und Zink.

Zur Bestimmung der Güte dieser Korrekturmethode wurde an 10 unterschiedlichen Bodenproben der Lösungsgehalt mittels Radioanalytik errechnet und an den gleichen Proben die Konzentrationen an der AAS gemessen. Ein Vergleich der Ergebnisse beider Methoden zeigt eine gute Übereinstimmung (siehe Schug et al., 1999). Die Aufteilung der EDTA-Fraktion sowohl auf die Fest- als auch auf die Lösungsphase scheint also tatsächlich der aktuellen Hintergrundbelastung gerecht zu werden.

4 Ableiten der Pedotransferfunktionen

Die um den Hintergrundgehalt korrigierten Sorptionsisothermen wurden mit den sorptionsrelevanten Bodenparametern durch eine multiple lineare Regression verknüpft. Dabei wurde versucht den Festphasengehalt als endogene Variable aus dem Lösungsgehalt und den Bodenparametern pH, Corg und den dithionitlöslichen Eisen- und Mangangehalten zu schätzen.

Das Probenspektrum wurde für die statistischen Verrechnungen um weitere Proben aus dem Land Sachsen erweitert.

Tabelle 2 zeigt die geschätzten Pedotransferfunktionen. Die Güte der Anpassung ist mit dem korrigierten Bestimmtheitsmaß R^2_{adj} angegeben.

Tab. 2 Geschätzte Pedotransferfunktionen für die Schwermetallretention und Güte der Anpassung.

Element	Pedotransferfunktion	n	R ² adj.
Cd	$S_{Cd} = 4,47 \cdot 10^{-5} \cdot C_{Cd}^{0,869} \cdot c(H^+)^{0,486} \cdot C_{Org}^{0,718} \cdot Ton^{0,280}$	2368	0,970
Pb	$S_{Pb} = 1,2 \cdot C_{Pb}^{0,368} \cdot c(H^+)^{0,245} \cdot C_{Org}^{0,334} \cdot Ton^{0,137}$	1748	0,666
Zn	$S_{Zn} = 3,54 \cdot 10^{-4} \cdot C_{Zn}^{0,627} \cdot c(H^+)^{0,579} \cdot C_{Org}^{0,472}$	587	0,940

Die Schätzergebnisse (R²adj.) sind für die Elemente Cadmium (97 %) und Zink (94 %) als sehr gut zu bewerten und liegen in einem Bereich, der auch in der Literatur erzielt wurde (Ingwersen et al., 1998; Springob & Böttcher, 1998; Elzinga et al., 1999). Die Anpassungsgüte für das Element Blei (66 %) ist bislang noch nicht zufriedenstellend, liegt aber ebenfalls in den Bereichen, die in der Literatur gefunden wurden (Fahrenhorst, 1993). Die in der Literatur vorgestellten Ergebnisse basieren jedoch meist auf homogenen, im Regelfall von dem selben Boden- und Nutzungstyp stammenden Probenkollektiven, so daß die geschätzten Regressionskoeffizienten z.T. deutlich von den hier vorgestellten differieren und die Anpassungsgüte nicht direkt vergleichbar ist.

Die in der vorgestellten Untersuchung erzielten Ergebnisse weisen eine hohe statistische Sicherheit auf, so daß mit Hilfe dieser Pedotransferfunktionen die regional spezifischen Filterkapazitäten der Böden flächendeckend für die Untersuchungsregion berechnet werden können (Gäth et al., 1999a; Gäth. & Schug, 1999b).

5 Literatur

- AbfKlärV (Klärschlammverordnung), 1992: BGBI., Teil I, S. 912.
- BioAbfV (Bioabfallverordnung), 1998: Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. BGBI.
- Elzinga, E.J.; J.J.M. van Grinsven; F.A. Swartjes, 1999: General purpose Freundlich isotherms for Cadmium, Copper and Zinc in soils. *European Journal Soil Science*, 50, 139-149.
- Fahrenhorst, C., 1993: Retardation und Mobilität von Blei, Antimon und Arsen im Boden am Fallbeispiel von Schrotschießplätzen. *Bodenökologie und Bodengeneese*, Heft 11, Diss. TU Berlin.
- Gäth, S.; Schug, B. & Düring, R. A., 1999a: Szenarien zur Bioabfallverwertung. Ansätze zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft im ländlichen Raum. *Z. f. Kulturtechnik & Landentw.*, in Druck.
- Gäth, S. & Schug, B., 1999b: Regionalisierung der Schwermetallsorptionskapazität zur Abschätzung der Aufnahmepotentiale peripherer Regionen für organische Abfälle. II. Darstellung der regionalen Aufnahmepotentiale und Entwicklung von Szenarien zur Bioabfallverwertung. *Mitt. Bodenkdl. Ges.*, dieser Band.
- Ingwersen, J.; Streck, T. & Richter, J., 1998: Verfahren zur regionalen Bewertung der Cadmiumeinträge in die Böden des Abwassererregungsgebietes Braunschweig. *Bodenökologie und Bodengeneese*, 26, 152-163.
- Schug, B.; Düring, R. & Gäth, S., 1999: Estimating Cadmium sorption isotherms using radioisotopes for special regard on considering initial contents. *Z. f. Pflanzenern. & Bodenkunde* (eingereicht).
- Springob, G. & Böttcher, J. 1998: Parameterization and regionalization of Cd sorption characteristics of sandy soils. I. Freundlich type parameters. *Z. f. Pflanzenern. & Bodenkunde* (161) 681-687.
- Szibalski, M.; Behrens, Th. & Felix-Henningsen, P., 1999: Regionalisierung von Bodeneigenschaften II: Bewertung der GIS-basierten Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte in Mittelgebirgsregionen. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, dieser Band.

Kapillarer Aufstieg in pedogen veränderten Niedermooren

von

K. Schwärzel, M. Renger, H. Stoffregen & G. Wessolek

1 Zum Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet „Oberes Rhinluch“, nordwestlich von Berlin im Thorn-Eberswalder Urstromtal gelegen, gehört zu den havelländischen Niederungen. Hydrologisch-entwicklungsgeschichtlich wird es als Versumpfungsmoor und ökologisch als eutrophes Moor klassifiziert. Die mittlere Moormächtigkeit beträgt 1,2 m, wobei Schilf-Seggen-Mischtorfe dominieren (ZEITZ, 1993). Die Entwässerung und Nutzung des Rhinluchs führte eine Bodenentwicklung herbei, infolge der die Moorbodentypen Erdfen, Fennulm und Mulm entstanden. Mittlere Jahresniederschläge von 519 mm und durchschnittliche Jahrestemperaturen von 8,3 °C kennzeichnen das Gebiet klimatisch. Die sommerliche klimatische Wasserbilanz betrug im Zeitraum 1993 bis 1998 im Durchschnitt minus 250 mm.

2 Methoden

1. Ermittlung des kapillaren Aufstieges mit Hilfe von Feldlysimetern (s. BOHL et al. 1996)
2. Bodenhydraulische Charakterisierung der Torfhorizonte durch Wasserretention (Desorption) und ungesättigte, hydraulische Leitfähigkeit (SSPM und APM nach PLAGGE, 1991)
3. Berechnung des kapillaren Aufstieges mit Hilfe eines numerischen Simulationsmodells (DÖLL, 1996)

3 Ergebnisse

In Abb. 1 sind für einen mittleren GW-Flurabstand von 30 cm die gemessenen, kapillaren Aufstiegsraten aus dem Grundwasser an die Untergrenze des effektiven Wurzelraumes gegen die potentielle Verdunstung nach Penman (WENDLING et al. 1991) und den totalen Feuchteentzug im Bodenprofil (ausgedrückt als Defizit in mm) aufgetragen. Der kapillare Aufstieg hängt im wesentlichen vom Verdunstungsanspruch der Atmosphäre ab: Mit steigendem Verdunstungsanspruch nimmt die Menge des aus dem Grundwasser aufsteigenden Wassers zu. Die höchsten Aufstiegsraten (bis zu 12 mm) wurden bei Bodenfeuchten nahe Sättigung beobachtet. Für eine Periode mit einem mittleren GW-Stand von 50 cm wurde der kapillare Aufstieg aus dem GW in Abhängigkeit vom gemessenen GW-Stand und von der sich unterhalb des Wurzelraumes einstellenden Wasserspannung berechnet (Abb. 2). Die Kalkulation beginnt nach einer Überflutung

des Lysimeters. Anfänglich bildet sich aufgrund der hohen Wassergehalte im Wurzelraum bei hohem Verdunstungsanspruch kein den kapillaren Fluß antreibender Gradient heraus. Die Pflanzen entnehmen das benötigte Wasser direkt aus dem Wurzelraum. Nach etwa 12 Tagen ist der Wurzelraum soweit ausgetrocknet, daß ein Gradient auftritt und Wasser kapillar aufsteigt. Dabei folgt in dieser Periode der kapillare Aufstieg dem potentiellen Verdunstungsanspruch. Mit den einsetzenden Niederschlägen nach etwa 33 Tagen bricht der Gradient und damit der kapillare Aufstieg kurzzeitig und zeitlich verzögert zusammen. Nach Abtrocknung des Wurzelraumes steigt das Wasser jedoch wieder je nach Verdunstungsanspruch auf.

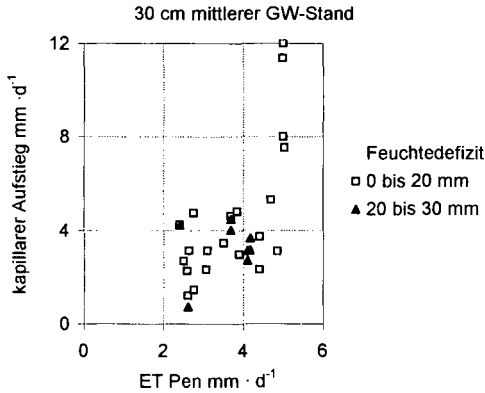


Abb.1: Gemessener kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser (mittlerer GW-Stand 30 cm) an die Untergrenze des Wurzelraumes in Abhängigkeit des Feuchtedefizites (bezogen auf Sättigung) und der potentiellen Verdunstung nach Penman (WENDLING et al. 1991). Mittelwerte über 3 bis 7 Tage (Erdfen-Standort).

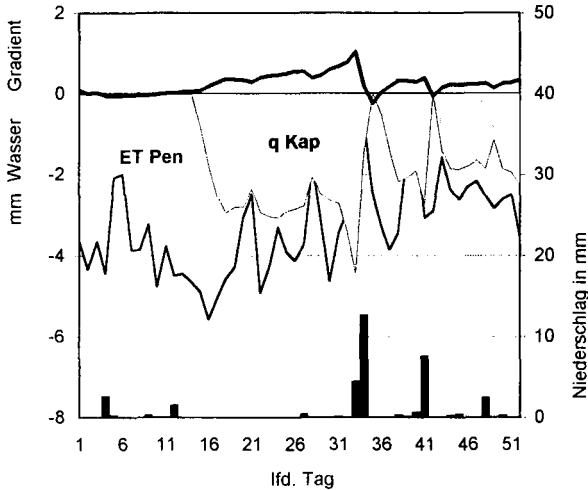


Abb.2: Berechneter kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser (mittlerer GW-Stand 50 cm) bei Berücksichtigung gemessener GW-Stände und sich an der Untergrenze (20 cm Tiefe) des effektiven Wurzelraumes ausbildender Wasserspannungen (Erdfen-Standort).

Bei tieferen GW-Ständen wurde keine eindeutige Beziehung zwischen potentieller Verdunstung, Feuchtedefizit und kapillarem Aufstieg beobachtet (Abb.3). Die kapillaren Aufstiegshöhen erreichen zwar noch 4 mm je Tag, aber die Menge des kapillar nachgelieferten Wassers scheint unabhängig vom Verdunstungsanspruch der Atmosphäre zu sein. Das begründet sich mit dem instationären Fließgeschehen unterhalb des Wurzelraumes. Perioden hoher und niedriger potentieller Verdunstung lösen einander ab und der kapillare Aufstieg geschieht dann zeitlich verzögert zur Transpiration.

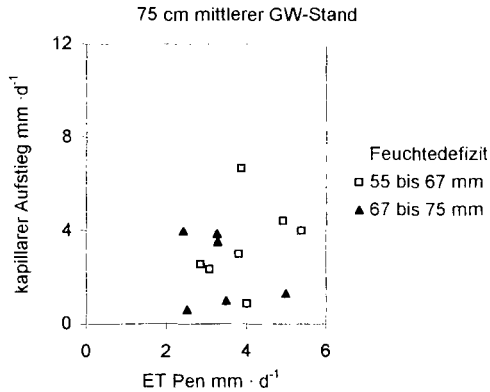


Abb.3: Gemessener kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser (mittlerer GW-Stand 75 cm) an die Untergrenze des Wurzelraumes in Abhängigkeit des Feuchtedefizites (bezogen auf Sättigung) und der potentiellen Verdunstung nach Penman (WENDLING et al. 1991). Mittelwerte über 3 bis 4 Tage (Erdfen).

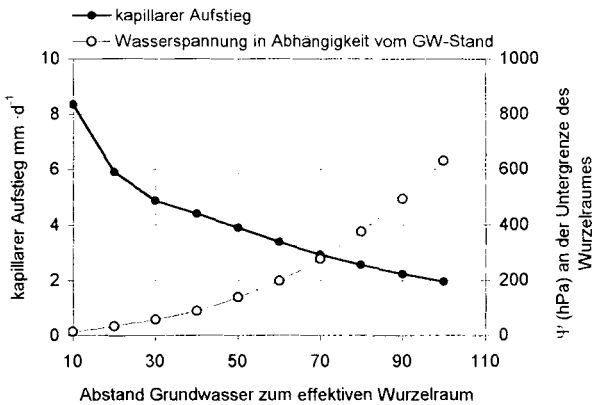


Abb. 4: Berechneter kapillarer Aufstieg in Abhängigkeit vom Abstand des Grundwassers zum effektiven Wurzelraum (stationäres Fließgeschehen, Mehrschicht-Profil) und gemessene Wasserspannung an der Untergrenze des Wurzelraumes in Abhängigkeit vom gemessenen Grundwasserstand für einen Erdfen-Standort. Die Beziehung GW-Stand zu Wasserspannung an der Untergrenze des effektiven Wurzelraumes stellt die obere und untere Randbedingung für die Berechnung des kapillaren Aufstieges dar.

Zur Berechnung des kapillaren Aufstieges in Abhängigkeit vom Grundwasserstand werden die Wasserspannung an der Untergrenze des Wurzelraumes (obere Randbedingung) und der GW-Stand (untere Randbedingung) benötigt. Aus den Felduntersuchungen konnten diese Bedingungen abgeleitet werden. Bei Kenntnis der bodenhydraulischen Eigenschaften (Wasserretention,

hydraulische Leitfähigkeit) kann dann der kapillare Aufstieg für Mehrschichtprofile mit Hilfe eines Modells von DÖLL (1996) kalkuliert werden. Schrumpfen und Quellen der Torfe wird nicht berücksichtigt, da bei den im Feld auftretenden Wasserspannungen ein Schrumpfen der Torfe nicht stattfindet¹. In Abb. 4 sind die kapillaren Aufstiegshöhen in Abhängigkeit vom Abstand des Grundwassers zum effektiven Wurzelraum dargestellt. Die berechneten Flüsse entsprechen hinsichtlich ihrer Höhe den beobachteten (s. Abb. 1 u. 3). Das bedeutet, daß die gemessenen Leitfähigkeitsbeziehungen die Verhältnisse im Feld gut widerspiegeln. Mit sinkendem Grundwasserstand verringert sich der kapillare Aufstieg. Nimmt der Abstand des Grundwassers von 10 cm auf 30 cm zu, vermindert sich die kapillar aufgestiegene Wassermenge von 8,5 mm je Tag auf 4,5 mm je Tag. Bei einem Abstand des Grundwassers zum Wurzelraum von 100 cm steigen nur noch 2 mm Wasser je Tag auf.

Fazit

- Mit Hilfe automatisierter Lysimeter konnte für einen Erdfen-Standort bei verschiedenen Grundwasser-Ständen der kapillare Aufstieg gemessen werden. Er hängt im wesentlichen vom Verdunstungsanspruch der Atmosphäre ab. Die bei tieferen GW-Ständen auftretende Streuung der Daten wird durch das instationäre Fließgeschehen verursacht. Die höchsten Aufstiegsraten wurden bei hohem Verdunstungsanspruch und niedrigem Feuchtedefizit ermittelt.
- Der kapillare Aufstieg wurde in Abhängigkeit vom Grundwasserstand berechnet. Es fand sich eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Aufstiegsraten.
- Aus den berechneten Aufstiegshöhen lassen sich Nutzungsempfehlungen ableiten. Bei hohen GW-Ständen (30 cm) trocknet nur die durchwurzelte Schicht ab. Aufgrund der schnellen kapillaren Nachlieferung werden die Schichten unterhalb des Wurzelraumes nicht belüftet und der Torfabbau verlangsamt sich. Um maximale Erträge zu erzielen, sollten Grundwasser-Stände von 50 bis 60 cm angestrebt werden (s. WESSOLEK et al. 1999). Nach Abb. 4 können bei diesen GW-Ständen (der Wurzelraum ist 20 cm mächtig) bis zu 5 mm Wasser je Tag aufsteigen, eine Menge, die den Wasserbedarf der Pflanzen vollauf befriedigt. Aufgrund der tieferreichenden Belüftung des Profils kommt es zur Torfmineralisierung und damit zur Bereitstellung von Nährstoffen. Die Erträge sind dann sehr hoch. Zudem ist die Befahrbarkeit der Flächen gewährleistet. Betont werden soll, daß diese Nutzung jedoch zum Torfabbau führt.

5 Literatur

- Bohl, H., M. Facklam, S. Marschall & M. Renger:** Methodik zur Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten unter Verwendung einfach zu installierender GW-Lysimeter. Z. f. Kulturt. u. Landentw. 37, 185-189 (1996)
- Döll, P.:** Modeling of moisture movement under the influence of temperature gradients. Dissertation. Schriftenreihe Bodenökologie und Bodengeneese Heft 20. FG Bodenkunde. Inst. f. Ökologie der TU Berlin (1996)
- Plagge, R.:** Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. Dissertation. Schriftenreihe Bodenökologie und Bodengeneese Heft 3. FG Bodenkunde. Inst. f. Ökologie der TU Berlin (1991)
- Wendling, U., H.-G. Schellin & M. Thomä:** Bereitstellung von tägl. Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Z. Meteorologie 41 (1991)
- Wessolek, G., D. Eschner, M. Facklam, M. Renger, R. Sauerbrey, K. Schwärzel & V. Siewert:** Kennzeichnung der Bodenentwicklungsprozesse von Niedermooren. In Ökolog. H. d. Landw.-Gärten. Fakult. Der HU Berlin, 11/1999
- Zeit, J.:** Möglichkeiten zur Vernässung von Teillflächen des Oberen Rhinluchs. Niedermoore. 27-32. Landesamt f. Naturschutz Brandenburg (1993)

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung des Projektes „Bodennutzungsstrategien im nordostdeutschen Tiefland“.

¹ Bei der Erstellung der Wasserretentionskurve im Labor zeigten die vererdeten und vermulmten Torfe bei 1000 hPa und die Torfe des Torfschrumpfungshorizontes bei 300 hPa erste Schrumpferscheinungen.

Erfolgskontrolle im Trinkwasserschutz durch den Nachweis witterungsunabhängiger Nmin-Trends

von

Schweigert, P.

Einleitung

In vielen Wasserschutzgebieten werden in großem Umfang Nmin-Messungen durchgeführt, die der Erfolgskontrolle dienen sollen. Da Nmin-Werte Auskunft über das Belastungspotential an der Quelle des Nitratreintrages geben, haben sie gegenüber Messungen der Nitratgehalte im Grundwasser den Vorteil, dass sie ohne zeitliche Verzögerungen auf zukünftig zu erwartende Änderungen der Nitratkonzentration im Grundwasser hinweisen. Da Nmin-Werte jedoch stark witterungsabhängig sind, kann besonders bei der Interpretation kürzerer Meßreihen kaum zwischen den Einflüssen der Witterung und den Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen unterschieden werden. Im folgenden soll gezeigt werden, dass durch Regressionsmodelle Witterungseinflüsse mit hoher Genauigkeit erfaßt und witterungsbereinigte Trends identifiziert werden können.

Material und Methoden

Es wird die Niederschlagsabhängigkeit von jahresweise gemittelten Nmin-Werte von durchschnittlich 14 mit Winterweizen bestellten Schlägen im Frühjahr in den Jahren 1977-1997 durch Regressionsrechnungen analysiert. Die Daten stammen von 5 Betrieben, deren Flächen in einem Wasserschutzgebiet bei Wolfenbüttel liegen (SCHWEIGERT, 1998).

Um den Zeitraum zu finden, dessen Niederschlagssumme die engste Beziehung zu den Nmin-Werten aufweist, wird schrittweise der Zeitraum, dessen Niederschlagseinfluß überprüft wird, verlängert. Begonnen wird jeweils mit dem Monat, in den der mittlere Probenahmetermin fällt. Anschließend wird geprüft, ob die Residuen der engsten Beziehung durch weitere Einflüsse, z.B. die Temperatur, erklärt werden können. Abschließend wird untersucht, ob der ungeklärte Rest der Variabilität einen typischen zeitlichen Trend, der möglicherweise auf eine Änderungen der Bewirtschaftungsweise zurückgeführt werden kann, erkennen läßt.

Ergebnisse und Diskussion

Wie Abb. 1 zeigt, liegen die Nmin-Gehalte in den Jahren 1977-1997 etwa zwischen 40 und 120 kg N/ha.

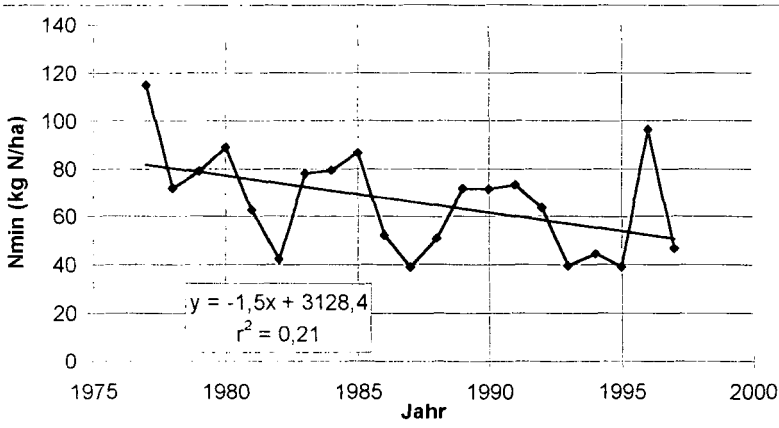


Abb. 1: Mittlere Nmin-Werte von 14 Schlägen vor Winterweizen im Frühjahr.

Es ist ein signifikanter jährlicher Rückgang der Werte von 1,5 kg N/ha zu erkennen. Von diesem Trend gibt es deutliche Abweichungen. So wurde 1996 ein sehr hoher Wert gemessen. Betrachtet man allein die neunziger Jahre, ist deshalb ein Rückgang der Werte in diesem Zeitraum kaum noch erkennbar. Die Abb. 2 zeigt, daß ein deutlicher Einfluß der Niederschläge der Monate von März - Februar vorliegt. So ist auch der hohe Wert des Jahres 1996 durch die geringen Niederschläge in den vorangegangenen Monaten zu erklären.

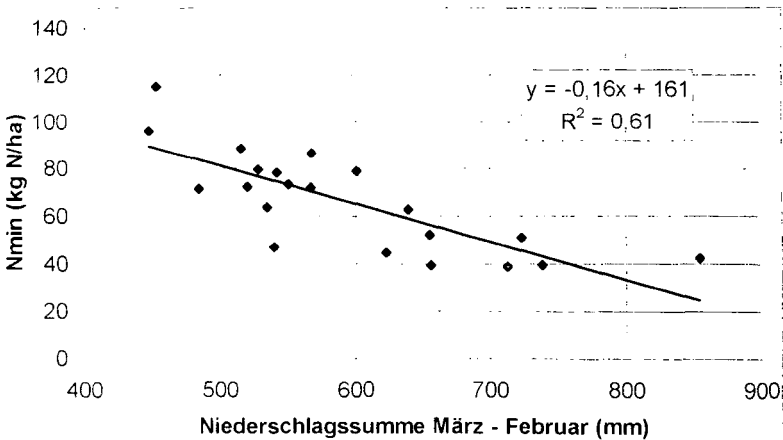


Abb. 2: Mittlere Nmin-Werte von 14 Schlägen vor Winterweizen im Frühjahr in Abhängigkeit von den Niederschlägen der Monate März - Februar vor der Probenahme.

Der Niederschlagseinfluß kann noch genauer erfaßt werden, wenn unterschieden wird in die Niederschläge der Monate März - September (NS_{3-9}) und der Monate Oktober - Februar (NS_{10-2}). Wie die folgende Gleichung zeigt, können so 71 % der Variabilität der Werte erfaßt werden:

$$N_{min} \text{ (kg N/ha)} = -0.121 * NS_{3-9} - 0.256 * NS_{10-2} + 168,0 \quad r^2 = 0,71^{***}$$

Der Grund für die höhere Genauigkeit gegenüber der Gleichung in Abb. 2 liegt darin, daß die Niederschläge ab Oktober den N_{min} -Wert etwa doppelt so stark reduzieren wie die Niederschläge der vorangegangenen Monate und dieser Unterschied durch die Gleichung in Abb. 2 nicht erfaßt wird. Der Rückgang der N_{min} -Werte, der auf den Niederschlägen ab Oktober beruht, dürfte überwiegend auf Nitratauswaschung zurückzuführen sein, während der Einfluß der Niederschläge der Vegetationsperiode wahrscheinlich durch die Nährstoffaufnahme der Pflanzen, die von der Bodenfeuchte abhängig ist, erklärt werden kann. Die Differenz der gemessenen und der mit der genaueren Gleichung berechneten Werte (Residuen N_{min}) läßt einen Rückgang der Werte erkennen (Abb. 3), der praktisch gleich groß wie in Abb. 1 ist. Die niederschlagsbereinigten Werte zeigen jedoch im Gegensatz zu Abb. 1 deutlich, dass auch in den neunziger Jahren die N_{min} -Werte kontinuierlich weiter gesunken sind.

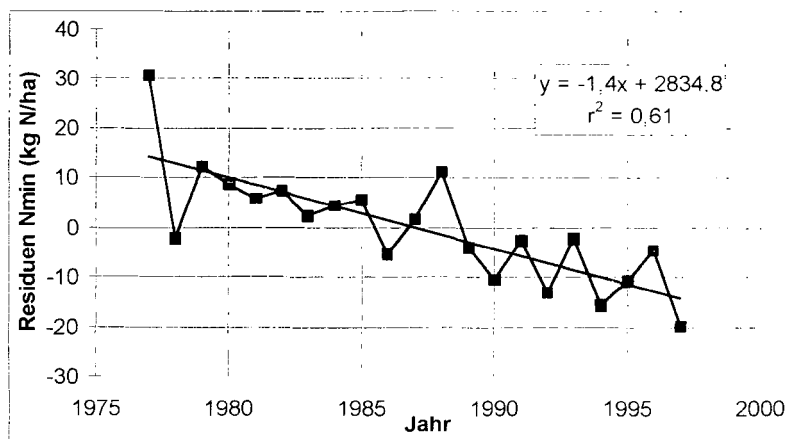


Abb. 3: Niederschlagsbereinigter Rückgang der N_{min} -Werte aus Abb. 1.

Weitere Untersuchungen lassen den Schluß zu, dass dieser niederschlagsbereinigte Rückgang der N_{min} -Werte auf die verminderte Düngung zur Zuckerrübe zurückzuführen ist.

Schlußfolgerungen

Das Beispiel zeigt, dass die Witterungsabhängigkeit von Nmin-Werten durch relativ einfache Regressionsmodelle gut erfaßt werden kann. Da aus dem Rückgang der Nmin-Werte im Frühjahr auf eine verminderte Nitratauswaschung geschlossen werden kann (HOFFMANN u. RICHTER, 1988), kann unter den dargestellten Flächen auch in den neunziger Jahren von verminderten Nitratreinträgen in das Grundwasser ausgegangen werden. Auch andere Meßreihen lassen erkennen (SCHWEIGERT u. VAN DER PLOEG, 1998), daß die Nmin-Werte vor Winterweizen in den letzten 10-20 Jahren in niedersächsischen Ackerbaubetrieben abgesunken sind. Einen landesweit rückläufigen Trend für den Zeitraum von 1989-1997 stellt ebenfalls der niedersächsische Grundwasserbericht (NLÖ, 1999) fest. Da das Grundwasser erst mit zeitlicher Verzögerung auf geänderte Bodennitratgehalte reagiert, dürfte dieser Trend eher auf den hier dargestellten Rückgang der Nmin-Werte als Folge einer Änderung des Düngeverhaltens bei normaler ackerbaulicher Nutzung und weniger auf besondere Maßnahmen in Wasserschutzgebieten zurückzuführen sein, mit denen erst in der ersten Hälfte der neunziger Jahre begonnen wurde.

Auch die Nmin-Werte aus dem Herbst, die in Wasserschutzgebieten bevorzugt zur Erfolgskontrolle verwendet werden, sind als Funktion des Niederschlags beschreibbar (SCHWEIGERT, 1998). Deshalb können auch für diese Werte Berechnungen witterungsbereinigter Trends durchgeführt werden. Der Erfolg von Maßnahmen in Wasserschutzgebieten kann auf diese Weise wesentlich eher festgestellt werden, als dies mit unbereinigten Werten oder durch die Ermittlung der Nitratgehalte im Grundwasser möglich ist. Da die erforderlichen Daten in der Regel routinemäßig erhoben werden, besteht kein zusätzlicher Aufwand für die Datenbeschaffung, sondern der Nutzen, der aus vorhandenen Daten gezogen werden kann, wird deutlich erhöht. Die dargestellte Auswertungsmethode dient somit einer Effizienzsteigerung der in der Zusatzberatung in Wasserschutzgebieten eingesetzten Mittel. Über diesen unmittelbaren praktischen Nutzen hinaus kann die statistische Modellbildung die Kenntnis der N-Dynamik von ackerbaulich genutzten Böden verbessern.

Literatur

HOFFMANN, A. und J. RICHTER. 1988. 10 Jahre Nmin-Methode in Südostniedersachsen - Erfolge, Erfahrungen, Grenzen. Kali-Briefe 19, 277-296.

NLÖ (Hrsg.). 1999. Grundwasserbericht 1997. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.

SCHWEIGERT, P. 1998. Multiple Regressionsmodelle zur Witterungsabhängigkeit von Nmin-Werten: Grundlagen und Anwendungsmöglichkeiten. Agribiol. Res. 51, 253-260.

SCHWEIGERT, P. und R.R. VAN DER PLOEG. 1998. Erfolgskontrolle bei grundwasserschonender Landwirtschaft durch den Nachweis witterungsunabhängiger Nmin-Trends. Wasser und Boden 50/5, 18-21.

Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen auf langjährige Ackerbrachen im Mitteldeutschen Trockengebiet

A. Trefflich¹; M. Kayser¹; G. Wessolek²

1. Einleitung

Die bisherigen Kenntnisse über Konsequenzen der Brachlegung von Acker- bzw. Grünlandflächen für den Bodenwasserhaushalt sind widersprüchlich und für großflächig trockene Gebiete wie das östliche Harzvorland (Raum Halle – Eisleben) nur ungenügend. Durch die hohe Evapotranspiration der Vegetation über fast das gesamte Jahr muß mit einer verminderten Grundwasser-Neubildung gerechnet werden. In einem Feldexperiment auf einem Decksandlöß-Braunerde-Tschernosem wurde deshalb der Bodenwasserhaushalt einer bislang 13jährigen Brache mit ungestörter, sekundärer Sukzession auf kurz- bzw. mittelfristige Veränderungen untersucht und die Ergebnisse mit den Resultaten von zwei Bodenwasserhaushalts-Modellen verglichen.

Das komplexe agrarmeteorologische Modell (MÜLLER, 1987) berücksichtigte bisher vor allem landwirtschaftliche Kulturen und Gras (Deponicansaaten), d.h. Pflanzenbestände mit \pm homogener Vegetationsstruktur. Es sollte geprüft werden, ob das Modell in der vorliegenden Form den Bodenwasserhaushalt eines konkreten Versuchsstandortes - für den mehrjährige Meßwerte vorliegen - abbilden kann und damit auch auf sehr heterogene Pflanzenbestände einer langjährigen Ackerbrache anwendbar ist.

2. Methoden

2.1 Modelleinsatz

Das Einschicht-Modell (MÜLLER, 1987) berechnet neben Tageswerten der potentiellen (Etp) und aktuellen Evapotranspiration (ETA) sowie der Versickerung auch den jeweiligen Bodenwasservorrat für eine vorgegebene Schichtdicke. Es arbeitet mit 2 Sektoren, einem Entzugs- und einem Nachlieferungssektor. Beide Sektoren verhalten sich bezüglich ihres maximalen Wasservorrates wie die nutzbare Feldkapazität einer Oberschicht (=Durchwurzelungszone), die 60% der Ausschöpfungszone umfaßt, zur nutzbaren Feldkapazität einer die übrigen 40% der Ausschöpfungszone beinhaltenen Unterschicht. Für die Reduktion der Etp ist nur der Wasservorrat des Entzugssektors von Bedeutung, während der Reservesektor der ausgleichenden Wassermachlieferung in den Entzugssektor dient. Die Berechnung der Etp erfolgt nach dem von Wendling et al. (1991) beschriebenen Verfahren. In das Modell gehen - je nach betrachteter Kultur - verschiedene pflanzenspezifische Parameter ein, die für die Reduktion der Etp benötigt werden, ebenso wie Angaben über die zeitlich variierende Durchwurzelungsschichtdicke und die Interzeptionskapazität des jeweiligen Pflanzenbestandes. Benötigte Bodenkennwerte sind mittlere Feldkapazität und Totwassermenge pro Dezimeter. Als meteorologische Inputgrößen wurden die unmittelbar am Versuchsstandort Zöberitz bei Halle gemessenen Daten Lufttemperatur (Tagesmittel), Sonnenscheindauer (Tagessumme) und Niederschlag (Tagessumme, modellintern korrigiert) verwendet.

Das Zweischichtmodell nach RENGER et al. (1977) und WESSOLEK (1983) ermöglicht eine

¹ Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, 06108 Halle (Saale)

² Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, FG Standortkunde und Bodenschutz, Salzufer 11/12, 10587 Berlin

Berechnung der realen Verdunstung und Versickerung aus schichtweise ermittelten Bodenwasser- und Wasserspannungswerten als Funktion der Tiefe und der Zeit unter Berücksichtigung des Niederschlages und der Lage der „hydraulischen Wasserscheide“ ($\text{grad}\psi = 0$) im Boden.

2.2 Feldversuch Ackerbrache

Unter einer seit 1987 stillgelegten Ackerbrache, auf der sich seitdem ungestört eine üppige – im wesentlichen krautige - Vegetation entwickelte, erfolgten ab 1996 Wassergehaltsmessungen mittels TDR-Sonden (Easy-Test) in Tiefenstufen bis 1,80 m (3fache Wiederholung). Als Funktion der Zeit und Bodentiefe wurden neben der Bodenfeuchte auch Wasserspannungen (Druckaufnehmer- und Einstichtensiometer, Gipsblocksonden) in dreifacher Wiederholung gemessen.

Für den Vergleich mit dem Modell dienten Tageswerte.

Der Standort Zöberitz (bei Halle) stellt ein Braunerde-Tschernosem mit einer durchschnittlichen Sandlöß-Auflage von 60-80 cm dar. Die mittlere nutzbare Feldkapazität (=Feldkapazität - Totwasser) beträgt 147 mm im 1m-Profil (vgl. Tab.1).

Tab. 1: Bodenphysikalische Kennwerte des Versuchsstandortes Zöberitz (bei Halle), Decksandlöß-Braunerde-Tschernosem

Tiefe	Horizont	Mächtigkeit (dm)	GPV (Vol-%)	LK (Vol-%)	FK (Vol-%)	NFK (Vol-%)	TW (Vol-%)	pt (g/cm^3)
25	rAp	2,5	46,4	9,1	30,4	18,7	11,7	1,43
35	Axh	1,0	46,0	9,8	30,7	18,5	12,2	1,36
45	Bv-Axh	1,0	46,3	10,4	31,0	18,6	12,4	1,44
60	Bv	1,5	44,5	9,4	29,8	19,7	10,1	1,41
70	IIBv-eCCc	1,0	46,9	25,1	19,2	11,3	7,9	1,31
90	eCCc1	2,0	39,9	31,4	8,9	7,6	1,3	1,58
100	eCCc2	1,0	43,3	36,4	7,9	7,1	0,8	1,47

3. Ergebnisse

Sowohl 1997 als auch 1998 lag die jährliche Niederschlagssumme mit 110 bzw. 118 % über dem langjährigen Durchschnittswert von 475,3 mm (Mittel 1965-1994). Trotzdem wurde eine negative klimatische Wasserbilanz errechnet, die sich vor allem aus der negativen Bilanz in der Vegetationsperiode (April – Oktober) ergibt. Mit Ausnahme des Juli 1997 und September 1998 überstieg die potentielle Evapotranspiration die Niederschlagssumme in den für die Vegetationsentwicklung bedeutsamen Monaten (Abb. 1).

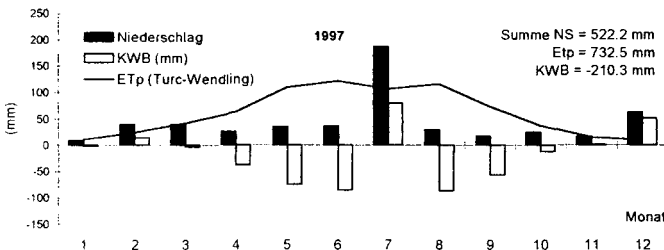


Abb. 1: Klimatische Wasserbilanz 1997, Standort Zöberitz bei Halle (S.); Werte für 1998: Summe Niederschlag = 562,9 mm, Etp = 686,9 mm, KWB = -124,0 mm

Der Bodenwasservorrat eines 1m-Profiles unter der Ackerbrache, errechnet aus der schichtweisen Summierung der gemessenen Bodenwassergehalte, wird vom Modell (MÜLLER) insgesamt gut abgebildet, wobei für die Berechnung die „Kultur Gras“ zugrunde gelegt wurde (Abb. 2). Da in der aktuellen Brachevegetation derzeit Gräser dominieren, ist hier bis zum Hochsommer eine gute Übereinstimmung zwischen Modell und Messwerten gegeben. Abweichungen traten dagegen besonders im Spätsommer und Frühherbst auf, hier errechnete das Modell für Gras einen geringeren Wasserentzug als tatsächlich gemessen wurde.

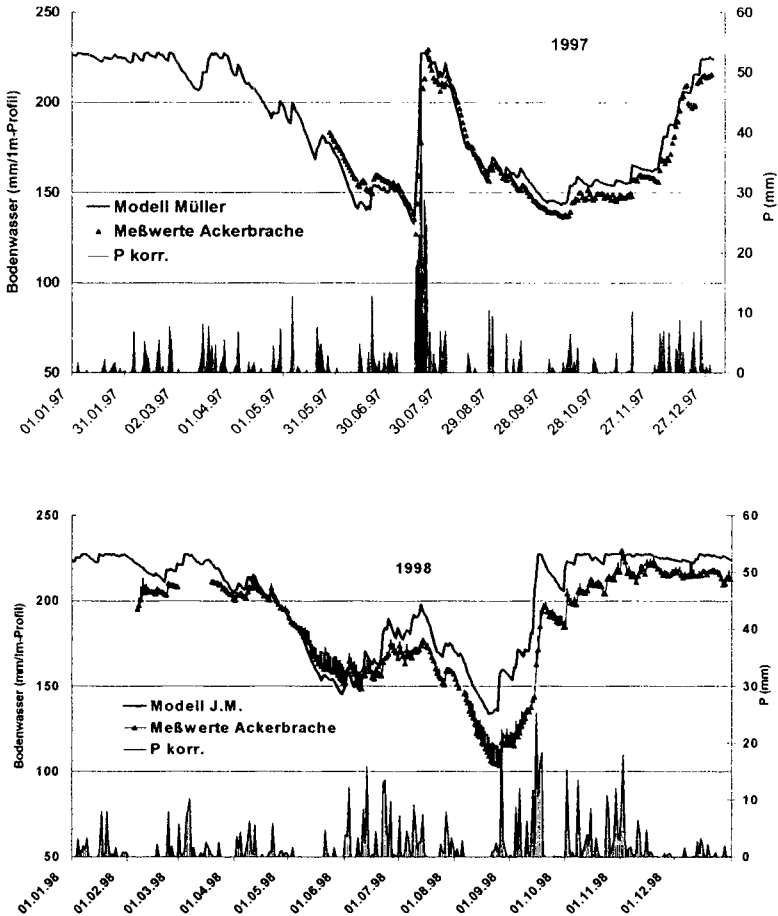


Abb. 2: Bodenwasservorrat einer 1m-Schicht 1997 und 1998, Vergleich der unter Ackerbrache gemessenen und vom Modell (J. Müller) berechneten Werte

Berechnet man die Monatssummen der aktuellen Evapotranspiration, stimmen die Modellwerte nach Müller gut mit den Werten überein, die sich aus realen Messwerten unter Berücksichtigung der hydraulischen Wasserscheide (Modell nach Renger u. Wessolek) ermitteln lassen (Abb. 3). Die vom Modell errechneten Sickerwassermengen, besonders im Oktober 1998, wurden nach Kalkulation aus den Wassergehalten und -tensionen jedoch nicht immer erreicht.

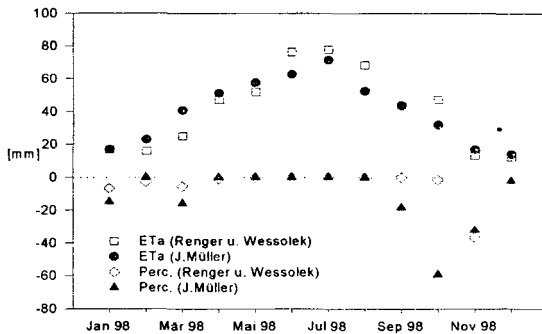


Abb. 3: Berechnete Monatssummen der aktuellen Evapotranspiration (Eta) und der Versickerung (Perc) 1998

Diskussion und Schlussfolgerungen

Beide Modelle zum Bodenwasserhaushalt kamen in den untersuchten zwei Jahren bezüglich der im Profil gespeicherten Wassermengen sowie der aktuellen Evapotranspiration zu sehr ähnlichen Ergebnissen. Die kumulative Jahresverdunstung betrug beispielsweise 1998 nach dem Modell Renger/Wessolek 496 mm, nach dem Modell Müller 482 mm. Das letzt genannte Modell konnte, da es keinerlei aktuelle Bodenwasserdaten benötigt, anhand der realen Messwerte sehr gut validiert werden. Es scheint somit grundsätzlich auch für heterogene Pflanzenbestände wie mehrjährige selbstbegrünte Brachen anwendbar zu sein. Die aufgetretenen Abweichungen im Spätsommer/ Herbst können mit dem späten Entwicklungsoptimum zahlreicher Pflanzen der Ackerbrache (*Artemisia*, *Cirsium*) erklärt werden. Durch Veränderung von pflanzenspezifischen Parametern - wie z.B. der Erhöhung der Ausschöpfungs-Schichtdicke zu diesem Zeitpunkt - würde sich auch die Perkolations verringern. Die kumulative Jahresversickerung, berechnet als abwärtsgerichteter Wasserfluss unterhalb der hydraulischen Wasserscheide, betrug 1998 nur ca. 63 mm. Auch wenn diese Größe im Feldversuch nicht direkt gemessen und mögliche preferentielle Sickerung durch punktuelle Messungen nicht erfasst werden konnte, so erscheint eine ausreichende Grundwasser-Neubildung dennoch fraglich. In überdurchschnittlich trockenen Jahren ist mit ausbleibender Versickerung zu rechnen.

Dank

Für die Durchführung der Modellrechnungen danken wir Herrn Dr. J. Müller vom Deutschen Wetterdienst, Niederlassung Halle, Geschäftsfeld Landwirtschaft, sehr herzlich. Das Projekt wurde vom UFZ Leipzig-Halle (Kennzeichen 11/96) gefördert.

Literatur

- DVWK: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, DVWK-Merkblätter 238, 1996
 KAYSER, M. (1997): Felduntersuchungen zur Wasserhaushaltsdynamik in Loßböden. Dipl. arbeit MLU Halle
 MÜLLER, J. (1987): Verdunstung landwirtschaftlicher Produktionsgebiete in ausgewählten Vegetationsabschnitten und deren statistische, modellmäßige und kulturbezogene Bewertung. Diss. Martin-Luther-Universität Halle
 RENGER, M.; STREBEL, O.; BRUNKE, H.: Auswirkungen von Absenkungen des Grundwassers auf Evapotranspiration und Grundwasserneubildung. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 25, 89-100, 1977
 WENDLING, U.; SCHELLIN, H.-G. U. THOMA, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der Agrarmeteorologischen Beratung. Z. Meteorol. 41, S. 468-475
 WESSOLEK, G.: Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. 61. Schriftenreihe FB Landschaftsentwicklung TU Berlin, 1989

Lysimeteruntersuchungen zur Charakterisierung des Gebietswasserhaushaltes in einem Teiluntersuchungsgebiet der Trier-Bitburger-Mulde unter Berücksichtigung boden- und nutzungsspezifischer Niederschlags-Sickerwasserbeziehungen

von

Tressel, E. * u. Schneider, R.**

Einführung und Problemstellung

In ausgewählten Landschaftsausschnitten der Trier-Bitburger-Mulde werden seit 1994 Untersuchungen vorgenommen, anhand derer die standortspezifische sowie flächendifferenzierte niederschlagsanteilige Versickerungsleistung sowie der Verdunstungsaufbrauch aus der ungesättigten Bodenzone unter natürlichen Witterungsbedingungen ermittelt werden. Hierzu wurde an repräsentativen Standorten der Trier-Bitburger-Mulde ein 14 Stationen umfassendes Lysimeter- und Bodenfeuchtemeßnetz aufgebaut. Zielsetzung der hier vorgestellten Studie ist es, den Einfluß von klimatischen, boden- und nutzungsspezifischen Eigenschaften auf den dynamischen Prozeß der zeitlichen sowie räumlich differenzierten Sickerwasserbildung - als Teilglied des Gebietswasserhaushaltes - auf der Grundlage vergleichender Standortergebnisse aufzuzeigen und zu diskutieren. Die Auswahl des Untersuchungsgebietes begründet sich in der wasserwirtschaftlichen Bedeutung der Trier-Bitburger-Mulde u. a. für den Regierungsbezirk Trier-Saarburg.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, mit einer Fläche von insgesamt 79 km², hat Anteil an den naturräumlichen Haupteinheiten Bitburger Gutland und Moseleifel (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962). Morphologisch handelt es sich um eine Schichtstufenlandschaft. Geologisch wird diese Landschaft hauptsächlich von den mesozoischen Schichten des Buntsandsteins, Muschelkalks, Keupers und Lias geprägt. Infolgedessen zeichnet sich dieser Landschaftsraum durch eine große Bodenvariabilität und eine vielfältige Nutzungsdifferenzierung aus.

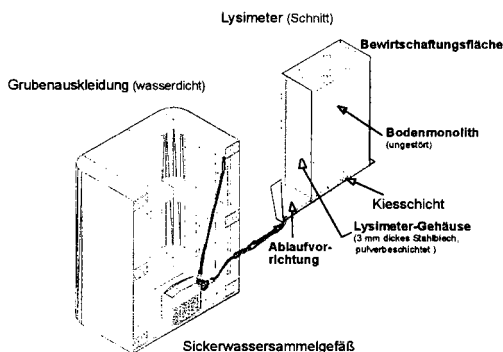
Folgende Standorte sind in die Untersuchungen einbezogen:

- Greverath: Braunerden und Pseudogley-Braunerden aus Sandstein des Mittleren Buntsandsteins.
Rödt: schwach pseudovergleyte Braunerden aus löblehmhaltigen Fließerden über Sandsteinen des Oberen Buntsandsteins.
Idenheim: Pseudogley-Braunerden aus löblehmhaltigen Fließerden über den Ausgangsgesteinen des Unteren und Mittleren Muschelkalkes.
Meckel: Pelosol-Pseudogleye aus löblehmhaltigen Fließerden über den Ausgangsgesteinen des Unteren Keupers.

Methodik

Für den Beobachtungszeitraum von vier hydrologischen Jahren (1.04.1994 bis 31.3.1998) wird eine Bewertung der boden- und nutzungsspezifischen Niederschlags-Sickerwasser-Beziehung auf der

Basis der Ergebnisse der mengenmäßigen Sickerwasserabläufe aus den Lysimetern vorgenommen. Zur Erfassung der Versickerungsvorgänge wurden an den Meßstationen jeweils 3 nicht wägbare Lysimeter installiert. Deren Bau erfolgte nach den Bauanleitungen des DVWK (1980) (Fig. 1).



Als Baumaterial wurde ein 3mm starkes, pulverbeschichtetes Stahlblech verwendet. Die Bodenmonolithe der Lysimeterbehälter repräsentieren die standorttypischen Böden in der Umgebung der Meßstationen. Die Bodenkörper wurden als ungestörte Bodenmonolithe nach dem sog. ‚Stechringprinzip‘ auf den jeweiligen Testflächen gezogen.

Fig. 1: Schnitt durch den Lysimeterbehälter und die begehbare Meßgrube

Die Entnahmetiefe der Monolithe richtete sich nach den jeweils standortspezifischen Profiltiefen (= Gründigkeitsverhältnisse). Die Bewirtschaftung der Bodenmonolithe erfolgte entsprechend der Bewirtschaftungsart der zugehörigen Testflächen (Acker, Grünland und Wald). Die *niederschlagsanteilige Sickerwassermenge* wurde volumetrisch aus den Lysimeterbehältern ermittelt, die *Bodenwasserspeicheränderung* über eine gravimetrische Bodenfeuchtemessung auf den benachbarten Testflächen.

Zum Meßprogramm gehört die wöchentliche Erfassung des Niederschlages, der Sickerwassermengen sowie der Bodenfeuchte. Zusätzlich wurden auf allen Testflächen wichtige bodenphysikalische Kenndaten an Leitschürfen bis 1m Tiefe ermittelt. Der deskriptiven Beschreibung des komplexen Zusammenwirkens der zuvor genannten Parameter, auf der Basis der graphischen Datenumsetzung, geht eine statistische Datenanalyse zur Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Lysimeterparallelen und der Stärke des funktionalen Zusammenhanges zwischen der unabhängigen Variablen *Niederschlag* und der abhängigen Variablen *Sickerwasser* mit Hilfe der Regressions- und Korrelationsanalyse voraus.

Zur Interpretation der mengenmäßigen Sickerwasserabläufe aus den Lysimetern und dem innerjährlichen Feuchtegang wurden die feldbodenkundlichen und bodenphysikalischen Kennwerte der jeweiligen Testflächen hinzugezogen.

Ergebnisse

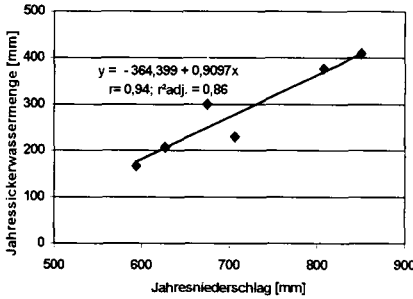
Die zahlenmäßige Gegenüberstellung der Jahresniederschlags- und Sickerwassermengen der beiden Stationen Greverath und Meckel zeigt, daß die Jahressickerwassermengen erwartungsgemäß in Abhängigkeit von den Jahresniederschlagsmengen starken Schwankungen unterliegen sind (Tab. 1).

Station	Hydroj.- Jahr	Jahres- N [mm]	Jahres- Siwa [mm]	N/Siwa %
Greverath	1995/96	594	166	27
Meckel	1995/96	627	206	32
Greverath	1996/97	674	300	44
Meckel	1996/97	706	229	32
Greverath	1997/98	807	376	46
Meckel	1997/98	850	409	48

Tab. 1 (links): Jahresniederschlags- und Jahressickerwassermengen der Hydrologischen Jahre an den Ackerstandorten Greverath und Meckel

Auf Jahresbasis läßt sich ein starker Zusammenhang zwischen der unabhängigen Variable Niederschlag und der abhängigen Variable Sickerwasser nachweisen (Fig. 2) (vgl. auch

PROKSCH 1990). Auf der Basis der Wochenwerte von Niederschlag und Sickerwasser konnten für die beiden oben genannten Stationen nur noch Korrelationskoeffizienten zwischen 0,39 (Greverath) und 0,51 (Meckel) errechnet werden.



Der Vergleich der Jahressickerwasseranteile am Jahresniederschlag (Tab. 1) zwischen den beiden Stationen mit gleicher Nutzungsart macht bereits deutlich, daß neben der Bilanzgröße Niederschlag weitere Einflußgrößen in die standortgebundene Sickerwasserbildung eingreifen (vgl. OLBRISCH 1975).

Fig. 2: Zusammenhang zwischen den Jahressummen von Niederschlag und Sickerwasser

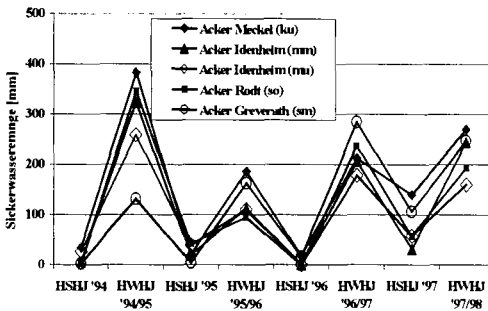
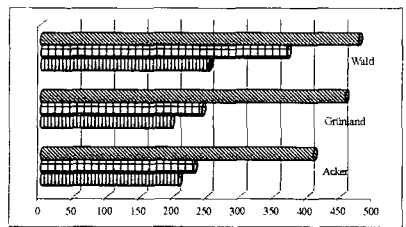
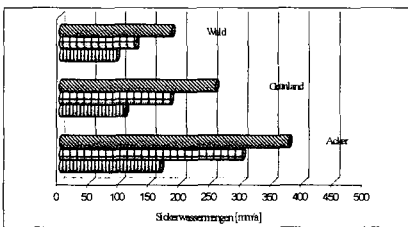


Fig. 3: Verteilung der Sickerwassermengen an den Ackerstationen (zeitliche Auflösung: hydrologische Halb-jahre)

Diese These findet in Figur 3 ihre Bestätigung. Dargestellt ist die mengenmäßige Differenzierung der Sickerwasserbildung der einzelnen hydrologischen Halbjahre. Die Ergebnisse der Lysimetermessungen weisen eine hohe Variabilität für die Sickerwassermengen der Ackerstationen verschiedener Standorte des Lysimetermeßnetzes aus. Die innerjährlichen Schwankungen der Sickerwassermengen sind somit nicht nur das Resultat eines räumlich bedingten unterschiedlich hohen Niederschlagseintrages, sondern auch - wie hier am Beispiel gleicher Nutzungsarten gezeigt - eine Funktion der heterogenen Bodenverhältnisse. Weiterhin kann festgestellt werden, daß die Winterhalbjahre, wie erwartet, die versickerungswirksamste Zeit sind.






 1995/96
  1996/97
  1997/98

Fig. 4: Sickerwassermengen der unterschiedlich bewirtschafteten Lysimeter bei unterschiedlicher Nutzung für die genannten hydrologischen Jahre an den Standorten Greverath (links) und Meckel (rechts)

Die Versickerungswirksamkeit der Niederschläge in den Bodenprofilen wird neben den Bodeneigenschaften allerdings auch durch die Nutzungsart (Acker, Grünland, Wald) in unterschiedlicher Weise gesteuert (Fig. 4).

Während in der Gemarkung *Greverath*, auf den vorwiegend *sandigeren Böden*, die Sickerwassermengen mit zunehmender Bodenbedeckung bei vergleichbarer Witterung abnehmen, führt die unterschiedliche Bewirtschaftung der Lysimeter in der Gemarkung *Meckel*, mit überwiegend *tonig-lehmigen Böden*, offensichtlich nicht zu einer deutlichen mengenmäßigen Differenzierung bei der Sickerwasserbildung. Am Standort Meckel steuern die Bodeneigenschaften vornehmlich die Sickerwasserbildung, wobei insbesondere auf die Bedeutung der sekundären Grobporen (Wurmgänge, Wurzelbahnen, Schrumpfrisse) hinzuweisen ist.

Zusätzlich wurden für die Acker-Stationen Greverath und Meckel - in zeitlich hoher Auflösung (Wochenbasis) - die Ergebnisse der standortgebundenen Untersuchung der innerjährlichen Dynamik der Sickerwasserbildung und des Feuchteganges (als Zeit-Tiefen-Funktion) in Abhängigkeit von der zeitlichen und mengenmäßigen Verteilung der Niederschläge für den Zeitraum eines hydrologischen Jahres (1.04. -31.03.) einander gegenübergestellt.

Hierbei ergaben sich ein *zeitlich* unterschiedliches Reaktionsvermögen der Sickerwasserbildung auf die Niederschlagsereignisse und eine *mengenmäßig* unterschiedliche Sickerwasserabgabe der Lysimeter bei fast gleichen Niederschlagsmengen, wiederum erklärbar mit boden- und nutzungsbedingten Effekten.

Schlußfolgerungen

Die bisherigen standortspezifischen Ergebnisse bestätigen die Möglichkeit, mit Hilfe der Lysimeter-technik - ergänzt durch Bodenfeuchtemessungen - systematisch und standortspezifisch den Prozeß der niederschlagsanteiligen Sickerwasserbildung für den wasserungesättigten Raum zu untersuchen. Durch die räumliche Verteilung der Meßstandorte konnte - in Abhängigkeit von der Variabilität der Gebietseigenschaften - eine mengenmäßige Differenzierung bei der Sickerwasserbildung festgestellt werden. Bedingt durch die geringe Anzahl der Stationen und vor allem wegen ihrer Lage in der Ebene, lassen sich jedoch keine absoluten, flächendifferenzierten (raum-zeitlichen) Aussagen für die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes ableiten.

Literatur

- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e. V. (DVWK)**
(Hrsg.) (1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. - = DVWK-Regeln zur Wasservirtschaft, H. 114, Bonn
- OLBRISCH, H.-D.** (1975): Beitrag zur Methodik der Datenanalyse bei Lysimeteruntersuchungen. - Dortmund
- PROKSCH, W.** (1990): Lysimeterauswertungen zur flächendifferenzierten Ermittlung mittlerer Grundwasserneubildungsraten. - = Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch. Nr. 55, Koblenz

Titel: Die " Wasserleitfähigkeit" gering durchlässiger Schichten, bestimmt in einem Feldversuch

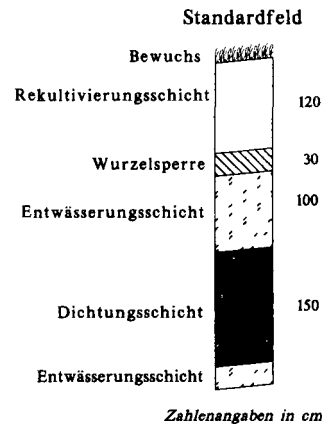
Autoren: TRESSELT, K., GRÖNGRÖFT, A., MIEHLICH, G.

Einführung

Die TA-Abfall und TA-Siedlungsabfall legen die gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf-Wert), bestimmt nach DIN 18130-T1, als ein Merkmal für die Qualität bindiger mineralischer Dichtungen fest. Aus dem im Labor ermittelten kf-Wert und den in der Dichtung wirksamen hydraulischen Gradienten wird nach dem Gesetz von Darcy die Dichtschichtdurchsickerung vorhergesagt. Dabei geht man davon aus, daß vollständige Wassersättigung und ein stabiles Korngerüst vorliegt, zwei Annahmen, die in der Realität meist nicht zutreffen. Am Beispiel eines Großlysimeterversuchs soll gezeigt werden, welche Sickerwassermengen real auftreten und ob die Darcy - Annahmen zutreffen.

Untersuchungsgegenstand

Auf der Schlicklagerstätte Francop, einem ehemaligen Spülfeld für Hamburger Baggergut, wurde im Auftrag der Stadt Hamburg, Amt Strom- und Hafenbau, die Wirksamkeit bindiger mineralischer Dichtungen aus klassiertem teilentwässerten Hafenschlick im Oberflächenabdichtungssystem mit Hilfe von Lysimetern (500 m²) geprüft (Aufbau s. TRESSELT et al. 1996). Die bindige mineralische Dichtung bestand aus Hafenschlick, einem sandig-lehmigen Schluff (Ton 12 Gew. %, Schluff 62 Gew. %, Sand 11 Gew.%) mit einem hohen Anteil an organischer Substanz (Glühverlust 11 Gew. %). Im Gegensatz zu bindigen mineralischen Dichtungen aus Mergel (vgl. MELCHIOR 1993), weisen Dichtungen aus Hafenschlick ein sehr hohes Gesamtporenvolumen (ca. 65 Vol. %, Sättigungszahl 0,9) und eine geringe Trockendichte von 0,9 g/cm³ auf. Die im Labor ermittelten kf-Werte lagen bei 1 bis 2 * 10⁻⁹ m/s. Das Meßprogramm umfaßte u.a. bodenhydrologische Größen (z.B. Druckpotentialmessung mit Tensiometern, Wassergehaltsmessungen mit Time Domain Reflectometry, Bodentemperatur) und Abflußbilanzierungen in verschiedenen Ebenen im Oberflächenabdichtungssystem.



Gemessener und berechneter Fluß unter der Schlickdichtung

In der Abbildung 2 sind die Flußhöhen in den Entwässerungsschichten auf und unter der Schlickdichtung sowie der mittlere Wassergehalt (TDR-Messung) und der hydraulische Gradient (Tensio-metrie) in der Schlickdichtung (Oberkante-Unterkante) dargestellt. Der zeitliche Verlauf und die Abflußhöhe in der Entwässerungsschicht auf der Schlickdichtung wurde durch die Zu-sickerung aus der Rekultivierungs-schicht gesteuert. Niedrige Gesamtjah-resniederschläge von 564 mm führten 1996 zu einem kontinuierlichen Rück-gang des Abflusses auf der Dichtung auf Werte unter 0,1 mm/d. In den bei-den Folgejahren stiegen die Flüsse einhergehend mit dem Anstieg der Niederschläge (1997: 855 mm/a, 1998: 1113 mm/a) an und erreichten maximale Werte von 6 mm/d im November '98. Der Abfluß unter der Dichtung lag im Mittel bei 0,05 mm/d und wies in seinem zeitlichen Verlauf einen Jahresgang mit einem Minimum im März und einem Maximum im Okto-ber auf. Die über den Meßzeitraum nahezu unveränderlichen mittleren Wassergehalte in der Schlickdichtung deuteten darauf hin, daß eine wenn auch sehr langsame Durchströmung der Schlickdichtung stattfand. Die hydraulischen Gradienten waren stets positiv (1,2 - 1,9) und zeigten damit, daß ein Fluß in der Dichtung stets abwärts gerichtet stattfand. Die Gradienten wurden im wesentlichen durch Wassereinstau in der Entwässerungsschicht auf der Dichtung infolge der geringen

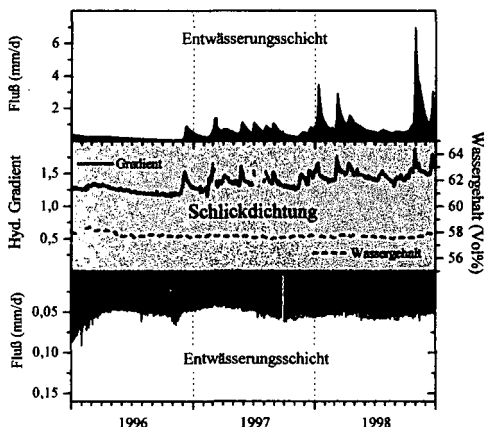


Abb. 2: Flüsse auf und unter der Schlickdichtung.

Wasserleitfähigkeit des Drän-sandes ($k_f = 1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$) be-influßt. Aus den hydraulischen Gradienten wurden unter Zugrundelegung der im Labor gemessenen gesättigten Was-serleitfähigkeit der Fluß unter der Dichtung berechnet. Der Vergleich mit den realen Flüs-

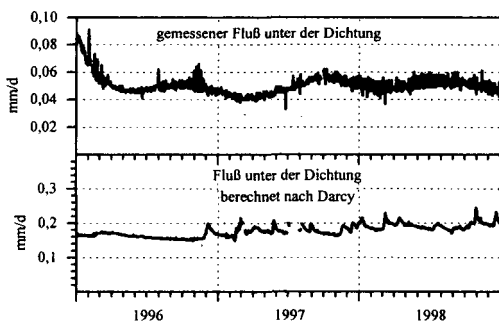


Abb. 3: Gemessene und nach Darcy berechnete Dichtschichtdurchsickerung.

sen (Abb.3) zeigt, daß die An-

wendung des Gesetzes von Darcy auf das betrachtete System sowohl zu einer Überschätzung der absoluten Höhe des Flusses führte, als auch der zeitliche Verlauf des Flusses unter der Dichtung nicht wiedergegeben wurde. Die absolute Höhe des Flusses wird durch den angesetzten k_f -Wert bestimmt. Der Vergleich zeigt, daß die im Feld realisierten Durchlässigkeiten ca. vierfach unter den Laborwerten liegen, was aufgrund der Konsolidierung der Schicht durchaus realistisch ist. Zudem können die Teilsättigung und die Gasbildung in der Schlickdichtung durchströmungshemmend wirken.

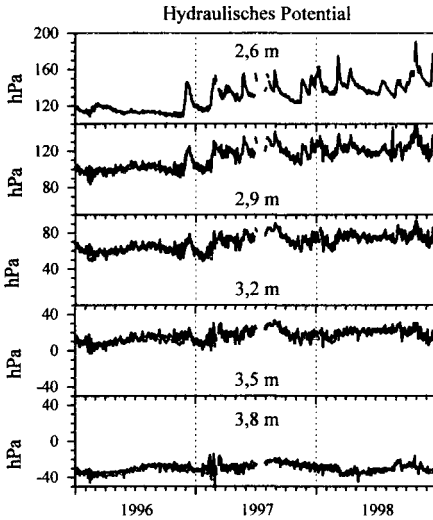


Abb. 4: Hydraulische Potentiale in der Schlickdichtung.

infolge von Wassereinstau in der Entwässerungsschicht bestimmt. Die Druckfortpflanzung in die Tiefe unterliegt einer starken Dämpfung, so daß in der untersten Meßtiefe (3,8 m) ein jahreszeitlicher Gang des Potentials vorliegt, der dem zeitlichen Verlauf des Flusses unter der Schlickdichtung gleicht.

Temperatureinfluß auf die hydraulischen Eigenschaften der Schlickdichtung

Aus den Vergleich der Jahresgänge der Bodentemperatur in und den Abflüssen unter der Schlickdichtung (Abb. 5) wird deutlich, daß die absolute Temperatur einen bedeutenden Einfluß auf die Sickerwasserbildung hat. Temperaturveränderungen wirken sich dabei indirekt über die Veränderung der physikalischen Eigenschaften des Wassers auf die hydraulischen Eigenschaften der Schlickdichtung aus. Eine Temperaturerhöhung senkt die Kohäsionskräfte zwischen den Wassermolekülen, was zu einer geringeren Dichte, Oberflächenspannung und dynamischen Viskosität des Wassers führt. Hieraus ergeben sich hydraulisch wirksame Änderungen, wie z.B. der Anstieg des

Der zeitliche Verlauf des berechneten Flusses wird vom hydraulischen Gradienten bestimmt. Eine Abweichung zwischen gemessenem und berechnetem Fluß deuten darauf hin, daß die im Gesetz von Darcy festgelegte Proportionalität zwischen dem Fluß und dem hydraulischen Gradienten hier nicht besteht. In der Abbildung 4 sind die hydraulischen Potentiale errechnet aus den Tensiometermeßwerten für fünf Meßtiefen in der Schlickdichtung dargestellt. Im oberen Bereich der Schlickdichtung (2,5 bis 2,9 m unter der Geländeoberfläche GOF) wird der zeitliche Verlauf des hydraulischen Potentials durch die Druckerhöhung

Matrixpotentials und der gesättigten Wasserleitfähigkeit, die zusammen mit einer Volumenzunahme aller drei Phasen im Boden und einer erhöhten Gasproduktion zu einer erhöhten Durchsickerung der Schlickdichtung führen können. Zur Abschätzung des Temperatureinflusses wurde aus dem gemessenen Flüssen nach Darcy (bei $i = 1$) die Wasserleitfähigkeit errechnet und eine Korrektur der k -Werte

auf $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ (nach DIN 19130) durchgeführt. Hierdurch wurde eine weitgehende Glättung erreicht, so daß theoretisch die Änderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit infolge von Temperaturänderungen ausreichen würde, um die gemessenen jahreszeitlichen Schwankungen der Dichtschichtdurchsickerung weitgehend zu erklären. Es ist jedoch anzunehmen, daß verschiedene temperaturgesteuerte Prozesse zur Wirkung kommen (vgl. VIELHABER 1995), deren jeweiliger Anteil an der Änderung der Dichtschichtdurchsickerung auf Basis der vorliegenden Daten nicht genau festgelegt werden kann.

Fazit

Die Untersuchung hat ergeben, daß unter den vorliegenden Randbedingungen (Teilsättigung, Gasbildung und hydraulische Gradienten $i < 2$) die Durchsickerung der Schlickdichtung insgesamt sehr gering ist ($< 1 \cdot 10^{-9}$ m/s) und nicht von den hydraulischen Gradienten in der Dichtung sondern im wesentlichen durch die absolute Temperatur bestimmt wird. Die Anwendung des Gesetzes von Darcy zur Berechnung der Dichtschichtdurchsickerung führte zu einer Überschätzung des Flusses um den Faktor 4. Um eine realistische Vorstellung von den hydraulischen Prozessen in Oberflächendichtungen erhalten zu können, ist die Durchführung von großflächig angelegten Lysimeterversuchen ratsam.

Literatur

- DIN 18130-T1 (1998): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben: Die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwerts. Teil 1: Laborversuche. Beuth Verlag, Berlin, 20 S.
- MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation, Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten 22, 330 S. + Anhang.
- TRESSELT, K., A.GRÖNGRÖFT, S. MELCHIOR, M. TÜRK, K. BERGER & G. MIEHLICH (1996): Feldversuche zur Untersuchung der Wirksamkeit von Oberflächendichtungen aus Hafenschlick - Untersuchungskonzept und Aufbau der Versuchsanlage. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 79, S. 75-78.
- VIELHABER, B (1995): Temperaturabhängiger Wassertransport in Deponieoberflächenabdichtungen - Feldversuch in binidigen mineralischen Dichtungen unter Kunststoffdichtungsbahn. Hamb. Bodenkundl. Arbeiten, 29, 200 S. + Anhang.

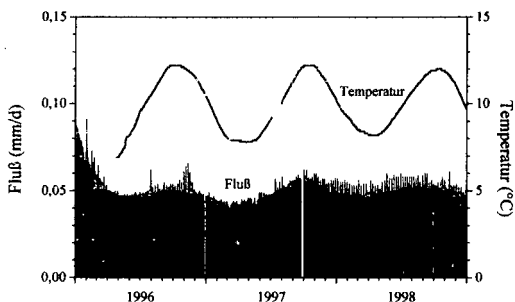


Abb. 5: Temperatur in und Fluß unter der Schlickdichtung.

Bewertung des denitrifikativen Nitratabbaus in der gesättigten Zone hydromorpher Böden auf der Basis von *in situ* Messungen des Denitrifikationspotentials

R. Well¹, J. Augustin², J. Davis³, S. Griffith³, O. Mehranfar¹, K. Meyer⁴,

Problemstellung

Der Denitrifikation kommt in hydromorphen Böden eine besondere Rolle zu, da hier durch das Zusammentreffen von limitierter O₂-Verfügbarkeit und hohem Angebot an Reduktionsmitteln sehr hohe potentielle Aktivitäten auftreten können. Ein Diskussionspapier zur Klassierung des Denitrifikationspotentials der Böden in Deutschland (AG Wasserschutz der DBG, Gäth et al. (1997)) ordnet die hydromorphen Böden in die Klassen mit hohem und sehr hohem Denitrifikationspotential (50 - 150 bzw. >> 150 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Bei der Zuordnung zu den einzelnen Klassen finden Bodentyp, Hydroregime und das Auftreten von fossilen Reduktionsmitteln Berücksichtigung. Die Daten basieren auf **indirekten** Feldmessungen der Denitrifikation wie N-Bilanzierungen und Nitrat-Tiefenprofilen. Diese Methodik hat eine verhältnismäßig geringe Meßgenauigkeit und ist für die Beschreibung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der Denitrifikation nur begrenzt aussagefähig. Angesichts der großen Bedeutung der Denitrifikation für den N-Umsatz in hydromorphen Böden ist die große Schwankungsbreite des bisherigen Bewertungsschemas unbefriedigend.

Zielsetzung

Nahziel:

Ergänzung und Überprüfung der Datenbasis für die grobe Klassierung des Denitrifikationspotentials hydromorpher Böden unter Verwendung einer Methodik zur **direkten** Messung der Denitrifikation.

Fernziel:

Erstellen eines differenzierten Modells für die Prognose des Denitrifikationspotentials in hydromorphen Böden auf der Basis von Gehalten an potentiell für die Denitrifizierer verfügbaren Reduktionsmitteln.

Begriffsdefinition

„Denitrifikationspotential“ wird in der Literatur unterschiedlich verwendet. Hier bezeichnet dieser Begriff die Rate des denitrifikativen Nitratabbaus bei nicht-limitierender Nitratverfügbarkeit.

¹ Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str.4, 37075 Göttingen; ² Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung, Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF e.V.), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg; ³ USDA-ARS National Forage Seed Production Res. Center, Corvallis, OR, USA; ⁴ Geries-Ingenieure Büro für Standorterkundung, Weender Str. 87, 37073 Göttingen.

Methodik

Denitrifikationspotential:

In situ Messung gasförmiger Denitrifikationsprodukte (Well & Myrold, 1999).

Versuchsablauf: Injektion einer Versuchslösung über Bodensonden in die gesättigte Zone (10 mg $^{15}\text{NO}_3\text{-N l}^{-1}$; 50 ml $\text{C}_2\text{H}_2 \text{ l}^{-1}$; 4 - 16 l je Bodensonde). Ableitung des Denitrifikationspotentials aus dem anschließenden Zeitverlauf der Gehalte an Denitrifikationsgas (N_2O , $^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$) in der Bodenlösung.

Reduktionsmittel:

C_{org}: Gesamt-C über Elementaranalyse, Karbonat-C nach Scheibler

Gesamt-/Sulfid-Schwefel: IR-Detektion von SO_2 nach temperaturgestaffelter Verbrennung.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

A. Einfluß der Bodeneigenschaften auf das Denitrifikationspotential (Tabelle 2)

- In allen Meßtiefen der Niedermoorböden sowie in den Mineralbodenhorizonten mit hohen Gehalten an C_{org} und Sulfid ist das Denitrifikationspotential sehr hoch. In diesen Horizonten ist daher i.d.R. mit einem vollständigen denitrifikativen Nitratabbau zu rechnen.
- Das Denitrifikationspotential in den Sulfid-freien Mineralbodenhorizonten mit niedrigen C_{org} -Gehalten ist im Vergleich dazu um etwa zwei Zehnerpotenzen geringer. Die Bedeutung dieser Horizonte für die Verminderung potentieller Nitratfrachten ist jedoch nicht zu vernachlässigen.
- In den Mineralböden ist ein positiver Einfluß der Gehalte an C_{org} und Sulfid auf das Denitrifikationspotential tendenziell erkennbar, kann jedoch statistisch nicht abgesichert werden. Für die Prognose der Denitrifikation in hydromorphen Böden sind die **Gesamtgehalte** an C_{org} und Sulfid offenbar nicht ausreichend. In weiteren Untersuchungen sollen daher die für die Denitrifikation **verfügbaren** Fraktionen quantifiziert werden.

B. Vergleich der Meßdaten mit der Klassierung des Denitrifikationspotentials nach Gäth et al. (1997) (Tabelle 1)

- Die untersuchten Niedermoore sind abweichend von der bisherigen Klassierung der Stufe 5 ($>> 150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zuzuordnen.
- Die untersuchten Mineralböden mit Sulfidanreicherungen im Untergrund würden nach dem bisherigen Schema als Gleye entweder in die Stufe 4 oder als Böden mit fossilen Reduktionsmitteln in die Stufe 5 fallen. Nach den Meßdaten gehören sie in die Stufe 5.
- Der kultivierte Parabraunerde-Gley würde in Stufe 4, der gleiche Boden unter natürlichem Grasland in Stufe 5 fallen. Es bleibt zu prüfen, ob der Einfluß der Vegetation auf die Denitrifikation in der gesättigten Zone für die Bewertung von Böden mit fehlenden oder geringen Gehalten an fossilen Reduktionsmitteln zu berücksichtigen ist.

Literatur:

Gäth, S., Antony, F., Becker, K.W., Geries, H., Höper, H., Kersebaum, C. & Nieder, R. (1997): Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations/Immobilisations-Potentials von Böden. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85, 1373 - 1376.

Well, R., Myrold, D.D. (1999): Laboratory evaluation of a new method for *in situ* Measurement of denitrification in water-saturated soils. Soil Biol. Biochem. 31, 1109 - 1119.

Tab. 1: Lage, Bodentyp und Vegetation der Untersuchungsflächen und Vergleich des *in situ* Denitrifikationspotentials mit der Klassierung nach Gäth et al. (1997).

Nr.	Fläche	Lage	Bodentyp	Vegetation	Denitrifikations- potential**	Stufe***	Übereinstimmung
					<i>kg N ha⁻¹ a⁻¹</i>		
1	Müncheberg	Brandenburg	Niedermoor	Erlenbruchwald	1269	4	nein
2	Paulinenaue	Brandenburg	Niedermoor	Dauergrünland	2470	4	nein
3	Dümmer	Niedersachsen	Niedermoor	Dauergrünland	1004	4	nein
4	Rosdorf	Niedersachsen	Gley-Tschernosem	Grünbrache	2965	4 oder 5	fraglich
5	Lake Creek	Oregon/USA	Parabraunerde-Gley (Mollic Albaqualf*)	Grassaar	91	4	ja
6	Lake Creek	Oregon/USA	Parabraunerde-Gley (Mollic Albaqualf*)	Natürl. Grasland (Uferstreifen)	1034	4	nein
7	Reinshof	Niedersachsen	Gley-Vega	W.Gerste	1200	4 oder 5	fraglich
8	Reinshof	Niedersachsen	Gley-Vega	W.Weizen	1498	4 oder 5	fraglich

* US Soil Taxonomy

** Denitrifikationspotential der untersuchten Schichten ($kg N ha^{-1} a^{-1}$) = Mittlere potentielle Denitrifikationsrate ($kg N ha^{-1} d^{-1} dm^{-1}$, Tabelle 2) \times Gesamtmächtigkeit (dm) \times Zeitdauer der Wassersättigung ($d a^{-1}$)

*** Stufe 4 : 50 - 150 $kg N ha^{-1} a^{-1}$; Stufe 5 : $>> 150 kg N ha^{-1} a^{-1}$

Tabelle 2: Kenndaten, Reduktionsmittelgehalte und potentielle Denitrifikationsraten der Versuchsböden.

Fläche Nr.	GW- Niveau	Meßtiefe	Substrat	Bodenart	pH	C _{org}	Sulfid-S	Denitrifikationspotential		N
								<i>mg N l⁻¹ d⁻¹</i>	<i>kg N ha⁻¹ d⁻¹ dm⁻¹</i>	
	<i>cm u. GOF</i>	<i>cm</i>			<i>CaCl₂</i>	<i>%</i>	<i>%</i>			
1	0	15	Torf		5,7	39,50	n.b.	0,903 ± 0,358	1,028	4
	10	35	Torf		5,7	41,60	n.b.	0,756 ± 0,128	0,826	4
2	10	50	Torf		6,7	42,00	n.b.	1,584 ± 0,668	1,998	4
	10	100	Sandmudde		5,8	1,30	n.b.	1,085 ± 0,550	4,018	4
3	0	15	Torf		4,7	24,30	n.b.	0,901 ± 0,614	1,186	4
	0	35	Torf		4,7	50,70	n.b.	1,019 ± 0,406	1,258	4
4	90	100	Löß	Lu	7,7	0,10	0,003	0,012 ± 0,012	0,032	2
	90	150	Löß	Lu	7,7	n.b.	0,000	0,132 ± 0,000	0,372	1
	90	200	Löß	Lu	7,7	0,10	0,144	1,020 ± 0,417	2,845	3
5	10	50	glazilakustrisch	Lu	5	0,51	n.b.	0,081 ± 0,113	0,187	4
	10	75	glazilakustrisch	Ut	5,2	0,31	n.b.	0,001 ± 0,002	0,002	4
	10	100	glazilakustrisch	Lu	5,5	0,14	n.b.	0,005 ± 0,007	0,011	4
6	0	50	glazilakustrisch	n.b.	n.b.	0,51	n.b.	0,692	1,596	1
	0	75	glazilakustrisch	n.b.	n.b.	0,31	n.b.	0,107	0,247	1
	0	100	glazilakustrisch	n.b.	n.b.	0,14	n.b.	0,183	0,422	1
7	80	125	Auenlehm	n.b.	n.b.	0,78	0,012	0,017 ± 0,008	0,039	4
	80	150	Auenlehm	n.b.	n.b.	0,76	0,043	0,183 ± 0,155	0,426	4
	80	175	Auenlehm	n.b.	n.b.	1,20	0,353	0,144 ± 0,134	0,335	4
	80	200	Auenlehm	n.b.	n.b.	3,33	0,460	0,410 ± 0,148	0,954	4
8	150	175	Auenlehm	Tu2	7,6	0,40	0,033	0,450 ± 0,339	1,045	4
	150	200	Auenlehm	n.b.	n.b.	0,49	0,335	0,728 ± 0,586	1,692	4

n.b. = nicht bestimmt

Bodennutzung und Bodenerosion seit dem Mittelalter am Beispiel einer lößbedeckten Mittelgebirgslandschaft des Bonner Raumes

WELP, G.* , ERLÉNKEUSER, H. , BRÜMMER, G.W.***

Einleitung

In welchem Ausmaß der Mensch im Verlauf der letzten Jahrzehnte und Jahrhunderte die Entwicklung von Böden und Landschaften prägte, war bis vor kurzem kaum bekannt. Weit verbreitet ist die Meinung, daß die Formen und Strukturen unserer mitteleuropäischen Landschaften während der letzten Eiszeit gravierend verändert wurden und danach erst die moderne Industriegesellschaft (wieder) großräumig die Klima-, Boden- und Landschaftsentwicklung beeinflußt. Diese Ansicht ist nach verschiedenen neueren Untersuchungen nicht aufrechtzuerhalten (*Bork*, 1988; *Leßmann-Schoch* et al., 1991; *Bork* et al., 1998).

Im ersten Teil dieser Arbeit werden Ergebnisse von Bodenkartierungen in der Umgebung von Bonn vorgestellt. Ein Nebeneinander von "geköpften" Profilen in den Kuppenbereichen und von z.T. mehrere Meter mächtigen Kolluvien in den Senken belegen die drastischen Veränderungen unserer Böden infolge von Erosions- und Umlagerungsvorgängen. ¹⁴C-Analysen, Radiocäsium- und Schwermetallbestimmungen sowie Untersuchungen zum Gehalt an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) ermöglichen dabei eine zeitliche Einstufung der Boden- und Landschaftsentwicklung sowie der Nutzungsgeschichte. Im zweiten Teil wird generalisierend für die Verhältnisse in Mitteleuropa ein knapper Abriß der Bodennutzung seit dem Neolithikum gegeben und beschrieben, wie vor allem im Mittelalter durch das Zusammenspiel von steigendem Bevölkerungsdruck, veränderter Bodennutzung und deutlicher Klimaverschlechterung eine massive Bodenerosion und Bodenzerstörung durch Oberflächenabfluß ausgelöst wurde.

Zur Datierung eines Kolluvisol-Gleys auf Gut Frankenforst bei Bonn

Das Versuchsgut Frankenforst der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn ist ein für lößbedeckte Mittelgebirge typisches Untersuchungsgebiet. Das Gut liegt 15 km südöstlich von Bonn am Nordabfall des Siebengebirges (Höhenlage 130 - 192 m ü. NN). Das hier vorgestellte Profil liegt am Fuß eines nach Ostnordost geneigten, 800 m langen Hanges, der im oberen und mittleren konvex-gestreckten Bereich 7-11° geneigt ist und im konkav-gestreckten Unterhang eine Neigung von 2-7° aufweist. Nach jahrzehntelangem, intensivem Ackerbau wird die Fläche seit Anfang der 90er Jahre als Grünland genutzt. Die landwirtschaftliche Nutzung der Region reicht aufgrund der Nähe zum Zisterzienserkloster Heisterbach wahrscheinlich bis in das frühe Mittelalter zurück.

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn

** Leibniz-Labor für Altersbestimmung und Isotopenforschung der Universität Kiel, Max-Eyth-Straße 11, D-24098 Kiel

Löß, Lößlehm bzw. deren Umlagerungsprodukte bilden das Ausgangsmaterial der rezenten Bodenbildung; sie stehen in einer Mächtigkeit von 0,6-7 m an und überlagern verwitterten, dichten Trachyttuff, der mit Basalt und tertiären Tonen den Untergrund bildet. Im Kuppenbereich (Neigung 1-2°) sind Parabraunerde-Braunerden (durch Erosion "geköpfte" Parabraunerden) entwickelt, die bei zunehmender Hangneigung im mittleren Abschnitt (Neigung 8°) in Pararendzinen übergehen. Wenn nach Untersuchungen von Meyer (1960) und Bork (1988) für eine nicht durch Erosion gestörte holozäne Bodenentwicklung in Lößlandschaften eine 2 m mächtige Parabraunerde definiert wird, dann ergibt sich für die Parabraunerde-Braunerde im Kuppenbereich (Solum 8 dm) ein Bodenabtrag von 12 dm (Botschek, 1998). Der rechnerische Bodenabtrag bei der Pararendzina (Solum 3 dm, Abtrag 17 dm) dürfte tatsächlich mehr als 20 dm betragen, da wahrscheinlich auch Rohlöß durch Wassererosion abtransportiert wurde. Im Gegensatz zur Solumtiefe der Braunerden und Pararendzinen ist die Kolluvienmächtigkeit der Böden im Senkenbereich räumlich überaus heterogen. Bohrstockkartierungen ergaben kolluviale Überdeckungen zwischen einigen dm und über 2 m. Bei dem hier vorgestellten Profil überlagern etwa 1,5 Meter kolluviertes Material ein fossiles Anmoor, das mit mehreren Lagen bis in 185 cm Tiefe ansteht (Tab. 1).

Die Beprobung des Profils erfolgte entweder horizontweise oder bei mächtigeren Lagen in 3-5 cm-Abständen. In Tab. 1 sind für 17 ausgewählte Proben, die alle im Feld deutlich erkennbaren Lagen charakterisieren, Kennwerte zusammengestellt. Bodentypologisch ist das Profil aufgrund der Akkumu-

Tab. 1: Kennwerte ausgewählter Proben eines Kolluvisol-Gleys

Tiefe (cm)	Bez.	pH (CaCl ₂)	CaCO ₃ (%)	Corg (%)	N _t (g/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	¹³⁷ Cs (*1)	ΣPAK (µg/kg Corg) (*2)	¹⁴ C (Jvh) (*3)	¹⁴ C (AD) (*4)
0-5	Ah	7,2	2,8	2,85	0,29	0,43	24,4	13,1	79	pos.	6980		
25-30	Ap	7,4	3,4	1,65	0,17	0,38	25,1	13,0	73	pos.	4994		
30-35	MGo	7,5	2,6	0,65	0,06	0,10	10,7	7,4	34,9				
45-50	MGo	7,5	5,1	1,59	0,14	0,10	10,8	7,5	38,2		1031		
50-54	MG ₀ +H	7,4	6,1	2,20	0,16	0,08	8,1	5,0	27,6	neg.	3055	260±60	1480-1955
55-63	MGo	7,6	8,3	0,67	0,05	0,07	5,4	2,5	17,8				
63-68	MGo	7,5	8,2	2,61	0,15	0,10	9,7	7,5	34,8		793	440±60	1400-1630
70-78	MGo	7,5	2,2	0,59	0,06	0,07	8,2	6,9	25,9				
78-81	M	7,5	28,6	6,77	0,39	0,08	7,2	6,6	22,7		498	560±80	1290-1460
87-95	M	7,4	25,0	7,92	0,55	0,10	9,9	8,4	31,9		1211	340±30	1470-1650
118-128	MGr	7,5	7,4	3,70	0,22	0,08	10,8	7,9	41,3		743		
130-138	MGr	7,6	11,3	5,60	0,37	0,12	11,1	6,9	45,7		584	410±30	1430-1630
135-140	H+Gr											370±30	1440-1650
152-160	HGr	7,3	2,9	10,3	0,71	0,06	9,1	7,3	25,4		612		
160-173	Hr	7,2	3,1	9,81	0,62	0,08	8,4	7,9	26,3		414	560±25	1310-1430
175-185	Hr	7,3	4,5	9,66	0,58	0,12	9,0	9,7	27,3		694	590±25	1300-1420
195-210	Gr	7,5	31,6	1,87	0,14	0,07	8,1	3,7	27,2		572	1110±40	870-1020

(*1) Anwesenheit von Radio-Cäsium: Hinweis auf Eintrag aus oberirdischen Kernwaffenversuchen nach 1955

(*2) Summe der Gehalte von 15 der 16 PAK der US-EPA-Liste (ohne Acenaphthylen) (Atanassova und Brümmer, unveröff.)

(*3) konventionelles ¹⁴C-Alter: Jvh = Jahre vor heute, d.i. vor A.D. 1950; ± = stat. Fehler (±1sigma); Probenser. Ki-4407

(*4) Kalender-Alter, d.h., auf säkulare Variationen des ¹⁴C-Rezentwertes korrigiertes ¹⁴C-Alter (1,65sigma-Intervall)

lation von Erosionsmaterial einerseits und der bis in den Oberboden hineinreichenden Vernässungsmerkmale andererseits als Kolluvisol-Gley anzusprechen. Die Humusgehalte schwanken im Bereich des Kolluviums in weiten Grenzen zwischen 1,2 % (= 0,6 % Corg) in 70-78 cm Tiefe und 15,8 % (= 7,9 % Corg) in 87-95 cm Tiefe. Die kleinräumige Folge humusreicher und -armer Lagen ist ein Indikator für den Wechsel von erosionsdynamisch ruhigen und aktiven Phasen.

Um das Alter des Kolluviums und des Anmoors zu bestimmen, wurden verschiedene Untersuchungstechniken angewendet. Neben der Bestimmung organischer und anorganischer Schadstoffe und vorangegangenen Pollenanalysen (*Leßmann-Schoch et al., 1991*) waren ^{14}C -Messungen der Kern unserer Datierungsarbeit. Bei der Probenaufbereitung wurde nicht die gesamte organische Fraktion benutzt, sondern die ausgeschlammte und ausgewaschene Fraktion größer 0,25 mm, also überwiegend noch nicht oder nicht ganz zersetzte Pflanzenreste. Für zwei Proben aus 50-54 cm und 63-68 cm Tiefe, bei denen vergleichend die gesamte Corg-Fraktion und die Fraktion >0,25 mm analysiert wurden, ergaben sich Altersunterschiede von 210 [50-54 cm: 470 vs. 260 C14- Jahre vor heute (Jvh)] bzw. 100 Jahren (63-68 cm: 640 vs. 540 Jvh; vgl. Tab. 1). Es befindet sich demnach in der Feinfraktion eine z.T. deutliche Menge an refraktärem Kohlenstoff, der das Ergebnis entsprechend verfälschen kann.

Die Radiokohlenstoffdatierung (^{14}C) liefert das sogenannte " ^{14}C -Alter", das zur Einordnung in den normalen astronomischen Kalender auf die säkularen Variationen des ^{14}C -Rezentwertes korrigiert werden muß. Dabei ergeben sich bei jüngeren Proben teilweise sehr große Vertrauensintervalle (s. Tab. 1). Läßt man Werte für zwei Proben aus 63-81 cm außer acht, so nimmt das Kohlenstoffalter unterhalb des Ap-Horizontes von 260 Jvh (50-54 cm) auf 560-590 Jvh im unteren Bereich des Anmoores (160-185 cm) zu. Die darunterliegende alte Landoberfläche in 195-210 cm Tiefe wird auf 1110 bis 590 Jvh (870-1020 n. Chr.; Tab. 1) datiert. Damit hat offensichtlich in der Zeit zwischen 1110 und 590 Jvh, wahrscheinlich gegen Ende des 13. oder zu Beginn des 14. Jh., zunächst ein Grundwasseranstieg zur Vernässung der Senken geführt und eine Vermoorung initiiert. Die parallel einsetzende Anlieferung von Erosionsmaterial wurde in der Folge stärker und begrub das sich bildende An-/Niedermoor. Das Aufwachsen des Kolluviums verlief dabei sehr diskontinuierlich mit Ruhephasen, die von erneuter Humus- und Bodenbildung geprägt waren, sowie Perioden mit so starker Wassererosion, daß z.T. auch humusarmes Unterbodenmaterial in den Senken abgelagert wurde. Zwischenzeitlich wurde dabei an der untersuchten Stelle älteres Material abgelagert (63-81 cm; Tab. 1), das entweder durch Erosion von höheren Geländedepositionen oder durch Überschwemmungen eines nahegelegenen Baches antransportiert wurde.

Die Radiocäsiumfunde im Oberboden sowie die unterhalb von 3 dm deutlich abfallenden Schwermetall- und PAK-Gehalte charakterisieren ebenfalls das Material des Pflughorizontes als jung und das darunterliegende Erosionsmaterial als Resultat "historischer" Erosion. Wie konnte es im Mittelalter zu diesen starken Erosions- und Umlagerungsprozessen kommen?

Ein kurzer Abriss der Bodennutzung und Bodenerosion seit dem Neolithikum

Nach dem Ende der letzten Eiszeit breiteten sich in Mitteleuropa weitflächig Wälder aus, die eine Erosion verhinderten und eine ungestörte Bodenentwicklung ermöglichten. Ab etwa 5500 v. Chr. griff der Mensch erstmals aktiv in die Landschaftsgeschichte ein. Die ersten Ackerbauern rodeten zunächst fruchtbare Böden in Siedlungsnähe. Die Erosion war gering, zumal die Ackernutzung wegen Nährstoffmangel der Böden meist nur wenige Jahre dauerte. Das Selbsthaftwerden der Jäger und Sammler und der beginnende Ackerbau wurden sicherlich durch die Gunst des Klimas gefördert; denn in die

Periode um 5500 v.Chr. fällt eine Warmzeit. Auch wenn die Durchschnittstemperatur in der Folge nie um mehr als $\pm 1^\circ$ schwankte, so gingen dennoch geringe Temperaturschwankungen z.T. mit durchgreifenden Veränderungen für den Menschen einher. So werden heute nicht nur der beginnende Ackerbau im Neolithikum, sondern z.B. auch die Blütezeit der römischen Kultur (~ 3. Jh. v.Chr. bis 3. Jh. n.Chr.) mit klimatisch günstigen Bedingungen in Zusammenhang gebracht, ebenso wie umgekehrt die Völkerwanderung (~ 4.-6. Jh. n.Chr.) in eine Periode der Klimaverschlechterung mit kühleren und feuchteren Bedingungen fällt.

Die Zeit der Völkerwanderung war begleitet von einer deutlich zurückgehenden ackerbaulichen Nutzung der Flächen. Im 7. Jh. erreicht der Wald mit einem Flächenanteil von $>90\%$ seine größte Ausdehnung. In dieser Phase findet unter dem Schutz ausgedehnter Wälder kaum eine Bodenerosion statt. Dann kommt es jedoch ab etwa 1000 n.Chr. mit Beginn der mittelalterlichen Warmzeit zu einschneidenden Änderungen: ein beschleunigtes Bevölkerungswachstum setzt ein. Das geht einher mit einem erhöhten Nahrungsmittelbedarf, der wiederum eine drastische Vergrößerung der Agrarflächen mit sich bringt (Bork et al., 1988). Neben fruchtbaren Böden in den Beckenlandschaften werden zunehmend auch Waldflächen der Mittelgebirge gerodet (Leßmann-Schoch et al., 1991). Die landwirtschaftlich genutzten Flächen erreichen eine bis heute nicht wieder erreichte Ausdehnung: der Waldanteil liegt unter 20% (Bork et al., 1998). Der drastische Wandel der Bodennutzung ist eine notwendige, aber alleine noch nicht ausreichende Bedingung für die nachfolgenden katastrophalen Erosionsprozesse, die etwa ab Mitte des 14. Jh. mit Beginn der "Kleinen Eiszeit" und ihrer deutlichen Klimaverschlechterung einsetzen. Das Zusammenwirken von intensiver Landnutzung und einer Häufung extremer Starkregen führt dabei zu einer Erosions- und Akkumulationsdynamik, die in den Mittelgebirgslandschaften vielerorts eine vollständige Abtragung der bis dahin gebildeten Böden auf Kuppen und Oberhängen bewirkte und in Senken zu entsprechenden Kolluvien- und Auenbildungen führte. Diese Zusammenhänge zwischen Klima, Bevölkerungsdruck, Bodennutzung und Bodenerosion sind mittlerweile für verschiedene Landschaftsräume beschrieben worden. Sie verdeutlichen, daß der Mensch schon in historischen Zeiten das Landschaftsbild gravierend beeinflußt hat.

Summary: Land use and soil erosion since the Middle Ages in a loess covered low mountain range near Bonn, Germany. The soils in a loess covered low mountain area near Bonn have gone through dramatic changes due to erosion by run-off water. Eroded soils in the hilltop range correspond with colluviated profiles - partly amounting to several meters of thickness - in the valleys. ^{14}C dating and the content of PAH and heavy metals indicate that colluviation started in the 14th century. A main cause was the change in land use from forest to arable land. This, in turn, was initiated by a rise in population since about 1000 y BP. Additionally a climatic deterioration developed in the 14th century. The combination of the intensive agricultural land use and the climatic decline induced a disastrous erosion of soils. Thus, human activity, by favouring erosion and colluviation processes, has greatly imprinted on soils and landscapes already in "historic" times.

Literatur

Bork, H.-R. (1988): Landschaftsgenese und Landschaftsökologie 13, 249 S. **Bork, H.-R., H. Bork, C. Dalchow, B. Faust, H.-P. Piorr & Th. Schatz** (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Klett-Perthes, Gotha und Stuttgart, 328 S. **Botschek, J.** (1998): Habilitationsschrift, Landw. Fak. Univ. Bonn, 157 S. **Meyer, B.** (1960): Trans. 7th Intern. Congr. Soil Sci., (Madison) V, 177-183. **Leßmann-Schoch, U., R. Kahrer & G.W. Brümmer** (1991): Eiszeitalter u. Gegenwart 41, 16-25.

Gefügeuntersuchungen an schadstoffbelasteten Deponiebasisabdichtungen

von

BERGER, W.; KALBE, U.; GOEBBELS, J.

Einleitung

In der BAM wurden Mitte der Achtziger Jahre im Rahmen eines Forschungsprojektes, in welchem die Untersuchung der Barrierewirkung von Kombinationsdichtungen im Vordergrund stand [1], Permeationsmeßzellen aufgebaut, mit denen die Verhältnisse in einer Deponie nachgestellt wurden (Abb.1). In Glasmeßzellen wurden jeweils unter einer Druckplatte („Deponiekörper“) und einer 2,3 mm HDPE-Dichtungsbahn ② verschiedene verdichtete Böden ③ (unterschiedlicher Art und Mächtigkeit) eingebaut, und über mehr als 12 Jahre einem Mehrkomponentengemisch organischer Verbindungen ① („Sickerwasser“) ausgesetzt.

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens (Projekttträger AWAS) wurden einige der Meßzellen geöffnet und die Langzeitwirkungen der Schadstoffe auf die Dichtungsmaterialien untersucht.

Gegenstand dieses Beitrages sollen die Wirkungen des Schadstoffgemisches auf das Gefüge der mineralischen Abdichtungsmaterialien sein. Zur Untersuchung des Makro- und des Mikrogefüges fanden computertomographische und polarisationsmikroskopische Methoden Anwendung.

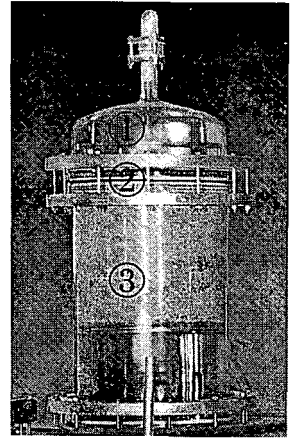


Abb. 1: Aufbau einer Meßzelle

Material und Methoden

Das ausgewählte Sickerwassersimulat repräsentierte organische Verbindungen verschiedener Substanzklassen mit unterschiedlichen Eigenschaften vor allem hinsichtlich der Wasserlöslichkeit. Die Vertreter hydrophiler Verbindungen sind Methanol (Alkohole), Aceton (Ketone) und Tetrahydrofuran (Ether). Als hydrophobe Verbindungen sind iso-Octan, Trichlorethylen, Toluol, Tetrahydroethylen, Chlorbenzol und Xylol vertreten (Kohlenwasserstoffe und chlorierte Kohlenwasserstoffe). Alle Verbindungen sind in gleichen Gewichtsanteilen enthalten.

Es wurde der Einfluß des Mehrkomponentengemisches auf das Gefüge von drei unterschiedlichen mineralischen Dichtungsmaterialien untersucht. Die Dichtungsmaterialien wurden vor Einbau in die Meßzellen kompaktiert und werden im folgenden als CML1 bis 3 (compactemineral jayer) bezeichnet. Die mineralischen Dichtungen sind:

- ein reiner Ton (CML1, Tonminerale: Illit, Kaolinit und untergeordnet Montmorillonit)
- ein stark lehmiger Sand (CML2, Tonminerale: Illit und Kaolinit) unter Zugabe von 1% Prozent Na-Bentonit (Montigel F)
- ein Kiessand (CML3), der mit 2% Montigel F versetzt wurde [2].

Die Schichtdicken betragen ca. 7,5 cm, 15 cm und 30 cm mit Ausnahme des Materials CML3, von dem nur eine Zelle mit 20 cm Schichtdicke geöffnet wurde. Neben den mit organischen Verbindungen beaufschlagten Materialien in den Meßzellen stand auch unbeeinflusstes Ausgangsmaterial zur Verfügung, welches zu Vergleichszwecken ebenfalls im kompaktierten Zustand untersucht wurde.

Da für Gefügeuntersuchungen ungestörtes Probenmaterial benötigt wird, mußte eine spezielle Probenahme-technik entwickelt werden. Es wurden aufklappbare, zylindrische Probenstecher (\varnothing ca. 35 mm) eingesetzt, welche per Hand, ab 15 cm Schichtdicke mit maschineller Unterstützung, in die Probenkörper gedrückt wurden. Der Probenkörper CML3 wurde aufgrund des relativ großen Grobkornanteils (ca. 50 % Kies) im Ganzen bei minus 85°C eingefroren und dann mit einer Diamantsäge zerlegt. Für computertomographische Untersuchungen wurden Proben entweder direkt aus den Probenstechern eingesetzt oder spezielle gefriergetrocknete Segmente (CML3) angefertigt.

Zur Untersuchung des Mikrogefüges wurden aus mehreren Profilen innerhalb der Meßzellen im 2 cm-Abstand ungestörte, orientierte Proben entnommen. Von diesen Proben wurden Dünnschliffe nach Gefrier-trocknung und Vakuumimprägnierung mit einem Epoxidharz angefertigt. Um Artefakte möglichst auszu-schalten, wurde daneben eine Entwässerung über eine steigende Alkohol/Aceton-Reihe in Anlehnung an Allemüller [3,4] durchgeführt. Die Auswertung der Dünnschliffe erfolgte polarisationsmikroskopisch unter Einbeziehung digitaler Bildverarbeitung.

Der makromorphologische Aufbau der Proben wurde mittels 3D-Computertomographie (Cone Beam Tomo-graphy) bestimmt. Jeder Bildpunkt der dreidimensionalen Bildmatrix entspricht einem Volumenelement (VOXEL). Die Methode liefert ein Maß für die in jedem Voxel absorbierte Röntgenstrahlung, den über ein Voxel gemittelten, materialabhängigen linearen Absorptionskoeffizienten μ (Einheit cm^{-1}). Dieser wird in der Regel normiert auf 256 Grauwerte (8 Bit) dargestellt.

Der in der BAM entwickelte Tomograph arbeitet mit einer annähernd punktförmigen Röntgenquelle (Mikro-fokus-Röntgenröhre, Brennfleck ca. 10 μm) und einer Kombination aus Bildwandler und CCD-Kamera als Detektorsystem.

Die Messungen wurden bei 200 kV, 0,2 mA sowie mit einem Kupfervorfilter (2 mm) zur Reduzierung der Strahlauhärtung durchgeführt. Die Bildrekonstruktion erfolgte auf einem Parallelrechner (4 Prozessoren). Für den Fall, daß die Probenlänge weit größer als der Durchmesser ist, wurden die Proben in mehreren Ab-schnitten gemessen und anschließend die Bilddatensätze aneinandergesetzt.

Ergebnisse

Nach ersten Auswertungen der röntgencomputertomographischen Untersuchungen lassen sich Unterschiede bezüglich möglicher Veränderungen des Makrogefüges der drei Dichtungsmaterialien erkennen. Insbesondere der Ton CML1 zeigt nach langjähriger Schadstoffbelastung im Gegensatz zum unbeeinflussten Aus-gangsmaterial eine deutlich höhere Anzahl an vorwiegend horizontal orientierten, kleinen aber auch größeren Rissen und Hohlräumen (Abb. 2b). Beim Sand CML2 sind diese Erscheinungen wesentlich undeutlicher ausgeprägt (Abb. 2a).

Beim relativ grobkörnigen Material CML3 ist zu erkennen, daß Risse im beaufschlagten Probenmaterial zumeist von den Korngrenzen der gröberen Bestandteile ausgehen und sich dann im feineren Material mehr oder weniger weit fortsetzen (Abb. 2c).

Die Untersuchungen des Mikrogefüges zeigen, daß der Sand CML2 gegenüber dem Ton CML1 sehr inho-mogen aufgebaut ist. Neben den schluffig-sandigen Bestandteilen ist eine Vielzahl kleiner, toniger, linsenar-tiger Aggregate ausgebildet. Markant erscheint, daß innerhalb dieser linsenartigen Bildungen zahlreiche parallel orientierte Mikrorisse zu beobachten sind, die an den Grenzen dieser Gebilde enden (Abb. 3). Im Sand häufiger auftretende Grobporen und Hohlräume sind mit feinkörnigem Material (Porenzement) ausgefüllt.

Beim Ton CML1 weist sowohl das verdichtete Ausgangsmaterial als auch das in den Meßzellen durch Schadstoffe beeinflusste Material zahlreiche parallele Mikrorisse auf (Abb. 4). Ob es sich hierbei um Effekte der Verdichtung des Materials in Kombination mit der Probenpräparation oder um eine natürliche Ent-stehung handelt, ist noch zu klären.

Die langfristige Einwirkung organischer Schadstoffe auf das Gefüge mineralischer Deponieabdichtungen kann zur Bildung von Unstetigkeitsflächen wie Rissen und Hohlräumen unterschiedlicher Dimensionen füh-ren. Diese Veränderungen können einen wesentlichen Einfluß auf Migrationsprozesse innerhalb minerali-scher Abdichtungen haben.

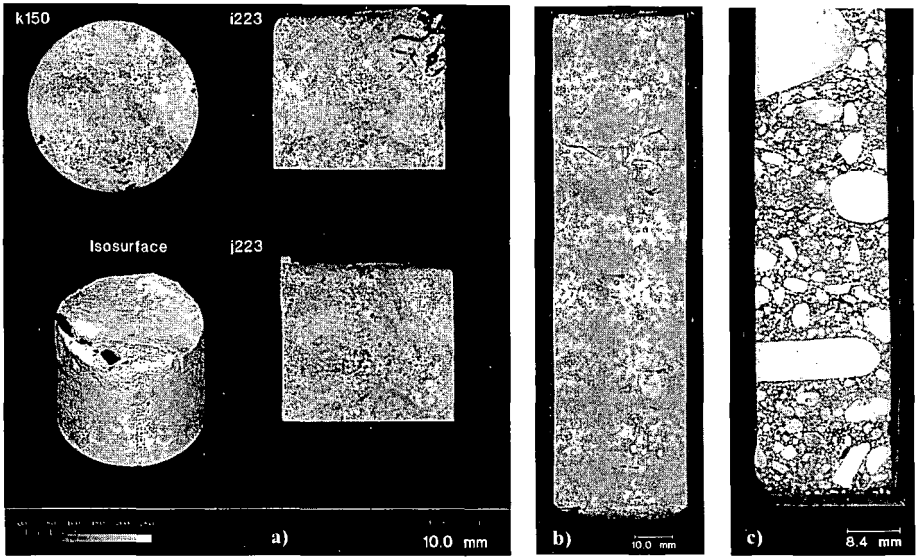


Abb. 2a: Darstellung unterschiedlicher Schnittebenen eines Probenkernes mit Hilfe der Cone-Beam-Tomographie am Beispiel der mineralischen Dichtung der Meßzelle CML2, 15 cm
Abb. 2b: Aufnahme eines Probenkernes Tondichtung CML1, 15 cm
Abb. 2c: Aufnahme einer Probe der Dichtung CML3, 20 cm

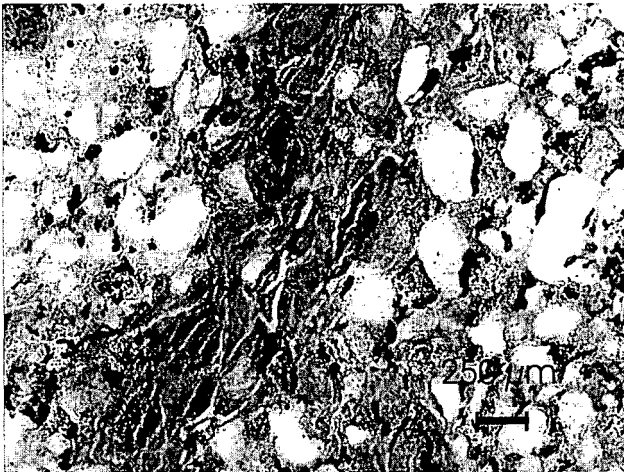


Abb. 3:
Dünnschliff
Meßzelle CML2, 7,5 cm,
linear polarisiertes Licht

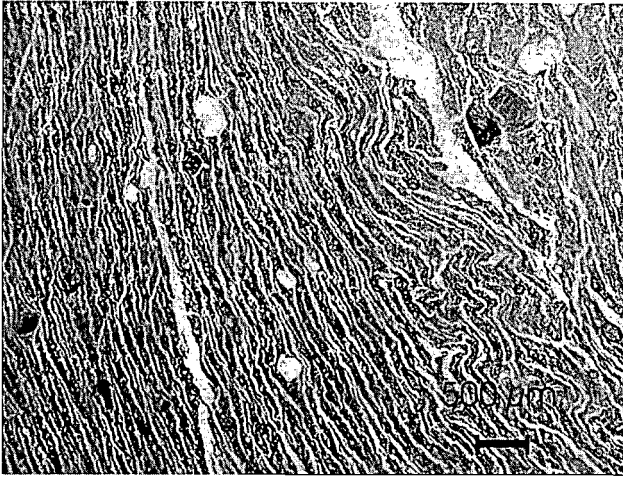


Abb. 4:
Dünnschliff
verdichtetes Ausgangsmaterial
CML1,
linear polarisiertes Licht

Zusammenfassung

Mit Hilfe makro- und mikromorphologischer Untersuchungen lassen sich durch den Einfluß organischer Verbindungen bedingte Gefügeveränderungen an mineralischen Dichtungsmaterialien erfassen. Diese Veränderungen sind bezüglich ihrer Intensität materialspezifisch. Eine besondere Bedeutung kommt der artefaktfreien Probenpräparation zu. Insbesondere der schluffige Ton CML1 zeigt nach langjähriger Schadstoffbelastung im Gegensatz zum unbeeinflussten Ausgangsmaterial eine deutlich höhere Anzahl an vorwiegend horizontal orientierten, kleinen aber auch größeren Rissen und Hohlräumen. Der relativ grobkörnige Kiessand CML3 läßt vereinzelt Risse erkennen, die von den Korngrenzen größerer Bestandteile ausgehen und sich im feineren Material fortsetzen. Untersuchungen des Mikrogefüges zeigen, daß der schluffig-lehmige Sand CML2 eine intergranulare Mikroaggregat-Struktur im Sinne von Bullock et al. [5] aufweist, wobei in den tonigen Mikroaggregaten parallel orientierte Mikrorisse zu beobachten sind.

Die Natur der parallelen Mikrorisse im schluffigen Ton ist bisher noch nicht hinreichend geklärt. Die Ausbildung von Unstetigkeitsflächen in den mineralischen Abdichtungen kann den Stofftransport und damit die Funktion dieser Materialien nachhaltig beeinflussen.

Literatur

- [1] AUGUST, H., TATZKY-GERTH, R., PREUSCHMANN, R. & JACOB, I. (1992): Permeationsverhalten von Kombinationsdichtungen bei Deponien und Altlasten gegenüber wassergefährdenden Stoffen. - UBA-Forschungsbericht 102 03 412
- [2] KALBE, U., BERGER, W., ECKARDT, J., BREU, J. & KERZDÖRFER, H. (1998): Ergebnisse von Laboruntersuchungen zur Langzeitbeständigkeit mineralischer Abdichtungen gegenüber organischen Schadstoffen im Deponiebau. - In: Tone in der Geotechnik und Baupraxis. - Konferenz-Bericht Bd. 6, DTTG, Greifswald, 1998, S. 23-37
- [3] ALTEMÜLLER, H.-J. (1962): Verbesserung der Einbettungs- und Schleiftechnik bei der Herstellung von Bodendünnschliffen mit VESTOPAL. - Z. Pflanzenern., Düngung und Bodenk.. 99, H. 2/3, S. 164-169
- [4] ALTEMÜLLER, H.-J. (1975): Mikroskopie der Böden mit Hilfe von Dünnschliffen. - in FREUND, H.: Handbuch der Mikroskopie in der Technik, Bd. IV, Teil 2, S. 309-367
- [5] BULLOCK, P., FEDOROFF, N., JONGERIUS, A., STOOFS, G., TURSINA, T. & BABEL, U. (1985): Handbook for Soil Thin Section Description. - Waine Research, Wolverhampton. 152 pp.

Eignung der Extraktion mit Natriumbikarbonat für die Charakterisierung von bodenbildenden Prozessen.

Breuer, J.; Herrmann, L.

Die aktuelle Mineralzusammensetzung (insbesondere der Tonfraktion) und aktuell ablaufende bodenbildende Prozesse beeinflussen über Verwitterungs-, Fällungs- und Kristallisationsprozesse die Zusammensetzung leicht löslicher Fraktionen der Elemente Aluminium, Silicium und Eisen in Böden. Wir haben uns mit der Frage beschäftigt, ob mittels einer einfach auszuführenden Extraktion diese Fraktionen gekennzeichnet werden können, um so Indikatoren für bodengenetische Prozesse zu gewinnen, die andernfalls nur mit zum Teil sehr aufwendigen mineralogischen Verfahren erhalten werden.

Es gibt zahlreiche selektive Extraktionsmethoden, die der Reinigung von Mineralphasen zur weiteren Untersuchung, der Bestimmung gering kristalliner Phasen (z.B. Ferrihydrit als oxalatlösliches Fe_0 , nach Schwertmann) oder der Spezierung, d.h. dem Abschätzen der Bindungsform von Elementen dienen. Wir suchen eine Methode, die möglichst selektiv ist, d.h. keine Elemente aus kristallinen Phasen extrahiert, und die einfach und schnell zu handhaben ist. Eine potentiell mögliche Methode für diese Fragestellung ist die Extraktion mit Natriumbikarbonat nach Follett et al. (1965). Natriumbikarbonat ist ein sehr schwaches Extraktionsmittel und erfüllt damit eine erste Bedingung für die geforderte Methode. Der hohe pH-Wert der Extraktionslösung läßt jedoch die ausreichende Extraktion signifikanter Mengen von Silicium und Aluminium erwarten, nicht aber von Eisen. Die Extraktion erfolgt durch Schütteln mit 0,5 M Na_2CO_3 -Lösung bei Raumtemperatur. Das Extraktionsverhältnis ist 2 g Boden / 50 ml Lösung, die Extraktionszeit beträgt 16 Stunden. Die Messung der Elemente erfolgte mittels Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES).

Die Extraktion mit Natriumbikarbonat wurde an 88 Proben aus unterschiedlichsten Böden verschiedener geologischer Substrate getestet (Tabelle 1). Die Auswahl der Proben erfolgte mit dem Ziel einer möglichst großen Variation der Tonmineralzusammensetzung und der Textur.

J. Breuer: Universität Hohenheim, Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie (710), 70593 Stuttgart, BREUERJ@UNI-HOHENHEIM.DE

L. Herrmann: Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), 70593 Stuttgart, HERRMANN@UNI-HOHENHEIM.DE

Tabelle 1: Herkunft der geprüften Proben (Geologie, Bodentyp, Horizonte)

Geologie	n	Bodentyp	n	Horizonte	n
Löß/Mergel	21	Pseudogley/Stagnogley	18	A	22
Sandstein	14	Parabraunerde	17	B	36
Alluvium/Kolluvium	13	Braunerde	13	C	11
Tonstein	12	Pelosol	10	G	7
Basalt	9	Gley	9	S	6
Granit	7	Pararendzina	5	P	4
Kalkstein	6	Podsol	4	H	1
Dünensand	5	Terra fusca	4	M	1
Torf	1	Moor	3		
		Arenosol	3		
		Andosol	2		
Summe	88	Summe	88	Summe	88

Die Gehalte an Natriumbikarbonat-löslichem Silicium (Si_{nb}), Aluminium (Al_{nb}) und Eisen (Fe_{nb}) sind in Abbildung 1 nach der Größe geordnet dargestellt. Si_{nb} variiert zwischen 0 mg/kg (Bestimmungsgrenze 12,5 mg/kg) und etwa 1000 mg/kg, Al_{nb} zwischen 0 mg/kg (Bestimmungsgrenze 12,5 mg/kg) und etwa 5000 mg/kg und Fe_{nb} zwischen 0 mg/kg (Bestimmungsgrenze 5 mg/kg) und etwa 1000 mg/kg. Si_{nb} und Al_{nb} sind im Probenkollektiv annähernd normalverteilt, während Fe_{nb} nicht normalverteilt ist.

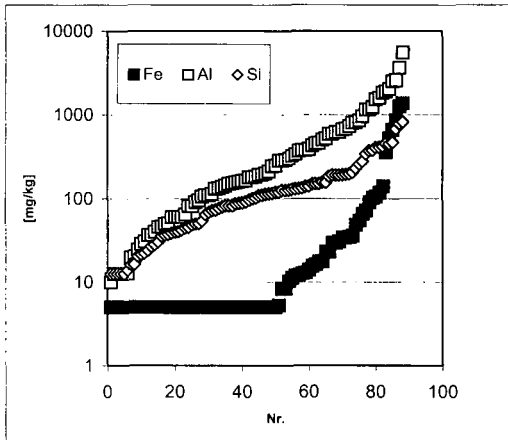


Abbildung 1: Die Gehalte an Natriumbikarbonat-löslichem Silicium (Si_{nb}), Aluminium (Al_{nb}) und Eisen (Fe_{nb}), jeweils geordnet nach der Größe

Das liegt daran, daß Eisen mit Natriumbikarbonat nur aus Böden unter Grundwassereinfluß (Gleye, Raseneisengleye) und mit niedrigem pH-Wert extrahiert werden konnte, insbesondere wenn sie hohe Gehalte an organischer Substanz aufweisen (Bh- und H-Horizonte). Das Fe_{nb} ist also vermutlich an organische Verbindungen gebundenes Eisen. Aus mehr als der Hälfte der Proben konnte mit Natriumbikarbonat kein Eisen extrahiert werden. Hohe Gehalte an Si_{nb} weisen vor allem Böden auf, die andische Minerale enthalten (Allophan, Halloysit) und aus jungen Basalten entstanden sind. Hohe Gehalte an Si_{nb} haben auch Böden mit hohen pH-Werten, insbesondere Planosole aus

trockenen Klimazonen. Generell nimmt Si_{nb} mit dem Gehalt silikatischer Oberflächen (Tongehalt, Kationenaustauschkapazität) zu. Hohe Gehalte an Al_{nb} haben vor allem Böden mit niedrigem pH-Wert und intensiver rezenter Verwitterung (Podsole, Braunerden, Parabraunerden).

Tabelle 2: Faktorenstruktur der Kanonischen Korrelationsanalyse. Faktoren mit einer Ladung > 0,4 sind grau unterlegt.

Variable	Faktorenladung		
	Root 1	Root 2	Root 3
Left Set			
Si _{nb}	0,760	0,612	0,217
Al _{nb}	-0,563	-0,826	-0,021
Fe _{nb}	-0,167	-0,149	-0,974
Right Set			
pH-Wert	0,708	0,406	-0,084
Kationenaustauschkapazität	0,553	-0,181	0,070
Basensättigung	0,674	0,514	-0,157
Sand	-0,167	-0,208	-0,285
Schluff	0,151	0,040	0,027
Ton	0,121	0,275	0,400
Kaolinit	-0,015	0,360	0,268
Kaolinit/Halloysit	0,693	-0,504	0,007
Illit	0,115	-0,228	-0,267
Illit/Smektit	-0,233	-0,454	0,170
Smektit	0,141	0,284	-0,102
Vermikulit	-0,012	-0,117	0,148
Chlorit/Smektit	-0,154	0,027	-0,593
Chlorit	-0,380	-0,091	0,153
Fe _o	-0,002	0,109	-0,412
Fe _t	-0,009	0,218	-0,366

Tabelle 3: Kanonische Korrelationskoeffizienten und die Ergebnisse des Chi-Quadrat Tests.

Roots entfernt	Kanonisches		Chi-Quadrat	Freiheitsgrade	p
	r	r ²			
0	0,82	0,67	140,6	48	0,000
1	0,58	0,34	54,8	30	0,004
2	0,51	0,26	23,1	14	0,058

Die Auswertung der Daten erfolgt mittels Kanonischer Korrelationsanalyse. Dieses statistische Verfahren ist besonders geeignet, Beziehungen zwischen Gruppen von Variablen zu überprüfen. Zur Beantwortung der Frage, welche Beziehungen zwischen den Gehalten an Si_{nb}, Al_{nb} und Fe_{nb} und weiteren Bodeneigenschaften bestehen, wurden zwei Faktorengruppen (Left Set und Right Set) gebildet, wobei die erste Gruppe (Left Set) die Variablen Si_{nb}, Al_{nb} und Fe_{nb} und die zweite Variablengruppe (Right Set) die übrigen geprüften Variablen enthält (Tabelle 2). Die Faktorenstruktur der Kanonischen Korrelationsanalyse (Tabelle 2) spiegelt die oben genannten Haupteinflussfaktoren auf die drei mit Natriumbikarbonat extrahierten Elemente wieder. Es werden drei Kanonische Wurzeln (roots) gebildet, wobei die erste Kanonische Wurzel (Root 1) hinsichtlich der ersten Variablengruppe (Left Set) vor allem eine hohe Ladung durch die Variablen Si_{nb} und Al_{nb} erfährt, hinsichtlich der zweiten Variablengruppe (Right Set) vor allem durch die Variablen pH-Wert, Kaolinit/Halloysit, Basensättigung und Austauschkapazität. Bei der zweiten Kanonischen Wurzel (Root 2) sind die Verhältnisse ähnlich, allerdings erfolgt durch Al_{nb} eine stärkere Ladung als durch Si_{nb}.

Die dritte Kanonische Wurzel (Root 3) wird vor allem durch die Variablen Fe_{nb} (Left Set) und Chlorit/Smektit, Fe_o und Fe_d (Right Set) geladen. Wie Tabelle 3 zeigt sind die Kanonischen Korrelationskoeffizienten aller drei Kanonischen Wurzeln signifikant (Chi-Quadrat Test). Die extrahierte Varianz beträgt für die erste Variablengruppe (Left Set) 100%, für die zweite Variablengruppe (Right Set) 28,8%. Diese Aussagen der Kanonischen Korrelationsanalyse wurden in ihrer Grundtendenz auch durch eine unabhängig durchgeführte Faktorenanalyse bestätigt (Daten nicht gezeigt).

Aus den oben gezeigten Ergebnissen ziehen wir folgende Schlußfolgerungen:

1. Die Extraktion mit kalter 0,5 M Na_2CO_3 -Lösung gibt Hinweise auf aktuell ablaufende bodenbildende Prozesse, indem dabei entstehende Elementfraktionen extrahiert werden.
2. Eindeutig sind diese jedoch nur bei hoher Prozessintensität zu erkennen.
3. Klare Aussagen (interpretierbare Unterschiede zwischen den Proben) sind nur innerhalb definierter geologischer, geographischer und pedologischer Einheiten möglich.
4. Die Methode ist daher gemessen an den eingangs erwähnten Anforderungen nicht selektiv genug. Die extrahierten Fraktionen lassen sich nicht eindeutig definieren.
5. Die Methode läßt jedoch bei räumlich und bodenkundlich klar begrenzten Fragestellungen eine schnelle und reproduzierbare Bestimmung leicht löslicher, nicht kristalliner Phasen von Silicium und Aluminium zu (z.B. Screening auf andische Minerale).

Literatur:

Follett, E.A.C.; McHardy, W.J.; Mitchell, B.D. & Smith, B.F.L. (1965): Chemical dissolution techniques in the study of soil clays: Part I. Clay Minerals, 6: 23-34

Carbonate und Gips in Konkretionen in Böden aus Löß

Stefan Dultz und Susanne Schäfflein

Einführung

Das Vorkommen von Lößkindln in unterschiedlichen, kalkhaltigen Bodentypen aus Löß ist seit langem bekannt. Bisher wurde das Auftreten dieser Kalkkonkretionen in Böden zwar erwähnt und einige Autoren befassen sich mit Carbonatumwandlungsprozessen in Böden (BAILLY, 1973; ROHDENBURG & MEYER, 1979), genauere Untersuchungen hinsichtlich der Genese und Struktur von Lößkindln fehlen aber. Schwerpunktmäßig wurden hier chemische und physikalische Parameter untersucht, die als entscheidende Faktoren der Kalkdynamik bezeichnet werden. Zur Kennzeichnung von Entstehungsprozessen wurden mikromorphologische Untersuchungen unter besonderer Berücksichtigung der Ausbildung von Schrumpfrissen in Lößkindln vorgenommen. Ansatzpunkte für die Erklärung sind diesbezüglich in der Literatur über Schrumpfrissbildung in Böden (HARTGE & HORN, 1991) und über Konkretionen aus älteren geologischen Schichten (MORAD & ESHETE, 1990) vorhanden.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden drei Kalkkonkretionen führende Böden aus Löß unterschiedlicher Hydromorphie beprobt. Stärkste Vernässung ist in dem vom Grundwasser beeinflussten Pseudogley-Gley (Ihme Roloven/Calenberger Börde) vorhanden. Bei der pseudovergleyten Schwarzerde (Asel/Hildesheimer Börde) bildet kreidezeitlicher Ton den Staukörper. Die Pararendzina (Querfurt) liegt in einer der niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands, dem mitteldeutschen Trockengebiet.

Die durch Naßsiebung erhaltene Konkretionen wurden auf ihre Körnung, Dichte(verteilung), Kalkgehalt(sverteilung) und mineralogische Zusammensetzung der Tonfraktion hin untersucht und diese Werte mit denen des umgebenden Feinbodens verglichen. Um Rückschlüsse auf Entstehungsprozesse zu erhalten, wurden mikromorphologische Untersuchungen in Hinblick auf die Kristallform und -verteilung von Carbonaten mit Hilfe der Polarisationsmikroskopie an Dünnschliffen vorgenommen. Gips wurde mit Hilfe der Röntgenbeugungsanalyse sowie durch Auflösung in Wasser, Filtration, Fällung mit Aceton und Abtrennung nach JACKSON (1958) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Lößkindl treten in allen drei untersuchten Profilen in Tiefen von etwa 40-100 cm auf. Während die Lößkindl im Pseudogley-Gley und in der Pseudogley-Schwarzerde wulstige, mehrere cm große Formen mit unregelmäßig ausgebeulter, hellgrauer, glatter Oberfläche aufweisen (Abb. 1a) sind die der Pararendzina kugelig und bilden längliche bis winkelige, meist etwas größere Gebilde mit rauher Oberfläche (Abb. 1b). In aufgesägten Lößkindln von ersten beiden Standorten sind Poren von 50-100µm Durchmesser und unregelmäßig geformte Hohlräume bis 2mm Durchmesser erkennbar. Während hier Schrumpfrisse nur selten und schwach ausgeprägt auftreten, sind bei der Pararendzina nach außen spitz zulaufende Rißsysteme deutlich zu sehen (Abb. 2). Das Schrumpfvolumen beträgt hier bis zu 10 Vol.%.

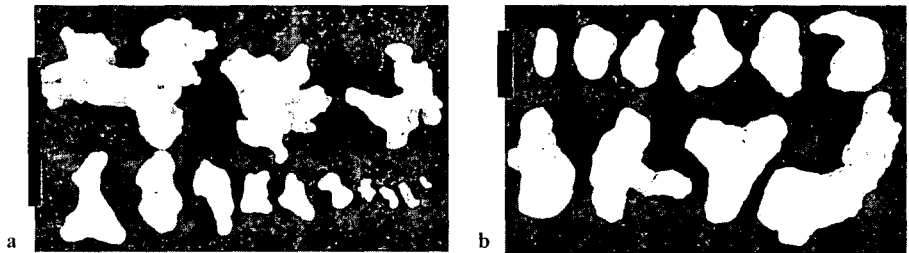


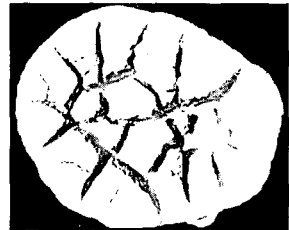
Abb. 1: Typische Lößkindl verschiedener Größe.

a) pseudovergleyte Schwarzerde

b) Pararendzina

Die Balkenlänge entspricht 3cm

Abb. 2: Aufgesägtes Lößkindl der Pararendzina aus dem Cc-Horizont mit Schrumpfrissen.
Längsdurchmesser: 4cm



Bei allen untersuchten Lößkindln nehmen Dichte und Kalkgehalt nach innen zu. Lößkindl verschiedener Standorte unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Gesamtdichte und ihres Gesamtcarbonatgehaltes (Abb. 3a,b). Die größte Dichte weisen die Lößkindl des Pseudogleys-Gleys auf. Vermutlich werden durch die starke Vernässung dieses Standortes die vorhandenen Poren stärker mit Carbonaten ausgekleidet. Die geringste Streuung der Werte wird für die vier untersuchten Lößkindl der Pararendzina erhalten. Die größte Spanne zwischen dem Kalkgehalt im Kern und des äußeren Bereiches findet sich bei den Lößkindln der feuchteren Standorte. Den höchsten Kalkgehalt weisen die Querfurter Lößkindl auf. Bei allen untersuchten Lößkindln reicht die Ausfüllung des im Boden vorhandenen Porenraums mit Calcit nicht aus, um den hohen Kalkgehalt von bis zu 80% im Innern zu erklären.

Außer den an der Profilwand sichtbaren Lößkindln ergab die Siebung auch kleinere Konkretionen von wenigen mm Größe. Bei der Pararendzina wurden zwischen den wenige mm langen, röhrenförmigen Konkretionen, Rhizolithen und Osteokollen, und den Lößkindln keine Übergangsgrößen erhalten. Der weiße Rhizolith füllt Gänge von abgestorbenen Wurzeln aus, während Osteokollen bräunliche Wurzelumhüllungen darstellen, die sich um lebende Wurzeln gebildet haben. Bei der

Pararendzina is neben Calcit auch Gips an der Zusammensetzung dieser Konkretionen beteiligt (DULTZ, 1997). Die Anreicherung von Gips in diesen Konkretionen ist auf Wasserentzug bzw. höhere Verdunstungsleistung zurückzuführen. Die Akkumulation von Gips erfolgt im Unterboden bis zu einer Tiefe von ca. 1,5 m, wobei die Verteilung ungleichmäßig ist. Die Struktur der Osteokollen gleicht der der Lößkindl. Möglicherweise stehen daher Osteokollen mit der Bildung von Lößkindln in Zusammenhang.

Abb. 3a:

Dichte von je vier Lößkindln einer Lokalität im Vergleich zur Dichte des umgebenden Bodens

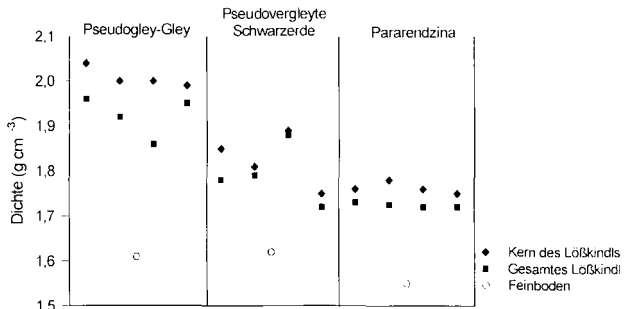
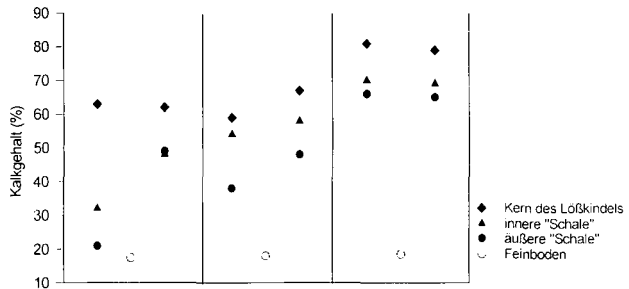


Abb. 3b:

Transect des Kalkgehaltes der nach dem Grad der Festigkeit unterschiedenen Bereiche von je zwei Lößkindln einer Lokalität im Vergleich zum Kalkgehalt des umgebenden Bodens.



In Dünnschliffen zeichnen sich die Lößkindl der stärker vernässten Böden durch Anreicherungen von Eisenoxiden sowie häufig auftretendem sparitischem Calcit (Blockzement) aus. Als Produkte der Kalkdynamik in Lößböden konnte auch Lublinit (nadelförmiger Calcit) erfasst werden. Da die Ausfüllung von allein in der Feinerde vorhandenem Porenraum mit Calcit nicht ausreicht, um die hohen Kalkgehalte der Lößkindl von bis zu 80% im Innern zu erklären, kann als eine Möglichkeit der Genese Kalkausfällung in biogen entstandenen Hohlräumssystemen angenommen werden, die sich auch in der Struktur der Lößkindl widerspiegeln. Eine andere Vorstellung beruht darauf, dass sich in einem relativ schnellen Ausfällungsprozeß in Poren, um Wurzeln oder in ehemaligen Wurzelgängen nadelförmiger Calcit abscheidet, der aufgrund seiner Struktur nur eine geringe Dichte hat. Eine anschließende Umkristallisation in grobkörnigen rhomboedrischen Calcit führt zu einer erheblichen Volumenabnahme bzw. Dichtezunahme des calcitischen Materials. Entstehende Hohlräume könnten dabei wieder mit Calcit ausgefüllt worden sein.

Die Schrumpfrißbildung kann nicht auf höhere Tongehalte zurückgeführt werden, da die Korngrößenzusammensetzung der nichtcarbonatischen Minerale im Lößkindl mit der im Feinboden

nahezu übereinstimmt. Hinweise auf höhere Anteile quellfähiger Dreischichtsilicate in den Lößkindln im Vergleich zum umgebenden Boden wurden nicht gefunden. Die Schrumpfrisse in Lößkindln werden als Trennbrüche gedeutet, die durch Austrocknung verursacht sind. Dies ist nur dann möglich, wenn die Poren noch nicht vollständig mit Carbonat ausgefüllt sind und noch Wasser enthalten ist, bei dessen Abgabe Risse entstehen. Da Lößkindl relativ dicht an der Erdoberfläche entstehen kann der für Konkretionen des kreidezeitlichen Septarientons mit ähnlichen Ribbildungen wie Lößkindl genannte Bildungsfaktor Druck weitgehend ausgeschlossen werden.

Um die Genese der Lößkindl während der holozänen Bodenentwicklung stratigraphisch einzuordnen wäre eine Altersbestimmung erforderlich. Eine Datierung mittels der Radiokarbonmethode ist jedoch problematisch, da Lößkindl mesozoischen Kalk und wesentlich jüngere zementbildende Carbonate enthalten. Die Lößkindlbildung setzt Lösung und Wiederausfällung von CaCO_3 in wässriger CO_2 -haltiger Lösung voraus. Hier kommt es zu einer Veränderung der Isotopenverhältnisse, da ein Teil des Carbonats aus dem gelösten Carbonat, anderes aus CO_2 atmosphärischen oder biogenen Ursprungs stammt. Diese im Bildungszeitraum herrschenden Verhältnisse sind jedoch nicht zu rekonstruieren.

Zusammenfassung

Als Produkte der Kalkdynamik in Lößböden konnten u. a. Rhizolithe, Osteokollen, Lublinit (nadel-förmiger Calcit), sparitischer Calcit (Blockzement) und Lößkindl erfaßt werden. Bei allen untersuchten Lößkindln nehmen Dichte und Kalkgehalt nach innen zu. Lößkindl verschiedener Standorte unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Gesamtdichte und ihres Gesamtcarbonatgehaltes. In Dünnschliffen zeichnen sich die Lößkindl stark staunasser Böden durch Anreicherungen von Eisenoxiden sowie häufig auftretendem sparitischem Calcit aus. Die Ausfüllung von im Boden vorhandenen Porenraums mit Calcit reicht nicht aus, um die hohen Kalkgehalte der Lößkindl von bis zu 80% im Innern zu erklären. Als Genese der Lößkindl wird daher Kalkausfällung in biogen entstandenen Hohlräumen angenommen, die sich auch in der Struktur der Lößkindl widerspiegeln. Schrumpfrisse in Lößkindln werden als Trennbrüche gedeutet, die durch Austrocknung verursacht sind.

Gips der Sandfraktion tritt in Unterböden des Mitteldeutschen Trockengebietes bis zu einer Tiefe von 1,5m in zwei Formen von röhrenförmigen Konkretionen, Rhizolithen und Osteokollen auf. Die Anreicherung ist auf Wasserentzug bzw. höhere Verdunstungsleistung zurückzuführen.

Literatur

- BAILLY, F. (1973): Zur Vergesellschaftung der Böden aus Löß in der nördlichen Calenberger Börde. *Geol. Jb.*, F1; 135 S..
- DULTZ, S. (1997): Zum Auftreten von Gips in Böden im Gebiet der Querfurter Platte/Mitteldeutsches Trockengebiet. *Kühn-Arch.* 91, 169-178. (Sonderdrucke auf Anfrage)
- HARTGE, K.H. & R. HORN (1991): Einführung in die Bodenphysik. 2. Aufl., 303 S.. Enke.
- JACKSON, M.L. (1958): Soluble salt analysis for soils and waters. In: *Soil Chemical Analysis.*, 227-271, Prentice Hall.
- MORAD, S. & M. ESHETE, M. (1990): Petrology, chemistry and diagenesis of calcite concretions in Silurian shales from central Sweden. *Sed. Geol.* 66, 113-134.
- ROHDENBURG, H., B. MEYER (1979): Zur Feinstratigraphie und Paläopedologie des Jungpleistozäns nach Untersuchungen an südniedersächsischen und norhessischen Lößprofilen. *Landschaftsgenese und Landschaftsökologie* 3, 89 S..
- SCHÄFTLEIN, S. (1996): Genese und Struktur von Lößkindln in Böden unterschiedlicher Hydromorphie. Unveröff. Diplomarbeit. Inst. f. Bodenkunde, Univ. Hannover, 65 S.

Mineralogische Eigenschaften von Zersatzzonen durch ascendente (Thermal-)Wässer im Rheinischen Schiefergebirge

VON

P. FELIX-HENNINGSSEN

1. Einleitung

Die Auswirkungen ascender, mineralisierter Thermalwässer auf Böden und Ökosysteme fanden in der Bodenkunde bisher wenig Beachtung. Dennoch sind sie in Gebieten mit altem und jungem Vulkanismus von Bedeutung:

- Mächtige Boden-Saprolit-Komplexe der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke sind morphologisch und mineralogisch dem hydrothermalen Gesteinszersatz ähnlich und wurden in der Vergangenheit für diesen gehalten (siehe STENDEL-RUTKOWSKI 1976).
- In Vulkangebieten und ihrer Umgebung können hydrothermal veränderte Gesteine das Ausgangsmaterial für Böden sein.
- Exhalations- und Fällungsprodukte aus Mineralquellen sind zum Teil reich an Schwermetallen und seltenen Elementen, die punktuelle Belastungspotentiale in Ökosystemen darstellen können.
- CO₂-Emissionen führen und führten zur Bildung postvulkanischer Reduktosole. In Böden eindringendes Kohlendioxid fördert die mikrobielle Aktivität anaerober Mikroorganismen und schädigt Pflanzenwurzeln sowie Bodentiere.

Spezifische Mineralumwandlungen und Neubildungen, die im Quellbereich gefällt wurden oder durch die Einwirkung postvulkanischer Lösungen im sog. "Gesteinszersatz" entstanden, wurden mineralogisch und geochemisch untersucht.

2. Bildung und Verbreitung ascender (Thermal-)Wässer im Rheinischen-Schiefergebirge

Die tertiäre und quartäre Bruchschollentektonik im Rheinischen Schiefergebirge, verbunden mit der Aufwölbung von großräumigen Sattelstrukturen, führte zur Bildung tieferreichender tektonischer Störungen, auf denen Grundwasser absteigt. Die Vermischung des Grundwassers mit Solen eines Tiefenwasserstroms, der aus den angrenzenden Zechsteinengebieten an Bruchlinien in das Schiefergebirge eindringt, führt stellenweise zu erhöhten Gehalten an Na, Cl und SO₄ (ULRICH 1958). Das absteigende Wasser vermischt sich in 2.000 - 3.000 m Tiefe mit aufsteigendem, postvulkanischem CO₂ (MEYER & STETS 1997). Die Verminderung des spezifischen Gewichts führt zu einem Aufstieg der an CO₂ übersättigten Kohlensäure, die entlang der Aufstiegsbahnen mit dem Nebengestein reagiert. Dabei werden labile Minerale wie Plagioklase, primäre Fe-Mg-Chlorite und labile illitische Glimmer der unterdevonischen Schiefer und Sandsteine aufgelöst oder in sekundäre Minerale umgewandelt. Einlagerungen von mitteldevonischen Kalksteinen führen ebenfalls zu erhöhten Ca-Gehalten der Wässer (ULRICH

1958). Lösliche Elemente der Minerale gehen je nach Temperatur, Lösungskonzentration und Sorptionsbedingungen in das aufsteigende Wasser über und mineralisieren es, während das Nebengestein der Aufstiegswege zersetzt wird und durch den Massenverlust seine Festigkeit verliert. Mineralquellen finden sich überwiegend in Tälern des Rheinischen Schiefergebirges. Vor allem durch die Ausgasung von CO_2 kommt es zur Fällung von Carbonaten aus den Quellwässern. Frisch gefällter Siderit wandelt sich sehr schnell in Ferrihydrit um. Im Rheinischen Schiefergebirge haben Mineralquellen die größte Verbreitung in den quartären Vulkangebieten der Ost- und West-Eifel. Nördlich und südlich der Vulkangebiete sind Mineralquellen an weitreichende posttertiäre Störungssysteme und Spalten gebunden (SPIES 1986). An diesen sind sie oft perlschnurartig aufgereiht (Kohlensäure-Linien). Durch Thermalwässer zersetzte Gesteine werden in großer Verbreitung im Bereich der abgeklungenen postvulkanischen Aktivität des tertiären Vulkanismus vermutet (SPIES 1986).

3. Säuerling "Wehrer Kessel"

Der Wehrer Kessel (279 m ü.NN) stellt ein vulkanisches Einbruchsbecken mit 2.000 m Durchmesser im Vulkangebiet der Osteifel dar, das im Mittelpleistozän (ca. 220 Ka BP, WINDHEUSER 1978) entstand. Über den anstehenden unterdevonischen Schiefen und Grauwacken lagern als Caldera-Füllung etwa 190 m mächtige pyroklastische Lockergesteine (Bims, Trachyttuff) und periglaziäre Solifluktuionsdecken. An zwei Stellen treten CO_2 -reiche Mineralquellen aus. In der Umgebung der Quellaustritte lagern mächtige Vorkommen aus carbonathaltigem Eisenocker, der aus dem Quellwasser gefällt wurde. Zudem treten Vegetationsschäden durch CO_2 auf, das sich im oberflächennahen Untergrund aus dem Quellwasser entbindet und in den Wurzelraum eindringt. Neben den natürlichen Vorkommen werden aufsteigende Mineralwässer in mehreren Tiefbohrungen durch die CO_2 -Industrie ausbeutet.

An einer Mineralquelle im Süden des Wehrer Kessels wurden geochemische und tonmineralogische Untersuchungen des Eisenockers und an dem Bohrgut der 450 m tiefen Erschließungsbohrung durchgeführt. Der im Austrittsbereich des Quellwassers gefällte Eisenocker besteht im wesentlichen aus Ferrihydrit und Calciumcarbonat. Nur an älteren Ablagerungen im Randbereich des Vorkommens läßt sich bereits Goethit nachweisen. Die geochemische Zusammensetzung (Gesamtgehalte, RFA) zeigt, daß silicatische Verunreinigungen fehlen (kein Al, kaum K). Dagegen wurde gelöste Kieselsäure an den Ferrihydrit adsorbiert. Neben Calcit tritt Magnesit auf; Siderit ist oberflächennah nicht nachweisbar, kommt jedoch in tieferen reduzierten Horizonten vor. Unter den Spurenelementen kam es zur starken Anreicherung von Ba, Sr und Zn, wahrscheinlich in Form eigener Carbonate (vgl. GUNDLACH 1959). Daneben wurden ebenfalls Cr, Ni und V angereichert. Die Elementgehalte der chemischen Quellsedimente zeigen, daß in der von den aufsteigenden CO_2 -Wässern durchströmten Zersetzzone neben den primären Fe-Mg-Chloriten der unterdevonischen Schiefer (Freisetzung von Fe, Mg, Zn, Cr, V) auch illitische Glimmer und Feldspäte (Freisetzung von K, Ba, Sr) gelöst wurden.

Tonmineralogische Untersuchungen am Bohrgut einer rund 500 m tiefen Erschließungsbohrung neben der o.g. Mineralquelle belegen, daß Prozesse der Mineralzersetzung und -neubildung durch das aufsteigende Mineralwasser bis in diese Tiefe stattfinden: primärer Fe-Mg-Chlorit fehlt in manchen Tiefenabschnitten vollständig, in anderen hat ein teilweiser Abbau stattgefunden. In einigen Tiefenabschnitten führte die Lösung von Chlorit zur Neubildung von Smektit. In allen Tiefenabschnitten wurden Kaolinit und Dickit (Abb. 1) gebildet. Zudem treten mikromorphologisch erkennbare Sideritkonkretionen in Lösungshohlräumen auf.

Die Mineralparagenese in der Zersetzzone läßt darauf schließen, daß vor allem der primäre Fe-Mg-Chlorit der protolytischen Umwandlung durch die aufsteigende Kohlensäure unterliegt.

Offenbar kommt es in kluffernen Bereichen, in denen Ionendiffusion die Elementdynamik kontrolliert, zur Bildung von Smektit unter Bedingungen der Si-Zufuhr aus dem aufsteigenden Wasser oder der Si-Freisetzung aus feinkörnigem Quarz und noch relativ hohen Mg-Aktivitäten. In der Umgebung der Klüfte, in der Massenfluß die Elementdynamik steuert, kommt es dagegen, einhergehend mit der Auflösung von Smektit und Desilifizierung, zur Bildung von Kaolinit und Dickit. Letzterer ist als Folge seines monoklinen Kristallgitters stabiler als der Kaolinit und ein Indikator mineral für Bildungsbedingungen unter erhöhten Temperaturen im hydrothermalen Milieu. Im Röntgendiagramm ist er nach Erhitzung des Präparats auf 600 °C leicht zu identifizieren, da der 0,7 nm-Peak und seine weiteren Ordnungen erhalten bleiben, während der Kaolinit aus dem Spektrum verschwunden ist.

4. Paläo-Gesteinszersatz - Fumarole "Waldesch"

Der Steinbruch am "Horstkopf" (TK 5711 Boppard, r 33 94250, h 55 68200, 350 m ü.NN) nahe der Ortschaft Waldesch zeigt einen Aufschluß in einem Quarzitrücken, der sich 50 - 100 m über die umgebende tertiäre Rumpffläche erhebt. Bis zu 2 m mächtige, steil stehende Bänke aus Quarzit wechseln mit ebenso mächtigen Bänken aus sandigen Schluffschiefern bis schluffigen Sandsteinen. Als Folge der tertiären Verwitterung wurden die Schiefer in einen weißen, gebleichten Saprolit umgewandelt und dessen Chloritgehalt vollständig kaolinitisiert. Der oxidative Abbau der primären organischen Substanz der Schiefer belegt die oberflächennahe Umwandlung durch Verwitterungsprozesse (FELIX-HENNINGSEN 1990) und spricht gegen eine Zersetzung durch ascendente Wässer.

Daneben treten Merkmale auf, die eine hydrothermale Überprägung der Verwitterungshorizonte belegen:

- Breite tektonische Klüfte weisen frische Rasen aus Quarzkristallen von bis zu 1 cm Durchmesser mit blanken Flächen auf, die keinerlei Verwitterungs- oder Anlösungsspuren zeigen.
- Die Quarzrasen werden von massiven Ablagerungen aus Goethit in Form von Glaskopf und Nadeleisenerz überlagert. Die Goethitablagerungen füllen breite Klüfte teilweise vollständig aus und verkitten tektonische Quarzitbruchstücke zu einer Breccie.
- Feinere Klüfte im gebleichten Quarzit werden beiderseits von 3 - 8 cm breiten, scharf begrenzten Säumen aus violettrottem Hämatit begleitet.
- Gebleichte, schluffige Sandsteine weisen in Klüften weiße Füllungen aus monomineralischem Dickit (Abb. 1) auf.
- Insbesondere der Saprolit aus Sandstein und Schluffschiefer zeigt auf allen Schieferungs- und Klufflächen einen dichten Belag aus Sericit. Mikromorphologisch erscheint der Sericit im Saprolit völlig unverwittert. Eine Umwandlung in Tonminerale erfolgt erst in den rezenten Bodenhorizonten. Dieses spricht für eine hydrothermale Sericitisierung nach Abschluß der tertiären Tiefenverwitterung. Dabei deuten die ungewöhnlich hohen Ba-Gehalte in den saprolitisierten Schiefen von >1.600 mg/kg auf die Bildung phengitischer Sericite hin. Nach STRINGHAM (1952) bildet sich hydrothermal Sericit bei Temperaturen > 350 °C aus Glimmern und Kaolinit.

Isotopengeochemische Untersuchungen der ¹⁸O-Fraktionierungen in den Mineralparagenesen Quarz, Goethit und Dickit, die nebeneinander in einer Kluffüllung vertreten waren, wurden von der AG HOERNES (Mineralogisches-Petrologisches Institut Bonn) durchgeführt. Unter Verwendung experimentell kalibrierter Fraktionierungskurven von Quarz-Wasser, Kaolinit-Wasser und Magnetit-Wasser wurden die Bildungstemperaturen der Minerale abgeschätzt. Danach ergibt sich für die Bildung des Quarz eine Temperatur von etwa 315 °C und für den Dickit von 270 °C, jeweils mit einer Schwankungsbreite von ± 10 °C (BECHTEL 1985). Daher ist

aus dem Mineralbestand und den Bildungstemperaturen abzuleiten, daß es sich bei dem Gesteinsersatz in Waldesch um einen hydrothermal überprägten Saprolit im Wirkungsbereich einer Fumarole handelt. Durch die Nähe tertiärer Vulkane ist für den Gesteinsersatz ebenfalls ein tertiäres Alter anzunehmen.

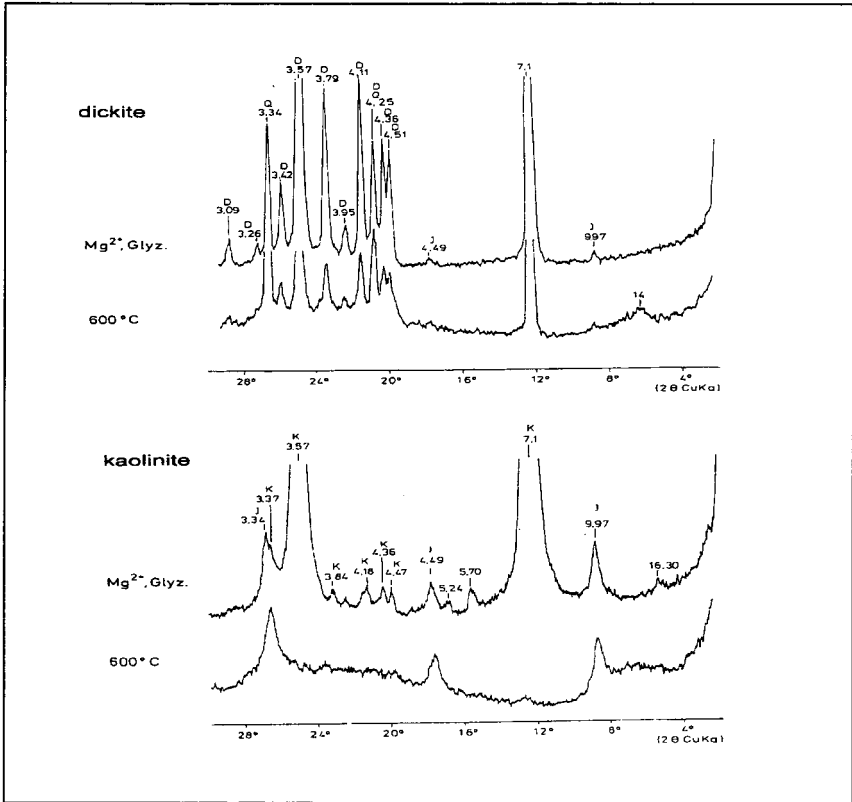


Abb.1: Röntgendiagramme von hydrothermal gebildetem Dickit aus Waldesch und gut kristallisiertem Gang-Kaolinit aus einer saprolitisierten Sandsteinbank der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke; gegenüber dem Kaolinit bleibt der Dickit nach einstündiger Temperung bei 600 °C stabil und ist somit zu identifizieren.

Literatur:

BECHTEL, A. (1985): Diplomarbeit, Mineralogisch-Petrolog. Inst. Univ. Bonn; FELIX-HENNINGSSEN (1990): Relief-Boden-Paläoklima, Bd. 6, Borntraeger; MEYER, W. & STETS, J. (1997): Sammlung Geolog. Führer 89, Borntraeger; SPIES, E.-D. (1986): Dissertation, Inst. F. Bodenkunde, Univ. Bonn; STENGEL-RUTKOWSKI, W. (1976): Geol. Jb. Hessen, 104, 183 - 224, Wiesbaden; STRINGHAM, B. (1952): Econ. Geol. 47:661-664; ULRICH, J. (1958): Gewässer und Abwässer 19:66-80.

Prozesse und Raten der Protonenpufferung durch Schichtsilicate

Hamer, M.¹, Middendorf, C.² & Brümmel, G.W.¹

1 Einleitung

Die grundlegende Methode zur Berechnung von Critical-Loads für Säureeinträge in die Pedosphäre ist die Erstellung einer Massenbilanz, in der die Raten der Protoneneinträge den Raten der Prozesse gegenübergestellt werden, die diese Protonen puffern, immobilisieren oder aus dem System entfernen können (UBA, 1997). Die Prozesse und Raten der Protonenpufferung durch ubiquitär verbreitete Minerale bilden somit die Grundlage zur Abschätzung der Versauerungsgefährdung von Böden.

Ergänzend zu den Feldspäten Albit und Orthoklas (HAMER et. al 1998) werden in der vorliegenden Arbeit die Puffermechanismen der zur Gruppe der Glimmer gehörenden Minerale Muskovit und Biotit dargestellt.

2 Material und Methoden

Die mittels RFA bestimmte chemische Zusammensetzung der in den Versuchen verwendeten Minerale Muskovit und Biotit ist in Tab.1 aufgeführt. Beide Minerale wurden in einer Korngröße von 63-200 μm verwendet. Die spezifische Oberfläche (N_2 -BET) dieser Korngrößenfraktion liegt mit $0,3 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ beim Muskovit geringfügig unter der des Biotits ($0,4 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$).

Tab.1: Chemische Zusammensetzung der Minerale Muskovit (Iveland, Norwegen) und Biotit (Moen, Norwegen), Korngröße der Minerale: 63-200 μm , Angaben in %

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ /FeO	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂
Muskovit	43,75	34,37	5,28	0,13	1,04	0,09	0,68	10,07	0,47
Biotit	43,20	10,50	16,60	0,06	9,27	1,04	0,42	8,73	2,98

Die Säure-Neutralisations-Kapazität (SNK) wurde zum einen theoretisch, d.h. aus der Summe der Gesamtgehalte an Na, K, Mg, Ca, Al, Fe und Mn berechnet (im weiteren als SNK-Gesamt bezeichnet) und zum anderen experimentell in Batchversuchen mit einem Mineral/Lösungs-Verhältnis von 1 : 100 und unterschiedlicher Säurezugabe ($0,005 - 0,5 \text{ mol HCl l}^{-1}$) bestimmt. Die Batchgefäße wurden 90 Tage bei 20 °C geschüttelt. Im Anschluß daran konnte sowohl aus dem H⁺-Verbrauch als auch aus der Summe der freigesetzten Kationen (s.o.) die SNK bestimmt werden.

Die Ermittlung der Pufferraten erfolgte ebenfalls experimentell in Batchversuchen. Das Mineral/Lösungs-Verhältnis betrug 1 : 5, und die in definierten Zeitintervallen zugegebene Säuremenge deckt den Bereich von $0,00001 - 0,01 \text{ mol l}^{-1} \text{ HCl}$ und damit einen pH-Bereich von pH 5 - 2 ab. Die Proben wurden bis zu 42 Tage bei 20 °C geschüttelt. In der regelmäßig ausgetauschten Extraktionslösung wurden der H⁺-Verbrauch und die als Folge der Pufferung freigesetzten Elemente bestimmt. Aus dem kumulativen H⁺-Verbrauch sowie der kumulativen Freisetzung basisch wirkender Kationen wurden die Pufferraten ermittelt.

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn, e-mail: hamer@boden.uni-bonn.de

² Institut für anorganische Chemie und Materialforschung, Universität Bonn, Römerstr. 164, 53117 Bonn

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Säure-Neutralisations-Kapazität (SNK)

In Abb.1 ist die experimentell ermittelte SNK der Minerale Muskovit (links) und Biotit (rechts) bei unterschiedlicher Säurezugabe als Summe der freigesetzten Kationen dargestellt. Während der Muskovit selbst nach der höchsten Säurezugabe ($0,50 \text{ mol l}^{-1} \text{ HCl}$) in 90 Tagen mit 118 meq kg^{-1} lediglich $0,48 \%$ der theoretisch zur Verfügung stehenden SNK-Gesamt bereitstellt, vermag der Biotit im selben Zeitraum bereits nach Zugabe von $0,25 \text{ mol l}^{-1} \text{ HCl}$ mit $18266 \text{ meq kg}^{-1}$ $90,9 \%$ der SNK-Gesamt auszuschöpfen (SNK-Gesamt: Muskovit = 25174 ; Biotit = $20092 \text{ meq kg}^{-1}$). Die deutlich höhere Pufferkapazität des Biotits beruht vor allem auf dessen trioktaedrischem Aufbau im Gegensatz zum stabileren dioktaedrischen Muskovit (FANNING et. al 1989). Gemein ist beiden Mineralen, daß sie bereits nach geringster Säurezugabe überproportional viel Mg und Ca im Vergleich zu anderen Kationen freisetzen. Als Ursache für die bevorzugte Freisetzung kann die Auflösung kleinster Mengen carbonatischer Verunreinigungen oder eine Desorption oberflächennaher Mg- und Ca-Ionen in Betracht gezogen werden. Ein weiterer Anstieg der SNK nach steigender Säurezugabe resultiert in erster Linie aus der Freisetzung von Zwischenschicht-Kalium und den in Tetraedern und Oktaedern lokalisierten Kationen Mg, Fe und Al. Si –hier nicht abgebildet- wird dabei besonders beim Biotit in wesentlich geringerem Umfang gelöst.

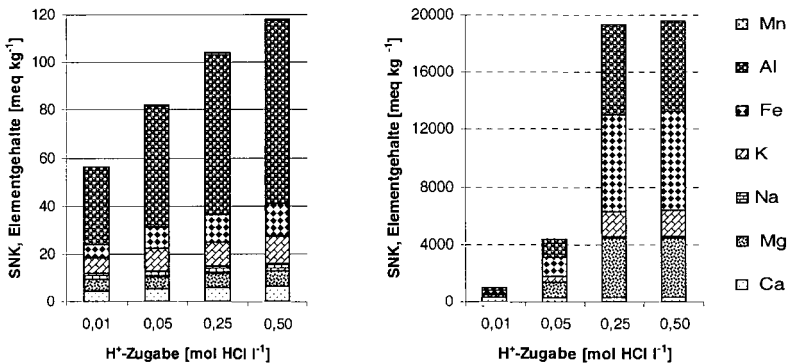


Abb.1: SNK der Minerale Muskovit (links) und Biotit (rechts) der Korngröße 63-200 μm als Summe der Elemente Ca, Mg, Na, K, Fe, Al und Mn bei unterschiedlicher Säurezugabe (Batchversuche; Mineral/Lösungs-Verh. = 1:100; 90 Tage; 20 °C)

3.2 Pufferraten

Neben der SNK stellen Verwitterungs- bzw. Pufferraten ein wichtiges Maß für die Vorhersage von Versauerungsvorgängen dar. In Abb. 2 sind die aus dem H⁺-Verbrauch in Abhängigkeit vom pH-Wert ermittelten Pufferraten dargestellt. Die Berechnung der pH-Abhängigkeit erfolgte über den Mittelwert von Ausgangs- und End-pH-Wert der Mineralsuspension. Die Fehlerindikatoren geben demnach den pH-Anstieg zwischen zwei Extraktionsschritten an. Die Pufferraten beider Minerale lassen eine deutliche pH-Abhängigkeit erkennen. Mit einer Steigung von $-0,60$ ist diese Abhängigkeit beim Biotit deutlich stärker ausgeprägt als beim Muskovit mit $-0,30$. Die schwächer ausgeprägte pH-Abhängigkeit des Muskovits beruht dabei in erster Linie auf der bei pH 2 ermittelten Pufferrate. Verglichen mit dem Biotit führt eine

pH-Absenkung unterhalb von pH 3 beim Muskovit nur zu einem geringfügigen Anstieg der Pufferrate. Auch KALINOWSKI & SCHWEDA (1996) fanden bei Untersuchungen zum Löslichkeitsverhalten von Muskovit im pH-Bereich von 1-4 eine Abnahme der pH-Abhängigkeit im extrem sauren Milieu. Nach BLUM & LASAGA (1988) sowie FURRER & STICHER (1999) besteht ein enger Zusammenhang zwischen pH-abhängiger Auflösung und den für Protonen zugänglichen Adsorptionsplätzen an der Mineraloberfläche. Beim Muskovit scheint demnach unterhalb von pH 3 ein Wendepunkt erreicht zu sein, an dem die Oberfläche annähernd mit Protonen abgesättigt ist und somit die H^+ -Konzentration nicht mehr der Raten bestimmende Faktor ist.

Die Ermittlung der Pufferraten (R) aus der Freisetzung basisch wirkender Kationen führt mit $\log R = -0,40 \text{ pH} - 9,48$ ($r^2 = 0,953$; $N = 4$) beim Muskovit und $\log R = -0,62 \text{ pH} - 7,91$ ($r^2 = 0,993$; $N = 3$) beim Biotit, im Vergleich zur H^+ -Pufferung, zu ähnlichen Ergebnissen.

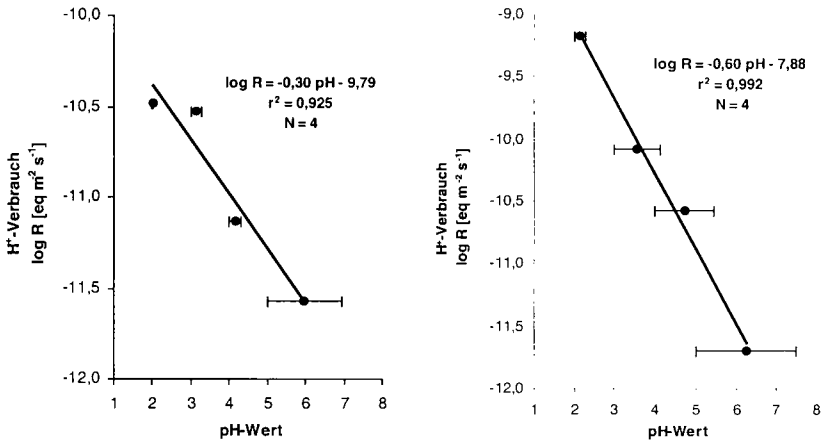


Abb.2: Pufferraten der Minerale Muskovit (links) und Biotit (rechts) der Korngröße 63-200 μm in Abhängigkeit vom pH-Wert (Batchversuche; Mineral/Lösungs-Verh. = 1:5; Zeitintervall = 17-42 Tage; 20°C)

3.3 Mineralogische Untersuchungen der Reaktionsprodukte

Um die Prozesse der H^+ -Pufferung detaillierter beschreiben zu können, wurden neben den als Folge der Pufferung freigesetzten Elementen die Reaktionsprodukte nach 90-tägiger Reaktionszeit mit Hilfe von REM, TEM, EDX und RDA untersucht. Abb. 3 zeigt REM-Aufnahmen des Muskovits und Biotits nach der Säureeinwirkung. Beide Minerale lassen eine Aufweitung der Schichten entlang der 001-Ebenen erkennen, wobei die Schichtaufweitung beim Biotit deutlich stärker ausgeprägt ist. Auch MALMSTRÖM & BENWART (1997) konnten in Laborversuchen bei pH-Werten unterhalb von pH 2 mittels TEM-Aufnahmen eine Schichtaufweitung nachweisen. Die Schichtkanten erweisen sich beim Muskovit als deutlich abgerundeter als beim Biotit. Dies konnte ebenfalls durch TEM-Aufnahmen (nicht abgebildet) bestätigt werden. EDX-Analysen belegen, daß sich die chemische Zusammensetzung der Reaktionsprodukte beim Muskovit nicht signifikant vom Ausgangsmaterial unterscheidet. Die chemische Zusammensetzung des Biotits hingegen ändert sich nach der Säurezugabe deutlich. Die in Abb. 3 erkennbaren Schichtstrukturen sind zu annähernd 100 % aus Si und O (sowie H) aufgebaut. Darüber hinaus lassen RDA-Untersuchungen erkennen, daß die kristalline Struktur des Muskovits vollständig erhalten bleibt, während die Reaktionsprodukte des Biotits eine röntgenamorphe Struktur aufweisen.

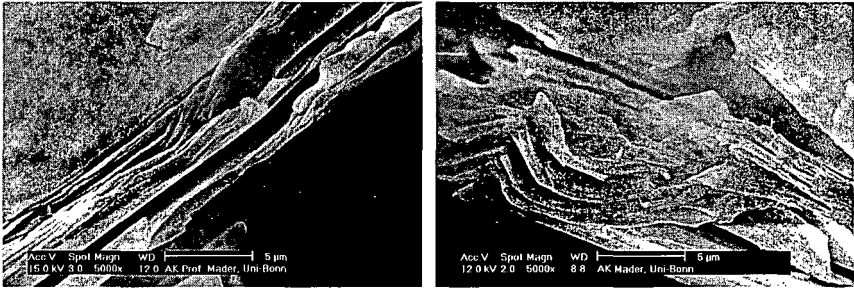


Abb.3: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der Minerale Muskovit (links) und Biotit (rechts) nach der Säurebehandlung (Batchversuche; Mineral/Lösungs-Verh. = 1:100; 90 Tage; 20°C)

4 Summary

The value of the measured acid neutralizing capacity (ANC) of muscovite is only 0,48 % of the theoretically possible ANC. However, the estimated ANC of biotite reaches values of nearly 90 % of the theoretically possible ANC.

After 17 days of investigation the kinetics of proton buffering can be described by a zero-order rate. The calculated buffer rates of muscovite and biotite (63-200 µm fraction) strongly depend on pH (pH 2-5):

	-----mol kg ⁻¹ a ⁻¹ -----			
	pH 2	pH 3	pH 4	pH 5
Muscovite	0,39	0,20	0,10	0,05
Biotite	7,88	1,98	0,50	0,12

The mineralogical investigations show that the treatment of biotite with acid (HCl) led to preferential release of basic cationes. Consequently, a solid residual of altered layers was formed which consisted of nearly 100 % of Si, O and probably H. Although the layer structure was still visible, the residual was x-ray amorphous. The chemical composition as well as the crystal structure of the muscovite treated with acid did not differ significantly from the parent material.

5 Literatur

- BLUM, A., & LASAGA, A. (1988): Role of surface speciation in the low-temperature dissolution of minerals.-Nature, 331, 431-433
- FANNING; D.S., KERAMIDAS, V.Z., EL-DESOKY, M.A. (1989): Micas.-In: J.B. DIXON and S.B. WEED (eds.): Minerals in soil environments, SSSA Book Series, Madison, Wisconsin, USA. 551-624
- FURRER, G. & STICHER, H. (1999): Chemische Verwitterungsprozesse.- In: BLUMÉ, H.-P., FELIX-HENNINGSSEN, P., FISCHER, W.R., FREDE, H.-G., HORN, R. & STAHR, K. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, Band 2, Ecomed-Verlag, S. 1-16
- HAMER, M., MIDDENDORF, C. & BRÜMMER, G.W. (1998): Kinetik und Mechanismen der Protonenpufferung an Mineraloberflächen.-Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 88, 1, 183-186.
- KALINOWSKY, B.E. & SCHWEDA, P. (1996): Kinetics of muscovite, phlogopite and biotite dissolution and alteration at pH 1-4, room temperature.-Geochim. Cosmochim. Acta, 60, 367-385
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.: 1997): Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland. –E. Schmidt Verlag, Berlin, 570 S.

Mineralogie und Fernerkundung - Eine Anwendung aus dem Tschad

Ludger Herrmann; Frieder Graef

Einleitung

Für jeden Geowissenschaftler stellt die Beschaffung von Proben von schwer zugänglichen Orten, wie den ariden Großräumen der Erde, ein Problem dar. Zudem beschränken sich mineralogische Probenahmen meist auf einzelne Punkte, können also auch nur eindimensionale Informationen liefern. Beide Problemfelder ließen sich reduzieren, wenn mineralogische Informationen aus Fernerkundungsdaten gewonnen werden könnten. Andererseits besteht ein Interesse von in der Fernerkundung arbeitenden Wissenschaftlern an der Frage, welche Faktoren einen wie großen Einfluß auf die Fernerkundungsdaten haben. Dies gab Anlaß zu einer Studie deren präliminäre Ergebnisse hier vorgestellt werden.

Wissenschaftlicher Hintergrund

Minerale haben einen regelmäßigen Aufbau. Dieser unterscheidet sich zwischen den definierten Mineralen, was wiederum zu abweichendem Absorptionsverhalten gegenüber elektromagnetischen Wellen führt. Das Absorptionsverhalten wichtiger Minerale für den sichtbaren Bereich (VIS), das nahe (NIR) und mittlere Infrarot (MIR) ist in Abbildung 1 dargestellt.

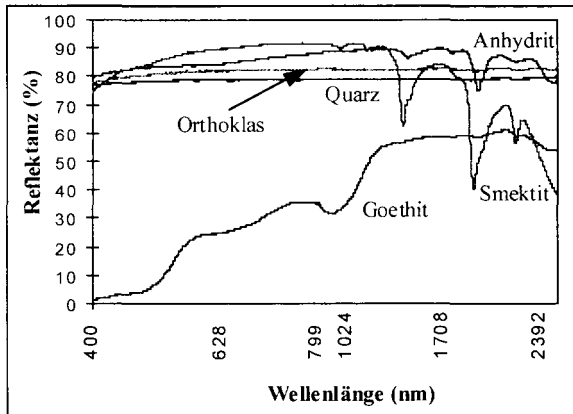


Abb.1: Spektrales Absorptionsverhalten wichtiger Minerale

Typisch für Eisenminerale sind breite Absorptionsbanden im VIS. Wohingegen die Schichtsilikate scharfe Absorptionspeaks im MIR aufweisen. Absorptionsbanden werden durch Anregung von Elektronen verursacht. Peaks verweisen auf die Anregung von OH-Gruppen zum Schwingen.

Kennt man nun die quantitative mineralogische Zusammensetzung einer Probe kann man das theoretische Absorptionsspektrum modellieren. Daraus wiederum kann der Einfluß auf die Fernerkundungsdaten abgeleitet werden.

Allgemein werden die erhobenen Fernerkundungsdaten von der Reflexion, Beugung und Streuung an einer Oberfläche beeinflusst. Das Maß dieser drei Faktoren ist wiederum von den in Tabelle 1 zusammengestellten System- und Objektparametern abhängig.

Tabelle 1: System- und Objektparameter die Fernerkundungsdaten beeinflussen

Systemparameter	Objektparameter
Wellenlänge	Oberflächenrauigkeit
Polarisation	Objektgeometrie
Einfallswinkel	Mineralogie
Blickrichtung	Elementzusammensetzung
	Farbe
	Bodenfeuchte

Material und Methoden

Um die Objektparameter möglichst genau zu erfassen, werden folgende analytischen Verfahren angewandt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Analytierte Parameter

Physikalische Parameter	Chemische Parameter	Mineralogie
Farbe (Munsell)	Gesamtelemente (RFA)	Gesamtmineralbestand
Textur	Pedogene Oxide (Fe _d)	Eisenoxide
	wasserlösliche Salze	Tonminerale

Auf der Systemseite werden Landsat TM Daten eingesetzt. Diese dienen der Orientierung im Gelände, der Probenahmeauswahl, der Flächenklassifizierung (Ausdehnung) und Korrelation mit den analytischen Parametern. Das Landsat TM System bietet sieben Kanäle (Tabelle 3).

Tabelle 3: Wellenlängen und Mineralbezug der Landsat TM Kanäle

Kanal	Wellenläng (nm)	Mineralbezug
1	450-520	Eisenoxide
2	520-600	
3	630-690	
4	760-900	Eisenoxide
5	1550-1750	Gips
6	10400-12500	Calcit, Gips, Tonminerale
7	2080-2350	Calcit, Gips, Tonminerale

Wie aus Tabelle 3 ersichtlich ist, nimmt der Landsat TM Satellit nur Banden aber keine einzelnen Wellenlängen auf. Um eine höhere Auflösung zu erreichen, müssen bodennah arbeitende Spektro-Radiometer eingesetzt werden. Da für den Geländeeinsatz ein solches Gerät nicht zur Verfügung stand, wurden die beprobten Oberflächen im Labor der BGR (Hannover) nachgestellt und ihre spektralen Eigenschaften dort gemessen.

Der Einfluß der Mineralogie auf Fernerkundungsdaten läßt sich am besten in ariden Gebieten studieren, in denen kein Vegetationseinfluß und nur geringe Schwankungen in der Feuchte der Oberfläche bestehen. Daher wurde für diese Studie ein Probenkollektiv gewählt, das 1997 während einer Expedition in den Tschad südlich des Tibesti führte. Dabei wurden ca. 60 Boden- und Sedimentprofile inklusive der Oberflächeneigenschaften beschrieben und beprobt. Erste ausgewählte Daten dazu werden hier vorgestellt und kritisch diskutiert.

Ergebnisse und Diskussion

Aus der Vielzahl von Proben und erhobenen Parametern lassen sich Serien entwickeln, die sowohl chemische als auch physikalische Gradienten repräsentieren; wie z.B. in Tabelle 4 beim Eisengehalt oder der Textur (vgl. auch Abb. 2 und 3).

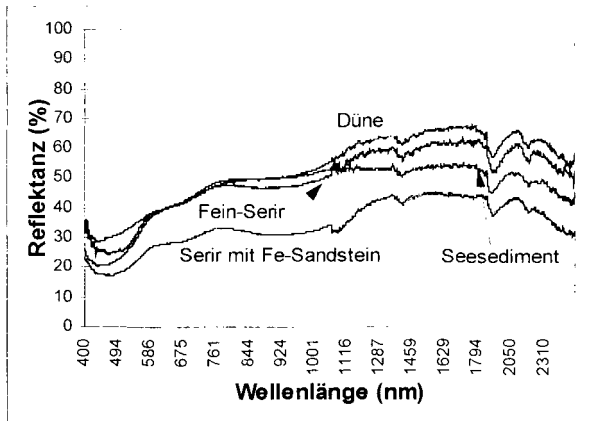


Abb. 2: Spektrale Eigenschaften ausgewählter Oberflächen in Tschad

Tabelle 4: Ergebnisse zu den physikalischen und chemischen Parametern der Feinerde ausgewählter Oberflächenproben in Tschad

Sediment	Textur	(%)						
		gS	mS	fS	gU	mU	fU	T
Düne		86	3	8	1	0	00	2
Feinserir		5	49	39	1	1	0	5
Serir (Fe+)		2	5	33	51	4	1	4
Seesediment		0	0	1	12	21	24	42

Sediment	Skelett		Deckung	Farbe	(trocken)	
	2-5 mm	>5 mm			%	Munsell
Düne	0	0	0	10YR7/4		
Feinserir	50	3	98	10YR7/4		
Serir (Fe+)	14	11	100	10YR7/4		
Seesediment	0	0	0	2,5Y8/2		

Sediment	pH	EL	Ct	Fe	Fed	Fed/Fe
Düne	7,9	19	0	0,25	1,3	51
Feinserir	8,9	68	0	0,76	2,8	37
Serir (Fe+)	8,6	40	0	1,39	4,6	33
Seesediment	5,7	512	0	4,85	12,9	27

Sediment	Si	Na	K	Mg	Ca
Düne	39,7	0,43	0,12	0,06	0,21
Feinserir	38,1	0,72	0,40	0,17	0,47
Serir (Fe+)	37,6	0,84	0,55	0,26	0,58
Seesediment	28,5	0,92	1,15	0,71	1,08

Dies sollte die Feststellung des Einflusses einzelner Parameter auf die spektralen Eigenschaften erleichtern. Tatsächlich ergeben sich in der Realität eine Anzahl größerer Probleme. So geht z.B. der größte Teil der Unterschiede der "Nicht-Seesedimente" weder auf die Textur noch auf die chemische oder mineralogische Zusammensetzung der Feinerde zurück, sondern hauptsächlich auf die typische skelettreiche Serirüberdeckung an den Probenahmestandorten.

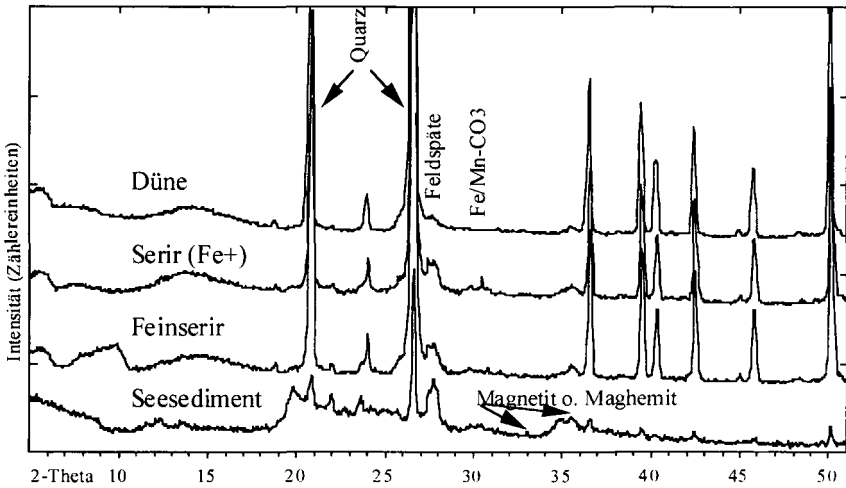


Abb. 3: Mineralogische Zusammensetzung ausgewählter Oberflächenproben in Tschad

Da diese zumindest im Hauptarbeitsgebiet größere Flächen einnehmen, können diese vorläufig nicht für den gewählten Ansatz verwendet werden. Selbst wenn man die Analytik auf den Skelettanteil ausweiten würde, ist nicht sicher, daß man zu sinnvollen Ergebnissen kommen würde. Dies liegt daran, daß weder die Elemente noch die Minerale randomisiert verteilt vorliegen. So kommen z.B. Eisenoxidüberzüge auf Quarzen vor oder Fe-Konkretionen sind in weiße Diatomite eingebettet. Somit entspricht die Konzentration nicht zwangsläufig der spektralen Wirksamkeit von Mineralen. Weiter erschwert die Auswertung, daß Faktoren einen Einfluß haben, die nicht leicht erfaßt werden können. Dazu gehört z.B. die Größenverteilung und Form des Skeletts. Auch die organische Substanz kann eine wichtige Rolle spielen. Wiederum ist für ihre spektrale Wirksamkeit nicht allein der Gehalt sondern auch die Qualität und Verteilung wichtig.

Schlußfolgerungen

Die alleinige Kenntnis der mineralogischen Zusammensetzung kann die spektralen Signaturen von Oberflächen nicht erklären. Zusätzlich müssen Informationen über weitere Objektparameter insbesondere "Form- und Verteilungsparameter" und die organische Substanz vorliegen.

Die nächsten Auswerteschritte werden sich auf skelettfreie Standorte mit relativ homogenem Sedimentkörper konzentrieren, die sich in möglichst wenigen Parametern unterscheiden. Eine Vorauswahl wird durch den Vergleich der spektralen Signaturen getroffen, die sich nur geringfügig bzw. in definierten Bereichen unterscheiden sollten.

Danksagung: Die Autoren danken der DFG für die Finanzierung der Tschad-Expedition und der BGR (Hannover) für die bereitwillige Unterstützung bei der Messung der spektralen Reflektanz.

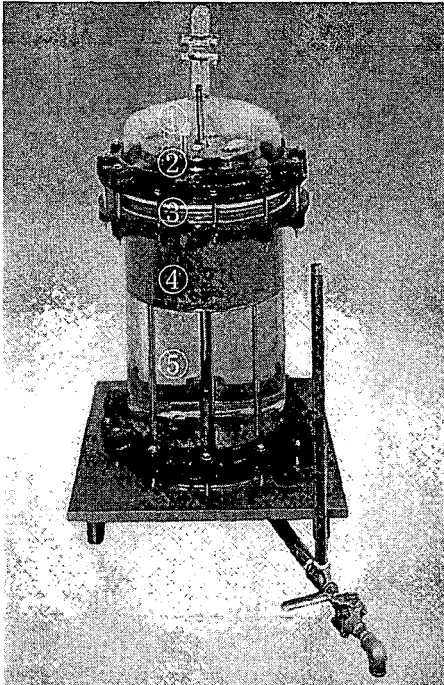
Zum Schadstofftransport organischer Verbindungen durch mineralische Deponieabdichtungen

von

KALBE, U.; BERGER, W.; ECKARDT, J.; TATZKY-GERTH, R.

Einleitung und Zielstellung

In der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung wurden über einen Zeitraum von ca. 12 Jahren unter Simulationsbedingungen in Permeationsmeßzellen (Abb. 1) Kombinationsdichtungen (Kunststoffdichtungsbahn im Verbund mit mineralischen Abdichtungsmaterialien) einem Gemisch konzentrierter organischer Verbindungen (Tab. 1) ausgesetzt und die Permeationsraten gemessen [1, 2].



In einem vom BMBF geförderten Forschungsvorhaben (Projekträger AWAS) wurden acht der vorhandenen Meßzellen geöffnet, um die Einflüsse organischer Substanzen auf die Eigenschaften der beiden Dichtungskomponenten zu untersuchen und Aussagen hinsichtlich der Langzeitstabilität eines solchen Abdichtungssystems treffen zu können.

Ziel dieses Beitrags ist es, das Migrationsverhalten der einzelnen Komponenten des simulierten Sickerwassers auf der Grundlage ihrer vertikalen Verteilung in den mineralischen Abdichtungsmaterialien zu untersuchen. Dabei finden sowohl die Art und Eigenschaften der mineralischen Dichtung als auch deren Schichtdicke Berücksichtigung.

Anhand der ermittelten Konzentrationsprofile werden erste Schlußfolgerungen zu den Schadstofftransportprozessen in den untersuchten mineralischen Dichtungsmaterialien abgeleitet.

Abb. 1: Aufbau der geöffneten Meßzellen

- ① Gemisch organischer Verbindungen zur Simulation des Sickerwassers
- ② Druckplatte („Deponiekörper“)
- ③ 2,3 mm HDPE-Kunststoffdichtungsbahn
- ④ Mineralische Dichtung (7,5 bis 30 cm)
- ⑤ Simuliertes Grundwasser (Aqua dest)

Material und Methoden

Zusammensetzung und Eigenschaften der Komponenten des Gemisches organischer Verbindungen, welche das simulierte Sickerwasser repräsentieren, sind in Tabelle 1 dargestellt und eine Übersicht über die in die Meßzellen eingebauten mineralischen Abdichtungsmaterialien enthält Tabelle 2.

Tab. 1: Zusammensetzung und Eigenschaften des 9-Komponenten-Gemisches zur Simulierung des Sickerwassers

Substanz (je gleicher Gewichtsanteil am Gemisch)	Substanzklasse	Löslichkeit in Wasser [g/l] (20°C)		Dichte [g/cm ³] (20°C)	Dielektrizitäts- konstante
Methanol	Alkohole	unbegrenzt mischbar	hydrophil	0,79	33,6 (20°C)
Aceton	Ketone	unbegrenzt mischbar		0,79	20,7 (25°C)
Tetrahydrofuran	Ether	unbegrenzt mischbar		0,89	7,6 (20°C)
iso-Octan	Kohlenwasserstoffe	0,01	hydrophob	0,69	1,9 (20°C)
Trichlorethylen	Halogenierte Kohlenwasserstoffe	1,00		1,46	3,4 (16°C)
Toluol	Kohlenwasserstoffe	0,5		0,87	2,4 (20°C)
Tetrachlorethylen	Halogenierte Kohlenwasserstoffe	0,15		1,62	2,4 (16°C)
Chlorbenzol	Halogenierte Kohlenwasserstoffe	0,49		1,11	5,7 (20°C)
Xylol (Isomergemisch)	Kohlenwasserstoffe	0,20		0,87	2,3-2,6 (20°C)

Tab. 2: Übersicht der mineralischen Dichtungen in den geöffneten Meßzellen
(CML = Compacted Mineral Layer, BCS = Bentonite Cement Ssuspension)

Kurz- bezeichnung	Dicke [cm]	Art der mineralischen Dichtung	Qualitativer Tonmineralbestand der Tonfraktion [3]
CML1	7,5/15/30	verdichteter reiner Ton	Kaolinit, Illit, geringer Anteil Montmorillonit
CML2	7,5/15/30	verdichteter stark lehmiger Sand vergütet mit 1% Montigel F (Na-Bentonit (aktiviert), Fa. Südchemie)	Kaolinit, Illit (geringer Smectit-Anteil durch Vergütung)
CML3	20	verdichteter kornabgestufter Boden (Kiesanteil ca.50%), vergütet mit 2% Montigel F	(geringer Smectit-Anteil durch Vergütung)
BCS1	30	Dichtwandmasse, Na-Bentonit-Zement-Suspension (3,5 % Montigel F)	Na-Montmorillonit

Die Konzentrationsprofile in den mineralischen Dichtungen wurden gaschromatographisch, in Horizonten mit jeweils 2 cm - Abständen) ermittelt. Es wurden verschiedene Extraktionsverfahren bzw. gaschromatographische Aufgabesysteme eingesetzt. Für die hydrophilen, stärker polaren Substanzen erfolgte die Extraktion mit n-Hexan im Ultraschallbad. Für die hydrophoben, weniger polaren Substanzen fand die Mehrfach-headspaceextraktion (MHE) Anwendung [3].

Ergebnisse

Die vertikale Verteilung der einzelnen Komponenten des Schadstoffgemisches in den mineralischen Abdichtungsmaterialien ist am Beispiel des Acetons als Vertreter der hydrophilen und des Trichlorethylens als Vertreter der hydrophoben Verbindungen exemplarisch in den Abbildungen 2 und 3 dargestellt.

Die Untersuchungen haben ergeben, daß alle Verbindungen, nachdem sie durch die Kunststoffdichtungsbahn permeiert sind, bis in unterschiedliche Tiefen in die mineralischen Dichtungen in Abhängigkeit von deren Zusammensetzung eingedrungen sind. Das iso-Octan ist im Verlaufe der ca. 12-jährigen Einwirkungszeit aufgrund seines sterischen Molekülaufbaus nur wenig in alle mineralischen Dichtschichten eingedrungen.

Die hydrophilen, stärker polaren Komponenten weisen deutlich höhere Gehalte in allen Dichtungsmaterialien gegenüber den hydrophoben, weniger polaren Stoffen auf (Beispiele Abb. 2, 3). Ein wesentlicher Grund dürften ihre hohe Wasserlöslichkeit und ihre geringe Molekülgröße sein.

Beim Vergleich der Schadstoffkonzentrationen in den Dichtungsmaterialien zeigt sich, daß die Gehalte der hydrophoben Verbindungen in den CML1-Dichtungen höher und die Konzentrationsgefälle größer als in den CML2-, CML3 und BCS1-Dichtungen sind (Beispiel Abb. 3). Bei den hydrophilen Verbindungen ist kein

Trend erkennbar. Die Konzentration aller Verbindungen ist jeweils in der CML3-Dichtung am geringsten (Beispiel Abb. 2, 3). Im Fall der Dichtwandmasse BCS1 zeichnet sich ein höheres Sorptionsvermögen gegenüber den hydrophilen Substanzen ab (Beispiel Abb. 2).

In Bezug auf die Abhängigkeit der Schadstoffverteilung von der Schichtdicke der mineralischen Dichtungen ergibt sich für den Ton CML1, daß bei größerer Schichtdicke in gleichen Abständen zur Kunststoffdichtungsbahn höhere Gehalte sowohl bei den hydrophoben als auch bei den hydrophilen Verbindungen zu verzeichnen sind.

Die vertikale Verteilung der organischen Verbindungen in den mineralischen Dichtungen und die gemessenen Permeationsraten lassen die Schlußfolgerung zu, daß der stationäre Zustand bei Schichtdicken der mineralischen Abdichtung von 15 und 30 cm vor allem für die hydrophoben Verbindungen zum Zeitpunkt der Zerlegung noch nicht erreicht war. Für die hydrophilen Verbindungen wurden sehr lange Induktionszeiten ermittelt.

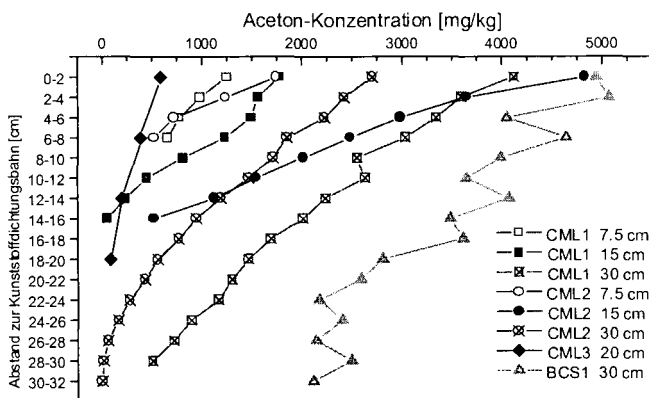


Abb. 2: Konzentrationsverteilung von Aceton in den verschiedenen mineralischen Dichtungen als Vertreter für eine hydrophile Verbindung

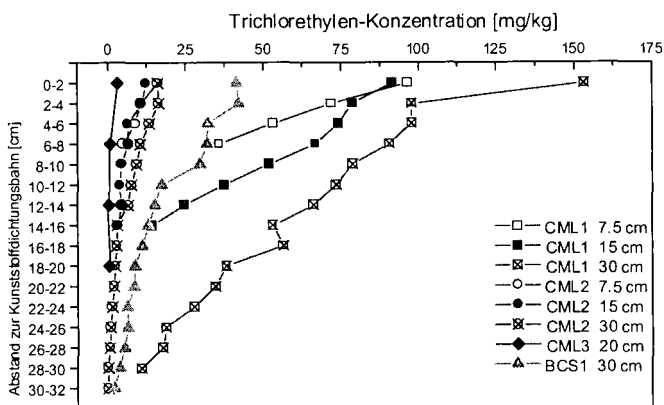


Abb. 3: Konzentrationsverteilung von Trichlorethylen in den verschiedenen mineralischen Dichtungen als Vertreter für eine hydrophobe Verbindung

Auf der Grundlage dieser Ergebnisse werden Stofftransportmodellierungen auf der Basis halbanalytischer Lösungen unter Berücksichtigung der spezifischen Eigenschaften der Dichtungsmaterialien und der organischen Verbindungen sowie der für den Stofftransport maßgeblichen Prozesse wie Diffusion und Sorption durchgeführt. Dabei sind auch mögliche Gefügeheterogenitäten infolge der Einwirkung des Sickerwassersimulates einzubeziehen [4].

Darüber hinaus sind das geochemische Milieu und mikrobielle Aktivitäten für die Bewertung der Stofftransportprozesse von Bedeutung. Anhand des Fe^{3+}/Fe^{2+} -Verhältnisses in den verschiedenen mineralischen Dichtungsmaterialien als Indikator für das Redoxmilieu konnte die Einstellung eines mehr oder weniger starken anaeroben Milieus nachgewiesen werden [3]. In allen mineralischen Dichtungen stellte sich ein gegenüber dem Ausgangsmaterial niedrigerer pH-Wert ein [5].

Zusammenfassung

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß alle neun eingesetzten organischen Verbindungen durch die Kunststoffdichtungsbahn permeiert sind und innerhalb der mineralischen Dichtungsschichten in unterschiedlicher Weise entsprechend ihrer Eigenschaften sorbiert und transportiert wurden.

Aus der vertikalen Verteilung der einzelnen Komponenten des Gemisches organischer Verbindungen ist abzuleiten, daß die verschiedenen mineralischen Dichtungen eine selektive Retardation aufweisen, die sowohl mit den unterschiedlichen Eigenschaften der organischen Verbindungen vor allem deren Wasserlöslichkeit und Molekülgröße als auch mit der Schichtdicke und den Eigenschaften des mineralischen Dichtmaterials (besonders der Mineralphasenzusammensetzung, der Korngrößenverteilung und des Feuchtegehaltes) korreliert.

Gegenwärtig werden Parameter zur Modellierung des Stofftransportes unter Berücksichtigung aller Untersuchungsergebnisse abgeleitet, um das Langzeitverhalten solcher Abdichtungssysteme abschätzen zu können. Sowohl der Summeneffekt des Einflusses der einzelnen Komponenten des Schadstoffgemisches als auch die Komplexität der unterschiedlichen Transportmechanismen erschweren die Interpretation des umfangreichen Datenmaterials.

Literatur

- [1] AUGUST, H., TATZKY-GERTH, R., PREUSCHMANN, R. & JAKOB, I. (1992): Permeationsverhalten von Kombinationsdichtungen bei Deponien und Altlasten gegenüber wassergefährdenden Stoffen. - UBA-Forschungsbericht 102 03 412
- [2] MÜLLER, W., BÜTTGENBACH, B., TATZKY-GERTH, R. & AUGUST, H. (1997): Stofftransport in Deponieabdichtungssystemen, Teil 2: Permeation in der Kombinationsdichtung. - Bautechnik 74, Heft 5, S. 331-344
- [3] KALBE, U., BERGER, W., ECKARDT, J., BREU, J. & KERZDÖRFER, H. (1998): Ergebnisse von Laboruntersuchungen zur Langzeitbeständigkeit mineralischer Abdichtungen gegenüber organischen Schadstoffen im Deponiebau. - In: Tone in der Geotechnik und Baupraxis. - Konferenz-Bericht, Bd. 6, DTTG, Greifswald, S. 23-37
- [4] W. BERGER, U. KALBE & GOEBBELS, J. (1999): Gefügeuntersuchungen an schadstoffbelasteten Deponiebasisabdichtungen. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., in diesem Heft
- [5] KALBE, U., BERGER, W. & MÜLLER, W. (1999): Long term behaviour of composite liners under exposure to a mixture of concentrated hydrocarbons. - Proceedings Sardinia 99, 7th International Waste Management and Landfill Symposium, CISA Publisher, Cagliari, in Vorbereitung

Vorkommen von Palygorskit in miozänen Kalkkrusten (Äquivalente zur OSM), Schwäbische Ostalb, SW-Deutschland

P. KALLIS & K. STAIR*

1 Einleitung und Fragestellung

Palygorskit ist ein typisches Tonmineral der Wüstenböden, dessen Vorkommen in rezenten Böden sich fast ausschließlich auf aride oder semiaride Gebiete beschränkt. Die Stabilitätsbedingungen für Palygorskit sind: alkalisches Milieu, hohe Si- und Mg-Aktivitäten und Verfügbarkeit von Al (Singer, 1989). Allerdings können diese Bedingungen in marinen, lakustrinen oder pedogenen Milieus gegeben sein und insbesondere Bedingungen, die zur Bildung von Krustenkalken führen, scheinen günstig für eine Palygorskit-Bildung zu sein (Verrecchia & Le Coustumer, 1996). Zwei Bildungsprozesse für Palygorskit werden diskutiert: 1. Direkte Transformation von Phyllosilikaten (Illit, Smectit) zu Palygorskit (Yaalon & Wieder, 1976; Elprince et al. 1979) und 2. Precipitation aus der Lösung (Singer, 1989; Chahi et al. 1993).

Die Bestimmung der Milieubedingungen der kontrovers diskutierten Palygorskitbildung, als auch der Krustenkalkbildung, sind Voraussetzung für die Interpretation der Bodenbildung und der Landschaftsentwicklung des südlichen Kuppenalbbereichs der Schwäbischen Ostalb während des Jungtertiärs.

2 Material und Methoden

Das Vorkommen miozäner Süßwasserkalke (Äquivalente zur OSM) ist in dem Steinbruch der Firma E. Schwenk in Heidenheim-Mergelstetten aufgeschlossen (Müller & Reiff, 1993). Zwei Süßwasserkalkfazies: a) ein pisolithischer Kalkstein (Intraklast-Pisoid Grain-/Packstone) und b) ein kreidiger Kalkstein (nodulöser Mudstone) wurden untersucht. Der säureunlösliche Rückstand der Kalksteine (KLR) wurde durch wiederholte Zugabe einer 0,5M Ammoniumacetat-Lösung (pH 5) bis zur pH-Konstanz und anschließender Entfernung der Lösungsprodukte und –mittel gewonnen. Aus den KLR-Suspensionen der Tonfraktion wurden Texturpräparate (Keramikträger) für die Röntgenbeugungsanalyse (Siemens RBA 500, Cu K α -Strahlung) und Pulverpräparate für die Differentialthermoanalyse (Simultan Thermo Analysator Nesch STA 409 EP) hergestellt. Stark verdünnte Lösungen der Tonsuspensionen wurden zur Herstellung von Kupfernetz-Präparaten für die Transmissionselektronenmikroskopie (TEM Modell: Zeiss EM 10 – Institut für Phytomedizin, Universität Hohenheim) und Rasterelektronenmikroskopie (REM: ABT DS 150F Topcon, Tokyo, Japan, plus PV 9800, EDAX Mahwah, USA – Institut für Physik, Universität Hohenheim) verwendet.

* Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart
e-mail: kallisp@uni-hohenheim.de

3 Ergebnisse

Abweichend von dem Diffraktogramm einer Illit / Kaolinit Tonmineralgesellschaft erscheint in den Diffraktogrammen der Ammoniumacetat-unlöslichen Rückständen des pisolithischen Kalksteins (**Abb. 1**) ein deutlicher Reflex bei 1,049 nm und ein schwacher Reflex bei 0,638 nm, die charakteristisch für Palygorskit sind (Singer, 1989). Die Intensitätsverringering und Verschiebung des 1,049 nm Reflexes nach 1,002 nm bei der sequentiellen Erhitzung deuten auf die Zerstörung des Palygorskits durch die Hitzebehandlung hin, wohingegen Illit nicht beeinflusst wird.

Im Diffraktogramm des Lösungsrückstand des kreidigen Kalksteins (**Abb. 2**) ist dagegen nur ein schwacher Reflex bei 1,002 nm erkennbar. Die geringe Intensität und das Auslöschchen des Reflexes bei bereits 600 °C dokumentieren den schlechten Erhaltungszustand der Illite.

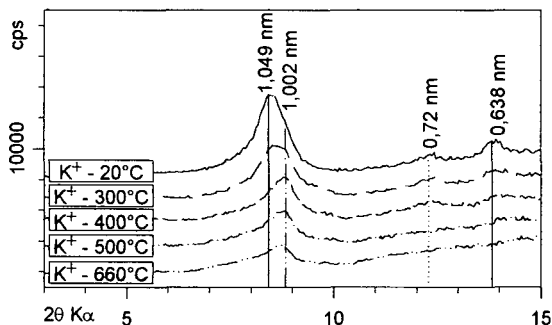


Abb. 1: RBA Diffraktogramm - KLR des pisolithischen Kalksteins

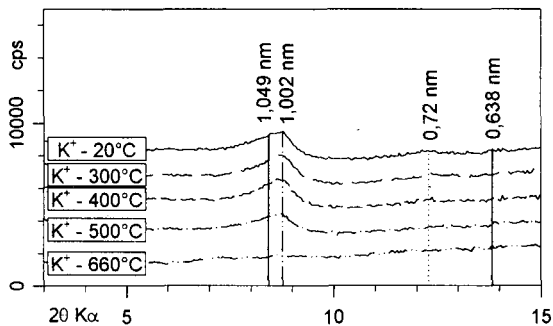


Abb. 2: RBA Diffraktogramm - KLR des kreidigen Kalksteins

Das Thermogramm der Lösungsrückstände des pisolithischen Kalksteins (**Abb. 3**) zeigt die für Palygorskit charakteristischen endothermen Reaktionen bei 116 °C, 218 °C, 493 °C und 849 °C (Singer et al., 1995). Neben diesen endothermen Reaktionen sind noch die endothermen Reaktionen von Illit (671 °C) und Calcit (749 °C) erkennbar. Eine deutliche exotherme Reaktion bei 330 °C kann auf die Verbrennung organischer Substanzen zurück geführt werden.

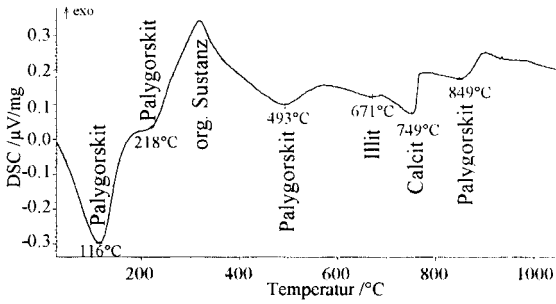


Abb. 3: DTA – KLR des pisolithischen Kalksteins

Unter dem TEM sind im Lösungsrückstand des pisolithischen Kalksteins (**Abb. 4**) Palygorskit-Fibern (Pfeile), in Bündeln angeordnet, erkennbar. Die einzelnen Fibern sind ca. 100 - 300 nm lang und ca. 20 nm breit. Morphologie und Größenordnung der Palygorskit-Partikel stehen im Einklang zu den Ergebnissen von Verrecchia & Le Coustumer (1996). Im Lösungsrückstand des kreidigen Kalksteins (**Abb. 5**) sind dagegen nur amorphe Strukturen und unregelmäßig geformte Partikel zu erkennen.

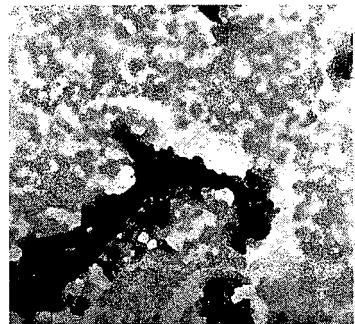
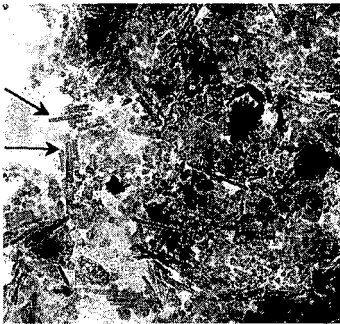


Abb. 4: TEM – KLR des pisolithischen Kalksteins **Abb. 5:** TEM – KLR des kreidigen Kalksteins

Die EDAX-Analyse (**Abb. 6a**) bestätigt den silikatischen Aufbau der Partikel (**Abb 6b**; Pfeil), die aus den Elementen Si, Al und Mg aufgebaut sind.

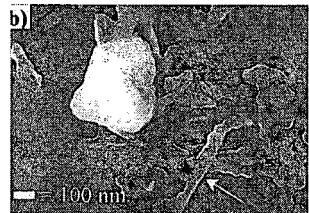
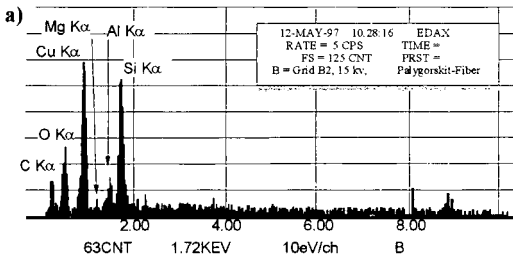


Abb. 6: a) EDAX – KLR des pisolithischen Kalksteins b) REM – KLR des pisolithischen Kalksteins

4 **Schlußfolgerung**

Durch die mineralogischen Analysen (RBA, DTA) in Verbindung mit den Elektronenmikroskop-Analysen (REM, TEM) konnte der Nachweis für das Vorkommen von Palygorskit, auch in geringeren Anteilen, erbracht werden. Da es keine Hinweise auf ein Vorkommen von Palygorskit weder in den Weißjurakalken, noch in den Sedimenten der OSM gibt, ist eine Vererbung des Palygorskits aus den Weißjurakalken, eine äolische oder alluviale Zufuhr aus benachbarten Gebieten während der Süßwasserkalkbildung auszuschließen. Palygorskit wird stets von Illit und geringen Anteilen an Kaolinit begleitet, daher ist auch eine topochemische Transformation von Smectit zu Palygorskit auszuschließen. Am wahrscheinlichsten ist eine authochtone Bildung des Palygorskits aus der Lösung. Erhöhte Si-Gesamtgehalte des kreidigen Kalksteins und eine partielle Verkieselung weisen auf eine erhöhte Si-Verfügbarkeit hin. Der schlechte Erhaltungszustand der Illite im kreidigen Kalkstein, bei der RBA durch das Auslöschen des Illit-Reflexes (1,002 nm) in der Erhitzungssequenz bei bereits 660 °C dokumentiert, weist auf die Illit-Zerstörung als Si-Quelle hin. Da weder Dolomit, noch Mg-Calcit in den Süßwasserkalken nachgewiesen werden konnten, könnte die Ausfällung reiner Calcite die Aktivitätskonzentration von Mg für die Palygorskitbildung ausreichend erhöhen oder es wurde aus externen Quellen dem System zugeführt.

Die Bildung der carbonatischen Rundkörper (Pisoide, Intraklasten) im pisolithischen Kalkstein und die Gehalte der stabilen Isotope ($\delta^{13}\text{C} = -6,90 \pm 0,35$ und $\delta^{18}\text{O} = -4,33 \pm 0,70$), die vergleichbar mit den Isotopengehalten der Süßwasserkalke des Steinheimer Beckens (Reiff, 1992) sind und eine schwache Eindunstung belegen, lassen eine Bildung des Palygorskits und der Süßwasserkalke unter lakustrinen Bedingungen in einem subtropischen Klima vermuten.

5 **Literatur**

- Chahi, A., Duplay, J. & Lucas, J., 1993. Analyses of palygorskites and associated clays from the Jbel Rhassoul (Morocco): chemical characteristics and origin of formation. *Clays Clay Miner.*, **41**: 401-411.
- Elprince, A.M., Mashhady, A.S. & Aba-Husayn, M.M., 1979. The occurrence of pedogenic palygorskite (attapulgitite) in Saudi Arabia. *Soil Sci.* **128**: 211-218.
- Müller, S. & Reiff, W., 1993. Ein Vorkommen von Oberer Süßwassermolasse bei Heidenheim und seine Bedeutung für die Landschaftsgeschichte. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.*, **189**: 255-274.
- Reiff, W., 1992. Zur Entwicklung des Steinheimer Beckens. *Jh. geol. Landesamt Baden-Württemberg*, **34**: 305-318.
- Singer, A., 1989. Palygorskite and sepiolite group minerals. In J.B. Dixon and S.B. Weed (Editors). *Minerals in soil environments* (2nd Edition). *Soil Sci. Soc. Amer., Madison, Wisconsin, SSSA Book Series, No. 1*. pp. 829-872.
- Singer, A., Kirsten, W. & Bühmann C., 1995. Fibrous clay minerals in the soils of Namaqualand, South Africa: characteristics and formation. *Geoderma*, **66**: 43-70.
- Verrecchia, E.P. & Le Coustumer, M-N., 1996. Occurrence and genesis of palygorskite and associated clay minerals in a Pleistocene calcrete complex, Sde Boqer, Negev Desert, Israel. *Clay Miner.* **31**: 183 - 202.

Danksagung

Die Autoren danken Hr. Priv.-Doz. Dr. Wurster (Institut für Physik) für die Durchführung der REM- und EDAX-Analysen, Fr. Harford (Institut für Phytomedizin) und Dr. Zarei (Institut für Bodenkunde) für die Unterstützung bei den TEM-Analysen und Hr. Frobel und Hr. Dr. Papenfuß (Institut für Bodenkunde) für die Ausführung der DTA- und RBA-Analysen (alle Universität Hohenheim).

Pedogenese von vulkanitischen Paläoböden unterschiedlicher Formationen in den Golanhöhen, Israel

Frank-Michael Lange

Frieder Graef

Claus Frick

Karl Stahr

1. Einleitung

In den Jahren 1993 bis 1998 wurden auf den Golanhöhen tertiäre und quartäre Paläoböden, die sich in dieser Region aus Basalten und Pyroklastika entwickelten, kartiert. Während die Geologie der Golanhöhen und die Paläoböden des tertiären Cover Basaltes relativ gut erforscht sind, besteht bei den jüngeren Paläoböden sowie beim Vergleich der Böden untereinander noch großer Informationsbedarf. Deshalb wurden ausgewählte tertiäre und quartäre Paläobodenprofile dokumentiert, klassifiziert und deren Bodenhorizontproben bodenchemisch, bodenphysikalisch und bodenbiologisch analysiert, um Aussagen zur Pedogenese der Böden und damit auch zum Paläoklima sowie zu postpedogenen Veränderungen machen zu können. Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen richtete sich auf die sogenannte "Frittung". Dieses Phänomen tritt an der Kontaktzone in Erscheinung, wenn ein bereits entwickelter Boden von Lava oder Pyroklastika überdeckt wird.

2. Übersicht über die Topographie und Geologie des Arbeitsgebietes

Die Golanhöhen im Nordosten Israels, an der Grenze zu Jordanien (N) und Syrien (E) gelegen, haben eine Nordsüdausdehnung von ca. 65 km und eine Ostwestausdehnung von etwa 25 km. Die geographische Westgrenze bildet der See Genezareth (SW) sowie das nördliche Jordantal (W). Das auf Paläoböden untersuchte Gebiet erstreckt sich fast auf die gesamten Golanhöhen. Die nördliche Grenze bildet das Berekhat Ram (RW: 2216, HW: 2928), der südlichste Punkt wird durch ein Profil (RW: 2135, HW: 2476) auf Höhe des Kibbuz En Gev markiert, die westlichen und östlichen Grenzen des Arbeitsgebietes entsprechen den natürlichen Grenzen der Golanhöhen.

Den basalen Unterbau der Golanhöhen bilden mehrere hundert Meter mächtige *jurassische* Kalksteinsedimente der Arad Gruppe. An Gesteinen treten in diesen Formationen vor allem massiger Kalkstein (größtenteils Biomikrit mit Nerineen, Ostracoden, Crinoiden und Lophaeen), sowie Dolomit und dünnere Lagen von Mergelstein auf. Basaltische Dykes und Intrusionen durchschlagen kleinvolumig die jurassischen Sedimente. Die Gesteine der Juraformation sind im Hermonmassiv, nördlich der Golanhöhen sehr gut aufgeschlossen. Die im südlichen Libanon und im östlichen Hermonmassiv aufgeschlossenen *Kreidesedimente* sind insgesamt über 1000 Meter mächtig und werden in die Kurnub-, Judea- und Mount Scopus Gruppe unterteilt. Die Kreidebasis bildet der bis zu 30 Meter mächtige Bhanne Basalt. Die wesentlichen Gesteine innerhalb der kretazischen Formation bilden Kalksteine, Dolomite, Schreibkreide, Mergellagen, Kiesellagen und Sandsteine. Die *tertiären* Sedimente, die eine Gesamtmächtigkeit von 1000 m erreichen, werden in die basale cozäne Avedatgruppe und in die oligozäne und miozäne Saqiegruppe unterteilt. Im Gegensatz zu den im wesentlichen marinen Sedimenten des Jura und der Kreide dominieren im basalen Tertiär fluviatile und lakustrine Ablagerungen. Dementsprechend ist das Gesteinsspektrum dieser Gruppen: mächtige Sandlagen, dünne lakustrine Kalksteinhorizonte, Konglomerate, kalkarenide Sandsteine, Mergellagen, Süßwasserkalke und Chertlagen. Die tertiären Sedimente sind in mehreren Sandgruben und Steinbrüchen am Ostufer des See Genezareth sehr gut aufgeschlossen. Der einzige, in den Golanhöhen

aufgeschlossene tertiäre Basalt, aus dem Bodenbildungen nachzuweisen waren ist der spätpliozäne *Cover Basalt*. Dieser Alkali-Olivinbasalt (BRENNER, 1979) tritt mit Mächtigkeiten zwischen 55 m und 150 m in Erscheinung. Die sich aus dem Coverbasalt entwickelten Paläoböden sind innerhalb dieser Formation zum Teil sehr gut erhalten. Der von der Mächtigkeit (zw. Dezimetern und 150 m, in Tiefbohrungen bis 286 m nachgewiesen) bedeutendste pleistozäne Vertreter ist der *Dalwe Basalt*. An weiteren, Paläoböden bildenden jüngeren pleistozänen Vulkaniten konnten die relativ geringmächtigen (Dezimeter-Bereich) vulkanischen Ablagerungen des *Muweisse Basaltes*, des *En Ziwan Basaltes*, des *Avital Tuffes*, des *Berekhat Ram Tuffes* sowie des *Sa'ar Basaltes* nachgewiesen werden. Die erwähnten Tuffe bestehen hauptsächlich aus Lapilli, Tuff und Scoria. Diese Pyroklastika kommen gelegentlich auch innerhalb der Basalte vor. Die sich aus diesen Vulkaniten entwickelten Böden stehen in ihrer Entwicklung den beiden erstgenannten Basalten in Bezug auf Mächtigkeit und Bodenentwicklung nach.

3. Methodik: Profilauswahl und -aufnahme, Bodenanalysen

Ein Ziel der Profilauswahl bestand darin, in jeder Basalt-Formation (Cover-, Dalwe- Muweisse- und En Ziwan-Basalt) mindestens einen Paläoboden aufzufinden, zu beschreiben, zu beproben und verschiedene bodenchemische und bodenphysikalische Parameter zu analysieren. Demnach erstreckte sich das Untersuchungsgebiet auf die gesamten mittleren und nördlichen Golanhöhen und die östliche Talflanke des Hule-Tals. Die Erkundung wurde wegen der Basaltüberdeckung der Paläoböden auf Aufschlüsse an Straßenanschnitten, in Panzersperregräben und Talcinschnitten beschränkt.

An ausgewählten Profilen wurden im Labor folgende Analysen durchgeführt: Bestimmung des pH-Wertes mit CaCl₂-Lösung und pH-Meter, Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit mittels eines Leitfähigkeitsmeßgerät, Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes sowie des CaCO₃-Gehaltes mit Hilfe eines Wösthoff-Gasanalysegerätes, Gehalt der pedogenen Oxide (Oxalatlösliche und Dithionitlösliche Fe-, Mn- und Al-Oxide) über ein Atom-Adsorptions-Spektrometer (ASS), Gesamtelementgehalte der Böden-, Ausgangs- und Deckgesteine mit Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA), Tonmineralanalysen und Mineralanalysen (Pulverpräparate) der Böden mittels Röntgen-Beugungs-Analyse (RBA) nach dem Zählrohr-Goniometer-Verfahren sowie tonspezifische Differentialthermoanalysen (DTA). Zur Präzisierung der gewonnenen Informationen wurden an einigen ausgewählten Proben Schwermineralanalysen (Dichtentrennung), Rasterelektronenmikroskop-Untersuchungen sowie Isotopenanalysen durchgeführt. Weiterhin wurden Dünnschliffe aus Ausgangs- und Deckgesteinen sowie aus ungestörten Bodenproben (mit Kubiena-Kästen entnommen) auf Kunstharzbasis gefertigt und anschließend ausgewertet.

4. Übersicht über die aufgenommenen Profile

Profil-Nr.	Bodentyp (n.FAO)	Horizontabfolge	stratigraphische Zuordnung
Profil 1:	Luvi-Petric Calcisol	Ak-Bckt-Bckst-Bck-Cmk	(im Cover Basalt)
Profil 2:	Rhodi-Eutric Vertisol	B/C-Bsw-Bsf-Bw-Bt	(im Cover Basalt)
Profil 3:	Chromic Cambisol	B/C-Absf-Btsf-B/C1-B/C2	(im Dalwe Basalt)
Profil 4:	Ferralic Cambisol	Axf-Bsf-B/Csf-C/Bs	(im Dalwe Basalt)
Profil 5:	"Bodensediment"	B/C1-B/C2	(Grenze: Muweisse Basalt / Avital Tuff)
Profil 6:	Eutric Regosol	Acs-Bcs-B/Cs	(im En Ziwan Basalt)
Profil 7:	Eutric Vertisol	C/B-As(f)-Bt1-Bt2	(im En Ziwan Basalt)
Profil 8:	Chromic Cambisol	C/B-Bsf-Bs	(Grenze: Berekhat Ram Tuff / Sa'ar Basalt)
Profil 9:	Vertic Luvisol	Ah-Bt	(rezenter Boden auf Dalwe Basalt)
Profil 10:	nicht klassifiziert	nicht bestimmt	(im Cover Basalt)
Profil 11:	Eutric Cambisol	C/B-Bs(f)-Bcs(f)-	(im Dalwe Basalt)
Profil 12:	Gleyic Cambisol	C/B-Btg	(im Dalwe oder Muweisse Basalt)
Profil 13:	Calcic Vertisol	nicht bestimmt	(im undivided Basalt)
Profil 14:	Calcic Vertisol	nicht bestimmt	(im undivided Basalt)

5. Diskussion und Zusammenfassung der Ergebnisse

Profil	Tiefe [cm]	Kaolinit (7 Å)	7 bis 8,6 Å	Illit (10 Å)	Wechsellagerung (10-14 Å)	Smectit (14 Å)
Profil 1	0-61	2	-	4,5	1,5	92
Profil 2	0-120+	1	-	1	1	97
Profil 3	0-105+	4	-	-	1	95
Profil 4	0-102+	10	3	2	1	84*
Profil 5	0-95	14	14	1,5	3,5	67
Profil 7	0-88	42	28,5	13,5	6	10
Profil 8	0-125	21	21	38	8	12
Profil 9	0-58	21	13	1	1	64

Abb. 1: Tonmineralanteile (%) der Tonfraktion (* Profil 4 enthält Anteile von Vermiculit)

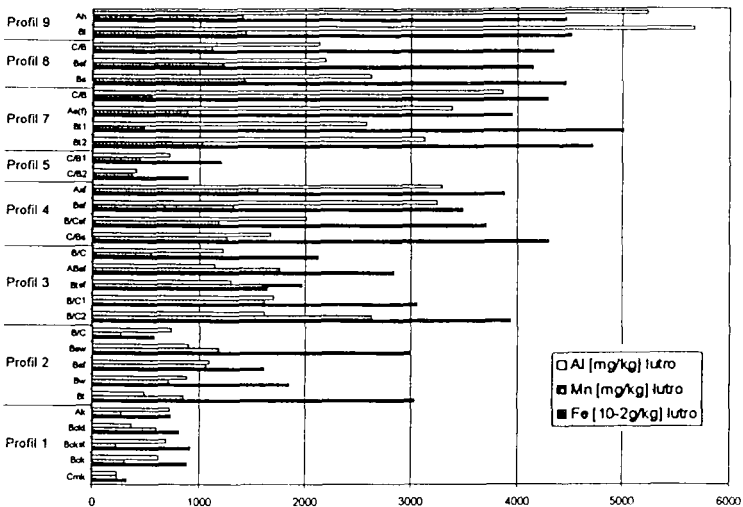


Abb. 2: Gehalt an pedogenen Oxiden

In den Golan Höhen konnten vierzehn verschiedene Paläoböden unterschiedlichen Alters (Tertiär bis Quartär) aus unterschiedlichen basaltischen und pyroklastischen Ausgangsgesteinen gefunden und bodenkundlich kartiert werden. Acht dieser fossilen Böden und ein für Vergleichszwecke ausgewählter repräsentativer rezenter Boden wurden beprobt und im Labor auf bodenphysikalische, bodenchemische und bodenmikroskopische Parameter mit den Zielen analysiert, die Pedogenese und postpedogene Veränderungen dieser nachvollziehen zu können sowie Rückschlüsse auf das Bildungsklima und mögliche chemische und physikalische Wechselwirkungen bei der Begrabung dieser Böden aufzuzeigen.

Im einzelnen wurden ein ungefritteter(P1) und ein gefritteter Paläoboden(P2) im Cover Basalt(5,5-3,7 Mio.J.) mit der **Entwicklungsrichtung Regosol-Andosol-Cambisol-Luvisol** (P1 - postpedogen Calcisol), im Dalwe Basalt (1,58-0,70 Mio. J) zwei gefrittete Böden (P3 und 4) mit der Entwicklungsrichtung Leptosol-Cambisol, ein ungefritteter Initialboden (P5) aus dem Muweissee Basalt (0,33 Mio.J.), ein gefritteter Boden (P7) aus dem En Ziwan Basalt (0,32-0,12 Mio.J.) mit der Entwicklungsfolge **Leptosol - Cambisol - Luvisol - Vertisol** sowie ein gering entwickelter (Leptosol - Cambisol) gefritteter Paläoboden (P8) des Berekhat Ram Tuffes (0,25-0,14 Mio. J.), der durch Sa' ar Basalt (0,14 Mio.J.) begraben wurde dokumentiert, beprobt und analysiert und mit einem rezenten Boden verglichen. In Bezug auf die **Frittung** konnten die Aussagen gemacht werden, daß es sich hierbei im wesentlichen um die physikalischen Prozesse *Dehydratisierung, Verdichtung und Verbackung* sowie um den chemischen Prozeß der *Hämatitisierung* mit Palagonitisierung (Verkittung durch rekristallisierte Gläser) handelt. Die **spätpliozänen** (Cover Basalt) und **frühpleistozänen** (Dalwe Basalt) Böden sind unter **wechselfeuchten, subtropischen Bedingungen** entstanden, die mit den heutigen vergleichbar sind. Als Hauptindikator hierfür kann der hohe Smectitgehalt (s. Abb. 1) dieser Paläoböden gewertet werden. Bei den **Böden des Spätpleistozäns** (Muweissee Basalt, Avital Tuff, En Ziwan Basalt und Berekhat Ram Tuff) ist der hohe Kaolinitgehalt ein Indiz für **höhere Niederschläge und höhere Temperaturen**. Der Quotient aus Kaolinit und Gesamttongehalt ergibt ein Maximum für die Zeit der Bodenbildung aus En Ziwan Basalt (s. Abb. 3). Es läßt sich eine Korrelation zu der in Europa unter dem Namen Eem-Warmzeit bekannten globalen Erwärmung vor 120 000 Jahren nachweisen, die auch durch arktische Eisbohrungen sicher nachgewiesen wurde.

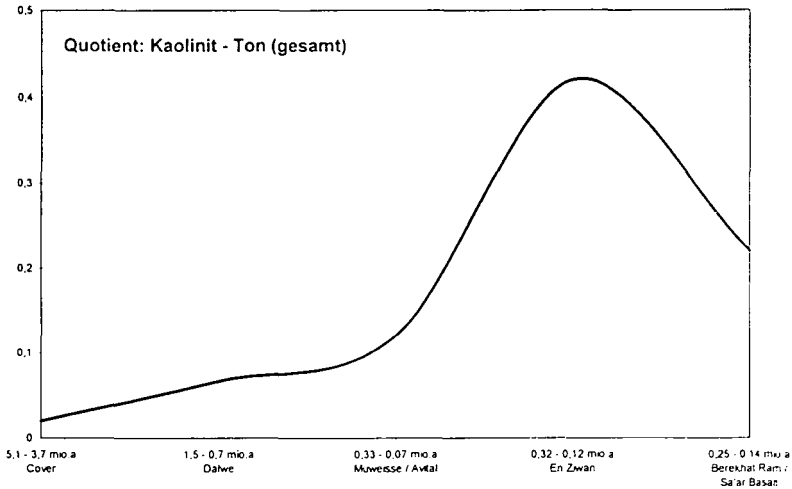


Abb. 3: Quotient Kaolinit/Gesamttongehalt

An **postbedogenen Veränderungen** sind die **Abfuhr der pedogenen Oxide** (s. Abb. 2) durch zirkulierende Wasser sowie die **Anreicherung von Kalkausfällungen** im Cover Basalt, ebenfalls durch eine hohe Wasserdynamik und die **anschließende teilweise Verkippung** und **Störung** der Paläoböden in Folge der Jordangraben tektonik zu beobachten.

Literatur:

- GRAEF, F. (1993): Pedogenese von Paläoböden aus Vulkaniten auf den Golanhöhen, Israel. 102 S. Diplomarbeit, Universität Stuttgart-Hohenheim.
- GRAEF, F., SINGER, A., STAHR, K., & JAHN, R. (1997) Genesis and diagenesis of Paleosols from Pliocene volcanics on the Golan Heights. Catena 30 (149-167) Elsevier, Amsterdam.
- FRICK, C., LANGE, F.-M. (1998) Pedogenese von Paläoböden aus Vulkaniten unterschiedlicher stratigraphischer Formationen auf den Golanhöhen, Israel. 138 S. Diplomarbeit, Universität Stuttgart-Hohenheim

Sorption hydrophober Umweltchemikalien an Bodenminerale

von

Müller, S., Totsche, K.U. und I. Kögel-Knabner

Einleitung



Die Mobilität und Verfügbarkeit von hydrophoben Umweltchemikalien (hydrophobic organic chemicals, HOC) im Boden ist abhängig von ihrer Konzentration in der Bodenlösung. Die Konzentration in der Bodenlösung wiederum wird kontrolliert durch Sorptions- und Desorptionsprozesse von HOC mit der Bodenfestphase und mit mobilen Sorbenten (Kolloiden). In Böden weisen HOC eine hohe Affinität zur organischen Bodensubstanz auf. Zahlreiche Arbeiten beschäftigen sich daher mit dem Sorptionsverhalten von HOC an Bodenmaterial aus Corg-reichen Oberböden (Means et al., 1980; Hassett & Banwart, 1989). Erst ab Corg-Gehalten von $< 0,01 \text{ mg g}^{-1}$ ist die Anlagerung von HOC an mineralische Bodenkomponenten relevant (Schwarzenbach & Westall, 1981). Für Unterbodenhorizonte werden häufig niedrige Corg-Gehalte bestimmt.

Die Sorption und Desorption von HOC im Corg-armen/Corg-freien Unterboden könnte daher von der Zusammensetzung und den Eigenschaften des Mineralbestandes gesteuert werden. Ziel dieser Untersuchung ist es daher, in einem ersten Schritt die Sorptionsmechanismen von HOC an einzelne Bodenminerale zu beschreiben.

Material und Methoden

Als Beispiele für HOC wurden aus der Stoffklasse der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe drei Substanzen mit unterschiedlichen physikochemischen Eigenschaften ausgewählt (Tab.1).

Tab. 1: Physikochemische Eigenschaften der ausgewählten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe

PAK		Molmasse [g mol ⁻¹]	Löslichkeit [µg L ⁻¹]	Log K _{ow} ^a	Log K _{oc} ^b
Anthracen		178	48	4,54	4,42
Pyren		202	150	5,18	4,92
Perylen		252	3,03	6,50	n.b. ^c

^aK_{ow}: Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient; ^bK_{oc}: Boden-Wasser-Verteilungskoeffizient, bezogen auf Corg;

^cn.b.: nicht bestimmt

Als Modellsubstanzen für die Sorptionsversuche wurden Mineralphasen eingesetzt, welche für Unterböden des gemäßigten Klimas repräsentativ sind: Seesand, goethitbeschichteter Quarzsand und eine Mischung aus Seesand/Montmorillonit im Verhältnis 9:1 (Tab. 2).

Die Sorption und Desorption von PAK an die Modellsubstanzen wurde mittels Batchexperimente mit nachfolgender Analyse der PAK in der Fest- (C_s) und Flüssigphase (C_L) untersucht (Hartmann, 1995; Blessing, 1996). Das Festphasen- zu Flüssigphasenverhältnis betrug 1:5. Als Batchhintergrundlösung diente eine 10⁻³ M KClO₄-Lösung mit 2*10⁻⁴ M AgNO₃ zur Reduktion der mikrobiellen Aktivität. Für die Sorptionsexperimente wurden die PAK in Methanol zur Lösung zupipettiert. Die Gleichgewichtsisothermen wurden mittels 4 Konzentrationsstufen (1-32 % der Wasserlöslichkeit der PAK) ermittelt. Für die Desorptionsexperimente wurden die Festphasen im voraus mit PAK kontaminiert. An die Wertepaare (C_s und C_L) wurden verschiedene Sorptionsisothermen (Linear, Freundlich, Langmuir) angepaßt. Die Unschärfe der aus den Messdaten gewonnenen Isothermenparameter wurde mittels Monte-Carlo Simulation abgeschätzt (Berthouex & Brown, 1994).

Tab. 2: Ausgewählte Eigenschaften der mineralischen Modellsubstanzen

	Seesand	Goethitsand	Seesand/Montmorillonit 9:1
spezifische Dichte [mg g^{-1}]	2,61	2,64	2,61
Fe_d [mg g^{-1}] ^a	0,0095	0,3095	0,0430
Oberfläche [$\text{m}^2 \text{g}^{-1}$]	0,11	0,14	33
Corg [mg g^{-1}]	< 0,01	< 0,01	< 0,01

^a Fe_d : Dithionit-lösliches Eisen

Ergebnisse und Diskussion

Die Massenbilanzen der Sorptionsexperimente sind für alle drei Modellsubstanzen zufriedenstellend (Seesand 86-113 %, Goethitsand 97-99 %, Mischung aus Seesand/Montmorillonit 9:1 57-85 %). Die Aufnahme von Sorptionskinetiken zeigt für alle Sorbenten eine Gleichgewichtseinstellung bereits nach 24 Stunden.

Für alle drei Sorbenten ergibt sich eine signifikante Sorption (Abb.1). Die Sorptionsisothermen für Perylen können nicht dargestellt werden, da Perylen in der Flüssigphase nur für Goethitsand sicher bestimmt werden konnte. Die höhere spezifische Oberfläche des Seesand/Montmorillonit-Gemisches bedingt vermutlich die höhere Sorption von Pyren und Anthracen im Vergleich zu Seesand und Goethitsand. Die Affinität der PAK zu den Bodenmineralen nimmt in der Reihe Anthracen < Pyren < Perylen zu. Dies steht in Übereinstimmung mit den steigenden K_{ow} -Werten.

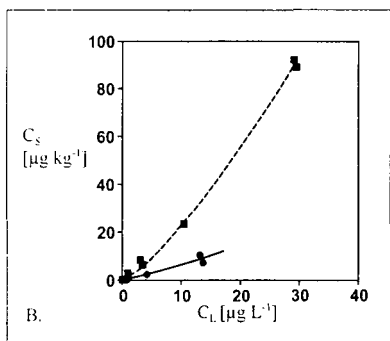
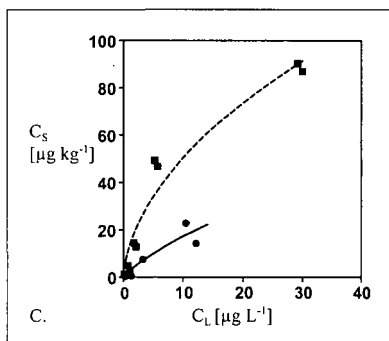
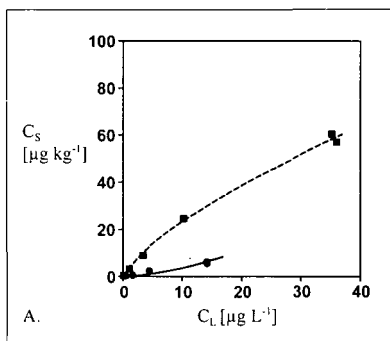


Abb. 1: Sorption von Pyren ■ - - - - und Anthracen ● — an Seesand (A.), Goethitsand (B.) und Seesand/Montmorillonit (C.)

Die Sorptionsisothermen werden am besten durch Freundlich-Isothermen $C_s = K_F \cdot C_L^p$ beschrieben.

Sie sind bereits in niedrigen Konzentrationsbereichen nichtlinear, was durch unterschiedliche Sorptionsmechanismen bedingt ist. Die Sorption von Pyren an Seesand sowie von Pyren und Anthracen an Seesand/Montmorillonit ist charakterisiert durch eine rechtsgekrümmte Isotherme (Freundlich-Exponent $p < 1$). Dies weist auf eine Sättigungsorption hin. Die Sorption von Anthracen an Seesand sowie von Pyren und Anthracen an Goethitsand ist charakterisiert durch eine linksgekrümmte Isotherme (Freundlich-Exponent $p > 1$). Dies weist auf einen kooperativen Sorptionsmechanismus hin.

Die Resultate der Monte-Carlo-Simulation unterstützen diese Ergebnisse (Tab. 3). Der Sorptionskoeffizient nach Freundlich steigt mit zunehmendem K_{ow} -Wert der PAK. Der Freundlich-Exponent steht in Übereinstimmung mit den Verläufen der Sorptionsisothermen. Die niedrigen Standardabweichungen für die ermittelten Freundlich-Parameter zeigen die hohe Stabilität der Werte.

Tab. 3: Sorption von PAK an Bodenminerale - Parameter der Freundlich-Isotherme nach Monte-Carlo-Simulation

Modellsubstanzen	PAK	Parameter Freundlich-Isotherme			
		K_{mw}^a	K_{st}^b	p_{mw}	p_{st}
Seesand	Anthracen	0.09	0.04	1.6	0.13
Goethitsand	Anthracen	0.31	0.02	1.3	0.06
Seesand/ Montmorillonit	Anthracen	3.02	0.15	0.8	0.05
Seesand	Pyren	4.45	0.14	0.7	0.02
Goethitsand	Pyren	1.27	0.01	1.3	0.02
Seesand/ Montmorillonit	Pyren	15.3	0.25	0.5	0.01
Goethitsand	Perylen	121.2	18.17	1.2	0.04

^amw: Mittelwert; ^bst: Standardabweichung

Die Massenbilanzen der Desorptionsexperimente sind zufriedenstellend (Seesand 102-109 %, Goethitsand 90-139 %, Mischung aus Seesand/Montmorillonit 9:1 60-105 %). Die Desorption ist für Pyren und Anthracen nach 24 Stunden abgeschlossen. Eine Desorption von Perylen wurde für keinen Sorbenten festgestellt.

Für die Sorption und die Desorption von Pyren an Seesand und an Goethitsand ergeben sich ähnliche Isothermenverläufe mit geringer Hysterese (Abb. 2). Die Sorption von Pyren an beide Bodenminerale scheint reversibel. Dies gilt nicht für die Sorption von Pyren an Seesand/Montmorillonit, was vermutlich auf die hohe spezifische Oberfläche des Montmorillonit und auf eine hohe Affinität des Pyren zu Tonmineralen zurückzuführen ist. Die Resultate der Monte-Carlo-Simulation unterstützen auch hier die Ergebnisse (Tab. 4). Für die Desorption von Anthracen ergeben sich für alle drei Modellsubstanzen ähnliche Isothermenverläufe wie für Pyren.

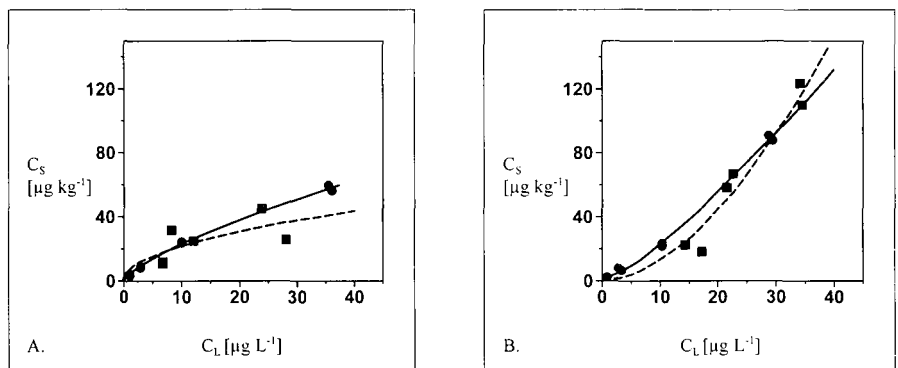


Abb. 2: Sorption ● — und Desorption ■ - - - von Pyren an Seesand (A.) und Goethitsand (B.)

Tab. 4: Sorption und Desorption von Pyren an Bodenminerale - Parameter der Freundlich-Isotherme nach Monte-Carlo-Simulation

Modellsubstanzen		Parameter Freundlich-Isotherme			
		K_{mw}^a	K_{st}^b	P_{mw}	P_{st}
Seesand	Sorption	4,45	0,14	0,72	0,02
	Desorption	7,07	2,80	0,52	0,15
Goethitsand	Sorption	1,27	0,01	1,26	0,02
	Desorption	0,19	0,05	1,83	0,08
Seesand/ Montmorillonit	Sorption	15,32	0,25	0,53	0,01
	Desorption	0,02	7E-04	2,60	0,02

^a m_w : Mittelwert; ^b s_t : Standardabweichung

Zusammenfassung

Die Sorption und Desorption von PAK (Anthracen, Pyren und Perylen) an Seesand, goethitbeschichteter Quarzsand und Seesand/Montmorillonit (9:1) wurde in Batchexperimenten untersucht. Eine signifikante Sorption der PAK wurde für alle drei Sorbenten nachgewiesen. Die Affinität der PAK zu den Sorbenten steigt analog zum K_{ow} in der Reihe Anthracen < Pyren < Perylen. Die Sorption ist nichtlinear und wird am besten durch eine Freundlich-Isotherme beschrieben. Die Unterschiede in Krümmung und Steigung zwischen den Isothermen weisen auf unterschiedliche Sorptionsmechanismen (Sättigungssorption und kooperative Sorption) hin. Die Sorption von PAK an die unterschiedlichen Sorbenten ist daher spezifisch. Dabei ist die Sorption für Anthracen und Pyren an Seesand und Goethitsand reversibel, dies gilt nicht für Perylen. Die Sorption an Seesand/Montmorillonit scheint für alle PAK nicht reversibel zu sein. Die Ergebnisse zeigen, daß die Sorption von HOC an mineralische Bodenbestandteile, welche die wesentliche Sorbenten im Unterboden darstellen, nicht zu vernachlässigen ist.

Literatur

- Berthouex P.M. & Brown L.C. (1994): Statistics for Environmental Engineers. Lewis Publishers, London, Chapter 40, 309-313.
- Blessing U. (1996): Kennzeichnung der PAK-Dynamik zweier Kleinzugsgebiete im Flysch (Tegernseer Alpen). Bayreuther Bodenkundliche Berichte 50. 96 S.
- Hartmann R. (1995): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 44. 117 S.
- Hassett, J.J. & Banwart, W.L. (1989): The sorption of nonpolar organics by soils and sediments. In: Sawhney, B.L. & Brown K. (ed.): Reactions and movement of organic chemicals in soils. SSSA, Madison, USA, S. 31-44
- Means J.C., Wood S.G., Hassett J.J. & Banwart W.L. (1980): Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons to sediments and soils. Environ. Sci. Technol. 14, 1524-1528.

Freisetzung von DOM aus Waldböden: Vergleich von Ergebnissen aus Batch- und Transportexperimenten

Münch, J.M.; Totsche, K.U.; Kaiser, K.

EINLEITUNG

Die gelöste organische Substanz (DOM) hat maßgeblichen Einfluß auf den Transport von Schadstoffen in Böden (Köger-Knabner & Totsche, 1998). Je nach vorherrschendem Prozeßgeschehen wird die Schadstoffmobilität in Gegenwart von DOM verstärkt (Cotransport; McCarthy & Zachara, 1989) oder reduziert (Cosorption, kumulative Sorption; Totsche et al., 1997). Kaiser et al. (1996) zeigten, daß mineralische Waldbodenhorizonte nicht nur als Senke für DOM fungieren, sondern bei Behandlung mit OC-freier Lösung auch DOM freisetzen. In Transportexperimenten wurde eine hohe Sensitivität der DOM-Adsorption hinsichtlich der Fließrate beobachtet (Weigand & Totsche, 1998).

ZIELSETZUNG

In der hier vorgestellten Arbeit untersuchten wir daher in Batch- und Transportexperimenten die Faktoren, die die DOM-Freisetzung aus Unterboden-Material von Waldböden steuern. Dabei richteten wir unser Hauptaugenmerk auf den Einfluß variiert Fließbedingungen und der chemischen Zusammensetzung der Perkolationslösung. Da Befunde aus Batch-Experimenten oft zur Beurteilung der Mobilität von Substanzen herangezogen werden, führten wir darüberhinaus vergleichende Batch- und Transportexperimente durch.

MATERIAL UND METHODEN

Die Transportexperimente führten wir mit einer Labor-Bodensäulenanlage unter ungesättigten Bedingungen durch (Weigand & Totsche 1998). Wir untersuchten Bs und Bv Material eines Podsoles und Gor Material eines Pseudogley-Gley, die beide mit Fichte bestockt sind. Die Beregnung erfolgte mit einer künstlichen Bodenlösung, im Falle variierten Chemismus' der Lösung perkolierten wir mit 10mM NaCl- und 5mM CaCl₂ Lösungen sowie destilliertem Wasser. Transiente Fließbedingungen wurden mittels Flußunterbrechungen und variiert Porenwassergeschwindigkeit realisiert. Batchexperimente dienten dazu, den leicht löslichen organischen Kohlenstoff aus dem Boden zu extrahieren. Aus der Initial-Mass Annahme kann der sog. Reactive Soil Pool (RSP) abgeleitet werden, der ein Maß für die Masse des nur schwach gebundenen organischen Kohlenstoff ist. Wir führten wiederholte Extraktionen durch und variierten das Boden-Lösungsverhältnis.

ERGEBNISSE

Vergleichende Batch- und Transportexperimente. DOM-Freisetzung bei verschiedenen Boden:Lösungs-Verhältnissen zeigte, daß die GGW-Konzentration proportional zum Boden:Lösungs-Verhältnis ist (Abb. 1). Dies bedeutet, daß in allen Teilerperimenten die gleiche Masse an DOM extrahiert wurde. Die Freisetzung unter Transport-Bedingungen paßt in den Trend der Batch-Daten. Im Bereich der untersuchten Boden:Lösungs-Verhältnisse kontrolliert die DOM Konzentration der Festphase nicht die Konzentration in

^{1,2} Soil Physics Group, University of Bayreuth, 95440 Bayreuth, Germany

³ Institute of Soil Science and Soil Geography, University of Bayreuth, 95440 Germany

der Lösung. Wir schließen daraus, daß die DOM-Freisetzung aus ursprünglich lufttrockenem Bodenmaterial keine Desorptionscharakteristik zeigt, sondern eher als Lösungsprozeß angesprochen werden muß. Die DOM-Freisetzung unter konstanter Beregnung zeigt für alle drei untersuchten Materialien einen ähnlichen Verlauf (Abb. 2): unmittelbar nach dem Start der Beregnung findet ein hoher, peakartiger Export statt („first flush“), der in einen konstanten Austrag unter Langzeit-Beregnung folgt („base level“). Der Austrag während des first flush ist nicht mit dem Gehalt an organischer Substanz korreliert. Wiederholte Extraktion führt im Batch-Experiment zur vollständigen Freisetzung des RSP mit 400mL kumulativem Extraktionsvolumen (Abb. 3). Die Beregnung mit der gleichen Menge an Lösung führt im Transportexperiment jedoch nur zum Export von 50% des RSP. Während des first flush (erkennbar am steilen Abschnitt der Extraktionskurve „column data“) wird also eine viel geringere Masse als der RSP ausgetragen. Unter Langzeit-Beregnung wird jedoch aus allen untersuchten Materialien ein mehrfaches des RSP freigesetzt (Tab. 1). Dieser Überschuß ist spezifisch für das Bodenmaterial.

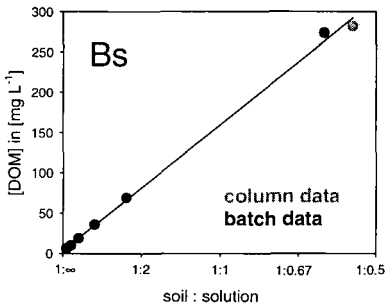


Abb. 1: Freisetzung von DOM bei unterschiedlichen Boden:Lösungs-Verhältnissen im Batchexperiment und im Transportexperiment auf Bs-Material.

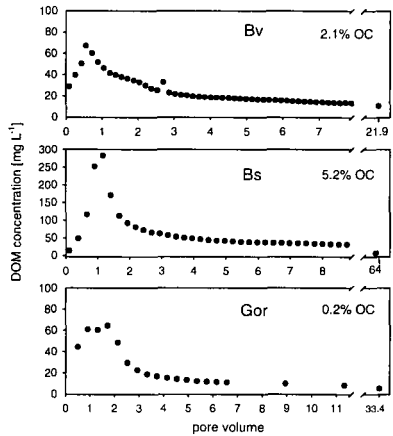


Abb. 2: Freisetzung von DOM aus unterschiedlichen Materialien unter konstanter Beregnung. In den Graphen sind prozentuale Massenanteile des gesamten organischen Kohlenstoffs angegeben.

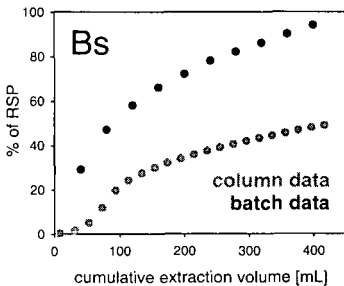


Abb. 3: kumulative Freisetzung unter wiederholter Extraktion im Batchexperiment und kontinuierlicher Beregnung im Transportexperiment.

Tabelle 1: DOM-Freisetzung von verschiedenen Materialien im Transportexperiment unter Langzeitberegnung.

	Kum. Extraktionsvolumen [mL]	DOM extrahiert [% des RSP]
Bs	23709	343
Bv	10595	377
Gor	9267	506

Transiente Fließbedingungen. Flußunterbrechungen induzieren erhöhte DOM-Konzentrationen im Effluenten nach Wiederaufnahme des Flusses (Abb. 4). Dieser Befund deutet darauf hin, daß die DOM-Freisetzung raten-limitiert erfolgt. Die Freisetzungskinetik der beiden Materialien ist verschieden: während aus Bv Material mit zunehmender Dauer der Flußunterbrechungen steigende Konzentrationen an DOM freigesetzt werden, scheint die Freisetzung aus Bs Material nicht mit der Dauer der Flußunterbrechung zusammenzuhängen. Vermutlich limitiert die Quantität oder Qualität der organischen Substanz die Freisetzung im Bs Material. Mit steigender effektiver Porenwassergeschwindigkeit beobachteten wir rückläufige DOM-Konzentrationen im Effluenten (Abb. 5). Wir deuten diese Beobachtung wiederum als Effekt der raten-limitierten Freisetzung von DOM: steigende Porenwassergeschwindigkeit bedeutet sinkende Aufenthaltsdauer des Porenwassers in der Säule, so daß DOM weniger Zeit zur Verfügung steht, in die mobilen Teile des Porenwassers überzutreten.

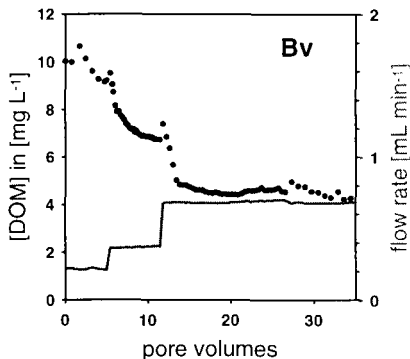
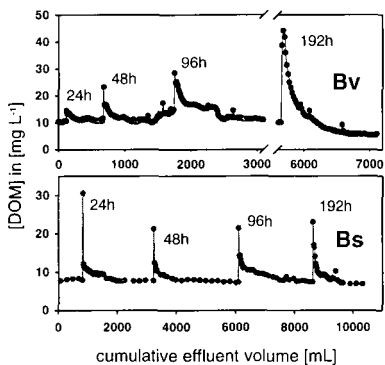
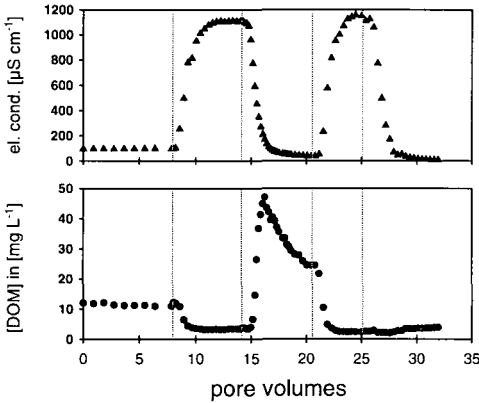


Abb. 4: Einfluß von Flußunterbrechungen auf die DOM- Freisetzung. In den Plots ist die Dauer der jeweiligen Porenwassergeschwindigkeiten für Bv Material. Flußunterbrechung angegeben.

Variierter Chemismus der Perkolationslösung. Das Beregnungsschema ist im oberen Teil der Abb. 6 wiedergegeben. Beide Salzlösungen induzieren einen starken Rückgang der DOM-Konzentrationen im Effluenten. Wir interpretieren diesen Befund mit der Kompression der elektrischen Doppelschicht infolge hoher Ionenstärke, die zu einer Destabilisierung organischer Kolloide führt. Die Reaktion der DOM Level auf die Beregnung mit destilliertem Wasser hängt davon ab, welches Kation im vorherigen Schritt appliziert wurde. Nach NaCl führt die Beregnung mit H₂O zu einem instantanen, starken Anstieg von [DOM], während nach CaCl₂ ein langsamer und geringer Anstieg zu verzeichnen ist. Na⁺ scheint durch seinen peptisierenden Effekt die Freisetzung und Stabilisierung organischer Kolloide zu unterstützen, während die Ausbildung von stabilen Ca²⁺-Brücken der verringerten Ionenstärke entgegenwirkt.

Phase	bg	Na ⁺	H ₂ O	Ca ²⁺	H ₂ O
EC	70-100	1100	< 5	1100	< 5
Ion [mM]		10		5	

Abb. 6: DOM-Freisetzung aus Bv-Material als Folge variiertes Zusammensetzung der Perkolationslösung; bg ... background (= künstliche Bodenlösung).



ZUSAMMENFASSUNG

Die Freisetzung von DOM wird sowohl von physikalischen als auch von chemischen Parametern beeinflusst. Transportexperimente zeigten, daß der DOM-Export von ursprünglich lufttrockenem Material gekennzeichnet ist von einem first flush Export und einem Basis-Level Austrag unter Langzeit-Beregnung. Ergebnisse aus stopped-flow Ereignissen und variiertes Fließgeschwindigkeit belegen, daß die DOM-Freisetzung nach der Extraktion des leicht löslichen Anteils einer Ratenkontrolle unterliegt. Die Natur dieser Freisetzungskinetik konnte nicht identifiziert werden. Hohe Ionenstärke führt zu einer Reduktion der DOM-Freisetzung. Dabei scheint Ca²⁺ irreversible Brücken auszubilden, die zu einer hysteretischen Retention von DOM führen. Diese Effekte deuten auf kolloidale Eigenschaften organischer Substanz hin. Resultate aus Batch- und Transportexperimenten hinsichtlich des RSP sind nicht vergleichbar. Daher kann der RSP nicht zur Prognose der DOM-Freisetzung unter Transportbedingungen herangezogen werden.

LITERATUR

Kaiser, K.; Guggenberger, G.; Zech, W. (1996): Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. *Geoderma* 74, 281-303.

Kögel-Knabner, I. & Totsche, K.U. (1998): Influence of dissolved and colloidal phase humic substances on the transport of hydrophobic organic contaminants in soils. *Phys. Chem. Earth* 23, 179-185.

McCarthy, J.F.; Zachara, J.M. (1989): Subsurface transport of contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 23, 496-502.

Totsche, K.U.; Danzer, J.; Kögel-Knabner, I. (1997): Dissolved Organic Matter-Enhanced Retention of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil Miscible Displacement Experiments. *J. Environ. Qual.* 26, 1090-1100.

Weigand H. & Totsche, K.U. (1998): Flow and Reactivity Effects on Dissolved Organic Matter Transport in Soil Columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62/5, 1268-1274.

**Bestimmung der tonmineralogischen Zusammensetzung der Lössen
als Basis für die Bewertung der klimatischen Verhältnisse
im Holozän-Zeitalter in NO-Iran.**

A. Pashaie

Gorgan Univ. of Agricultural Sciences and Natural Resources

Gorgan/Iran

Einleitung

Es wurde eine Boden-Katena dicht an der türkmanischen Grenze in nord-südlicher Richtung über des Koppet-Dagh Gebirge und die Flusstäler von Gorgan und Ghara-su bis an das Alborz-Gebirge im südlichen Teil des Kaspischen Meeres aufgenommen. Dabei wurden die einzelnen Bodenprofile am Standort mikromorphologisch untersucht und anschliessend für physikalisch-chemische Untersuchungen und deren Klassifikation von den einzelnen Horizonten Bodenproben entnommen (Tab.1).

**Tab. 1: Die Bodentypen und klimatischen Bedingungen
der Untersuchten Boden Profile**

Profil-Nr.	Standort	Höhe m + NN	Jahres- niederschlag mm	Temperatur °C			Bodentypen
				min.	max.	mittel	
1	Maraveh-Tappeh	130	373,6	-2,5	43,7	18,8	Salic HaplCambid
2	Chatal	300	500,0	0,5	36,6	17,34	HaplCambid
3	Khorosli	500	500,0	0,5	36,6	17,34	Kastanozem
4	Agh-Emam	1270	~600,0	-	-	~12,0	Lixisol,(Oxisol)
5	Minov-Dasht	150	547,1	1,2	17,27	17,27	Kastanozem
6	Ghorog-Park	100	571,5	8,0	17,53	17,53	Ustochrept

Ergebnisse und Diskussion

Wie aus den in Tabelle 2 zusammengefaßten Ergebnissen der röntgenographischen Untersuchungen zu entnehmen ist, können die untersuchten Bodenprofile zwei Gruppen zugeordnet werden. Zur ersten Gruppe gehören diejenigen, die aus dem nördlichen Gebiet des Koppet-Dagh-Gebirge nahe der turkmenischen Grenze entnommen worden sind (Profile 1-4). Zur zweiten Gruppe zählen diejenigen, die aus dem südlichen Gebiet am Fuße des Alborz-Gebirges stammen (Profile 5-6). Die gemeinsamen Eigenschaften der zur ersten Gruppe gehörenden Proben sind das Fehlen von Corrensit und der nur in Böden arider Klimate vorkommende Palygorskit, zwei instabile Tonminerale mit diagnostischen Reflexen bei 32 Å und 10,5 Å. Außerdem zeigt ein qualitativer und quantitativer Vergleich der Tonminerale in den

einzelnen Horizonten der ersten und zweiten Gruppe (ohne Corrensit und Palygorskit), daß in allen A-Horizonten der zur ersten Gruppe gehörenden Proben mit ariden bis semi-ariden klimatischen Verhältnissen die Tonminerale quantitativ in folgender Reihenfolge liegen:

III. > Chl. > Kaol. > Sm.

Bei der zur zweiten Gruppe mit humidem Klima gehörenden Proben verändert sich im A-Horizont der Gehalt an Kaolinit im Vergleich zu Chlorit jedoch wie folgt:

III. > Kaol. > Chl. > Sm.

Es ist interessant festzustellen, daß wiederum die Reihenfolge der Tonminerale bei den B- und C-Horizonten der ersten und zweiten Gruppe nicht übereinstimmt. Bei der ersten Gruppe mit trockenen und salzhaltigen Proben (Profil 1-3) ist der Anteil von Smectit größer als Kaolinit, während es in den Proben der zweiten Gruppe mit humidem Klima umgekehrt ist (Tab. 2), d.h.:

1. Gruppe: III. > Chl. > Sm. > Kaol.

2. Gruppe: III. > Chl. > Kaol. > Sm.

- Anhand des Fehlens der Tonminerale Corrensit und Palygorskit in den Profilen der ersten Gruppe können diese Materialien als alte und dagegen die im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes gelagerten als junge Lössе bezeichnet werden. Bekanntlich werden die Tonminerale Corrensit und Palygorskit in Wüstengebieten und unter alkalischen Bedingungen bei hohem Mg-Konzentrationen gebildet, aber sie wurden ebenso vom Wind in das Untersuchungsgebiet transportiert. Diese Tonminerale wurden jedoch unter humidem Klima zerstört oder in andere Tonminerale umgewandelt. Das besagt, daß die im Norden gelagerten Lössе in der Vergangenheit sehr feuchte klimatische Bedingungen gehabt haben müssen.
- Bei einem Vergleich der Reihenfolge und Zusammensetzung der Tonminerale der C-Horizonte der untersuchten Lössе mit denjenigen der Great Plains in Zentral-U.S.A., Zentral-Europas, Zentral-Chinas und aus dem Kashmir-Tal ergibt sich keine zusammenhängende Ähnlichkeit (Tab. 3). Die Reihenfolge der Tonminerale in den C-Horizonten der untersuchten Profile in NO-Iran ist wie folgt:

III. > Chl. > Kaol. > Sm.

Nur in den Profilen 2 und 3 auf alten Lössen wechseln Smectite und Kaolinit wegen des höheren Kalkgehaltes im C-Horizont ihre Stelle.

III. > Chl. > Sm. > Kaol.

Das bedeutet, daß die Zerstörung des Glimmers in unserem Gebiet nicht so weit fortgeschritten ist wie bei den Lössen von U.S.A. und Zentral-Europa mit:

Sm. > III. > Kaol. > Chl.

Sm. > III. > Kaol.

Die Reihenfolge und Zusammensetzung der Tonminerale aus Zentral-China und dem Kashmir-Tal zeigt, daß die Entwicklung dieser Minerale im China-Löss als Vorstufe der iranischen Lössse angesehen werden kann:

Illite > Vermiculite > Smectite

Das heißt, daß dort unter trockenem Klima die Zerstörung des Glimmers im Anfangsstadium liegt, während im Nordosten des Iran dieser Vorgang im Zusammenhang mit der geomorphologischen Lage und den klimatischen Bedingungen viel weiter fortgeschritten ist und ein Zwischenstadium zwischen den Lössen aus China, den Great Plains und Zentral-Europa erreicht hat (Tab. 3).

Tab. 2: Tonmineralogische Zusammensetzung iranischer Böden aus Löss und deren Anteil in Prozent

Gruppe	Profil-Nr.	Stand-Ort	Horizont	Illit 10 Å	Chlorit 7,6 Å	Kaolinit 7 Å	Smectit 17 Å	Corr. 32 Å	Palyg. 10,5 Å	
I	1	Maraveh -Tappeh	C	65	23	8	4	-	-	
			2	Chatal	A	59	20	11	10	-
	Bv	53	22		11	14	-	-		
	C	55	17		13	15	-	-		
	3	Khorusli	Ap	66	20	9	5	-	-	
			Ah	66	18	10	6	-	-	
			Bc	54	22	11	14	-	-	
			C	52	22	12	13	-	-	
	4	Agh- Emam	Bt	60	25	8	6	-	-	
	II	5	Minoo- Dasht	A	58	16	25	>1	>1	>1
				III C	46	23	13	>1	>1	>1
		6	Ghorogh -Park	A	58	16	25	>1	>1	>1
				Bv	49	32	12	7	>1	>1
Bc				61	22	12	5	>1	>1	
C				57	24	15	4	>1	>1	

**Tab. 3: Vergleich der Tonmineralzusammensetzung der Lössе im Iran
mit denen aus Europa, Asien und Nord-Amerika**

Great Plain	Sm. > Ill. > Kaol.	Aridic Pale Ustoll
	Sm. > Ill. > Kaol. > Chl.	Ustollic Haplargid
	Sm. > Ill. > Kaol. > Chl.	Aridic Argiboroll
Oberes Rheintal	Sm. > Ill. > Kaol.	
Zentral-China und Kashmir-Tal		
	Ill. > Verm. > Sm.	-
C-Horizonte der Lössе im Nordosten des Iran		
1) Maraveh-Tappeh		
	Ill. > Chl. > Kaol. > Sm.	Salic Haplcambid
2) Chatal (alte Lössе)		
	Ill. > Chl. > Sm. > Kaol.	Haplcambid
3) Khorusli (alte Lössе)		
	Ill. > Chl. > Sm. > Kaol.	Aridic Haplustoll
4) Minoo-Dasht		
	Ill. > Chl. > Kaol. > Sm.	Haplustoll
5) Ghorogh		
	Ill. > Chl. > Kaol. > Sm.	Ustochrept

Literatur

1. Bronger, A. and Heikele, Th., 1990: Mineralogical and Claymineralogical Aspects of Loess Researches. *Quaternary International*, Vol. 7/8, 37-51
2. Dixon, J.B. and Weed, S.B., 1977: *Minerals in Soil Environments*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin U.S.A.
3. Kies, A.S., 1965: Loess and its Zonal and Fossil Analysis. *Proceedings VIIIth. Congress*, Vol. 12, International Association for Quaternary Research
4. Pashaie, A., 1997: Study of Physical-Chemical Characteristics and the Source of Loess Deposits in Gorgan-Plain Region. *Geosciences (Iran)*, Vol. 6, No. 23-24

Kieselsäure und Zeolithe in Böden aus technogenen Substraten

von

SAUER, D., BURGHARDT, W., SCHNÜTGEN, A. & ZAREI, M.

1 Fragestellung

Die Löslichkeit von Kieselsäure steigt aufgrund zunehmender Dissoziation oberhalb pH 8 stark an. Böden aus technogenen Aschen, Schlacken, Hüttensanden und Schlämmen enthalten zum einen erhebliche Anteile an Silikaten, zum anderen sind sie oft stark alkalisch. Die Ursache für die hohen pH-Werte liegt in der Hitzeeinwirkung, durch die die Entstehung dieser Substrate geprägt ist. Dadurch liegt ein Teil der Bestandteile in oxidischer Form vor, unter anderem als basisch reagierende Alkali- und Erdalkalimetalloxide. Diese bewirken, daß in jungen Böden aus thermisch geprägten technogenen Substraten häufig pH-Werte von pH 9 und darüber erreicht werden. Diese Beobachtung gab den Anlaß, zu untersuchen, in welchen Formen Kieselsäure in diesen Böden auftritt bzw., ob Kieselsäure freigesetzt und verlagert werden kann. Als begünstigender Faktor für die Freisetzung von Kieselsäure wurde neben den hohen pH-Werten der geringe Kristallisationsgrad der Silikate und der hohe Oberflächenanteil in den Schlämmen und Hüttensanden sowie in den stark porösen Aschen und Schlacken angesehen.

2 Material und Methoden

Aus Profilen, die sich überwiegend aus den beschriebenen Substraten zusammensetzen (Abb. 1 - 3, Tab. 1 - 3), wurden gestörte und ungestörte Proben entnommen. Diese wurden zur Ermittlung der Gehalte an unterschiedlichen Formen der Kieselsäure verschiedenen naßchemischen, mikroskopischen und spektroskopischen Verfahren unterzogen. Im einzelnen wurden Extraktionen mit Natronlauge (nach FOSTER 1953), Oxalat- (nach TAMM 1932, mod. n. SCHWERTMANN 1964) und Citratlösung (1 M, Verhältnis Boden:Lösung = 1:2,5; 80 Stunden Überkopfschütteln) durchgeführt. Die Element-Gesamtgehalte wurden durch Röntgenfluoreszenzanalysen an Schmelztabletten bestimmt. Von den Horizonten, die Verkittungen aufwiesen, wurden Dünnschliffe angefertigt, die mikromorphologisch beschrieben wurden. An Stückproben aus den gleichen Horizonten wurden rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen, ergänzt durch einige EDAX-Aufnahmen (vorgenommen durch R. Wurster, Institut für Physik, Universität Hohenheim), durchgeführt. Neben den genannten Untersuchungen der verschiedenen Kieselsäurefraktionen wurden weitere Analysen zur allgemeinen Charakterisierung der Substrateigenschaften angewandt.

SAUER, D., Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Universität Gießen, Wiesenstr. 3-5, 35390 Gießen,
Tel.: 0641-9937107, Fax: 0641-9937109, e-mail: Daniela.Sauer@agrar.uni-giessen.de

BURGHARDT, W., Prof. Dr., FB 09, Abt. Angew. Bodenkunde, Universität/GH Essen, Universitätsstr. 5, 45117 Essen,
Tel.: 0201-1833754, Fax: 0201-1832390, e-mail: wolfgang.burghardt@uni-essen.de

SCHNÜTGEN, A., Dr., Geographisches Institut, Universität Köln, Albertus-Magnus-Platz, 50923 Köln

ZAREI, M., Dr., Inst. f. Bodenkunde u. Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart

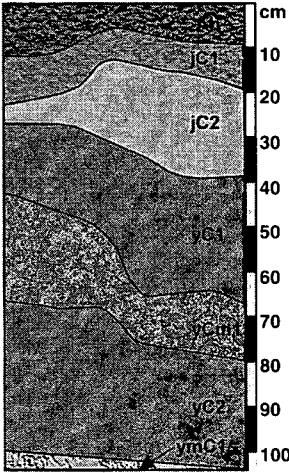


Abb. 1: Profil 1 (Nancy)

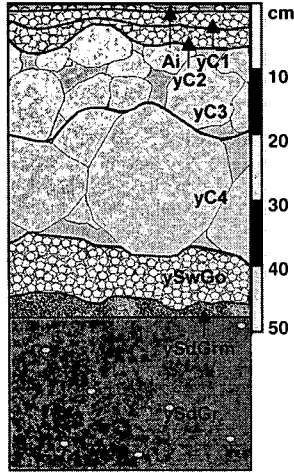


Abb. 2: Profil 2 (Duisburg)

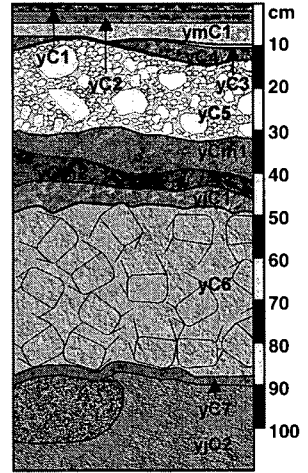


Abb. 3: Profil 3 (Duisburg)

Tab. 1: Profil 1: Allopararendzina über Technosol aus Aschen, Beton und Hütten sand

Tiefe [cm]	Horizont	Beschreibung
- 10	Ah	natürl. Lehm, Krümelgefüge
- 21	jC1	Lehm, stabiles Polyedergef.
- 27/40	jC2	Lehm, Polyedergefüge
- 37/63	yC1	Asche, wenig Bergematerial
- 60/65	yCm1	verkitteter Hütten sand
- 100/106	yC2	Asche
110/118	ymC1	Betonplatte

Tab. 2: Profil 2: Technopseudogley-Gley aus Hochofenstückschlacke über Industrieschlamm mit kiesführendem Fluvisand

Tiefe [cm]	Horizont	Beschreibung
- 1,5	Ai	HO-Schlacke (mGr – gGr)
- 4	yC1	HO-Schlacke (fGr – mGr)
- 7/8	yC2	HO-Schlacke (gGr – fX)
- 20	yC3	HO-Schlacke (fX)
- 38	yC4	HO-Schlacke (mX)
- 44	ySwGo	HO-Schlacke (mGr – gGr)
- 48	ySdGrm	stark verkitteter Schlamm
- ≥68	ySdGr	kiesführender Schlamm

Tab. 3: Profil 3: Technosol aus flacher HO-Stückschlacke und Asche über Bauschutt, Asche und Hütten sand

Tiefe [cm]	Horizont	Beschreibung
- 1	yC1	Schlacken-gruspflaster
- 3	yC2	Schlackenfeinmaterial
- 7	ymC1	angewitterter Beton
- 8	yC3	Schlacke, Salzausblüh.
- 12	yC4	dunkle HO-Schlacke
- 22/24	yC5	helle HO-Schlacke
- 24/35	yCm1	verkittete Asche, Berge
- 34/36	yCm2	stark verkittete Asche
- 42/39	yjC1	rostiger Sand, Kies, Asche
- 87	yC6	Bauschutt (Schamotte)
- 91	yC7	Asche, SK-Berge, Kies
- ≥110	yjC2	Sand, Asche, Bauschutt
- ≥110	Nest in yjC2	verkitteter Hütten sand

3 Ergebnisse

Tabelle 2 zeigt die Gehalte an NaOH-löslichem Silicium, die Silicium- und Aluminium-Gesamtgehalte, die Gehalte an oxalat-löslichem Silicium und Aluminium sowie die Gehalte an citrat-löslichem Silicium. Zum Vergleich mit Silicium- und Aluminium-Freisetzungsraten in natürlichen Böden auf vulkanischen Aschen werden den Ergebnissen dieser Arbeit Werte gegenübergestellt, die MIEHLICH (1991) von Böden unterschiedlichen Alters auf Aschen des Popocatepetl (Mexiko) in einer Höhenstufe feucht-gemäßigten Klimas (Jahresmitteltemperatur: 5,5 – 14 °C, mittlerer Jahresniederschlag: 800 – 1400 mm, Anzahl der humiden Monate: 8) berichtet.

Die Gehalte an natronlauge-löslichem Silicium werden in der Regel als Maß für das in amorpher Kieselsäure und Allophan gebundene Silicium verwendet. Die Gehalte an oxalat-löslichem Silicium werden im Allgemeinen als der Anteil des an Allophan gebundenen Silicium interpretiert. Durch die Citrat-Extraktion sollte die Menge an Silicium erfaßt werden, das in der Bodenlösung gelöst und an Bodenpartikel adsorbiert ist.

Tab. 2: Silicium- und Aluminiumgehalte in Böden aus technogenen und natürlichen Substraten

Ergebnisse dieser Arbeit (angegebene Werte: Mediane)					Zum Vergleich: natürliche vulkanische Aschen im feucht-gemäßigten Klima, Mediane (MIEHLICH 1991)			
	HO-Schlacken	Industrieschlämme	Hütten-sande	Aschen	Zu Beginn	Nach 450 Jahren	Nach 3.500 Jahren	Nach 10.000 Jahren
Si(NaOH) [mg/g]	4,7 (n = 10)	7,9 (n = 10)	2,9 (n = 8)	7,7 (n = 5)	4,0	13,6	26,0	32,3
Si(total) [%]	14,5 (n = 3)	9,8 (n = 6)	13,7 (n = 4)	13,6 (n = 3)	29,3	29,2	28,2	25,8
Al(total) [%]	2,5 (n = 3)	3,0 (n = 6)	3,9 (n = 4)	3,2 (n = 3)	8,7	9,0	9,9	11,1
Si(NaOH)/Si(total) [%]	0,5 (n = 3)	8,4 (n = 6)	4,3 (n = 4)	5,2 (n = 3)	1,9	4,1	7,7	11,7
Si(Oxalat) [mg/g]	9,9 (n = 10)	21,6 (n = 10)	6,1 (n = 8)	7,4 (n = 5)	0,2	0,9	5,3	14,8
Al(Oxalat) [mg/g]	5,2 (n = 10)	12,9 (n = 10)	4,9 (n = 8)	4,8 (n = 5)	0,4	3,5	15,1	31,5
Si(Citrat) [mg/kg]	1568 (n = 10)	34 (n = 10)	74 (n = 8)	70 (n = 5)				

Die Siliciumgehalte im Natronlauge-Extrakt liegen bei den untersuchten technogenen Substraten etwa zwischen 3 und 8 mg/g. Die Gehalte dieser Größenordnung würden sich bei den von MIEHLICH berichteten Werten zwischen denjenigen der frischen Aschen und denjenigen der 450 Jahre alten Aschen einfügen. Betrachtet man statt der absoluten Natronlauge-löslichen Siliciumgehalte den Anteil des natronlauge-löslichen Siliciums am Gesamt-Silicium, ist bei den Böden aus Schlamm, Hüttenanden und Aschen bereits ein höherer Anteil an natronlauge-löslichem Silicium zu verzeichnen als bei den 450 Jahre alten natürlichen Aschen.

Die Gehalte an Oxalat-löslichem Silicium und Aluminium liegen in den technogenen Substraten wesentlich über den in den jüngeren Vulkanasche-Böden gemessenen Werten. Zudem ist das Si:Al-Verhältnis deutlich größer. Ferner überschreiten bei den technogenen Substraten die Gehalte an

oxalat-löslichem Silicium vielfach erheblich die Gehalte an natronlauge-löslichem Silicium. Dieser Befund steht im Widerspruch zu der üblichen Interpretation des Natronlauge-löslichen Siliciums als Silicium aus amorpher Kieselsäure und Allophanen und des oxalat-löslichen Siliciums als an Allophan gebundenes Silicium, denn danach sollte der Gehalt an oxalat-löslichem Silicium immer eine Teilmenge des Gehaltes an natronlauge-löslichem Silicium sein.

Offensichtlich wurde in diesem Fall bei der Oxalat-Extraktion zusätzlich eine Silicium-Fraktion erfaßt, die bei der Natronlauge-Extraktion nicht erfaßt wurde. Eine mögliche Erklärung liefern die mikromorphologischen und rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen (Abb. 4 – 6).

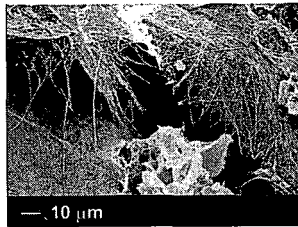
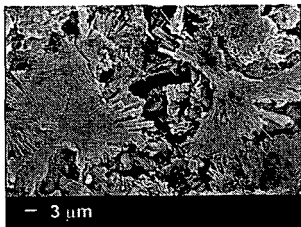
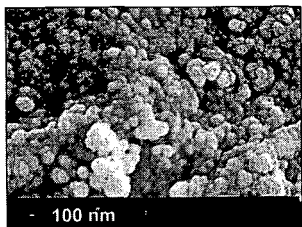


Abb. 4: Kieselsäureabscheidungen in Profil 1, yCm1

Abb. 5: Zeolithkristalle in Profil 2, ySdGrm

Abb. 6: Faserzeolithkristalle in Profil 3, yCm1

Neben Abscheidungen aus amorpher Kieselsäure zeigen die REM-Aufnahmen eine erhebliche Menge an Faserzeolithkristallen, die durch EDAX- und Röntgenbeugungsanalysen identifiziert wurden. Diese Beobachtung legt die Schlußfolgerung nahe, daß durch den Oxalat-Extrakt nicht nur Allophan- sondern auch Zeolith-gebundenes Silicium erfaßt wird. So lassen sich auch die Si:Al-Verhältnisse im Oxalat-Extrakt erklären, die mit 1,3 (Schlämme und Hüttensand, Mediane) bis 2,4 (HO-Schlacke, Median) erheblich zu weit sind, um sie allein durch Allophan zu interpretieren. Für Zeolithe bzw. Zeolithe plus Allophan sind diese Si:Al-Verhältnisse dagegen plausibel.

4 Schlußfolgerungen

In Böden aus technogenen Substraten werden bei hohen pH-Werten in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat bedeutende Mengen an Silicium und Aluminium freigesetzt. Aus der Bodenlösung bilden sich unter dem Einfluß verschiedener Faktoren in unterschiedlichem Ausmaß amorphe Kieselsäure und verschiedene Zeolithe. Dabei begünstigen eine lange Verweildauer des Wassers in den Poren (z. B. in Poren der Hochofenstüchschlacken oder in Sw-Horizonten) sowie hohe Gehalte an wasserlöslichem Kalium und Natrium die Zeolithbildung. Hohe Gehalte an wasserlöslichem Magnesium scheinen die Bildung amorpher Kieselsäure zu fördern.

5 Danksagung

Die Autoren bedanken sich herzlich für die freundschaftliche, fachliche Unterstützung bei S. Höke (Essen), J. Koppen (Essen), D. E. Meyer (Essen), K.-H. Papenfuß (Hohenheim), U. Radtke (Köln), U. Schreiber (Essen), K. Stahr (Hohenheim), G. Stoops (Gent) und R. Wurster (Hohenheim).

6 Literatur

- MIEHLICH, G. (1991): Chronosequences of volcanic ash soils. - Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 15, 207 S.
- SAUER, D. (1999): Zum Vorkommen von Kieselsäure in Böden aus technogenen Substraten. Diplomarbeit im Zusatzstudiengang Ökologie, Universität/GH Essen, 206 S.

Tonminerale und Bodenzustand an Bayerischen Waldboden- Dauerbeobachtungsflächen

von

Schubert, A.; Butz-Braun, R.

Im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes im Wald hat die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) die Aufgabe, den Bodenzustand von Waldböden zu untersuchen und langfristig zu beobachten. Derzeit werden 77 Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) im Rahmen des Standarduntersuchungsprogramms betreut. Darüber hinaus wurden bislang 16 Flächen (s. Tabelle) auf ihre mineralogische Zusammensetzung hin untersucht. Dabei spielt besonders der Entwicklungszustand der Tonminerale eine herausragende Rolle.

BDF	Bodentyp	Bodenart	Boden-Ausgangssubstrat
Neustadt	Braunerde-Podsol	Lehmiger Sand über schwach steinigem sandigem Lehm	Felssandstein des mittleren Buntsandsteins
Steinach	Podsolige Braunerde	Steiniger, schwach lehmiger Sand	Geiersberger Wechselfolge des mittleren Buntsandsteins
Bodenmais	Pseudovergleyte Braunerde-Podsol	Steinig sandiger Lehm über stark steinigem lehmigem Sand	Präkambrischer Paragneis
Altdorf	Eisen-Humus-Podsol	Sand	Quartärer Flugsand auf Sandsteinen der Rät-Lias Übergangsschichten
Mitterfels	Podsolige Braunerde	Steinig sandig toniger Lehm über stark steinigem lehmigen Sand	Präkambrischer Perlgneis
Kelheim 2	Podsolierter Braunerde-Pseudogley	Steinig toniger Schluff über steinig lehmigem Ton	Knollensand der Oberkreide
München	Pseudovergleyte Parabraunerde	Schluffiger Lehm über schluffig tonigem Lehm	Lößlehm auf Rib-Hochterrasse
Zusmarshausen	Parabraunerde-Pseudogley	Toniger Schluff über schluffig tonigem Lehm	Lößlehm auf älteren Deckenschottern
Geisenfeld	Anmoor-Gley	Kiesig lehmiger Sand über stark kiesigem Sand	Periglaziale Niederterrasse
Griesbach	Parabraunerde-Pseudogley	Lehmiger Schluff über schluffigem Lehm	Lößlehm auf tertiärer oberer Süßwassermolasse
Kelheim 1	Parabraunerde-Pseudogley	Steinig toniger Schluff über schwach steinigem Ton	Knollenmergel der Oberkreide
Wasserburg	Parabraunerde-Pseudogley	Tonig schluffiger Lehm über schluffigem Ton	Lößlehm auf Rib-Altmoräne
Offenheim	pseudovergleyte Parabraunerde	Lehmiger Schluff über schluffig tonigem Lehm	Löß-Lößlehm auf Grenz dolomit des unteren Keuper
Dillingen	Parabraunerde-Pseudogley	Sandig toniger Lehm über steinig sandig tonigem Lehm	Bunte Trümmersmassen des tertiären (Miozän) Riesauswurfs
Freising	Parabraunerde-Braunerde	Sandig schluffiger Lehm über schluffig tonigem Lehm	Lößlehm auf tertiärer oberer Süßwassermolasse
NP Berchtesgaden	Lehm-Rendzina	Steinig schluffiger Ton über stark steinigem schluffig tonigem Lehm	Triassischer Kalk ((Dachsteinkalk)

*) LWF Bayern; e-mail: Asc@lwf.uni-muenchen.de **) Tonmineralogische Beratung; e-mail: Butz-Braun@t-online.de

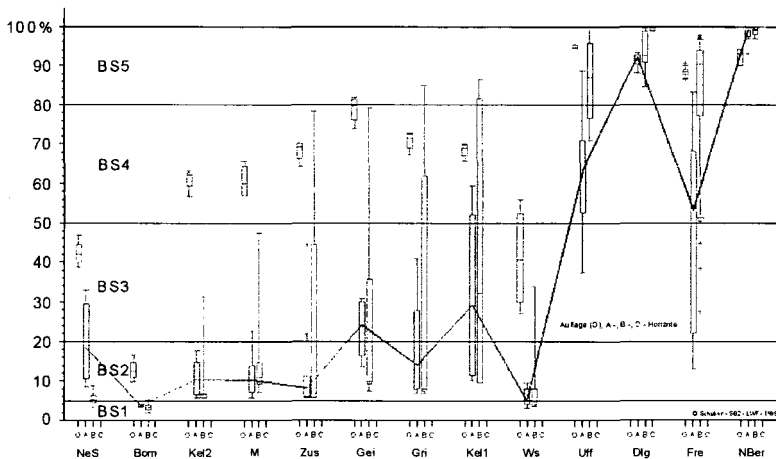


Abb. 2: Boxplot-Darstellung der Basensättigung (%) in den Haupthorizonten der Flächen.

Bei der Bestimmung der Minerale war die Röntgendiffraktometrie die wichtigste Untersuchungsmethode, die durch chemische Analysen mittels RFA ergänzt wurde.

Die Einteilung der Entwicklungsstadien der Tonminerale wurde am Vorkommen folgender fünf Tonmineralgruppen festgelegt:

1. Labile Tonminerale: Aufweitbare Dreischichtsilikate mit extrem niedriger Schichtladung, deren Kristallgitter im Begriff sind, sich aufzulösen.
2. Basenarme Smektitte: Aufweitbare Dreischichtsilikate mit niedriger Schichtladung, deren Zwischenschichten an basischen Kationen untersättigt sind und sich bei weiteren Versauerungsprozessen zu labilen Tonmineralen umwandeln.
3. Al-Vermiculite: Vermiculite, deren Zwischenschichten mit Al-Hydroxidschichten belegt sind, die bei pH-Werten < 4 wieder herausgelöst werden, was dann zur Bildung basenarmer Smektitte führt.
4. Chlorite und Vermiculite: Keine bzw. nur geringe Verwitterungserscheinungen; kommen vornehmlich in Bv- und Cv-Horizonten vor.
5. Basenreiche Smektitte: Aufweitbare Dreischichtsilikate, deren Zwischenschichten noch ausreichend mit basischen Kationen versorgt sind.

Die Basensättigung in den Haupthorizonten der Flächen ist der Abb. 2 zu entnehmen. In Abb. 3 sind die Anteile der o.g. Tonmineralgruppen der Bodenproben des obersten Mineralboden-Horizontes dargestellt, wobei die Gruppe „labile Tonminerale“ den schlechtesten Entwicklungszustand

darstellt. Weiterhin treten in Abhängigkeit vom Boden-Ausgangssubstrat der jeweiligen BDF in unterschiedlichen Anteilen im wesentlichen die Minerale Illit, Kaolinit, Hämatit, Goethit, Quarz und Feldspat auf.

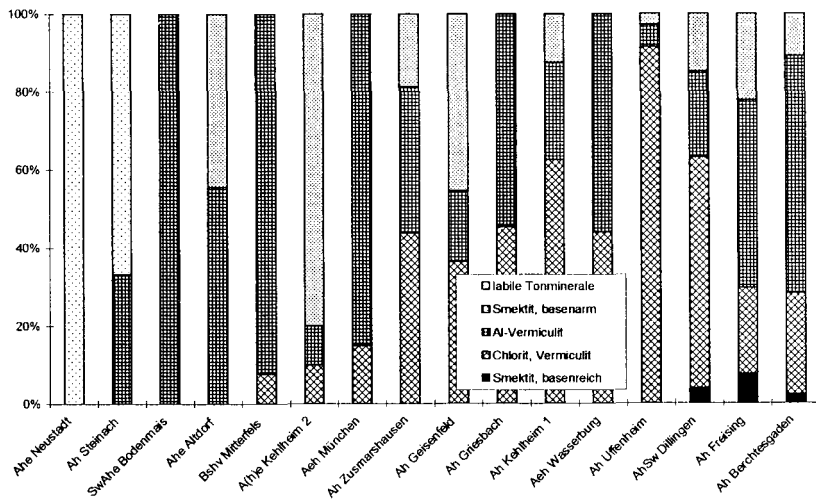


Abb. 3: Verteilung der in der Legende aufgeführten Tonmineralgruppen im obersten Mineralboden-Horizont

REM-Aufnahmen kamen zum Einsatz, um die Morphologie der Minerale (hier Orthoklas und Biotit), die in den stark versauerten Waldböden angelöst werden, zu dokumentieren (s. Abb. 4 und 5). Weiterhin konnte die Elementverteilung einzelner winziger (ca. 0,5 x 1 mm bzw. 1,6 x 1 mm) Gesteinsbruchstücke an polierten Anschliffen mittels EDX bestimmt werden (s. Abb. 6 und 7).

Fazit:

- Der Bodenzustand (KAK, Basensättigung) korrespondiert im wesentlichen mit dem Entwicklungszustand der Tonminerale.
- Besonders bei sandigen Böden ist mit einer Zerstörung und Auflösung der Kristallgitter – nicht nur der Tonminerale – zu rechnen.
- Selbst bei den Gesteinsbruchstücken sind z.T. deutliche Verwitterungserscheinungen zu erkennen.

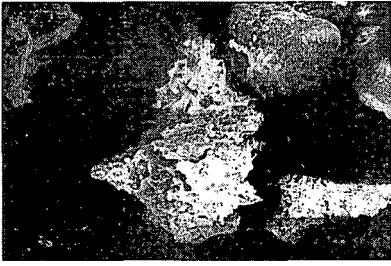


Abb. 4: REM-Aufnahme eines stark verwitterten Feldspats von der BDF Steinach

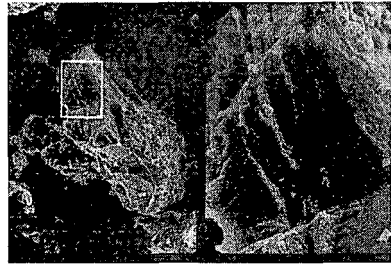


Abb. 5: REM-Aufnahme eines angewitterten Biotits mit Fe-Krusten auf der Oberfläche (BDF Mitterfels)

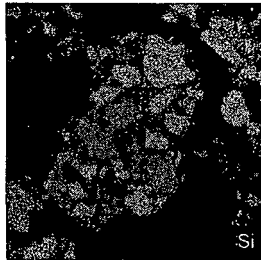
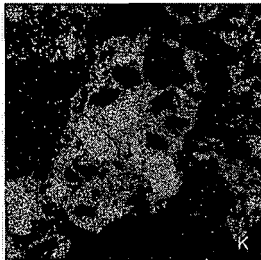
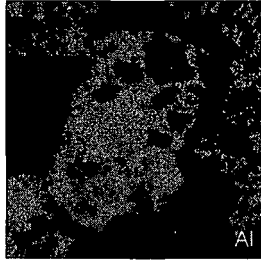
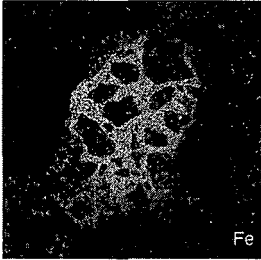


Abb. 6: Elementverteilung mittels EDX eines Sandstein-Bruchstücks (polierter Anschliff) der BDF Steinach. Quarzkörner (helle Partien bei Si) in einer Fe-, Al-, K-reichen, wahrscheinlich illitischen Matrix. Kantenlänge entspricht 1,1 mm

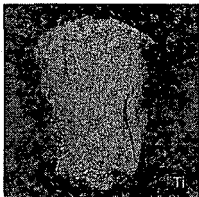
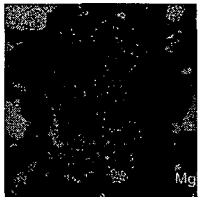
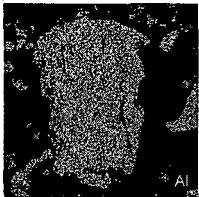
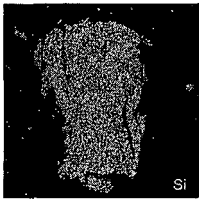
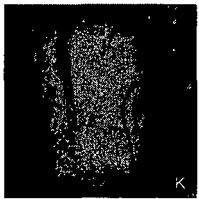
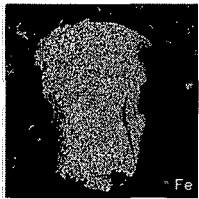


Abb. 7: Elementverteilung (wie Abb. 6) eines Gneisbruchstücks der BDF Mitterfels. Kantenlänge entspricht 1,84 mm.

Sources of anthropogenic ferrimagnetic minerals in soils.

Strzyszcz Z. *)

Introduction

Thompson and Oldfield (1986) were pointed at industrial imissions as a one of immediate cause of magnetic susceptibility enhancement in topsoil. The authors however were not mentioned the kind of industry which is the main source of emission of ferrimagnetic minerals. They also did not determine the amount of ferrimagnetic minerals contained in industrial dusts emitted to the atmosphere. The first data concerning the content of ferrimagnetic minerals contain in metallurgical dusts and fly ashes were published in 1988 and 1989 (Strzyszcz et al. 1988, Strzyszcz, 1989). Also cement dusts were consider as a potential source of ferrimagnetic minerals (Strzyszcz, 1995). During the later study the following technological processes were found as additional sources of anthropogenic ferrimagnetic minerals: metallurgy of non-ferrous metals, foundry work, lime-burning, brick firing, ceramic industry, coke making, refuse incineration, road and railway transport, thermal activity on mining spoil-heaps and stated by Le Borgne (1955) forest fires.

The state of study of mentioned above processes in aspect of ferrimagnetic minerals production is different as different are founds and interest of such various branches of industry.

Methods

Samples of industrial dusts were taken directly from industrial plants by author or were provided by individual industrial enterprises. The content of ferrimagnetic minerals in dust was determined by FMA 5000 Forgenta analyser. Using this instrument the magnetic susceptibility of studied dusts were measured directly. The content of ferrimagnetic minerals was calculated indirectly according to the standard curve made on the base of pure magnetite (Fe_3O_4).

Results

In the case of metallurgical dusts the direct source of ferrimagnetic minerals is dust from

*) International Center of Ecology, Dzickanów Leśny, Poland

magnetite ores. Also iron sulphides contained in fossil fuel or/and in additives used in technological processes of iron and steel metallurgy may play a considerable role as a source of ferrimagnetic minerals. In some cases occurring of strongly magnetic (ferromagnetic) αFe as a result of metallurgical processes was observed.

In fly ashes the source of ferrimagnetic minerals is magnetite contained in coal burning (ab. 1.5%), and pyrite which is transformed to ferrimagnetic minerals (magnetite or maghaemite) during the coal burning (Lauf et al. 1982). The various pyrite content in hard coal in Upper Silesian Coal Basin (0.2 - 11%) result in various ferrimagnetic minerals content in fly ashes (Tab. 1). X-ray analyses of some magnetic particles separated from fly ash confirmed the presence of magnetite, maghaemite and some intermediate phases (Magiera, 1996).

The various contents of ferrimagnetic minerals in cement dusts were also observed (Tab. 1). The variety is caused by different additives (metallurgical wastes, fly ashes ect.) using for improvement of cement quality. The final concentration of magnetic minerals in cement dusts is influenced also by kind of fuel used for clinker baking, red-ox condition during the baking process as well as method of production (wet or dry). Magnetic mineralogy of cement dusts is magnetite and various kinds of strongly or weakly magnetic Ca-ferrites (Gołuchowska, 1996).

In process of lime production the most important role in ferrimagnetic minerals production play the raw materials and fuel (coke). The magnetic mineralogy of dust emitted from lime works has not been studied yet but magnetite and pyrrhotite, occurred from pyrite contained in coal during the coke production may be expected. The mineralogical study of coke and various kind of ceramic dusts are going on.

The brickyards emit a considerably large amount of ferrimagnetic minerals (Tab. 1). The sources are raw materials - clays and tills containing iron sulphides and fuel used to brick firing. The magnetic mineralogy is not recognised.

According to the literature (Hundersrügge, 1990). Magnetite is the most common magnetic mineral in dust emitted from refuse incinerators.

Mineralogy of dust occurring as a result of road and railway transport was not examined. Measurement of topsoil magnetic susceptibility close to the motorways and railway lines suggests metal part of car bodies and rails as well as tyres and road surface may be the main source of small magnetic particles which are emitted as a result of abrasion processes and are deposited on the soil surface in distance of few meters from the road or railway line. The road surface, dependently of material used for its construction (dolomite, basalt) may contain a significant amount of ferrimagnetic minerals.

The various contents of ferrimagnetic minerals were observed in burn-out material on mining spoil-heaps. Such material is also used for road and embankment construction. The

ferrimagnetic mineral occurrence in such material is due to pyrite transformation during the burning process.

Table 1. Ferrimagnetic mineral content in various industrial dusts.

Dust	n	Content of Fe ₂ O ₃ in %
Iron industry	12	19.51 - 22.79
Non-ferrous metallurgy	8	5.10 - 80.30
Foundry	0	?
Power plants:		
hard coal	35	2.53 - 6.57
brown coal	7	0.88 - 1.43
Cement industry	18	0.05 - 1.00
Lime works	12	0.03 - 0.10
Ceramic industry	0	?
Brickyards	4	0.59 - 1.45
Coke plants	0	?
Refuse incinerators	2	0.34 - 14.49
Road transport	0	?
Railway transport	0	?
Forest fires	0	?
Mining spoil-heaps	20	0.10 - 5.00

Figure 1. Distribution of magnetic susceptibility within forest soil profiles:

a) dustfall 227 t/km²/a

0 - 2 cm	Ol	515
2 - 6 cm	Of	888
6 - 10 cm	Oh/Ah	270
10 - 16 cm	E	80
16 - 20 cm	B	87
20 - 43 cm	B/C	92
> 43 cm	C	65

b) dustfall 4 t/km²/a

0 - 2 cm	Ol	47
2 - 5 cm	Of	75
5 - 7 cm	Oh	101
7 - 12 cm	Ah/E	74
12 - 18 cm	B	121
> 18 cm	C	52

The question is: how to distinguish between anthropogenic and natural magnetic minerals occurring in soil?

The first characteristic property of anthropogenic ferrimagnetic minerals is their concentration in topsoil, mostly in litter and A_h horizon (Fig. 1). This is connected with relatively slow migration of industrial dusts down to the soil profile. The model study carried out around Katowice Ironwork revealed, that in sandy soil the annual dust migration is 0.2 - 1.0 cm per year. The concentration of natural ferrimagnetic minerals connected with geological bedrock (basalt, serpentinite) is more or less the same within the whole profile (Strzyszczyk, Magiera 1993).

The high concentration of heavy metals in topsoil in connection with the strong enhancement of magnetic susceptibility is the second parameter, which points at the anthropogenic origin of magnetic particles. Unpolluted soils developed on basalt do not exhibit such correlation because the content of heavy metals in bedrock is relatively small (Strzyszcz, Magiera, 1998).

The positive correlation between magnetic susceptibility and industrial dustfall (fly ash, metallurgical and cement dust) containing a relatively high Zn, Pb, and Cd content are the third characteristic discriminant of anthropogenic origin of magnetic minerals founded in topsoil.

Conclusions

The state of study of industrial processes and other anthropogenic sources of ferrimagnetic minerals in topsoil is considerable advanced. Still the problem is the identification of individual forms of ferrimagnetic minerals present in various industrial dusts. This is important problem because different magnetic minerals have a different magnetic susceptibility, which is used as a parameter for quantitative estimation of level of industrial imissions in soils (very often connected with increased imissions of heavy metals). It may occur that the very similar magnetic susceptibility was measured in soils with relatively different ferrimagnetic mineral content or mineralogy. In this situation, dependently on soil pH the different total Fe concentration in soil solutions may be observed. The iron release from ferrimagnetic minerals is different in quantity and form (Fe^{2+} , Fe^{3+}).

References

- Gołuchowska, B. 1996. Podatność magnetyczna i zawartość metali ciężkich w pyłach cementowo-wapiennych w woj. opolskim w aspekcie ochrony środowiska. (PhD thesis Institute of Environmental Engineering, PAS, Zabrze).
- Hundesrügg, T., 1990. Phasenanalytische Untersuchungen an Filteraschen aus Müllverbrennungsanlagen. *Aufschluss*. 41: 281-285.
- Lauf R. J., Harris L. A., Rawiston S. S., 1982: Pyrite framboids as the source of magnetite spheres in fly ash. *Environ. Sci. Technol.* 16, 218-220.
- Le Borgne E., 1955: Susceptibilité magnétique anormale du sol superficiel. *Ann. Geophys.* 11, 399-419.
- Magiera T. 1996. Ferromagnetyki pochodzenia antropogenicznego w glebach wybranych parków narodowych. (PhD thesis Institute of Environmental Engineering, PAS, Zabrze).
- Strzyszcz Z., 1989. 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 P205: 201 - 207. Interlaken.*
- Strzyszcz Z., 1995. Gehalt an Ferromagnetika in den von der Immission der Zement-industrie in der Wojewodschaft Opole beeinflussten Böden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, No. 76. P. 1477-1480.
- Strzyszcz Z., Magiera T. 1993. Distribution of ferrimagnetics in forest soils of some Polish and German Regions in relation to their origin. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, No. 72. P. 1309-1312.
- Strzyszcz Z., Magiera T. 1998. Magnetic susceptibility and heavy metals contamination in soils of southern Poland. *Phys. Chem. Earth*, vol. 23 No. 9-10. 1127-1131.
- Strzyszcz Z., Tolle R. and Katzur J., 1988. Zur Anwendung eines hochfrequenten Messverfahrens für den Nachweis von ferromagnetischen Eisen in der Umwelt. *Arch. Ochr. Srod.* 3 - 4: 137 - 143.
- Thompson R. and Oldfield F., 1986. *Environmental Magnetism*. Allen and Unwin. London.

Der modale und normative Mineralbestand verschiedener Böden aus Norddeutschland -Ein Methodenvergleich-

Tarrah J.; Meiwes, K.J.; Meesenburg, H.

1. Einleitung

Die Freisetzung von Alkalien und Erdalkalien (Na, K, Ca und Mg) aus dem Mineralbestand der Bodenfestphase (Feinboden + Skelett) ist der wichtigste Mechanismus zur Neutralisation von Säureinträgen in Böden. Die Rate der Freisetzung dieser Kationen spielt deshalb bei der Berechnung der Critical Loads mittels Modellen wie PROFILE (Sverdrup und Warfvinge, 1993) eine zentrale Rolle. In PROFILE werden zur Berechnung der Verwitterungsrate unter anderem die Gehalte der Minerale als Eingangsgröße benutzt. Die Mineralgehalte der Böden können entweder modal (direkt) analysiert oder normativ aus der chemischen Gesamtanalyse berechnet werden. Die modalen Methoden erfordern einen hohen Aufwand. Dagegen sind die normativen Berechnungsverfahren vergleichsweise einfach, ihre Anwendung ist jedoch an die Kenntnis der vorkommenden Minerale und deren chemischen Zusammensetzung geknüpft. Ein Berechnungsmodell wurde mit Hilfe der modifizierten CIPW-Norm bereits an ausgewählte Lößböden aus Südniedersachsen und Nordhessen angepasst (Tarrah et al., 1999). In dem hier vorliegenden Beitrag soll nun geprüft werden, ob und inwieweit das angepasste Modell a) auf weitere lößgeprägte Böden der Region und b) auf sandige Böden des pleistozänen Flachlandes aus Norddeutschland anwendbar ist. Dazu werden die modal bestimmten und die normativ berechneten Mineralanteile verglichen.

2. Material und Methoden

Untersucht wurden drei forstlich genutzte Böden. Es handelte sich um eine podsolige, schwach pseudovergleyte Braunerde (Solling, Profil Fichte 1) aus Lössfließerden über Buntsandstein und um eine Podsol-Braunerde (Löss) aus Geschiebesand über Schmelzwassersand sowie um einen Podsol (Westerberg) aus Flugsand über Geschiebesand. Der modale mineralogische Stoffbestand der Lößfließerde im Solling wurde von Großkurth (1999) mittels der Röntgendiffraktometrie und der FTIR-Spektroskopie analysiert. Die modale Bestimmung der mineralogischen Zusammensetzung der beiden Sandböden erfolgte in dieser Arbeit ebenfalls röntgendiffraktometrisch und infrarotspektroskopisch. Zur Identifizierung der Tonminerale wurden von der $<2 \mu\text{m}$ -Fraktion Texturpräparate angefertigt und in unbehandeltem Zustand nach Ethylenglycol-Behandlung analysiert. An weiteren Texturpräparaten wurden zusätzlich röntgendiffraktometrische Untersuchungen durchgeführt und zwar nach Belegung mit Mg + Ethylenglycol (Unterscheidung basenreichen von basenarmen Smektiten)

und nach HCl-Behandlung (Unterscheidung von Al-Vermikulit). Für die IR-Spektroskopie wurden die Proben nach der Alkalihalogenidtechnik präpariert (zur quantitativen Bestimmung der Bodenminerale mittels der Infrarotspektroskopie siehe Tarrach, 1989). Für die hier durchzuführenden Normenberechnung mit Hilfe der modifizierten CIPW-Norm fanden lediglich die Elemente Si, Al, K und Na Verwendung. Die Gehalte dieser Elemente waren an dem Lößboden mittels RFA (Großkurth, 1999) bestimmt worden. An den Sandböden wurden die Gehalte an Al, K und Na nach dem HNO₃/HF-Säureaufschlußverfahren mittels ICP-OES (Al und K) und AAS (Na) analysiert (König und Fortmann, 1999). Die Si-Gehalte wurden aus der Differenz der Gesamteinwaage minus der Summe der Hauptelemente (Al, Fe, Mg, Ca, Na, K, P, Mn und Ti) und der Glühverlustwerte (bei 1050 °C) berechnet. Das optimierte Berechnungsverfahren unter Anwendung der modifizierten CIPW-Norm ist von Tarrach et al. (1999) beschrieben worden. Bei der Modellanpassung hatten sich für die normativen (n) und modalen (m) Gehalten der Minerale folgende Abweichungen [(n-m)/m*100, Mittelwert ± Standardabweichung] ergeben:

-10 ± 4 (Quarz), 26 ± 17 (Albit), -8 ± 24 (Orthoklas), -9 ± 24 (Glimmer/Illit), 14 ± 2 (Calcit) und 11 ± 19 (Dolomit). Dabei wurde die Illitberechnung horizontspezifisch durchgeführt und den A-, B- und C-Horizonten folgende Illitformeln zugrundegelegt (dazu siehe Tarrach et al., 1999):

A-Horizont: $K_{0,4} Al_{1,7} (Mg, \Sigma Fe)_{0,3} (Al_{0,7} Si_{3,3}) O_{9,4} (OH)_{2,6}$

B-Horizont: $K_{0,5} Al_{1,6} (Mg, \Sigma Fe)_{0,4} (Al_{0,6} Si_{3,4}) O_{9,5} (OH)_{2,5}$

C-Horizont: $K_{0,6} Al_{1,5} (Mg, \Sigma Fe)_{0,5} (Al_{0,5} Si_{3,5}) O_{9,6} (OH)_{2,4}$

Analog dazu werden bei der Normenberechnung hier diese Formeln angewandt.

3. Ergebnisse

3.1. Lößgeprägtes Profil

In dem von Löß geprägten Profil im Solling tritt ein für karbonatfreie und lößgeprägte Böden typisches Mineralspektrum auf, bestehend aus Quarz, Albit, Orthoklas, Illit/Glimmer und untergeordnet Kaolinit. Nach Großkurth (1999) ist Goethit als ein weiterer Bestandteil vorhanden. Tab. 1 zeigt die modalen und normativen Werte von Quarz, Orthoklas und Illit/Glimmer. Die modalen Anteile übriger Minerale sind entweder sehr gering (Kaolinit) oder sie liegen gar nicht vor (Albit und Goethit), weshalb sie hier nicht verglichen werden.

Tab. 1: Die modalen (m: Großkurth 1999) und normativen (n: CIPW-Norm) Mineralanteile für Quarz, Orthoklas und Illit/Glimmer des Profils Solling F1 (Gew.%) und deren Abweichungen voneinander

Profil	Tiefe	Quarz	Orthoklas	Illit/Glimmer
	(cm)	m/n	m/n	m/n
Solling F1				
Ahe	0-10	63/63	6/6	13/17
Bsv	10-15	60/59	7/5	15/21
SBv	15-60	56/54	7/6	20/24
SBtv	60-75	48/47	5/7	33/32
I-II Btv	75-95	38/34	3/9	46/45
Relative Abweichung (für Tiefenstufen 0-75 cm): [(n-m)/m*100, Mittelwert ± Standardabweichung]		-2 ± 2	-1 ± 30	22 ± 19

Ein Vergleich zwischen den modalen und normativen Daten zeigt (Tab. 1), dass es möglich ist, das von Tarrah et al. (1999) optimierte Berechnungsmodell für weitere Lößböden anzuwenden. Für den oberen Profilbereich (0-75 cm), d.h. bis zum Grenzbereich zwischen der lößgeprägten Deckschicht und dem unterlagernden Buntsandstein ist eine weitgehend gute Übereinstimmung zwischen den modalen und normativen Daten zu verzeichnen. Dagegen weist der Orthoklas in der darunter liegenden Tiefenstufe (I-IIBtv) mit überwiegenden Buntsandsteinanteilen eine sehr hohe Diskrepanz auf. Dies könnte entweder auf einen abweichenden Chemismus des Illits oder auf eine abweichende Mineralparagenese im Buntsandstein hindeuten. Nach Deutschmann (1994, s. a. Großkurth, 1999) treten in diesem Horizont (I-IIBtv) erhebliche Buntsandsteinanteile auf. Für alle anderen Tiefenstufen liegen die Abweichungen weitgehend im Bereich der für Löß ermittelten Werte.

3.2. Sandböden

Die Sandböden sind sehr stark angereichert an Quarz, dessen Anteil nach der quantitativen IR-Spektroskopie 90 (Westerberg/Bvs) bis 95 (Lüss/Ae) Gew.% beträgt. Der verbleibende Rest verteilt sich zu 3 (Westerberg/BvCv) bis 5 (Westerberg/Ae) Gew.% auf Orthoklas, zu 0 (Lüss/Ae) bis 3 (Westerberg/Bvs) Gew.% auf Illit und in geringeren Mengen (bis zu 1 Gew.%) auf Minerale wie Kaolinit und Albit. Tab. 2 zeigt die Abweichungen normativer Daten gegenüber den Modalwerten.

Tab. 2: Relative Abweichung normativer (n) von modalen (m) Mineralgehalten [(n-m)/m*100] für die silikatischen Hauptbestandteile beider Sandböden

Relative Abweichung	Quarz	Orthoklas	Illit/Glimmer
Mittelwert ± Standardabweichung	-5 ± 1	0 ± 27	30 ± 84

Die relativen Abweichungen der Quarzgehalte in den beiden Sandböden sind gering. Dieses Ergebnis ist neben der Güte der Modellanpassung auch mit den hohen Quarzgehalten zu erklären. Beim Orthoklas ist die mittlere Abweichung zwischen normativem und modalem Gehalt ebenfalls gering, allerdings ist die Standardabweichung höher als beim Quarz. Die hohe mittlere Abweichung beim Illit/Glimmer ist z. T. auf die insgesamt geringen Tongehalte und damit auch niedrigen Illitgehalte zurückzuführen.

Durch röntgendiffraktometrische Untersuchung an der Tonfraktionen konnten in den oberen Horizonten vereinzelt auch andere Bodenminerale, beispielsweise basenarmer Smektit (Lüss/Ae) und Vermikulit (Westerberg/Bvs), identifiziert werden, die allerdings auf den Gesamtboden bezogen maximal 1 Gew.% ausmachen. Tab. 3 gibt eine Übersicht dieser Minerale und deren Anteile sowie die Anteile anderer Nebenbestandteile, die mittels quantitativer Infrarotspektroskopie bestimmt wurden. Ähnlich wie bei den Illiten ist die relative Abweichung beim Albit sehr groß, weil die Gehalte sehr niedrig und z.T. unter der Nachweisgrenze liegen. Beim Kaolinit wurde analog zu ausgewählten Lößböden ein normativer Gehalt von 1 Gew.% angenommen (s. Tarrah et al., 1999), ob-

wohl dieser modal nicht in allen Horizonten auftritt (s. Tab. 3). Verfahrenstechnisch wären die normativen Anteile von Vermikulit und Smektit mittels der modifizierten CIPW-Norm ermittelbar,

Tab. 3: Modale (m) und normative (n) Anteile der Spurenminerale sandiger Böden (Gew.%)

Profil/ Horizont:	Tiefe (cm)	Albit	Kaolinit	Sonstiges
Löss/ Ae	0- 8	m/n	m/n	m
Bv:	15- 42	-/2	-/1	1(AI-V)
Cv	100-150	-/2	1/1	
Westerberg/				
Ae	10- 20	-/1	-/1	-
Bvs	30- 50	1/3	1/1	1(V), 1(AI-V)
BvCv	70-100	1/3	-/1	-

baSm: Basenarmer Smektit, V: Vermikulit, AI-V: AI-Vermikulit

wenn Vorkenntnisse zum Mineralchemismus existieren würden. Eine Überprüfung des Modells hinsichtlich dieser Minerale ist an diesen Proben jedoch nicht möglich, dazu wären höhere Vermikulit- und Smektitgehalte erforderlich. An der Fragestellung, mit welchen Optimierungen das für die Lößböden aufgestellte und hier auf sandigen Böden erprobte Berechnungsmodell auf Böden anderen Ausgangsmaterials übertragbar ist, wird z. Z. noch gearbeitet. Dabei soll das Berechnungsverfahren auf die weiteren ökologisch wichtigen Tonminerale wie z. B. auf vermikulitische und smektitische Phasen erweitert werden.

4. Literatur

- DEUTSCHMANN, G. (1994): Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Buntsandsteinuntergrundes eines Waldökosystems im Solling. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme A118.
- GROSSKURTH, G. (1999): FTIR-spektrometrische, röntgendiffraktometrische und geochemische Untersuchungen an Korngrößenfraktionen der Bodenprofile Fichte 1 (Solling) und Lange Bramke (Harz): Erkenntnisse zur Illitverwitterung in stark versauerten Waldböden. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme A159.
- KÖNIG, N. und FORTMANN, H. (1999): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. 1. Ergänzung: 1996-1998, Teil 3: Untersuchungs- und Probenvorbereitungsmethoden, Gerätekurzanleitungen, Qualitätskontrolle, Datenverarbeitung. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme B60.
- SVERDRUP, H. und P. WARFVINGE (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Appl. Geochem. 8, 273-283.
- TARRAH, J. (1989): Verwitterungsbilanzen von Böden auf der Basis modaler Mineralbestände (am Beispiel des Bodenprofils Spanbeck 4). Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme A52.
- TARRAH, J.; MEIWES, K.J. und MEESENBURG, H. (1999): Normative calculation of minerals in North German Loess soils using the modified CIPW norm. J. Plant Nutrition Soil Sci. (eingereicht).

Halloysitbildungen in Podsolen aus Granit im Südschwarzwald

Von

M. Zarei, K.-H. Papenfuß, M. Sommer und K. Stahr*

Einleitung und Fragestellung

In den bodenmineralogischen Untersuchungen werden die Minerale der 7Å-Gruppe (Kaolinit, Halloysit, Dickit und Nakrit) häufig zur Kaolinit-Gruppe zusammengefaßt.

Halloysit enthält im Gegensatz zu den anderen Mineralen dieser Gruppe Wasser in der Zwischenschicht, welches bei 60 °C entweicht, so daß Halloysit in Metahalloysit übergeht und der Basisabstand von rund 10Å auf 7Å kontrahiert. Der Basisabstand von den dehydratisierten Halloysiten liegt bei 7,4Å (s. JASMUND und LAGALY, 1993, Tab. 2.3). Bei einer Reihe von bodenmineralogischen Untersuchungen an Podsolen im Südschwarzwald konnte tonmineralogisch Kaolinit, Illit und Al-hydroxy-Zwischenschicht-Vermiculit bestimmt werden (STAHR, 1979; ZAREI et al., 1992, STAHR et al. 1998 und SOMMER et al. 1999). Die 7Å-Reflexe zeigten zum Teil einen geringen asymmetrischen Verlauf. Diese Peaks wurden zunächst dem Kaolinit zugeordnet. In der Tonfraktion (Tongewinnung aus Feinerde) konnten keine Halloysitminerale nachgewiesen werden. Erst bei REM-Untersuchungen konnten Halloysitstrukturen auf den Spaltflächen der Feldspäte und in den Bodenaggregaten immer wieder beobachtet werden.

Daraus ergaben sich folgende Fragen:

- Lassen sich Halloysit und Kaolinit morphologisch und mit n-Methylformamid Behandlung differenzieren?
- Sind die beiden Minerale an verschiedene Bildungsorte gebunden?
- Gibt es Hinweise auf die speziellen Bildungsbedingungen?

Methode

Um die Halloysitgehalte in der Tonfraktion anzureichern, wurde mit Hilfe von Ultraschall versucht aus den Sand- und Schlufffraktionen Ton zu gewinnen. Aus diesem Ton wurden Texturpräparate angefertigt, 24 Stunden bei 60 °C im Trockenschrank aufbewahrt und zwei Stunden mit n-Methylformamid behandelt. Die Präparate wurden röntgendiffraktometrisch analysiert, um die Halloysitminerale von Kaolinit unterscheiden zu können. Die Präparate wurden mit dem Röntgengerät der Fa. Siemens mit einer Goniometergeschwindigkeit von 2°/min. untersucht. Es wurde CuK α -Strahlung, eine Anodenspannung von 40 KV und ein Kathodenstrom von 40 mA verwendet.

Für die REM-Untersuchungen wurden verschiedene Sand- und Schlufffraktionen auf einem Probenhalter mit doppelseitigem Aufkleber aufgebracht und im Rasterelektronenmikroskop der Fa. Leo (420) nach ihrer Morphologie betrachtet.

Ergebnisse

Eine Mischung von Kaolinit und hydratisiertem Halloysit kann sehr leicht röntgendiffraktometrisch nach Basisreflexen (001) identifiziert werden. Bei Vorhandensein von Illit und Glimmern neben Halloysit kann durch Erhitzen Halloysit dehydratisiert werden d.h. es wird eine Zunahme des 7Å Reflexes bemerkbar. Dadurch wird Halloysit unter anderem nachgewiesen.

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Emil-Wolff Strasse 27, D 70599 Stuttgart; Zareimeh@uni-hohenheim

Die mineralogischen Untersuchungen an Podsol Bärhalde und in einer Catena Schwarzwälder Podsole zeigen neben 14 Å-Reflexe (Al-hydroxy-Zwischenschicht-Vermiculit) auch Illit und Kaolinit auf (Abb. 1). Die 7Å-Reflexe sind geringfügig asymmetrisch. Dies ist ein Zeichen, daß neben Kaolinit auch Halloysit vorhanden sein kann. Beim Vorkommen von Halloysit neben Kaolinit können nicht sehr leicht Halloysite von Kaolinit unterschieden werden. Halloysit wird durch die Formamidbehandlung vollständig expandiert. Die Kristallinität des Minerals beeinflusst auch den Formamidseinbau in den Zwischenschichten. Um den Verdacht auszuräumen, ob unter den 7Å-Reflexen außer Kaolinite noch Halloysite verdeckt sind, wurden die Proben mit n-Methylformamid behandelt. Es stellte sich heraus, daß in den Ah-, Ae- und Cv-Horizonten eine Aufweitung (Einlagerung von Formamid in Zwischenschicht) von 7,18 zu 10,8 auftrat (Abb. 2, s. auch CHURCHMANN und THENG, 1984). Der Aufweitungseffekt (um 3,6 Å) durch n-Methylformamid ist in den Bhs- und Bs-Horizont deutlich schlechter als in anderen Horizonten. Vermutliche Ursache hierfür ist, daß die schlecht kristallinen Al-, Fe-Hydroxidkomplexe in den Bhs- und Bs-Horizonten die Röntgenreflexe insgesamt verschlechtern. Diese Beobachtung wird durch die Feo/Fed Verhältnisse unterstützt, welche sich zwischen 0,5 und 0,8 bewegen.

Im Unterboden werden gelöste Kationen angereichert und mit zunehmendem pH-Wert sind die Voraussetzungen für eine Mineralneubildung besser erfüllt als im sauren durch Stoffabfuhr gekennzeichneten Oberboden. Auf der Oberfläche der Feldspäte bildet sich zuerst röntgenamorphes Material, woraus Smectite entstehen können. Durch eine weitere Abfuhr von Bodenlösung und abnehmenden pH-Werten entwickeln sich Halloysite und Kaolinite. Bei der Sättigung der Porenlösung entsteht zuerst Halloysit und dann Keimbildung von Kaolinit (TSUZKI & KAWABE, 1983). Es sind drei verschiedene Mechanismen für die Entwicklung der Kaolinite, Sphäroidale Halloysite und röhrenförmige Halloysite verantwortlich. Die sphäroidalen Halloysite entwickeln sich über nichtkristalline Al-Fe-Si oxyhydroxide Zusammensetzungen, wobei die tubulären Halloysite aus der Porenlösung auf Feldspäte aufwachsen und es treten Zerfressungserscheinungen auf den Oberflächen des primären Minerals auf. Kaolinit bildet sich relativ rasch aus vorhandenen Phyllosilikaten (BANFIELD & EGGLETON, 1990 und EGGLETON, 1987). Bei den röntgendiffraktometrischen Untersuchungen und rasterelektronenmikroskopischen Beobachtungen wurde festgestellt, daß Halloysite überwiegend im Unterboden angereichert sind und im Oberboden sehr begrenzt vorkommen. Es muß davon ausgegangen werden, daß im Oberboden die Halloysite zum großen Teil abgebaut sind.

Im stark sauren Milieu werden die primären Minerale überwiegend in den Oberböden stark zersetzt, wobei in den Spaltflächen stellenweise noch Mineralneubildungen vorkommen. Diese Bedingungen sind für die Mineralneubildungen nicht optimal, führen aber zu Mineralabbau bzw. -Zersetzungen in den Böden sowie auf den Primärmineralen. Die Verwitterung der Plagioklase sowie Orthoklase setzen erst an den Spaltflächen an. An solchen Stellen findet ein Kationenverlust (Ca, Na, K, und Si) statt und aus dem Rest der Feldspatgerüste entwickeln sich die Halloysite und Kaolinit. Kaolinite sind sowohl auf Plagioklasen als auch auf Orthoklasen zu finden, während Halloysite in erster Linie in den Spaltflächen der Plagioklase auftreten. Bei den REM-Untersuchungen konnten auf den Spaltflächen der Feldspäte plättchenförmige bis pseudohexagonale Strukturen von direkten Kaolinitneubildungen, sowie röhrenartige Halloysite beobachtet werden. Diese Minerale treten seltener in Form von Tonpartikeln auf, jedoch sind sie häufiger auf Feldspäten zu finden und es ist oft die ganze Matrix aus Kaolinit und/oder Halloysit aufgebaut (Abb. 3). Die Halloysite in den Ae- und Bs-Horizonten sind morphologisch oft zersetzt. Die Neubildungen häufen sich in den Unterböden (Cv-Horizonte) an. Die röhrenartigen Halloysitstrukturen sind seltener in diesen Horizonten von sauren Podsohlen zu finden und die sphäroidalen Halloysite entstehen unter anderen Bedingungen, nämlich über schlechtkristalline Al-Fe-Si Oxyhydroxide (EGGLETON, 1987).

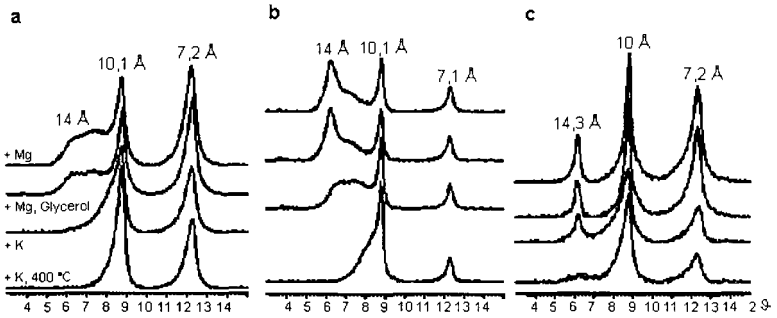


Abb. 1: Röntgendiffraktogramme von verschiedenen Podsoilen in einer Catena im Südschwarzwald a) Ahe-Horizont. b) Bhs-Horizont. c) Cv-Horizont.

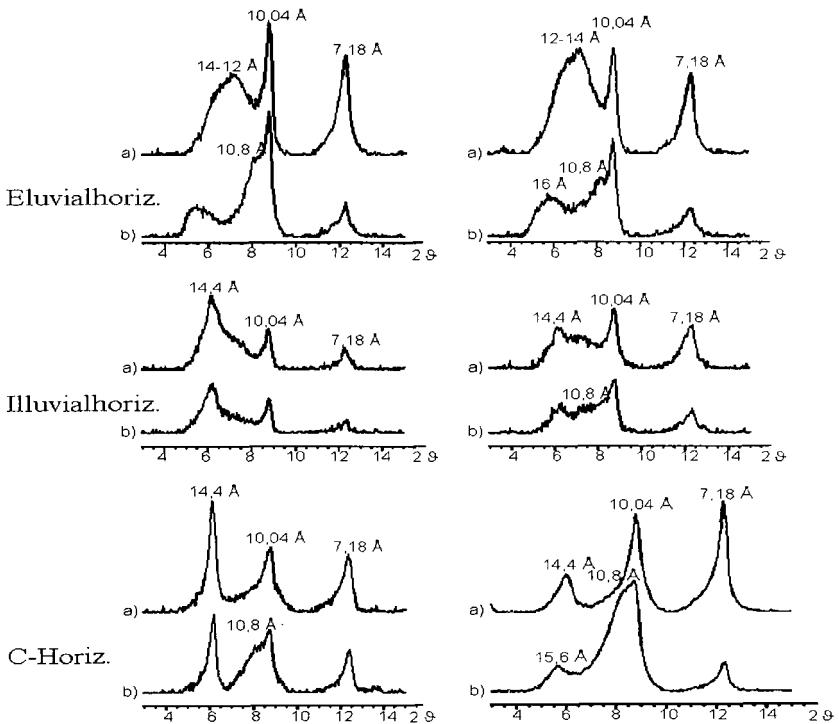


Abb. 2: Röntgendiffraktogramme von verschiedenen Podsoilen (typ. Podsol., Ae-Podsol und Bs-Podsol) (a) unbehandelte Probe (b) mit n-Methylformamid behandelte Probe.



Abb. 3: Röhrenförmige Halloysitstrukturen auf dem Bodenaggregat und in der Bodenmatrix; Archiv-Proben (von 1972); fS-Fraktion; Podsol Bärhalde.

Schlussfolgerung

- Röntgendiffraktometrische und rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen ergaben, daß bei den 7Å-Mineralen neben Kaolinit noch Halloysit vorhanden ist.
- Durch die Einlagerung von n-Methylformamid wurden dehydratisierte Halloysite auf 10,8 Å aufgeweitet.
- Bei REM-Untersuchungen wurden auf Spaltflächen von Plagioklasen röhrenförmige Halloysite- und plättchenartige Kaolinitneubildungen beobachtet.
- Die gesteinsbildenden Minerale in den Oberböden sind stark zersetzt und es wurden nur stellenweise Neubildungen gefunden.
- Halloysite traten nicht nur auf primären Mineralen auf sondern kamen auch in den Tonpartikeln vor.
- Halloysite sind pedogen durch die Verwitterung von Feldspäten entstanden.

Literatur

- BANFIELD, J.F. & EGGLETON, R.A. (1990): Analytical transmission electron microscope studies of plagioclase, muscovite and K-feldspar weathering. *Clays and Clay Minerals* **38**, 77-89.
- CHURCHMAN, G. J. & THIENG, B. K. G. (1984): Interactions of halloysites with amides. *Clay Minerals*, **32**, 241-248.
- EGGLETON, R.A. (1987): Noncrystalline Fe-Si-Al-oxhydroxides. *Clays and Clay Minerals* **35**, 29-37
- JASMUND, K. & LAGALY (1993)(Hrsg.): Ton und Tonminerale: Struktur, Eigenschaften, Anwendungen und Einsatz in Industrie und Umwelt 490 S., Steinkopff Verlag Darmstadt.
- STAHR, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **9**, 273 S.
- STAHR, K., ZAREL, M. und PAPENFUß, K.-H. (1998): Umwandlung und versauerungsbedingte Zerstörung von Mineralen. In (Hrsg.. Raspe, Feger und Zöttl) *Ökosystemforschung im Schwarzwald*, 533S, ecomed Verlag, Landsberg.
- SOMMER, M., GEISINGER, C., HALM, D., ZAREL, M. und STAHR, K. (1999): Podzolisation in a granite catena of the cool-perhumid climate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (in review).
- TSUZUKI, Y. & KAWABE, I. (1983): Polymorphic transformations of kaolin minerals in aqueous solutions. *Geochim. Cosmochim. Acta* **47**, 59-66.
- ZAREL, M., STAHR, K. & PAPENFUß, K.-H. (1992): Veränderung der gesteinsbildenden Minerale und des Elementbestandes von Böden der Standorte Schluchsee und Villingen. *KfK-PEF* **94**, S. 235-250.

Praxisorientierte Bodenbewertung für den vorsorgenden Bodenschutz in der Landschaftsplanung

Billen, N.; Schneider, J.; Waldmann, F.; Clemens, G.

EINLEITUNG

Das Bundesbodenschutzgesetz soll Böden u.a. als Lebensgrundlage und Naturgut schützen. Dies setzt die kartografische Darstellung der Leistungsfähigkeit und Seltenheit von Böden in Abwägungsunterlagen für Planverfahren voraus. Solche Darstellungen müssen von den planenden Institutionen interpretierbar und akzeptierbar sein, so daß eine interdisziplinäre Umsetzung des vorsorgenden Bodenschutzes möglich wird (BAUER et al. 1997).

ZIELE

- Darstellung der Leistungsfähigkeit von Böden bei vier Bodenpotentialen.
- Darstellung der Variabilität von Bodenpotentialwerten zwecks verbesserter Transparenz der Bewertungsgüte/-genauigkeit.
- Aggregation von vier Bodenpotentialen zu einer „Bodengüteklasse“ aufgrund der Forderung planender Institutionen.

MATERIAL

- Digitale Bodenkarte 6623 – Ingelfingen des LGRB-BA.-WÜ. (1993): Muschelkalk-Lettenkeuper-Gebiet mit LÖB.
- BoBeS (EDV-Programm "Bodenbewertungssystem": CLEMENS et al. 1995), basierend auf UM BA.-WÜ. (1995) der LfU-Ba.-Wü., dort auch Beschreibung der, Bewertungsmethodik.

METHODIK + ERGEBNISSE

A) Monokausale Wertigkeitskarten

1. Differenzierung des Bodeninventars jeder Kartiereinheit nach Leitböden (Flächenanteile > 25 %) und Begleitböden (Flächenanteile < 25 %).
2. fünfstufige Klassifizierung der Bodenpotentiale von Leit- und Begleitböden.
3. falls 1 Leitboden in einer Kartiereinheit, gilt die Bewertungsstufe für jedes Potential entsprechend der eindeutigen Klassifikation, falls 2 oder mehr Leitböden in einer Kartiereinheit, gilt der arithmetische Mittelwert der einzelnen Bewertungsstufen für jedes Potential.
4. Einzeldarstellung der Bewertungsergebnisse von Leitböden (s. Abb. 1).
5. Zwecks Charakterisierung der Heterogenität wird der Variationskoeffizient (Standardabweichung/Mittelwert) aus den Bewertungsergebnissen von den Leit- und Begleitböden berechnet und klassifiziert:

Variationskoeffizient	Heterogenitätsstufe	Bewertungsverhältnisse
< 0,2	1	kaum wechselnd
0,2 – 0,5	2	merklich wechselnd
> 0,5	3	stark wechselnd

6. Die Gesamtheterogenität wird durch Kombination der gemittelten Leit- und Begleitbodenvariabilität, d.h. unter Berücksichtigung der flächenhaften Bedeutung bestimmt und entsprechend dargestellt, (s. Abb. 1):

Variationskoeffizient der Leitböden	Variationskoeffizient der Begleitböden		
	< 0,2	0,2 – 0,5	> 0,5
< 0,2	1	1	2
0,2 – 0,5	2	2	3
> 0,5	3	3	3

B) Zusammenführende Wertigkeitskarte

1. Aggregation der Bewertungsergebnisse zu einer "Bodengüteklasse" (s. Abb. 2):

Güteklasse	Häufigkeit einer Bewertungsklasse	Allgemeine Leistungsfähigkeit von Böden (Schutzwürdigkeit)
A	≥ 1 x 5	sehr hoch
B	≥ 2 x 4	hoch
C	1 x 4 + ≥ 1 x 3 oder NV = 4	mittel
D	≥ 2 x 3	mäßig
E	≤ 1 x 3	gering

2. Ausweisung spezieller Potentialwertigkeiten mittels zusätzlicher Signatur (s. Abb. 2)

- „Standort für natürliche Vegetation“ (NV) mit Bewertungsklasse 5 oder 4
- „Standort für Kulturpflanzen“ (KP) mit Bewertungsklasse 5
- „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“ (WK) mit Bewertungsklasse 5
- „Filter und Puffer für Schadstoffe“ (FP) mit Bewertungsklasse 5 oder 1

3. Legendenziffern ermöglichen über eine Kartenerläuterung den differenzierten Zugriff auf die Potentialwertigkeit der Einzelflächen, z.B.:

Legendenziffer	NV	KP	WK	FP
6	<4	4	4	5
16	5	<4	<4	2-3
35	4	<4	<4	2-3

FAZIT

Die von Bodenschutz umsetzenden Institutionen geforderte, möglichst einfache, monokausale Darstellung von Bodenbewertungsergebnissen (BILLEN 1996) läßt nur eine Minimaldarstellung zu, die erhebliche Informationsverluste bezüglich der bestimmenden Parameter im System Boden beinhaltet. Ein Kompromiss liegt in einer zielgerichteten Anwendung der hier vorgestellten Darstellungsweisen, wobei die aggregierende Darstellung bei allgemeinem Informationsbedarf für größere Flächen und die Einzelpotentialdarstellung bei speziellen Fragestellungen für begrenzte Flächen die jeweils angepasste Informationsdichte liefert.

LITERATUR

- BAUER, A., C. BERGER & P. STOCK (1997): Bodenschutz in der Planungspraxis.- Natursch. u. Landschaftspl. 29, 282-288.
- BILLEN, N. (1996): Bewertung ausgewählter Flächen im Regierungsbezirk Stuttgart nach der Leistungsfähigkeit der Böden – Erprobung der Praktikabilität und Akzeptanz eines Bewertungsleitfadens. – Bericht mit Kartenanlagen für das Regierungspräsidium Stuttgart, 93 S.
- CLEMENS, G., L. BARTEL, M. LEHLE, H. LENNARTZ & D. WOLF (1997): Fachinformationssystem Bodenschutz – Modul Bodenbewertungssystem (BoBeS). – MDBG 85, 1119-1122.
- LGRB-BA.-WÜ. (1993): Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000 - Blatt 6623/Ingelfingen, Karte und tabellarische Erläuterungen.
- UM BA.-WÜ. (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit – Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. – Luft, Boden, Abfall, 34 S.

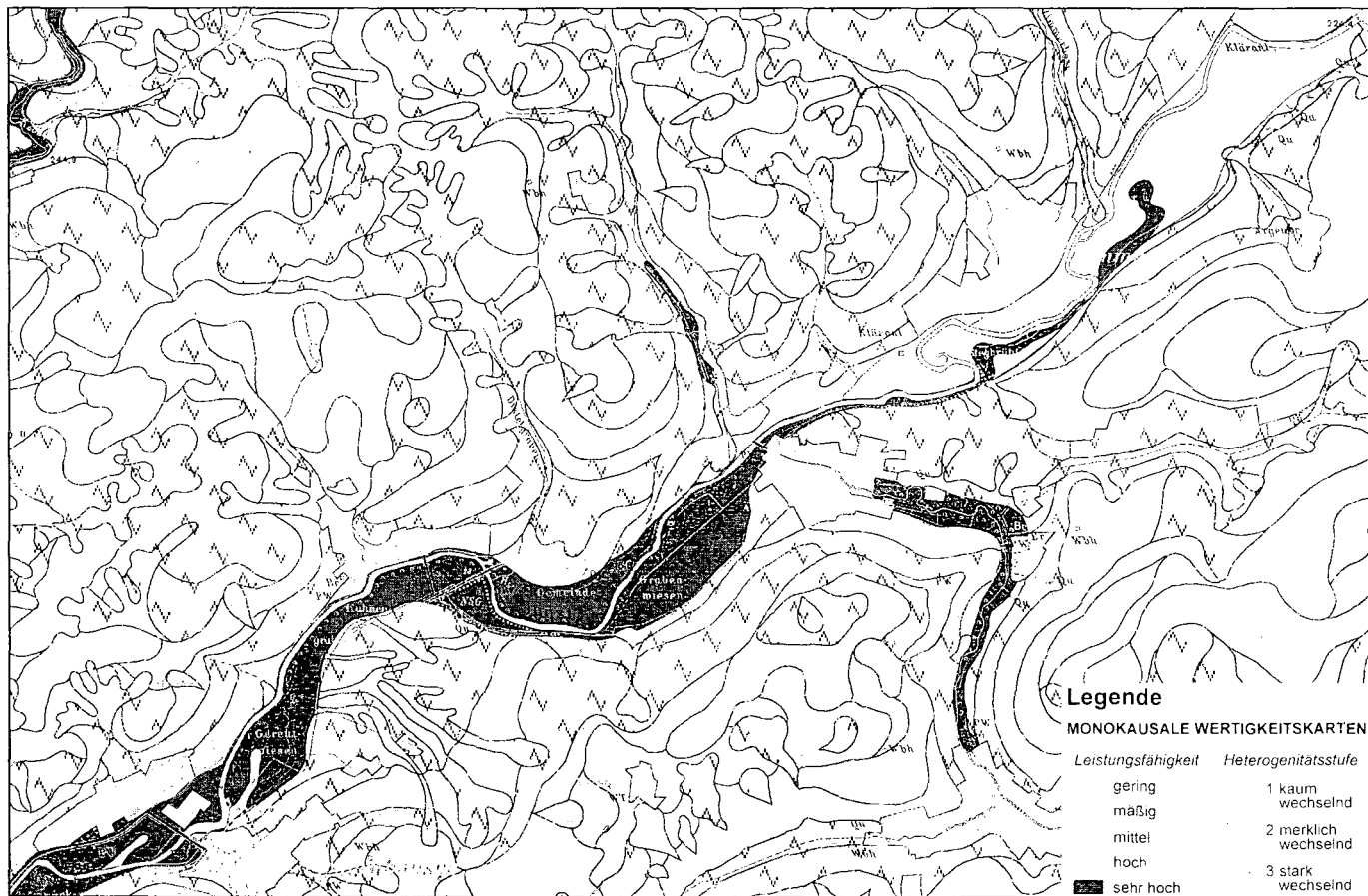


Abb. 1: Ergebnis der Bewertung und Kennzeichnung der Heterogenität innerhalb der Kartiereinheit für das Potential „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“ (Ausschnitt BK 6623 – Ingelfingen, Originalmaßstab 1:25.000, hier verkleinert)

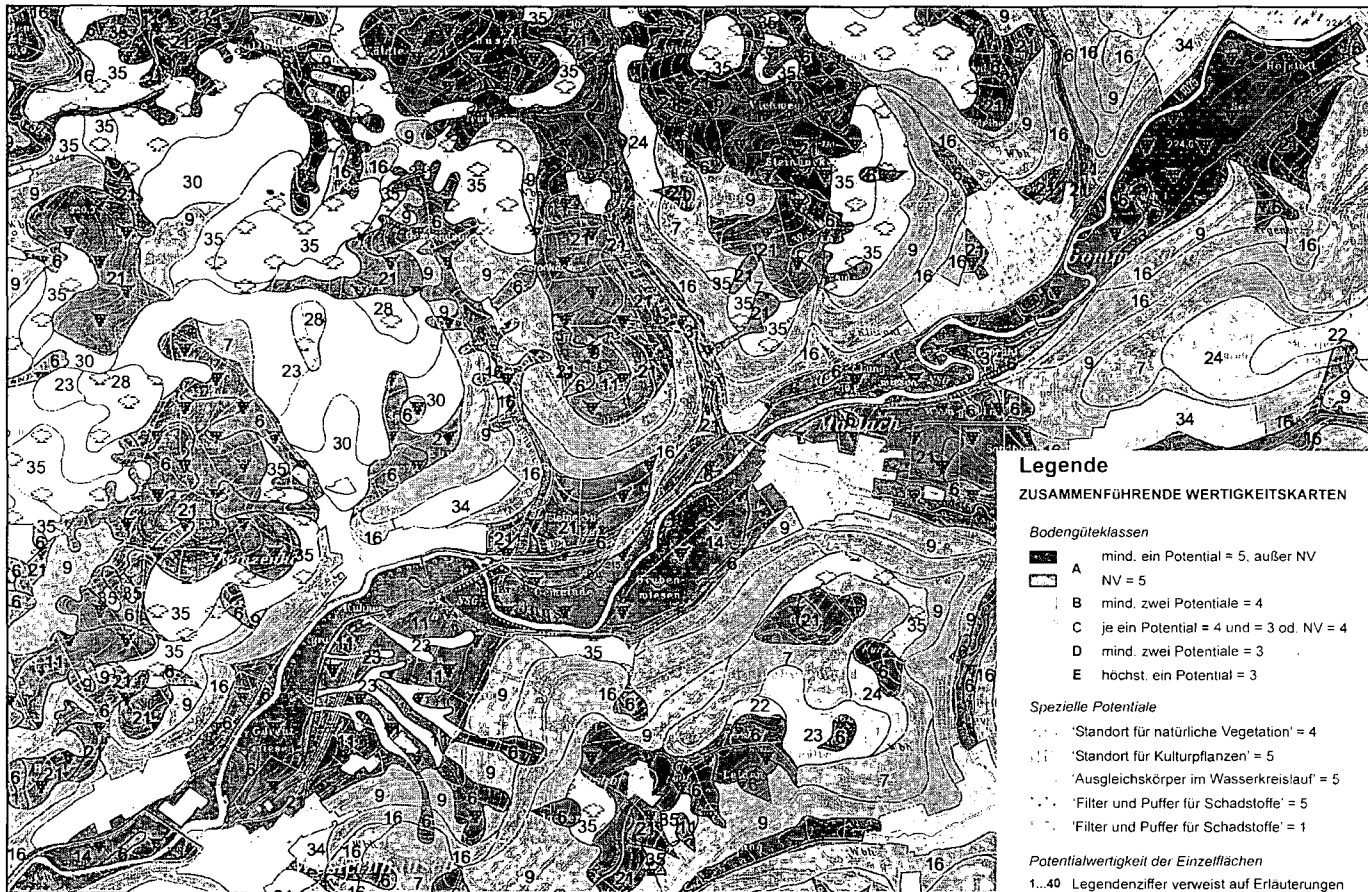


Abb. 2: Aggregierende Darstellung von vier Bodenpotentialen mit zusätzlicher Ausweisung spezieller Potentialwerte (Ausschnitte BK 6623 – Ingelfingen, Originalmaßstab 1:25.000, hier verkleinert)

Ableitung von Bodenfunktionenkarten aus dem Fachinformationssystem Boden (FIS Boden) des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) am Beispiel des Standörtlichen Retentionsvermögens für Wasser

VON

BRENDEL, J.²⁾, SCHERER, V.¹⁾, ZEIBLER, K.-O.¹⁾, KAULFUB, W.²⁾, KRAMER, M.²⁾ & SIEMER, B.³⁾

1. Veranlassung / Aufgabenstellung

Die Bearbeitung des vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) geförderten Forschungsvorhabens "Ableitung von Bodenfunktionenkarten für Planungszwecke aus dem Fachinformationssystem Boden" erfolgt im Verbund der beiden Projektpartner G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH und Technische Universität Dresden, Lehrstuhlgruppe Physische Geographie/ Landschaftslehre.

Ziel des Vorhabens ist es, ein konzeptionelles System zu erarbeiten, mit dessen Hilfe aus Bodenkarten und anderen Informationsquellen des Fachinformationssystems Boden des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (FIS Boden) die Bewertung von Bodenfunktionen für Planungszwecke abgeleitet und als bodenfunktionale Datenebene (z.B. punkt- und flächenbezogene Datenbank und daraus erzeugbare Bodenfunktionenkarten) dargestellt werden können. Dabei sind insbesondere die Anforderungen des Fachinformationssystems Boden im Sächsischen Umweltinformationssystem (UIS) zu berücksichtigen und die Integration der Ergebnisse in das UIS Sachsen zu gewährleisten.

Im Zentrum der Betrachtung steht der Schutzgutcharakter des Bodens, der aus der Sicht des Gesetzgebers durch das Bundesbodenschutzgesetz unterstrichen wird. Unter Berücksichtigung der im BBodSchG definierten Bodenfunktionen ist die Aufgabenstellung darauf gerichtet, einen Beitrag zu einer standort- und flächenbezogenen Bodenbewertung zu leisten und damit unter dem Gesichtspunkt des Bodenschutzes eine Entscheidungshilfe für räumliche Planungen und Nutzungen zu schaffen.

Die methodischen Arbeiten konzentrieren sich auf die Entwicklung von Algorithmen, die geeignet sind, mit den im FIS Boden enthaltenen Daten zu einer bodenfunktionalen Kennzeichnung zu gelangen, die sowohl für die Übersichtsdarstellung (1:50.000) wie auch für größere Maßstabsbereiche geeignet sind.

¹⁾ G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, Postfach 1162, 09581 Freiberg

²⁾ Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, 01062 Dresden

³⁾ Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Halsbrücker 31a, 09599 Freiberg

2. Datengrundlagen

Die Grundlage des FuE-Vorhabens bilden die Daten des Fachinformationssystems Boden. Am Beispiel der Punkt- und Flächendaten der Bodenkarte des Freistaates Sachsen im Maßstab 1:50.000 (BK50), Blatt L5146 Freiberg, wird die inhaltliche und methodische Umsetzung der hier vorgestellten Methode demonstriert. Weitere wesentliche Datengrundlagen bilden das digitale Landschaftsmodell DLM 25/1 des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems ATKIS sowie das Digitale Höhenmodell DHM / M745 (wird ersetzt durch ATKIS DGM25), welche flächendeckend für Sachsen vorliegen. Zusätzlich wurden auch Klimadaten der meteorologischen Dienste mit einbezogen.

3. Bewertung der „Ausgleichs- und Regelungsfunktion der Böden bei Wasserkreisläufen“

Einen Schwerpunkt der methodischen Arbeiten bildet die „Ausgleichs- und Regelungsfunktion der Böden bei Wasserkreisläufen“. Die technologische Ableitung von Bodenfunktionenkarten soll daher beispielhaft an einem Verfahren zur Abschätzung des Standörtlichen Retentionsvermögens aufgezeigt werden.

In Anlehnung an die Methodik nach KARL (1997), die spezifisch für eine Landschaftsanalyse und -bewertung sowie für die Prognose von Eingriffs- und Kompensationsmaßnahmen im hessischen Raum entwickelt wurde, werden Sickerwassermenge und nutzbare Feldkapazität (nFK) bis 1m Profiltiefe in Beziehung gesetzt. Die Sickerwassermenge beschreibt dabei den Teil des Niederschlages, der aufgrund standörtlicher Gegebenheiten tatsächlich zur Versickerung gelangen kann. Sickerwassermenge und nFK repräsentieren bereits in sich eine spezifische, quantitative Aussage und durch ihre Kombination (Quotientenbildung) lassen sie mit dem Standörtlichen Retentionsvermögen noch eine weitere qualitative Kennzeichnung von Flächen unter dem Aspekt des Hochwasserschutzes oder auch potentieller Stoffverlagerungen zu. Die 5-stufige Skalierung von „sehr gering“ bis „sehr hoch“ soll dem Planer bei der Anwendung eine möglichst einfache Handhabung gewährleisten. Das Verfahren soll dabei vorrangig für die Bewertung von Flächen im mittleren Maßstabsbereich zur Anwendung kommen, bietet sich aber auch für großmaßstäbigere und punktgebundene Aussagen an.

Durch die Einbeziehung einer Vielzahl von bodenkundlichen Parametern in das Berechnungsverfahren wird dem Datenbestand des FIS Bodens Rechnung getragen. Zusätzlich werden über ein digitales Geländemodell und die ATKIS DLM/25-Daten Reliefmerkmale und Landnutzungsgegebenheiten für die Bestimmung der Sickerwassermenge integriert. Ein Vorteil des vorgeschlagenen Bestimmungsverfahrens liegt auch in der quantitativen Aussage bei der Ermittlung von Teilergebnissen (Sickerwassermenge).

Den inhaltlichen Ablauf der Methode und die Integration der eingesetzten Datengrundlagen verdeutlicht Abbildung 1.

4. Technologische Umsetzung

Die technologische Umsetzung des von der TU Dresden entwickelten Verfahrens zur Beurteilung des Standörtlichen Retentionsvermögens erfolgte exemplarisch am Beispiel des BK50-Kartenblattes L5146 Freiberg durch G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH.

Zu jeder Fläche der BK50 liegen vektorielle Daten mit Informationen zur Lage, Größe und Form sowie eine Vielzahl beschreibender und erklärender Sachinformationen vor. Diese Flächenbeschreibung bildet die Verbindung zwischen graphischem und alphanumerischem Datenbestand.

Durch rechnergestützte Verschneidung der Bodeneinheiten der BK50 mit den Informationsebenen Flächennutzung (ATKIS-DLM 25/1) und Relief (Hangneigung, abgeleitet aus dem Digitalen Höhenmodell DHM / M745) mit Hilfe des Geographischen Informationssystems ARC/INFO wurden die kleinsten gemeinsamen Geometrien erstellt. Diese bilden die Grundlage für die technologische Umsetzung der Methode.

Die Sachdatenbearbeitung zur Ermittlung der Zwischenergebnisse (nFKIm und Sickerwassermenge) und des Endergebnisses erfolgte durch Umsetzung der dokumentierten Parameterermittlungsverfahren nach KA4 sowie der erarbeiteten Methodik (siehe Abbildung 1), in einer Softwarelösung, die auf den beschriebenen Ausgangsdaten aufsetzt. Dabei wurden für jedes Polygon der Flächenverschneidung entsprechende Werte berechnet und abgelegt.

Abschließend werden diese Sachdaten über GIS-Funktionalitäten mit den zugehörigen Geometrien verbunden und zur Darstellung gebracht. Einen Auszug aus der Karte zum Standörtlichen Retentionsvermögen des Bodens zeigt Abbildung 2.

5. Einbindung in die Methodenbanksteuerung des FIS-Boden

Das entscheidende Element, mit dem der Schritt von einer rechnergestützten Nutzung einzelner Datensammlungen zur rechnergesteuerten Auswertung der komplexen Fakten- und Wissensbasis für den Anwender vollzogen werden kann, ist die "Methodenbank Boden". Mit ihr wird die Datenbasis mit der jeweils zutreffenden digitalen Berechnungs- und Auswertungsmethode verknüpft. Die automatisierte Erstellung von „Bodenfunktionenkarten“ erfolgt dabei unter Nutzung spezieller GIS-Komponenten (ARCVIEW) sowie spezieller Verknüpfungsregeln, die den Kern der Methodenbausteine darstellen.

Zur Gewinnung und Darstellung bodenkundlicher Aussagen wird beim Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Referat Bodenschutz, das "Methodenbank-Management-System MeMaS" eingesetzt. Die in Form von Modulen vorliegenden Methoden und die Datenbanken des Kernsystems der Projektsoftware sind variierbar. Derzeit umfasst die "Bibliothek" der bodenkundlichen Auswertungsmethoden des LfUG ca. 100 Module, die auf sächsische Verhältnisse angepasst wurden.

Die Ergebnisse der im Rahmen des FuE-Vorhaben erarbeiteten und umgesetzten Methoden werden direkt in die Methodensteuerung des LfUG integriert.

6. Schlussbetrachtung

Im Zusammenhang mit der funktionalen Bewertung des Bodenwasserhaushaltes konnte am Beispiel des Standörtlichen Retentionsvermögens ein Verfahren entwickelt werden, dass

1. auf den vorhandenen Datenbestand des FIS-Boden beim LfUG und andere landesweit vorhandene Datenspeicher (z.B. ATKIS) zurückgreift,
2. für Auswertungen auf mittlerer Maßstabsebene besonders geeignet ist,
3. die in Bodenkarten ausgewiesenen Bodeneinheiten funktional bewertet,
4. eine kartographische Darstellung der Ergebnisse ermöglicht und
5. über das Retentionsvermögen hinaus weitere Bewertungen stoff- und wasserhaushaltlicher Funktionen eröffnet.

Abbildung 1: Ablaufschema zur Ermittlung des Standörtlichen Retentionsvermögens

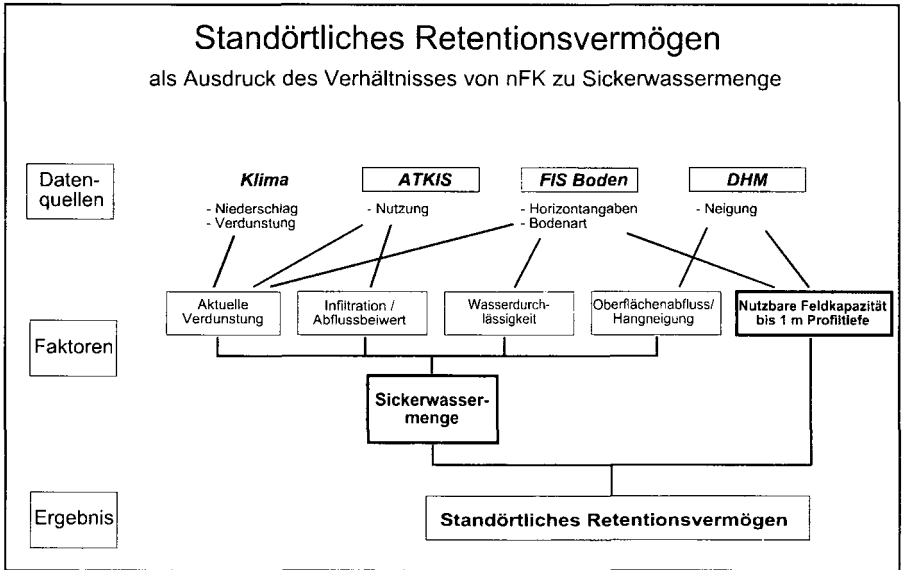
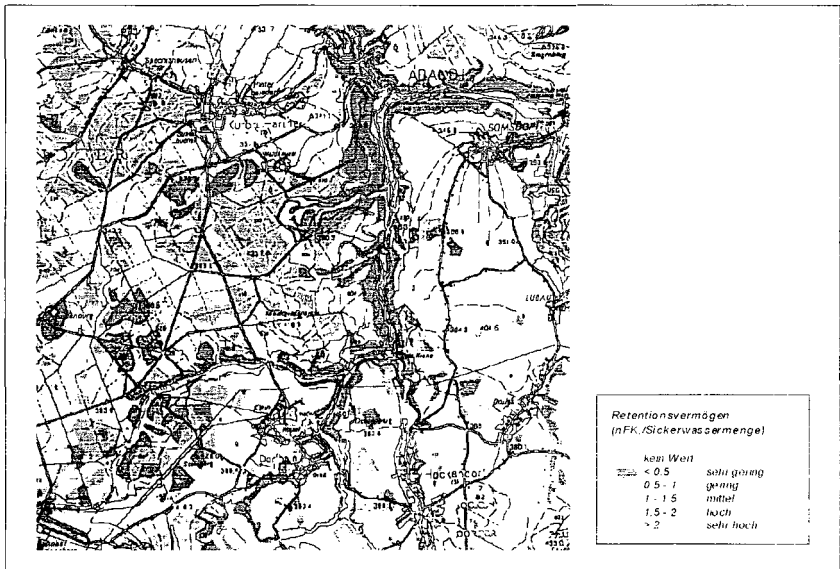


Abbildung 2: Karte des Standörtlichen Retentionsvermögens des Bodens für Wasser (Auszug)
Darstellung auf der Grundlage der TK50 mit Genehmigung des LVA Sachsen: Genchm.-Nr. 632/99



PAK-Übergang vom Boden in Kulturpflanzen

von

DELSCHEN, Th.

1. Einleitung

Für die Gefährdungsabschätzung PAK-kontaminierter Böden mit gärtnerischer oder landwirtschaftlicher Nutzung ist im Hinblick auf eine potentielle Gefährdung des Menschen unter anderem auch der mögliche Schadstoffeintrag über Nutzpflanzen in die Nahrungskette zu beurteilen. Nach bisher vorliegenden Ergebnissen (Zusammenstellungen bei CRÖSSMANN, 1992; DELSCHEN et al., 1996) können PAK-Belastungen von Kulturpflanzen prinzipiell über den „Luftpfad“ und/oder den „Bodenpfad“ erfolgen, wobei jeweils wiederum verschiedene „Teilpfade“ mit unterschiedlichen Transfermechanismen differenziert werden können (Abb. 1). Nachfolgend wird anhand umfangreicher Versuchsergebnisse die Bedeutung der verschiedenen Transfermechanismen des „Bodenpfades“ dargestellt, wobei auch dem „Luftpfad“ Aufmerksamkeit geschenkt wird.

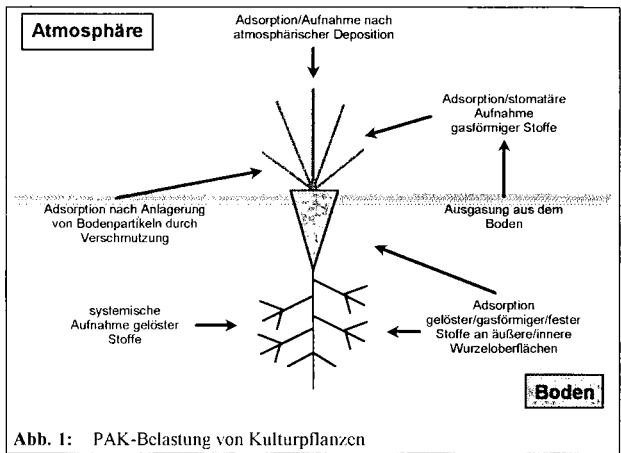


Abb. 1: PAK-Belastung von Kulturpflanzen

2. Material und Methoden

Zur Frage des Verhaltens von PAK (und PCB) im System Boden/Pflanze werden seit 1991 auf der Lysimeteranlage Waldfeucht des Landesumweltamtes NRW Versuche auf insgesamt 18 monolithisch befüllten Lysimetern der Größe 1,5 m² * 1,5 m durchgeführt. In einem ersten von 1991 bis 1996 durchgeführten *Lysimeterversuch I* wurde in den A_p-Horizonten der ursprünglich unbelasteten Bodenmonolithe (15 Parabraunerden aus Löß, 3 Plaggenesche über Sand) durch Einnischung verschiedener Schadstoffmaterialien gezielt eine Benzo(a)pyren-Konzentration von etwa 5 mg·kg⁻¹ TM hergestellt. Für den zweiten, noch laufenden *Lysimeterversuch II* wurden Anfang 1997 zunächst -bis auf eine Teeröl-Löß-Variante zu Vergleichszwecken- sämtliche kontaminierte Oberböden des Lysimeterversuches I durch unbelastetes Oberbodenmaterial der Monolith-Entnahme-Standorte ersetzt. Anschließend wurden in diesen durch Einbringung abgestufter Mengen eines Teeröles Varianten steigender PAK-Belastung hergestellt (Benzo[a]pyren-Konzentrationen zwischen 1,75 und 14 mg·kg⁻¹ TM in den Belastungsstufen 25%, 50%, 100%, 200%). In der höchsten Belastungsstufe enthält der Versuch zusätzlich eine Variante, bei der der belastete Oberboden bei den Pflanzenversuchen jeweils

mit einer ca. 2 cm mächtigen Sandschicht (bei Saatkulturen) bzw. einer handelsüblichen schwarzen Mulchfolie mit Lochung (bei Pflanzkulturen) bedeckt wird sowie eine weitere Variante, in der die Bodenbelastung unterhalb des nicht-dotierten Oberbodens hergestellt wurde (in einer Bodentiefe von 30 - 60 cm).

Die Lysimetergefäße wurden während der Versuchslaufzeit mit verschiedenen Gemüsearten sowie Winterweizen bestellt. Die pflanzenbauliche Versuchsdurchführung erfolgte in beiden Versuchen kulturartspezifisch und praxisüblich, die Beerntung der Pflanzen wurde jeweils zum Zeitpunkt der Marktreife vorgenommen. Vor der Analyse wurden die verzehrfähigen Anteile der Pflanzen küchenfertig aufbereitet (waschen, putzen, schälen). Da für die meisten Varianten jeweils lediglich nur ein Lysimetergefäß zur Verfügung stand, wurden in diesen Fällen bei allen Boden- und Pflanzenprobenahmen die Gefäße zur Bildung „unechter“ Versuchswiederholungen geteilt beprobt und anschließend getrennt aufbereitet und analysiert.

Zur Charakterisierung der Immissionsituation am Standort wurde die PAK-Gesamtdeposition mittels modifiziertem Bergerhoff-Verfahren (VDI, 1994) an Quartalsmischproben ermittelt.

Weitere Einzelheiten der Versuchsdurchführung und Angaben zur Analytik finden sich bei DELSCHEN et al. (1996) und DELSCHEN et al. (1999).

3. Ergebnisse

Bei der nachfolgenden Darstellung der Ergebnisse wird aus Gründen der Übersichtlichkeit auf eine Wiedergabe der Variabilität der Versuchsergebnisse verzichtet. Diese ist jedoch insbesondere bei den durchgeführten Pflanzenanalysen mit mittleren Variationskoeffizienten von rd. 20 - 50% erheblich (vgl. DELSCHEN et al., 1999).

Trotz unterhalb der Bestimmungsgrenze ($0,05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ TM}$ je Einzelkomponente) liegender PAK-Konzentrationen im Boden, wiesen die auf den Kontrollvarianten angebauten Blattgemüsearten überwiegend messbare PAK-Konzentrationen auf, die deshalb v. a. einer atmosphärischen Deposition zugeschrieben werden können. Tatsächlich stimmt das mittlere PAK-Verteilungsmuster in der Gesamtdeposition -trotz methodischer Unwägbarkeiten- auffallend gut mit dem PAK-Muster in den Blattgemüsearten überein (Abb. 2). Pflanzenarten, deren verzehrfähige Teile nicht direkt einer PAK-Deposition ausgesetzt sind, weil sie unterirdisch wachsen (Möhren) oder durch äußere Blätter/Spelzen geschützt sind (Wirsing, Weizenkörner) wiesen auf den Kontrollvarianten dagegen erheblich niedrigere PAK-Konzentrationen auf, die zudem das PAK-Muster der Deposition nicht widerspiegeln.

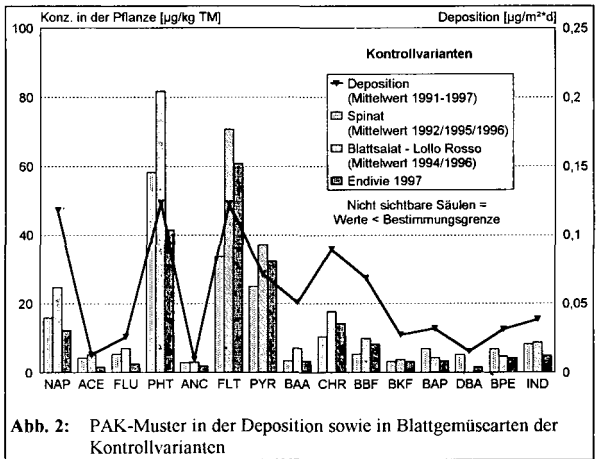


Abb. 2: PAK-Muster in der Deposition sowie in Blattgemüsearten der Kontrollvarianten

Bereinigt man die gemessenen PAK-Konzentrationen in den Pflanzen der Bodenbelastungsvarianten um den auf den Kontrollvarianten ermittelten Depositionseinfluss, so zeigt sich, dass bei verschiedenen Blattgemüsearten wie Spinat (Abb. 3), aber auch Blattsalat oder Endivie gegenüber den Kontrollvarianten erhebliche zusätzliche PAK-Belastungen festgestellt wurden, die einen nennenswerten PAK-Übergang Boden/Pflanze belegen. Dabei ist eine gute Übereinstimmung der entsprechenden

PAK-Muster festzustellen. Andere Pflanzenarten zeigen dagegen kaum Zusammenhänge zwischen

den Boden- und Pflanzenkonzentrationen (Abb. 4).

Was das PAK-Anreicherungsverhalten verschiedener Gemüsesorten aus dem Boden angeht, so zeigen die Pflanzenuntersuchungsergebnisse der in beiden Lysimeterversuchen enthaltenen Variante „Teeröl-Löß“ insbesondere bei den 5-Ring-Aromaten, dass meßbare, durch die Bodenkontamination hervorgerufene PAK-Belastungen im Pflanzenmaterial auf die bodennah wachsenden Blattgemüsesorten beschränkt sind (Ausnahme: Zucchini, Abb. 5).

Die versuchsbedingte Abnahme der PAK-Bodenkonzentrationen im Zeitverlauf („Alterung“ der künstlichen Bodenkontamination) spielt dabei offenbar keine wesentliche Rolle.

Diese Ergebnisse lassen bereits die Vermutung zu, dass -zumindest bei den höher kondensierten PAK- als Transfermechanismus für die Kontamination der Pflanzen weniger eine systemische Aufnahme über die Wurzel als eher ein direkter Übergang an/in die bodennah wachsenden Pflanzenorgane durch kontaminierte Bodenpartikel in Frage kommt. Eindeutiger Beweis für diese Vermutung sind jedoch Untersuchungsergebnisse, bei denen eine Abdeckung des PAK-kontaminierten Oberbodens durch eine Sandschicht (z. B. bei Spinat) oder eine gasdurchlässige Mulchfolie (bei Endivien, Abb. 6) den PAK-Übergang Boden/Pflanze nahezu vollständig verhindern konnte.

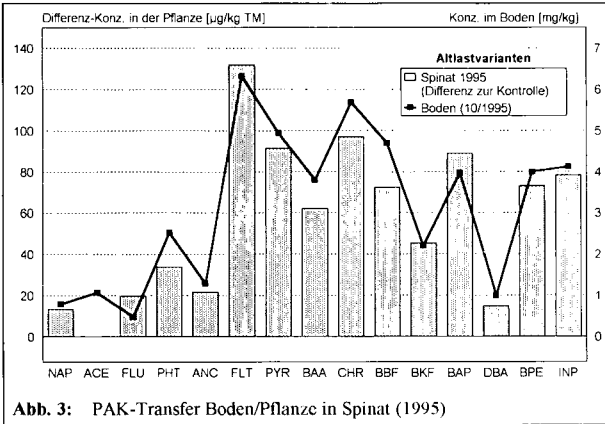


Abb. 3: PAK-Transfer Boden/Pflanze in Spinat (1995)

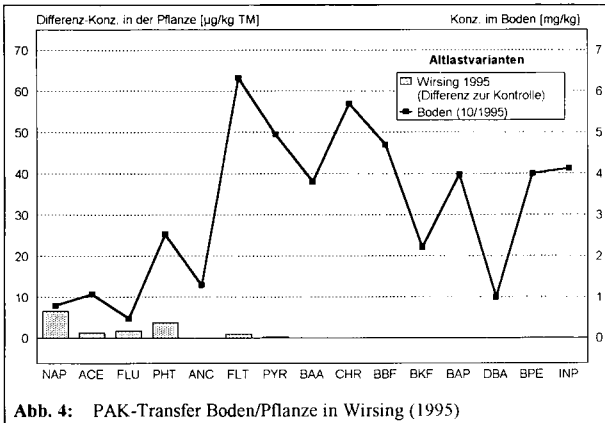


Abb. 4: PAK-Transfer Boden/Pflanze in Wirsing (1995)

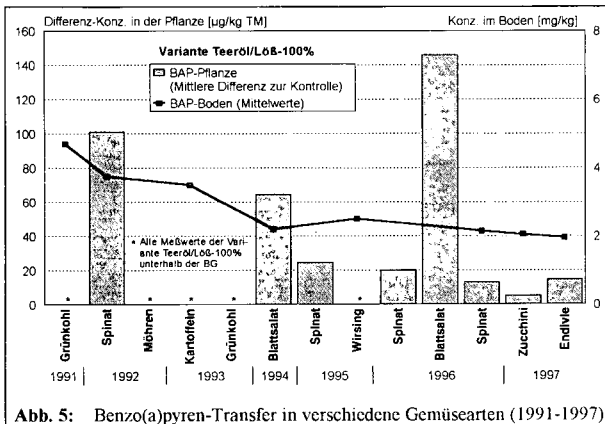


Abb. 5: Benzo(a)pyren-Transfer in verschiedene Gemüsearten (1991-1997)

Im Gegensatz dazu scheinen Zucchini PAK (insbesondere die 4-Ring-Verbindungen Fluoranthen und Pyren) in z. T. beträchtlichem Umfang auch systemisch aufnehmen zu können, so dass eine drastische Reduktion der PAK-Konzentrationen in der Pflanze nicht allein durch Mulchabdeckung des Bodens, sondern nur durch eine Überdeckung des PAK-belasteten Bodens mit ca. 30 cm unbelastetem Bodenmaterial erreicht werden konnte (Abb. 7)

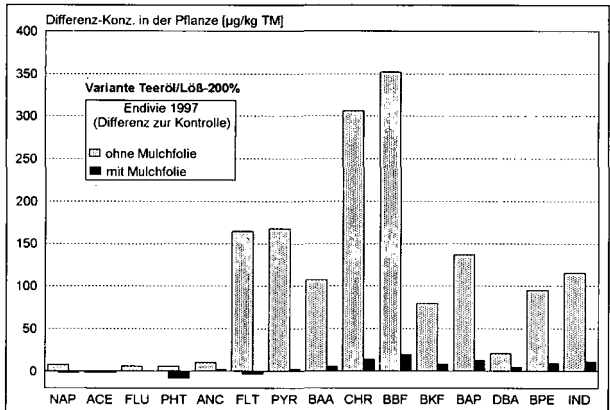


Abb. 6: PAK-Konz. in Endivie (1997) ohne bzw. mit Mulchabdeckung

4. Schlussfolgerungen

Die dargestellten Versuchsergebnisse zeigen, dass eine PAK-Belastung von Nutzpflanzen sowohl durch atmosphärische Deposition als auch durch Übergang aus belasteten Böden erfolgen kann. Beim Transfer Boden/Pflanze dominiert -zumindest bei den humantoxikologisch besonders relevanten höhermolekularen PAK Benzo(a)pyren und Dibenz(a,h)anthracen- der Kontaminationspfad über die äußerliche Anlagerung schadstoffbelasteter Bodenpartikel mit anschließendem PAK-

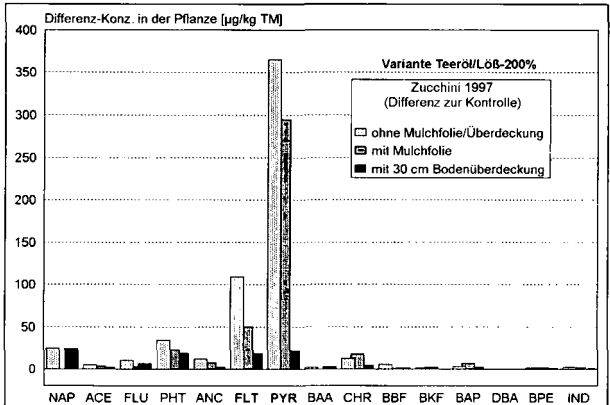


Abb. 7: PAK-Konz. in Zucchini (1997) ohne bzw. mit Abdeckung

Übergang Boden/Pflanzenoberfläche („Direktübergang“). Kontaminationsgefährdet sind daher v. a. bodennah-wachsende Blattgemüsearten, wobei sich ein PAK-Transfer Boden/Pflanze bei diesen durch Abdeckung des belasteten Bodens mit Mulchmaterialien aber weitgehend unterbinden lässt. Eine systemische PAK-Aufnahme über die Pflanzenwurzel konnte zumeist nicht festgestellt werden.

Literatur

- CRÖSSMANN, G. (1992): Zum Transferverhalten ausgewählter polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) bei gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. In: Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR) [Hrsg.]: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen. Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung bei Altlasten. Band II, Essen 1992
- DELSCHEN, TH., HEMBROCK-HEGER, A., NECKER, U. (1996): Systematische Untersuchungen zum Verhalten von PAK und PCB im System Boden/Pflanze auf der Lysimeteranlage Waldfeucht (1989-1994). In: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen [Hrsg.]: Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze. Materialien zur Ermittlung und Sanicrung von Altlasten. Band 13, Essen
- DELSCHEN, TH., HEMBROCK-HEGER, A., LEISNER-SAABER, J., SOPCZAK, D. (1999): Verhalten von PAK im System Boden/Pflanze: PAK-Belastung von Kulturpflanzen über den Luft-/Bodenpfad. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 11 (2), 79 -87

Entwicklung und Anwendung des Modells N-BILANZ zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in Flußeinzugsgebieten auf der Mesoskala

von

Gebel, M.

Einleitung und Zielstellung

Für das Flußgebiet der Großen Röder (ca. 1.000 km²) in Sachsen wurde im Zeitraum 1994-1997 eine Modellierung von Stickstoffeinträgen vorgenommen (siehe MANNSELD ET AL., 1998). Im Mittelpunkt der Betrachtung stand die landwirtschaftlich genutzte Fläche. In diesem Zusammenhang war die Entwicklung des Modells N-BILANZ zur Ermittlung des diffusen Stickstoffeintrages aus oberflächennahen Bodenschichten notwendig. Der gewählte Modellansatz auf der Mesoskala vermittelt zwischen groß- und kleinmaßstäbigen Verfahren und eignet sich insbesondere für Anwendungen im planungspraktischen Bereich, die eine regionalisierende Betrachtungsweise erfordern.

Zur Zeit erfolgt eine Weiterentwicklung von N-BILANZ, in der die Erfassung des diffusen Eintragspfades nach wie vor im Mittelpunkt der Betrachtung steht, gleichzeitig aber auch die Quantifizierung punktueller Einträge je nach vorhandener Datenlage ermöglicht werden soll. Darüber hinaus wurde N-BILANZ hinsichtlich der Einbeziehung von N-Umsatzprozessen im Boden überarbeitet. Durch Einbeziehung eines Auswaschungsfaktors besteht jetzt bei bekannten N_{\min} -Frühjahrswerten zusätzlich die Möglichkeit den tatsächlich zu erwartenden N-Austrag und den N-Rückhalt im Boden abzuschätzen.

Die Zeitschrittweite der Berechnung beläuft sich auf ein Jahr. Somit stellen die erzielten Ergebnisse Bilanzen im Jahresdurchschnitt dar. Eine ereignisbezogene Modellierung ist mit N-BILANZ nicht möglich und sollte physikalisch basierten großmaßstäbigen Modellansätzen vorbehalten bleiben.

Stickstoffmodellierung mit N-BILANZ

Die Stickstoff-Bilanz im Boden ist abhängig von anthropogen bedingten Nutzungseinflüssen (v.a. auf landwirtschaftlich genutzten Flächen) sowie der Ausprägung der naturräumlichen Faktoren und ergibt sich als das Resultat von Stickstoffeinträgen, -Verlusten und -Transformationen:

N-Einträge:	⇒ mineralische und organische Düngung (DN_{\min} , DN_{ORG}) ⇒ atmosphärische Einträge (N_{ATM}) ⇒ biologische N ₂ -Fixierung (N_{FIX})
N-Verluste:	⇒ Ernteentzug durch Abfuhr (N_{ERNTZ}) ⇒ Denitrifikation (N_{DENITR}) ⇒ Auswaschung, Ammoniakausgasung
N-Transformationen:	⇒ Immobilisierung (Aufnahme durch Mikroorganismen) ⇒ Mobilisierung (Mineralisierung)

Der leicht wasserlösliche Nitrat-Stickstoff kann in intensiv genutzten Agrar-Ökosystemen in hohen Konzentrationen in der Bodenlösung vorliegen und ist aufgrund seiner hohen Mobilität extrem auswaschunggefährdet. Im Zentrum des Modellansatzes stehen die emissionsseitig ermittelten flächenbezogenen N_{\min} -Frachten im Sickerwasser aus diffusen Quellen in Abhängigkeit von Naturraum-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsparametern. Darüberhinaus können Aussagen über die prognosti-

zierte Stickstofffracht im Basis- sowie im Direktabfluß abgeleitet werden. Zusätzlich angestrebt wird die Berücksichtigung bzw. Abschätzung punktueller Einträge. Die im Modellierungsprozeß benötigten Eingangsdaten sind im Datenspeicher N-BILANZ enthalten (Abb. 1). Die Ermittlung der flächenbezogenen N_{min} -Frachten aus diffusen Quellen erfolgt unter Berücksichtigung von bodenspezifischen N-Umsatzprozessen (N-Nachlieferung, Denitrifikation).

Folgende Komponenten können in N-BILANZ berechnet werden:

- N_{min} -Depot (N-Nachlieferung) mit bzw. ohne Berücksichtigung von N_{min} -Frühjahrswerten
- Denitrifikationsrate
- N-Überschuß (N-Bilanz ohne Einbeziehung von Umsatzprozessen)
- N_{min} -Fracht im Sickerwasser mit bzw. ohne Einbeziehung von N_{min} -Frühjahrswerten
- N_{min} -Rückhalt im Boden ($N_{RÜCKHALT}$)
- N_{min} -Konzentration im Sickerwasser
- N_{min} -Fracht im Direktabfluß bzw. im Basisabfluß

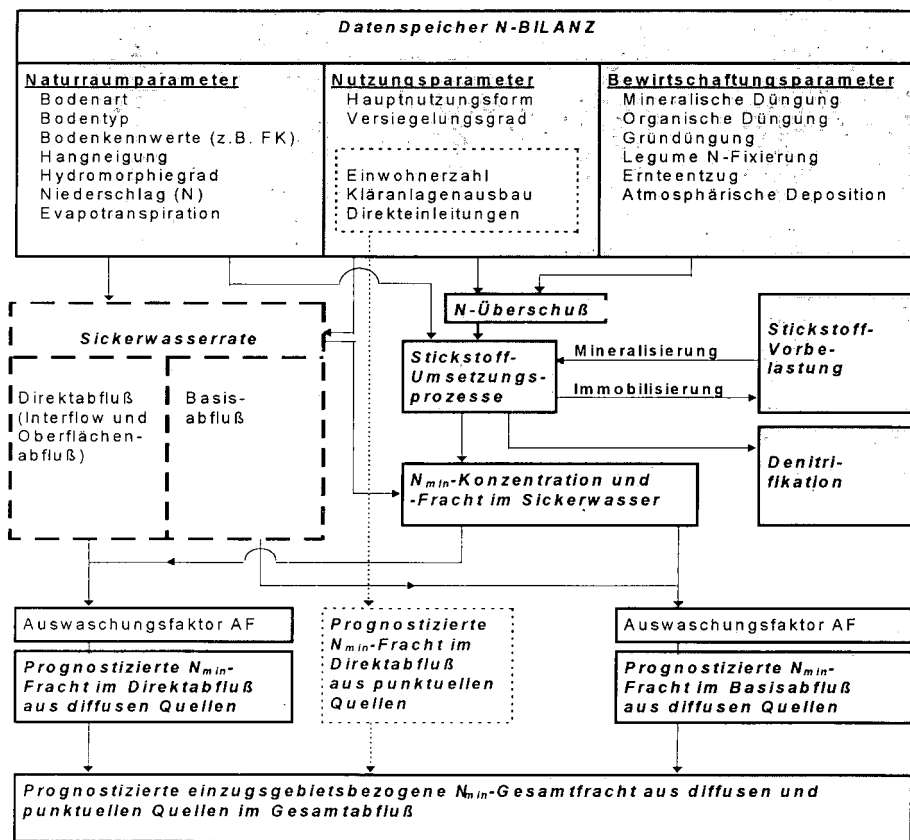
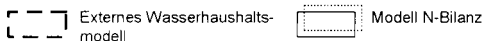


Abb. 1: Vereinfachtes Ablaufschema der Modellierung in N-BILANZ



Die Ableitung der N-Nachlieferung (Netto-Mineralisation) aus dem Boden für landwirtschaftlich genutzte Flächen erfolgt nach SML (1997) anhand von Boden- und Fruchtart. Durch Berücksichtigung standortspezifischer Indikatoren (Hydromorphiegrad, Hangneigung und Exposition) werden die Raten der N-Nachlieferung in einem Schwankungsbereich von 10-20 kg N/ha variiert. Die sich ergebenden Raten für die Hauptgruppe der Sande (ohne Su3, Su4) zeigt beispielhaft Tab. 1.

Tab. 1: N-Nachlieferung [kg N/ha] während der Vegetationszeit für Fruchtartengruppen (GEBEL, 1999, verändert nach SML, 1998; * nur bei Hangneigung $\geq 3^\circ$)

Fruchtartengruppe	N _{min} -Nachlieferung in Abhängigkeit von Bodenart, Hydromorphiegrad und Exposition* in kg/ha				
	Ss, Sl2, Sl3, Su2, St2 nach AG BODEN (1994)				
	Min.	Max.	terrestrisch.	halbhydromorph	hydromorph
WW, WG, WR, SG	0	10	7,5 ± 2,5	5 ± 2,5	2,5 ± 2,5
R, ÖL	10	30	25 ± 5	20 ± 5	15 ± 5
SM, KM, K	20	40	35 ± 5	30 ± 5	25 ± 5
SB	30	50	45 ± 5	40 ± 5	35 ± 5
HF	50	70	65 ± 5	60 ± 5	55 ± 5

Ausgewählte Ergebnisse

Abb. 2 (linke Seite) verdeutlicht den Zusammenhang zwischen den Substrateigenschaften sowie dem N-Überschuß, dem N_{min}-Depot (N-Nachlieferung), der Denitrifikationsrate und den sich ergebenden N_{min}-Frachten im Einzugsgebiet der Großen Röder (rasterelementbezogen). Dementsprechend erhöht sich die N-Nachlieferung aus dem organischen N-Vorrat des Bodens mit steigendem Feinkornanteil, die N-Überschüsse verringern sich dagegen deutlich, was auf die moderatere Düngungspraxis auf diesen Flächen zurückzuführen sein dürfte. Die Denitrifikationsraten steigen ebenfalls auf feinkörnigerem Substrat an, was durch die tendenziell höheren Stauereigenschaften der Lößböden erklärt werden kann. Die Höhe der N_{min}-Frachten auf der Fläche zeigen keine klare Abhängigkeit vom Substrat, da sich Düngungsintensität, Höhe der N-Nachlieferung und Denitrifikationsraten eher auszugleichen scheinen. Abb. 2 (rechte Seite) betrachtet die gleichen Ergebnisparameter in ihrem Verhältnis zum Hydromorphiegrad. Dabei wird deutlich, daß dieser einen signifikanten Einfluß auf die Modellergebnisse ausübt. Terrestrische Standortgegebenheiten sind im Gegensatz zu hydromorphen und halbhydromorphen durch vergleichsweise hohe N-Nachlieferungen, geringe Denitrifikationsraten und hohe N_{min}-Frachten gekennzeichnet.

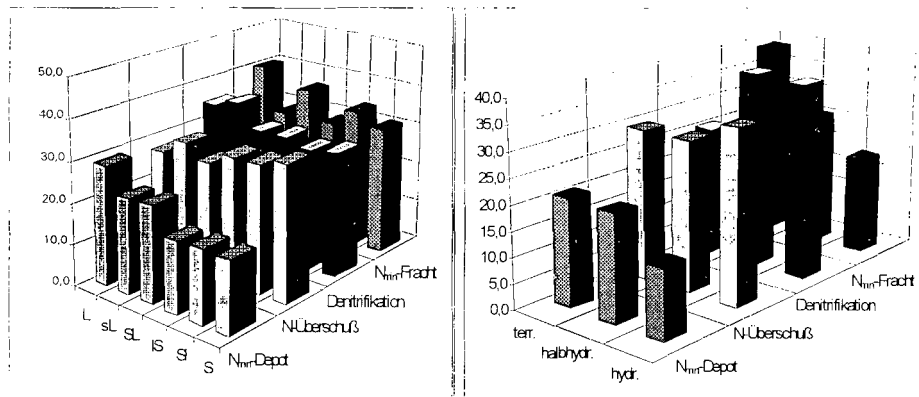


Abb. 2: Mittelwerte für N_{min}-DEPOT, N-Überschuß, Denitrifikationsrate und N_{min}-Fracht in Abhängigkeit von der Bodenart (links) und dem Hydromorphiegrad (rechts)

Schlußbetrachtung

Das Hauptziel der mesoskaligen Modellierung mit N-BILANZ besteht in der Erfassung von Stoffbilanzen, die die Ein- und Austragsituation sowie die systeminternen Umsetzungs- und Speicherprozesse für ein Gebiet über einen längeren Zeitraum widerspiegeln.

Die grundsätzlichen Aspekte, die bei der Wahl des methodischen Ansatzes beachtet worden sind, können wie folgt zusammengestellt werden. Sie bestimmen letztlich Anwendungsmöglichkeiten und Grenzen von N-BILANZ (vgl. GRUNEWALD ET AL., 1998b; GEBEL, 1999):

- Der Modellierungsansatz soll möglichst einfach und anwenderfreundlich konzipiert sein, um umsetzungsorientiertes Arbeiten zu gewährleisten.
- Die Modellierung soll möglichst auf allgemein verfügbaren Daten aufbauen und flächendeckend durchführbar sein.
- Die Modellierung bezieht sich sowohl in zeitlicher, räumlicher als auch in stofflicher Hinsicht auf mittlere Systemzustände und -beziehungen. Unterschiedliche Raum- und Zeitbezüge für die flächenhaft zu erhebenden Indikatorparameter werden akzeptiert.
- N-Umsatzprozesse werden durch möglichst einfach zu bestimmende und flächenhaft abzubildende Indikatoren simuliert.
- Der Kausalzusammenhang zwischen dem N-Eintrag in das Gewässersystem und möglichen Steuergrößen / Verursachern muß herstellbar sein, um entsprechende Handlungsempfehlungen ableiten zu können.
- Die Einbeziehung von Bewirtschaftungsdaten muß den datenschutzrechtlichen Bestimmungen Rechnung tragen. Die erreichbare Auflösungsschärfe der Datenlage bestimmt damit auch die höchstmögliche Komplexität des Modellansatzes.
- Punktuelle N-Einträge sollen zumindest grob erfaßt werden, um dem Anwender die Ermittlung von N-Gesamtbilanzen zu ermöglichen.

Abschließend kann das Modell N-BILANZ als praktikables und methodisch fundiertes Instrument zur Ableitung von N-Einträgen in die Gewässersysteme für größere Gebietseinheiten angesehen werden. Seine Anwendung in der vorliegenden Version ist insbesondere für Naturraumeinheiten des Tieflandes bzw. Berg- und Hügellandes mit überwiegend landwirtschaftlicher Flächennutzung zu empfehlen.

Dies bestätigen auch die mittlerweile erfolgten bzw. zur Zeit ablaufenden Anwendungen in den Flußgebieten Schwarzer Schöps (MANNSELD ET AL., 1998) und Jahna im Auftrag des LfUG Sachsens. Eine Verfügbarkeit der überarbeiteten Version von N-BILANZ als Excel-Modul für die allgemeine Anwendung ist für die nahe Zukunft geplant.

Literatur

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover

GEBEL, M. (1999): Mesoskalige Modellierung von N-Einträgen in Gewässersysteme in Sachsen - Anforderungen an Datengrundlage, Aussageschärfe und Umsetzbarkeit (im Druck), Leipziger Geowissenschaften, Leipzig

GRUNEWALD, K., MANNSELD, K., GEBEL, M. (1998): Raum-zeitliche Maßstabsprobleme und deren Ergebnisrelevanz - dargestellt am Beispiel der Quantifizierung diffuser Stoffeinträge in Oberflächengewässer. In: STEINHARDT, U. & VOLK, M. [Hrsg.]: Regionalisierung in der Landschaftsökologie: Forschung - Planung - Praxis. UFZ-Leipzig-Halle GmbH: 180-193, Teubner-Verlag, Stuttgart, Leipzig

MANNSELD, K., GRUNEWALD, K., GEBEL, M., FRIESE, H. (1998): Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer - Beispielbearbeitungen in den Flußgebieten Große Röder und Schwarzer Schöps. Materialien zur Wasserwirtschaft, Landesamt für Umwelt und Geologie d. Freistaates Sachsen [Hrsg.], Dresden

SML (1997) [Hrsg.]: Ordnungsgemäßer Einsatz von Düngern entsprechend der Düngeverordnung. Staatsministerium f. Landwirtschaft, Ernährung und Forsten d. Freistaates Sachsen, Dresden

Schadstoffbelastung von Böden in Kleingartenanlagen im Stadtgebiet Wuppertals

von

GIERSE, R.

1. Einleitung

In den Jahren 1990/91 wurde im Wuppertaler Stadtgebiet ein Bodenmeßprogramm durchgeführt, um die Schadstoffbelastung der Böden mit Schwermetallen und Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) zu ermitteln. Die Bodenuntersuchungen wurden auf den Nutzungstypen Wald, Acker, Grünland, Haus- und Ziergärten, Gewerbe- und Industrieflächen sowie Klein- und Wohngärten durchgeführt. Es zeigte sich, dass Gärten häufig mit Schadstoffen belastet sind und die damals vorhandene Bewertungsmaßstäbe (Schwellenwerte der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW sowie Bodenwerte nach Eikmann/Kloke) häufig überschritten wurden. Aufgrund dieser Ergebnisse und der sensiblen Nutzung hat die Stadt Wuppertal ein eigenständiges Untersuchungsprogramm für Kleingartenanlagen entwickelt. Ziel war es, die Belastung einzelner Kleingartenanlagen zu ermitteln, entsprechende Maßnahmen zu ergreifen und den Kleingärtnern Handlungsempfehlungen zu geben, um die Aufnahme von Schadstoffen zu reduzieren.

2. Methodik

2.1 Auswahl der Kleingartenanlagen

Nicht erst durch die Ergebnisse des Bodenmessprogramms ist bekannt, dass sich die Belastungssituation in den einzelnen Kleingartenanlagen erheblich unterscheiden. Untergrundbeschaffenheit (z. B. technogene Substrate), Hintergrundbelastung, Lage auf einer Altablagerung oder Alter der Kleingartenanlage sind Parameter, die jeder Kleingartenanlage ihr eigenes Schadstoff-Gepräge geben.

Aus finanziellen Gründen war es nicht möglich, alle Kleingartenanlagen mit einem angemessenen Probenumfang zu untersuchen, so dass eine Prioritätenliste mit potentiell belasteten Kleingartenanlagen erstellt wurde. Folgende Auswahlkriterien kamen dabei zum Tragen:

- Lage auf bzw. im Einflussbereich von Altablagerungsflächen
- Alter der Kleingartenanlagen
- Lage in Räumen regionaler Schwermetallbelastung
- Lage im direkten Einflussbereich relevanter Verkehrswege (z. B. BAB)
- Lage im (chemaligen) Einflussbereich von Auenüberflutungen

2.2 Probenahme

Da nicht alle Parzellen untersucht werden konnten, erfolgte eine stufenweise Probenahme im Gelände. Sie sollte möglichst repräsentative Ergebnisse für die jeweilige Anlage liefern und darüber hinaus aber auch Besonderheiten erfassen.

Auswahl der Probenahmestandorte / Vorkartierung

Eine Vorkartierung über Pürckhauer-Bohrungen bis zur Bohrstockendteufe (1m unter GOK) in den zu untersuchenden Kleingartenanlagen sollte helfen, möglichst repräsentative, aber auch potentiell belastete Probenahmestandorte innerhalb der Anlage zu finden. Bei der Vorkartierung wurden je 10 Parzellen 3 Einstiche vorgenommen, wobei die Einstichpunkte für die Vorkartierung

- möglichst gleichmäßig auf dem Kleingartengelände verteilt und
- bei entsprechender Information im Überschneidungsbereich von Altablagerungen- und Altstandortverdachtsflächen lagen.

Die endgültige Festlegung der Probenahmestandorte und ihrer Anzahl erfolgte nach Größe der Anlage und Inhomogenität der Flächen.

Bodenkartierung / Probenahme

Die zu beprobenden Parzellen wurden lagemäßig eingemessen und auf Karten markiert. Die Untersuchung begann mit einer Bodenansprache bis zur Bohrstockendteufe wobei die „Bodenkundliche Kartieranleitung“ (AG BODENKUNDE 1982) und bei anthropogen stark überformten Böden die „Kartierung von Stadtböden“ (UBA 1989) herangezogen wurde. Im Protokoll wurden Aussagen zu folgenden Punkten gemacht:

- Standortbeschreibung nach Lage, Relief, Neigung, Exposition, Bodennutzung, Geologie/Pedologie und Bodentyp
- Profilbeschreibung nach Horizont, Bodenart, Skelettanteil, Carbonatgehalt, Farbe, anthropogene Substrate

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte über eine Bodenmischprobe (Pürckhauer-Bohrstock; 15-25 Einstiche; ca. 1000 g) aus dem humosen Oberboden (max. 30 cm) und an ausgewählten Standorten auch aus dem Unterboden. Alle 3-10 Parzellen (je nach Größe der Anlage variierend) wurde eine Oberbodenprobe entnommen.

Probenaufbereitung

Die Bodenproben wurden für die Folgeanalytik entsprechend aufbereitet:

- Lufttrocknung / Trockensubstanzbestimmung
- Siebung (< 2mm) / Bestimmung des Skelettanteils
- Homogenisierung.

2.3 Chemische Analytik

Die Metalle Blei, Cadmium, Kupfer, Chrom sowie die PAK wurden entsprechend der vorhandenen Normen und Richtlinien von einem zertifizierten Labor (Euro-Norm 45000) bestimmt. Der pH-Wert im CaCl_2 -Extrakt und die organische Substanz (Glühverlust) als allgemeine Bodenparameter wurden zusätzlich ermittelt.

2.4 Nachuntersuchung

Intention einer evtl. Nachuntersuchung war eine Differenzierung der Belastungsverhältnisse auf den Standorten, die aufgrund der Erstuntersuchung erhöhte Belastungen zeigten. Ziel war es, die Schadensquelle über Bohrungen und Bodenanalysen genauer einzugrenzen.

Zur Ermittlung des realen pflanzenverfügbaren Anteils der Boden-Schwermetalle wurde in Einzelfällen eine NH_4NO_3 -Extraktion an den zurückgestellten Bodenproben durchgeführt.

3. Ergebnisse

Von 1992 bis 1998 wurden insgesamt 89 Kleingartenanlagen mit ca. 5500 Parzellen in das Untersuchungsprogramm einbezogen. Hierbei wurden auf 696/201 von insgesamt ca. 5500 Parzellen Mischproben aus dem humosen Oberboden/Unterboden entnommen und im Labor auf Schadstoffe analysiert. Durch zusätzliche Nachuntersuchungen wurden nochmals 77 Oberbodenproben in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

In der Tabelle 1 sind einige statistische Kenngrößen des humosen Oberbodens dargestellt. Beim Benzo(a)Pyren und beim Blei ist der weite Abstand zwischen Mittelwert und Median auffällig. Dies ist durch viele Spitzenwerte (s. Maximum und 90 Perzentil) bei diesen beiden Schadstoffen zu begründen. Auch die Standardabweichung ist sehr groß, was auf eine große Heterogenität des Materials schließen läßt.

Diese Unterschiede fallen beim Unterboden noch deutlicher aus. Während die Mittelwerte gegenüber dem Oberboden geringfügig niedriger sind, so treten die Unterschiede beim Median doch sehr deutlich hervor. Auch die Standardabweichung ist z. T. deutlich höher.

Tabelle 1: Statistische Kenngrößen im humosen Oberboden (in mg/kg)

Oberboden	BAP ¹⁾	Cadmium	Blei
Mittelwert	0,76	1,11	185
Median	0,38	1,00	124
Standardabweichung	1,29	0,69	263
75 Perzentil	0,95	1,30	196
90 Perzentil	1,94	1,78	336
Maximum	18,51	9,10	3270
N	642	696	696

Tabelle 2: Statistische Kenngrößen im Unterboden (in mg/kg)

Unterboden	BAP ¹⁾	Cadmium	Blei
Mittelwert	0,62	0,82	152,69
Median	0,11	0,45	58,30
Standardabweichung	1,61	2,02	618,26
75 Perzentil	0,52	0,70	102,75
90 Perzentil	1,733	1,30	195,30
Maximum	14,34	19,40	7350,00
N	146	152	152

1) BAP=Benz(a)Pyren

4. Bewertung

Für die Beurteilung wurden bis zur Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) die Bodenwerte nach Eikmann/Kloke sowie die Schwellenwerte der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) NRW herangezogen. Seit dem Inkrafttreten der BBodSchV am 12.7.99 erfolgt die Beurteilung der Schadstoffgehalte anhand der dort aufgeführten Prüfwerte. In der Verordnung fand der integrative Aufnahmepfad bei einer Kleingartennutzung (Boden → Mensch; Boden → Pflanze → Mensch) keine Beachtung. Daher wurde eine eigene Bewertungs- und Prüfmatrix entwickelt, aus der auch die notwendigen Handlungsempfehlungen abgeleitet werden können (s. Tab. 3).

Die Prüfwerte „Multi-funktional“ als erste Beurteilungsgrundlage werden auf 205 von 696 Parzellen überschritten. Werden die Kleingartenparzellen nicht als intensive Spielfläche für Kleinkinder genutzt und findet auch kein Nahrungsmittelanbau statt, so reduziert sich die Zahl der belasteten Parzellen auf 57. Der Schadstoff mit

den meisten Prüfwertüberschreitungen ist das Blei, gefolgt vom Benz(a)Pyren und dem Cadmium. Das Schwermetall Cadmium zeigt dabei nur dann Prüfwertüberschreitungen, wenn Nahrungsmittel angebaut werden (s. Abb. 1).

Tabelle 3: Prüfwerte in mg/kg für verschiedene Nutzungsszenarien in Kleingartenanlagen

Schadstoff	Multi-funktional	Spielflächen	Wohngelände incl. Hausgärten		Park-/ Freizeit-anlagen (Grünanlagen)
			Pflanzenanbau		
			mit	ohne	
Blei	200	200	400	400	1000
Cadmium	2	10	2	20	50
BAP ¹⁾	2	2	2	4	10

1) BAP=Benz(a)Pyren

Von den untersuchten 89 Kleingartenanlagen sind nur 20 Anlagen ohne irgendeine Prüfwertüberschreitungen. Dementsprechend sind 69 Kleingartenanlagen als belastet einzustufen, wobei 34 Anlagen lediglich Überschreitungen der Prüfwerte für Spielflächen und Hausgärten mit Nahrungsmittelanbau zeigen. In 35 Anlagen wurden dagegen Überschreitungen der Prüfwerte für Hausgärten ohne Nahrungsmittelanbau nachgewiesen (= stark belastet).

Belastungsursachen

Die Ergebnisse zeigen, dass die Einzelparzellen innerhalb einer Kleingartenanlage gemäß den Gewohnheiten und Gepflogenheiten der Gartennutzer ein hohes Maß an Individualität besitzen und z. T. sehr unterschiedlich belastet sind. Wesentliche Einflussfaktoren für eine hohe Belastung sind das Alter der Kleingartenanlage sowie das Vorhandensein einer großflächigen Altlastenverdachtsfläche. Andere Faktoren wie flächenhafte Emissio-

den oder die Lage entlang einer stark befahrenen Straße treten dagegen in den Hintergrund und tragen zu einer Grundbelastung bei.

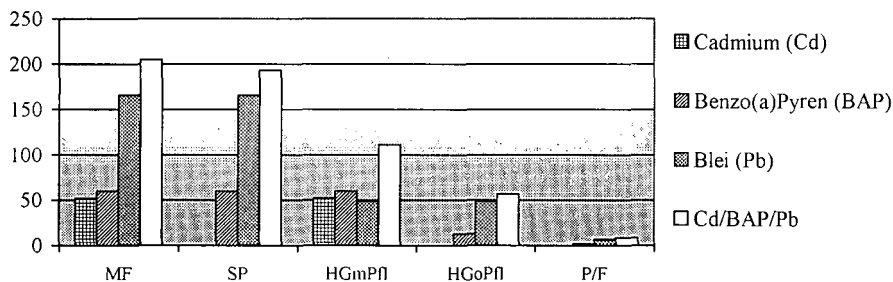


Abbildung 1: Anzahl der Prüfwertüberschreitungen (Gesamtanzahl der Parzellen=696) im humosen Oberboden von Kleingartenanlagen für verschieden Nutzungen (MF = Multifunktional; SP = Spielflächen; HGmPfl = Hausgärten mit Pflanzenanbau; HGoPfl = Hausgärten ohne Pflanzenanbau; P/F = Park-/Freizeitflächen

Alle sechs flächenhaft stark belasteten Kleingartenanlagen liegen auf einer Altblagerung mit einem geringen Auftrag humosen Oberbodens. In alten Kleingartenanlagen (Alter > 50 Jahre) ist die Schadstoffverteilung im Boden sehr unterschiedlich. Die meisten Parzellen zeigen keine Belastungen, wogegen einzelne Parzellen durchaus sehr hohe Schadstoffgehalte aufweisen. Dies ist durch die jahrzehntelange individuelle Nutzung durch den jeweiligen Pächter zu begründen. Zum Teil wurden regelmäßig zur Bodenverbesserung Aschen aus den Öfen der Gartenlauben auf den Böden entsorgt, was zu einer Anreicherung mit Schadstoffen geführt hat.

5. Maßnahmen

Aus den Untersuchungsergebnissen wurden konkrete Maßnahmen und Handlungsempfehlungen für die Nutzer und Eigentümer abgeleitet. Diese beziehen sich auf folgende Punkte:

- Bodenmeliorationen (pH-Wert)
- Nutzungseinschränkungen
- Nahrungsmittelzubereitung
- Abfallrechtliche Empfehlungen nach der LAGA-Liste
- Vermeidung von Schadstoffeinträgen

Darüber hinaus wurden Empfehlungen für den Eigentümer (meistens die Stadt) gegeben. Dieses waren

- Sanierungsmaßnahmen und
- Empfehlungen für evtl. notwendige Nachuntersuchungen.

Literatur:

BANG, M.: GIERSE, R.: Bodenbericht, Stadt Wuppertal, 1993.

GIERSE, R.: Schadstoffkataster der Stadt Wuppertal. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 80, 69-72, 1996.

EIKMANN, T.: KLOKE, A.: Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.) Bodenschutz, Berlin, 1991.

KÖNIG, W.: Untersuchung und Beurteilung von Kulturböden bei der Gefährdungsabschätzung von Altlasten. In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.) Bodenschutz, Berlin, 1990.

LANDESGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen. In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.) Bodenschutz, Berlin, 1994.

Untersuchungen zu PSM-Einträgen in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlichen Anwendungen im Einzugsgebiet des Speichers Radeburg II

K. Grunewald¹, G. Hanschmann², W. Schmidt³ & C. Unger¹

1. Veranlassung und Zielstellung

Die Strategie eines ganzheitlichen und nachhaltigen Gewässerschutzes erfordert in zunehmendem Maße eine Verstärkung der Bemühungen zur Vermeidung bzw. Verminderung von Belastungen der Gewässer aus diffusen Quellen, wobei die Problematik der Flächennutzung eine zentrale Fragestellung einnimmt.

Die Wasserbeschaffenheit des Speichers Radeburg II wurde Mitte der 90er Jahre als hochbelastet und hocheutroph eingestuft. Neben hohen Phosphorkonzentrationen ergaben die seit 1991 durchgeführten Untersuchungen des Speicherwassers durch die Landestalsperrenverwaltung Sachsen (LTV) Belastungen mit Simazin, Atrazin, Terbutylazin, Isoproturon, Metazachlor und Dichlorprop (Pütz et al., 1999).

Das Hauptziel der seit 1996 vereinbarten Forschungsprojekte zwischen der LTV und dem Institut für Geographie der TU Dresden ist die Differenzierung und Quantifizierung der Stoffeinträge im natürlichen Einzugsgebiet des Speicher Radeburg II.

2. Untersuchungsansätze

2.1 PSM in den Fließgewässern

Über den Zeitraum I/1996 bis XII/1997 wurden die Einträge von PSM aus diffusen Quellen in den Teileinzugsgebieten des Speichers Radeburg II untersucht. An vier Meßstellen der Einzugsgebiete Post-, Dobra-, Grund- und Springbach (s. Abb. 1: PB1, DB1, GB, SB1) erfolgten dazu monatliche Entnahmen von Wasserproben sowie ihre Analyse im Labor auf Triazine, chlororganische Biozide u.a. Wirkstoffe. Zur Anwendung kam die Festphasenanreicherung der Wirkstoffe, mit Ausnahme der Halogenessigsäuren, die mit Methyl-t-Butyl-Ether extrahiert wurden. Die Derivatisierung der polaren aciden Stoffe erfolgte mit Diazomethan. Für die Analytik wurde die gaschromatographische Trennung mit selektiver Detektion (Stickstoff-Phosphor-selektiver Detektor - NPD bzw. Electron Cepture Detector - ECD) und im Fall der Phenylharnstoffwirkstoffe die Flüssigchromatographie mit Diolen Array Detector (DAD) verwendet.

2.2 Untersuchungen zum Glyphosat und seinem Hauptabbauprodukt Aminomethylphosphonsäure (AMPA)

Nachdem im Speicher das Herbizid Glyphosat und dessen Abbauprodukt AMPA gefunden wurden, bezog sich 1998 die monatliche Beprobung der Meßstellen Postbach, Dobrabach (DB2), Grundbach und Springbach (SB2) auf diese Wirkstoffe. Im Mittelpunkt des Interesses stand die Untersuchung des Zusammenhanges zwischen der Herbizidanwendung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen und dem Vorkommen der Stoffe in den Oberflächengewässern. Aus der Untersuchung einer im Mai 1998 behandelten Fläche am Speicher sollten Erkenntnisse zum Abbauverhalten von Glyphosat und

¹ Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, 01062 Dresden

² Sächs. Landesanstalt für Landwirtschaft, FB Landw. Untersuchungen (LUFA), PF 221161, 04131 Leipzig

³ Technologiezentrum Wasser (TZW), Außenstelle Dresden, Scharfenberger Str. 152, 01139 Dresden

AMPA im Boden sowie die Verlagerungsmöglichkeit mit dem Sickerwasserstrom in den Unterboden, das Grundwasser bzw. den angrenzenden Speicher gewonnen werden. Zu diesem Zwecke wurden Boden, Bodenwasserproben und Grundwasserproben entnommen und auf die Wirkstoffe analysiert.

Parallel zu diesen Beprobungen erfolgte die Untersuchung einer im Sommer 1998 ebenfalls mit Glyphosat behandelten, schwach geneigten Fläche über sechs Monate. Bodenproben des Unter- und Oberhangs sowie Proben des Wassers bzw. Sedimentes eines im Abstrom der Fläche befindlichen Grabens sollten zu Aussagen über die möglicherweise partikelgebundene Verlagerung der Stoffe führen.

Die Rückstände von Glyphosat und AMPA wurden vor der Bestimmung aus den Bodenproben mit Ammoniaklösung extrahiert bzw. aus den Wasserproben filtriert. Anschließend erfolgte über eine Zugabe von Salzsäure die Einstellung der pH-Werte des Extraktes bzw. Filtrates auf 2,0. Mittels eines mit Eisen beladenen Chelex-1000-Ligandenaustauscherharzes konnten dann die Wirkstoffe isoliert sowie die Eisen(III)-Ionen über einen Anionenaustauscher entfernt werden. Mit einem Fluoreszenzdetektor erfolgte hochdruckflüssigchromatographisch die Endbestimmung von Glyphosat und AMPA.

3. Charakteristik des Untersuchungsraumes

3.1 Speicher Radeburg II

- nordwestlich von Radeburg bei Dresden gelegen
- 1953 zu Zwecken des Hochwasserschutzes, der Niedrigwassererhöhung sowie der Bereitstellung von Brauchwasser angelegt
- Uferfiltrat dient der Trinkwasseraufbereitung, Brunnengalerie westlich der A 13
- bei Hochwasser Überleitung von Wasser über einen Kanal vom Speicher I zum Speicher II

3.2 Natürliches Einzugsgebiet des Speichers Radeburg II

- welliger Tieflandscharakter bei Höhen zwischen 145 und 250 m NN
- langjähriges Mittel des Niederschlages: 636 mm/a; Jahresmitteltemperatur: 8,6°C; ETP nach TURC/IVANOV: 548 mm/a
- relativ nährstoffarme Böden auf sandig-kiesigen Schotterplatten, teilweise durch Löß aufgewertet (Braunerden, Gleye, Podsole)
- Dominanz der landwirtschaftlichen Nutzung in den Teileinzugsgebieten Post-, Dobra- und Grundbach; Forstwirtschaft im Gebiet des Springbaches

4. Ergebnisse

4.1 PSM in den Teileinzugsgebieten des Speichers

In fast der Hälfte aller Wasserproben wurden PSM nachgewiesen, wobei insgesamt 10 verschiedene Wirkstoffe und -Metabolite auftraten (Tab. 1). Es dominieren die aktuell im Getreidebau angewendeten Herbizide Isoproturon, Prometryn, Terbutylazin, Chlortoluron. Aber auch früher ausgebrachte, persistente Substanzen (δ -HCH, PCB) sind häufiger nachweisbar.

Tab. 1 PSM-Nachweise und -Konzentrationen in Teileinzugsgebieten des Speichers Radeburg II 1995-1997

Meßstelle	Analysierte Proben davon mit PSM-Nachweisen					Konzentration der Positivbefunde [$\Sigma \mu\text{g/l}$]			
	gesamt	ohne	1	2-4	> 4	< 0,1	0,1-0,5	0,5-2,0	> 2,0
Postbach (PB)	22	6	5	11	0	4	7	3	2
Dobrabach I (DB I)	22	11	10	1	0	8	2	0	1
Grundbach (GB)	22	18	4	0	0	3	0	1	0
Springbach I (SB I)	22	18	3	1	0	4	0	0	0

Die PSM-Nachweise in den Teileinzugsgebieten nehmen mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung zu (PB>DB>GB>SB). PSM-Wirkstoffe wurden bei sehr hohen, mittleren, aber auch niedrigen Abflüssen nachgewiesen. Isoproturon und Chlortoluron traten insbesondere in den Wintermonaten häufig und in erhöhten Konzentrationen auf. Eine Bilanzierung für Isoproturon ergab, daß nur ca. 0,1% der Aufwandsmenge mit dem Oberflächenwasser des Postbaches ausgetragen wurde (Grunewald et al., 1998).

4.2 Zum Verhalten von Glyphosat und AMPA im Einzugsgebiet

Wirkstoffrückstände in den Teileinzugsgebieten

- Springbach und Postbach: Von Januar bis Juli 1998 ergaben sich keine Befunde, danach wurden die Meßreihen abgebrochen.
- Grundbach: Im Februar konnte AMPA nachgewiesen werden, die Analysen aller anderen Monate waren ohne Wirkstoffnachweis.
- Dobrabach: Zwischen April und November enthielten die Wasserproben kontinuierlich Glyphosat und AMPA. Im Einzugsgebiet wurden mehrere landwirtschaftliche Schläge mit Glyphosat behandelt

Verhalten von Glyphosat und AMPA in den Böden

- zeitliches Abbauverhalten: Ein Abbau von Glyphosat und AMPA in den Böden der Flächen bei Zschorna und Dobra vollzog sich zwischen 242 bzw. 153 Tagen. Die Zerfallskurven verfolgen eine Kinetik erster Ordnung, es ergaben sich Halbwertszeiten von 11 und 17 Tagen (Dobra).
- stoffliche Verlagerung: Eine Grundwasserbeeinträchtigung oder der Transport der Wirkstoffe in gelöster Form mit dem Sickerwasserstrom oder dem hypodermischen Abfluß konnte nicht nachgewiesen werden. Dagegen deutete sich eine partikelgebundene Verlagerung der Wirkstoffe sowohl vertikal als auch lateral an (Grunewald et al., 1999).

5. Schlußfolgerungen und Ausblick

In den Oberflächengewässern des natürlichen Einzugsgebietes des Speichers Radeburg II sind vor allem in den intensiv durch Getreidebau (Postbach) bzw. durch Jaucheausbringung auf Grünland (Quellgebiet des Dobrabaches) genutzten landwirtschaftlichen Teilgebieten PSM in teilweise hoher Zahl und Konzentration nachweisbar. In Kooperation zwischen der Agrargenossenschaft, der LTV und uns Wissenschaftlern werden dementsprechend Maßnahmen zur Reduzierung diskutiert und umgesetzt. Hingegen besteht in den Teilgebieten Springbach und Grundbach derzeit kein Handlungsbedarf hinsichtlich der PSM-Einträge.

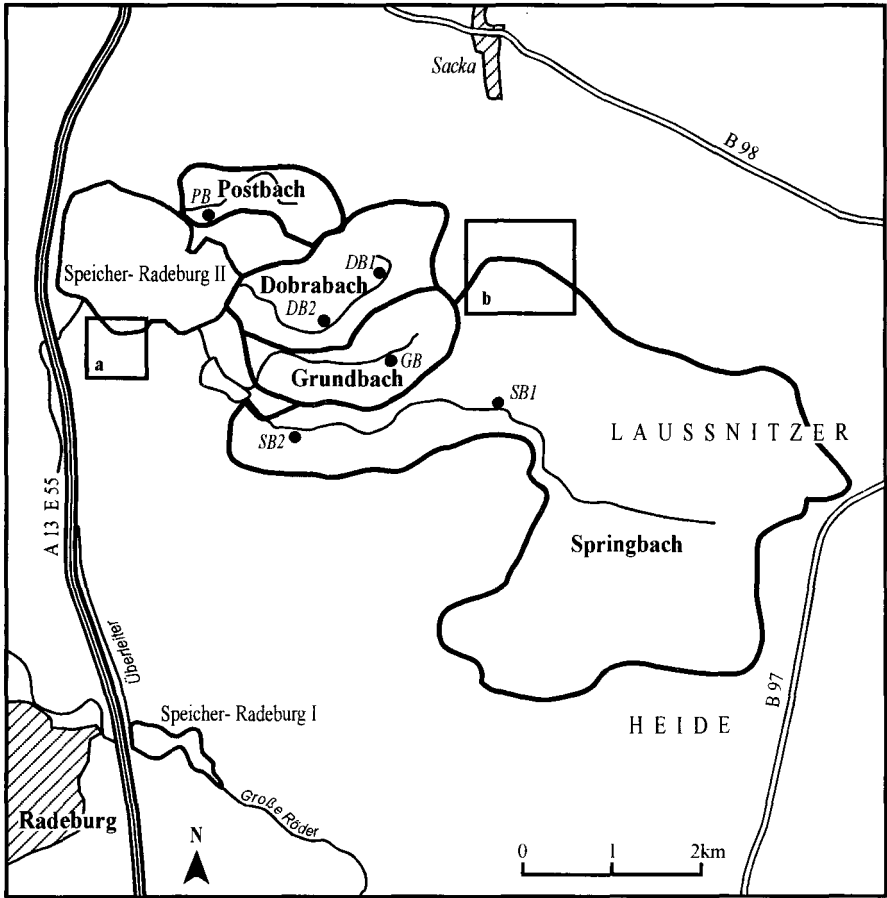
Da für Glyphosat und AMPA ein unmittelbarer Zusammenhang mit der Ausbringung des Herbizids auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nicht eindeutig zu begründen war, soll 1999 durch eine Längsprofiluntersuchung des Dobrabaches geklärt werden, welcher Anteil der Wirkstoffrückstände aus dem Quellgebiet des Dobrabaches (Grünland mit Jauchepplikation), aus der Ortslage Dobra (Kleinanwendungen), aus Abwasserabschwemmungen oder -einleitungen bzw. aus den Überleitungen von Wasser vom Speicher Radeburg I stammen. Des weiteren wird der Wirkstoff Chlorat, der Bestandteil jeglicher Chlorchemie ist, neu in das Untersuchungsprogramm integriert.

Literatur:

Pütz, K.; I. Chorus; K. Grunewald; S. Jähnichen (1999): Wassergütebewirtschaftung eines eutrophen Flachspeichers zur Sicherung unterschiedlicher Nutzungsinteressen, Wasser und Abfall 7-8, S. 14-19

Grunewald, K.; K. Mannsfeld; W. Schmidt (1998): PBSM-Belastung der Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Großen Röder, Zschr. Wasser & Boden, 50. Jg., 11, S. 41-47

Grunewald, K.; G. Hanschmann; W. Schmidt; C. Unger (1999): Untersuchungen zum Abbau und zur Verlagerung von Glyphosat und seinem Hauptabbauprodukt Aminomethylphosphonsäure (AMPA) in Böden und Gewässern des Einzugsgebietes Speicher Radeburg II; Zschr. Die Erde (Manuskript eingereicht)




-  Teileinzugsgebiete
-  Meßstellen
-  Testfläche Zschoma
-  Testfläche Dobra

Abb. 1 Übersicht zum Untersuchungsgebiet Speicher Radeburg II

Digitale Bodenbelastungskarten Wuppertal

Hütter, M.¹⁾; Baller, T.¹⁾; Gierse, R.²⁾

1. Einführung und Naturraum

Digitale Bodenbelastungskarten stellen die Belastung von Böden mit persistenten Schadstoffen (Schwermetalle, PAK und PCB) im Maßstab 1 : 50.000 dar. Das Land Nordrhein-Westfalen fördert ihre Erarbeitung, da Bodenbelastungskarten die naturräumlichen Grundlagen für die Flächennutzungsplanung und die Landschaftsplanung problemorientiert ergänzen.

Der Untersuchungsraum Wuppertal liegt am Nordrand des Bergisch- Sauerländischen Gebirges. Vom südwest-nordöstlich sich erstreckenden Siedlungsband im Tal der Wupper steigt das in sich mäßig reliefierte Gelände von ca. 150 m ü. NN auf ca. 300 m ü. NN nach Norden und auf ca. 330 m im Süden an.

Unter geologischen Aspekten differenziert sich Wuppertal in drei Groseinheiten, den Norden mit oberkarbonischen Schiefertonen und Grauwacken, den mittleren Teil mit vorwiegend mitteldevonischen Massenkalken und den Südtail mit mitteldevonischen Schiefern und Grauwacken. Weite Teile des Grundgebirges sind mit weichseleiszeitlichem Löss oder Lössderivaten überdeckt.

Die vorherrschenden Bodeneinheiten in Wuppertal sind geschichtete Braunerden und Pseudogley-Braunerden aus pleistozänen Schuttdecken und Fließerden.

2. Ursachen stofflicher Bodenbelastung

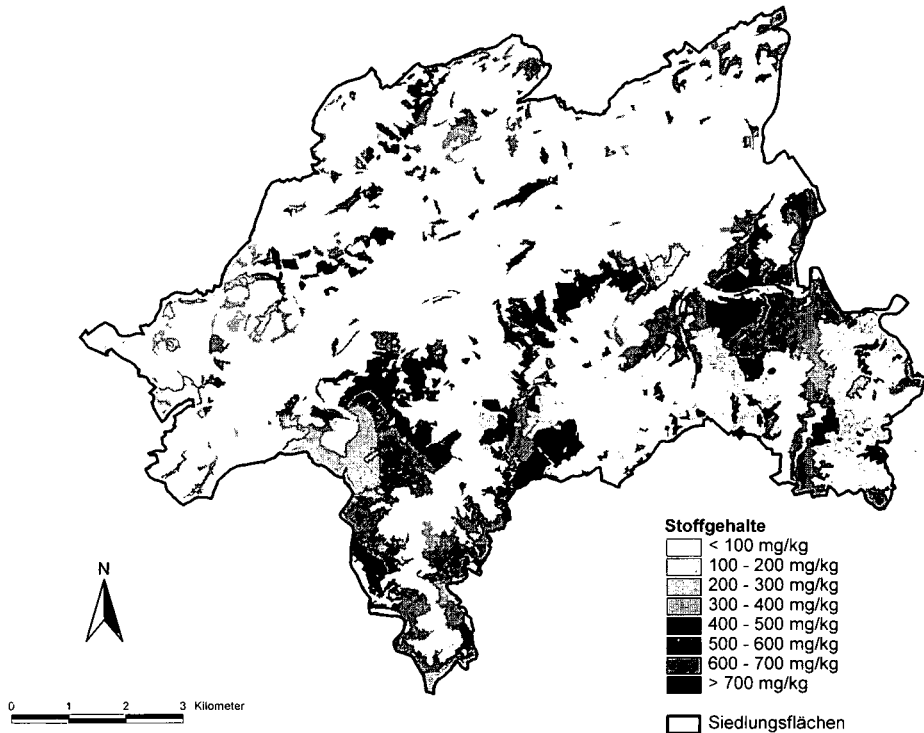
Anlässe zur Untersuchung von stofflichen Bodenbelastungen ergaben sich:

- Aus der Lage des Siedlungsbandes im engen Tal der Wupper mit einer verminderten Vermischung und erhöhten Deposition von emittierten, großstadttypischen Schadstoffen
- aus der Frage nach dem Verbleib von Emissionen aus den in Wuppertal ansässigen und traditionsreichen Gewerbezeigen der Textilindustrie (Herstellung und Färberei) im Tal der Wupper

¹⁾ Institut für Stadtökologie & Bodenschutz, Alfred-Herrhausen Str. 44, 58455 Witten

²⁾ Stadt Wuppertal, Ressort Umwelt Grünflächen Forsten, 42269 Wuppertal

Abb. 1: Karte der geschätzten Bleigehalte von Oberböden in Wuppertal



bzw. der Eisengewinnung und -verarbeitung im südlichen Grenzraum zu Remscheid und Solingen (Klingen, Sensen, Sägen)

➤ durch Immissionen aus dem westlich benachbarten Industrie- und Dienstleistungsraum der Rheinachse.

3. Bodenbelastungskarte für Blei

Die in Abbildung 1 dargestellte Bodenbelastungskarte zeigt flächenhaft die geschätzten Bleigehalte von Oberböden, die unter den Nutzungen Acker, Grünland und Wald stehen (zur Datenbasis siehe REINIRKENS, GIERSE, BALLER 1999). Bezüglich der räumlichen Verteilung hoher Konzentrationen des Schwermetalls **Blei** gibt es eine enge Bindung von Gehalten $> 300 \text{ mg/kg TS}$ an Böden unter Waldbestockung, so dass die in mittelgrau dargestellten Flächen allesamt unter forstlicher Nutzung stehen. Dieser Zusammenhang geht auf die starke Ausfilterung von Luftverunreinigungen durch das rauhe Kronendach der Bäume zurück. Hinzu kommt die besondere topographische Lage Wuppertals. Die Kanalisierung des Windfeldes durch das weithin in Hauptwindrichtung (SW-NE) sich erstreckende Tal der Wupper führt zu einer Erhöhung der Schadstoffdeposition an den nord- wie südwärts aufsteigenden Höhen. In den versauerungsbedingt biotisch wenig aktiven Waldböden mit Moder-Auflagen (STAAK & VOSTEEN 1992) werden die zugeführten Schadstoffe kaum durch Bioturbationsprozesse in den Mineralboden eingemischt, so dass Verdünnungseffekte eine nur sehr geringe Rolle spielen.

In landwirtschaftlich genutzten Oberböden hingegen liegen die Bleigehalte auf einem deutlich niedrigeren Niveau ($< 100\text{-}200 \text{ mg/kg TS}$). Dies ist vor allem auf die weitaus geringere atmosphärische Deposition von Schadstoffen zurückzuführen; andererseits führt auch eine durch Bewirtschaftungsmaßnahmen eingestellte schwach saure Bodenreaktion über eine erhöhte Bioturbation zu einer Durchmischung mit weniger belastetem Bodenmaterial. Ackerbaulich genutzte Böden dagegen zeigen als Folge pflugbedingter Durchmischungen eine Verringerung der Schadstoffkonzentration auf Werte meist unter 100 mg/kg TS .

Abwandlungen der nutzungsspezifischen Musterbildung von Bodengehalten an Schwermetallen ergeben sich in Wuppertal durch Sedimentation von metallreichen Substraten im Auenbereich der Wupper und an Fließgewässern im Süden Wuppertals mit ihren traditionsreichen metallverarbeitenden Gewerben.

Eine Bewertung der Bodenbelastung durch Blei für planerische Zwecke auf der Basis von Stoffgehalten legten REINIRKENS, GIERSE, BALLER 1999 vor. Weitere Auswertungen, die über Stoffgehalten hinausgehend auch die Stoffvorräte berücksichtigen, sollen ergänzend vorgenommen werden, um interökosystemare Vergleiche stofflicher Belastungen möglich zu machen.

Literatur

- REINIRKENS, P., GIERSE, R., BALLER, T. (1999): Flächenhafte Darstellung von Bodenbelastungen durch digitale Bodenbelastungskarten für das Stadtgebiet Wuppertals, in diesem Band
- STAAK, J. & VOSTEEN, A. (1992): Maßnahmenprogramm der Stadt Wuppertal zur Verringerung der neuartigen Waldschäden. 90 S. Wuppertal

Ein transpirationsbasiertes Modell zur Prognose der pflanzlichen Cd-Aufnahme

J. Ingwersen, T. Streck und J. Richter¹

Einleitung

Cd gelangt über Klärschlamm, Kompost, Phosphatdünger, atmosphärische Deposition etc. in unsere Böden. Im Boden ist Cd relativ mobil und pflanzenverfügbar. Zudem wirkt Cadmium bereits in geringen Konzentrationen human- und ökotoxisch. In diesem Zusammenhang ist es von besonderer Bedeutung, die Pfade im Boden zu untersuchen und zu verstehen, über die Cd in die menschliche Nahrungskette gelangen kann. Einer der wichtigsten Pfade ist hierbei die Akkumulation von Cd in landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. Das Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung und Überprüfung eines transpirationsbasierten Modells zur Prognose der pflanzlichen Cd-Aufnahme. Die Untersuchung wird exemplarisch für Weizen und Kartoffeln durchgeführt. Als Untersuchungsobjekt dienen die Böden des Abwasserverregnungsgebietes der Stadt Braunschweig. Das Gebiet umfaßt eine Gesamtfläche von 4300 ha, wovon 3000 ha landwirtschaftlich genutzt werden. Die Hauptanbaufrüchte sind Zuckerrüben, Kartoffeln, Winter- und Sommergetreide. 1957 wurde im Bezirk 1, welcher sich im äußersten Süden des Gebiets befindet, mit der Verregnung von kommunalem Abwasser begonnen. Im Laufe der folgenden 9 Jahre wurden die weiteren drei Bezirke in Betrieb genommen. Der Haupteintrag von Cadmium erfolgte bis Mitte der achtziger Jahre. Danach konnten durch den Ausbau der Kläranlage und einer Verschärfung der Einleiterüberwachung die Cd-Frachten drastisch reduziert werden. Der mittlere Cd-Gesamtgehalt liegt heute mit 0.37 mg kg^{-1} deutlich oberhalb des Hintergrundwertes für niedersächsische Sandböden von 0.14 mg kg^{-1} (LABO, 1998), aber dennoch deutlich unterhalb des Grenzwertes der AbfKlärV (1992) von 1 mg kg^{-1} .

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet wurde in $163\,500 \text{ m} \times 500 \text{ m}$ Rasterflächen unterteilt. Auf jeder Rasterfläche wurde aus einem zufällig ausgewählten Schlag ein Bohrkern entnommen. Der Bohrkern hatte einen Durchmesser von 0.07 m und eine Länge von 1.2 m . Durch den großen Durchmesser der Bohrsonde wurde eine verschleppungsfreie Probenahme gewährleistet. Jeder Bohrkern wurde in 10 Schichten (0-30, 30-40, 40-50, ..., 110-120 cm) beprobt. Die Proben wurden bei 40°C getrocknet und auf 2 mm gesiebt. Zusätzlich wurde auf 20 Schlägen jeweils eine Kartoffelpflanze geerntet und an der gleichen Probenstelle eine schichtbezogene Mischprobe aus 3 Bohrungen genommen. Die Kartoffelpflanze wurde in Kraut, Schale und Knolle unterteilt. Das Pflanzenmaterial wurde mit destilliertem Wasser gereinigt, bei 80°C getrocknet und fein zermahlen.

Die Konzentration in der Bodenlösung wurde über folgende Methode angenähert (vgl. Streck und Richter, 1997): 30 g Boden wurde in säuregereinigte 50 mL Polypropylen-Zentrifugenröhrchen eingewogen und mit 30 mL 0.0025 M CaCl_2 versetzt. Die Proben wurden in einem klimatisiertem Raum bei $20 \pm 2^\circ\text{C}$ 24 h überkopf geschüttelt. Danach wurden die Proben 10 min bei 4200 g zentrifugiert und über einen Papierfilter in säuregereinigte 15 mL Polystyrol-Zentrifugenröhrchen überführt. Um eine mögliche Sorption von Cd an die Gefäßwände zu unterbinden, wurde den Proben $500 \mu\text{L}$ 0.8 M $(\text{NH}_4)_2\text{-EDTA}$ zugegeben. Das Pflanzenmaterial wurde in $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ mit Hilfe eines Mikrowellendruckaufschlußgeräts aufgeschlossen. Die Cd-Analytik erfolgte mittels einer Graphitrohr-AAS mit Deuterium-Hintergrundkompensation (AAS 4001, Perkin Elmer). Die Daten über die Cd-Gehalte von Weizen stammen aus Untersuchungen des Abwasserverbandes Braunschweig, die zwischen 1995 und 1998 auf 27 Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt wurden.

Transpirationsbasiertes Modell

Ausgangspunkt des hier vorgestellten Ansatzes ist, daß über die Pflanzenwurzel nur Cd aufgenommen werden kann, welches in der Bodenlösung vorliegt. Freie Cd-Ionen und Cd-Komplexe gelangen zunächst passiv mit dem Transpirationsstrom in den Apoplasten der Wurzel und befinden sich damit im System „Pflanze“. Erst danach kommt es über Biomembranen zu einem symplastischen Weitertransport, der sowohl passiv als auch aktiv sein kann. Unabhängig von der Translokation in der Pflanze kann unter diesen Annahmen für den mittleren Cd-Gehalt in der Trockenmasse \bar{c} (mg kg^{-1}) folgende Gleichung formuliert werden

¹ Institut für Geographie und Geoökologie, Technische Universität Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 D-Braunschweig

$$\bar{c} = \frac{\sum T_i C_i}{TM} = \frac{T}{TM} \sum a_i C_i \quad (1)$$

wobei T (L) die Transpirationsrate und T_i (L) die Transpirationsrate der i -ten Schicht bezeichnen und TM (kg) für die Trockenmasse der Pflanze steht. a_i ist der Anteil der i -ten Schicht an der Transpiration und dementsprechend eine Funktion der Wurzelverteilung. C_i ist die Konzentration in der Bodenlösung der i -ten Schicht. Der Quotient aus T und TM wird als Transpirationskoeffizient TK (L kg⁻¹) bezeichnet. Bierhuizen und Slatyer (1965) konnten zwischen TM und T folgenden pflanzenphysiologischen Zusammenhang herleiten

$$TM = \frac{k}{\Delta e} T \quad (2)$$

wobei Δe (Pa) das mittlere Sättigungsdefizit der Luft während der Hauptvegetationsperiode und der k -Faktor (Pa) eine pflanzenspezifische Konstante ist. Unter Berücksichtigung von Gleichung (2) kann Gleichung (1) geschrieben werden als

$$\bar{c} = \frac{\Delta e}{k} \sum a_i C_i \quad (3)$$

Die Translokation in der Pflanze wird über die empirischen Parameter Q_{SM} und Q_{TM} berücksichtigt. Für Weizen ist Q_{SM} der Quotient aus den Cd-Gehalten des Stroh und des Korns und Q_{TM} der Quotient aus den entsprechenden Trockenmassen. Für den Cd-Gehalt im Korn c_{Korn} (mg kg⁻¹) folgt

$$c_{Korn} = \frac{\bar{c}(1 + Q_{TM})}{1 + Q_{TM}Q_{SM}} = \frac{\Delta e}{k} \frac{(1 + Q_{TM})}{(1 + Q_{TM}Q_{SM})} \sum a_i C_i \quad (4)$$

Eine Hemmung der Cd-Aufnahme aufgrund von Konkurrenz durch andere Kationen X_j kann über eine Erweiterung der Gleichung (3) berücksichtigt werden

$$\bar{c} = \frac{\Delta e}{k} \sum \frac{a_i C_i}{1 + K \sum X_j} \quad (5)$$

wobei K (L mol⁻¹) ein empirischer Parameter ist.

Ergebnisse

Aus der Struktur des Modells lassen sich funktionelle Zusammenhänge ableiten, die zwischen der Cd-Aufnahme und klimatischen sowie pflanzenphysiologischen Bedingungen zu beobachten sein müßten. (1) Da der mittlere Pflanzengehalt eine Funktion des Sättigungsdefizites der Luft ist, müßten in Gebieten mit höheren Sättigungsdefiziten bei sonst gleichen Bedingungen höhere mittlere Pflanzengehalte zu beobachten sein als in Gebieten mit niedrigeren Sättigungsdefiziten (vgl. Abb. 1) und (2) Unterschiede im Akkumulationsverhalten von Pflanzen müßten sich zum Teil durch die unterschiedliche Effizienz ihrer Wassernutzung erklären lassen. Letztere wird durch den k -Faktor einer Pflanze beschrieben. Je weniger Wasser eine Pflanze zur Trockenmassenproduktion benötigt, desto geringer sollte der mittlere Cd-Gehalt in der entsprechenden Trockenmasse sein (vgl. Abb. 1).

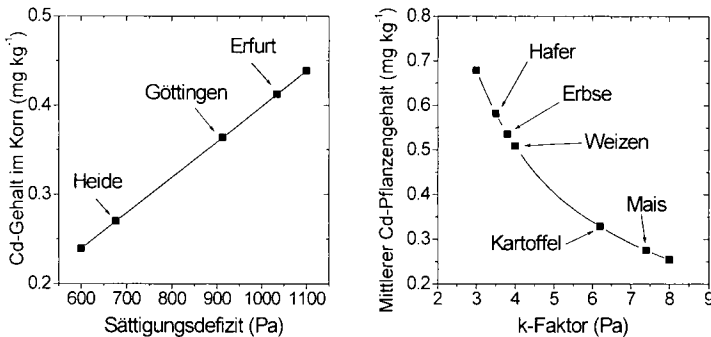


Abbildung 1: Theoretische Effekte des Sättigungsdefizites der Luft und des k -Faktors auf den Cd-Gehalt in Pflanzen. Sowohl die Sättigungsdefizite als auch die k -Faktoren wurden der Arbeit von Ehlers (1996, Tabelle 11.6) entnommen. Alle Berechnungen beziehen sich auf eine Cd-Konzentration im Oberboden von $3 \mu\text{g L}^{-1}$.

Tatsächlich finden sich in der Literatur, im Einklang mit den Modellannahmen, Hinweise auf die Existenz der oben angeführten Zusammenhänge. Lübben (1993) hat im Rahmen seiner Arbeit einen koordinierten Gefäßversuch an fünf verschiedenen Standorten Deutschlands ausgewertet. Trotz gleicher experimenteller Bedingungen zeigten die Pflanzen der Versuchsstandorte zum Teil beträchtliche Unterschiede in ihren Schwermetallgehalten. Lübben (1993) äußert die

Vermutung, dass die verstärkte Schwermetallaufnahme von Pflanzen auf den wärmeren Standorten auf eine erhöhte Wasseraufnahme, bedingt durch eine stärkere Transpiration, zurückzuführen sein könnte. In der gleichen Arbeit wurden auch Cd-Transferfaktoren verschiedener Pflanzenarten bestimmt. Den kleinsten Transferfaktor, d.h. das kleinste Akkumulationsvermögen, hat hiernach Mais mit 0.01-0.5, gefolgt von Erbsen, Hafer und Weizen, die einen Transferfaktor zwischen 0.5 und 1.0 aufweisen. In der gleichen Reihenfolge liegt auch die Effizienz der Wassernutzung. Mais hat in dieser Gruppe mit Abstand den höchsten *k*-Faktor (7.4 Pa) und verfügt damit über die effizienteste Wassernutzung. Die anderen drei Pflanzenarten haben alle recht ähnliche und deutlich kleinere *k*-Faktoren, die zwischen 3.5 und 4.0 Pa variieren (vgl. Abb. 1).

Tabelle 1: Vergleich zwischen den in der Region gemessenen und prognostizierten Cd-Gehalten im Getreidekorn (Winterweizen)

	Messungen	Modell
	mg kg ⁻¹	
Mittelwert	0.194	0.215
Standardabweichung	0.129	0.174
Spannweite	0.05-0.633	0.031-0.866
n (Untersuchungsflächen)	27	163

Messungen erfolgten zwischen 1995 und 1998 (n=43)

Nach den Untersuchungsergebnissen des Abwasserverbandes weist das Weizenkorn im Verregnungsgebiet einen mittleren Cd-Gehalt von 0.194 mg kg⁻¹ auf (vgl. Tabelle 1), wobei die Cd-Gehalte zwischen 0.05 und 0.633 mg kg⁻¹ variieren. Die Standardabweichung beträgt 0.129 mg kg⁻¹. Mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests wurde überprüft, ob die Verteilung der Cd-Gehalte einer Normal- oder Lognormalverteilung folgt. Unter Verwendung der Schranken von Lilliefors (1967) ergibt der Test, daß die Cd-Gehalte lognormal verteilt sind ($\alpha=0.05$). Diese Ergebnisse kann das Modell insgesamt gut nachvollziehen. An den 163 Probennahmepunkten wurde auf der Basis der gemessenen Cd-Lösungskonzentration und eines unabhängigen Parametersatzes (vgl. Tabelle 2) der Cd-Gehalt im Weizenkorn prognostiziert. Die prognostizierten Cd-Gehalte sind ebenfalls lognormal verteilt ($\alpha=0.05$). Das Modell liefert mit 0.215 mg kg⁻¹ einen um etwa 10% größeren Mittelwert. Die Spannweite ist mit 0.03-0.866 mg kg⁻¹ etwas weiter, was sich auch in einer größeren Standardabweichung äußert (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 2: Unabhängig ermittelter Parametersatz für Weizen und Kartoffel

Weizen		
<i>k</i> -Faktor	4.0 Pa	(Ehlers, 1996)
Q_{Mf}	1.17	(Ruhrstickstoff, 1985, S. 307)
Q_{Sf}	1.9	(Lübben, 1993, Tab. 56c)
$a_j / \sum_{i=2}^8 a_i$	0.79 / 0.21 (Meuser et al., 1985)	
Δe	859 Pa	(Wetterstation BS-Völkenrode; Ehlers (1989))
Kartoffel		
<i>k</i> -Faktor	6.2 Pa	(Ehlers, 1996)
$a_j / \sum_{i=2}^8 a_i$	0.97 / 0.03 (Schmidtke et al., 1999)	
Δe	859 Pa	(Wetterstation BS-Völkenrode; Ehlers (1989))

Am Beispiel der Kartoffel wurde geprüft, ob das Modell auch zur Prognose der lokalen Cd-Aufnahme geeignet ist. Der mittlere Cd-Gehalt der 20 untersuchten Kartoffelpflanzen wurde auf der Basis der gemessenen Cd-Lösungskonzentration und des in Tabelle 2 angegebenen Parametersatzes vorhergesagt und mit den Meßergebnissen verglichen (vgl. Abb. 2). Im unteren Wertebereich bis 0.55 mg kg⁻¹ kann das Modell 71% der Varianz der Meßwerte erklären. Allerdings überschätzt das Modell besonders bei höheren Gehalten die Meßwerte um bis zu 49%. Die Berücksichtigung einer Hemmung der Cd-Aufnahme durch H⁻ und Zn²⁺-Kompetition führt zu einer deutlichen Verbesserung des Modells. Allerdings wurde hierfür der Parameter *K* aus Gleichung (5) über eine nichtlineare Regression angepaßt. Das gefittete Modell kann über den gesamten Wertebereich 87 % der Varianz der Meßwerte erklären.

Diskussion

Der Cd-Transport zur Wurzel kann prinzipiell über zwei Mechanismen erfolgen, über Massenfluß und Diffusion. Im ersten Fall wird im Bodenwasser gelöstes Cadmium passiv mit dem Transpirationsstrom zur Wurzel transportiert. Die Diffusion erfordert dagegen einen Konzentrationsgradienten. Ein Konzentrationsgradient kann im Boden durch die Aktivität der Pflanzenwurzel entstehen. Nimmt eine Wurzel z.B. einen Nährstoff mit einer höheren Rate als die Nachlieferungsrate auf, so kommt es in unmittelbarer Nachbarschaft der Wurzel zu einer Verarmung an diesem Nährstoff, d.h. seine Konzentration in der Bodenlösung wird so niedrig, dass der Nährstoff aus entfernten Regionen zu dieser verarmten Zone diffundiert. Die Ergebnisse dieser Arbeit legen die Schlussfolgerung nahe, dass bei den Kulturpflanzen Weizen und Kartoffel die Cd-Aufnahme im wesentlichen nicht über Diffusion, sondern über den Transpirationsstrom

erfolgt. Dass die Diffusion keine bedeutende Rolle einnimmt, mag zum einen darin liegen, dass Cd kein Pflanzennährstoff ist und dass dementsprechend aktive Aufnahmekanäle, wie sie z.B. für Kalium oder Phosphor bekannt sind, für Cd nicht zu erwarten sind. Zum anderen ist aufgrund der starken Sorption von Cd an der Bodenmatrix mit einer starken Pufferung der Konzentration in der Bodenlösung zu rechnen, was einer Cd-Verarmung in der Nachbarschaft der Wurzel entgegenwirkt.

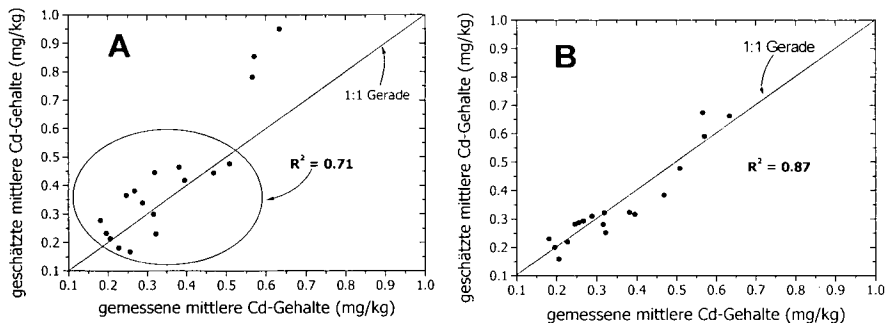


Abbildung 2: Prognose des mittleren Cd-Gehalts von Kartoffeln: **A)** Die Berechnung erfolgte auf der Basis der gemessenen Cd-Lösungskonzentration und der unabhängig ermittelten Parameter aus Tabelle 2 **B)** wie A, allerdings wurde die Cd-Aufnahme durch eine H^+ - und Zn^{2+} -Kompetition erweitert. Die Cd-Gehalte basieren nicht auf einer unabhängigen Berechnung, sondern einer Parameteranpassung

Nach Untersuchungen von Weigel und Jäger (1980) kann Cd im allgemeinen leicht durch Biomembranen in das Cytoplasma eindringen. Allerdings kann die Cd-Translokation aus der Wurzel in den Spross bzw. in die Knolle durch die antagonistische Wirkung anderer Kationen beeinflusst werden. Derartige antagonistische Wirkungen sind für Cd u.a. mit Protonen (Hatch et al., 1988) und Zink (Oliver et al., 1997) bekannt und wurden auch in unserer Untersuchung bei der Cd-Aufnahme der Kartoffel beobachtet. Hieraus ergibt sich zwischen der pflanzlichen Cd-Aufnahme und dem pH-Wert des Bodens ein interessantes Wirkungsgefüge: Auf der einen Seite führt im Boden ein niedriger pH-Wert bzw. eine hohe Protonenaktivität durch eine Verschiebung des Sorptionsgleichgewichts in Richtung Lösungskonzentration zu einer erhöhten Pflanzenverfügbarkeit, auf der anderen Seite führt aber gleichzeitig eine hohe Protonenaktivität im Boden in der Pflanze bzw. in der Wurzel zu einer verstärkten Hemmung der Cd-Translokation, wodurch die Wirkung der erhöhten Pflanzenverfügbarkeit teilweise kompensiert wird.

Für eine zuverlässige Prognose der pflanzlichen Cd-Aufnahme ist die Messung der Konzentration in der Bodenlösung von zentraler Bedeutung. Die in dieser Arbeit eingesetzte Methodik ist speziell auf die Gegebenheiten im Verregnungsgebiet abgestimmt (vgl. Streck und Richter, 1997). Insofern muß bei einer Anwendung des Modells auf andere Standorte die Methodik überprüft und gegebenenfalls modifiziert werden.

Abschließend sei bemerkt, dass der vorgestellte Modellansatz neben der Möglichkeit einer erfolgreichen Prognose auch interessante Einblicke in die funktionalen Zusammenhänge der pflanzlichen Cd-Aufnahme liefert. Sollte sich die Anwendbarkeit des Ansatzes bei weiteren Untersuchungen bestätigen, dann müßte die pflanzliche Cd-Aufnahme als ein Wirkungsgefüge von klimatischen, pflanzenphysiologischen und bodenchemischen Faktoren verstanden werden.

Literatur

AbfklarV (1992): Klärschlammverordnung vom 15.4.1992. BGBl. I S. 912. Bonn.
 Bierhuizen, J.F. und R.O. Slatyer (1965): Effect of Atmospheric Concentration of Water Vapour and CO₂ in Determining Transpiration Photosynthesis Relationships of Cotton Leaves. Agricultural Meteorology. 2, 259-270.
 Ehlers W. (1989): Transpiration Efficiency of Oat. Agron. J. 81, 810-817.
 Ehlers W. (1996): Wasserverbrauch und Trockenmassenproduktion. In: Ehlers, W.: Wasser in Boden und Pflanze: Dynamik des Wasserhaushalts. Ulmer Verlag, Stuttgart.
 Hatch, D.J., L.H.P. Jones und R.G. Burau (1988): The effect of pH on the uptake of cadmium by four plant species grown in flowing solution culture. Plant and Soil. 105, 121-126.
 LABO (1998): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. In: Rosenkranz, D., G. Einsele, und H.-M. Harress (eds.): Bodenschutz. XII/98, Ref. 9006, 81. Berlin.
 Lilliefors, H.W. (1967): On the Kolmogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. J. Amer. Statist. Assoc. 62, 399-402.
 Liibben, S. (1993): Vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme verschiedener Kulturpflanzen aus klärschlammgedüngten Böden und deren Prognose durch Bodenextraktion. Landbauforschung Völknerode. Sonderheft 140.
 Meuser, H., N. Litz, M. Renger und H. Fleige (1985): Untersuchungen zur Wurzellänge und -oberfläche von Winterweizen auf unterschiedlichen Standorten. Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/1, 661-666.
 Oliver, D.P., N.S. Wilhelm, J.D. McFarlane, K.G. Tille und G.D. Cozens (1997) Effect of soil and foliar applications of zinc on cadmium concentration in wheat grain. Australian journal of experimental agriculture. 37, 677-682.
 Ruhr-Stückstoff (Hrsg.) (1985): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Verlagsges. Münster-Hiltrup.
 Schmidtke, K., R. Rauber, B. Stubbé, M. Homburg und K. Heckemeier (1999): Wurzelwachstum von Kartoffeln. Kartoffelbau. 50, 13-15.
 Streck T. und J. Richter (1997): Heavy Metal Displacement in a Sandy Soil at the Field Scale: I. Measurements and Parameterization of Sorption. J. Environ. Qual. 26, 49-56.
 Weigel, H.J. und H.J. Jäger (1980): Subcellular distribution and chemical form of cadmium in bean plants. Plant Physiol. 65, 480-482.

Methodenvergleich zur Abschätzung des Schwermetallaustrages aus Böden durch Sickerwasser

Kaltschmidt, Th., Schmidt, J.

1 Einleitung

Für die Beurteilung von Schwermetallgehalten in Böden ist der Austrag mit dem Sickerwasser ein entscheidendes Kriterium. Eine Abschätzung der Belastung des Sickerwassers ist allerdings aufgrund der Vielzahl der für den Stoffübergang im Boden maßgebenden Einzeleinflüsse schwierig. Die bisher verfügbaren standardisierten Testverfahren bilden die tatsächlichen Verhältnisse im Boden nur sehr unvollkommen ab. Dies gilt insbesondere in Bezug auf:

- das Volumenverhältnis von Bodenmatrix und Bodenlösung
- die Verweilzeit der Bodenlösung im Boden und
- die Zugänglichkeit der Partikel- bzw. Austauscheroberflächen.

Es wurde deshalb ein Referenzverfahren erprobt, das einerseits standardisierte Versuchsbedingungen erlaubt, andererseits aber die Bedingungen des Stoffüberganges im Boden realitätsnah abbildet. Ziel dieses Beitrages ist es, das Verhalten der bisher verfügbaren Standardtests gegenüber dem neu entwickelten Referenzverfahren und in-situ genommenen Bodenlösungsproben zu untersuchen. Der Vergleich bezieht folgende Verfahren ein: DEV-S4-Elution (DIN 38414 Teil 4), Ammoniumnitratextraktion (DIN 19730), Gleichgewichts-Bodenlösung/Bodensättigungsextrakt (DINV 19735).

2 Untersuchungsstandort und Probenmaterial

Als Anwendungsbeispiel dient ein mit Schwermetallen hoch belasteter Standort im Raum Freiberg (Erzgeb.). Neben der geogenen Grundbelastung ist dieses Gebiet durch jahrhundertelangen anthropogenen Eintrag von Schwermetallen gekennzeichnet, der einerseits auf den örtlichen Blei/Silber-Bergbau andererseits auf Emissionen des nahegelegenen Hüttenkomplexes „Muldenhütten“ zurückzuführen ist. Das sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie betreibt auf diesem Gelände eine Bodendauerbeobachtungsfläche. Tab. 1 gibt einen Überblick über die wichtigsten Materialeigenschaften der für die Untersuchungen entnommenen Proben.

Tab. 1: Materialeigenschaften der Proben

Proben-Nr.	G M%	Feinboden (ergibt 100 M.%)			Lagerungsdichte g/cm ³	Humusgehalt M%	pH-Wert nach 4 h (21,7 °C)			pH-Wert nach 24 h (22,2 °C)		
		S M%	U M%	T M%			CaCl ₂ (0,01M)	KCL (0,1M)	dest H ₂ O	CaCl ₂ (0,01M)	KCL (0,1M)	dest H ₂ O
E 0-25	34,0	43,5	43,1	14,4	1,18	2,49	4,71	4,01	5,00	5,02	5,08	5,48
E 25-40	56,3	55,6	35,9	9,0	1,6	0,51	4,80	4,48	5,29	4,92	4,66	5,54

3 Referenzverfahren

3.1 Unterdruck-Säulenversuchsanlage

Das neu entwickelte Referenzverfahren basiert auf einer Unterdruck-gesteuerten Säulenversuchsanlage (Abb. 1) mit im wesentlichen folgende Komponenten:

- Edelstahl-Bodensäulen mit einer Teflonschicht auf der Innenseite der Säule (Länge 50 cm, Durchmesser 12,5 cm),
- Beregnungsanlage mit elektronischer Steuerung,
- Probenauffangbehälter für die Eluate mit zwei getrennten Kammern, das untere Gefäß mit Waage und Probenreservoir,
- Druckgenerator mit elektronische Unterdruckregelung,
- drei Mikrotensiometer zur Erfassung der kapillaren Saugspannung,
- drei TDR-Sensoren zur Erfassung des Bodenwassergehaltes
- Steuereinheit mit Meßwerterfassung.

Um den natürlichen Gegebenheiten möglichst nahezukommen, wird ein „synthetisches Regenwasser“ für die Bewässerung hergestellt. Dieses Wasser entspricht mit seiner Ionenkonzentration den mittleren Gehalten realer Niederschläge in Sachsen (LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) 1994). Der pH-Wert des „synthetischen Regenwassers“ beträgt pH = 5,5. In Tab sind die Ionenkonzentrationen im Einzelnen angegeben.

Tab. 2: Ionengehalte des Beregnungswassers in [µg/l]

Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	N	S
219,1	121,7	83,1	548,0	459,0	43,6	137,7

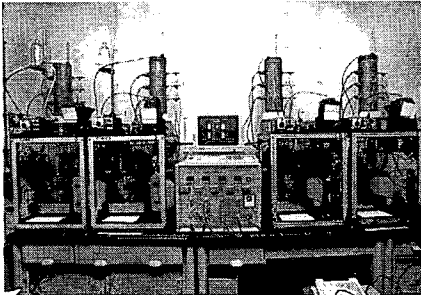


Abb. 1: Unterdrucksäulen - Versuchsanlage der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Standort TU Bergakademie Freiberg, Fachgebiet Boden- und Gewässerschutz

Die Säulenversuche werden nach folgendem Ablaufplan durchgeführt:

1. Entwässern der feldfrischen Bodensäulen bei 630 hPa nicht ausgetauschtes Wasser während Standzeit/Lagerzeit der Bodensäule wird entfernt,
2. Bewässern,
3. Einstellen der Durchfluß-/Beregnungsrate 1 ml/h im 1. Schritt bzw. Sättigung im 2. Schritt,
4. Optimierung des Unterdrucks für die gegebene Beregnungsrate bis zur Einstellung des Ziel-pF-

Wertes (pF = 1,4) als Mittelwert der drei Tensiometer einer Säule, 5. Beginn der Probenahme bei Einstellung des Ziel-pF-Wertes, 6. Kontinuierliche Probenahme bis die Schwermetalle im Perkolat konstante Gehalte erreichen (Leitfähigkeit wird als Summenparameter herangezogen); Messung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials, 7. Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen für die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb und Zn im Perkolat.

3.2 Bodenlösungsgewinnung mit Saugkerzen

Das sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie betreibt am Standort Hilbersdorf eine Bodendauerbeobachtungsfläche. In diesem Rahmen wird u.a. auch Bodenlösung über Saugkerzen gewonnen. Die Keramikkerzen arbeiten mit einem konstanten Unterdruck von 200 hPa. Die bisher verfügbaren Bodenlösungsdaten werden im Rahmen dieses Beitrages als weitere Referenzdaten herangezogen.

4 Ergebnisse

Die weitere Ergebnisauswertung beschränkt sich auf die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium und Zink. Für den Verfahrensvergleich werden herangezogen:

- Standardelutrierverfahren: Mittelwerte aus mehreren Proben, Standardabweichung
- Säulenversuche: Konzentrationsendwerte der Perkolate, Maxima und Minima
- in-situ Bodenlösung: Mittelwert der Perkolate aus 40cm Tiefe, Maxima und Minima.

Arsen: Arsen zeigt ein ungewöhnliches Austragsverhalten: Die Ammoniumextraktion liefert geringere Konzentrationen als die anderen Elutrierverfahren (s. Abb. 2). Dies läßt sich nur erklären, wenn der Hauptteil des mobilen Arsens im Boden als Arsenat vorliegt. Dann reagieren die Anionen mit oberflächennahen Aluminium- und Eisenatomen von Tonmineralen und Aluminium- und Eisenoxiden. Die starke Affinität der Arsenationen zu Al und Fe hat zur Folge, daß sie in die Koordinationshülle dieser Atome eindringen und aus ihr OH- und OH₂-Liganden verdrängen. Es kommt zur spezifischen Adsorption. Durch das Eindringen in die Koordinationshülle des Metallatoms werden die Anionen Teil der Oberfläche und teilen diese Ladung. Daher haften die spezifisch gebundenen Anionen deutlich fester als unspezifisch adsorbierte Anionen wie Cl⁻ und NO³⁻ und werden auch bei hohen Konzentrationen nicht verdrängt (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992). Die Extraktion von verschiedenen Böden mit Lösungen von Ammoniumchlorid, Am-

moniumnitrat, Ammoniumsulfat und Ammoniumacetat mobilisiert daher wenig Arsen (JOHNSTON & BARNARD, 1979).

Wie Abb. 2 weiterhin zeigt, liefert die ungesättigte Durchströmung der Bodensäulen geringere Endkonzentrationen als die Gleichgewichts-Bodenlösung. Bei der gesättigten Durchströmung werden hingegen vereinzelt die Gehalte der Gleichgewichts-Bodenlösung übertroffen. Die im Vergleich zur ungesättigten Durchströmung deutlich höheren Arsenkonzentrationen bei gesättigter Durchströmung können auf reduzierende Bedingungen im Boden zurückgeführt werden. Da im reduzierenden Milieu Eisen(III)oxide in Eisen(II)oxide umgewandelt werden (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992), kommt es zu einer erhöhten Löslichkeit spezifisch gebundener Anionen. Dies erklärt die höhere Arsenkonzentrationen in den Perkolaten.

Blei: Wie der Vergleich in Abb. 3 zeigt, liefern die Standard-Eluierverfahren deutlich höhere Bleikonzentrationen als die Perkolate der Säulenversuche bzw. die in-situ gewonnenen Bodenlösungen. Für die ungesättigte Durchströmung liegen diese zum Teil an der Nachweisgrenze. Nur die Durchströmung bei Sättigung erreicht annähernd die Konzentration der in-situ Bodenlösung. Da allerdings die Saugkerzen aufgrund des höheren Unterdruckes einen größeren Porenraum entwässern, sind die Konzentrationen nicht direkt mit denen der Säulenversuche vergleichbar.

Die extremen Konzentrationsunterschiede zwischen den Standardeluierverfahren und den Bleikonzentrationen der Referenzverfahren können mit der besseren Zugänglichkeit des partikelgebundenen Bleis bei hohen Lösungsmittelkonzentrationen und mechanischer Einwirkung (Schütteln) erklärt werden.

Cadmium: Die in-situ Bodenlösung liefert deutlich geringere Cadmiumkonzentrationen als die Laborverfahren. Eine mögliche Ursache liegt in der Adsorption von Cadmium am Keramikmaterial von Saugkerzen (MCGUIRE ET AL 1992).

Säulenversuche und DEV - S4 - Elution ergeben ähnliche Konzentrationen. Die Verfahren der Gleichgewichts-Bodenlösung liefern dagegen deutlich höhere Konzentrationen. Erwartungsgemäß werden bei der Ammoniumextraktion die höchsten Cadmiumkonzentrationen im Eluat gemessen (s. Abb. 4)

Zink: Die Perkolate der Säulenversuche und die in-situ gewonnenen Bodenlösungen weisen ähnliche Konzentrationen auf. Allerdings muß auch hier angemerkt werden, daß die Saugkerzen im Vergleich zu den Säulenversuchen einen deutlich größeren Porenraum entwässern und damit tendenziell höhere Zinkkonzentration liefern sollten. Dies ist zumindest im Vergleich zu den ungesättigten Durchströmungen erkennbar.

Die Standard-Eluierverfahren liefern auch hier höhere Konzentrationen als die Referenzverfahren. Parallelversuche zu anderen Standorten zeigen allerdings, daß dieses Verhalten nicht verallgemeinert werden kann (KALTSCHMIDT & SCHMIDT 1998). Die Extrakte der Ammoniumnitratextraktion weisen erwartungsgemäß die höchsten Konzentrationen auf (s. Abb. 5).

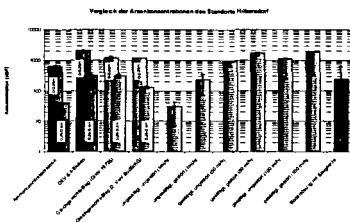


Abb. 2: Vergleich der Arsenkonzentrationen

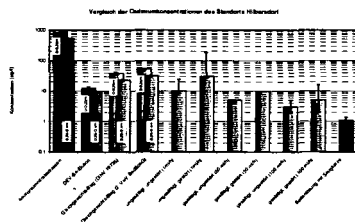


Abb. 4: Vergleich der Cadmiumkonzentr.

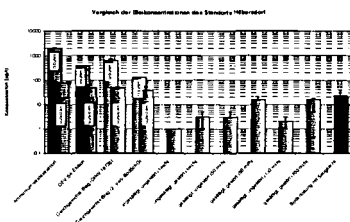


Abb. 3: Vergleich der Bleikonzentrationen

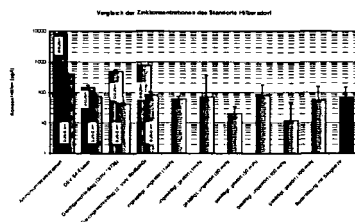


Abb. 5: Vergleich der Zinkkonzentrationen

5 Zusammenfassende Bewertung

Die Ammoniumnitratextraktion beschreibt den mobilen Spurenelementanteil im Boden, der über die Wasserlöslichkeit hinaus geht. Sie liefert deshalb erwartungsgemäß die höchsten Konzentrationen. Für die Bestimmung der Arsengehalte ist das Verfahren allerdings nur bedingt anwendbar. Die Verfahren, die als Elutionsmittel reines Wasser einsetzen, liefern in diesem Vergleich deutlich höhere Arsenkonzentrationen.

Die DEV - S4 - Elution entfernt sich aufgrund des Boden-Lösungs-Verhältnisses von 1 : 10 relativ weit von den realen Bedingungen des Stoffübergangs im Boden. Die in den DEV - S4 - Eluaten gemessenen Konzentrationen liegen zumeist über den Konzentrationen der Referenzverfahren. Nur im Fall von Arsen und Cadmium zeigen die DEV - S4 - Eluate ähnliche Konzentrationen wie die Säulenversuche bei gesättigten Strömungsbedingungen. Die Ergebnisse der DEV - S4 - Elution liegen allerdings immer über den Schwermetallkonzentrationen der in-situ gewonnenen Bodenlösungen.

Die Gleichgewichts-Bodenlösung basiert auf einem für bodenkundliche Untersuchungen realitätsnahen Boden-Lösungsverhältnis von 2:1 bis 4:1. Dennoch ist bisher kein befriedigender Zusammenhang mit den Konzentrationswerten der Referenzverfahren erkennbar. Zumeist liegen die Schwermetallkonzentrationen der Gleichgewichts-Bodenlösung über den Lösungskonzentrationen der Referenzverfahren - zum Teil um eine Zehnerpotenz. Allerdings ist dieser Trend nicht einheitlich.

6 Schlussfolgerungen

Laborverfahren können die realen Bedingungen vor Ort immer nur unvollständig abbilden. Ihr Vorteil ist, daß die Vielzahl der Einzeleinflüsse in der Natur auf wenige kontrollierbare und gezielt variierbare Einflußgrößen beschränkt werden kann. Vielfach ist es überhaupt nur auf diesem Wege möglich, die maßgebenden prozessualen Zusammenhänge aufzuklären

Die bestmögliche Annäherung an natürliche Verhältnisse im Laborversuch wird durch Säulenversuche erreicht. Man darf allerdings nicht erwarten, daß die damit gewonnenen Ergebnisse unmittelbar auf die Freilandsituation übertragbar wären. Während die Laborsäulen kontinuierlich von oben nach unten durchströmt werden, wird der abwärtsgerichtete Perkolationsstrom im Freiland immer wieder von Stagnationsphasen oder Strömungsumkehr unterbrochen. Dies erhöht die Verweilzeit der Bodenlösung und damit die Lösungskonzentration der untersuchten Schwermetalle.

Die im Vergleich zu den Referenzverfahren hohen Stoffkonzentrationen im Eluat der Standardverfahren sind vor allem auf die optimale Zugänglichkeit der Partikeloberflächen zurückzuführen. Beim Schütteln wird nahezu jedes einzelne Korn umspült und so mit dem Lösungsmittel in Kontakt gebracht. Bei der Durchströmung eines natürlich gelagerten Bodens ist dies nicht der Fall - im Gegenteil: in der Regel wird immer nur ein kleiner Teil der inneren Oberfläche des Bodens direkt angeströmt. Insofern bilden die Säulentests - besonders bei Verwendung ungestörter Säulen - die natürlichen Austauschprozesse sehr viel besser ab als die Routinetests.

Literatur

- JOHNSTON & BARNARD, (1979): comparative effectiveness of fourteen solutions for extracting arsenic from four western New York soils. Soil Science Society of America Journal; 43
- KALTSCHMIDT, T. & SCHMIDT, J. (1998): Endbericht: Schwermetallaustrag aus Bodensäulen bei ungesättigter und gesättigter Durchströmung, Unveröff. Bericht LJU Karlsruhe
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): (1994): „Fakten zur Umwelt, Ausgabe 1994“, Radebeul
- MC GUIRE, P.E.; LOWERY, B.; HELMKE, P.A. (1992): Potential sampling error: Trace metal adsorption on vacuum porous cup samplers. Soil Science Society of American J. 56; S. 74-82
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, 13., durchgesehene Auflage; Enke Verlag, Stuttgart

Danksagung

Die Autoren danken dem Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie für die Finanzierung der Untersuchungen.

Erfassung und Bewertung bodenbildender Prozesse in Braunkohlenaschedeponien – Bodenwasserhaushalt, Mineralentwicklung, Stoffverlagerung

von

KASTLER, M., ZIKELI, S., KLEBER, M. & R. JAHN

1. Einführung

Über ein Jahrhundert war die Braunkohle der wichtigste Energieträger und Rohstoff für die chemische Industrie in Mitteldeutschland. Allein im Raum Bitterfeld-Wolfen fielen zwischen 1890 und 1990 rund 80 Mio. t Braunkohlenasche an. Davon wurden ca. 12 Mio. t als Flugasche emittiert. Noch im Jahr 1989 belief sich das Aufkommen in den neuen Bundesländern auf 21 Mio. t Braunkohlenasche (WITTMANN, 1993). Die in den Heizkraftwerken anfallenden Filter- und Kesselaschen wurden zum einen in Tagebaurekultivierungsgebieten zur Verbesserung der ökologischen Eigenschaften der tertiären Kipp-Substrate eingesetzt, andererseits großflächig deponiert. Die Entsorgung fand dabei durch Verkippen oder Verspülen statt, wobei die Asche mit Brauchwasser versetzt und in Spülbecken eingeleitet wurde.

Im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsvorhabens werden mehrere Meter mächtige Ablagerungen von Braunkohlenaschen aus der Energieerzeugung untersucht. Mit der Erfassung bodenchemischer, -physikalischer, -biologischer und mineralogischer Eigenschaften sollen pedogenetische Vorgänge (Mineralum- und -neubildung, biologische und chemische Verwitterung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen, Humusbildung und -akkumulation) dieser Böden beschrieben und eine ökologische Bewertung ermöglicht werden.

2.1 Braunkohlenaschen

Die chemischen und mineralogischen Eigenschaften der Braunkohlenaschen werden von der geologischen Herkunft (Zusammensetzung der Kohlen) und den thermischen Bedingungen während des Verbrennungsprozesses bestimmt. Sie unterteilen sich in aus Fein- und Grobpartikeln bestehende, bei der Rostfeuerung anfallende Kesselaschen und in staubförmige, mit dem Abgasstrom aufsteigende Flugaschen, die in Staubabscheidern, Aschetrichern und Elektrofiltern gesammelt oder in die Atmosphäre emittiert werden.

2.2 Braunkohlenaschen – Eigenschaften des Ausgangssubstrats

Filteraschen sind in ihrer Textur durch einen hohen Grobschluff- und Feinsandanteil charakterisiert. Dagegen enthalten Kesselaschen einen höheren Sandanteil und sind oft mit grusigen Schlackereiten durchsetzt (KATZUR, 1977; F/E-BERICHT, 1979; PHUNG et al., 1979; ADRIANO, 1980; MACHULLA et al., 1995). Die Wasserdurchlässigkeit liegt nach der Deponierung sowohl bei verspülten als auch verkippten Filteraschen bei $10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Die röntgenamorphe Phase unverwitterter Aschen, die einen Anteil von ca. 14 – 56 Gew.-% umfasst, besteht aus glasigen Voll- und Hohlkugeln (Ceno- und Plerosphären). Die kristalline Phase setzt sich aus Quarz, Anhydrit, Gips, Bassanit, Hämatit, Magnetit, Markasit, Dicalciumferrit, Brownmillerit, Ca-Al-Silikaten, Calcit, Freikalk, Mullit, Periklas und Feldspäten zusammen (ENDERS, 1994; PÖHL, 1994; BAMBAUER, 1993).

Braunkohlenflugaschen enthalten alle natürlich vorkommenden Elemente, wobei Si, Al, Fe und Ca dominieren. Schwermetalle sind durch den Verbrennungsprozess relativ zur Ausgangskohle angereichert und die Elementgehalte variieren stark in Abhängigkeit von der Qualität der Ausgangskohlen und den Verbrennungsbedingungen (ADRIANO et al. 1980; CARLSON & ADRIANO 1993; STORK 1985). Charakteristisch für Mitteldeutsche Braunkohlenaschen sind sehr hohe Ca- und S-Gehalte sowie sehr hohe pH-Werte um

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle

12 und hohe elektrische Leitfähigkeiten. Bei bis zu Beginn der 1990er Jahre deponierten Aschen sind aufgrund des hohen Anteils an unverbrannter Kohle C_{org} -Gehalte von bis zu 23 % typisch (MACHULLA et al. 1995).

3. Auswirkungen auf die Umwelt

Braunkohlenaschen können bei ihrer Deponierung zu Beeinträchtigungen angrenzender Ökosysteme führen: Da die Sicherung der Deponien durch vermindertes Pflanzenwachstum erschwert ist, können benachbarte Areale durch den Eintrag von Aschepartikel über Wind- bzw. Wassererosion beeinflusst werden. Daneben können toxische Substanzen (Schwermetalle, PAK) über das Sickerwasser in angrenzende Böden und in das Grundwasser verlagert werden (CARLSON & ADRIANO, 1993).

Zum Auswaschungsverhalten von Braun- und Steinkohlenfilteraschen sind bereits zahlreiche Laborversuche (z.B. DRAGONAKI et al., 1998; WARREN & DUDAS, 1985) mit unverwitterten Aschen durchgeführt worden, wobei meist eine Initialphase mit hohen Konzentrationen an löslichen Salzen beschrieben wird, auf die eine Phase gleichmäßigerer, niedrigerer Auswaschung folgt. In der Literatur sind außerdem häufig hohe Anfangsbelastungen des Grundwassers durch Sulfat beschrieben; diese können, wie durch Freilandmessungen ermittelt wurde, Werte bis zu $10\,000\text{ mg SO}_4\text{ l}^{-1}$ aufweisen (STORK, 1985). Hohe Calcium-einträge treten ebenso auf. Die so belasteten Zonen sind in der Regel allerdings eng begrenzt (CARLSON & ADRIANO, 1993).

Die hohen Anfangs-pH-Werte des Substrates verhindern eine Verlagerung von Schwermetallen. Unter Freilandbedingungen sinken die pH-Werte allerdings nach einigen Jahren auf 7 – 8 (MACHULLA et al. 1995). Unter dem Einfluss des CO_2 der Bodenluft entsteht $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, das mit dem Sickerwasser verlagert und nach wiederholter Austrocknung der Filteraschen als CaCO_3 ausgeschieden wird. Darauf beruhen die, im bautechnischen Sinne, hydraulischen Eigenschaften der kalkreichen Aschen, unter Wasserzufuhr abzubinden und Verhärtungen zu bilden (KATZUR, 1977). Etringit, bei dessen Bildung Schwermetalle in das Kristallgitter eingebaut werden können und der als sekundäres Mineral in Braunkohlenaschen nachgewiesen ist, ist bei pH-Werten von 7 – 8 nicht mehr stabil.

Generell ist über Mineralumbildungen, Verwitterungsprodukte und ihre Austauschereigenschaften sowie mögliche Parallelen zur Verwitterung von vulkanischen Aschen in deponierten Braunkohlenaschen unter natürlichen Witterungsbedingungen wenig bekannt. Lediglich die Entstehung von sekundärem Calcit sowie von Gips und Eisenhäutchen auf Aschepartikeln und Protoimogilit wurde anhand von Verwitterungsversuchen im Labor dokumentiert (WARREN & DUDAS, 1985). Außerdem beschreibt Jahn (1998) sehr hohe variable Ladungen in verkippten Braunkohlenaschen.

4. Untersuchungsansatz

Nachdem die Eigenschaften frischer Aschen weitgehend bekannt sind, bleiben für unter natürlichen Witterungsbedingungen gealterte Aschen Fragen zu Wasserhaushalt, Stoffmobilität und Mineralentwicklung offen. Da auch keinerlei vergleichende Untersuchungen hinsichtlich der Deponierungsart bestehen, wird für das Projekt folgende Zielstellung abgeleitet: Braunkohlenkraftwerksaschen unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Deponierungsart sind hinsichtlich ihrer stofflichen Eigenschaften, der Mineralentwicklung, der Stoffmobilität und ihres Bodenwasserhaushaltes zu untersuchen. Bestehende Unterschiede zwischen den Deponierungsarten sind aufzuklären und deren Einfluss auf oben genannte Kriterien, insbesondere der Stoffverlagerung, zu bewerten. Dabei sollen die besonderen klimatischen Verhältnisse des Mitteldeutschen Trockengebiets berücksichtigt werden.

Die dafür ausgewählten Untersuchungsflächen sind in Tabelle 1 dargestellt. Die Untersuchungsflächen wurden bereits in einem Raster von $25\text{ x }25\text{ m}$ mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis zu 1 m Tiefe kartiert. Weiterhin wurden im Rahmen der Voruntersuchungen zunächst jeweils ein Bodenprofil pro Versuchstandort angelegt.

Anhand der Bohrstockaufnahmen wird deutlich, dass die Deponierungsart einen großen Einfluss auf die Korngrößenverteilung über die Fläche hat. Auf den im Forschungsvorhaben untersuchten verspülten Aschedeponien erfolgte bei der Ausbringung keine Trennung der Filter- und Kesselasche, so dass eine deutliche von der Einspülstelle ausgehende Kornklassierung zu verzeichnen ist. Dieser Umstand trägt wesentlich zu der großen Heterogenität der Flächen bei. Aus diesem Grund wird zur Ermittlung repräsentativer Profile eine Cluster-Analyse durchgeführt.

Verkippte Braunkohlenaschen sind zu Beginn locker gelagert und weisen Einzelkorngefüge auf (BONGARD & KNEIB, 1995). Aufgrund der bereits erwähnten hydraulischen Eigenschaften des Substrats kann es in Aschekippen nach dem Eindringen von Niederschlagswasser jedoch zur Ausbildung verfestigter Schichten kommen. Dagegen ist dieses Vermögen in verspülten Aschen nicht mehr vorhanden weil bereits für den Transport große Wassermengen zugesetzt worden sind. Hier konnte jedoch ein Verkiten von feinsandigem bis schluffigem Substrat zu mehrere Zentimeter mächtigen, harten Schichten beobachtet werden. Möglicherweise sind dabei die hohen Gipsgehalte von Bedeutung. Die Tonfraktion liegt oft in kohärenten, durch Sedimentation entstandenen Schichten von mehreren Zentimetern bis Dezimetern Mächtigkeit vor. Da die Korngrößenzusammensetzung der verspülten Aschen zwischen den Spülterminen schwankte, wechseln sich tonige und feinsandige bis schluffige Schichten im Bodenprofil ab. An den Schichtgrenzen wurden ca. 1 mm starke und mehrere Quadratzentimeter große Platten aus verbackenem feinsandigem Material beobachtet.

Tabelle 1: Kenngrößen der Untersuchungsflächen

Fläche	Größe [ha]	Depositionsart	Dauer des Asche-eintrags [Jahre]	Zeitraum seit Ende des Asche-eintrags [Jahre]	Aschekörper (durchschn. Mächtigkeit) [m]	Bodentyp	Begründung
Halle I	7	erspült	30	17	15	Pararendzina aus BA ¹⁾	Gräseransaat auf einer Bitumen-Latex-Schicht
Halle II	4	erspült	11	5	?	egosol aus BA ¹⁾	Gräseransaat (Naßspritzverfahren)
Pulverweiden	4	verkippt	70	21	10	Pararendzina aus BA ¹⁾	natürliche Sukzession
Weißbandt.-Görlzau	0,3	verkippt	ca. 40	32	10	Pararendzina aus BA	natürliche Sukzession
Annahof	0,1	äolisch	ca. 100	6	1	egosol aus BA ¹⁾	natürliche Sukzession

Quellen: MACHULLA et al. 1995 u. Informationen der Kraftwerksbetreiber; ¹⁾BA: Braunkohlenaschen

Tabelle 2: Substrateigenschaften gealterter Braunkohlenfilteraschen

Standort	Horizont	Tiefe [cm]	Trockenroh-dichte [g · cm ⁻³]	kelett [%]	pH (CaCl ₂)	elektr. Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	P (Doppellactat) [mg · kg ⁻¹]	K [mg · kg ⁻¹]	Gips [%]
Pulverweiden	yAh	0-20	0,74	18,5	7,6	2083	3,6	336,1	12,7
	yelCI1	20-45	0,76	12,7	7,5	2066	0,7	163,3	12,7
	yelCI2	45-70	n.b.	11,5	7,7	1654	7,7	44,5	9,5
	yelCI1	>70	0,69	0,2	7,8	2566	5,2	22,5	13,0
Halle I	yAh	0-10	n.b.	18,4	7,4	591	10,9	193,7	1,6
	yAh-elC	10-30	0,61	0,9	7,6	1519	5,4	206,0	10,2
	yelC	30-60	0,46	0,6	7,7	1309	6,2	260,3	7,9
	yelCI1	60-75	n.b.	0,2	7,7	1823	3,1	241,9	10,7
	yelCI11	75-90	n.b.	5,3	7,6	632	7,1	222,9	9,4
	yelCIV	90-100	0,51	3,0	7,8	1383	0,8	254,6	12,7
yelCV	> 100	0,49	0,8	7,8	1107	9,2	320,5	8,3	

Da die Bildung von Schichten die Wasserbewegung und die damit verbundenen Transportvorgänge stark beeinflusst, sollen in dem hier vorgestellten Forschungsprojekt ungestörte Proben untersucht werden. Hierzu werden Bodensäulen entnommen und durch gezielte Beregnung und mit Hilfe von in hoher räumlicher Auflösung eingebauten TDR-Sonden sowie Minutensometern Wasserhaushaltsparameter unter-

sucht. Durch die parallele Entnahme von Bodenlösung mittels Saugkerzen soll es möglich werden, die Wasserbewegung und Stofftransportvorgänge miteinander zu verknüpfen sowie in Form einer Modellierung auszuwerten.

Bei der Untersuchung chemischer Parameter wird der Schwerpunkt auf Schadstoffgehalte und die Charakterisierung der Austauschigenschaften gealterter Aschen gelegt. Zusammenhänge zwischen KAK und spezifischer Oberfläche der Ascheproben sollen geprüft werden. Mit der Ermittlung der Austauschigenschaften von gealterten Braunkohlenaschen sind einige methodische Probleme verbunden, wie durch Vorversuche festgestellt wurde. So sind gängige Methoden (z.B. nach Mehlich) zur Ermittlung der Kationenaustauschbarkeit aufgrund der hohen Calcit- und Gipsgehalte in den Aschen nicht anwendbar. Die Ergebnisse weiterer Vorversuche mit speziell für CaSO_4 - und CaCO_3 -reiche Böden entwickelten Methoden zur Bestimmung der Kationenaustauschkapazität stehen noch aus. Weitere Schwierigkeiten bereitet die Erfassung des pedogenen Kohlenstoffs, da die Gehalte an fossilem Kohlenstoff die Ergebnisse der C_{org} -Analysen verfälschen. In Tabelle 2 sind einige Ergebnisse der Voruntersuchungen aufgeführt.

Um Mineralverwitterung im Labor simulieren zu können, werden Minisäulen mit Parallelbestimmungen im Labor im Durchlaufverfahren mit angesäuertem Wasser berechnet. Damit soll die Elementfreisetzung, die Veränderung des primären Stoffbestandes und des Porensystems bei Raumtemperatur ermittelt werden. Für den Versuch ist eine Laufzeit von 2 Jahren geplant. Elementgehalte der zu Monatschargen vereinigten Eluate sollen auf Schwermetalle, Fe, Ti sowie Si, Al, Ca, Mg, Na, K und S untersucht werden. Nach jeweils sechs Monaten wird eine der Parallelproben zerstört und ihr Mineralbestand untersucht, wobei röntgenographische und lichtmikroskopische Methoden zum Einsatz kommen.

Literatur

- ADRIANO, D.C. ET AL. (1980): Utilization and disposal of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: A review. *J. Environ. Qual.*, 9(3):333-344.
- BAMBAUER, H.U. (1993): Braunkohleflugasche (BFA): Stoffbestand und Reaktivität – Grundvoraussetzung für jede Verwertung. „Verwertung von Braunkohlenaschen in den neuen Bundesländern.“ Vorträge und Diskussionsbeiträge aus dem Arbeitsgespräch am 18.03.1993 im Umweltbundesamt. BMFT „Abfallwirtschaft und Altlastensanierung“, Umweltbundesamt.
- BONGARD, B., W.D. KNEIB (1995): Inventarisierung von technologischen Substraten und Charakterisierung technisch hergestellter Böden. Forschungsbericht 107 03 007/04 UBA-FB 95-050 In: Texte 54/95, Umweltbundesamt.
- BROWN, J., N.J. RAY & M. BALL (1976): The disposal of pulverised fuel ash in water supply catchment areas. *Water Research*. 10:1115-1121.
- CARLSON C.L. & C. ADRIANO (1993): Environmental impacts of coal combustion residues. *J. Environ. Qual.* 22:227-247.
- DRAKONAKI ET AL. (1998): Leaching behavior of lignite fly ash. *J. Environ. Sci. Health*. A33(2):237-248.
- ENDERS, M. A. (1994): Mineralogisch/Chemische Untersuchungen an Kornfraktionen von Braunkohlenfilteraschen aus dem Leipziger Revier (KW-Thierbach). Diss., Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- F/E-BERICHT(1979): Bewirtschaftung von Kippsandbodenformen mit Kraftwerksaschen. *Akad. d. Landwirtsch.wiss. d. DDR*, Inst. f. Landschaftsforsch. u. Natursch. Halle (S.), AG Finsterwalde.
- JAHN, R. (1998): BDF-Analytische Anforderungen für Fragen des vorsorgenden und akzidentiellen Bodenschutzes. *Mitteilungen der DBG*, 87:315-317.
- KATZUR, J. (1977): Wiedernutzbarmachung von Filterascheflächen und der Einsatz von Braunkohlenaschen als Bodenverbesserungsmittel auf den Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus. In: *Technik und Umweltschutz Luft-Wasser-Boden-Lärm. Nutzung von industriellen Abprodukten*, S.113-117, Leipzig.
- MACHULLA, G. ET AL. (1995): Böden technologener und umgelagerter natürlicher Substrate im Stadtgebiet Halle. *Mitteilungen der DBG*. 77:407-422.
- PHUNG, H.T., ET AL. (1979): Trace elements in fly ash and their release in water and treated soil. *J. Environ. Qual.* 8(2):171-175.
- PÖHL, K. (1994): Zur Konstitution und Hydratation deutscher Braunkohlenfilteraschen. Diss., Universität Leipzig.
- STORK, W. (1985): Hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Anforderungen an die Ablagerung von Braunkohlekraftwerksaschen. Landesamt f. Wasser u. Abfall, NRW. Düsseldorf.
- WARREN C.J. & M.J. DUDAS (1985): Formation of secondary minerals in artificially weathered fly ash. *J. Environ. Qual.* 14(3):405-410.
- WITTMANN, U. (1993): Braunkohleflugasche (BFA): Stoffbestand und Reaktivität – Grundvoraussetzung für jede Verwertung. „Verwertung von Braunkohlenaschen in den neuen Bundesländern.“ Vorträge und Diskussionsbeiträge aus dem Arbeitsgespräch am 18.03.1993 im Umweltbundesamt. BMFT „Abfallwirtschaft und Altlastensanierung“, Umweltbundesamt.

Stoffflussanalyse als Vorsorgeinstrument im Bodenschutz: Eine Methode zur Quantifizierung der Unsicherheit von Stoffbilanzen landwirtschaftlicher Böden

Keller A., von Steiger B., Schulin R.

Einleitung

Zur Beobachtung der Bodenbelastung mit Schadstoffen kann die Stoffbilanzierung Zustanderhebungen sinnvoll ergänzen. Die Stoffbilanzierung erlaubt zum einen das frühzeitige Erkennen von Bodenveränderungen, wie z.B. die Akkumulation von Schwermetallen, zum anderen können geeignete Massnahmen zur Reduzierung von Einträgen abgeleitet oder kritische Eintragswerte hergeleitet werden (Vries and Bakker, 1996).

Die Aussagekraft von Stoffflussanalysen ist jedoch dadurch limitiert, dass die Zuverlässigkeit und Genauigkeit von Stoffbilanzen in der Bilanzkonzeption kaum oder gar nicht angegeben werden, woraus eine relativ unsichere Basis für Massnahmenentscheide resultiert. Stoffbilanzierungen von Schadstoffen in landwirtschaftlichen Böden wurden insbesondere auf nationaler Skala (z.B. Moolenaar, 1998; Schütze und Nagel, 1998) oder auf Skala des landwirtschaftlichen Betriebs (z.B. von Steiger und Baccini, 1990; Reiner et.al., 1996) durchgeführt. Auf nationaler Skala kann lediglich ein Trend der Schadstoffbilanz erfasst werden, deren Bilanzergebnisse nicht auf kleinräumigere Skalen übertragen werden können. Auf Skala des landwirtschaftlichen Betriebs hingegen werden betriebsspezifische Schadstoffbilanzierungen ermittelt, die nicht ohne weiteres auf eine grössere räumliche Skala extrapoliert werden können.

Ziel der Studie ist die Entwicklung einer Methode, welche die Quantifizierung der Unsicherheit von Stoffbilanzen in landwirtschaftlichen Böden auf räumlich unterschiedlichen Skalen erlaubt. Zu diesem Zweck wurde die bestehende Stoffbilanzierungsmethode PROTERRA, welche konzipiert wurde für Phosphor- und Schwermetallbilanzen in landwirtschaftlichen Böden für Regionen von etwa 10 km² (von Steiger und Obrist, 1993), konzeptionell weiterentwickelt und mit einem stochastischen Ansatz verknüpft. Diese stochastische Bilanzierungsmethode, PROTERRA-S, wurde für eine Region im Schweizerischen Mittelland getestet, und die Cd-, Cu- und Zn-Bilanzen berechnet. Die Ergebnisse der Zinkbilanzen sind dargestellt.

Methoden und Testgebiet

Tabelle 1 fasst die in PROTERRA-S berücksichtigten Input- und Outputfluxe und deren Datenbasis zusammen. Datenquellen sind u.a. einerseits bereits bestehende Datenbanken, welche von nationalen oder kantonalen Ämtern bzw. von Agrar-Forschungsinstituten geführt werden, sowie andererseits landwirtschaftliche Qualitätserhebungen und Bewirtschaftungsrichtlinien. Die Stoffbilanzierung wird in PROTERRA-S parallel für zwei Skalen berechnet: (i) Aggregation der Bilanzdaten auf regionaler Skala (mittlere regionale Bilanzen) und (ii) Berechnung der Stoffbilanzen für Landnutzungsklassen (LNK_{ij}) innerhalb der Region. Die LNK_{ij} ist definiert durch Betriebstyp, (n=10) und Kulturtyp, (n=3). Die Flächen der LNK sind disjunkt verteilt innerhalb der Region. Die Berechnung der Schwermetallinputs von Hofdünger, Klärschlamm und Mineräldünger pro LNK erfolgt nach einem Verteilungsmodell, welches die Düngermengen gemäss der Phosphorbilanz auf die Flächen der LNK verteilt. Es wird im Modell angenommen, dass Dünger gemäss den Schweizerischen Richtlinien für Gewässerschutz im Ackerbau mit Priorität Hofdünger, Kompost / Klärschlamm und zuletzt Mineräldünger ausge-

Tab.1 Datenbasis von PROTERRA-S (P: Phosphor, SM: Schwermetalle Cd, Cu und Zn)

Inputfluxe	Unit	Bezugsskala	Datenquelle
<i>Hofdünger (HofD)</i>			
Tierzahlen ¹	Anzahl	Landw. Betrieb	Bundesamt für Statistik (BfS).
Tierdichte	DGVE ha ⁻¹	Landw. Betrieb	Landw. Betriebszählung 1996
Betriebstyp ²	Betriebsklassen	Landw. Betrieb	Datenbanken: GEOSTAT, STATINFO
Menge pro Tier	kg _{TS} a ⁻¹	Region / Nation	Düngungsrichtlinien
P-Konzentration	g _P kg _{TS} ⁻¹	Region / Nation	Düngungsrichtlinien / Qualitätsuntersuchungen
SM/P-Konzentration	g _{SM} kg _P ⁻¹	Region / Nation	Qualitätsuntersuchungen
<i>Klärschlamm (KlärS)</i>			
Mengen	kg _{TS} ha ⁻¹	Region/Gemeinde	Klärschlammdatenbank BUWAL
SM-Konzentration	g _{SM} kg _P ⁻¹	Region/Gemeinde	Qualitätsuntersuchungen
<i>Mineraldünger (MinD)</i>			
Mengen	kg _{TS} ha ⁻¹	Landw. Betrieb	Düngungsrichtlinien / Landw. Beratungsstellen
SM-Konzentration	g _{SM} kg _P ⁻¹	Nation	Qualitätsuntersuchungen
Marktanteile	%	Region	Landw. Genossenschaften
<i>Pestizide (Pest)</i>	kg _{SM} ha ⁻¹ a ⁻¹	Nation	Landw. Richtlinien
<i>Atmosph. (Depo) Deposition</i>	g _{SM} ha ⁻¹ a ⁻¹	Region	Kantonale Umweltschützer Nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL)
Outputfluxe			
<i>Erntegut (Ernte)</i>			
Kulturflächen ³	ha	Landw. Betrieb	Bundesamt für Statistik (BfS).
Kulturtyp ⁴	Kulturklassen	Landw. Betrieb	Landw. Betriebszählung 1996
Erträge	kg _{TS} ha ⁻¹ a ⁻¹	Landw. Betrieb	Betriebliche Buchhaltung
P-Konzentration	g _P kg _{TS} ⁻¹	Landw. Betrieb	Qualitätsuntersuchungen
SM/P-Konzentration	g _{SM} kg _P ⁻¹	Landw. Betrieb	Qualitätsuntersuchungen
<i>Leaching (Leach)</i>			
Bodentypen		Region	Bodenkartierung, Kantonale Umweltschützer
Niederschlag	mm a ⁻¹	Region	Meteorologisches Kantonales Amt
SM-Gehalte im Boden	mg kg _{TS} ⁻¹	Landw. Betrieb	Bodenerhebungen
		Region	Kantonales Bodenbeobachtungsnetz (KABO)

Modellergebnisse PROTERRA-S

- A. Stochastische Verteilung der Input-, Outputfluxe und Netto-Akkumulation von P, Cd, Cu und Zn
- B. Unsicherheitsquellen der Stoffbilanzen (RTU; Root of Uncertainty)
- A. und B. jeweils für
 - regionale Skala (mittlere Stoffbilanzen) und
 - Skala der Landnutzungsklassen LNK (def. durch Betriebstyp, und Kulturtyp)

¹ Tierzahlen von 13 Tiergruppen. ² Es werden 10 Betriebsklassen definiert nach der Tierdichte in Düngergrossvolumen pro Hektar (<0.2 DGVE/ha, 0.2-1 DGVE/ha, 1-2 DGVE/ha und >2 DGVE/ha) sowie nach der vorherrschenden Viehhaltung des Betriebes (Geflügel-, Schweine- und Rindviehhaltung). ³ Kulturflächen von 16 Hauptkulturen. ⁴ Es werden drei Kulturtypen definiert: Naturwiesen und Weiden, Fruchtfolgeflächen, Spezialkulturen (Reben, Obstbau).

bracht werden. Unsicherheiten in der Datenbasis werden in PROTERRA-S mittels Zufallsvariablen (ZV) berücksichtigt, die durch Verteilungstyp, Lage- und Streuparameter charakterisiert sind, z.B. können die Schwermetallgehalte in den Kulturpflanzen durch lognormale Verteilungen definiert werden. Die Lage- und Streuparameter der ZV werden spezifisch für die zu bilanzierende Region hergeleitet. Die Inputdaten der ZV werden mit der Methode "Latin Hypercube" simuliert, wobei Korrelationen zwischen den ZV berücksichtigt werden. Für jeden Inputdatensatz werden die Stoffbilanzen der verschiedenen LNK und der Region berechnet. Die berechneten Netto-Bilanzen beider Skalen werden einer Unsicherheitsanalyse unterzogen (Software UNCSAM; Janssen et al., 1994). Als Unsicherheitsmass wurde der Parameter "Root of Uncertainty" (RTU, in %) ausgewählt, welcher den Beitrag einer ZV an der Varianz der Netto-Bilanz unter Berücksichtigung der Korrelationen zwischen den ZV ausdrückt.

Als Testgebiet wurde die Region Sundgau (Kanton Basel-Land / Solothurn) gewählt, welche 16 Gemeinden mit einer Gesamtfläche von ca. 95 km² umfasst. Das Gebiet erstreckt sich im Süden und Osten über Tafeljura bzw. Faltenjura, in nordwestlicher Richtung bis zu den Ebenen des Oberrheingrabens. Vorherrschende Bodentypen sind Rendzinen bzw. Rendzina-Braunerden im Jura-Gebiet sowie Löss-Parabraunerden und Löss-Pararendzinen im nordwestlichen Teil der Region (Mosimann, 1985). Die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche beträgt ca. 36 km², die mittlere Betriebsgrösse der 200 landwirtschaftlichen Betriebe ca. 18 ha, die mittlere Tierdichte

der Region ist mit 0.93 DGVE/ha etwas niedriger als der schweizerische Mittelwertes von 1.23 DGVE/ha.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 stellt die Modellergebnisse der regional aggregierten Zinkbilanz dar. Der über das Testgebiet gemittelte Netto-Zinkflux in den Oberboden beträgt $750 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einer Standardabweichung von $215 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Variationskoeffizient = 30%). Die dominanten Input- und Outputfluxe der aggregierten Zinkbilanz in der Testregion sind der Eintrag über Hofdünger (38%), der Eintrag durch atmosphärische Deposition (31%) sowie der Austrag mit Erntegut (19%). Da in der Testregion wenig Klärschlamm ausgebracht wird, sind die gemittelten Zinkeinträge mit Klärschlamm von ca $40 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ relativ gering. Der mittlere Zinkaustrag durch die Verlagerung von Zink aus dem Oberboden in tiefere Horizonte beträgt im Mittel lediglich $56 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und spiegelt die hohe Sorptionskapazität der Böden im Testgebiet wieder.

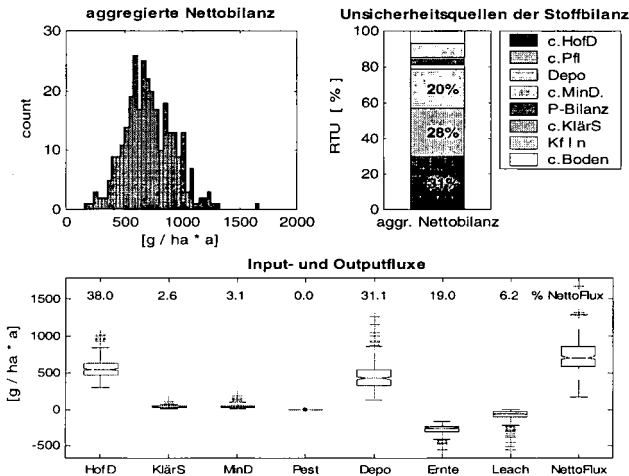


Abb. 1: Aggregierte Zinkbilanz auf regionaler Skala: Histogramm der aggregierten Nettobilanz, Unsicherheitsquellen sowie Verteilung der Input- und Outputfluxe.

Die Unsicherheit der aggregierten Netto-Zinkbilanz stammt zu ca. 31% aus der Variation des Zink/Phosphor Verhältnisses im Hofdünger (9 Tiergruppen), zu 28% aus der Variation der Zinkkonzentration der Kulturpflanzen (13 Kulturpflanzen), zu 20% aus der Streuung der atmosphärischen Depositionswerte und zu 8% aus der räumlichen Variation der HNO_3 -Zinkkonzentration im Oberboden.

Abbildung 2 zeigt die Bilanzergebnisse auf der Skala der LNK für den Kulturtyp Wiesen und Weiden. Die Netto-Zinkfluxe der LNK nimmt mit zunehmender Tierdichte zu, von $382 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Wiesen und Weiden der viehlosen Betriebe bis zu ca. $35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Flächen mit Schweinehaltung $> 2 \text{ DGVE ha}^{-1}$. Letztere LNK bewirtschaftet lediglich 0.3 % der gesamten landw. Nutzfläche. Für den Kulturtyp Wiesen und Weiden stellen flächenbezogen die Betriebe mit Rindviehhaltung 0.2-1 DGVE/ha bzw. 1-2 DGVE/ha mit einem Anteil von 21.3 % resp. 14.7 % die wichtigsten LNK dar. Aufgrund der Bedeutung des Zinkinputs mit Hofdünger und atmosphärischer Deposition sowie des Zinkoutputs mit Erntegut erklärt die Variation der jeweiligen Zinkkonzentrationen zusammen bis zu 85 % der Unsicherheit der Netto-Zinkbilanzen der LNK. Während die Variation der Zinkkonzentration im Hofdünger als Unsicherheitsquelle für die Netto-Zinkbilanz mit zunehmender Tierdichte auf bis zu 65 % ansteigt, nimmt die Bedeutung der Deposition als Unsicherheitsquelle mit zunehmender Tierdichte von 27 % bis auf $< 2 \%$ ab. Die Variation der Pflanzenkonzentrationen erklärt 17 – 27 % der Totalvarianz der Netto-Zinkbilanzen der LNK.

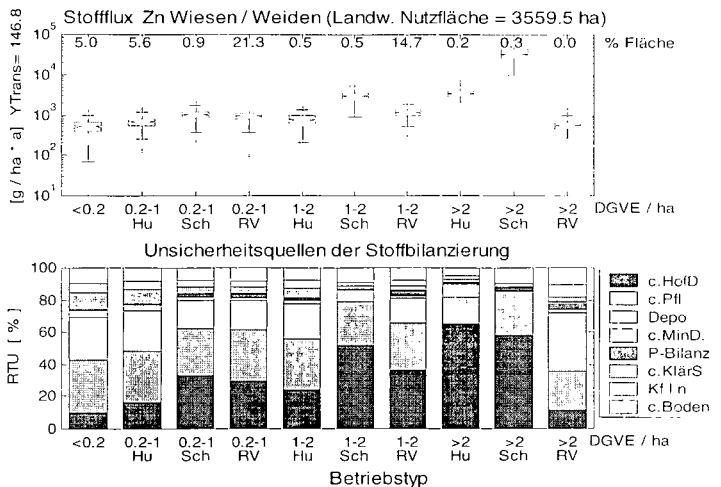


Abb. 2: Zinkbilanz und deren Unsicherheitsquellen auf Skala der Landnutzungsklassen (LNK). Bsp: Kulturtyp Wiesen und Weiden und den Betriebstypen (Hu: Hühnerhaltung, Sch: Schweinehaltung, RV: Rindviehhaltung). Die Zinkstofffluxe wurden zu Darstellungszwecken mit dem Wert +Ytrans (146.8 g ha⁻¹ a⁻¹) transformiert.

Vergleicht man die Netto-Zinkbilanzen der einzelnen LNK mit der mittleren regionalen Bilanz, so finden sich in den LNK mit niedriger Tierdichte um den Faktor 0.5 geringere Netto-Zinkeinträge, während in den LNK mit hoher Tierdichte bis zu 46 Mal höhere Netto-Zinkeinträge zu verzeichnen sind. Landnutzungen mit einem hohen Schwermetall-Akkumulationsrisiko werden also mit einer Bilanzierung auf regionaler Skala nicht erfasst. Die Variationskoeffizienten der bilanzierten Zink-Anreicherung im Oberboden waren bei den LNK etwa doppelt so gross wie der Variationskoeffizient des regionalen Mittels.

Zusammenfassung

Mit der Methode PROTERRA-S können die Input- und Outputfluxe für P, Cd, Cu und Zn in landwirtschaftlichen Böden für Regionen von ca. 100 km² auf stochastischer Basis bilanziert und die Unsicherheitsquellen der Stoffbilanzen quantifiziert werden. Die Modellergebnisse werden für zwei räumliche Skalen berechnet, für die regionale Skala einerseits und für die Skala von Landnutzungsklassen innerhalb der Region andererseits. Für die Umsetzung geeigneter Massnahmen zur Vermeidung von Schadstoffakkumulationen in landwirtschaftlichen Böden steht mit PROTERRA-S ein transparentes, wissenschaftlich erprobtes Instrumentarium zur Verfügung, mit dem die Unsicherheit der Bilanzierungen angemessen mitberücksichtigt werden kann.

Literatur

Janssen, P. H. M., Heuberger, P. and O. Klepper. 1994. UNCSAM: - a tool for automating sensitivity and uncertainty analysis. Environ. Software. Vol. 9, p. 1-11.

Moolenaar SW. 1998. Sustainable Management of Heavy Metals in Agro-ecosystems. PhD thesis. Wageningen Agricultural University, The Netherlands.

Mosimann, T. 1985. Böden der Region Basel. Geographisches Institut der Uni Basel, Klingelbergstr. 16, CH-4065 Basel.

Reiner I., C. Lampert et al. 1996. Stoffbilanzen landwirtschaftlicher Böden von ausgewählten Betriebstypen bei Verwendung von Klärschlamm und Kompost. Wien, TU Wien. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft (AWS).

Schütze G. und H. D. Nagel. 1998. Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge. UBA Texte 19/98.

von Steiger, B. and J. Obrist. 1993. Available Databases for Regional Mass Balances in Agricultural Land. In: Soil Monitoring. Schulin R., A. Desaulles, R. Webster, and B. von Steiger (eds.). Birkhäuser Verlag Basel. p. 35-46.

von Steiger, B. and P. Baccini. 1990. Regionale Stoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Böden mit messbarem Ein- und Austrag. Nationales Forschungsprogramm "Boden" CH-3097 Liebefeld-Bern.

Vries W. de and D. J. Bakker. 1996. Manual for Calculating Critical Loads of Heavy Metals for Soils and Surface Waters. DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research. Wageningen, The Netherlands.

Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft (UL) im Freistaat Sachsen“ – Beispiel für eine nachhaltig ökologisch verträgliche Abfallverwertung

von

LAVES, D.; DITTRICH, B.; KÜHN, I.

1. Ausgangssituation

Seit dem Wirtschaftsjahr 1993/1994 existiert in Sachsen das Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft (UL)“. 1997/98 wurden nach diesem Programm 71,5 % der LF bewirtschaftet. Von 1993 bis 1998 betrug die Förderung 510 Millionen DM. Davon entfallen 75 % auf die EU und 25 % auf das Land Sachsen. Zu den Fördertatbeständen des Programms gehören u.a. die Verpflichtung zur 5jährigen Teilnahme und das Ausbringeverbot für Klärschlamm während dieser Zeit.

Seit 1999 gibt es in Sachsen ein neues UL-Förderprogramm. Es enthält für die Klärschlammverwertung eine Öffnungsklausel.

Das neue UL-Förderprogramm gestattet die Verwertung von Klärschlämmen und Bioabfällen bei deutlich verminderten Schadstofffrachten gegenüber der Klärschlamm- und Bioabfallverordnung.

2. Methodik

Voraussetzung für die Festlegung von zulässigen Schadstoffhöchstmengen bei der Klärschlammverwertung im neuen UL-Förderprogramm waren die

- Bewertung der Cadmium-Bilanzüberschüsse im Hinblick auf die mengen- und zeitmäßige Anreicherung im Boden
- Beurteilung der Qualität (Schadstoffkonzentration) landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme unter Auswertung des seit 1993 in Sachsen geführten Klärschlammkatasters.

In die Cd-Bilanz gingen bei den landwirtschaftlich genutzten Böden Sachsens ein die

- Einträge über
 - Luftdeposition
 - Mineral-, Wirtschaftsdünger und Kalk
- Austräge durch
 - Ernteentzug
 - Auswaschung mit dem Sickerwasser.

Cd-Austräge durch Erosion sind schwer abschätzbar. Sie wurden nicht berücksichtigt, weil mit Wasser und Wind abgetragener Boden häufig andernorts auf Bodenflächen wieder aufgetragen wird und somit Cd nicht ausgetragen, sondern nur verlagert wird.

Zur Abschätzung des Cd-Eintrages über die Luft standen Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie zur Verfügung. Es handelt sich um 217 über ein Jahr entnommene Proben des Luftmeßnetzes Sachsens, das den ländlichen Raum aber nur unvollkommen repräsentiert. Vermutlich ist das der Grund für doppelt so hoch nachgewiesene Cd-Einträge im Vergleich zum Durchschnittswert der BRD. Deshalb ging in die Bilanz der Cd-Eintrag über die Luft mit dem die BRD repräsentierenden Wert des Umweltbundesamtes ein.

Durch Mineral- und Wirtschaftsdünger eingetragenes Cadmium wurde abgeschätzt unter Berücksichtigung der

- Cd-Konzentration (Auswertung der Literatur, eigene Untersuchungen)
- Menge

der jeweils eingesetzten Düngemitteltypen. Die Düngemittelmenge ergibt sich aus

- dem Absatz der Mineraldüngemitteltypen nach Verkaufstatistik
- dem Anfall an Wirtschaftsdüngern gemäß Viehbestand
- der Anpassung der Düngermenge an den Nährstoffbedarf der angebauten Fruchtarten durch Mineraldüngemittelausgleich im Verhältnis zu den abgesetzten Düngemitteltypen.

Cadmiumeintrag durch Kalkung der Böden wurde abgeschätzt aus der

- Cd-Konzentration (Auswertung der Literatur)
- Menge (Absatz gemäß Verkaufstatistik)

in der Landwirtschaft eingesetzter Kalktypen.

Mit der Ernte entzogenes Cadmium ist abschätzbar als gewogenes Mittel aus den

- Cd-Gehalten des Erntegutes (Auswertung der Literatur)
- Erträgen (Sächsischer Agrarbericht)

standortangepaßter Fruchtfolgen anteilig zu den drei Bodenausgangssubstraten in Sachsen (Löß: 50 % LF, Geschiebesubstrat (17), Gebirgswitterungssubstrat (32)).

Cd-Austräge mit dem Sickerwasser wurden abgeschätzt aus der

- Cd-Konzentration des Sickerwassers
- Sickerwassermenge.

Wegen fehlender Ergebnisse zur Cd-Konzentration des Sickerwassers dienten diesbezügliche Angaben zum Grundwasser aus dem Meßnetz des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Die durchschnittliche Cd-Konzentration resultiert aus der Untersuchung von 6 landwirtschaftlich genutzten Standorten, die über 2 Jahre im Herbst und Frühjahr beprobt wurden. Die Eignung dieses Schätzwertes für die Bilanz bestätigen die wenigen dazu in der Literatur vorliegenden Angaben. Bei 6 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (jeweils 2 auf den vorgenannten 3 Sachsen repräsentierenden Bodenausgangssubstraten) wurde die Sickerwassermenge abgeschätzt aus der Differenz: Niederschlag minus Abfluß minus Evapotranspiration nach den Erhebungen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Aus dem gewogenen Mittel der Sickerwassermengen der Bodenausgangssubstrate anteilig an Sachsens LF ergibt sich die durchschnittliche Sickerwassermenge.

Der aus Ein- und Austrägen abgeschätzte Bilanzsaldo dient zur Vorhersage, wann der Bodengrenzwert gemäß Klärschlammverordnung erreicht wird unter

- Berücksichtigung des durchschnittlichen Cd-Hintergrundgehalts landwirtschaftlich genutzter Böden Sachsens
- Annahme einer gleichbleibenden Cd-Akkumulationsrate.

Diese Prognose erfolgt vergleichend für die Varianten

- ohne Klärschlammverwertung
- mit Klärschlammverwertung
 - bei höchstzulässigem Cd-Eintrag gemäß Klärschlammverordnung
 - bei dem Cd-Eintrag mit den landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen in
 - .. Sachsen 1998 außerhalb UL
 - .. der BRD

3. Ergebnisse

Den jährlichen Cd-Einträgen (g/ha) über

- | | |
|---------------------|------|
| - Luftdeposition | 1,93 |
| - Mineraldünger | 1,34 |
| - Wirtschaftsdünger | 0,42 |
| - Kalk | 0,21 |

stehen gegenüber Cd-Austräge (g/ha) durch

- Ernteentzug 0,78
- Auswaschung 0,49.

Der Bilanzüberschuß in Höhe von 2,63 g/ha-a Cd entspricht der jährlichen Akkumulation von 0,58 µg/kg Boden ($4,5 \cdot 10^6$ kg/ha Ackerkrume unterstellt).

Aus dem Cd-Grenzwert des Bodens gemäß Klärschlammverordnung (1,5 mg/kg) und dem Cd-Hintergrundgehalt landwirtschaftlich genutzter Böden in Sachsen (0,37 mg/kg) resultiert der Differenzbetrag von 1,13 mg/kg. Das heißt, der Cd-Grenzwert wird erreicht bei gleichbleibender jährlicher Akkumulationsrate (µg Cd/kg Boden) von

- 0,58 nach ca. 2000 Jahren
- 4,30 nach ca. 250 Jahren (unter Berücksichtigung des maximal zulässigen Cd-Eintrags von 16,7 g/ha · a gemäß Klärschlammverordnung)
- 0,99 nach ca. 1200 Jahren (bei 1,84 g/ha-a Cd-Eintrag durch die in Sachsen außerhalb von UL (1998) landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme)
- 1,13 nach 1000 Jahren (bei 2,45 g/ha-a Cd-Eintrag durch die in Deutschland (1995...1997) landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme).

Als Maßstab für die Festsetzung der zulässigen Schadstoffhöchstgehalte der Klärschlämme bei der Verwertung im Rahmen des neuen UL-Förderprogramms (Tabelle) dienen die wirklichen Cd-Einträge unter Berücksichtigung der landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme in Sachsen und in Deutschland.

Tabelle: Klärschlamm – Schadstoffgehalte

Schadstoff	Klärschlammtauglichkeit gemäß UL-Richtlinie 1999		Landw.verwerteter Klärschlamm in Deutschland ($\bar{x}_{\text{gewog.}}$: 1995...1997)	Grenzwert Klärschlammverordnung
	Höchstwert	Klärschlammverwertung außerhalb UL (\bar{x} : 1993...1998, n:495)		
	[mg/kg TM]	[%]	[mg/kg TM]	
Pb	200	98	68	900
Cd	1,5	40	1,5	10 (5)
Cr	200	94	50	900
Cu	200	57	275	800
Ni	50	95	23	200
Hg	2	92	1,2	8
Zn	1000	77	835	2500
AOX Σ	250	90		500
PCB $_6$	0,6	100		1,2
PCDD/F	15 ¹⁾	70		100 ¹⁾

¹⁾ ng TE/kg TM

Für Cd wurde der Wert auf 1,5 mg/kg TM Klärschlamm festgelegt. Zusammen mit der maximal zulässigen Ausbringemenge von 5 t TM Klärschlamm in 5 Jahren ergibt sich bei Cd der jährliche höchstzulässige Eintrag von 1,5 g/ha. Das entspricht der Akkumulationsrate von 0,918 µg Cd/kg

Boden, so daß der Cd-Grenzwert des Bodens bei Klärschlammverwertung nach UL-Richtlinie in ca. 1250 Jahren erreicht ist.

Gegenüber der Klärschlammverordnung ist der höchstzulässige Cd-Eintrag nach UL-Richtlinie um 90 % abgesenkt. Die Einträge der anderen neun Schadstoffmerkmale sind um 70...90 % reduziert (Abbildung).

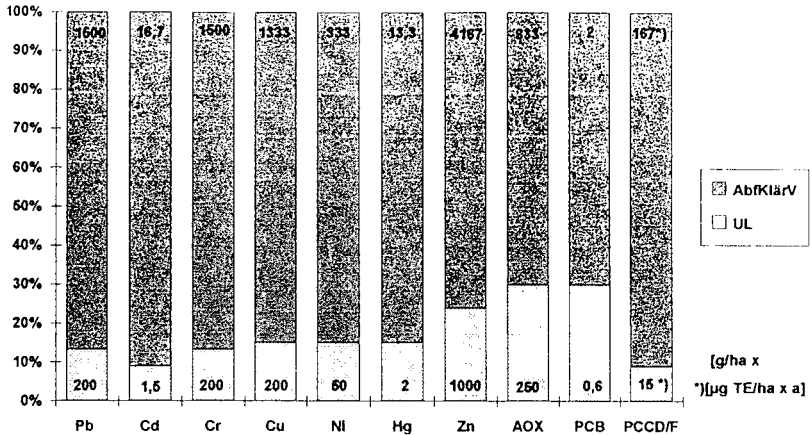


Abbildung: Schadstoffgrenzfrachten von UL-Klärschlamm (AbfKlärV = 100 %)

Von 495 (1993...1998) untersuchten, außerhalb von UL in Sachsen verwerteten Klärschlämmen halten die UL-zulässigen Schadstoffgehalte ein bei Betrachtung

- aller Schadstoffmerkmale : 5 % (25) der Proben
- jedes einzelnen Schadstoffmerkmals: maximal 100 % (PCB₆) bis höchstens 40 % (Cd) (Tabelle).

Die mittleren Schwermetall-Schadstoffgehalte bei ca. 2,8 Mio t TM 1995...1997 landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme lagen z.T. deutlich unter den zulässigen Gehalten des „UL-Klärschlamm“. Setzt man diese gleich 100 %, so erreichen im Vergleich dazu die Schwermetallgehalte der verwerteten Klärschlämme (%) bei Cd (98), Pb (34), Cr (25), Cu (138), Ni (46), Hg (58) und Zn (84). In der Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland an die EU-Kommission fehlen die Angaben zu den organischen Schadstoffen. Deshalb ist hierzu keine Aussage möglich.

Durch Verlängerung der Ausbringzeit um 2 (3 auf 5) Jahre wurden im UL-Förderprogramm die zulässigen Schadstofffrachten bei Bioabfällen um 40 % gegenüber der Bioabfallverordnung verringert.

4. Fazit

Schärfere Regelungen im neuen Förderprogramm zur umweltgerechten Landwirtschaft in Sachsen gegenüber dem Abfallrecht sind bei der Nutzung von Abfällen Anreiz und Garantie für hohe Abfallqualitäten im Sinne einer nachhaltigen, ökologisch verträglichen Abfallverwertung.

Schadstoffbestand der Oberböden im Raum Biebesheim

Lügger, K.; Weidner, E.

Einleitung

Die Region um die Gemeinde Biebesheim im Hessischen Ried ist aufgrund ihrer günstigen naturräumlichen Ausstattung einerseits durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung, andererseits durch zunehmende Bebauung und steigenden Industrieinfluß gekennzeichnet. Im Blickpunkt steht insbesondere die Sonderabfallverbrennungsanlage (SVA) der Hessischen Industriemüll GmbH, Anwohner befürchten durch ihre Emissionen negative Beeinträchtigungen der Boden- und Nahrungsmittelqualität. Vor dem Hintergrund dieses Nutzungskonfliktes wurden in den letzten zwei Jahrzehnten in der Region eine Vielzahl von Bodenanalysen auf Schwermetalle und organische Schadstoffe durchgeführt. Auch gab es einige Untersuchungen, die den fluvialen Schadstoffeintrag in die rezenten Rheinauen im Raum Biebesheim zum Thema hatten. Um die Bodenbelastung der Region zusammenfassend charakterisieren zu können, wurden die diversen vorhandenen Daten gesichtet und zusammengeführt. Insgesamt konnten 310 untersuchte Profile zusammengetragen werden. Auf Schwermetalle wurden knapp 1200 Einzelproben analysiert, bei den organischen Schadstoffen war die Datendichte mit nur 116 Einzelproben deutlich geringer. Die für alle untersuchten Substanzen erstellten Karten gewährleisteten einen schnellen Überblick über die Belastungssituation der Oberböden dieser Region und können helfen, mögliche Schadstoffquellen zu lokalisieren.

Böden und Ausgangsubstrate der Bodenbildung

Das Untersuchungsgebiet läßt sich in die drei Landschaftsräume holozäne Rheinaue, pleistozäne Hochgestadefläche und Neckaraltauenbereich untergliedern. Diese Dreigliederung findet sich entsprechend in der Verteilung der Sedimente und Böden wieder (ROSENBERGER & SABEL, 1997): Auf der Hochgestadefläche sind Bodenformengesellschaften aus jungquartären Sedimenten verbreitet. Es handelt sich größtenteils um Parabraunerden aus mehreren Hochflutlehmen des Rheins über Rheinweiß über Terrassensand/-kies. Daneben findet man im Nordosten der Region Bodenformengesellschaften aus Flugsand (Braunerden mit Bändern) sowie angrenzend an den Neckaraltlauf Gleye und Gley-Pseudogleye. Im Bereich des Neckaraltlaufes sind in erster Linie Pelosole und Pelosol-Gleye aus tonigen Hochflutlehmen bis Hochfluttonen über Rheinweiß und Terrassensand/-kies verbreitet, im nördlichen Teil nehmen außerdem Pararendzinen eine größere Fläche ein. Im Altlauf selbst kommen die Bodenformengesellschaften Niedermoor und Anmoorgley vor. In der holozänen Rheinaue sind kalkhaltige, hydromorphe Böden verbreitet, deren Horizontierung abhängig vom jeweiligen Substrat und dem Einfluß des Grundwassers ist. Geringe Reliefunterschiede, wie bei den Rinnen und Rücken der Umlaufflächen, haben eine Differenzierung in Auenogleye und kalkhaltige Vegen zur Folge. Auf den älteren Umlaufflächen sind v.a. Auenpelosol-Vegen und Auenpelosol-Auenogleye sowie Gley-Vegen und Kalkpaternien verbreitet. In den Altlaufrippen ist die Bodenformengesellschaft Niedermoor zu finden.

Im Hinblick auf die Belastbarkeit der Böden besitzen die carbonatreichen Auenböden der Rheinaue mit tief stehendem Grundwasser und die Parabraunerden des Hochgestades das größte Filtervermögen, wohingegen die Niedermoore und die Auengleye in den Umlaufrinnen sowie die Bodenformengesellschaften auf Flugsand nur ein geringes Filtervermögen aufweisen.

Um die geogenen Grundgehalte der Schwermetalle unterscheiden zu können, ist eine Differenzierung der Ausgangssubstrate erforderlich. In Anlehnung an WEIDNER (1992, 1998) wurde jeder untersuchte Horizont einer von insgesamt 18 Substratgruppen zugeordnet. Jede Substratgruppe besitzt aufgrund ihrer speziellen Genese und ihres charakteristischen Substrataufbaus ein typisches Schwermetallgehaltsspektrum. Um diesen Substrateinfluss auf die Schwermetallkonzentrationen zu überprüfen, wurden für die einzelnen Elemente die Mediane der unterschiedlichen Substratgruppen untergliedert nach Ober- und Unterboden berechnet. Als Beispiel sind in Abb. 1 die Medianwerte von Blei und Kupfer dargestellt. Erwartungsgemäß lassen sich bei allen Elementen die höchsten Schwermetallkonzentrationen in den eher tonigen Substratgruppen und die niedrigsten aufgrund der geringen Bindungsstärke und den niedrigen geogenen Gehalten in den sandigen Substraten antreffen. Basierend auf der Annahme, dass zumindest für die nicht mobilen Schwermetalle die Konzentrationen in den Unterböden den geogenen Grundgehalt widerspiegeln, können anhand der Differenzierung nach Ober- und Unterbodenhorizonten innerhalb der einzelnen Substratgruppen Tendenzen einer anthropogenen Schwermetallanreicherung im humosen Oberboden festgestellt werden. Neben Blei (Abb. 1) läßt sich eine Anreicherung mit deutlich höheren Oberbodenkonzentrationen auch im Falle von Zink und Vanadium ausmachen.

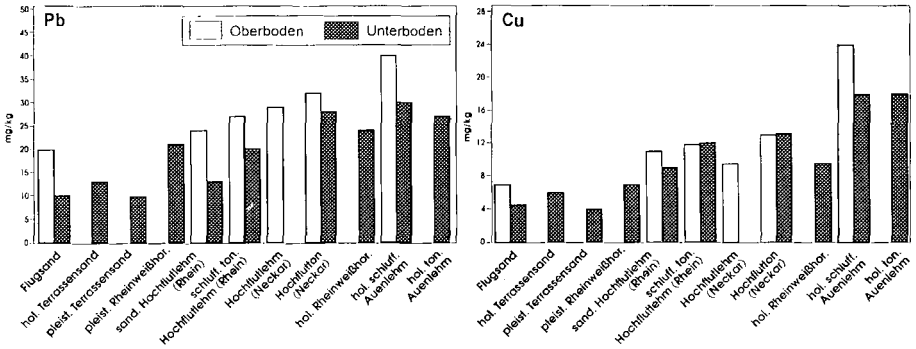


Abb. 1: Schwermetallgehalte der Ober- und Unterböden nach Substratgruppen geordnet am Beispiel der Elemente Blei und Kupfer. Aufgeführt werden nur Substratgruppen, für die eine Fallzahl von n > 15 vorlag.

Räumliche Verteilung der Schwermetallgehalte der Oberböden

Für alle untersuchten 11 Schwermetalle (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, V, Zn) wurden Karten erstellt, die die Belastung der Oberböden der beprobten Standorte wiedergeben. Für die Kartendarstellungen wurde eine Klassifizierung der Daten in 5 Klassen in Anlehnung an den Bodenwert I der Orientierungswerte von EIKMANN und KLOKE (1993) (>25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%, >100% des BW I) durchgeführt. Exemplarisch wird in Abb. 2a die räumliche Verteilung von Zink gezeigt, die charakteristisch für viele der untersuchten Schwermetalle ist. Einerseits ist auf den Karten der erläuterte Substratbezug erkennbar, da die südöstlich Biebesheim verbreiteten Flugsande bei fast allen Elementen deutlich geringere Konzentrationen aufweisen als die beprobten Auen- und Hochflutlehm-/tone. Andererseits fällt die Belastung der rezenten Rheinaue ins Auge. Neben Zink sind auch die Cadmium-, Chrom-, Kupfer- und Blei-Konzentrationen in den Auen-

sedimenten stark erhöht. Hingegen scheint der fluviale Eintrag von Arsen, Nickel, Antimon, Vanadium, Quecksilber und Kobalt geringer zu sein oder kann nicht signifikant belegt werden, da bei einigen Elementen nur wenige Profile im rezenten Überflutungsbereich untersucht wurden.

Räumliche Verteilung der organischen Schadstoffgehalte der Oberböden

Auch für die untersuchten organischen Schadstoffkonzentrationen der Oberböden (PAK, PCB, PCDD/F, HCH, HCB und DDT) wurden Karten erstellt. Aufgrund der geringeren Datendichte war hier jedoch eine Darstellung der absoluten Konzentrationen anhand von Balkendiagrammen möglich. Eine Klassifizierung der Daten wurde nur zur Abbildung der absoluten Häufigkeiten vorgenommen. Als Beispiel für die räumliche Verteilung der organischen Schadstoffgehalte wird in Abb. 2b die Karte der PCDD/F-Belastung der Oberböden wiedergegeben. Neben der ubiquitären Hintergrundbelastung stellt bei einem Großteil der untersuchten Stoffe der fluviale Eintrag durch den Rhein die wichtigste Belastungsquelle dar. Neben den dargestellten PCDD/F- sind insbesondere die PAK-PCB-, und HCB-Gehalte an den Standorten im rezenten Überflutungsbereich stark erhöht. Weiterhin zu lokalisieren ist eine bereits seit Ende der siebziger Jahre bekannte HCH-Belastungsfläche südöstlich Biebesheim, die neben sehr hohen HCH-Konzentrationen auch erhöhte PCDD/F-Gehalte aufweist. Für die übrigen untersuchten Standorte liegen die Schadstoffkonzentrationen im Bereich der Hintergrundgehalte. Eine Ausnahme bildet nur DDT, welches trotz des in Deutschland seit 1972 bestehenden Ausbringungsverbotes auf den meisten Standorten unter Ackernutzung nachgewiesen werden konnte.

Zusammenfassung

Insgesamt entspricht die Belastungssituation für den überwiegenden Teil der untersuchten Schadstoffe den Hintergrundwerten. Abgesehen von den fluvialen Schadstoffeinträgen des Rheins und der HCH-Belastungsfläche läßt sich anhand der vorhandenen Daten keine eindeutige regionale Belastungsquelle lokalisieren. Regelmäßige Analysen der Hochflutablagerungen können Aufschluß über die Entwicklung der vom Rhein ausgehenden Schadstoffbeaufschlagung geben.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse und eine Abbildung aller Karten erfolgt in LÜGGER & WEIDNER (in Vorbereitung).

Schriftenverzeichnis:

- EIKMANN, T. & KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad)Stoffe in Böden. - In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G. & HARRIS, H.-M. (Hrsg.) (1988-97): Bodenschutz. 14. Lfg. X/93, Kennz. 3590: 1-26; Berlin.
- LÜGGER, K. & WEIDNER, E. (in Vorbereitung): Schwermetalle und organische Schadstoffe in Böden der Region Biebesheim (nördliche Oberrheinebene). - Geologisches Jahrbuch Hessen 1999, Band 127; Wiesbaden.
- ROSENBERGER, W. & SABEL, K.-J. (1997): Bodenkarte von Hessen 1:50.000, Blatt L6116 Darmstadt West und Blatt L6316 Worms. - Hess. Landesamt f. Bodenforschung; Wiesbaden.
- WEIDNER, E. (1992): Gutachten über die Schwermetallbelastung der Böden in der Umgebung der Sonderabfall-Verbrennungsanlage Biebesheim. Landkreis Groß-Gerau. - Unveröff. Gutachten, Archiv hess. Landesamt f. Bodenforschung; Wiesbaden.
- WEIDNER, E. (1998): Gutachten über die Schwermetallbelastung der Böden in der Umgebung der SVA Biebesheim (Nahbereich). Landkreis Groß-Gerau. - Unveröff. Gutachten, Archiv hess. Landesamt f. Bodenforschung; Wiesbaden.

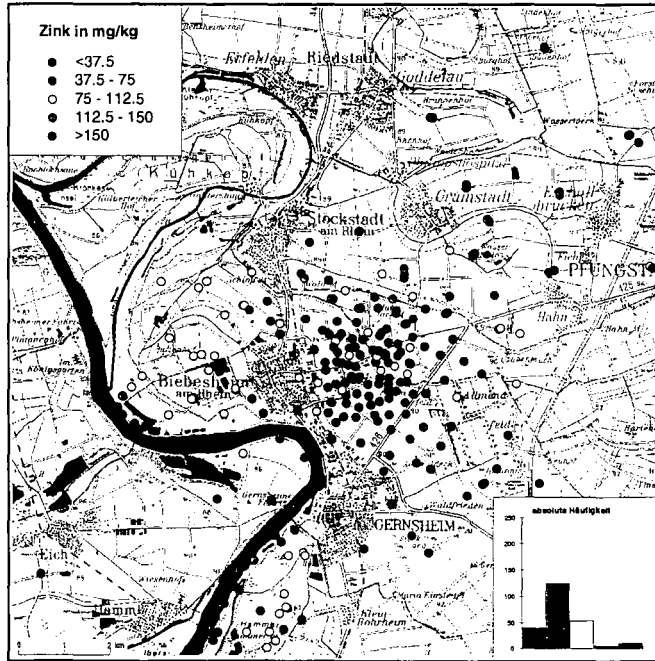


Abb. 2a: Zink-Gehalte der Oberböden in der Region Biebesheim

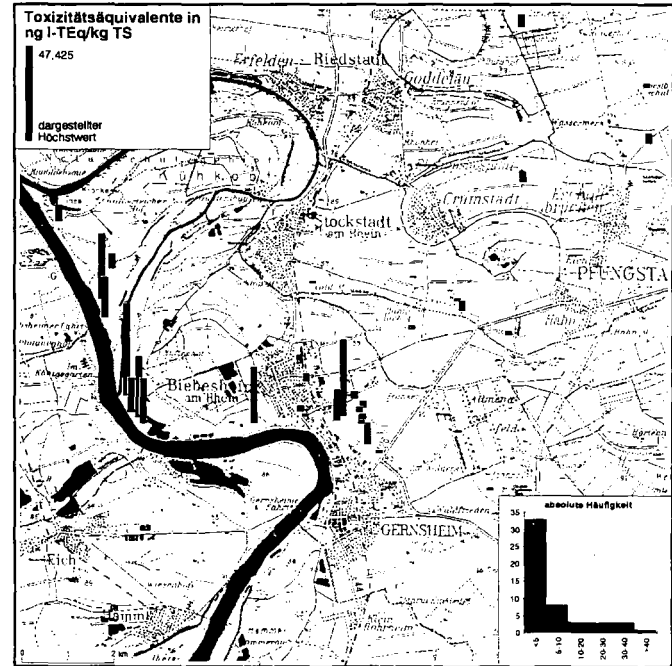


Abb. 2b: PCDD/F-Gehalte der Oberböden in der Region Biebesheim

Bei welchem Wassergehalt sind bindige Böden bearbeitbar?

von

MÜLLER, L., SCHINDLER, U. und M. FRIELINGHAUS *

Die Strukturstabilität bindiger Böden wird maßgeblich vom Wassergehalt beeinflusst. Eine Möglichkeit zum Schutz von Ackerböden vor Strukturschäden durch die Agrartechnik besteht in der besseren Anpassung von Bewirtschaftungsmaßnahmen an das Bodenfeuchteregime. Flächenhafte Vorausschätzungen des Bodenzustandes größerer Regionen hinsichtlich seiner Befahr- und Bearbeitbarkeit könnte aus der Sicht des Bodenschutzes praktisches Interesse erlangen. Dafür werden Richt- und Grenzwerte des Bodenwassergehaltes benötigt.

Auf Standorten mit bindigen Böden wurden sowohl die Bearbeitbarkeit bonitiert als auch die Bodenfeuchte und -dichte meßtechnisch erfaßt.

Die Bodenfeuchte in Wassermasseprozent ist ein geeignetes Kriterium für die Beurteilung der Bearbeitbarkeit. Sie muß auf eine dem jeweiligen Bearbeitungsverfahren adäquate Bodentiefe bezogen werden. Klebrigkeit des Bodens an der Oberfläche schränkt die Bearbeitbarkeit wesentlich ein. Aufgrund schlechterer Anpassung an die Arbeitstiefe sind maschinelle Bearbeitungsverfahren sensitiver hinsichtlich des Bodenfeuchtestatus als Handarbeitsverfahren.

Bei Böden mit Tongehalten > 20% liegt die für die Bearbeitbarkeit kritische Bodenfeuchte etwa an der Ausrollgrenze nach Atterberg, für flache Bearbeitungsverfahren sogar etwas darunter. Die entsprechenden Saugspannungen liegen außerhalb des Meßbereiches von Tensio- metern.

Kritische Wassergehalte zweier Standorte für die Bodenbearbeitung

Bearbeitungs- verfahren	Arbeitstiefe cm	Bodenwassergehalt ¹⁾ [g/100g] und Konsistenzindex			
		Auenton, Tu2		Auenlehm, Ls3	
Pflügen	30	25	1,1	23	0,8
Grubbern	30	24	1,1	20	1,0
Graben mit Spaten	20	30	0,9	24	0,75
Scheibeneggen	7	30	0,9	22	0,9
Eggen	4	28	1,0	18	1,1
Hacken	3	25	1,1	17	1,2
Schleppen	2	23	1,2	17	1,2
Handhacken	1	25	1,1	18	1,1
Walzen	1	22	1,2	17	1,2

1) Bei geringeren Bodenwassergehalten bestehen günstige Bedingungen für das Bearbeiten des Bodens.

*Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Müncheberg.
Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Maßnahmen zur Verminderung der Schadstoffbelastung von Böden auf Wurfscheiben-Schießständen

von

H. Neite^{*)}

1. Einleitung

Beim Schießbetrieb fallen auf Wurfscheiben-Schießständen große Schadstoffmengen an, die insbesondere die Böden belasten. Die Belastung erfolgt durch die Verwendung von Bleischrot und PAK-haltigen Wurfscheiben (=Tontauben). Nach Erhebungen des Umweltbundesamtes ist an den ca. 500 Schießständen in Deutschland mit einer jährlichen Gesamtbelastung von 1.350 Tonnen Blei und 70 Tonnen PAK zu rechnen, wobei die tatsächliche Anzahl an Schießständen und somit die jährliche Gesamtbelastung an Blei und PAK beträchtlich höher sein dürfte. Die in den letzten Jahren durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass auf Schießständen durch Blei und PAK neben der Bodenbelastung auch erhebliche Belastungen des Grundwassers, der menschlichen Gesundheit, von Oberflächenwasser, Pflanzen und Bodenorganismen zu erwarten sind (vgl. Literaturangaben bei NEITE et al. 1999).

Bei langjährig betriebenen Schießständen zeigt sich, dass eine schädliche Bodenveränderung im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes durch Bleischrote und in den Boden eingedrungene oder eingeschwemmte Wurfscheibenreste zumindest in den Auftreffschwerpunkten vorliegen kann. Insbesondere können lange Verweilzeiten im Boden, ein hoher Säuregrad des Bodens, Einträge von Säurebildnern mit der atmosphärischen Deposition sowie ein hoher Anteil organischer Substanz (z.B. in Moorböden) zu einer zunehmenden Mobilisierung von Blei führen. Da sich zahlreiche Schießstände auf sorptionsschwachen Böden befinden oder daran angrenzen, können von den Schadstoffkonzentrationen im Boden ausgehende künftige Belastungen des Grundwassers nicht ausgeschlossen werden.

Aufgrund dieser Problematik wurde von einer gemeinsamen Arbeitsgruppe (UMK-AG) der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), in Zusammenarbeit mit der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), der Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) und dem Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) einen Bericht zur Problematik der Umweltbelastungen auf Wurfscheiben-Schießständen erarbeitet (UMK-AG 1998).

^{*)} Dr. Heinz Neite, Landesumweltamt NRW, Wallneyer Str. 6, D-45133 Essen.

Tel.: 0201/ 7995-1150, FAX: 0201/ 7995-1574, E-Mail: heinz.neite@essen.lua.nrw.de

2. Untersuchung, Bewertung

Bei der Untersuchung von Wurfscheiben-Schießständen werden verschiedene Phasen von der Erfassung, Typisierung, orientierenden Untersuchung bis zur Detailuntersuchung unterschieden (UMK-AG 1998). Mit einem Minimalprogramm soll bei betriebenen Schießständen eine grobe Gefährdungsabschätzung durchgeführt werden, an die sich ggf. weitere Detailuntersuchungen anschließen können.

Bei der Bewertung der Untersuchungsergebnisse müssen die unterschiedlichen Schutzgüter und Wirkungspfade berücksichtigt werden. In der Tab. 1 sind Prüf- und Maßnahmenwerte sowie Zielvorgaben zur Bewertung der Blei- und PAK-Belastung verschiedener Schutzgüter auf Wurfscheiben-Schießständen angegeben. Bei Überschreitungen der genannten Werte sind weitere Sachverhaltsermittlungen zur Gefährdungsabschätzung (z.B. Untersuchung tieferer Schichten, ggf. auch Grundwasseruntersuchungen) erforderlich.

Tab. 1: Prüf- und Maßnahmenwerte sowie Zielvorgaben zur Bewertung der Blei- und PAK-Belastung verschiedener Schutzgüter und Nutzungen im Bereich von Wurfscheiben-Schießständen

Schutzgut		Methode	Einheit	Blei	PAK	Literatur
Grundwasser	Prüfwerte	Bodenwasser	µg/l	25	0,2	BBodSchV 1999
Menschliche Gesundheit (Park- und Freizeitanlagen)	Prüfwert	Königswasser-aufschluss	mg/kg	1.000	-	BBodSchV 1999
Pflanze (Acker)	Prüfwert	Ammonium-Nitrat-Extrakt	mg/kg	0,5	-	BBodSchV 1999
Pflanze (Grünland)	Maßnahmenwert	Königswasser-aufschluss	mg/kg	1200	-	BBodSchV 1999
Sediment	Zielvorgabe	Königswasser-aufschluss	mg/kg	100	-	LAWA 1997
Oberirdisches Gewässer	Zielvorgaben	direkte Wasser-Untersuchung	µg/l	50	0,2	LAWA 1997

3. Maßnahmen

Sanierung

Haben die Untersuchungen und die Bewertung an einem Wurfscheiben-Schießstand ergeben, dass von Bodenverunreinigungen eine Gefahr für ein Schutzgut ausgeht oder bereits ein Schaden eingetreten ist, so sind Maßnahmen zur Gefahrenabwehr bzw. Störungsbeseitigung durchzuführen. Grundsätzlich lassen sich Sofortmaßnahmen, Sanierungsmaßnahmen (Dekontaminations- und Sicherungsmaßnahmen) sowie Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen unterscheiden. An Sanierungsmaßnahmen, ggf. auch an Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen, schließen sich in der Regel Nachsorgemaßnahmen zur Überwachung des Sanierungserfolges oder des Langzeitverhaltens bei relevanten Restbelastungen an.

Substitution

Als einzige marktfähige Alternative für Bleischrot kommt nach derzeitigem Kenntnisstand ausschließlich Eisenschrot (=Weicheisenschrot) in Betracht. Mit einer Umstellung auf Eisenschrot kann eine Reduzierung des Bleieintrages um mehr als 99 % erreicht werden. Als Voraussetzung für die Verwendung von Eisenschrot auf Schießständen wären neben internationalen Regelungen für das Turnier-Schießen dann auch die Jägerprüfungsordnungen der Bundesländer, die das Schießen mit Bleischrot vorschreiben, anzupassen.

Der Einsatz PAK-arme Wurfscheiben (< 50 mg/kg, Summe der 16 EPA-PAK) wird bereits in der Praxis getestet. Dabei werden die technischen Anforderungen bzgl. Brucheingenschaften oder Ballistik erfüllt. Die Verwendung PAK-armer Wurfscheiben hat neben der Verringerung der Schadstoffeinträge in den Boden auch den Vorteil, dass sich für die Wurfscheibenreste einfachere und kostengünstigere Entsorgungswege ergeben. Neben PAK-armen Wurfscheiben stehen bereits PAK-freie Wurfscheiben zur Verfügung.

Verminderung des Einsatzes von Bleischrot

Als Möglichkeit zur Verringerung des Einsatzes von Bleischrot sollte zukünftig geprüft werden, ob der Übungsbetrieb auf Schießständen z.B. für die jagdliche Aus- und Fortbildung auch mittels geeigneter Simulationstechniken (z.B. Laserschießen) durchgeführt werden kann. Ein Anlage hierzu wurde bereits in Hünxe (NRW) errichtet und für das Jägerprüfungsschießen zugelassen.

Anforderungen an den zukünftigen Betrieb

Solange auf Schießständen weiter mit Bleischrot geschossen wird, sind die Auswirkungen der Bleieinträge durch geeignete Schutzmaßnahmen zu vermindern. Hierzu kommen nach derzeitigem Kenntnisstand insbesondere folgende Verfahren in Betracht:

- bodennahe Auffangeinrichtungen (Folien, Rollrasen, Bodennetze u.a.),
- regelmäßig austauschbare Feinsandschichten, z.B. mit Geotextilien als Unterbau,
- Auffangnetze und
- sog. Wall-Anlagen.

Beispiele aus der Praxis haben gezeigt, dass in der Regel Kombinationen der Verfahren eingesetzt werden. Als Ausschlussflächen für den Betrieb von Schießständen gelten sensible Standorte, wie Überschwemmungsgebiete, Feuchtgebiete, Gebiete mit hoch anstehendem Grundwasser, an Oberflächengewässer angrenzende Bereiche, Biosphärenreservate, Landschafts-, Naturschutz-, Heilquellen- und Trinkwasserschutzgebiete, Moore, Flächen mit seltenen oder wertvollen Böden und Bereiche, deren Böden pH-Werte kleiner 4 aufweisen. Künftig sollte eine Konzentration des Schießbetriebes auf möglichst wenige Anlagen angestrebt werden.

Entsorgungswege (Verwertung, Beseitigung)

Als Entsorgungswege für die auf Wurfscheiben-Schießständen anfallenden Abfälle kommen die in Tab. 2 genannten Möglichkeiten in Betracht.

Tab. 2: Verwertungs- und Beseitigungswege für auf Schießständen anfallende Abfälle

Material	Verwertungsweg	Beseitigungsweg
Wurfscheiben	<u>gering belastet:</u> Versatz unter Tage gem. LAB (1996)	<u>gering belastet:</u> gem TA Siedlungsabfall (1993); <u>hoch belastet:</u> gem TA Abfall (1991)
Bodenmaterial	<u>gering belastet:</u> Z 2-Verwertung gem. LAGA (1995) oder Verwertung gem. LABO (1996) oder Versatz unter Tage gem. LAB (1996)	<u>gering belastet:</u> gem. TA siedlungsabfall (1993); <u>hoch belastet:</u> gem TA Abfall (1991)
Bleischrot	Verwertung in einer Bleischmelze	-
Hülsen/ Schrotbecher	energetische Verwertung z.B. in Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle	-

4. Ausblick

Aufgrund der in dem Bericht der UMK-AG (1998) dargestellten Anforderungen und der neuen bodenschutzrechtlichen Vorgaben wird in Nordrhein-Westfalen zunächst eine Bestandsaufnahme aller Wurfscheiben-Schießstände durchgeführt. Anschließend soll aufgrund der erfassten Kriterien eine Prioritätensetzung der aufgenommenen Schießstände im Hinblick auf den Untersuchungs- und Sanierungsbedarf vorgenommen werden.

5. Literatur

- UMK-AG (1998): Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz: Bodenbelastungen auf Schießplätzen. Von der 51. Umweltministerkonferenz verabschiedeter Bericht. November 1998, 116 S., unveröffentlicht.
- BBodSchV (1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999. Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 36, ausgegeben am 16. Juli 1999, S. 1554-1582.
- LAWA (1997): Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. LAWA-AK "Zielvorgaben". Stand: Juni 1997.
- NEITE, H., BANNICK, C.G., BERTRAM, H.-U., ECKER, P., FRIEDMANN, I., HÜLSENBUSCH, M., KÖNIG, W. und T. NÖLTNER (1999): Bodenbelastungen auf Wurfscheiben-Schießständen. Bodenschutz 2/99, 53-56.

Digitale Bodenbelastungskarten Iserlohn

Oelze, U.¹⁾, Baller, T.¹⁾, Reinirkens, P.¹⁾, Rütter, M.²⁾

Einführung

Digitale Bodenbelastungskarten sind stoffspezifizierte Karten, die im Maßstab 1 : 50.000 flächenhaft die Belastung von Böden mit persistenten Schadstoffen (Schwermetallen, PAK und PCB) sichtbar machen. Das Land Nordrhein-Westfalen fördert deren Erstellung als Planungsgrundlage für kommunale Gebietskörperschaften.

Die Methode zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten ermöglicht es, Daten über Stoffgehalte in Böden durch Zuordnung zu homogenen Raumeinheiten, bestehend aus gleichen geogenen Grundgehalten, gleicher Nutzung und Zugehörigkeit von Überschwemmungsgebieten, zu ermitteln. Nach der Korrektur von Einflußfaktoren und durch eine geostatistische Interpolation entstehen als Ergebnis Karten, die flächenhaft die geschätzten Stoffgehalte in Oberböden darstellen.

Lage des Untersuchungsgebietes

Der Beispielraum Iserlohn liegt am Nordrand des Bergisch-Sauerländischen Gebirges. Das Stadtgebiet umfaßt eine Größe von ca. 125 km² und erstreckt sich vom 100 m ü. NN gelegenen Ruhrtal im Norden zu der 500 m ü. NN gelegenen Hochfläche des Märkischen Oberlandes im Süden. Unter geologischen Aspekten differenziert sich Iserlohn in 3 Großeinheiten, den Norden mit oberkarbonischen Sand-, Silt- und Tonsteinen, den mittleren Teil mit mitteldevonischen Massenkalken und den Südtail mit ober- bis mitteldevonischen Sand-, Silt- und Tonsteinen. Weite Teile des Grundgebirges sind mit weichseleiszeitlichem Löß überdeckt. Die vorherrschenden Bodeneinheiten in Iserlohn sind geschichtete, zum Teil durchschlammte Braunerden und Pseudogley-Braunerden aus pleistozänen Schuttdecken und Fließerden.

¹⁾ Institut für Stadtökologie & Bodenschutz, Alfred-Herrhausen Str. 44, 58455 Witten

²⁾ Stadt Iserlohn, Umweltamt, Werner-Jakobi-Platz 12, 58636 Iserlohn

Vorgehensweise

Die Grundlage zur Erstellung von flächenhaften Darstellungen der stofflichen Belastung von Oberböden sind punktuelle Daten und raumbezogene Informationen. Dazu zählen als punktuelle Daten, Informationen über Stoffgehalte aus vorangegangenen Untersuchungen. Beispielsweise konnten für das Iserlochner Projekt u. a. Daten von etwa 100 Standorten des Schwermetalluntersuchungsprogrammes der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Münster (CRÖßMANN 1983/1985) sowie 30 Standorte, die im Rahmen einer Diplomarbeit beprobt wurden (OELZE 1997), eingehen. Für die Erstellung der vorläufigen Ergebniskarten lagen insgesamt 144 Datensätze vor.

Die Nachuntersuchung ergab eine zusätzliche Beprobungszahl von 43, so daß zukünftig eine ausreichende Anzahl von Daten eingestellt werden kann, um die vorläufigen Ergebnisse abzusichern und zu verfeinern. Als Rauminformation sind digitale Daten über oberflächennahe Gesteine, Landnutzung und Überschwemmungsgebiete einzubeziehen. Es fließen in das Projekt ausschließlich Daten aus naturnahen Böden der Nutzungen Acker, Grünland und Wald ein. Zur Bewertung der jeweiligen Stoffgehalte ist es wichtig, zwischen geogenen und anthropogenen Anteilen zu differenzieren. Daher werden aus den oberflächennahen Gesteinen lithologische Einheiten gebildet, denen die spezifischen geogenen Gehalte zugrunde gelegt werden.

Ergebnisse

Die vorläufigen Ergebnisse der digitalen Bodenbelastungskarten zeigen für einige Regionen des Stadtgebietes Auffälligkeiten mit zum Teil hohen Belastungen besonders für die Metalle Blei und Zink. Die Abbildung 1 zeigt ein Zwischenergebnis für Zink. Dargestellt sind die geschätzten Zinkgehalte in den Oberböden. Erkennbar sind deutliche Schwerpunkte mit hohen Gehalten. Ursachen der anthropogenen Belastung sind in Iserlohn neben dem Eintrag von Stoffen durch den Ferntransport aus dem westlich angrenzenden rheinisch-westfälischen Industriegebieten auch Immissionen durch ansässige Gewerbe- und Industriebetriebe. Ein entscheidender Einfluß ist hierbei die Rolle Iserlohns als Zentrum der metallverarbeitenden Industrie. Durch die Gewinnung von Eisenerz und Galmei vor Ort wurde schon seit dem späten Mittelalter die Herstellung und Verarbeitung von metallischen Produkten betrieben. Die industrielle Produktion vom Metallerzeugnissen und deren Begleitprodukten, wie zum Beispiel Schwefelsäure besteht seit über 200 Jahren. Im Besonderen ist die Herstellung von Kleiseisenerzeugnissen, Draht, Messing und Bronzeware zu erwähnen (Herstellung u. a. von Kettenhemden, Tabakdosen, Nadeln und Tafelmessing). Neben Eisen wurde somit auch im großen Umfang Zink und Kupfer verarbeitet. Diese Metalle, sowie Blei als Begleitmetall des Galmei, gelangten dabei über verschiedene Pfade in die Umwelt und reichern sich im Boden an. Berichte über Umweltverschmutzungen durch örtliche Industrie- und Gewerbebetriebe bezeugen schon Mitte des 19. Jh. eine massive Beeinträchtigung der Lebensraumqualität.

Beispielsweise finden wir heute in den Böden in einem Umkreis von etwa 2 km um die ehemalige Zinkhütte (Produktionszeit von 1863-1925) im Stadtteil Letmathe (BETTGE 1987), deutlich erhöhte Zink- und Bleigehalte in den Oberböden (siehe Abbildung 1). Bei den damals angewandten Verhüttungsverfahren gingen etwa 10-15% des im Erz ursprünglich enthaltenen Metalls verloren, wobei ein Teil durch die Wandungen der Destillationsöfen in die Umwelt entweichen konnte.

Erwartungsgemäß ist die Schadstoffbelastung in den durch Frühindustrialisierung geprägten Gebieten der Stadt am größten. Unter diesem Aspekt sind auch die hoch belasteten Überschwemmungsgebiete des Baarbaches mit dem Hintergrund zu sehen, daß dieser Bach, an dem sich viele Betriebe niederließen, auch einen Großteil der innerstädtischen Industrieentwässerung gewährleistete. Dieser Bereich ist in Abbildung 1 als mäandrierende Linie deutlich zu erkennen.

Am Nordrand des Stadtgebietes zeigen die dunklen Bereiche die Überschwemmungsgebiete der Ruhraue. Hier lag ein hoher Untersuchungsbedarf vor, der durch die Nachuntersuchungen abgedeckt wurde. Es zeichnet sich durch die ermittelten Untersuchungsergebnisse jetzt schon ab, daß sich die in den Ruhrauen dargestellten Werte nicht bestätigen, sondern diese auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegen werden.

Bemerkenswert sind gleichfalls die höheren Belastungen der walddreichen Regionen des südlichen Stadtgebietes gegenüber den überwiegend landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Norden. Diese Auffälligkeit kommt vor allem bei der hier nicht abgebildeten Bleiergebniskarte zum tragen. Die Begründung liegt zum einen darin, daß der Süden eher durch Frühindustrialisierung geprägt ist als der Norden und zum anderen, daß die Auflagehorizonte und die Oberböden der Waldstandorte erfahrungsgemäß aufgrund der Interzeptionsdeposition durch Blätter und Nadeln von allen Nutzungsformen am stärksten mit Schadstoffen belastet sind.

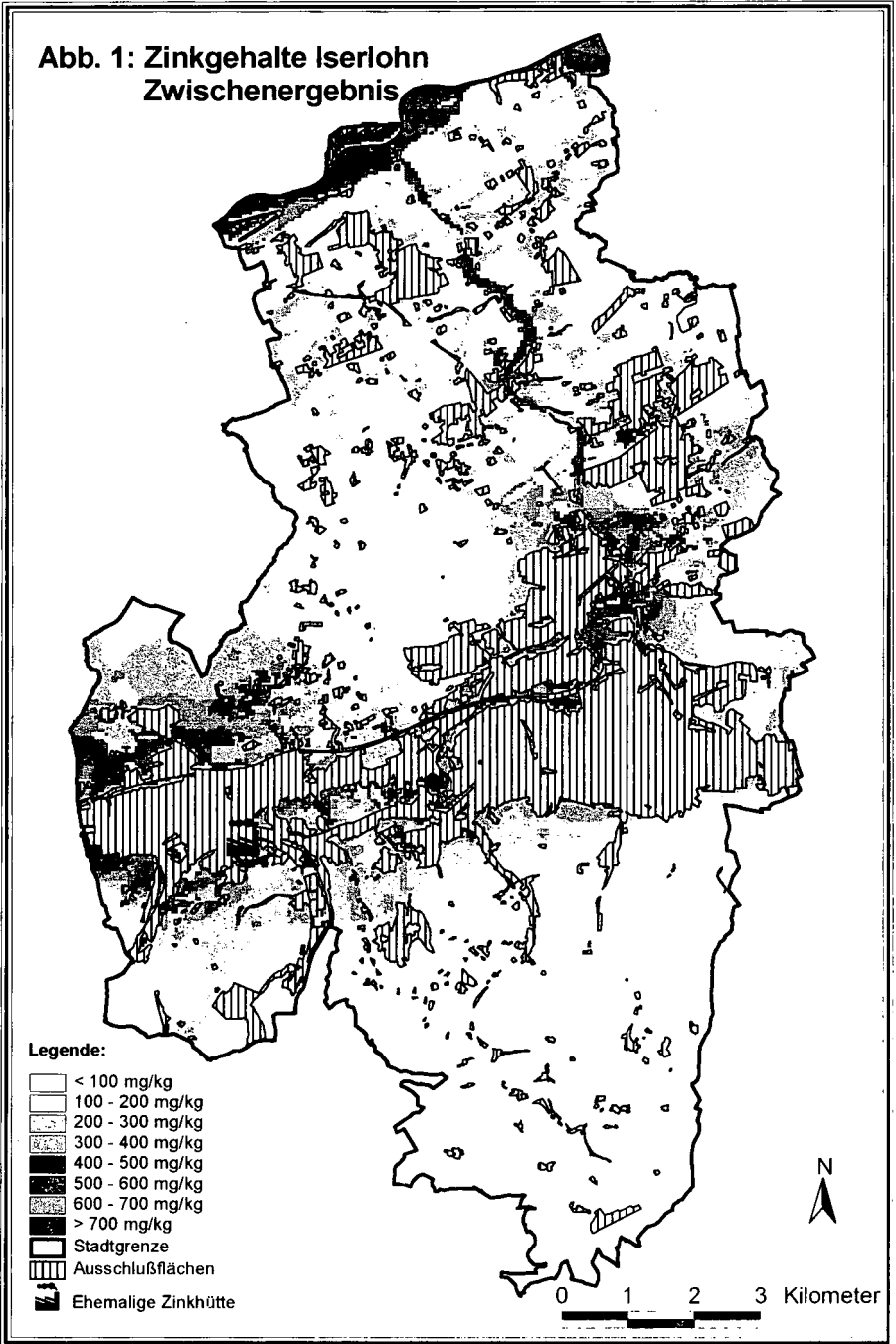
Schlußbemerkung

Die Möglichkeiten des Umgangs mit digitalen Bodenbelastungskarten und deren Interpretation sind vielfältig. Wie an dem Beispielraum Iserlohn aufgezeigt, liefern sie kausale Zusammenhänge von Belastungsursachen, zeigen Belastungsräume auf und können als Grundlage bei der Aufstellung von Flächennutzungsplänen oder Bebauungsplänen eingesetzt werden.











Literatur

- | | |
|-------------------------------|--|
| BETTGE, G. (1987): | Iserlohn Lexikon; Stadt Iserlohn |
| CRÖBMANN, G. (1983/1985): | Schwermetalle in landwirtschaftlich genutzten Böden des Märkischen Kreises, Lüdenscheid |
| OELZE, U. (1997): | Stoffliche Belastung von Böden in Iserlohn (Diplomarbeit), Märkische Fachhochschule Iserlohn |
| REINIRKENS, P. et al. (1998): | Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten –Ergebnis- und Erfahrungsbericht-, Witten |

**Abb. 1: Zinkgehalte Iserlohn
Zwischenergebnis**



Legende:

-  < 100 mg/kg
-  100 - 200 mg/kg
-  200 - 300 mg/kg
-  300 - 400 mg/kg
-  400 - 500 mg/kg
-  500 - 600 mg/kg
-  600 - 700 mg/kg
-  > 700 mg/kg
-  Stadtgrenze
-  Ausschußflächen
-  Ehemalige Zinkhütte



0 1 2 3 Kilometer

Indikationskonzept zur Ableitung von Schadverdichtungsgefährdungsklassen nach der mechanischen Belastbarkeit der Böden für Nordostdeutschland

von

Petelkau, H.* , Frielinghaus, M.** , Seidel, K.** und Thiere, J.**

Einleitung

Das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) fordert im § 17, durch „gute fachliche Praxis“ bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung „die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource“ zu gewährleisten. Als vorrangige Teilaspekte werden u.a. hervorgehoben, daß

- die Bodenbearbeitung unter Berücksichtigung der Witterung grundsätzlich standortangepaßt zu erfolgen hat,
- die Bodenstruktur erhalten und verbessert wird,
- Bodenverdichtungen, insbesondere durch Berücksichtigung der Bodenart, Bodenfeuchtigkeit und des von den zur landwirtschaftlichen Bodennutzung eingesetzten Geräte verursachten Bodendrucks, soweit wie möglich vermieden werden.

Es unterliegt keinem Zweifel, daß die Umsetzung dieser Forderungen, ihre praktische Realisation und deren Kontrolle auf Dauer nur gelingt, wenn für die mechanische Belastung des Bodens ebenso wie für den Stoffeintrag Grenz- oder Richtwerte, basierend auf meßbaren Kriterien, vorgegeben werden. Um unzulässige technogene Bodenverdichtungen (**Schadverdichtungen**) zu vermeiden, ist der Bodendruck der in der Feldwirtschaft verwendeten Traktoren, Maschinen, Geräte und Transportfahrzeuge standortabhängig so zu begrenzen, daß keine bleibende oder nachhaltige Verformung des Bodens im Wurzelraum hervorgerufen wird, die über pflanzenökologisch, funktional definierte Limits hinausgeht. Aus dieser Sicht kennzeichnet der Begriff "Schadverdichtung landwirtschaftlicher Böden" den Anstieg der Lagerungsdichte in der Ackerkrume und im Unterboden durch den Bodendruck von Fahrwerken und Bodenbearbeitungswerkzeugen über die Grenzen des Bereichs der optimalen Lagerungsdichte hinaus.

- **Optimale Lagerungsdichte:** Substratspezifischer Lagerungsdichtebereich von Krumen- und krummennahen Unterböden, bei dem solche Porositäts- und Festigkeitsbedingungen vorliegen, die für Durchwurzelbarkeit, Bodenluft-, Wasser- und Wärmeleitung sowie Transformations- und Regulationsprozesse optimale Voraussetzungen bieten, so daß das Fruchtbarkeitspotential der Böden standortabhängig bestmöglich verwertet und hohe Pflanzenerträge erzielt werden können.
- **Pflanzenökologischer Verdichtungsgrad:** Anstieg der Lagerungsdichte (LD) über den oberen Grenzwert des substratspezifischen optimalen Lagerungsdichtebereiches (GW 1) hinaus
 - * - um $0,05 \text{ g/cm}^3$ = mäßig schadverdichtet (GW 2)
 - * - um $0,10 \text{ g/cm}^3$ = erheblich schadverdichtet (GW3)
 - * - um $0,15 \text{ g/cm}^3$ = stark schadverdichtet
 - * - um $0,20 \text{ g/cm}^3$ = sehr stark schadverdichtet

Es kann damit gerechnet werden, daß die Strukturregeneration im Bereich der Ackerkrume nach technogener Verdichtung durch mechanische Lockerung initiiert wird und unter dem Einfluß biogener und Witterungseinflüsse relativ kurzfristig gelingt, solange der Grenzwert GW3 nicht überschritten wird. (Zu den Auswirkungen auf die Pflanzenerträge s. Abb. 3.)

- **Belastbarkeit:** Standortspezifisch zulässige mechanische Bodenbelastung, die in Abhängigkeit von Bodenart, Bodentyp, Unterbodengefüge und aktuellem Bodenwassergehalt nicht zur Schadverdichtung von Krume und Unterboden führt
- **Befahrbarkeit:** Bodenzustand, der in Abhängigkeit von der Bodenfestigkeit als Funktion von Lagerungsdichte und Bodenfeuchte (Konsistenz) die schlupfarme Abstützung/Übertragung von Antriebs- und Zugkräften, also die Fortbewegungsfunktion von Traktoren und Arbeitsmaschinen, gewährleistet.

Pragmatische Lösungen für den Bodenschutz vor Schadverdichtung setzen voraus, daß der Praktiker genügend Möglichkeiten hat, auf bodenartabhängige und -zustandsbedingte Begrenzungen der Belastbarkeit technisch-technologisch zu reagieren. Das bedeutet, daß seitens der Industrie Landmaschinen und Fahrzeuge für die Feldwirtschaft in genügender Typen- bzw. Variantenvielfalt angeboten werden müssen, um eine bodenschonende Bewirtschaftung bei unterschiedlichen Bodenbedingungen zu ermöglichen. Es wäre jedoch unrealistisch, eine feingestufte Anpassung an alle Bodenarten und Bodenfeuchtezustände zu verlangen oder anzustreben. Wohl aber ist es möglich, die Böden nach ihrer Druckverträglichkeit bzw. Verdichtungsempfindlichkeit zu einer begrenzten Anzahl von SchadverdichtungsGefährdungsklassen (SVGK) zu gruppieren, für die geeignete Maschinen- und Fahrzeugsysteme entwickelt und angeboten werden müßten (KTBL-Arbeitspapier 266/1998).

Material und Methoden

Eine solche Gruppierung in SVGK wurde für die Brandenburger mineralischen Ackerböden auf der Basis der **Technologischen Vergleichsstufen (VST)** (Thiere u.a. 1991) vorgenommen. Die Einstufung beruht auf den charakteristischen Substratverhältnissen der Bodendecke, wie sie in den **Standortgruppen der MMK (StG)** zusammengefaßt sind. Die Körnungsarten der MMK und die Bodenarten der KA 4 sind über die jeweiligen Körnungsschwerpunkte abgeglichen worden.

Im Ergebnis langjähriger Feld-, Modell- und Gefäßversuche des vorm. FZB Müncheberg und seiner Kooperationspartner sind substratspezifische **Optimalbereiche der Lagerungsdichte** für Krumen- und krumennahe Unterböden abgeleitet (Petelkau in Kundler 1989) und experimentell hoch gesicherte Beziehungen zwischen der Lagerungsdichte im Ap-Horizont und den Erträgen der wichtigsten landwirtschaftlichen Fruchtarten quantifiziert worden (Petelkau 1989).

Bei den **Fahrwerkseinwirkungen** durch Maschinen und Transportmittel, deren Fahrgeschwindigkeit auf dem Acker um 3 m/s (1,5...7 m/s) beträgt, handelt es sich um **Momentbelastungen**. Deshalb ist (abweichend von der baugrundmechanischen Methodik der ödometrischen Langzeit-Druck-Setzungs-Versuche) das Spannungs-Verformungs-Verhalten von Ackerböden im Erstverdichtungsbereich mittels spezieller Kompressions- und Schertests (**KST**) (Petelkau u.a. 1988) untersucht worden. Dabei sind Bodenproben zahlreicher unterschiedlicher Standorte stufenweise ansteigenden Stempeldruck-Momentbelastungen ausgesetzt und die bleibenden Verformungen gemessen worden. Als Funktion von Substrat und beweglicher Bodenfeuchte ergaben sich straffe quasilineare Abhängigkeiten der Lagerungsdichte vom aufgewendeten Druck. Aus dem umfangreichen, regressionsanalytisch geglätteten Datenmaterial konnte eine nach Ton- und Schluffgehalt gegliederte Datei des Druck-Verdichtungsverhaltens aller ostdeutschen Böden mit nennenswerter Verbreitung bei kurzzeitiger Fahrwerkseinwirkung sowie abhängiger bodenphysikalischer Parameter (hydrologische Potentiale, Lagerungsdichte) entwickelt werden.

Für die Berechnung der **Druckfortpflanzung** (Tiefenwirkung des Raddrucks) sind die Verfahren nach NEWMARK (aus DVVK-Merkbl. 234/1995) und nach dem (modifizierten) GUS-Standard GOST 26955-86 "Normen für die Einwirkung von Fahrwerken auf den Boden" (Belkowski u.a. 1989) eingesetzt worden.

Aus den gut beprobten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) des Landes Brandenburg ließen sich typische, für die verschiedenen SVGK bzw. StG repräsentative Bodenprofile auswählen. Dies ermöglichte spezifische, verallgemeinerbare Modellrechnungen der Druckfortpflanzung zur

Bemessung der zulässigen **Radlasten** in Abhängigkeit von **Kontaktflächendruck**, Größe der Aufstandsfläche und den relevanten Bodenzustandsgrößen.

Ein erfolversprechender Lösungsansatz zur quantitativen Darstellung der Effekte des Verdichtungsfaktors **Überrollhäufigkeit** ergab sich aus praxisnahen Überrollversuchen mit realen Fahrwerks-elementen, in denen die Wirkung des Mehrfachbefahrens von Spurbahnen sowohl bei kurzen als auch bei längeren Zeitabständen zwischen den wiederholten Spurbelastungen ermittelt wurde.

Ergebnisse und Diskussion

Als Teilleistung des Instituts für angewandte Umweltforschung **ÖKOTEC**, Berlin, liegt eine topografische Übersichtskarte "Potentielle Verdichtungsgefährdung der Böden im Land Brandenburg" vor, in der die Zuordnung der Böden zu fünf SVGK wie folgt vorgenommen wurde:

1 = gering..., 2 = mäßig..., 3 = erheblich..., 4 = stark.. und 5 = sehr stark schadverdichtungsgefährdet. In Übereinstimmung mit unseren früheren Erhebungen zur Verbreitung von Schadverdichtungen weist die Karte aus, daß der größte Teil des Bodenfonds in Brandenburg den SVGK 3, 4, 5 "erheblich bis sehr stark verdichtungsgefährdet" zuzuordnen ist.

Dabei handelt es sich insbesondere um die humusarmen, mischkörnigen Sand-, Sandlehm- und Lehmsandböden des nordostdeutschen Moränengebietes, bei denen es unter vergleichsweise geringen technogenen Druckeinwirkungen zu erheblichen bis sehr starken Lagerungsdichtegrenzwertüberschreitungen mit gravierenden Auswirkungen auf die Naturalerträge kommt.

Die oberen Grenzwerte des optimalen Lagerungsdichtebereiches (GW 1) lassen sich aus den Ton-, Schluff- und C_{org} - Gehalten bzw. dem Feinteil ($< 6,3 \mu m$) des Feinbodens errechnen (Abb.1). Am Beispiel einer Sandtieflehm-Fahlerde zeigt Abb.2 die feuchteabhängigen Druck-Verdichtungs-Kurven nach KST-Momentbelastung im Erstverdichtungsbereich. In halblogarithmischer Darstellung ($LD/\ln p$) sind die Kurven Geraden, deren Schnittpunkt mit der Markierung des Lagerungsdichtegrenzwertes GW1 den zulässigen Kontaktflächendruck bei einer Überfahrt (2 Überrollungen) bzw. die zu erwartenden Verdichtungen bei Überschreiten von GW 2 und GW 3 kennzeichnet.

Abb. 3 zeigt die mittleren verdichtungsbedingten relativen Ertragsausfälle von Winterweizen, Winterroggen, Sommergerste, Kartoffeln und Zuckerrüben, regressionsanalytisch ermittelt im Ergebnis von Feldmodellversuchen ($n=104$) über 20 Kalender- bzw. 53 Erntejahre an unterschiedlichen Standorten bei jeweils fünf homogen eingestellten Lagerungsdichtestufen der Ackerkrume.

Die Tiefenwirkung des Raddrucks (1 Überfahrt) ist am Beispiel eines Breitreifens in Abb. 4 dargestellt. Es ist ersichtlich, daß die als Beispiel dienende Sandtieflehm-Fahlerde (Parabraunerde) bei Verwendung dieser Bereifung im

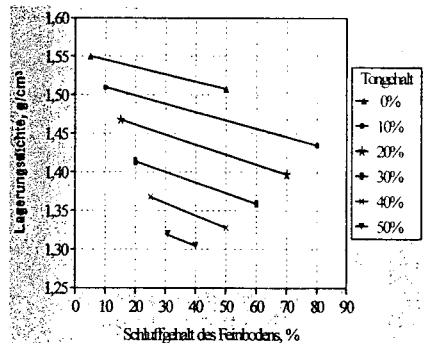


Abb. 1: Obere Grenzwerte des optimalen Lagerungsdichtebereiches, Ap-Horizonte, normale (optimale) Humusversorgung

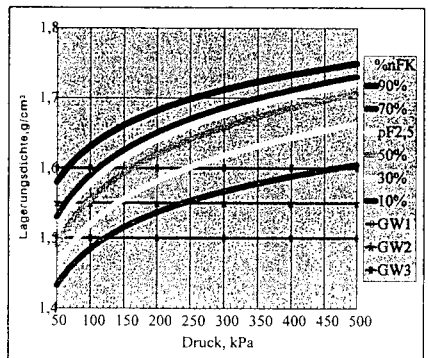


Abb. 2: KST- Druck-Verdichtungs-Kurven in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte (% nFK).Bodenart: S12
6% Ton, 24% Schluff, 70% Sand, 1,4% OBS

angegebenen Bodenfeuchtezustand mit ca. 3,5 t Radlast belastet werden kann, ohne den Unterboden zu schädigen. Für den Ap-Horizont ergibt sich die Notwendigkeit einer lockernenden krumentiefen Bodenbearbeitung, ggf. partiell nur im Spurbereich. Wenn beim Pflügen in der Furche gefahren wird, gelten rigorose Belastungsgrenzwerte für die Krumbasis. Bei Verwendung leistungsstarker (und schwergewichtiger) Traktoren erweist sich das "Onland-Pflügen" als unverzichtbare Voraussetzung für das Vermeiden von Krumbasisverdichtungen.

Die verstärkten Schadverdichtungen im Ergebnis zunehmender Überrollhäufigkeit bei gleichbleibendem Belastungsniveau entsprechen in Ausprägungsgrad und -tiefe den Wirkungen steigender Radlasten. So kann die Bodendruckausbreitung unter mehrfach befahrenen Spurbahnen durch eine Quasiradlasterrhöhung erklärt werden. Aus bodenmechanischer Sicht stellt der fortschreitende Verdichtungsprozess bei Mehrfachüberrollung also faktisch einen stufenweisen Konsolidierungsprozess dar. Unter Verwendung von substratspezifischen KST-Werten läßt sich der Anstieg des wirksamen Kontaktflächendrucks bzw. der "Äquivalent-Radlast" mittels relativ einfacher Modelle berechnen und abbilden.

Für die ausgewiesenen SVGK liegen nunmehr gestufte Richtwerte für die zulässige technologische Bodenbelastung nach Kontaktflächendrücken, Radlasten und Überrollhäufigkeit vor. An rechnergestützten Verfahren für Belastungsanalysen und deren Bewertung für die Projektierung standortgerechter Produktionsverfahren und die Abschätzung ökologischer und ökonomischer Folgewirkungen wird gearbeitet.

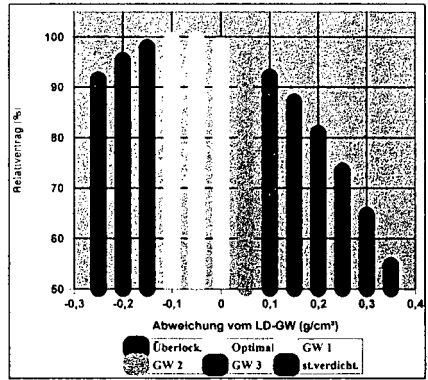


Abb. 3: Abhängigkeit der Relativträge von der Lagerungsdichte der Ackerkrume, gemessen als Abweichung vom substratspezifischen Grenzwert

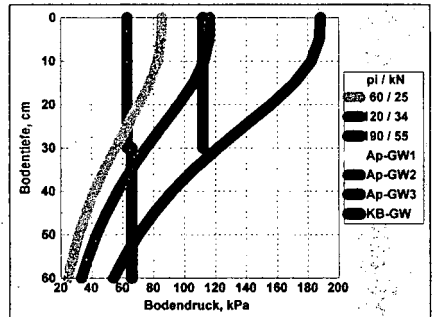


Abb. 4: Bodendruck unter einem Traktorreifen 620/70R26 bei lastangepasstem Reifeninnen-druck (pi), Einfederung: 22%, Radlasten: 25, 34, 55 kN, Sandtieflehm-Fahlerde, B. feuchte im Ap = 70%, im UB1 = 90% nFK

Literatur

- Belkovski, V.N.; Patschev, V.P.; Schkurko, G.A.; Ischtschenko, V.A.; Rusanov, V.A. (1989): Methodische Anleitung zur Auswahl von Parametern für das Fahren mit Radfahrwerken mit der nach GOST 26 955 - 86 zulässigen Einwirkung auf den Boden. SchIN, VIM, Dnepropetrovsk-Moskau
- DVWK (1995): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Merkblätter 234, Hannover.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.) (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz - Schlußfolgerungen für gute fachliche Praxis. KTBL-Arbeitspapier 266. KTBL, Darmstadt.
- Petelkau, H. in Kundler, P. u.a. (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, S. 47.
- Petelkau, H. (1989): Aufgaben und Lösungswege zur Minderung von schädlichen Bodenverdichtungen durch Mechanisierungsmittel der Feldwirtschaft. Arb. Mech. Pflanzen- Tierprod. Schlieben 6, S. 93-114.
- Petelkau, H.; Seidel, K.; Gätker, C.-R.; Dannowski, M. (1988): Prinziplösung für die Steuerung der Bodenbearbeitung. FZB-Report, S. 86-93.
- Thiere, J.; Altermann, M.; Lieberoth, I.; Rau, D. (1991): Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 35 - 3, S. 171-183.

Flächenhafte Darstellung von Bodenbelastungen durch digitale Bodenbelastungskarten für das Stadtgebiet Wuppertals

Reinirkens, P.¹⁾; Gierse, R.²⁾; Baller, T.¹⁾

1 Einführung

Die Stadt Wuppertal weist eine über 200 Jahre lange Industriegeschichte auf. Sie zählt damit zu den ältesten Gewerbe- und Industriestädten Deutschlands. Hier stand die Wiege der Chemieindustrie, genauso war hier ein Schwerpunkt der Textilindustrie mit Färbereien und Metallverarbeitung. Die frühindustriellen Verfahren, die seinerzeit in der Produktion eingesetzt wurden, haben damals zu größeren Umweltbelastungen geführt. In den Böden sind ihre Hinterlassenschaften bis heute erhalten geblieben. Daher sind Fragen des Bodenschutzes unter Vorsorgegesichtspunkten in dieser Stadt schon lange Gegenstand des kommunalen Handelns.

So ist die Belastungssituation der Oberböden im Stadtgebiet von Wuppertal in den Jahren 1990 - 1993 durch ein umfangreiches Untersuchungsprogramm erfasst worden. Die Ergebnisse liegen in Form von Karten, Tabellen und Grafiken vor und werden durch einen Bericht erläutert (BANG & GIERSE 1993). Zudem sind Überblicksauswertungen veröffentlicht worden (GIERSE 1996). Das Verteilungsmuster der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden der Stadt Wuppertal wurde im Rahmen einer geowissenschaftlichen Diplomarbeit untersucht (SOPPE 1994).

Mit einer umfangreichen Untersuchung zum Zustand der städtischen Wälder ist die Stadt Wuppertal den Ursachen der neuartigen Waldschäden nachgegangen. In diesem Zusammenhang konnten über 120 Bodendauerbeobachtungsflächen in Wäldern angelegt und näher untersucht werden. Die wesentlichen Ergebnisse sind im Maßnahmenprogramm der Stadt Wuppertal zur Verringerung der neuartigen Waldschäden (STAACK & VOSTEEN 1992) niedergelegt.

Die Umsetzung dieser Ergebnisse in planendes Verwaltungshandeln war bisher dadurch erschwert, dass keine flächenhaften Aussagen zu der Verbreitung von Bodenbelastungen möglich war. Hier hilft die Methode zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten, die im Rahmen der Einrichtung des Bodeninformationssystemes des Landes Nordrhein-Westfalen vom Landesumweltamt entwickelt worden ist. Die Stadt Wuppertal hat als erste Kommune in NRW eine Förderung zu ihrer Erstellung erhalten und ist mit den Arbeiten am weitesten fortgeschritten. Dabei werden zunächst die Böden unter land-/forstwirtschaftlicher Nutzung betrachtet. In einem späteren Schritt sollen die Siedlungsböden hinzukommen.

2 Kommunale Ziele

Die flächenhafte Darstellung von Bodenbelastungen ist für planerische Aussagen unbedingt notwendig. Nachgefragt werden diese Informationen nicht nur von der Stadt- und Landschaftsplanung, sondern auch von der Altlastenbehörde, die sie z. B. für die Beurteilung der regionalen Umgebungsbelastung einer Altlast verwenden möchte. Eine räumliche Differenzierung

¹⁾ Institut für Stadtökologie & Bodenschutz, Alfred-Herrhausen-Straße 44, 58455 Witten

²⁾ Stadt Wuppertal, Ressort Umwelt Grünflächen Forsten, 42269 Wuppertal

von Bodenbelastungen führt einerseits zur Aufdeckung von Belastungsschwerpunkten, andererseits aber auch zur Ausweisung von unbelasteten Gebieten.

Durch den Einsatz von digitalen Bodenbelastungskarten ergibt sich die Möglichkeit belastete Flächen auszuweisen und abzugrenzen. Grundlage hierfür sind die folgenden Gesetze bzw. Erlasse:

- Flächenkennzeichnung im FNP nach §5 Abs.3 Nr.3 BauGB und B-Plan nach §9 Abs.5 Nr.3 BauGB
- Gemeinsamer Runderlass „Berücksichtigung von Flächen mit Bodenbelastungen, insbesondere Altlasten bei der Bauleitplanung und im Baugenehmigungsverfahren“ aus NRW von 1992
- Flächen mit Beeinträchtigung der Bodenfunktion nach (§2) BBodSchG

Ist darüber hinaus ein GIS im Einsatz, bilden digitale Bodenbelastungskarten mit allen ihren Grundlagen- und Zusatzinformationen bereits ein eigenes Fachinformationssystem Boden im Rahmen eines Umweltinformationssystems.

3 Ergebnisse

Digitale Bodenbelastungskarten sind stoffspezifische Karten, die im Maßstab 1:50.000 flächenhaft die Belastung der Oberböden sichtbar machen. Für einzelne Schwermetalle und PAK werden die folgenden Ergebniskarten erzeugt:

- Karte der interpolierten Stoffgehalte [mg/kg]
Diese Karte zeigt die Interpolation der um den geogenen (Grund-)Gehalt sowie des Einflusses durch Überschwemmung bereinigten und auf die Nutzung Grünland angeglichenen Messwerte. Die Darstellung macht den Immissionseinfluss oder weitere bisher nicht berücksichtigte Effekte sichtbar.
- Karte der Schätzgüte (gering, mittel, gut)
Diese Karte gibt Aufschluss über die Qualität der Interpolation und damit über die Genauigkeit der flächenhaften Aussage. Sie wird aus den errechneten Semi-Varianzen ermittelt.
- Karte der geschätzten Stoffgehalte [mg/kg].
Diese Karte zeigt flächenhaft die geschätzten Stoffgehalte der Oberböden. Dargestellt werden die Gebiete mit naturnahen Böden mit den Nutzungen Acker, Grünland oder Wald.
- Bodenbelastungskarte (**gering** 0 - 50. Perzentil/Median - **mittel** 50. - 90. Perzentil - **hoch** > 90. Perzentil).
Diese Karte zeigt für die Gebiete mit naturnahen Böden und den Nutzungen Acker, Grünland oder Wald eine dreistufige Bewertung der Stoffgehalte entsprechend den regionalen Hintergrundwerten des Landes Nordrhein-Westfalen für Grünland. Sie berücksichtigt den Gesteins- und Überschwemmungseinfluss. Die Nutzungsunterschiede sind auf Grünland angeglichen.
- Karte des Untersuchungsbedarfs (gering, mittel, hoch)
Diese Karte wird durch Kombination der Bodenbelastungskarte mit der Karte der Schätzgüte erzeugt. Angewendet wird eine 3x3 Matrix, die geringe Schätzgüte und hohe Belastung als hohen Untersuchungsbedarf bzw. gute Schätzgüte und geringe Belastung als geringen Untersuchungsbedarf bewertet.

Aus der Vielzahl von Ergebnissen soll hier eine spezielle Bewertungskarte für Blei vorgestellt werden. Sie wurde erzeugt, nachdem eine Diskussion über die Verwendung dieser Ergebnisse vor allem in der vorbereitenden Bauleitplanung erfolgt ist. Die bisherige Bewertung als Bodenbelastungskarte orientiert sich an den regionalen Hintergrundwerten des Landes Nordrhein-

Westfalen. Hiermit wird eine Einordnung der stofflichen Belastung in landesweite Zusammenhänge ermöglicht. So gelten zum Beispiel für Blei in Wuppertal die Gehalte 61 mg/kg und 117 mg/kg.

Für planerisches Handeln reichen solche Einordnungen allerdings nicht aus. Hier sind die Leitlinien des Baugesetzbuches bzw. der Landesbauordnung ausschlaggebend. Übergeordnet ist hier ein gesundes Wohnen und Arbeiten zu gewährleisten. Hinzu kommt bei bestehenden, unvermeidbaren zusätzlichen Belastungen der Aspekt der Vorsorge. Dieser Intention folgt die Bundesbodenschutzverordnung mit ihren Prüf-, Maßnahmen und Vorsorgewerten (BBodSchV 1999).

Als ein **erster** Diskussionsbeitrag ist daher die Karte 1 erzeugt worden. Sie zeigt nun eine Bodenbelastungskarte für Blei. Diese Bewertung beruht einerseits auf der Karte der geschätzten Stoffgehalte (vgl. hierzu HÜTTER et al. im gleichen Band) und andererseits der Anwendung des Vorsorgewertes für Lehm- und Schluffböden mit einem pH-Wert >5 (70 mg/kg) und dem Prüfwert für Spielflächen (200 mg/kg). Ausschlaggebend waren der Vorsorgeaspekt und eine multifunktionale Nutzung aller Gebiete, was durch den Prüfwert für Spielflächen angedeutet werden soll.

Für räumliche Darstellung wurde eine dreistufige Skalierung gewählt, und zwar mit der Einteilung gering entspricht unterhalb des Vorsorgewertes, mittel zwischen Vorsorge- und Prüfwert sowie hoch als oberhalb des Prüfwertes gelegen. Diese Bewertung ermöglicht inhaltlich einen Gefahrenbezug, wie er von der Stadtplanung eingefordert wird. Die Abgrenzung von Flächen, die als gering belastet einzustufen sind. Ist damit ohne weitere Probleme möglich. In Wuppertal fällt allerdings sofort auf, dass große Teile des Stadtgebietes mittel bis hoch belastet sind. Zumindest die Gebiete, die als hoch belastet eingestuft sind, bedürfen einer planerischen Würdigung. Es sei an dieser Stelle nochmals ausdrücklich hervorgehoben, dass dieses Ergebnis nicht endgültig ist. Deutlich werden soll, dass digitale Bodenbelastungskarten ein Instrument sind, auch verschiedene Varianten in Bewertungsfragen rasch darzustellen und räumlich zu bilanzieren.

Die zukünftige Diskussion um Bewertungsfragen wird nun zeigen, welche Kriterien der planenden Verwaltung genügen werden und wie sie diese Ergebnisse in der anstehenden Novellierung des FNP bzw. in neu aufzustellenden Bebauungsplänen umsetzt.

4 Literatur:

BANG, M.; GIERSE, R. (1993): Bodenbericht: 76 S.; Wuppertal.

GIERSE, R. (1996): Schadstoffkataster der Stadt Wuppertal.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 80: S. 69 - 72; Oldenburg.

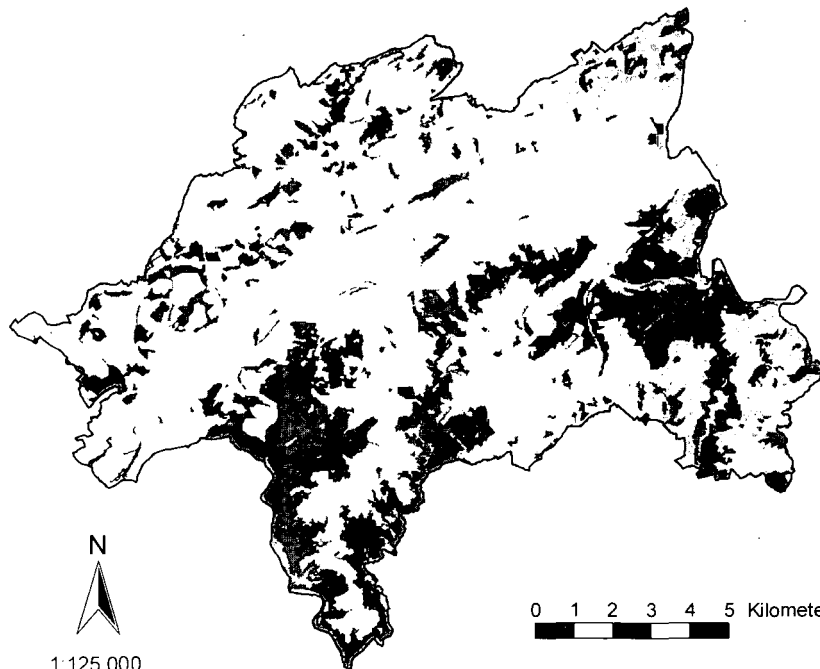
HÜTTER, M., BALLER, T., GIERSE, R. (1999): Digitale Bodenbelastungskarten Wuppertal, in diesem Band.

SOPPE, I. (1994): Das Verteilungsmuster der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden der Stadt Wuppertal.- Diplomarbeit, Fakultät für Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum.

STAACK, J.; VOSTEEN, A. (1992): Maßnahmenprogramm der Stadt Wuppertal zur Verringerung der neuartigen Waldschäden: 90 S.; Wuppertal.

Digitale Bodenbelastungskarten Wuppertal

- Blei -



1:125.000

Bodenbelastungskarte :
(Vorsorge- und Prüfwerte
BBodSchV)

Bodenbelastung

- gering (< 70 mg/kg)
- mittel (70 - 200 mg/kg)
- hoch (> 200 mg/kg)
- Siedlungsflächen

70 mg/kg ist der Vorsorgewert für Lehm-Schluffböden mit einem pH-Wert >5 nach der BBodSchV und 200 mg/kg ist der Prüfwert für Kinderspielflächen nach BBodSchV.
Die Karte zeigt die Klassierung auf Grundlage der Karte der geschätzten Stoffgehalte.

Stand: September 1999

Bearbeitung:
Stadt Wuppertal,
Ressort Umwelt Grünflächen und Forsten
ISB - Dr. Reinirkens
Institut für Stadtökologie & Bodenschutz

 **Wuppertal**

Tolerierbarer Bodenabtrag - kein Beitrag für einen wirksamen Bodenschutz

Walther Schmidt und Henning Stahl

1 Problemstellung

In Sachsen sind annähernd 450 Tsd. ha (rund 60 % der sächsischen Ackerfläche) durch Wassererosion sowie rund 150 Tsd. ha Ackerfläche (ca. 20 % der Ackerflächen) durch Winderosion potentiell bedroht und in Teilen jährlich betroffen (SCHMIDT 1998). Ursache hierfür ist die überwiegend ackerbauliche Flächennutzung (Anteil Ackerland an der LF Sachsens: 79 %), was seinerseits auf die weiträumige Verbreitung von Lößauflagerungen in Sachsen zurückzuführen ist. Im Sinne des Erhalts der Ertragsfähigkeit der Ackerflächen ist die Erarbeitung und die Anwendung von Schutzmaßnahmen gegen Wassererosion in Sachsen von größter Bedeutung. Hier stellt sich die Frage, mit welcher Intensität der Landwirt Erosionsschutz betreiben soll oder muß. In diesem Zusammenhang wird oftmals der "tolerierbare Bodenabtrag" bzw. eine "Toleranzgrenze" angeführt (SCHWERTMANN et al. 1987). Es handelt sich hierbei um einen nicht zu überschreitenden Grenzwert, der dem in empirischen Bodenabtragsmodellen (z. B. Allgemeine Bodenabtragsgleichung, SCHWERTMANN et al. 1987) errechneten, langjährig zu erwartenden Bodenabtrag durch Wasser gegenübergestellt wird (FRIELINGHAUS 1998). Dabei hat der tolerierbare Bodenabtrag (in t/ha*a; Berechnung: Acker- bzw. Grünlandzahl, geteilt durch Faktor 8) nur im Überschreitungsfall praktische Bedeutung, da erst dann Schutzmaßnahmen zu fordern sind (SCHWERTMANN et al. 1987).

Im konkreten Fall bedeutet dies z. B. für eine lößbeeinflusste Ackerfläche (Bodenart Ut4, Ackerzahl 80, Fläche I in Tab. 2), daß hier 10 t Bodenabtrag je ha und Jahr tolerierbar sind. Dieses Beispiel verdeutlicht die Problematik des tolerierbaren Bodenabtrags: Aufgelagertes Lößmaterial kann durch Verwitterungsprozesse des überdeckten Grundgesteins nicht ersetzt werden. Erosionsbedingter Bodenabtrag auf Lößflächen ist damit ein irreversibler, folglich strenggenommen nicht zu tolerierender Vorgang. Tatsächlich betragen die Lößmächtigkeiten im Kuppen- und Oberhangbereich vieler Ackerflächen in Sachsen nur noch rund 30 cm und weniger. Die damit verbundene reduzierte Speicher-, Puffer- und Filterkapazität des Bodens hat Ertragsunterschiede im Hangverlauf von bis zu 50 % im Einzeljahr zur Folge (Tab. 1). Krümmmächtigkeiten von z.T. ≤ 15 cm auf ackerbaulich genutzten, erosionsgefährdeten Verwitterungsflächen im sächsischen Einzugsgebiet des Erzgebirges bestätigen zudem, daß die geringe Bodenbildungsrate Mitteleuropas (< 1 t/ha*a, FRIELINGHAUS 1998) erosionsbedingte Bodenverluste auf Ackerflächen nicht ausgleichen kann. Im Sinne einer auf lange Zeiträume ausgerichteten, nachhaltigen Bodennutzung orientiert sich die Erosionsschutzberatung in Sachsen stark an § 17 BBodSchG Abs. 2, wonach Erosion soweit wie möglich zu vermeiden ist. Das bedeutet, der Erosionsschutz ist am aktuellen Stand der Technik z. B. im Ackerbau, und nicht an tolerierbaren Abträgen zu messen, mit dem Ziel, die Erosion im Ackerbau gegen Null zu bringen. Hierauf wird nachfolgend eingegangen.

* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig.

Tab. 1: Ertragsbildung (relativ, Unterhang = 100 %) im Hangverlauf einer erodierten Hangfläche im Sächsischen Lößhügelland (Erntejahr 1992)

Fruchtart	Hangabschnitt			
	Kuppe [%]	Oberhang [%]	Unterhang [%]	Hangfuß [%]
Zuckerrüben	70	72	100	108
Sommerweizen	61	73	100	113
Sommergerste	75	61	100	107

Tab. 2: Bodenabträge durch Wasser bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung mit Mulchsaat bzw. Direktsaat (Regensimulationsversuch mit durchschnittlich 37 mm/h, Bodenerosionsmeßprogramm Sachsen, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Testfläche (mit Bodenart)	Bodenabtrag (Trockenlauf / Feuchtlauf) [t/ha]		
	konventionell	konservierend mit Mulchsaat	Direktsaat
Fläche I (Ut4)	82,80 / 45,30	0,15 / 1,10	---
Fläche II (Su3)	0,27 / 3,21	0,001 / 0,15	---
Fläche III (Slu)	0,11 / 0,66	0,001 / 0,015	0,000 / 0,007

2 Bodenabträge im konventionellen und konservierenden Ackerbau

In verschiedenen Regionen Sachsens wurden durch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft und das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie Bodenabtragsmessungen mit einer Starkregensimulationsanlage auf Ackerflächen durchgeführt (Tab. 2). Hierbei wurden Wasserinfiltration, Oberflächenabfluß sowie Bodenabtrag bei zwei aufeinanderfolgenden Starkregen (Trockenlauf, Feuchtlauf) in Abhängigkeit vom Bestellverfahren ermittelt (Tab. 2). Die Ergebnisse belegen für verschiedene Bodenarten in den sächsischen Naturräumen Mittelsächsisches Lößhügelland (Fläche I, Bodenart Ut4), Westlausitzer Hügel- und Bergland (Fläche II, Bodenart Su3) sowie Erzgebirgsbecken (Fläche III, Bodenart Slu), daß konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat auch bei aufeinanderfolgenden Starkniederschlägen für ein dauerhaft hohes Wasseraufnahmevermögen von Ackerflächen sorgt. Dies reduziert bzw. verhindert gegenüber konventionellen Bestellverfahren die Wassererosion auf Ackerflächen bis zu annähernd 100 % (Tab. 2).

Für die Flächen aus Tab. 2 wurde zudem der Bodenabtrag bei einem repräsentativen 12-jährigen Niederschlagsverlauf mit dem Erosionssimulationsmodell EROSION 2D (SCHMIDT et al. 1997) abgeschätzt (Tab. 3). Die Ergebnisse zeigen, daß eine dauerhafte Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung den Bodenabtrag im Vergleich zum konventionellen Verfahren um mehr als 90 % (Fläche III, Tab. 3) bis annähernd 100 % (Flächen I u. II, Tab. 3) reduziert. Gegenüber den konventionellen Anbauverfahren verlängert eine dauerhaft praktizierte konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat deutlich die Zeiträume, in denen ein vorhandener Ap-Horizont von 300 mm

Mächtigkeit abgetragen wird (z. B. bei Hangfläche mit Bodenart Ut4: Abtrag des Ap-Horizonts in gut 21.000 Jahren bei konservierender Bodenbearbeitung mit Mulchsaat gegenüber rund 300 Jahren bei konventioneller Bestellung, s. Tab. 3).

Betrachtet man für die in Tab. 2 und 3 aufgeführte Fläche I (Bodenart Ut4, Ackerzahl 80) den berechneten tolerierbaren Bodenabtrag in Höhe von 10 t Bodenabtrag/ha*a, dann wird ersichtlich, daß dieser Wert bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat mit 0,2 t/ha*a (Tab. 3) deutlich unterschritten wird. Ein tolerierter Bodenabtrag von ≤ 10 t/ha*a bedeutet für die lößbedeckte Fläche I, daß ein heute noch vorhandener Ap-Horizont (Mächtigkeit 300 mm) rein rechnerisch in rund 450 Jahren abgetragen ist. Dies liegt erheblich unter dem für dauerhafte konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat ermittelten Zeitraum von ca. 21.000 Jahren (s. Tab. 3). Es wird deutlich, daß ein Erosionsschutz, orientiert an tolerierbaren Bodenabträgen, nicht nachhaltig sein kann.

Tab. 3: Bodenabträge auf drei ausgewählten Ackerflächen in Sachsen (s. a Tab. 2) nach EROSION-2D-Simulation (SCHMIDT et al. 1997) für einen repräsentativen 12-jährigen Niederschlagsverlauf für die Fruchtfolge Zuckerrüben-Winterweizen-Wintergerste bei konventioneller bzw. konservierender Bestellung und Darstellung des vollständigen Ap-Horizontabtrags (Hanglängen: Fläche I: 160 m, Fläche II: 575 m, Fläche III: 700 m)

Hangfläche mit Bodenart	Bearbeitungsverfahren					
	konventionell			konservierend + Mulchsaat		
	Austrag nach 12 Jahren [t/ha]	mittlerer jährlicher Austrag [t/ha*a]	Zeitraum Abtrag Ap-Horizont [a]*	Austrag nach 12 Jahren [t/ha]	mittlerer jährlicher Austrag [t/ha*a]	Zeitraum Abtrag Ap-Horizont [a]*
Fläche I / Ut4	196,0	16,3	276	2,6	0,2	20.769
Fläche II / Su3	47,7	4,0	1.132	1,0	0,1	54.000
Fläche III / Slu	260,6	21,7	207	18,4	1,5	2.935

* Ap-Horizont-Mächtigkeit: 300 mm (ohne Beachtung der Bodenneubildungsrate)

Tab. 4: Entwicklung des Umfangs der im Rahmen des Programmes Umweltgerechte Landwirtschaft in Sachsen geförderten Mulchsaatflächen von 1993/94 bis 1997/98

Jahr	Flächenumfang [ha]	Anteil an Ackerfläche in Sachsen* [%]
1993/1994	4.146	0,6
1994/1995	27.096	3,8
1995/1996	44.585	6,1
1996/1997	54.188	7,5
1997/1998	74.721	10,3

*: bezogen auf 728 Tsd. ha Ackerland (SÄCHSISCHER AGRARBERICHT 1997)

Auf der Grundlage der dargestellten Meß- bzw. Simulationsergebnisse wird in Sachsen die umfassende und dauerhafte Anwendung von konservierender Bodenbearbeitung mit Mulchsaat als wirksamste Schutzmaßnahmen gegen Bodenerosion durch Wasser und Wind empfohlen. Zielsetzung ist

es, die Bodenerosion durch Wasser und Wind im Sinne des BBodSchG § 17 Abs. 2 möglichst zu verhindern und damit die Ertragsfähigkeit von Ackerböden nachhaltig zu sichern (s. Tab. 3). Aus diesem Grund dienen nicht die tolerierbaren Bodenabträge als Orientierung für den Erosionsschutz, sondern der Stand der diesbezüglich vorhandenen technischen Möglichkeiten. Dies ermöglicht die Bodenabträge so zu minimieren, daß sie weit unter den tolerierbaren Abträgen liegen. Damit ist eine nachhaltige Vorsorge und Gefahrenabwehr möglich. Daher wird seit 1993 im Rahmen des Programmes Umweltgerechte Landwirtschaft des Freistaates Sachsen die Mulchsaat sowie der Zwischenfruchtanbau als Grundvoraussetzung für eine möglichst gut erosionsmindernde Mulchbedeckung (FRIELINGHAUS 1998) gezielt gefördert. Inzwischen werden ca. 10 % der sächsischen Ackerflächen nachweislich in Mulchsaat bestellt (Tab. 4). Konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat stellen neuartige Anbausysteme dar. Aus diesem Grund umfaßt die Erosionsschutzberatung in Sachsen vorrangig Empfehlungen und Hinweise zur erfolgreichen Anwendung pflugloser Bestell- und Mulchsaatverfahren.

3 **Schlußfolgerungen**

Bodenerosion durch Wasser und Wind kann heute im Ackerbau durch konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat, bedarfsweise ergänzt durch weitere Schutzmaßnahmen (Hanggliederung, Grünstreifen usw.), im Schnitt um 90 %, im Einzelfall bis 100 % reduziert werden. Dies belegen die an verschiedenen sächsischen Ackerstandorten durchgeführten Bodenabtragsmessungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft und des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Aus diesen Gründen sind bezüglich des Schutzes von Ackerflächen vor Bodenerosion durch Wasser und Wind folgende Schlüsse zu ziehen:

1. Die für Ackerflächen in Sachsen ermittelten tolerierbaren Bodenabträge liegen i. d. R. über den Bodenabtragswerten, die bei erosionsmindernder konservierender Bodenbearbeitung mit Mulchsaat erreichbar sind (Abtragsminderung: rund 90 bis annähernd 100 %).
2. "Toleranzgrenzen" bzw. "tolerierbare Bodenabträge" sollten im Zusammenhang mit Bodenerosion durch Wasser und Wind nicht mehr verwendet werden. Sie wirken umfassenden Anstrengungen gegen die Bodenerosion entgegen und stehen im Widerspruch zum BBodSchG, § 17 Absatz 2, nach dem "Bodenabtrag möglichst zu vermeiden ist". Der Stand der Technik im Acker- und Pflanzenbau, insbesondere im Hinblick auf konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat, sollte der Maßstab der Vorsorge und Gefahrenabwehr im Erosionsschutz sein. Die Nachhaltigkeit dieser neuartigen Anbauverfahren wird durch die vorliegenden Ergebnisse eindeutig belegt.
3. Der landwirtschaftliche Erosionsschutz in Sachsen baut im Sinne des BBodSchG an erster Stelle auf eine umfassende Fachberatung (gestützt durch Förderprogramme) zur flächendeckenden und dauerhaften Anwendung von erosionsmindernden/-verhindernden Anbauverfahren in Form von konservierender Bodenbearbeitung mit Mulchsaat. Tolerierbare Bodenabträge werden in der Fachberatung nicht eingesetzt. Sie bergen die Gefahr, daß Bodenabträge hingenommen werden, die nach gegenwärtigem Kenntnisstand vermeidbar sind.

Literatur

- FRIELINGHAUS 1998: Bodenbearbeitung und Bodenerosion. In: Bodenbearbeitung und Bodenschutz. Schlußfolgerungen für die gute fachliche Praxis. KTBL Darmstadt 1998
- SCHMIDT, J., v. WERNER, M., MICHAEL, A. u. W. SCHMIDT, 1997 EROSION 2D - 3D Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Hrsg. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden-Pillnitz, Sächsische Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Freiberg. ISBN 3-00-001453-5
- SCHMIDT, W. 1998: STATUSBERICHT ZUR EROSION IM FREISTAAT SACHSEN 1996/97 Hrsg. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. u. M. KAINZ 1987 Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag Stuttgart, 2. Auflage 1987

Bodenschutz im Spannungsfeld zwischen gesetzlichen Anforderungen und praktischer Durchführung - ein Bundesländervergleich

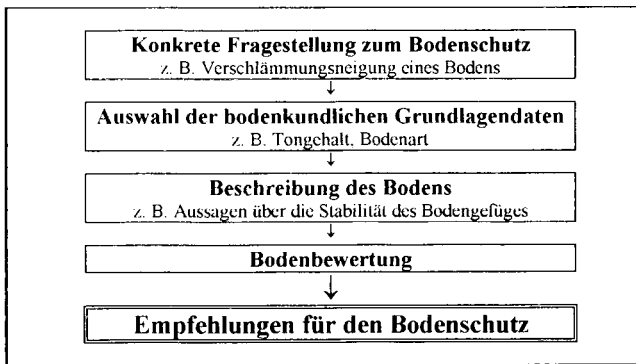
von Waldbauer, A.¹

Einleitung

Jahrzehntelange Diskussionen um den Bodenschutz haben nicht verhindert, daß sich die Situation der Böden weiter verschlechterte. Die Bundesregierung hat der Dramatik dieser Entwicklung durch das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) Rechnung getragen. Ob damit auch den Aspekten des vorsorgenden Bodenschutzes ausreichend gedient wurde, wird sich erst in der Zukunft erweisen.

Eine der wichtigsten Voraussetzungen für den vorsorgenden Bodenschutz ist eine ausreichende Datengrundlage. Diese sollte, um auch kleinräumigen Fragestellungen zu genügen, in hoher räumlicher Auflösung vorliegen.

Tab. 1: Von den Bodendaten zum Bodenschutz



Vorgehensweise

- Befragung der Staatlichen Geologischen Dienste (SGD) mit Fragebögen. Es beteiligten sich 14 von 16 Bundesländern. Folgende Ergebnisse werden vorgestellt: 1. Bestand der Bodenkarten, 2. Verfügbarkeit der Bödenschätzungsdaten, 3. Die Nutzer dieser Daten
- Befragung der Landesministerien mit Fragebögen. Es beteiligten sich 13 von 16 Bundesländern. Folgende Ergebnisse werden vorgestellt: 1. Personalbestand, 2. Fortbildungsmaßnahmen, 3. Einrichtung von Bodenschutzbehörden, 4. die mögliche zusätzliche Arbeitsbelastung, 5. finanzielle Forderungen.

¹ Anja Waldbauer, Institut für Physische Geographie, J.W. Goethe-Universität, Postfach 111932, 60054 Frankfurt

Die Staatlichen Geologischen Dienste

Bodenkarten

Tab. 2: Der Bestand an Bodenkarten in den Maßstäben 1: 5 000, 1: 25 000, 1: 50 000 und 1: 200 000

Bundesland*	Bodenkarten (BK)			
	BK 1: 5 000	BK 1: 25 000	BK 1: 50 000	BK 1: 200 000
Ba.-Württ.	—	ca. 25%	—	100%
Bayern	—	ca. 6%	BK _{konz} als Grundlage	wird bearbeitet
Berlin	—	—	Umweltatlas	—
Brandbg.	—	—	wird bearbeitet	wird bearbeitet
Bremen	—	100%**	—	—
Hessen	—	ca. 20%	100%	ca. 25%
Meck.-Vorp	—	—	—	wird bearbeitet
Nieders.	ca. 65%	liegen vor	100%	100%
Nordrh.-W.	umfangreich	ca. 8 %	100%	wird bearbeitet
Rheinl.-Pf.	—	ca. 15%	ca. 10%	ca. 65%
Saarland	—	100%	—	—
Sachsen	—	—	wird bearbeitet	wird bearbeitet
Sachs.-An.	—	—	wird bearbeitet	100%
Thüringen	—	—	ca. 15 %	wird bearbeitet

* Hamburg und Schleswig-Holstein waren nicht an der Umfrage beteiligt

** nur für landwirtschaftliche Flächen

Die Kartierung der Bodenkarte im Maßstab 1: 25 000 wurde in den meisten Bundesländern aufgrund fehlender finanzieller und personeller Mittel eingestellt. Viele Länder konzentrieren sich derzeit auf die flächendeckende Erstellung der Bodenkarte im Maßstab 1: 50 000 und 1: 200 000.

Die Betrachtung der Datengrundlage weist einen erheblichen Mangel im Bereich der großmaßstäbigen Bodenkartierung auf. Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sind die beiden einzigen Bundesländer, die für weite Landesteile Karten im Maßstab 1: 5 000 vorhalten können.

Daten der Bodenschätzung

Tab. 3: Erfassung der Bodenschätzungsdaten in den Bundesländern. Wie liegen diese vor?

Bundesland*	Wie liegen die Daten der Bodenschätzung vor
Ba.-Württ.	➤ liegen z.T. als Karten vor: 1. i.M. 1: 5 000. 2. i.M. 1: 10 000
Bayern	➤ liegen vor: 1. als Übersichtskarten 1: 25 000 ca. 90 % d. landwirtschaftl. Fläche 2. als Übersichtskarten 1: 100 000 ca. 30 % d. landwirtschaftl. Fläche
Berlin	➤ liegen für Berlin nicht vor
Brandbg.	➤ liegen analog vor
Bremen	➤ liegen analog vor
Hessen	➤ liegen nicht vor
Meck.-Vorp.	➤ liegen vor als Klassenflächenkarten 1: 10 000
Nieders.	➤ Es besteht eine enge Zusammenarbeit mit der Vermessungs- und Katasterverwaltung, digitalisierte Daten fließen in das FIS Boden des NIBIS ein
Nordrh.-W.	➤ liegen als analoge (Boden)Karte für ca. 80% der Landesfläche vor
Rheinl.-Pf.	➤ liegen nicht vor
Saarland	➤ liegen analog bei der Finanzverwaltung vor
Sachsen	➤ liegen analog vor und teilweise bodenkundlich überarbeitet und digital
Sachsen.-An.	➤ Klassenzeichenflächen gezeichnet 1: 10 000. ➤ Die Daten der Bodenschätzung liegen analog vor, mit der Digitalisierung wurde bereits begonnen.
Thüringen	➤ Im Rahmen der Kartierung werden die Karten der Klassenflächen ausgewertet

* Hamburg und Schleswig-Holstein waren nicht an der Umfrage beteiligt

Es ist festzustellen, daß die Bearbeitung der Bodenschätzungsdaten in den Bundesländern sehr unterschiedlich verläuft. Eine bodenkundliche Überarbeitung und Digitalisierung dieser bereits vorhandenen Daten wäre i.S. des Bodenschutzes empfehlenswert. Die Untersuchung zeigte aber auch, daß es häufig schon bei der Beschaffung der Bodenschätzungsdaten Schwierigkeiten gab (z.B. in Hessen) und daß die Digitalisierung dieser Daten von Seiten der Finanzverwaltung in einigen Ländern sogar eingestellt wurde (z.B. Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz).

Da die Nutzung der Bodenschätzungsdaten bei der Kartierung eine Zeiteinsparung um die Hälfte erlaubt (vgl. SIEBERT 1998), wäre es für die SGD sicher von Vorteil, sich diese Datenmenge nutzbar zu machen.

Für welche Planungsebene werden Daten nachgefragt?

Die Untersuchung ergab mit 29 % einen eindeutigen Nachfrageschwerpunkt bei den Daten der unteren Planungsebene. Darüberhinaus ist noch zu berücksichtigen, daß Bodendaten für UVS und Gutachten mit 21%iger Häufigkeit verlangt werden. Da diese Untersuchungen i.d.R. eine hohe Auflösung benötigen, kommt der Nachfrage im großmaßstäbigen Bereich ein zusätzliches Gewicht zu.

Tab.4: Häufigkeit der Nachfrage nach Bodendaten für verschiedene Planungsebenen

Übersichtskarten	Großmaßstäbiger Bereich		
1:500 000 bis 1:100 000	1:50 000 1:25 000	1:10 000 1:5 000	1:2 500 1:1 000
obere Planungsebene	mittlere Planungsebene	untere Planungsebene	unterste Planungsebene
<u>Landesebene</u>	<u>Regionalebene</u>	<u>Kreis- u. Gemeindeebene</u>	<u>Parzellenscharfe</u>
Häufigkeit der Nachfrage dieser Daten			
19%	17%	29%	14%

Was wird nachgefragt?

Der Schwerpunkt der Nachfragen liegt auf den abgeleiteten und ausgewerteten Bodendaten, den Daten zur Bodenkarte selbst sowie zu Daten der stofflichen Bodenbelastung.

Die Landesministerien

Durch das BBodSchG entstehen Pflichten für die Bundesländer. Dazu gehört u.a. der Vollzug des Gesetzes (§21 BBodSchG). Mitarbeiter müssen sich nun mit dem „neuen“ Themengebiet des vorsorgenden Bodenschutzes befassen. Tabelle 5 gibt einen Überblick über verschiedene Befragungsergebnisse.

1. Die personelle Situation auf der Ebene der Landesministerien, die sich „ausschließlich mit Fragen des vorsorgenden Bodenschutzes befassen“, stellt sich zwischen den verschiedenen Bundesländern als sehr unterschiedlich dar. Schleswig-Holstein und Baden-Württemberg haben mit je sieben Mitarbeitern die höchste Anzahl an Arbeitskräften. In den meisten Ländern rangieren die zuständigen Mitarbeiter zwischen null und zwei. Selbst unter der Berücksichtigung, daß diese Zahlen schwanken können, weil sie in dieser Untersuchung nicht erfaßt wurden, spiegelt dieses Ergebnis ein Bild wider, welches den Eindruck vermittelt, daß der Bodenschutz, personell betrachtet, unterrepräsentiert ist.
2. Die Untersuchung ergab weiterhin, daß in den Bundesländern nur z. T. Fortbildungen für die Mitarbeiter, die sich mit dem Themenfeld des Bodenschutzes befassen, angeboten werden. Der Umfang dieser Fortbildungsmaßnahmen zeigt auch einen sehr engen Angebotsrahmen (u.a. wurden „Dienstbesprechungen“ genannt). Die Aussagen, die zu dieser Frage gemacht wurden, lassen darauf schließen, daß sich Mitarbeiter den neuen Wissenstand über den Boden bzw. Bodenschutz selbst aneignen müssen. In Anbetracht der Tatsache, daß der Bodenschutz als neues, spezielles

Fachgebiet in die Referate der Ministerien mit aufgenommen wird, ist zu kritisieren, daß keine umfassenderen Fortbildungen angeboten werden.

3. Zusätzliche, für Fragen des Bodenschutzes zuständige Behörden oder Abteilungen werden in keinem Bundesland eingerichtet. Bereits bestehende Einrichtungen werden diese Aufgaben übernehmen müssen. Das bedeutet, daß auf diese Einrichtungen Mehrarbeit zukommen wird.
4. Dabei wird der Umfang der neuen Aufgaben durch die Länder sehr unterschiedlich eingeschätzt. Sie reicht von „gering“ bis hin zu „sehr hoch“. Deutlich ist aber, daß die Arbeitsbelastung in allen Ländern steigen wird. Diese Tatsache wirft die Frage nach der Finanzierbarkeit auf.
5. Bei der Frage der zur Verfügung gestellten Finanzmittel stellten sich die Antworten leicht unterschiedlich dar, die Tendenz zur Nicht-Bereitstellung von Geldern ist allerdings erkennbar.

Tab. 5: Verschiedene Befragungsergebnisse der Landesministerien

Bundesland*	1. Mitarbeiter, die sich ausschließlich mit Bodenschutzaufgaben befassen?	2. Sind Fortbildungsmaßnahmen vorgesehen?	3. Einrichtung zusätzlicher Bodenschutzbehörden	4. Einschätzung der zusätzlichen Arbeitsbelastung	5. Werden voraussichtlich finanzielle Mittel zur Verfügung gestellt?
Ba.-Württ.	7	Ja	existieren bereits	gering	Nein
Berlin	—	Nein	Nein	sehr hoch	Nein
Brandbg.	2	Ja	Nein	mittel	Nein
Bremen	1	Nein	Nein	k. A.	Unklar
Hamburg	sind vorgesehen	Ja	Nein	mittel	Ja
Hessen	—	Ja	Nein	sehr hoch	Ja
Meck.-Vorp.	—	Ja	Nein	gering	Unklar
Nieders.	—**	z. Zt. noch nicht	Nein	nicht absehbar	Ja
Nordrh.-W.	2,5	Ja	Nein	mittel	Bedarf angemeldet
Saarland	—	Nein	Nein	nicht absehbar	Nein
Sachsen	1	nicht nötig	existieren bereits	gering	Nein
Sachs.-An.	6	Nein	Nein	gering	Nein
Schl.-Holst.	7	Ja	Nein	k. A.	k. A.

* Die Bundesländer Bayern, Rheinland-Pfalz und Thüringen beteiligten sich nicht an dieser Umfrage

** Bodenschutzaufgaben verteilen sich über verschiedene Ministerien

Fazit

Die Untersuchung hat gezeigt, daß in den meisten Ländern die Datengrundlagen nur sehr mangelhaft vorliegen. Die Auswahl an bodenkundlichen Grundlagendaten, die für eine Beschreibung des Bodens benötigt werden, fehlen demnach für viele Regionen. Bodenbewertungen, aus denen sich Empfehlungen für den Bodenschutz ableiten lassen, sind dann nur eingeschränkt oder auch gar nicht möglich.

Die Diskrepanz zwischen den gesetzlichen Anforderungen und Möglichkeiten einerseits und dem Bereich der nicht in ausreichendem Maße vorliegenden großmaßstäbigen Grundlagendaten sowie den Nachfragern, die genau diese Daten benötigen, andererseits, verdeutlicht das Spannungsfeld, in dem sich der Bodenschutz aktuell befindet. Die z. T. mangelnde Bereitschaft, von politischer Seite in den Bodenschutz zu investieren, wird voraussichtlich in absehbarer Zeit nicht zu einer Verbesserung der Umsetzung des vorsorgenden Bodenschutzes führen.

Literatur: SIEBERT, S. (1998): Verwendbarkeit der Bodenschätzung bei der Herstellung von großmaßstäblichen Bodenkarten am Beispiel eines Gebietes westlich von Delkenheim (Wiesbaden). - Dipl. Arb., 161 S., Inst. f. Physische Geogr.: Frankfurt/Main.

Einfluß von Kompost- und Klärschlammanwendung auf Gehalte und Verfügbarkeit von Schwermetallen rekultivierter Kippenböden im Lausitzer Braunkohlenrevier

von

Weiss, U.¹ und T. Heinkele¹

Einleitung

Im Lausitzer Braunkohlenrevier bestehen noch erhebliche Rekultivierungsrückstände (ca. 23.000 ha in Brandenburg, Zenker, 1997). Die Kippsubstrate der Rekultivierungsflächen sind vielfach nährstoffarm, ohne rezente organische Substanz und besitzen aufgrund des Verkippungsprozesses häufig ein gestörtes Gefüge. Eine Hauptaufgabe im Rahmen der Rekultivierung sollte die Verbesserung der chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Ausgangsbedingungen der Kippsubstrate sein, um dadurch günstigere Bedingungen für die Entwicklung der natürlichen Bodenfunktionspotentiale zu erreichen.

Zur Rekultivierung wurden die Kippsubstrate bisher mit Kalk oder Kraftwerkaschen und Mineraldünger melioriert. Das Aufbringen, Einarbeiten und Einmischen von Mist, Gülle, Kompost oder Klärschlamm sind weitere Möglichkeiten. Die Wirkung von Mineraldüngern, Kraftwerkasche, Kalk, Kompost und Klärschlamm bei der forstlichen Rekultivierung wurde im Rahmen eines mehrjährigen Feldversuches untersucht. Mit Bezug zu den durch die Reststoffapplikation (Kraftwerkasche, Kompost, Klärschlamm) möglicherweise eingebrachten Schwermetalle ergaben sich dabei die folgenden Fragestellungen:

- Wird durch die eingebrachten Reststoffe und die Mineraldüngung der Schwermetallgehalt der Standorte im Vergleich zu den geogenen Gehalten wesentlich erhöht ?
- Verhalten sich die Schwermetalle in unterschiedlichen Kippsubstraten vergleichbar ?
- Wie sind die ermittelten Ergebnisse im Hinblick auf die Hintergrundwerte und Vorsorgewerte zu beurteilen?

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf zwei lausitztypischen Kipp-Substrattypen durchgeführt.

Kipp-Kohlesand (oj-xss)

Melioration mit E-Filterasche

pH nach Melioration: 2,5 – 5

Kipp-Sand (oj-ss)

Melioration mit Kalk

pH nach Melioration 4,5 - 7

Die Standorte unterscheiden sich im wesentlichen durch den unterschiedlich hohen Kohle- und Pyritgehalt.

Durch die Verwitterung von Pyrit ist das Versauerungspotential in dem Kipp-Kohlesand sehr hoch.

Folgende Behandlungsvarianten wurden auf beiden Standorten in 3-facher Wiederholung durchgeführt.

Tab.1: Behandlungsvarianten der Versuchsflächen

Kontrolle (0)	Mineraldünger (M)	Klärschlamm (S)	Kompost (K)
Ohne Applikation	120 kg N/ha 100 kg P/ha 80 kg K/ha	19 t/ha TS	22 t/ha TS

Es erfolgte eine Testsaat mit Waldstaudenroggen (*Secale multicaule*). Anschließend wurden die Flächen mit Kiefern (*Pinus silvestris*) bepflanzt.

¹ Lehrstuhl f. Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 03013 Cottbus

Die Probenahme erfolgte an Profilgruben in 10 cm Tiefenstufen.

Messung der pH-Werte im 1:2,5 H₂O Extrakt (Schlichting-Blume, 1995), Gesamtschwermetallgehalte nach Königswasserextraktion (KSV, 1992) und mobilisierbare Schwermetalle im 1:2,5 NH₄NO₃- Extrakt (DIN 19730), Messung der Schwermetalle an Flammen-AAS und ICP (Zn) bzw. an Graphitrohr-AAS (Cd, Pb, Cu, Ni, Cr).

Ergebnisse

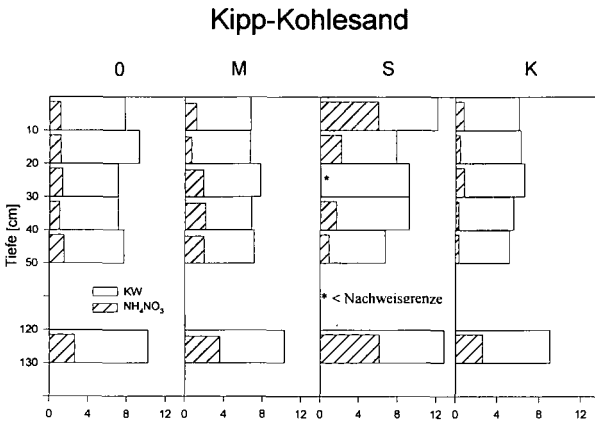
Durch das Aufbringen der verschiedenen Stoffe ergaben sich folgende Schwermetallfrachten bezogen auf die Einarbeitungstiefe:

Tab.2: Schwermetallfrachten bezogen auf 0-20 cm Tiefe

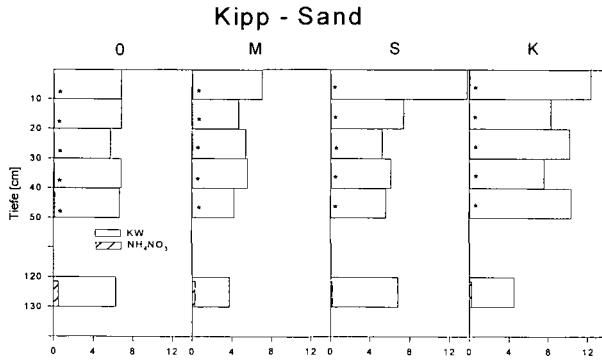
	Zn [kg/ha]	Cu [kg/ha]	Cr [kg/ha]	Pb [kg/ha]	Cd [g/ha]	Ni [kg/ha]
Asche (42 t/ha)	1,26	0,25	2,15	0,57	5,00	1,41
Kalk (4 t/ha)	0,11	0,04	0,09	0,07	0,00	0,11
Mineraldünger	0,60	0,04	0,40	<0,01	0,50	0,05
Klärschlamm (19 t/ha)	23,68	4,12	0,54	0,95	26,00	0,20
Kompost (22 t/ha)	7,09	1,22	0,55	1,87	14,00	0,12

Durch Asche, Kalk und Mineraldüngung sind die Schwermetallfrachten sehr gering. Vergleichsweise höhere Schwermetalleinträge sind bei der Klärschlammapplikation (Zink, Kupfer und Cadmium) und dem Kompost (Zink und Cadmium) zu verzeichnen. Im folgenden soll beispielhaft auf die Zink- und Cadmiumgehalte und -verfügbarkeiten eingegangen werden.

Abb.1: Gesamtzink – (KW) und mobilisierbare Zinkgehalte (NH₄NO₃) im Boden [mg/kg]

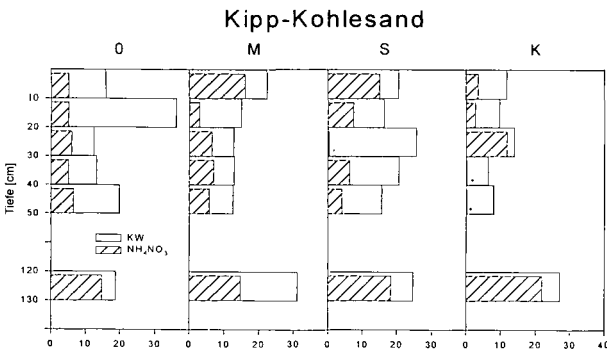


Die **Gesamtzinkgehalte** sind auf beiden Standorten unterhalb von 14 mg/kg. Bei beiden Standorten sind bei der S-Variante im Oberboden die höchsten Werte. Jedoch sind beim Kipp-Kohlesand im Unterboden (120-130 cm) in der durch Reststoffeinsatz nicht beeinflussten Tiefenstufe vergleichbar hohe Gehalte wie im Oberboden. Beim Kipp-Kohlesand beträgt der mobilisierbare Anteil bis zu 50 %. Beim Kipp-Sand liegt der mobilisierbare Anteil i.d.R. unterhalb der

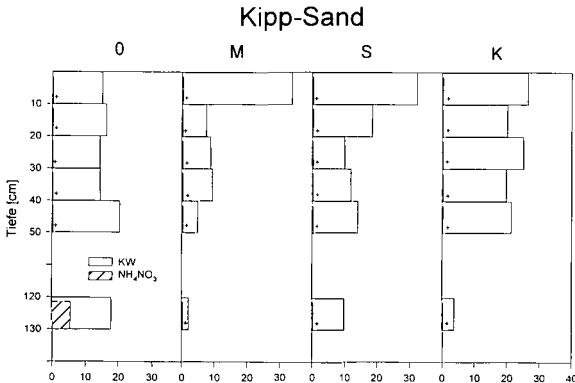


Nachweisgrenze. Es besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen pH-Wert (nicht dargestellt) und mobilisierbarer Fraktion.

Abb.2: Gesamtcadmium – (KW) und mobilisierbare Cadmiumgehalte (NH_4NO_3) im Boden [$\mu\text{g}/\text{kg}$]



Vergleichbar dem Zink liegen auf beiden Standorten die **Gesamtcadmiumgehalte** auf niedrigem Niveau ($< 40 \mu\text{g}/\text{kg}$). Beim Kipp-Kohlesand liegen die höchsten Gesamtgehalte bei der 0-Variante in 10-20 cm Tiefe und in den Unterböden aller Varianten. Beim Kipp-Sand sind im Oberboden der M- und S-Varianten höhere Gehalte im Vergleich zu den anderen Tiefenstufen erkennbar. Der mobilisierbare Anteil auf dem kohlehaltigen Substrat beträgt bis zu 80 %. Auf dem kohlefreien Substrat liegt der mobilisierbare Anteil sehr niedrig.



Tab.3: Vergleich der ermittelten Schwermetallgehalte mit den gesetzlichen Vorgaben

		Zn [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cr [mg/kg]
Klärschlammverordnung (KSV, 1992)		150	1,00	100	60	50	100
Hintergrundwerte f. Böden Brandenburg (Sand)	90. P	29	0,30	21	8	7	9
Grünland Oberboden (LABO '98)	50. P	17	0,10	12	5	2	5
Vorsorgewerte (Sand) (BBodSchV '98)		60	0,40	40	20	15	30
Kipp-Kohlesand (oj-xss)		13	0,04	5	3	8	10
Kipp-Sand (oj-ss)		15	0,04	5	4	9	8

Bei beiden Standorten liegen die Gesamtschwermetallgehalte weit unterhalb der Vorgaben durch die KSV und unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV (Tab. 3). Auch im Vergleich zu den Hintergrundwerten von Böden in Brandenburg (Tab.3) zeigt sich, daß unabhängig von der Reststoffapplikation die Schwermetallgesamtgehalte der Versuchsflächen äußerst niedrig sind.

Die Zink, Cadmium Blei und Kupfer-Gesamtgehalte liegen bei beiden Standorten unterhalb der Hintergrundwerte Brandenburgs sowohl für das 90er und 50er Percentil. Beim Kipp-Kohlesand liegen Nickel und Chrom geringfügig überhalb des 90er Percentils, beim Kipp-Sand liegt Nickel überhalb des 90er Percentils.

Schlußfolgerung

Der Gesamtschwermetallgehalt wird durch die eingebrachten Reststoffe nicht wesentlich erhöht. Er ist unabhängig von der Reststoffapplikation niedrig.

Die Schwermetallgesamtgehalte unterscheiden sich kaum auf den Flächen des Kipp-Kohlesandes und Kipp-Sandes. Im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Mensch sind die beiden unterschiedlichen Kippsubstrate daher ähnlich einzuordnen.

Im Hinblick auf den vorsorgenden Bodenschutz reicht eine Einstufung auf der Grundlage der Schwermetallgesamtgehalte jedoch nicht aus. Auf dem stärker versauerten Kipp-Kohlesand sind Cadmium und Zink so mobil, daß trotz geringer Gesamtgehalte einschlägige Prüf- und Vorsorgewerte für die mobilisierbare Fraktion (Prüß 1994) erreicht und z.T. sogar überschritten werden. Daher müssen mit Bezug auf die Wirkungspfade Boden – Pflanze und Boden – Grundwasser die Kipp-Kohlesubstrate im Vergleich zu den Kipp-Sanden trotz gleich hoher Gesamtschwermetallgehalte sehr unterschiedlich bewertet werden.

AbfKlärV. (1992): BGBl, verkündet am 28.4. 1992

Anonym, (1998): Regierungsentwurf Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bodenschutz- und Altlastenverordnung – BodSchV) gemäß Beschluß Bundeskabinet vom 9.9.98 zur Zuleitung an den Bundesrat. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. & Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 27. Lfg, 1998.

Anonym, (1998): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. LABO, Bund/Länder- Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz.

DIN (Hrsg.): Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. DIN 19730, Beuth Verlag, Berlin, 1997.
Prüß, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. & Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 15. Lfg, 1994.

Schlichting, E.; Blume, H.-P. & Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Wien, 295 S.

Zenker, P. (1997): Rahmenbedingungen für den Sanierungsbergbau im Land Brandenburg. In: Bodenschutz 3/97.

Danksagung: Die Untersuchungen wurden gefördert durch BMBF, LMBV und das Landesumweltamt Brandenburg und im Rahmen des „REKLAM“-Projektes durchgeführt.

Kartiermethode zur Bewertung der Wirksamkeit von linearen Flurgehölzen in winderosionsgefährdeten Gebieten

Winnige, B.; Gelfort, F.; Frielinghaus, Mo.

ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

1 Einleitung

Durch Winderosion verursachte Schäden führten in den vergangenen Jahren im Ackerbau zu erheblichen Kosten für mehrmalige Wiederbestellung, zu Beräumungskosten für Straßen und zu erheblichen bisher nicht quantifizierbaren Onsiteschäden an der Bodenfruchtbarkeit und Offsiteschäden an der Umwelt. Ca. 28 % des Ackerlandes Ostdeutschlands sind erosionsgefährdet.

Eine der bedeutendsten Faktoren, die die Winderosivität beeinflussen, ist die Windoffenheit.

Die Ausräumung der Landschaft in Agrargebieten mit dem Ziel, große einheitlich zu bewirtschaftende Flächen ohne Hindernisse zu schaffen, haben die Windoffenheit in den vergangenen Jahren stark erhöht.

Im Rahmen der agrarstrukturellen und Landnutzungsplanung besteht nun in Brandenburg die Möglichkeit, Einfluß auf die Verminderung der Windoffenheit der weiten Agrarlandschaft und auf die Erhöhung der Landschaftsrauhigkeit durch den Einbau linearer Strukturelemente und die Reduzierung zu großer einheitlich bewirtschafteter Flächen zu nehmen. Ziel der Änderung ist die Verbindung vorbeugender Maßnahmen für den Bodenschutz mit den ökologischen Erfordernissen.

Die Wirkung von linienhaft angeordneten Gehölzen in der Landschaft beruht primär in der Herabsetzung der Windgeschwindigkeit und sekundär in der Veränderung des Kleinklimas, die sich in einer Erhöhung der Boden- und Luftfeuchtigkeit bemerkbar macht.

Eine Neuanpflanzung von Gehölzen in der Landschaft ist kostenintensiv und muß deshalb besonders sorgfältig geplant werden. Nur wenn ökologische und landschaftsgestalterische Aspekte gleichzeitig realisiert werden, ist die Anlage von "Windschutzpflanzungen" gerechtfertigt.

Daher muß zunächst in vorgelagerten Schritten eine Bewertung des Erosionsrisikos der Landschaft und der windreduzierenden Wirksamkeit bereits vorhandener Strukturelemente erfolgen.

Nachfolgend werden die Arbeitsschritte an einem stark winderosionsgefährdeten Beispielsgebiet Brandenburgs, dem Einzugsgebiet des Batzlower Mühlenfließes, dargestellt, wobei besonders auf die Kartiermethode eingegangen wird.

2 Methode

Folgende Schrittfolge wurde gewählt:

1. Bestimmung der Windoffenheit der gefährdeten Landschaften aus Luftbildern oder Topografischen Karten
2. Bestimmung der Hauptwindrichtung aus langjährigen Witterungsaufzeichnungen der meteorologischen Dienste
3. Bewertung der Windwirkung und Funktionsfähigkeit von linearen Flurgehölzen
4. Festlegung der Reihenfolge der Nachpflanzung und Neuanlage nach der Bewertung der langjährigen Landnutzung

5. Optimierung der ökologischen Wirksamkeit der einzelnen neu anzulegenden oder zu verbessernden Strukturelemente
6. Erarbeitung von Richtwerten für die Neuanlage von Strukturelementen in winderosionsgefährdeten Gebieten

3 Ergebnisse für das Beispielsgebiet

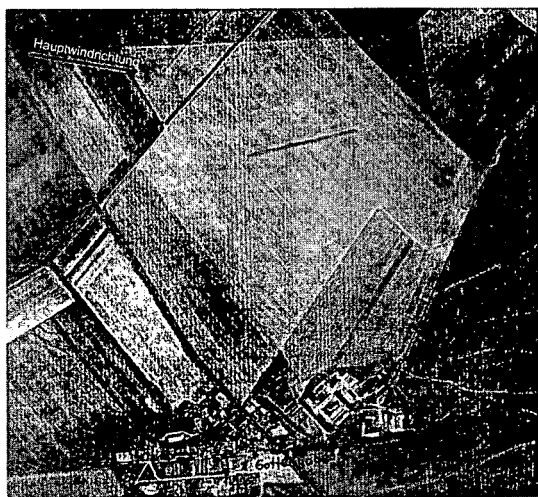
Das Batzlower Mühlenfließ befindet sich in Ostbrandenburg zwischen dem südlich liegenden Naturpark „Märkische Schweiz“ und dem nach Nordosten angrenzenden Oderbruch.

Der Oberlauf des Einzugsgebietes liegt auf dem nördöstlichen Teil der Ostbrandenburger Platte. Diese typische Jungmoräne des Nordostdeutschen Tieflandes fällt zum Oderbruch hin ab und durchquert den periglazialen Talboden und Schwemmkegel der Urstobber und erreicht schließlich die Talsandaue der Alten Oder.

Aus dieser geomorphologischen Sicht leitet sich eine Zweiteilung des Einzugsgebietes ab. Die Gefährdung durch Wassererosion ist durch die naturräumlichen Gestaltung im Oberlauf des Batzlower Mühlenfließes hoch, während die Flächen am Unterlauf winderosionsgefährdet sind.

Hauptproblem neben der starken potentiellen Winderosionsgefährdung ist die geringe Strukturierung der Ackerflächen.

Windoffenheit und Hauptwindrichtung der gefährdeten Landschaft



Die Bestimmung der Windoffenheit erfolgte auf der Grundlage von CIR-Luftbildern (Abb. 1) und anhand von topografischen Karten. Die Hauptwindrichtung ist West-Südwest (LEHMANN, 1992; FUNK, 1995).

Für die besonders gefährdeten Flächen wurden windwirksame Feldlängen von durchschnittlich 1322 m in Hauptwindrichtung ermittelt (LEHMANN, 1992).

Inwieweit die im Untersuchungsgebiet vorhandenen Flurgehölze eine windreduzierende Wirkung aufweisen, wurde im nächsten Schritt kartiert und bewertet.

Abb. 1: Windoffenheit und Hauptwindrichtung im potentiell stark winderosionsgefährdeten Teil des Batzlower Mühlenfließes (LUFTBILD BRANDENBURG, GESELLSCHAFT FÜR LUFTBILDINTERPRETATION MBH)

Kartierung der Windschutzhecken

Grundlage für die Kartierung von Windschutzhecken war die „Kartier- und Bewertungsanleitung für Flurgehölze in winderosionsgefährdeten Gebieten“ (1999).

Die Kartierung des Aufbaus und des Zustandes erfolgte:

- 1) durch die Erfassung von allgemeinen Angaben zum Flurgehölz (z. B. Lage, Länge, Breite der Anpflanzung, durchschnittliche Höhe der Bäume und Sträucher) und
- 2) durch die Einschätzung der Windschutzwirkung jedes Teilabschnittes (Unterteilung der Hecke in 50 m lange Abschnitte)

Die Bewertung erfolgt nach dem vorhandenen Bestimmungsschlüssel der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburgs (Biotopklasse: Laubgebüsch, Feldgehölze, Alleen, Baumreihen; Biotopgruppe: Hecken), der durch zusätzliche Parameter, die speziell die Windschutzwirkung charakterisieren (Lückigkeit vertikal und horizontal, Lage des Flurgehölzes zur Hauptwindrichtung), ergänzt wurde (Tab. 1).

Tab. 1: Auszug aus dem Kartierschlüssel zur Bewertung der Funktionalität von Windschutzhecken

Bestand	Lückigkeit vertikal	Lückigkeit horizontal	Lage zur Hauptwindrichtung	
				Anlagentyp
4				einreihig (Bäume)
5				zweireihig (2 Baumreihen)
6				zweireihig (Überhälter-Büsche)
7				dreireihig (Überhälter-hohe Büsche-Mantelzone)
8				mehreihig
				Lückigkeit vertikal
	1			durchgehend lückig (gleichmäßiger Bestand mit geringer Dichte)
	2			Stammbereich lückig, Krone dicht
	3			vereinzelt lückig im Stamm- bzw. Kronenbereich
	4			von unten nach oben abnehmende Dichte
				Lückigkeit horizontal
		1		stark lückig (>50 % der Gesamtlänge des Flurgehölzes)
		2		lückig (10 % bis 50 % der Gesamtlänge des Flurgehölzes)
		3		vereinzelt Lücken (bis ca. 10 % der Gesamtlänge)
		4		keine Lücken
				Lage zur Hauptwindrichtung
			1	parallel
			2	schräg
			3	quer

Im Ergebnis wurden thematischer Karten unter Nutzung der in der Kartieranleitung vorgegebenen Symbole für die einzelnen Anlagentypen erarbeitet. So erhielt man einen Überblick über die Art (Anlagentyp) und räumliche Verteilung der vorhandenen Flurgehölze.

Die nach dem Bestimmungsschlüssel der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburgs verschlüsselten Ergebnisse wurden in Datenbanken zur Weiterverwendung in der Biotop- und Landnutzungskartierung sowie in Fachinformationssystemen abgelegt.

Das 593 ha umfassende Untersuchungsgebiet ist mit 16,8 km Flurgehölzen ausgestattet. Die relative Flurholzlänge von 0,03 km/km² verdeutlicht die sehr starke Ausräumung der Agrarlandschaft infolge der Meliorationsmaßnahmen Ende der 70 iger Jahre.

Von den vorhandenen Anpflanzungen liegen 39 % quer oder schräg zur Hauptwindrichtung. 6 km der Anpflanzungen sind von ihrem Aufbau als Windschutzhecke geeignet, das sind 36 % der gesamten untersuchten Flurgehölzlänge. Davon liegen 1,7 km in Hauptwindrichtung.

Windschutzpflanzungen sind am effektivsten, wenn sie mehrreihig, mehrstufig, lückenlos, aber durchblasbar aufgebaut sind und quer oder schräg zur Hauptwindrichtung liegen.

Im Untersuchungsgebiet entsprechen 1 % (1,6 km) der vorhandenen Anpflanzungen diesen Anforderungen für einen optimalen Windschutz.

Festlegung der Reihenfolge der Neuanlage von Flurgehölzen

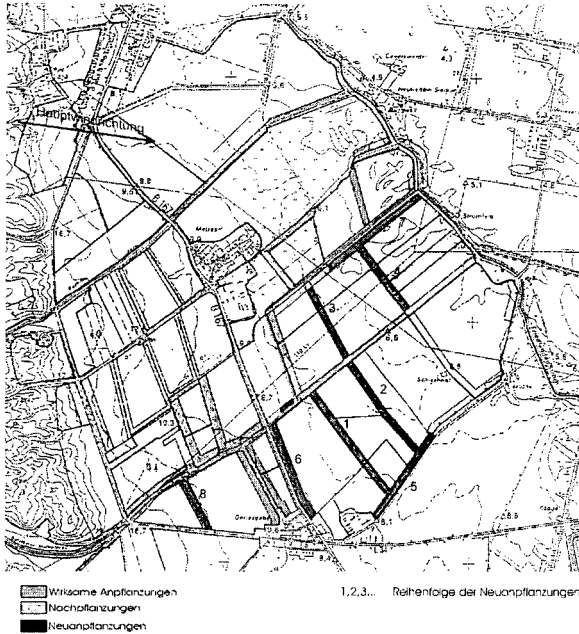


Abb. 2: Geplantes Heckensystem zur Verminderung der Winderosion

Bei der Festlegung der Reihenfolge der Neuanlage der Flurgehölze hatten die potentiell stark gefährdeten, intensiv ackerbaulich genutzten Flächen Vorrang. Ein weiteres Kriterium war das Ziel, des schrittweise Verkleinerns großer bewirtschafteter Flächen. Großer Wert wurde auch auf die Erfahrungen der Bewirtschafter gelegt.

Landschaftsökologische Anforderungen an die Neuanlage linienförmiger Flurgehölze in winderosionsgefährdeten Gebieten

- Hecken zur Verminderung der Winderosion müssen dem optimalen Aufbau von Windschutzhecken entsprechen
- direkte Anbindung an vorhandene Wald- und Flurgehölzflächen (Biotopverbund)

Struktur- und Artenvielfalt und Anpflanzung von einheimischen Gehölzen

- Anlage von Saumstreifen
- Schaffung vielfältiger kleinklimatischer Nischen durch differenzierte Kombination verschiedener Vertikalstrukturen, unterschiedliche Gehölz- bzw. Saumbreiten innerhalb einer Längsstruktur sowie Anlage von Doppelhecken mit windgeschützten Innenräumen

Literatur:

FRIELINGHAUS, M., R. FUNK, H. KRETSCHMER, B. WINNIGE (1993): Shelterbelts for soil protection with ecological functions in East Germany. In: Proceedings of the Fourth International Symposium "Windbreaks and Agroforestry", Viborg, Denmark, July 26-30, 206-207.

FRIELINGHAUS, M.; DEÜMLICH, D.; FUNK, R.; HELMING K., WINNIGE, B. U.A. (1997): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. ZALF-Bericht Nr. 27

FUNK, R. (1995): Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandstandort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationswirkung. ZALF-Bericht Nr. 16

KRETSCHMER, H.; PFEFFER, H.; HOFFMANN, J.; SCHRÖDEL, G.; FUX, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands. Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. ZALF-Bericht Nr. 20

LEHMANN, S. (1992): Verminderung der Winderosionsgefährdung durch geeignete Flurgestaltungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen, dargestellt am Beispiel des Landwirtschaftsbetriebes Neutrebbin. Diplomarbeit, Humboldt- Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät.

ZALF (1999): Kartier- und Bewertungsanleitung für Flurgehölze in winderosionsgefährdeten Gebieten

- Sicherung einer hohen

Bodenbewertung aus bodenökologischer Sicht. Zusammenfassung einer Diskussion

Gabriele Broll* und Stefan Schrader**

Der Diskussion der AG Bodenökologie auf der Jahrestagung 1999 in Hannover zum Thema "Bodenbewertung aus bodenökologischer Sicht" gingen einführende Vorträge voraus, die sowohl die Bewertung von landwirtschaftlichen Nutzflächen als auch Waldstandorten betrafen. Darüber hinaus wurden der Einsatz von GIS bei der Bewertung von Böden sowie die Diskrepanz zwischen bäuerlicher und naturwissenschaftlicher Wahrnehmung von Bodenfruchtbarkeit diskutiert.

Die in Hannover geführte Diskussion zur Bewertung stellt eine Fortführung der 1997 in Konstanz begonnenen Diskussion zu Bodenqualitätszielen dar (vgl. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 85/III, 1575-1578). Schon damals gab es hinsichtlich der Bodenbewertung fast keine Probleme mehr bezüglich der Verwendung physikalischer und chemischer Parameter, und daher standen die biologischen Parameter, wie z. B. die mikrobielle Biomasse, im Vordergrund. Seither wurden große Fortschritte im Hinblick auf die Verwendbarkeit biologischer Bewertungskriterien gemacht, die allerdings immer noch schwerpunktmäßig ökotoxikologische Fragen betreffen. Hierzu liefert unter anderem der Fachausschuß "Biologische Bewertung von Böden" des BVB einen wichtigen Beitrag. Aus bodenzoologischer Sicht finden unterschiedliche Konzepte Anwendung, die Bewertungen anhand der Zusammensetzung funktioneller Tiergemeinschaften oder anhand funktionell begründeter Indices vornehmen können.

* Dr. Gabriele Broll, Institut für Landschaftsökologie, Univ. Münster, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

** PD Dr. Stefan Schrader, Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Spielmannstr. 8, 38092 Braunschweig

Die Frage nach der Bewertung rief erneut eine intensive Diskussion über die Ziele hervor, diesmal stark geprägt durch Vorgaben und offene Fragen, die das BBodSchG liefern bzw. seine praktische Umsetzung aufwerfen. Die Ziele der Bewertung werden entscheidend geprägt von den Bedürfnissen, die die Gesellschaft im konkreten Fall an unterschiedliche Standorte stellt. Die Ziele sind entweder bekannt und bereits formuliert oder ihre Formulierung steht noch in der Diskussion. Im ersten Fall, z.B. bei belasteten Standorten, ist ein Vergleich von Soll- mit Ist-Werten möglich, wenn auch häufig Datengrundlagen und Referenzflächen fehlen. Zielvorstellungen sind ebenso bei land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen definiert, wo der Erhalt der Leistungsfähigkeit der Böden im Hinblick auf die Ertragsfähigkeit sowie auch die Filter-, Puffer- und Transformatorfunktionen angestrebt wird. Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist im Prinzip über eine nachhaltige Nutzung möglich, wenn diese auch in der Praxis noch schwierig umzusetzen ist. Anders verhält es sich dagegen mit der Lebensraumfunktion. Hier sind die Ziele noch nicht klar definiert. Ein Vergleich von Ist- und Sollwerten, z.B. zwischen genutzten und naturnahen Flächen, ist nur bedingt möglich. Noch bestehende Schwierigkeiten bei der Bewertung können zur Vernachlässigung der Lebensraumfunktion führen. Deshalb besteht zu diesem Thema noch erheblicher Diskussionsbedarf. Es ist nicht einfach, der Gesellschaft zu vermitteln, daß Bodenorganismen und ihr Lebensraum zur Funktionsfähigkeit von Ökosystemen geschützt werden müssen. Ein Bezug zu einzelnen Ökosystemen (z. B. Mooren) muss aufgrund der jeweiligen Standorteigenschaften hergestellt werden, da sonst Zielformulierung und Bewertung nicht möglich sind.

Die Vielfalt der Bodenfunktionen steht einem einheitlichen Bewertungsschema entgegen, und die Zahl der notwendigen Bewertungsstufen ist noch unklar. Im Rahmen der Bauleitplanung beispielsweise fordern Planer von der Wissenschaft Kriterien, mittels derer es möglich ist, die am konkreten Standort vorrangige Funktion festzulegen. Dies bedarf des unmittelbaren regionalen Bezuges, z.B. auf Landschaftsebene. Der Diskussionsverlauf läßt den Schluß zu, daß der Schwierigkeitsgrad im Aufstellen geeigneter Bewertungskriterien steigt, je mehr man sich einer ganzheitlichen Betrachtungsweise nähert. Die praktische Umsetzung von Zielvorgaben, Kriterienkatalogen und Bewertungsschemata hängt entscheidend von ihrer sprachlichen Darstellung ab. Sie muss die unterschiedliche Wahrnehmung von Eigenschaften und Funktionen des Bodens bei Wissenschaftlern, Planern, Landwirten etc. berücksichtigen, um eine effektive Kommunikation zwischen diesen Gruppen zu ermöglichen.

Prognose und Bewertung der Veränderungen in Niedermoorböden an der Havel als Folge des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17 (Ausbau der Bundeswasserstraße Hannover - Magdeburg - Berlin)

von

Ferus, E.; Giani, L.; Straßer, H.

1 Einleitung

Als Folge des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17 (VDE Nr.17; Ausbau der Bundeswasserstraße Hannover - Magdeburg - Berlin) sind für die Uferbereiche der Havel zwischen Brandenburg (Havel) und Potsdam Grundwasserstandsabsenkungen um sechs bis sieben Zentimeter prognostiziert (IUS 1996). Im Rahmen der Eingriffsregelung müssen die Veränderungen, die dadurch in den an der Havel verbreitet vorkommenden Niedermoorböden induziert werden, vorausgesagt und bewertet werden.

Aus der Literatur sind die tiefgreifenden Auswirkungen von Grundwasserstandsabsenkungen auf organische Böden hinlänglich bekannt (u.a. ILLNER 1977, SUCCOW 1986). Allerdings sind ausschließlich Absenkungen um mehrere Dezimeter, wie sie oftmals im Zuge landwirtschaftlicher Nutzung erfolgten, Gegenstand der Untersuchungen. Welche Folgen geringfügige Beeinflussungen des Bodenwasserhaushaltes hervorrufen, kann auf Grundlage dieser Ergebnisse nicht abgeschätzt werden.

Die Bewertung vorhabenbedingter Auswirkungen auf das Schutzgut Boden wird in der Planungspraxis bisher i.d.R. verbal-argumentativ vorgenommen - wenn sie überhaupt erfolgt (KÖPPEL et al. 1998). Dieses Vorgehen ermöglicht zwar eine situationsbezogene Behandlung, jedoch vermittelt die getroffene Einschätzung zu oft den Anschein der Beliebigkeit, da die Entscheidungsfindung nicht ausreichend nachvollziehbar ist. Auch die Forderung nach Gleichbehandlung verschiedener Vorhabensträger ist mittels sogenannter *Punktwertverfahren* leichter zu erfüllen. Diese dürfen jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß die Inwertsetzung bestimmter Naturzustände immer nur ein planerisches Hilfsmittel sein sollte und daß die Grenze, ab welcher Intensität Beeinträchtigungen als erheblich anzusehen sind, letztlich nur subjektiv begründet werden kann. Eine Bewertung von Naturzuständen ist dennoch erforderlich, da nur so eine Berücksichtigung der Belange von Natur und Landschaft in den gesetzlich vorgeschriebenen Planungsabläufen erfolgen kann.

2 Material und Methoden

Im Sommer 1998 wurden acht Grünlandstandorte im NSG Wolfsbruch (westlich Potsdam) hinsichtlich ihres Wasserhaushaltes, der Profilmorphologie sowie physiko-chemischer Bodenkennwerte (Glühverlust, C/N-Verhältnis, pflanzenverfügbare Stickstoff im Oberboden, Bodenart, pH-Wert, Feldkapazität, Porenvolumen, Lagerungsdichte, Benetzungswinkel, Einheitswasserzahl sowie Wiederbenetzbarkeit nach wiederholter Trocknung) untersucht. Über einen Vergleich von Grundwasserbeeinflussung (Lage zu mittlerem Grundwasserstand u.ä.) und Eigenschaften der Horizonte wurden bei Grundwasserstandsabsenkung zu erwartende Veränderungen prognostiziert.

Für eine Bewertung müssen der aktuelle und der prognostizierte Zustand mit einem Sollzustand abgeglichen werden. Ein solches Leitbild läßt sich nicht allein aus naturwissenschaftlichen Erkenntnissen ableiten, sondern erfordert einen gesellschaftlich-politischen Wertfindungsprozeß und muß an die regionalen Gegebenheiten angepaßt sein. Entsprechende Vorgaben liefert (im Optimalfall) die Landschaftsplanung als Fachplanung des Naturschutzes, jedoch lassen sich auch gesetzliche Vorgaben und nachgesetzliche Regelungen zur Leitbilddefinition hinzuziehen (beispielsweise gesetzlich geschützte Biotope; Schutzgebietsausweisungen).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Aktueller Zustand und Prognose vorhabenbedingter Auswirkungen

Wie die Untersuchungen zeigten, weist das Wolfsbruch eine sehr heterogene Bodenlandschaft auf. Über dem mineralischen Untergrund aus der jüngsten Eiszeit finden sich Horizonte einer ersten Torfbildungsperiode während des Subatlantikums, die z.T. im Atlantikum als Gewässerverlandung begann. Aufgrund absinkender Grundwasserstände unterlagen diese Torfe in der Folgezeit teilweise einer verstärkten Zersetzung. Erst durch Einflußnahme des Menschen kam es im Mittelalter wiederum zu einer Anhebung der Grundwasserstände in der Havelaue. Auf den tiefergelegenen Standorten entstanden Versumpfungsmoore über den stark zersetzten Verlandungsmooren. Auch während dieser zweiten Torfbildungsperiode wurden bei Überflutungen regelmäßig mineralische Substanzen eingeschwemmt, so daß mineralreiche Torfe (Glühverlust überwiegend 40 - 60 % mas) entstanden. Der großen Schwankungen unterliegende Grundwasserstand in der Flußaue und eine extensive landwirtschaftliche Nutzung ließen auch im Oberboden der Versumpfungsmoore stärker zersetzte, vererdete Horizonte entstehen. Auf den höhergelegenen Standorten kam es nicht zu erneuter Torfbildung, da der Grundwasserspiegel nicht dasselbe Niveau wie im Subatlantikum erreichte. Hier dauerte die Humifizierung der organischen Substanz an, so daß aus den Niedermoorböden Humus- oder Auengleye entstanden. Jedoch sind nur die Horizonte, die auf die zweite Torfbildungsperiode zurückgehen, in ihren Eigenschaften durch den aktuellen Grundwasserhaushalt geprägt und können in einen Vergleich einbezogen werden.

Die mittleren Grundwasserstände im Sommerhalbjahr 1998 lagen an den fünf untersuchten Niedermoorstandorten etwa 20 - 35 cm unter GOF. Drei untersuchte Gleystandorte aus stark zersetztem Niedermoor wiesen mittlere Grundwasserflurabstände von 35 - 85 cm auf.

Erfolgen die prognostizierten Grundwasserstandsabsenkungen, ist in den betroffenen Bodenbereichen mit einer Abnahme des Glühverlustes um ca. 10 %mas zu rechnen (**Abb. 1**). Eine hohe Zersetzungsintensität wird durch die subneutralen pH-Werte und die hohe Trophie (C/N-Verhältnis 8 - 12) der Torfe begünstigt.

Es wurde ein enger Zusammenhang zwischen Grundwasserbeeinflussung der Horizonte und Einheitswasserzahl nachgewiesen. So ist davon auszugehen, daß selbst durch geringfügige Grundwasserstandsabsenkungen die pedogene Überprägung der Torfe verstärkt wird. Der primär hohe mineralische Anteil der Torfe scheint jedoch die Entwicklung vermulmter bzw. vermurschter Horizonte zu verhindern.

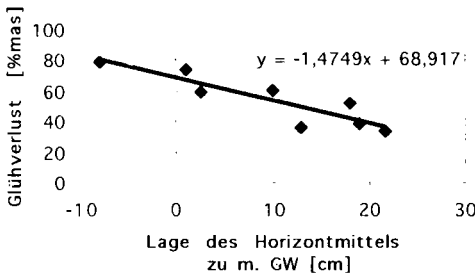


Abb. 1: Zusammenhang zwischen mittlerem Grundwasserstand und Glühverlust ($r = -0.8851$).

Weiterhin ist mit einer Abnahme des Porenvolumens und der Feldkapazität um 1 bzw. 2 %vol zu rechnen. Der festgestellte nichtlineare Zusammenhang zwischen diesen volumenbezogenen Größen und dem Glühverlust verdeutlicht allerdings, daß es bei Unterschreiten eines Glühverlustes von ca. 20 %mas zu einer sehr viel stärkeren Abnahme beider Bodenkennwerte kommt. Durch die verstärkte Torfmineralisation könnte dieser kritische Gehalt organischer Substanz im Oberboden der Niedermoor z.T. erreicht oder unterschritten werden. Es ist also nicht auszuschließen, daß das Gesamtporenvolumen und die Feldkapazität gerade in den Bodenbereichen, die für die Wasserversorgung der Vegetation von besonderer Bedeutung sind, einer stärkeren Abnahme unterliegen.

Veränderungen der Bodenacidität bei geringen Unterschieden im Bodenwasserhaushalt konnten nicht eindeutig nachgewiesen werden.

Um die Entwicklungen im Stickstoffhaushalt der Standorte detailliert einzuschätzen, sind umfangreichere Untersuchungen erforderlich. Es ist u.a. mit einer leichten Abnahme des C/N-Verhältnisses um 0,6 zu rechnen, jedoch weisen die Torfe bereits eutrophe bis polytrophe Verhältnisse auf.

3.2 Bewertung vorhabenbedingter Veränderungen

Das Leitbild für die Niedermoorböden der Havelaue, das sich aus landschaftsplanerischen und naturschutzrechtlichen Aussagen zum betroffenen Naturraum ergibt, läßt Eigenwert des Bodens, Lebens-

raumfunktion (Standortpotential), Genreservfunktion, Archivfunktion der Natur- und Kulturge-schichte, Stoffspeicherfunktion, Wasserspeicherfunktion und Pufferfunktion als schutzwürdige Ele-mente erkennen. Aktueller und prognostizierter Zustand dieser Elemente können mittels wertgebender Indikatoren (**Tab. 1**) beurteilt werden, für die jeweils fünf Wertstufen definiert wurden.

Tab. 1: Schutzwürdige Elemente und zugehörige wertgebende Indikatoren zur Bewertung von Veränderungen in Nie-dermoorböden der Havelaue

schutzwürdiges Element	wertgebende Indikatoren
Eigenwert	Profilmorphologie
Lebensraumfunktion (Standortpotential)	mittlerer Grundwasserstand im Sommer, Glüh-verlust
Genreservfunktion	Glühverlust, Profilmächtigkeit, aktuelle und hi-storische Vegetation
Archivfunktion der Natur- und Kulturgeschichte	Profilmorphologie
Stoffspeicherfunktion	Glühverlust, Profilmächtigkeit
Wasserspeicherfunktion	Feldkapazität, Profilmächtigkeit
Pufferfunktion	potentieller pH-Wert

Die Intensität und die vertikale Ausdehnung der vorhabenbedingten Veränderungen dienen als Maß der Beeinträchtigung. Die Erheblichkeit eines Eingriffs kann dabei sowohl in der deutlichen Beein-trächtigung eines Elementes als auch in der Summe mehrerer, im einzelnen als unerheblich einzustufen-der Beeinträchtigungen begründet liegen.

Probleme des Bewertungsansatzes ergeben sich bisher aus dem relativ hohen Erfassungsaufwand für einige Indikatoren, bei der Bewertung der Pufferfunktion und bei der Berücksichtigung der Flächen-wirksamkeit der Beeinträchtigung. Jedoch werden auch erste Lösungsansätze diskutiert.

Die Auswirkungen des VDE Nr. 17 auf die untersuchten Niedermoorstandorte des Wolfsbruches sind als erheblich einzustufen und erfüllen somit den Eingriffstatbestand gemäß § 8 BNatSchG. Für diese Einschätzung sind insbesondere die Verschlechterung des Standortpotentials und der Stoffspeicher-funktion von Bedeutung. An einigen Standorten kommt eine erhebliche Beeinträchtigung des Eigen-wertes oder der Genreservfunktion hinzu.

Literatur

- ILLNER, K. (1977): Zur Bodenbildung in Niedermoororten. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, Berlin 21 (12), 867 - 872.
- IUS, INSTITUT FÜR UMWELTSTUDIEN WEISSER & NESS GMBH POTSDAM (1996): RaumordnungsUVS zum Projekt 17 im Land Brandenburg.
- KÖPPEL, J., FEICKERT, U., SPANDAU, L., STRAßER, H. (1998): Praxis der Eingriffsregelung: Schadenersatz an Natur und Landschaft? Ulmer, Stuttgart.
- SUCCOW, M. (1986): Prozeßabläufe auf intensiv genutzten Niedermooren der DDR. Tag.-Ber., Akademie der Landwirt-schaftswissenschaften der DDR 245, 63 - 76.

Bäuerliche und naturwissenschaftliche Wahrnehmung von Bodenfruchtbarkeit. Perspektiven für deren Bewertung.

von

PATRICIA E. FRY UND HANS STICHER¹

1 Einleitung

Die Schweizerische Bundesversammlung hat im Jahr 1983 das Umweltschutzgesetz verabschiedet (USG 1983) und darin die Kantone beauftragt, die Fruchtbarkeit des Bodens langfristig zu erhalten. Die Kantone wurden angehalten, Bodenbelastungen zu beobachten, anhand der in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo 1998) festgehaltenen Richt-, Prüf- und Sanierungswerte zu beurteilen und falls nötig entsprechende Maßnahmen einzuleiten.

Für den Bodenschutz ist ein erfolgreicher Wissens- und Erfahrungsaustausch zwischen Naturwissenschaftlern bzw. Naturwissenschaftlerinnen und Bauern bzw. Bäuerinnen von großer Bedeutung. Beide sind Akteure im Bodenschutz mit unterschiedlichen Rollen: Bodenschutzfachstellen setzen naturwissenschaftliche Erkenntnisse aus Forschung und eigenen Untersuchungen in Maßnahmen um, die von Bauern und Bäuerinnen im Rahmen ihrer Bodennutzung schließlich vollzogen werden.

Im vorliegenden Beitrag werden naturwissenschaftliche und bäuerliche Sichtweisen der Bodenfruchtbarkeit verglichen und Schlussfolgerungen für den Wissenstransfer im Bodenschutz gezogen. Die Untersuchung der bäuerlichen Wahrnehmung der Bodenfruchtbarkeit beruht auf qualitativen Erhebungsmethoden wie *Teilnehmende Beobachtung* und *Interviews mit narrativem Schwerpunkt*.

Die vorgestellten Thesen basieren auf Begegnungen mit acht Bauern und zwei Bäuerinnen von kleineren bis mittelgroßen Familienbetrieben im Schweizerischen Mittelland (Kantone Zürich, Aargau und Solothurn) sowie verschiedenen Naturwissenschaftlern (Berater, Bodenkundler, Bodenschutzfachleute). Die Interpretation und Gegenüberstellung der unterschiedlichen Sichtweisen beruht auf eigenen Erfahrungen der Erstautorin¹ und einschlägiger Literatur.

2 Unterschiedliche Sichtweisen auf Bodenfruchtbarkeit

These 1: Bauern bzw. Bäuerinnen und Naturwissenschaftler bzw. Naturwissenschaftlerinnen haben einen anderen Blickwinkel auf Bodenfruchtbarkeit, bedingt durch unterschiedliche Ziele, Methoden und Kontexte ihrer Arbeit.

2.1 Vergleich zentraler Ziele, Methoden und Kontexte der Wissensproduktion

Forschende sind vor allem an Theorien über den Boden interessiert. Anhand von Felduntersuchungen und Laborexperimenten unter kontrollierten Bedingungen werden Theorien erstellt, die mittels Modellsimulationen überprüft und verifiziert werden.

Bodenschutzfachleute sind am Schutz des Bodens interessiert und übersetzen gewissermaßen Theorien über Boden in Maßnahmen und Handlungen. Sie verwenden Routinemethoden und Werkzeuge, die es erlauben, die Belastung des Bodens in einem umgrenzten Gebiet oder generell zu überwachen. Dazu gehören Kartenwerke und Computer, nebst Unterlagen wie Konzepten, Berichten, Maßnahmeplänen usw. Die Arbeit der Bodenschutzfachleute basiert ebenfalls auf naturwissenschaftlichen Untersuchungen.

¹ Institut für Terrestrische Ökologie (ITÖ), ETH Zürich, Grabenstraße 3, CH-8952 Schlieren (P. F. arbeitete während acht Jahren an der Bodenschutzfachstelle des Kantons Aargau).

Bauern und Bäuerinnen sind an einem guten Betriebsergebnis interessiert, um ihren Lebensunterhalt zu bestreiten und um ihren Hof der nächsten Generation weitergeben zu können. Sie verrichten während des ganzen Jahres und über Jahrzehnte hinweg verschiedene Arbeiten auf ihren Feldern und im Stall. Dabei verwenden sie Werkzeuge bäuerlichen Stils, wie beispielsweise Traktor und Pflug, Erntemaschine, Heugabel usw.

Forschende, Bodenschutzfachleute und Bauern bzw. Bäuerinnen verwenden je die spezifischen Werkzeuge und Methoden, die sie für die Erreichung ihres Zieles brauchen.

2.2 Die Theorie des Denkstils erklärt die unterschiedlichen Sichtweisen von Naturwissenschaftlern bzw. Naturwissenschaftlerinnen und Bauern bzw. Bäuerinnen:

Der Bakteriologe Ludwik Fleck hat in seinem erstmals 1935 erschienenen Buch «Entstehung und Entwicklung einer wissenschaftlichen Tatsache» die Begriffe *Denkkollektiv* und *Denkstil* geprägt (FLECK, 1980). Jede soziale Gruppe - ein Denkkollektiv - verfügt über ihre spezifische gesellschaftliche Wirklichkeit und ist der Träger des Denkstiles, den Fleck als ein „gerichtetes Wahrnehmen, mit entsprechendem gedanklichem und sachlichem Verarbeiten des Wahrgenommenen“ definierte. Der Denkstil ist laut Fleck charakterisiert durch gemeinsame Merkmale der Probleme, die das Denkkollektiv interessieren; der Urteile, die es als evident betrachtet und der Methoden, die es als Erkenntnismittel anwendet. Auch der technische und der literarische Stil könne charakteristisch für ein Denkkollektiv sein. Der Denkstil bestimmt also, welche Probleme als untersuchungswürdig gelten, sowie die Beobachtungsweise des Gegenstandes.

Der unterschiedliche Denkstil prägt auch die *Verwendung des Begriffes Bodenfruchtbarkeit*: Forschende sind vor allem an der Quantifizierung von Bodenfunktionen und -prozessen interessiert. Sie definieren Bodenfruchtbarkeit zum Beispiel als Summe der chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften (DORAN UND PARKIN, 1994; extensionale Definition nach PATZEL, 1998). Weil Bodenfruchtbarkeit sehr schwierig zu messen ist, kommt dieser Begriff in der Forschung eher selten vor. Bodenschutzfachstellen sind daran interessiert, ökologische und sozio-ökonomische Ziele zu erreichen und verwenden diesen Begriff vor allem als Zielvorgabe (Intentionale Definition nach PATZEL, 1998) und als Beurteilungsgrundlage für Belastungen (VBBo 1998). Nicht alle Bauern und Bäuerinnen verwenden den Begriff Bodenfruchtbarkeit. Er gilt als Synonym für Ertragsfähigkeit eines Bodens oder wird im Sinne einer handlungsleitenden Zielvorgabe verwendet, um Bodenbelastungen zu vermeiden oder Bodenfruchtbarkeit zu fördern. Der Begriff Bodenfruchtbarkeit kann ihnen auch fremd sein, beispielsweise weil sie Fruchtbarkeit eher mit Tieren in Verbindung bringen als mit Boden. So erklärte ein Bauer, dass dieser den Begriff Bodenfruchtbarkeit selber gar nicht verwenden würde. Er meinte, dass man diesen Begriff „*ein bisschen komisch interpretieren*“ würde. Eine Kuh sei fruchtbar, der Boden nicht, da er sich ja nicht vermehre. Bodenfruchtbarkeit kann auch über die tägliche Arbeit wahrgenommen werden, ohne dass der Begriff selber verwendet wird. Bodenfruchtbarkeit ist kein allgemein verständliches Konzept (WALTER et al. 1997).

2.3 Vergleich der Wissensinhalte

Die unterschiedlichen Ziele, Methoden und Kontexte der Wissensproduktion beeinflussen den auf diese Weise produzierten Wissensinhalt.

Der *bäuerliche Blick* geht gewissermaßen in die Breite (wobei Breite ausdrücklich im räumlichen und im übertragenen Sinne verstanden werden soll). Der Fokus ist auf die Nutzung des Bodens gerichtet. Deshalb nehmen Bauern und Bäuerinnen vor allem qualitative Eigenschaften der Bearbeitungsschicht eines Feldes und der darauf wachsenden Pflanzen wahr. Sie beschreiben beispielsweise ihren Eindruck vom Verhalten des Bodens beim Pflügen, vom „Auflaufen“ der Saat und vom Wachstum der Pflanzen. Sie achten auf Beziehungen zwischen Pflanzenwachstum, Bodeneigenschaften, Wetter und eigenen Handlungen. Bedingt durch ihre Arbeit befahren Bauern die gesamte Fläche ihrer Felder. Wahrgenommene Eigenschaften werden in der für sie überblickbaren Zeit verglichen, bewertet und mit der bekannten Standort- und Nutzungsgeschichte vernetzt. Eigenschaften des Unterbodens werden für Bauern dann sichtbar, wenn Bauarbeiten auf dem eigenen Land durchgeführt werden oder wenn die Pflanzen z.B. im Sommer mit Trockenstress reagieren und auf diese Weise einen kiesigen Untergrund vermuten lassen, oder wenn das Wasser schlecht abfließt und Verdichtungen oder lehmigen Unterboden anzeigen.

Der *naturwissenschaftliche Blick* geht andererseits in die Tiefe (wobei Tiefe analog zur Breite im räumlichen und im übertragenen Sinne gemeint ist). Mit naturwissenschaftlichen Methoden werden nicht nur die flächenhafte Ausdehnung, sondern auch der Unterboden und für das menschliche Auge unsichtbare Dinge wie Schwermetalle oder Bakterien analysiert und quantifiziert. Der Boden wird mit zielorientierten Methoden untersucht: Mit Hilfe von physikalischen Methoden werden die Körnung, der Wasser- und Lufthaushalt (Porosität, Wasserdurchlässigkeit) des Bodens gemessen. Mit bodenchemischen Methoden werden der Kalkgehalt, der Nährstoffgehalt, anorganische und organische Schadstoffe usw., mit bodenbiologischen Methoden die Regenwürmer, die Biomasse und Aktivität von Bakterien, Pilzen usw. bestimmt und mit vegetationskundlichen Methoden werden der Ertrag und die Artenzusammensetzung usw. erfasst. Mit Hilfe von Messwerten können verschiedene Regionen über sehr lange Zeiträume hinweg verglichen, Ursache-Wirkungsbeziehungen erkannt und Theorien erstellt werden.

Bauern und Naturwissenschaftler sehen nicht das gleiche. Was sie sehen, ist aber miteinander verwandt:

Ein befragter Bauer hat zum Beispiel die Verteilung der Regenwürmer auf seinem Feld wahrgenommen. Ihm fiel auf, dass diese schon früh im Jahr sehr aktiv waren und er schloss, dass es nicht mehr kalt werden würde. Er kann vermutlich nicht für jeden Ort angeben, wieviel Würmer es hat. Erstens, weil er sich bei seiner Arbeit nicht primär auf Regenwürmer konzentriert - sie fallen ihm nicht immer und überall auf - und zweitens, weil er seine Vergleichsgröße nicht festhält und die Erinnerung sozusagen mitwandert.

Eine Biologin oder ein Biologe hingegen extrahiert Regenwürmer an sechs Stellen mit der Fläche von je ein Viertel Quadratmeter im Abstand von ca. 4 Metern und berechnet die Biomasse und Anzahl der Arten pro Quadratmeter. Der gemessene Wert, z.B. 292 g/m², gilt für den Ort der Messung und den Messzeitpunkt. Die Aussagekraft und Bedeutung dieser Messung hängt damit von der zeitlichen und räumlichen Variabilität der Regenwürmpopulation, der Nutzungsgeschichte des Standortes usw. ab. Eine auf diese Weise erhobene Größe kann als Vergleichsgröße dienen, anhand derer Messungen an anderen Standorten oder zu anderen Zeitpunkten bewertet werden können. Da ein Naturwissenschaftler jedoch in der Regel nicht jahrelang am selben Ort lebt und arbeitet, kann er nicht wie ein Bauer auf verschiedene Eindrücke zurückgreifen und hat damit auch keine Übersicht über die zeitliche Entwicklung auf den untersuchten Feldern. Er ist daher auf wiederholte Beprobungen und Messungen angewiesen.

3 Ähnlichkeiten im Prozess der Wissensproduktion

These 2: Obwohl Naturwissenschaftler bzw. Naturwissenschaftlerinnen und Bauern bzw. Bäuerinnen verschiedene Ziele verfolgen und unterschiedliche Methoden anwenden, gibt es Ähnlichkeiten in ihrer Wissensproduktion.

Verschiedene Aspekte der Wissensproduktion lassen sich zusammenfassen. Zum ersten Aspekt der Wissensproduktion: Es werden drei Stufen der bäuerlichen und naturwissenschaftlichen Wissensproduktion unterschieden: *Momentanes, vergleichendes und kontextuelles Erkennen*. Die Farbe des Bodens kann zum Beispiel während dem Pflügen wahrgenommen werden (Momentanes Erkennen). Nachdem mehrere Furchen eines Feldes gepflügt sind, können Farbunterschiede sichtbar werden, weil mehrere Stellen miteinander verglichen werden können (vergleichendes Erkennen). Erst durch die Standortgeschichte und das Umfeld erhält die Farbe eine spezifische Bedeutung (Kontextuelles Erkennen). Auch naturwissenschaftliche Messwerte werden durch Vergleich und im Zusammenhang mit dem Kontext *bewertet* (verschiedene Bedeutungen von Bodenqualität (vgl. z.B. STICHER 1990)).

Ein zweiter Aspekt der Wissensproduktion ist der *Übergang zwischen unbeabsichtigtem Erkennen und absichtlichem Untersuchen* von Boden- und Pflanzeigenschaften während der Arbeit. Ein Bauer beschrieb einen lehmigen Boden, indem er erzählte, dass er da und dort jeweils den Gang wechseln musste, weil der Boden zäher war. Diese Erfahrung machte er nicht absichtlich. Seine Absicht war es, das Feld zu pflügen, doch währenddessen nahm er unbeabsichtigt wahr, wie der Boden sich verhielt. So nahm er nebenbei die Farbe, die Nässe, die Struktur, die Landschaftsform usw. wahr und setzte dies in Beziehung mit dem Keimen und Wachsen der Kultur (kontextuelle Erkenntnis).

Der nicht-intentionale Aspekt der Erkenntnis ist auf sämtlichen Stufen der Wissensproduktion zu finden und kann zu einem intentionalen „Nachschauen“ überleiten. Dieser Aspekt kommt in der naturwissenschaftlichen Wissensproduktion ebenfalls vor.

4 Gemeinsame Tauschzone im Bodenschutz

These 3: Gemeinsame Eigenschaften der Wissensproduktion (Prozess, Vergleich, Kontext) und Verständnis für verschiedene Perspektiven können als Basis für den Austausch von unterschiedlichem Wissen von Forschenden, Bodenschutzfachleuten und Bauern bzw. Bäuerinnen dienen.

Um den Wissenstransfer zwischen den verschiedenen Akteuren zu erleichtern, könnte der Bodenschutz *gemeinsame Tauschzonen* (GALISON 1997) zwischen Forschenden, Bodenschutzfachstellen und Bauern fördern oder etablieren. So könnten Bedürfnisse und Angebote der verschiedenen Akteure zur Sprache kommen und integriert werden.

Zeichen erkennen und interpretieren könnte eine gemeinsame Basis sein, um Wissen über Boden und Bodenfruchtbarkeit auszutauschen. Zeichen für belastete und fruchtbare Böden während der Feldarbeit erkennen, könnte die Beurteilung von Böden mit der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit verknüpfen.

Bedingt durch unterschiedliche Ziele und Methoden der Arbeit können Naturwissenschaftler und Bauern verschiedene *Tauschgüter* anbieten: Durch die langjährige Arbeit mit Boden, Pflanzen und Tieren erfahren Bauern und Bäuerinnen verschiedene Situationen, in denen sich Qualitäten oder Störungen manifestieren (breiter Blick). Weil sie vor Ort arbeiten und leben, können sie ihre Beobachtungen verschiedenen, wechselnden Kontexten zuordnen. Jahreszeit, Heterogenität des Bodens und das wechselnde Wetter sind in ihrer Arbeit integriert. Gerade das „nicht wählen“ von speziellen Situationen macht ihre Wahrnehmung für den Bodenschutz wertvoll. Sie kennen lokale Variabilitäten und qualitative Beziehungen zwischen verschiedenen Boden- und Pflanzeigenschaften, eigenen Handlungen, Wetter usw. Sie können beobachten, wie sich Pflegemaßnahmen auf Böden und Pflanzen auswirken. Naturwissenschaftler und Naturwissenschaftlerinnen untersuchen Böden und Pflanzen mittels detaillierten Analysen und können z.B. Gründe für Beeinträchtigungen finden und Prozesse erklären (tiefer Blick). Sie können dank standardisierter Messungen verschiedene Regionen über lange Zeiträume hinweg vergleichen und so ungünstige Entwicklungen erkennen und Maßnahmen vorschlagen. Der Bodenschutz kann vom Wissen und der Erfahrung beider Seiten profitieren.

Literatur:

- Doran, J. W. und T. B. Parkin (1994). Defining and Assessing Soil Quality. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Madison Wisconsin, Soil Science Society of America. Special Publication 35: 3-21.
- Fleck, L. (1980). Entstehung und Entwicklung einer wissenschaftlichen Tatsache. Einführung in die Lehre vom Denkstil und Denkkollektiv. Frankfurt, Suhrkamp Taschenbuch. 190 Seiten.
- Galison, P. (1997). Image and Logic: A material culture of microphysics. The University of Chicago Press. Chicago and London. 844 Seiten.
- Patzel, N. (1998). Bodenfruchtbarkeit: Phänomen und Begriff. Zürich, Diplomarbeit ETH Zürich, 150 Seiten.
- Sticher, H. (1990). "Die Bodenfruchtbarkeit und deren Beeinflussung durch den Menschen." Schweiz. Landw. Forschung 29(1): 5-6.
- USG (1983). Bundesgesetz über den Umweltschutz. (Beschlossen durch die Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft am 7. 10. 1983).
- VBBo (1998). Verordnung über Belastungen des Bodens (Verordnet durch den Schweizerischen Bundesrat am 1. Juli 1998).
- Walter, G., M. Wander und G. Bollero (1997). "A farmer-centered approach to developing information for soil resource management: the Illinois Soil Quality Initiative." Am. J. altern. agric. 12(2): 64-72.

Ein Referenzsystem zur Bewertung von mikrobieller Biomasse und metabolischem Quotienten in niedersächsischen Ackerböden

Heinrich Höper

Einleitung und Problemstellung

Ziel des Bodenschutzgesetzes (BBodSchG, Anonym, 1999) ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen (§ 1). Dies gilt auch für die natürlichen Bodenfunktionen "Lebensraum von Organismen" und "Boden als Bestandteil von Nährstoffkreisläufen", die die Bodenlebewesen und ihre Aktivität betreffen. Zur Durchführung des BBodSchG ist es erforderlich, schädliche Bodenveränderungen zu diagnostizieren. Hierbei können neben chemischen und physikalischen Untersuchungsverfahren auch biologische Verfahren herangezogen werden. Biologische Verfahren können hier ergänzend Informationen liefern, indem sie *in situ* die direkte Wirkung einzelner sowie synergistische Wirkungen verschiedener Belastungsfaktoren anzeigen.

Die mikrobielle Biomasse als Mass für Mikroorganismenbesatz gehört zu den wichtigsten bodenmikrobiologischen Indikatoren. In verschiedenen Freiland- und Laboruntersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass bestimmte Bodenbelastungen die mikrobielle Biomasse beeinträchtigen. So wurde nachgewiesen, dass die Zufuhr von schwermetallbelastetem Klärschlamm bzw. von Schwermetallen in Oxid-Form die mikrobielle Biomasse nachhaltig um 20 bis 50 % reduzierte (Fließbach *et al.*, 1994; Kandler *et al.*, 1990; Chander und Brookes, 1991; Wilke, 1988). Allerdings lagen die Schwermetall-Gehalte im Boden bei diesen Exaktversuchen in der Regel bei und über den Grenzwerten nach Klärschlammverordnung (Anonym, 1992). Eine Pestizidbehandlung mit Dinoterb (doppelte Aufwandmenge) führte im Labor zu einer Reduktion der mikrobiellen Biomasse um 50 % innerhalb von 3 Wochen nach Applikation (Harden *et al.*, 1993). Andererseits gibt es auch Hinweise, dass die mikrobielle Biomasse durch den ökologischen Landbau gefördert wird. In einem Systemvergleich in der Schweiz (DOK-Versuch, Mäder *et al.*, 1993) wurde gezeigt, dass biologisch-dynamische und biologisch-organische Landbewirtschaftung die mikrobielle Biomasse um 34 bzw. 17 % im Vergleich zur konventionellen Landbewirtschaftung erhöhte.

Der metabolische Quotient, als Quotient aus Basalatmung und mikrobieller Biomasse, ist in etwas abgewandelter Form derzeit Gegenstand eines Normungsverfahrens zur ökotoxikologischen Bewertung von Böden (Wilke und Vonk, 1999).

Im Gegensatz zu den oben dargestellten Exaktversuchen ist die Bewertung von Böden in der Praxis dadurch erschwert, dass es häufig keinen echten Kontrollboden gibt, der mit Sicherheit nicht belastet ist und gleichzeitig mit dem zu bewertenden Boden vergleichbare Eigenschaften aufweist. Hinsichtlich der Vergleichssituation besteht die Frage, welche Parameter für den Vergleich relevant sind. Darüberhinaus gilt es, für eine Bewertung auch die natürliche Variation zwischen gleichen Böden auf unterschiedlichen Standorten mit einzubeziehen. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit eines übergeordneten Referenzsystems, das Normal- bzw. Sollwertbereiche für bodenbiologische Parameter festlegt.

In der Bodendauerbeobachtung des Landes Niedersachsen werden seit 1992 bodenbiologische Parameter erhoben (Kleefisch und Kues, 1997). Die Standorte sind repräsentativ für niedersächsische Böden und beziehen die Variabilität der Bodennutzung (unterschiedliche Fruchtfolgen, organische/mineralische Düngung, Marktfrucht-, Veredelungs-, Futterbaubetriebe) sowie die unterschiedlichen Klimaräume Niedersachsens mit ein. Im folgenden wird anhand der Daten aus der Bodendauerbeobachtung ein Referenzsystem zur Bewertung von mikrobieller Biomasse und metabolischem Quotienten für Ackerböden entwickelt. Das Referenzsystem ist aufgebaut auf einer Multiplen Linearen Regression zwischen den bodenbiologischen und chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften.

Material und Methoden

Die Werte von 35 ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), mit Proben von jeweils 4 Kernflächen in 2 Tiefen (0-10 und 10-20 cm), wurden ausgewertet. Die Korngrößenanalyse wurde jeweils nur einmal pro Kernfläche durchgeführt. Die Proben stammen von Flächen praxisüblich, konventionell wirtschaftender Betriebe. Die Betriebe unterteilen sich nach Betriebsform in Marktfrucht- (Anzahl: 20), Veredelungs- (9), und Futterbaubetriebe (4) sowie Mischformen (2). Die durch die BDF abgedeckten Hauptbodentypen, die nach ihrer Verbreitung im Land Niedersachsen repräsentativ ausgewählt worden sind, verteilen sich auf Braunerden (10), Parabraunerden (7), Podsole und Gleye (je 3), Auenböden, Pseudogleye, Pelosole und Schwarzerden (je 2), eine Flußmarsch und drei anthropogen veränderte Böden (Sandmischkultur, Esch, Rigosol). Probenahme und Methodik sind bei Höper *et al.* (1997) beschrieben. Die statistische Auswertung erfolgte mit Statistica 5.0. Alle Parameter bis auf Sandgehalt und pH-Wert wurden für die Auswertung log-transformiert.

Ergebnisse und Diskussion

Wertebereiche der chemischen, physikalischen und biologischen Parameter sind bei Höper (1999) aufgeführt. Die Ergebnisse der schrittweise vorwärts Multiplen Linearen Regression für die mikrobielle Biomasse und den metabolischen Quotienten finden sich in den Tabellen 1 und 2.

Tabelle 1: Multiple lineare Regression (vorwärts) für die mikrobielle Biomasse (log₁₀ transformiert), Regressionskoeffizienten, Standardfehler und Signifikanzniveaus der Regressionskoeffizienten. Modell: $R^2 = 0,719$ (n =280; p = < 0,001); Standardfehler des Schätzwertes = 0,10659

Parameter	Regressionskoeffizient B	Standardfehler von B	Signifikanz-niveau (p)
Konstante	2,216	0,156	< 0,001
Sandgehalt	- 0,0028	0,0004	< 0,001
log Gesamt-N	+ 0,367	0,044	< 0,001
log Tongehalt	+ 0,121	0,030	< 0,001
log C/N-Verhältnis	+ 0,240	0,088	< 0,01
pH (CaCl ₂)	+ 0,030	0,013	< 0,05

In der schrittweise vorwärts Regression werden die Parameter in der Reihenfolge wie in Tabelle 1 aufgeführt ausgewählt. Der Sandgehalt hat den höchsten, und zwar einen negativen, Einfluß auf die mikrobielle Biomasse. Mit abnehmender Bedeutung folgen Gesamt-N-Gehalt, Tongehalt usw.. Der Tongehalt liefert offensichtlich Zusatzinformationen zum Sandgehalt. Wie zu erwarten wird bei gleichem Sandgehalt die mikrobielle Biomasse durch einen höheren Tongehalt gefördert. Der Gesamt-N-Gehalt hat offensichtlich eine stärkere Wirkung auf die mikrobielle Biomasse als der

Gehalt an organischem Kohlenstoff. Dieses unterstreicht die Rolle des Stickstoffs als wachstumbegrenzenden Faktor für die mikrobielle Biomasse. Gesamt-N und organischer Kohlenstoff sind allerdings eng miteinander korreliert ($R=0,76$). Der pH-Wert entfaltet noch einen geringen Einfluß. Der metabolische Quotient läßt sich mit einem Bestimmtheitsmaß von 58 % durch die drei Variablen Ton-, Schluff- und Gesamt-N-Gehalt erklären (Tabelle 2).

Tabelle 2: Multiple lineare Regression (vorwärts) für den metabolischen Quotienten (log10 transformiert), Regressionskoeffizienten, Standardfehler und Signifikanzniveaus der Regressionskoeffizienten. Modell: $R^2 = 0,581$ ($n = 280$; $p = < 0,001$); Standardfehler des Schätzwertes = 0.11326

Parameter	Regressionskoeffizient B	Standardfehler von B	Signifikanzniveau (p)
Konstante	0,422	0,050	< 0,001
log Tongehalt	- 0,190	0,027	< 0,001
log Schluffgehalt	- 0,121	0,024	< 0,001
log Ntot	- 0,173	0,044	< 0,001

Anhand der multiplen Regressionsgleichung (Tabelle 1) wurden für biologisch wirtschaftende Betriebe die gemessenen Werten an mikrobieller Biomasse für die Jahre 1997 und 1998 den Sollwerte gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass die gemessenen Werte bei 111 bis 130 % der Sollwerte lagen (Tab. 3). Mit Ausnahme von Riddagshausen, 1997, lagen diese Werte um weniger als einen Standardfehler über den Erwartungswerten und waren als "normal" einzustufen.

Tabelle 3: Gegenüberstellung der Ist- (gemessenen) und Soll-Werte (anhand der Regressionsgleichung Tab. 1 berechnet) für die Standorte Stütensen (SI2, 0,96 % Corg, 0,08 % Ntot, $pH_{(CaCl_2)}$ 5,2; biolog. dynamischer Landbau), Riddagshausen (Su3, 0,87 % Corg, 0,09 % Ntot, $pH_{(CaCl_2)}$ 6,5; biolog. organischer Landbau), Schladen (Tu4, 0-10 cm: 2,52 % Corg, 0,28 % Ntot, $pH_{(CaCl_2)}$ 7,3; 10-20 cm: 2,11 % Corg, 0,23 % Ntot, $pH_{(CaCl_2)}$ 7,5; konventioneller Landbau, reduzierte Bodenbearbeitung seit 1992 mit Frässaat, Parapflug, Zinkenrotor; Schwermetallbelastung; Gesamtgehalte: Pb 4082 ppm, Zn 3903 ppm, Cd 15 ppm). Jeweils Mittelwerte aus 4 Kernflächen (256 m²) und Standardabweichung (S). Bewertung siehe Höper (1998)

	Jahr	Tiefe	Cmik-Ist mg C kg ⁻¹	S	Cmik-Soll mg C kg ⁻¹	S	Quotient: Ist/Soll [%]	Bewertung	
Stütensen	1997	0-10	151,9	16,9	127,3	6,7	119	normal	
	biolog. dyn	1998	0-10	141,9	14,8	127,3	6,7	111	normal
Riddagshausen	1997	0-10	183,1	38,5	141,2	9,3	130	hoch	
	biolog. org.	1998	0-10	164,9	37,1	141,2	9,3	117	normal
Schladen	1997	0-10	555,2	36,5	414,5	10,7	134	hoch	
	Schwermetalle	1997	10-20	316,0	30,9	391,2	8,5	81	normal
	Minimalboden-	1998	0-10	625,6	29,9	414,5	10,7	151	hoch
	bearbeitung	1998	10-20	333,1	19,5	391,2	8,5	85	normal

Der Standort Schladen ist hoch mit Schwermetallen (v.a. Pb, Zn und Cd) belastet. Andererseits wird auf dieser Fläche seit 1992 reduzierte Bodenbearbeitung betrieben. Letzteres hat sowohl Auswirkungen auf die Tiefenverteilung des Corg, Ntot-Gehaltes und vor allem auf den Gehalt an

mikrobieller Biomasse. Die Minimalbodenbearbeitung hat offensichtlich einen stärkeren Einfluß auf die mikrobielle Biomasse als die Schwermetallbelastung. Die Cmik-Gehalte in 0-10 cm Bodentiefe sind mit Quotienten von 134 bzw. 151 % als hoch einzustufen. In der unteren Bodenschicht liegen die gemessenen Werte zwar etwas unterhalb der Sollwerte, sind jedoch noch als normal einzustufen.

Schlußfolgerungen

Das vorgestellte Referenzsystem liefert die Möglichkeit, die mikrobielle Biomasse und den metabolischen Quotienten in Böden in Abwesenheit einer Kontrolle zu bewerten. Durch das Referenzsystem wird rechnerisch eine Kontrollsituation simuliert, die die wesentlichen, die biologischen Parameter beeinflussenden Faktoren einbezieht. Im Vergleich zum Einfluß des Bodens, scheint der Einfluß des Klimas und der Nutzung auf die mikrobielle Biomasse und den metabolischen Quotienten gering zu sein. In weiteren Auswertungen soll allerdings auch dieser Einfluß quantifiziert werden. Anwendungsbeispiele zeigen, dass unter Feldbedingungen die Einflüsse von Nutzung und Bodenbelastungen auf biologische Parameter u.U. anders bewertet werden müssen als in Exaktversuchen. Bezieht man landesweit die Variation bodenmikrobiologischer Parameter bei ähnlichen Bodeneigenschaften in die Betrachtung mit ein, kommt man dazu, dass Abweichungen um bis zu 30 % durchaus natürlich und daher ökologisch wenig relevant sind.

Literatur

- Anonym (1992). Klärschlammverordnung vom 15.04.1992. BGBl. I, 912-934.
- Anonym (1998). Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17.03.1998. BGBl. I, 502 ff.
- Chander, K. und Brookes, P.C. (1991). Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and a silty loam UK soil. *Soil Biol. Biochem.* 23, 927-932.
- Fließbach, A., Martens, R. und Reber, H.H. (1994). Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1201-1205.
- Harden, T., Joergensen, R.G., Meyer, B. und Wolters, V. (1993). Soil microbial biomass estimated by fumigation-extraction and substrate-induced respiration in two pesticide treated soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 679-683.
- Höper, H. (1999). Die Bedeutung abiotischer Bodeneigenschaften für bodenmikrobiologische Kennwerte. - Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 89, 253-256.
- Höper, H., Heinemeyer, O. und Kleefisch, B. (1997). Erfassung bodenmikrobiologischer Parameter im Rahmen der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85, 913-916.
- Kandeler, E., Mentler, A., Pfeffer, M. und Horak, O. (1990). Bodenbiologische Beurteilung der Toxizität von Schwermetallen in künstlich belasteten Böden. *VDLUFA-Schriftenreihe* 32, Kongreßband 1990, 621-626.
- Kleefisch, B. und Kues, J. (Hrsg.) (1997). Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. *Methodik und Ergebnisse. Arbeitshefte Boden* 2, 3-122.
- Mäder, P., Pfiffner, L., Jäggi, W., Wiemken, A., Niggli, U. und Besson, J.-M. (1993). DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. *Schweiz. Landw. Fo.* 32, 509-545.
- Wilke, B.-M. (1988) Langzeitwirkungen potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität einer sandigen Braunerde. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151, 131-136.
- Wilke, B.-M. und Vonk, J.W. (1999). Soil Respiration curves. A method to test the abundance and activity of the soil microflora. First draft ISO TC 190 SC4 WG4. Dokument NAW I B4 23-99.

Blast furnace sludge as a growth medium

Guido Kossmann and Tim Mansfeldt

Summary

Blast furnace sludge offers a high amount of plant available water. The supply of PO_4 , K, Ca, Mg, Fe, Mn and Cu is very high. Negative effects resulting from ion-antagonism and precipitation in the roots are considerable. Nitrogen is very short. The $\text{pH} > 7$, high contents of soluble salts, zinc and lead cause an soil environment that is only inhabitable for undemanding pioneer plants with high resistance to harmful substances. *Betula pendula* is the species building up the stock in the

Introduction

Blast furnace sludge (Hochofengasschlamm) results as a by-product of the smelting processes which are used to exhaust iron ore. Emitted aerosols are separated from the top gas by water based purifying-techniques. The resulting suspension is referred to as blast furnace sludge. The sludge is finally deposited in decantation basins. The investigated basins are subject to an establishment of vegetation, dominated by Sand-birch (*Betula pendula*). Investigation concerning the consideration as a plant habitat have not been undertaken yet.

The aim of this work is to characterize the physical and chemical properties of a blast furnace sludge deposit in the Ruhr area.

Methods

Soil samples were taken in different aged sludge basins in a depth of 0 to 6 dm. Sampling was orientated by root penetration and distinct layers apparent in the material. Total contents were analysed with help of RFA, available contents photometrical.

Physical studies:

Particle size	Köhn (DIN 19683, Part 2)
Solid density	Hartge & Horn, 1989
Density of soil aggregates	DIN 19683, Part 12
Solid phase and and pore volume	DIN 19683, Part 13
pF-Water-content-curve	subpressure-method (DIN 19683, Part 5); excess pressure-method (Hartge & Horn, 1989)

Chemical analysis:

Value (CaCl ₂)	DIN 19684, part 1, VDLUFA-Methodenbuch, 1991
Electrical conductivity	DIN 19684, part 11
Magnesium (0.0125 M CaCl ₂)	Köster & Merkel, 1982
PO ₄ and K (CAL)	VDLUFA-Methodenbuch, 1991
Fe, Mn, Cu (0.05 M EDTA)	Hindel & Fleige, 1991; Lindsay & Norwell, 1978
Zn, Pb (NH ₄ NO ₃)	DIN 19730; (Zeien & Brümmer, 1991)

Results and discussion

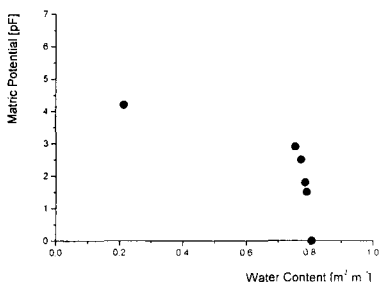
Physics

Table 1 Physical properties of blast furnace sludge

Parameters	10 th Percentile	Median	90 th Percentile
mass density [Mg m ⁻³]	2.5	2.9	3.0
soil bulk density [Mg m ⁻³]	0.39	0.46	0.71
particle size distribution			
[g kg ⁻¹]			
clay (< 2 µm)	130	220	250
silt (2-63 µm)	610	700	760
sand (63 - 2 000 µm)	40	80	170
pore space volume [m ³ m ⁻³]	0.75	0.83	0.86

Blast furnace sludge is marked by a mass density similar to iron-oxides (Rowell, 1997). The bulk density is very low, it refers to values measured on vulcanic ashes or peat with a range from 0.13 to 0.8 Mg m⁻³ (Scheffer 1998). Distribution of particle size is regarded as Ut 4.

Chemistry



The high pore volume (up to 0.82 m³ m⁻³) also shows a great similarity to physical properties developed in vulcanic ashes or peat (Koorevar et al., 1994).

The soil water desorption curve (Figure 1) is marked by a very high water content between pF 1.5 and 4.2 (plant available water).

Figure 1 Soil water desorption curve

Table 2 Elementary composition [g kg^{-1}] of deposited blast furnace sludge

	10 th Percentile	Median	90 th Percentile
CaCO ₃	82	147	207
C-org.	91	137	314
Fe	83	196	216
Si	75	92	122
Al	40	48	64
Zn	20	27	41
Pb	4	7	13

Iron-oxides, CaCO₃ and coke are the major elementary compounds of blast furnace sludge with a share of 70 %. According to Sposito (1989) is the content of Si in the sludge (72 mg kg^{-1}) in comparison to natural mineral soils [mean cont. 310 mg kg^{-1}] very low, The share of Si and Al is about 20 %. Only few particles of the surcharge or ore material are whirled up in the blast furnace so that they reach the filter devices. Accordingly are contents clay minerals (kaolinite) very low.

Contamination with trace metals are explained by their low boiling points. Holleman (1985) lists for elementary zinc a boiling point about 908°C and for lead 1751°C . The combination with other compounds may vary this feature which causes an accumulation of these trace metals in the emitted aerosols. Very high contents up to 3 % appear in the sludge.

High pH (median 8.0) is caused by added CaCO₃ and the hydrolysis of alkaline earth metal-oxides in the sludge suspension.

The Contents of NH₄NO₃-extractable trace metals are extremely high [zinc (max. 293 mg kg^{-1}); lead (max. 41 mg kg^{-1})].

High contents of plant available P and very high contents of K, Mn, Cu and Fe (median 623 mg kg^{-1}) refer to most of the samples. Negative effects resulting from ion-antagonism or precipitation caused by high pH and higher contents of PO₄ must be taken into consideration, though deficiency symptoms are not observed.

Figure 2 shows the distribution of nutrient content classes according to specification of Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe 1997 for soils used for horticulture.

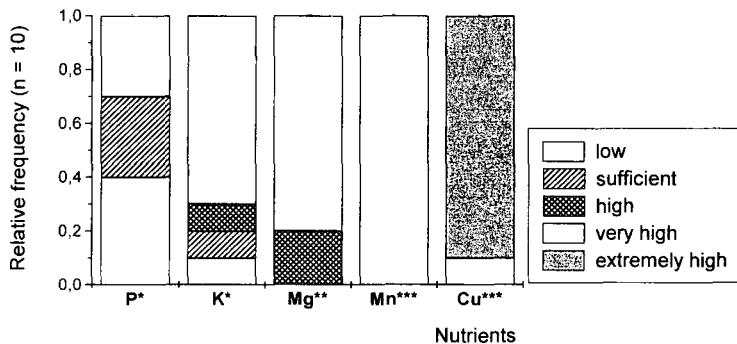


Figure 2 Relative frequency of nutrient content classes according to Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe 1997

*	CAL
**	0.0125 M CaCl ₂
***	0.05 M EDTA

Further investigation:

- effective CEC
- contents of Fe_{dith.} and Fe_{ox.}
- contents of trace metals and nutrients in plant material
- biological activity (DMSO)

References

- | | |
|----------------------------|---|
| AG Boden (1994): | Bodenkundliche Kartieranleitung. 4' |
| Holleman, A. F.(1985): | Lehrbuch der anorganischen Chemie / Holleman-Wiberg |
| Koorevar, P. et al.(1994): | Elements of soil physics |
| Rowell, D. L. (1997): | Bodenkunde |
| Scheffer, F. (1998): | Lehrbuch der Bodenkunde/ Scheffer; Schachtschabel |
| Sposito, G. (1989): | The chemistry of soils |

Simulation von Ent- und Wiederbewässerungsperioden an Torfmonolithen unter Einsatz von Laborlysimetern

Rach, J.; Janiesch, P.

Einleitung

Die Auswirkungen von Ent- und anschließender Wiederbewässerung von Niedermoorstandorten sind im Gelände nur über mehrjährige Dauerbeobachtungen erkennbar. Sichere Aussagen über die Veränderung bodenchemischer Parameter wie die Nährstoffdynamik oder die organische Substanz können dabei nur unter hohem Zeit- und Stichprobenaufwand getroffen werden. Häufig werden Lysimeteranlagen genutzt, an denen unter kontrollierten Bedingungen Messungen insbesondere von Stoffflüssen vorgenommen werden können. Diese Feldlysimeter eignen sich jedoch nicht für stark durchwurzelte Standorte mit einem hohen Deckungsgrad von Bäumen, wie sie in Feuchtwäldern vorkommen. Um die Nährstoffdynamik und Veränderungen der Torfsubstanz an Erlenbruchwaldstandorten kontrollieren zu können, wurden Laborlysimeter angefertigt (Abb. 1), die am unteren Ende mit einem Auslasshahn und in verschiedenen Tiefen mit verschließbaren kreisrunden Aussparungen versehen sind.

Mit Hilfe dieser Laborlysimeter wurden Torfsäulen, die aus einem mäßig entwässerten Erlenbruchwald stammen, entwässert und sukzessive wiederbewässert bzw. bei ihrer Feuchte belassen (Kontrolle). Wasserfraktionen und Bodenproben wurden auf verschiedene Parameter hin analysiert.

Methoden

Die Torfsäulen wurden in einem mäßig entwässerten Erlenbruchwald entnommen, wobei das Bodenmaterial horizontweise mit geringstmöglicher Störung in die Säulen überführt wurde. Es wurden ein Kontrolllysimeter und zwei Entwässerungssäulen befüllt.

Während das Kontrolllysimeter 9 – 10 Wochen bei der Bodenfeuchte belassen wurde, die aktuell bei der Probennahme vorlag, wurden die beiden anderen Lysimeter vollständig abgepumpt. Das Verlaufsschema Abb. 2 gibt Auskunft über die Zeiträume der wiederholten Abpump- und Vernässungsphasen.

Während der Entwässerungsperiode wurde kontinuierlich die Bodenfeuchte in 3 Tiefen mit einer FDR – Sonde gemessen. Nach Abtrocknung wurde die relative Torfsackung bestimmt.

Die Wiedervernässung erfolgte schrittweise, indem die ersten 5 Tage nur 50 ml, später 150 ml Wasser täglich auf die Torfsäule gegeben wurden, bis der Wasserpegel ca. 2 cm über der Bodenoberfläche lag. Nach anschließender Längenmessung der Torfsäule, um die Rückquellung zu quantifizieren, wurde in 90 ml – Fraktionen abgepumpt. In einer folgenden Phase wurde die Torfsäule für einen längeren Zeitraum durchfeuchtet belassen.

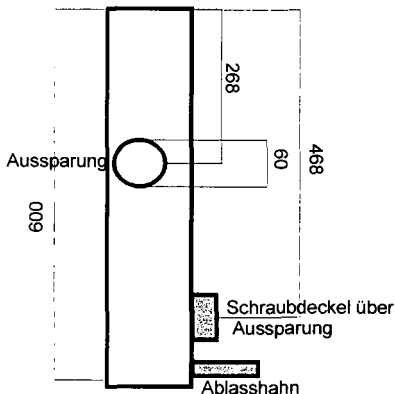


Abb.1: Skizze des aus PVC gefertigten Laborlysimeters (Maße in Millimeter).

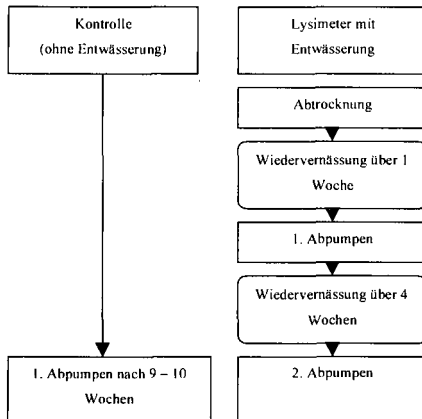


Abb.2: Verlaufsschema zu den Ent- und Wiederbewässerungsperioden.

Folgende Untersuchungen wurden an Wasserfraktionen und Bodenproben durchgeführt:

Wasserfraktionen: pH
 N_{\min} - Bestimmung
 Molekulargewichtsbestimmung (Gelfiltration, Sephadex G-50)

Bodenproben: pH ($CaCl_2$)
 N_{\min} - Bestimmung an $KAl(SO_4)_2$ - Extrakten

Sättigungsextrakte (aus Frischbodenmaterial, gefriergetrocknet, HF - behandelt):
 FTIR - Spektren (KBr-Pressling, Korrektur auf C-Gehalte)

Ergebnisse

Nach Abtrocknung der Torfsäulen konnte eine Sackung der Torfsubstanz von ca. 30 % festgestellt werden, eine Rückquellung konnte auch nach der zweiten Wiedervernässungsperiode nicht festgestellt werden.

Tab. 1: N_{\min} - Gehalte und pH - Werte im Oberboden (0 - 5 cm) der Torfsäule.

	$NH_4 - N$ [$mg\ kg^{-1}$]	$NO_3 - N$ [$mg\ kg^{-1}$]	pH ($CaCl_2$)
Kontrolle	80	5	4.3
Entwässert/ wiederbewässert	2	30	4.1

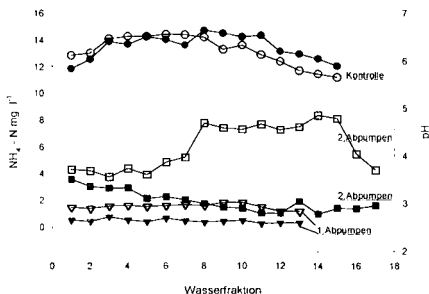


Abb.3: Entwicklung von Ammonium-N-Konzentration und pH in den Abpumpfraktionen nach Abtrocknung (1. und 2. Abpumpen) und ohne Abtrocknung (Kontrolle).

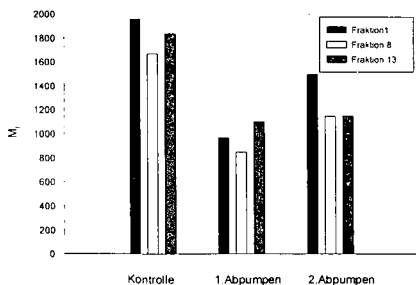


Abb.4: Relative Molekulargewichte in den Abpumpfraktionen nach Abtrocknung (1. und 2. Abpumpen) und ohne Abtrocknung (Kontrolle).

Wie die Abbildungen 3 und 4 sowie Tabelle 1 zeigen, ergeben sich für die Wasserfraktionen und Bodenproben nach Wiederbewässerung folgende Änderungen:

- deutliche Versauerung der Abpumpfraktionen, die auch nach längerer Wiedervernässung nur bedingt reversibel ist.
- Abnahme von NH₄ - N in Abpumpfraktionen und Bodenextrakten.
- Nitratbildung im Torfkörper.
- Abnahme der relativen Molekulargewichte aller Fraktionen.

Die qualitative Untersuchung der Sättigungsextrakte mittels FTIR (Tab. 2) ergab eine leichte Abnahme der Schwingungen von Carboxylgruppen im Oberboden (0-5 cm) und eine deutliche Abnahme aliphatischer Schwingungen im mittleren Bereich der Torfsäule (15-25 cm). Das Wellenzahlverhältnis 1640/ 2920, welches ein Maß für Aromatizität darstellt, erhöhte sich im Bodenbereich von 15-25 cm deutlich von 0,95 auf 1,70. Diese Änderung zur Kontrolle ist gleichermaßen auf die Abnahme der Aliphatschwingung wie die Zunahme von C=C - Streckschwingungen bei 1640 cm⁻¹ zurückzuführen.

Tab. 2: Aus FTIR - Spektren ermittelte relative Absorptionen in % der Gesamtabsorption der dargestellten Wellenzahlen.

		Wellenzahlen								Wellenzahlverhältnisse	
		2920	2860	1260	1385	1450	1540	1640	1730	2920 cm ⁻¹ / 2860 cm ⁻¹	1640 cm ⁻¹ / 2920 cm ⁻¹
Kontrolle	0 - 5 cm	19,6	12,4	4,6	8,7	11,3	11,2	23,7	8,5	1,58	1,21
2. Abpumpen	0 - 5 cm	20,2	10,7	6,0	10,2	12,2	9,7	23,0	8,0	1,89	1,14
Kontrolle	15 - 25cm	23,0	14,6	4,2	8,0	10,4	10,2	21,8	7,8	1,58	0,95
2. Abpumpen	15 - 25 cm	16,1	9,9	5,9	8,7	11,7	11,4	27,4	8,8	1,63	1,70

Diskussion

Mit Hilfe der entwickelten Laborlysimeter lässt sich zeigen, welchen Einfluss Ent- und anschließende Wiedervernässung auf Niedermoorortförper haben. Dabei können sowohl Bodenlösung als auch Bodensubstanz analysiert werden.

Die hier simulierte extreme Entwässerung des Torfkörpers führte neben Torfsackung auch zu gesteigerten Mineralisierungsprozessen, die durch die Versauerung der Bodenlösung und Produktion von Nitrat-N in der Torfsubstanz sichtbar wurden. Innerhalb der Wiedervernässungsphase konnte die Azidität der Bodenlösung nur wenig verringert werden.

Wie die Molekulargewichtsbestimmung ergab, wurden im DOM des Lysimeterwassers nach Wiedervernässung kleinere Bausteine organischer Substanz gefunden als im Kontrollversuch. Dies deutet darauf hin, dass nach Wiederbefeuchtung des Torfes niedermolekulare Substanzen, die während der Mineralisation entstanden sind, in die Bodenlösung entlassen werden. Hier ist vorstellbar, dass sich im Laufe einer längeren Wiederbewässerungsphase die ursprünglichen Verhältnisse wieder einstellen, wenn Abbauprozesse durch anaerobe Bedingungen gestoppt werden. Die Ergebnisse der FTIR-spektroskopischen Untersuchungen ergeben trotz der langen Trockenperiode in der oberen Bodenschicht vor allem qualitative Veränderungen des DOM im mittleren Bereich (15–25 cm) des Lysimeters. Hier nahmen die relativen Absorptionen bei Wellenzahl 2920 und 2860 (Aliphatschwingung) deutlich ab, die der Carboxylatschwingungen (WZ 1540, 1730) jedoch zu. Beides deutet auf oxidative Prozesse hin. In diesem Bereich des Lysimeters sorgten optimale Feuchte und Erhöhung des O₂-Partialdruckes dafür, dass gesteigerte Umsetzungsprozesse durch Mikroorganismen stattfanden und so leicht abbaubare Polysaccharide abgebaut wurden. Die Erhöhung der relativen Absorptionen im Bereich der Carboxylgruppen kann zum einen durch die direkte Oxidation der organischen Substanz erreicht worden sein, zum anderen durch verstärktes Wachstum von Mikroorganismen, da auch die Absorptionen im Bereich der Peptidschwingung (WZ 1540) erhöht sind.

Fazit und Ausblick

Schon kurzzeitige extreme Entwässerung von Niedermoororten ruft eine starke Veränderung in der gelösten organischen Substanz und der Nährstoffdynamik hervor. Diese Veränderungen werden durch Wiedervernässung nicht ohne weiteres aufgehoben.

Mit Hilfe der hier entwickelten Laborlysimeter ist es jedoch möglich ohne hohen finanziellen Aufwand definierte Stufen der Entwässerung herbeizuführen und Wiederbewässerungsmodelle zu testen. In weiterführenden Studien sollen unterschiedliche Zeiträume und Intensitäten von Entwässerungsperioden untersucht werden, dabei wird eine Überprüfung weiterer zusätzlicher Parameter erfolgen (Redoxpotential, DOC, DON).

Literatur

- Ellerbrock RH, Höhn A & Rogasik J (1998) Functional analysis of soil organic matter as affected by long-term manual treatment. *European J. Soil Sci.* 50, 65 – 71.
- Haberhauer G, Rafferty B, Strebl F & Gerzabek MH (1998), Comparison of the composition of forest soil litter derived from three different sites at various compositional stages using FTIR – spectroscopy. *Geoderma* 83, 331 – 342.
- Kalbitz K, Geyer W & Geyer S (1999) Spectroscopic properties of dissolved humic substances – a reflection of land use history in a fen area. *Biogeochemistry* 00, 1 – 20.
- Senesi N, Miano TM, Provenzano MR & Brunetti G. (1989). Spectroscopic and compositional comparative characterization of I.H.S.S. reference and standard fulvic and humic acids of various origin. *Sci. Total Environ.* 81 (82), 146 – 156.

Vergleich des Bodenfeuchteverlaufs bei verschiedenen Intensitätsstufen der Landbewirtschaftung eines Niedermoorgebietes

von

Holger Rupp¹⁾, Karsten Kalbitz²⁾ und Ralph Meißner¹⁾

Einleitung

Im Rahmen eines vom Land Sachsen-Anhalt geförderten Forschungsprojektes werden im Niedermoorgebiet „Drömling“ seit 1996 Untersuchungen zu den Folgewirkungen von Veränderungen der Landnutzungsintensität hinsichtlich des Wasser- und Stoffhaushalts durchgeführt. Niedermooere sind unter den klimatischen Bedingungen Nordostdeutschlands (negative klimatische Wasserbilanz) hinsichtlich der Grundwasserneubildung als Zehrgebiete einzuschätzen. Die angestrebte Renaturierung einschließlich der Wiedervernässung ausgewählter Areale in der Kernzone des „Drömlings“ wird wasserbilanzseitig in Form eines erhöhten Bedarfs wirksam. Deshalb ist eine Bewertung einzelner Landnutzungsvarianten auf Niedermoorstandorten bezüglich des Bodenfeuchteverlaufs von besonderem Interesse.

Methoden

Für die Beurteilung des Bodenfeuchteverlaufs im „Drömling“ wird auf Ergebnisse von bodenhydrologischen Meßplätzen zurückgegriffen. Die bei Kalbitz et al. (1999) beschriebenen Meßplätze sind auf gebietstypischen Nutzungen Ackerland (Ak), intensives Grünland (IG), extensives Grünland (EG), der Umwandlung von Acker in Grünland (Um), natürliche Sukzession von Grünland (Su) sowie Erlenbruchwald (EB) im Frühjahr 1996 errichtet worden. Diese Meßplätze wurden im Frühjahr 1998 erweitert, um die Bodenfeuchte kontinuierlich aufzuzeichnen. Dazu wurden Frequency Domain Reflectometry (FDR)- Theta- Sonden entsprechend dem Profilaufbau in 3 Tiefen eingebaut. Die Bodenfeuchtesonden gestatten eine kontinuierliche Aufzeichnung des Feuchteverlaufs auf der Basis von Stundenwerten. Die Meßwerte werden automatisch mit Hilfe von Dataloggern erfaßt (Abb. 1).

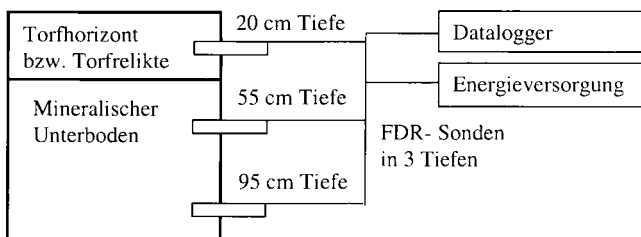


Abb. 1 Schematischer Aufbau der Bodenfeuchtemeßplätze im Drömling

Im folgenden werden die Standorte Ak, EG, Su und EB eingehender betrachtet.

- 1) UFZ- Umweltforschungszentrum Leipzig- Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Forschungsstelle Falkenberg, 39615 Falkenberg, Dorfstraße 55
- 2) Lehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, 95440 Bayreuth

Ergebnisse und Diskussion

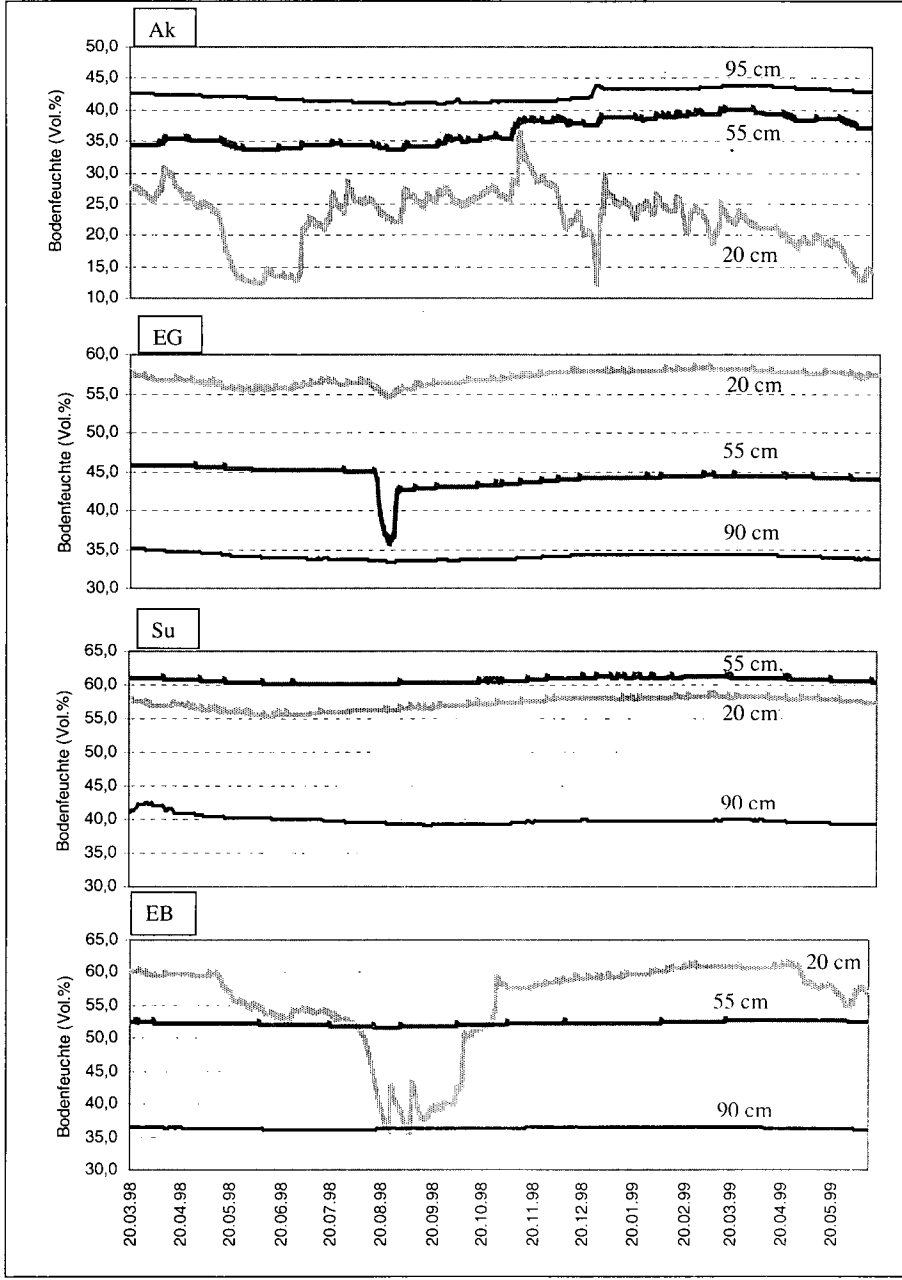


Abb. 2 Bodenfeuchteverlauf in drei Meßtiefen auf den Standorten Ak, EG, Su und EB

Die Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen sind in Abbildung 2 dargestellt. Bei dem Standort Ak handelt sich um einen Mineralbodenstandort. Dementsprechend weist dieser Standort im Vergleich zu den untersuchten Niedermoorstandorten ein geringeres Bodenfeuchteniveau in den Meßtiefen 20 und 55 cm auf. Als Ursache hierfür wird die geringe Wasserspeicherfähigkeit der anstehenden humosen sandigen Substrate angesehen, die nach dem mikrobiellen Torfabbau auf diesen Standort vorzufinden sind. Auffällig ist sowohl in der Tiefe 20 cm als auch in der Tiefe 55 cm eine deutliche Dynamik der Bodenfeuchte. Ein Absinken der Bodenfeuchte ist vor allem in der Vegetationsperiode durch die Wasseraufnahme der aufwachsenden Bestände zu verzeichnen. Selbst in einer Tiefe von 95 cm tritt ein Rückgang der Bodenfeuchte während der Sommermonate ein. Die Starkregenereignisse im Oktober und November 1998 haben in 55 cm und 95 cm Tiefe einen deutlichen Anstieg der Bodenfeuchte zur Folge. Auch im Oberboden war infolge von Niederschlägen eine kurzzeitige Auffüllung des Bodenwasserspeichers festzustellen. Das vorhandene Grabenentwässerungssystem führt den Anteil des Bodenwassers oberhalb der Feldkapazität relativ schnell ab.

Bei der Gruppe der untersuchten Niedermoorstandorte weisen die Meßwerte am Standort EG in den drei betrachteten Tiefen im Zeitraum März 1998 bis Juni 1999 einen relativ konstanten Verlauf auf mit nur geringen jahreszeitlichen Schwankungen. Vorhandene Differenzierungen im Meßwertniveau werden durch unterschiedliche Substrate hervorgerufen (sandige Substrate im Unterboden, übersandeter Niedermoorort im Oberboden). Auffällig ist in der Meßtiefe 55 cm ein kurzzeitiger Rückgang der Bodenfeuchte um 9 Vol. % im August 1998, der mit hoher Wahrscheinlichkeit auf das kurzfristige Ziehen eines Staus im Vorfluter zurückgeführt werden kann. Aufgrund der höheren Wasserspeicherkapazität der darüberliegenden Torf- und Muldehorizonte tritt der Effekt in 20 cm Tiefe nur in deutlich abgeschwächter Form auf.

Der Standort Su ist dagegen durch einen relativ konstanten Verlauf der Bodenfeuchte gekennzeichnet (in den betrachteten Tiefen). Geringe saisonale Schwankungen des Bodenwassergehalts sind lediglich im Oberboden (Meßtiefe 20 cm) in den Sommermonaten zu verzeichnen.

Die im Erlenbruchwald (Standort EB) gewonnenen Meßdaten sind zunächst in den Meßtiefen 55 und 95 cm durch einen, von den Standorten Su und EG bereits bekannten, relativ konstanten Verlauf mit substratabhängigen Niveauunterschieden gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu kommt es ab Mai 1998 zu einem kontinuierlichen Rückgang der Bodenfeuchte in 20 cm Tiefe, der sich in den Monaten August, September und Oktober 1998 infolge fallender Grundwasserstände in Kombination mit einer erhöhten Transpiration des Erlenbestandes dramatisch verstärkt (Abnahme um bis zu ca. 25 Vol. %). Eine Auffüllung des Bodenspeichers durch natürliche Niederschläge tritt während des hydrologischen Sommerhalbjahrs aufgrund der negativen klimatischen Wasserbilanz nicht ein. Möglichkeiten des Wassereinstaus bzw. -austaus sind an diesem Standort durch das Fehlen eines geeigneten Grabensystems nicht gegeben. Aufgrund der angespannten Wasserbilanz im Drömling sind Möglichkeiten zur Bereitstellung von Zusatzwasser kaum vorhanden.

Mit der Austrocknung der Niedermoorauflage ist ein forciertes mikrobieller Abbau des organogenen Bodenmaterials, der mit erhöhten Stickstoffgehalten im Boden und Wasser einher geht (Rupp et al., 1997; Kalbitz et al., 1999), zu verzeichnen. Infolge der jahrzehntelangen sommerlichen Austrocknung sind schwerwiegende Schäden in der Bodenstruktur aufgetreten, die anhand der Vermulmung der Bodenschicht bis 30 cm Tiefe deutlich werden (Kalbitz et al., 1999). Diese starke Vermulmung führt zu einer nur sehr langsamen Wiederbefeuchtung der oberen Torfschicht, so daß eine vollständige Wassersättigung erst in den Wintermonaten (Februar 1999) beobachtet werden konnte.

Für die im Drömling untersuchten extensiven Formen der Landnutzung von Niedermoorstandorten zeichnen sich folgende Tendenzen hinsichtlich des Bodenfeuchteverlaufs ab:

- Die Meßwerte in der Tiefe 95 cm weisen ein relativ einheitliches Bodenfeuchteregime auf. In der Tiefe von 95 cm besteht über das sandige und damit leitfähige Substrat Anschluß an das

oberflächennahe Grundwasser. Saisonale Einflüsse auf das Bodenfeuchteregime sind in dieser Tiefe mit Hilfe der im Drömling vorhandenen Versuchsanlagen nicht meßbar.

- Der darüberliegende Bodenhorizont (Meßtiefe 55cm) weist mit Ausnahme des Standorts EG ebenfalls ein einheitliches Niveau auf. Saisonale Schwankungen sind nur in begrenztem Umfang zu verzeichnen.
- Die Bodenfeuchtegehalte des Oberbodens (Meßtiefe 20 bzw. 25 cm) sind erwartungsgemäß durch eine höhere Dynamik gekennzeichnet. Das Absinken der Bodenfeuchte im Erlenbruchwald ist besonders auffällig.

Eine exakte Bilanzierung der Wasserflüsse ist mit Hilfe der installierten Meßtechnik für die im Drömling vorliegenden grundwasserbeeinflussten Standorten kaum möglich, da sich in Perioden mit hohem Verdunstungsanspruch stationäre Verhältnisse einstellen können. Der durch das Bodenprofil stattfindende Wassertransport verursacht keine meßbaren Wassergehaltsänderungen. Ferner ist die eindeutige räumliche und zeitliche Zuordnung des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser problematisch (DVWK, 1996). Weiterführende Aussagen sind hier nur mit Hilfe hydrologischer Modelle möglich, die an Niedermoor- Grundwasserlysimetern validiert werden müssen.

Schlußfolgerungen

Acker als höchste Intensitätsstufe der Landnutzung im Drömling ist durch eine im Vergleich zu den untersuchten Niedermoorstandorten starke Dynamik hinsichtlich des Bodenfeuchteverlaufs gekennzeichnet. Der im Oberboden und in der Tiefe von 55 cm verfügbare Bodenfeuchtevorrat wird vor allem während der Vegetationsperiode stark beansprucht.

Bodenwassergehaltsänderungen extensiv genutzter grundwassernaher Niedermoorstandorte im Drömling betreffen dagegen vorwiegend den Oberboden.

Unter den klimatischen Bedingungen Nordostdeutschlands sind Möglichkeiten der Wasserzufuhr in Perioden mit erhöhter Evapotranspiration als eine Voraussetzung für die erfolgreiche Renaturierung von Niedermoorstandorten anzusehen. So konnte die Bodenfeuchte auf der Sukzessionsfläche und bei der extensiven Grünlandnutzung auf Niedermoor auch während des Sommer 1998 auf relativ konstantem und gleichzeitig hohem Niveau gehalten werden. Für den Standort Sukzession ergeben sich damit gute Aussichten für eine Renaturierung. Bestehen dagegen eingeschränkte Möglichkeiten der Wasserzufuhr während der Vegetationsperiode, ist eine relativ starke Austrocknung des Oberbodens nicht auszuschließen. Die im Sommer und Frühherbst 1998 im Erlenbruchwald gemessenen Bodenwassergehalte belegen diese Aussage. Ein bodenhydrologisches Regime, bei dem der Bodenwasserspeicher erst zu einem relativ späten Zeitpunkt vollständig wieder aufgefüllt wird (hier erst im Februar 1999), begünstigt infolge der Belüftung des organogenen Bodenkörpers die Schädigung der Bodenstruktur und die Mineralisierung des Torfes.

Eine Renaturierung von vormals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorstandorten durch wiederansteigende Grundwasserstände ist infolge der simultan ansteigenden Evapotranspiration mit einem erhöhten Wasserverbrauch verbunden. Insbesondere lassen die vorliegenden Meßwerte auf eine verstärkte Wasserzehrung von Erlenbruchwäldern schließen.

Die Untersuchungen zum Bodenfeuchteverlauf im Drömling sollten künftig mit einer hydrologischen Modellierung unter Berücksichtigung der Standortbedingungen des Drömlings zur Bilanzierung des Gebietswasserhaushalts kombiniert werden.

Literatur

- Kalbitz, K., Rupp, H., Meißner, R. und F. Braumann (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoores auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden- und Grundwasser. In: Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 40, 22 – 28.
- Rupp, H., K. Kalbitz, R. Meißner, S. Knappe und F. Braumann (1997): Auswirkungen differenzierter Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die P- und N- Dynamik in einem Niedermoorgebiet. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 85, III, 1405-1408.
- Autorenkollektiv DVWK Merkblätter 238: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Verantw. Hrsg.: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). Bearb. Vom Fachausschuß „Verdunstung“.- Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, 235 S., 1996.

Methandynamik in naturnahen und anthropogen beeinflussten Mangrovenböden (tropische Salzmarschen) in Baja California Sur, Mexiko

STRANGMANN, A.; NOORMANN, M.; BASHAN, Y.; GIANI, L.

1. Einleitung

Die Methan-Konzentration in der Atmosphäre ist während der letzten Jahrzehnte beschleunigt angestiegen. Obwohl sie etwa 200 mal geringer ist als die von CO₂, gilt Methan heute als das zweitwichtigste Treibhausgas.

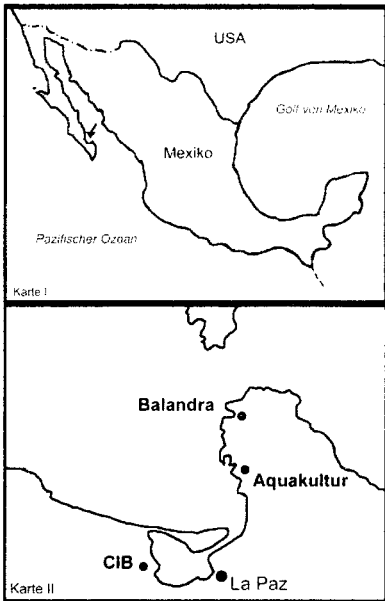


Abb.1: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes. Karte I: Mexiko. Karte II: La Paz, Baja California Sur.

Der Beitrag tropischer Feuchtökosysteme an den Gesamt-Methanemissionen ist nur schwer abzuschätzen. Insbesondere über Mangroven, den subtropischen und tropischen Äquivalentsystemen der Salzmarschen unserer Breiten, liegen kaum Untersuchungen vor. Die Methandynamik von Mangrovenböden wird allerdings, wie auch bei Salzmarschen (Bartlett et al., 1985), als vernachlässigbar gering angesehen (Neue et al., 1994).

Eine intensive Methandynamik in humusreichen Salz- marschen der deutschen Nordseeküste (Giani et al., 1996 a) zeigt jedoch, daß dieser Prozess in solchen Böden nicht grundsätzlich zu vernachlässigen ist. Da auch Mangrovenböden durch hohe Gehalte an organischer Substanz charakterisiert werden, wurden in einer Pilotstudie naturnahe Mangroven hinsichtlich ihrer Methandynamik untersucht (Giani et al., 1996 b). Vergleichbar mit anderen Untersuchungen, die erstmals erhebliche Methanflüsse in durch Abwässer beeinflussten Mangroven (Sotomayor et al., 1994) bzw. an einem Aquakulturstandort (Holmer & Kristensen, 1994) fanden, wurden sichtbar höhere Methankonzentrationen in einem anthropogen beeinflussten Boden vorgefunden.

Ziel der Untersuchungen war ein Vergleich der Methandynamik zwischen naturnahen und anthropogen überprägten Mangrovenböden sowie die Erfassung von Parametern, welche die Methandynamik beeinflussen und kennzeichnen. Da Mangroven in großem Ausmaß in Aquakulturen umgewandelt werden, wurden als anthropogen geprägte Standorte eine von städtischen Abwässern beeinflusste Mangrove sowie Böden einer „Shrimpsfarm“ ausgewählt.

2. Material & Methoden

Untersucht wurden zwischen Januar und März 1999 die Methandynamik sowie bodenphysikalische und bodenchemische Kenndaten in tropischen Salzmarschen (Mangrovenböden) in der Umgebung von La Paz, Baja California Sur, Mexiko. Die hier vorgestellten Böden befinden sich in

1. einer naturnahen Mangrove, ca. 25 km nördlich von La Paz (Profile Balandra IV & VIII; siehe Abb. 1, Karte II)
2. einer stark anthropogen überprägten Mangrove, die zu einem Aquakultursystem (Shrimpsfarm) umgenutzt wurde, ca. 13 km nördlich von La Paz (Profil Shrimp V, siehe Abb.1, Karte II)
3. einer durch städtische Abwässer beeinflussten Mangrove, ca. 20 km südwestlich von La Paz (Profil CIB; siehe Abb.1, Karte II).

Die Vegetation der naturnahen Mangrove setzt sich aus drei Arten zusammen, die sich in folgender Reihenfolge landeinwärts ansiedeln: *Rhizophora mangle* L. (Red mangrove); *Laguncularia racemosa* Gaertn. (White mangrove); *Avicennia germinans* (L.) stern (Black mangrove). Die Vegetation der durch Abwässer beeinflussten Mangrove südwestlich von La Paz (CIB) wird von *Avicennia germinans* (L.) stern dominiert. Im Bereich des untersuchten Aufzuchtbeckens der Aquakultur ist die Vegetation anthropogen entfernt worden.

Die Böden der Standorte Balandra und CIB weisen eine hohe Populationsdichte an Krabben der Spezies *Uca vocator* auf. Diese Besiedelung fehlt in den Böden der Aquakultur.

Bodenphysikalische und -chemische Untersuchungen wurden weitgehend nach Schlichting, Blume & Stahr (1995) durchgeführt. Die Messung der Methanemissionen, Methanbildungsraten sowie der Methankonzentrationen erfolgte nach Gianì et al. (1996 b).

2. Ergebnisse

Die untersuchten Böden sind charakterisiert durch weitgehend negative Redoxpotentiale, eine hohe Variabilität an C-Gehalten, saline Verhältnisse und weitgehend neutrale pH-Werte (siehe Tab.1). Sand und Schluff dominieren die Körnung des Bodens. In der naturnahen Mangrove Balandra ist zudem ein ausgeprägtes Moorbewuchs vorhanden (siehe auch Noormann, M.; Strangmann A.; Gianì L.: Pedogenese einer naturnahen Mangrove in Baja California Sur, Mexiko).

Tab. 1: Bodenphysikalische und -chemische Kenndaten exemplarischer Bodenprofile in naturnahen (Balandra IV & VIII) und anthropogen beeinflussten Mangrovenstandorten (Shrimps V & CIB)

Profil	Hor.	Tiefe [cm]	Bodenart	d _B	Temp. [°C]	Redox [mV]	pH [H ₂ O]	H ₂ O [Gew. %]	C [g·kg ⁻¹]	Sulfat [mM]	Phosphat [mg·l ⁻¹]	Chlorid [g·l ⁻¹]
Bal. IV	nH ₍₁₎	0-27	nH	0,2	24,0	83,3	7,2	78,1	176,9	34,8	3,3	26,1
	nH ₍₂₎	27-40	nH	0,2	21,6	-340,0	7,5	81,2	183,4	29,8	2,9	26,2
	G _{hr}	>40	Ss	0,2	22,3	-443,3	7,4	85,0	86,8	31,2	3,0	26,4
Bal. VIII *3	A _(h)	0-7	Su4	0,6	22,1	139,0	8,1	31,1	18,7	61,9	n.n	33,8
	G _{o(1)}	7-21	Us	0,9	21,7	192,0	8,2	36,2	6,4	20,6	n.n	13,0
	G _r	>85	Su3	n.b.	n.b.	-362,7	7,8	n.b.	50,8	47,0	n.n	22,8
Shrimps V	G _r	0-5	Su2	1,2	22,5	-356,3	7,9	53,3	12,8	59,8	1,0	15,4
	G _{or}	5-20	Su2	1,3	19,4	-342,7	7,9	45,3	7,3	50,8	0,8	12,8
	Gr II *2	0-5	Su2	n.b.	n.b.	-524,3	7,6	n.b.	20,3	6,4	11,2	14,7
CIB	L	0-3	n.b.	0,9	n.b.	-491,0	7,0	62,0	104,0	4,7	8,4	20,1
	G _{or}	3-6	Ss	0,9	n.b.	-325,3	7,9	62,0	4,4	22,5	0,1	11,2

*1 im Porenwasser

*3 n.b. = nicht bestimmt

*5 n.n. = nicht nachweisbar

*2 Gr II wurde in 1 m Entfernung von Profil Shrimp V entnommen

*4 Es wurde nicht das vollständige Profil dargestellt

Die Sulfat-Konzentrationen im Porenwasser zeigen ein weites Spektrum, bis hin zu einer weitgehenden Sulfatlenkerung in den anthropogen beeinflussten Standorten. Als Parameter für eine Eutrophierung der einzelnen Standorte zeigen die Phosphatgehalte im Porenwasser die höchsten Gehalte in stark reduzierten Horizonten der anthropogen geprägten Böden.

Im Vergleich naturnaher mit anthropogen überprägten Mangrovenböden zeigen sich deutliche Unterschiede hinsichtlich der Methandynamik (siehe Tab. 2).

Tab.2: Vergleich der Methandynamik (CH₄-Konzentrationen, CH₄-Produktionen und CH₄-Emissionen) in naturnahen (Balandra IV & VIII) und anthropogen beeinflussten (Shrimp V & CIB) Mangrovenböden

Profil	Hor.	Tiefe [cm]	CH ₄ Konz. [µM]			CH ₄ Produktionsraten [nmol CH ₄ · ml ⁻¹ · d ⁻¹]								CH ₄ Emissionen [µg CH ₄ · m ⁻² · h ⁻¹]			
			CH ₄	SEM	N	PN - t1	SEM	N	t1 - t2	SEM	N	t2 - t3	SEM	N	CH ₄	SEM	N
Bal IV	nH ₁₁	0-27	0,68	1,0	3	8,91	3,0	3	13,61	19,3	3	0,16	0,2	3	0,00	0,0	3
	nH ₁₂	27-40	36,06	21,9	3	64,06	18,3	3	6,00	0,0	3	0,11	0,2	3			
	G ₁₆	40	77,67	9,0	3	102,03	1,3	3	0,00	0,0	3	0,00	0,0	3			
Bal VIII *3	A ₀₁	0-7	2,83	1,2	3	1,63	1,7	3	1,08	1,0	3	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,0	2
	G ₀₁₁	7-21	3,02	0,8	3	3,22	3,5	3	0,18	0,3	3	n.b.	n.b.	n.b.			
	G ₁	85	4,38	1,2	3	1,75	2,5	3	1,18	1,7	3	n.b.	n.b.	n.b.			
Shrimp V	G ₁	0-5	28,88	4,1	3	377,81	69,3	3	41,17	43,0	3	4,97	7,0	3	911,47	939,5	3
	G ₁₄	5-20	13,50	8,4	3	157,23	59,8	3	29,20	21,1	3	1,74	2,5	3			
	*2 Gr ₁₁	0-5	79,11	18,9	3	160,06	29,0	3	104,04	31,9	3	0,00	0,0	3			
CIB	L	0-3	147,52	47,0	3	4155,50	547,8	3	2117,55	879,6	3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	G ₁₈	3-6	22,27	6,4	3	126,77	58,4	3	13,04	13,0	3	n.b.	n.b.	n.b.			

* SEM: Standard Error of the Mean

n.b. = nicht bestimmt

* N: Anzahl der Parallelen

* PN: Probenahme

* t1, t2, t3: 1. Messung, 2. Messung, 3. Messung

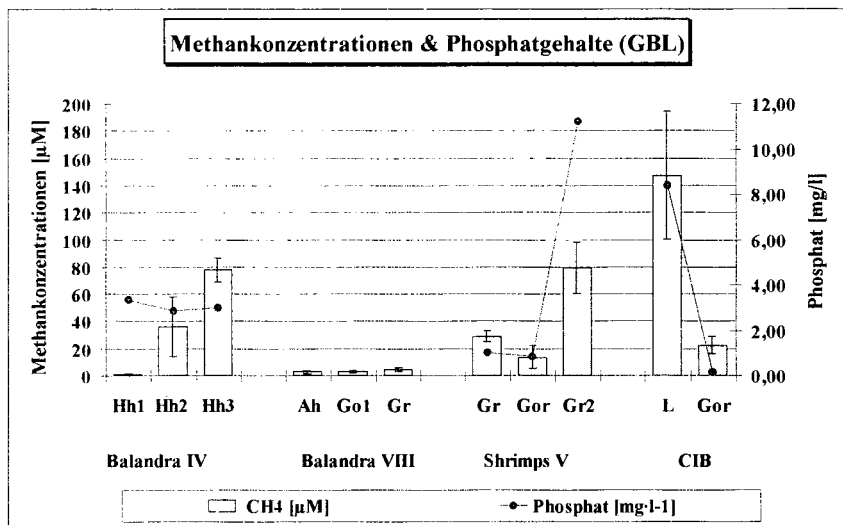


Abb.2: Verhältnis der Methankonzentrationen [µM] und der Phosphatgehalte [mg·l⁻¹] exemplarischer Profile naturnaher sowie anthropogen beeinflusster Mangrovenböden

Sehr geringe Methankonzentrationen und –produktionsraten gehen in Balandra einher mit sandig-schluffiger Textur. Sichtbar erhöhte Konzentrationen und auch Methanbildungsraten finden sich in den untersuchten Moorhorizonten Balandras. Die Methankonzentrationen in der Aquakultur liegen in vergleichbaren Größenordnungen, die dort vorgefundenen Methanbildungsraten sind jedoch im Vergleich deutlich höher. Die höchsten Methangehalte und Produktionsraten finden sich in dem durch städtische Abwässer beeinflussten Standort CIB.

Insgesamt gesehen sind die vorgefundenen Methankonzentrationen im Vergleich mit den Produktionsraten als eher gering anzusehen.

Eine nennenswerte Methanemission wurde nur auf dem vegetationslosen Untersuchungsstandort der Aquakultur gemessen. Im Bereich der naturnahen Mangrove Balandra wurden keine Emissionen festgestellt.

4. Diskussion

Die anthropogen beeinflussten Böden weisen im Vergleich mit dem naturnahen Standort eine deutlich ausgeprägtere Methanbildung auf. Die vorgefundenen Methankonzentrationen und Methanbildungsraten sind höher, als normalerweise unter marinen Bedingungen vorgefunden werden.

Während im Profil IV der naturnahen Mangrove autochthone organische Substanz als Substrat für die methanogenen Bakterien in ausreichendem Maß zur Verfügung steht, können die Bakterien in der Aquakultur die Zersetzungsprodukte der Shrimps als Substrate nutzen (nicht-kompetitive Substrate wie z.B. Methylamine). In der durch Abwässer beeinflussten Mangrove bilden kaum zersetzte Makroalgen als Auflage auf dem Mineralboden die C-Quelle.

Diese ausgeprägte Methandynamik der stark anthropogen geprägten Standorte korreliert mit

- geringen Sulfatkonzentrationen im Porenwasser (weitgehende Sulfatentleerung)
- stark negativen Redoxpotentialen
- erhöhten Phosphatgehalten im Porenwasser (Eutrophierung).

Es bleibt offen, welche Rolle die Uca-Populationen im Hinblick auf die Methandynamik spielen können. Nennenswerte Methanemissionen wurden nur dort gemessen, wo eine Besiedelung der Böden durch Uca vocator nicht vorhanden ist, wahrscheinlich bedingt durch die anthropogene Umnutzung der Mangrove zu einer Aquakultur.

In den Mangrovenböden mit intensiver Bioturbation wird gebildetes Methan vermutlich durch Methanoxidationsprozesse sofort wieder verbraucht, so das keine Emissionen auftreten.

Insbesondere hinsichtlich der Tatsache, daß eine Umnutzung von Mangroven zu Aquakulturen zunehmend Verbreitung findet und eine Eutrophierung naturnaher Mangroven stattfindet, sollte die Rolle dieser Ökosysteme im Hinblick auf die globale Methandynamik nicht unterschätzt werden. Weitere Untersuchungen zu diesen Fragestellungen sind als notwendig anzusehen.

5. Literatur

- BARTLETT et al. (1985). Methane flux from coastal salt marshes. *J. Geophys. Res.*, 90: 5710 - 5720
- GIANI et al. (1996 a). Methanogenesis in saltmarsh soils of the North Sea coast in Germany. *Eur. J. Soil Sci.*, 47: 175 - 182
- GIANI et al. (1996 b). Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico. *Geoderma*, 72: 149 - 160
- HOLMER & KRISTENSEN (1994). Coexistence of sulfate reduction and methane production in an organic-rich sediment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 107: 177 - 184
- SCHLICHTING, BLUME & STAHR (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Blackwell Wiss.-Verl.
- NEUE et al. (1994). Carbon in tropical wetlands. *Trans. 15th World Congr. Soil Sci.*, Acapulco, Vol. 9: 201 - 220
- SOTOMAYOR et al. (1994). Methane flux from mangrove sediments along the southwestern coast of Puerto Rico. *Estuaries*, 17, No. 1 B: 140 - 147

Die Bedeutung der Kohlenstoff- und Stickstoffmineralisierung für die Entwicklung der Humusformengliederung von Offenlandstandorten

Wachendorf, Chr.; Gröngröft; A., Schwartz; R.

1. Einleitung

Die Charakterisierung der Waldhumusformen umfaßt die Ansprache der Horizontmächtigkeiten und -übergänge, des Humifizierungsgrades und der Lagerung bzw. des Gefüges. Die Ansprachekriterien der Waldhumusformen können nur bedingt auf die Offenlandstandorte übertragen werden. Dies liegt vor allem an der mangelnden Ausprägung von Bodenhorizonten mit unterschiedlichem Humifizierungsgrad. Humifizierte organische Substanz und zersetzte Pflanzenreste liegen oftmals in einem Horizont nebeneinander vor, deren Anteil im Feld aber nur schwer abgeschätzt werden kann.

Das Ziel einer Humusformenansprache unter Wald ist die Beurteilung des Wasser- und Nährstoffhaushaltes (AG Boden, 1994). Für extensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen kann dieses Ziel übernommen werden während auf intensiv genutzten Grünland- und Ackerstandorten insbesondere die Beurteilung des Nährstoffhaushalts durch die Düngung in den Hintergrund rückt. Daher wurde zunächst an ungenutzten Feuchtgrünlandstandorten neben den morphologischen Eigenschaften auch die chemischen und die bodenbiologischen Eigenschaften der Humuskörper berücksichtigt und geprüft, ob sich morphologisch unterschiedliche Humuskörper auch in ihrem Mineralisierungspotential und dem Gehalt an leicht verfügbarem Kohlenstoff und Stickstoff unterscheiden.

2. Material und Methoden

Es wurden vier unmittelbar benachbarte Humusprofile von Auengleyen unter ehemalig genutztem Grünland, die durch ein unterschiedliches Wasserregime, unterschiedliche Vegetation und durch eine unterschiedliche Humusverteilung gekennzeichnet sind, im Hinterdeichland der Mittelbe bei Lenzen ausgewählt und die beiden oberen Mineralbodenhorizonte beprobt. Die potentielle Netto-mineralisierung von Stickstoff- und Kohlenstoff wurde im Brutversuch bestimmt und der heißwasserlösliche Kohlenstoff und Stickstoff extrahiert. Ferner wurde Pflanzenrückstände > 0,63 mm im Mineralboden mit Wasser aus den Bodenproben abgeschlämmt.

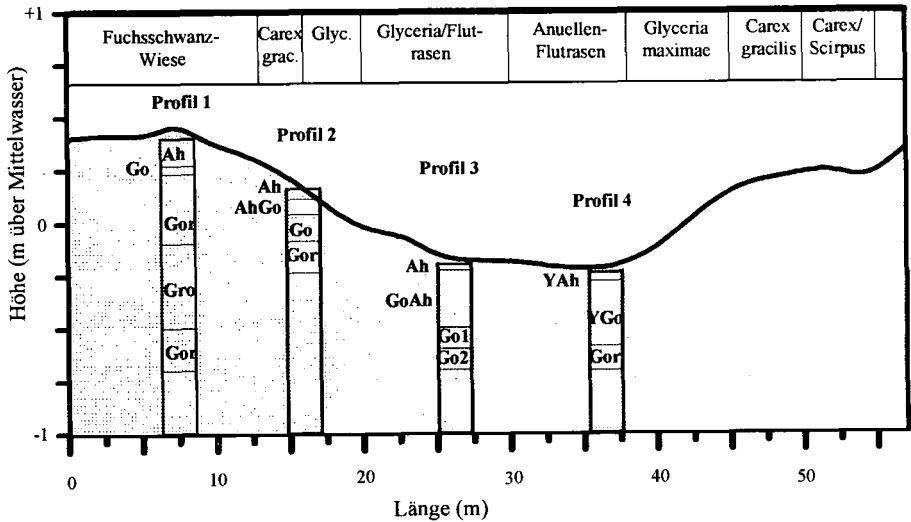


Abb. 1: Lage der Profile einer Catena unter Feuchtgrünland im Hinterdeichland der Elbe bei Lenzen

3. Ergebnisse

Die Humusprofile liegen in bzw. an einer ehemaligen Hochwasserrinne ca. 100 m hinter dem Elbdeich. Sie sind durch eine unterschiedliche Lage zur mittleren Höhe des Elbwassers gekennzeichnet. Die durch Reliefunterschiede und Qualmwasser bedingte zunehmende Bodenfeuchte von Profil 1 bis 4 wird durch die Zunahme der Feuchtezahl der Vegetation angezeigt (Abb. 1).

Die Oberböden der Auengleye sind stark humifiziert, sie weisen C/N-Verhältnisse von 10 bis 12 auf. Die Kohlenstoffgehalte variieren in den ersten 0-5 cm zwischen 7 bis 10 in 5 bis 10 cm Bodentiefe zwischen 2 bis 5 % Corg. Morphologisch unterscheiden sich die Humusprofile vor allem durch die Mächtigkeit und Art der organischen Auflage (Tab. 1). Sie ist am Profil 1 durch einen lückig vorhandenen L-Horizont aus Gräserblattspreiten, am Profil 4 durch einen lückig vorhandenen L-Horizont über einem Of-Horizont aus abgestorbenen Wurzeln, Blattspreiten und Samen gekennzeichnet. Am Profil 3 konnte ein, dem Mineralboden plattig aufliegender, stark durchwurzelter Oh-Horizont ausgewiesen werden. Die Oberböden weisen mit Ausnahme von Profil 4, das aufgrund der hohen Bodenfeuchte keine Gefügeeigenschaften erkennen läßt, alle ein krümeliges Gefüge auf, die unteren Horizonte sind durch ein Subpolyedergefüge charakterisiert. Nach Milbert et al. (1998) kann das Humusprofil 1 als Feuchtmull, die Profile 2-4 als Naßmoder ausgewiesen werden.

Tab. 1: Morphologische Charakterisierung der Humusprofile

Profil Nr.		1	2	3	4
Humusform		Feuchtmull		----- Naßmoder -----	
organische	Mächtigkeit (cm)	< 0,5	3	0,5 – 5	1
Auflage	Horizonte	(L)	(L+) Of	L+Of/ Oh	(L)/ Of
	DW *	-	6	6	4
humoser	Mächtigkeit (cm)	13	12	30	3-8
Mineralboden	Horizonte	Ah	Ah/ GoAh	Ah/ GoAh	Ah
	DW *	5-6	5-6	6-4	6
	Bodenart	Tl	Lu	Ls2	Sl2

* Durchwurzelungsintensität nach AG Boden (1994)

Die Durchwurzelungsintensität ganzjährig bewachsener Flächen ist einerseits ein wichtiger Indikator der Standorteigenschaften und andererseits stellen die Wurzeln nach dem Absterben leicht umsetzbare organische Substanz dar. Daher wurde die Abschätzung im Feld mit dem Anteil abschlämbarer Pflanzenrückstände (LOF) verglichen. Die geschätzte Durchwurzelungsintensität der Mineralböden korreliert jedoch nicht mit dem Anteil abschlämbarer Pflanzenrückstände. Der Anteil an LOF ist jedoch schwach mit der potentiellen N-Mineralisierung korreliert (Tab. 2).

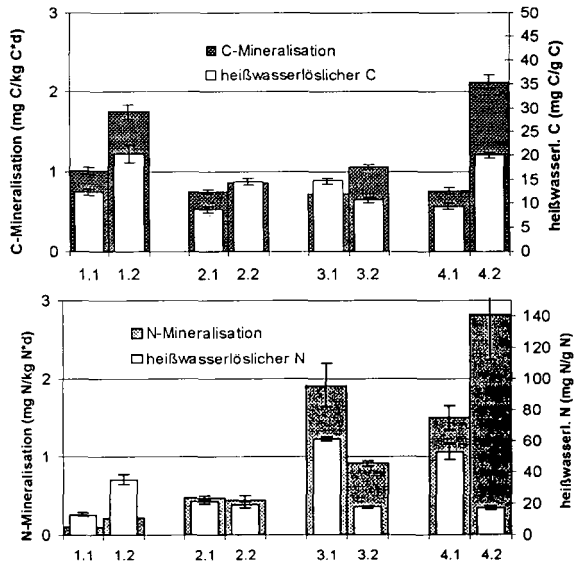


Abb. 2: potentielle Kohlenstoff- und Stickstoffmineralisierung und heißwasserlöslicher Kohlenstoff und Stickstoff in 0-5 cm (x.1) und 5-10 cm (x.2) von 4 Auengleyen

Der Bezug der potentiellen Mineralisation auf Gesamtkohlenstoff bzw. Gesamtstickstoff zeigt Unterschiede in der Qualität der organischen Substanz auf und nivelliert den deutlichen Einfluß des Gesamtkohlenstoffgehalts auf die potentielle Mineralisation (Tab. 2). Die potentielle C-Mineralisation unterscheidet sich zwischen Ober- und Unterboden stärker als zwischen den Profilen (Abb. 2). Sie korreliert nicht mit dem Gehalt an LOF, es besteht jedoch eine Beziehung zum heißwasserlöslichen Kohlenstoff. Die potentielle N-Mineralisation nimmt mit zunehmender Bodenfeuchte (Profil 1 bis 4) zu. Die Zunahme kann mit einem gleichzeitigen Anstieg von heißwasserlöslichem N und LOF im Boden erklärt werden (Tab. 2). Die unter zunehmend feuchten Bedingungen akkumulierte organische Bodensubstanz von Profil 1 zu 3 zeigt eine steigende potentielle N-Mineralisation, während die potentielle C-Mineralisation nicht ansteigt.

Tab. 2: Beziehung der C- und N-Parameter zur potentiellen Mineralisierung

y	x		B
C _{org} (%)	= pot. C-Mineralisierung (g CO ₂ /g Bo)	* 0,27 + 0,74	0,82 **
N _t (%)	= pot. N-Mineralisierung (g N/g Bo)	* 0,03 + 0,34	0,39 ^{n.s}
LOF (Gew.%)	= pot. C-Mineralisierung (g CO ₂ /g Bo)	* 0,0008 + 0,007	0,28 ^{n.s}
LOF (Gew.%)	= pot. N-Mineralisierung (g N/g Bo)	* 0,002 + 0,01	0,6 *
N _{heißwass} (mg N/g Bo)	= pot. N-Mineralisierung (g N/g Bo)	* 30,34 + 20,22	0,9 ***
C _{heißwass} (mg N/g Bo)	= pot. C-Mineralisierung (g CO ₂ /g Bo)	* 0,025 + 0,23	0,49 *

4. Diskussion

Das Profil 4 weist aufgrund einer 10 bis 20 cm mächtigen Aufschüttung möglicherweise nicht autochtone organische Substanz auf, deren Abbau durch zeitweilig hohe Wasserstände gehemmt ist. Unter günstigen Bedingungen ist die Mineralisierung der organischen Substanz jedoch hoch. Das Profil zeigt daher in der Profilssequenz mit zunehmender Bodenfeuchte einen teilweise abweichenden Trend.

Die organische Substanz des Feuchtmulls von Profil 1 weist gegenüber dem Naßmoder (Profil 2 und 3) eine hohe potentielle Kohlenstoffmineralisation auf während die potentielle Stickstoffnettomineralisation möglicherweise durch eine hohe Immobilisation gering ist. Mit zunehmender Bodenfeuchte nimmt die N-Nettomineralisierung zu und zeigt die Akkumulation von potentiell leicht mineralisierbaren N-Verbindungen. An weiteren Feucht- und Naßhumusprofilen muß der gegenläufige Trend der potentiellen C- und N-Mineralisation daher geprüft werden.

Die potentielle Mineralisierung kann als Maß für die Qualität der akkumulierten organischen Substanz herangezogen werden, ohne Berücksichtigung des Bodenwasserhaushalts erklärt sie jedoch nicht die Entwicklung einer Humusform.

5. Literatur

Milbert, G.; Broll, G; Belotti, E. (1998): Der Bodenwasserhaushalt als Kriterium für eine Klassifikation von Humusformen. Mitt. Deut. Bodenkl. Ges. 88, 125-128.

Bewertung von Landnutzung und Standortparametern mit GIS zur Erhaltung der Kulturlandschaft in einem landwirtschaftlich benachteiligten Gebiet

WILDHAGEN, H. * ;FRICKE, T.**; BRANDT, M. *

Einleitung: Bevorstehende Veränderungen in der Agrarstruktur eines landwirtschaftlich benachteiligten Gebietes in Nordhessen, das sich zum Erfassungszeitpunkt bereits durch seine extensive landwirtschaftliche Nutzung auszeichnet, fordern zur Planung der zukünftigen Landnutzung eine ökologische Bewertung der Standortparameter. Durch die Aufgabe kleinerer Landwirtschaftsbetriebe im Untersuchungsgebiet ist in den nächsten Jahren mit einer weiteren Veränderung der Landnutzung in dieser Region zu rechnen. Zur Erhaltung der vielfältigen Kulturlandschaft gilt es Flächenpotentiale für die zukünftige Nutzung als Acker, Grünland, Obstbau und Naturschutz aufzuzeigen, sowie Gefährdungen angrenzender Biotope durch Bodenerosion und der damit verbundenen Gewässerbelastung zu minimieren sowie. Mit der GeoInformationssystem (GIS)-gestützten Erfassung und Bewertung von Bodenkennwerten soll gezeigt werden, inwieweit diese von bewirtschaftungs- und standortabhängigen Faktoren beeinflusst werden und in zukünftigen Landnutzungsstrategien Berücksichtigung finden können.

Untersuchungsgebiet: Das Untersuchungsgebiet ist in der Gemarkung „Roßbach“ südwestlich von Witzenhausen (Nordhessen) gelegen. Es repräsentiert einen typischen Ausschnitt des östlichen Kaufunger Waldes mit zwei steil abfallenden Waldwiesentälern, die sich zum Teil tief in den unteren Buntsandstein eingeschnitten haben, und erstreckt sich über einen Talkessel bis zur Ortschaft Roßbach. Zwischen 220 m und 480 m üNN gelegen, hat es in Nord-Süd-Richtung eine Länge von 2,5 km und 1,3 km in seiner Ost-West-Ausrichtung, dabei umfasst es 105 Flurstücke mit einer Gesamtfläche von 57,5 ha, die sich in 43,5 ha Grünland, 10,8 ha Acker und 3,2 ha andere Nutzung aufgliedern. Die jährliche Niederschlagsmenge liegt zwischen 750 und 800 mm, die Jahresdurchschnittstemperatur bei 7,8°C.

Material und Methoden: ATKIS-Daten des Landes Hessen wurden hinsichtlich Realnutzung, Wegenetz und Oberflächengewässer ins GIS überführt und dort klassifiziert. Im Gelände erfolgte eine Nachkartierung und gegebenenfalls eine Korrektur der Daten. Die digital vorliegenden Höhenkarten erwiesen sich in den für die Bodenerosion relevanten Bereichen als ungenau und wurden mittels DGPS nachgemessen und korrigiert. Aus den interpolierten Höhenstufenkarten wurden im GIS Hangneigungskarten sowie Expositionskarten erzeugt. Die geologische Karte 1:25.000 wurde ebenso wie die Karte der Bodenschätzung und die Flurstücksgrenzen digitalisiert. Im Gelände erfolgte auf der Grundlage der Flurstückskarte eine Zusammenlegung der Flurstücke entsprechend ihrer aktuellen Schlagnutzung.

Neben schlagbezogener Bodenprobennahme und Erfassung der aktuellen Realnutzung wurden, unter Verwendung des vorhandenen Kartenmaterials und nach eingehender Geländebegehung sowie gezielter Bohrlochkartierung, 7 Schürfgruben angelegt, als Leitprofile kartiert und dokumentiert.

* Fachgebiet Bodenkunde; ** Fachgebiet Futterbau und Grünlandökologie
Universität Gh Kassel; Nordbahnhofstr. 1a; D-37213 Witzenhausen; e-mail: brandt@wiz.uni-kassel.de

Die schlagbezogenen Bodenproben wurden nach (Hoffmann 1991) auf ihre pH-Werte, CaCO_3 -Gehalte, pflanzenverfügbare K_2O -, P_2O_5 - und Mg-Gehalte untersucht.

Ergebnisse und Diskussion: Für das Untersuchungsgebiet wurde eine Höhenstufenkarte nach TIN (Triangular Irregular Network) unter Berücksichtigung der korrigierten Werte interpoliert und in 25 m Intervallen dargestellt (Abb. 1). Deutlich erkennbar sind die beiden schmalen Wiesentälchen im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes, die im nördlichen Bereich in einen weiten Talkessel übergehen. Anschließend wurde aus der Höhenstufenkarte eine Hangneigungskarte im GIS erzeugt (Abb.2).

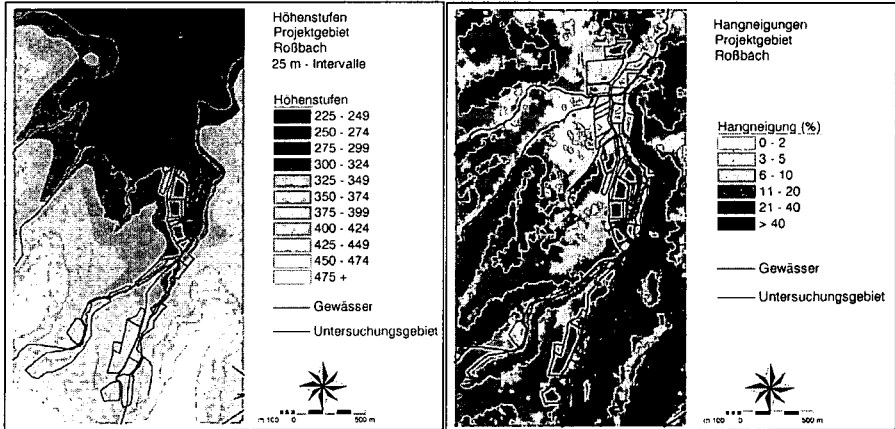


Abb. 1: Höhenstufenkarte (müNN)

Abb. 2: Hangneigungskarte

Flache Bereiche mit 0-5 % Hangneigung treten mit lediglich 2,7 ha vorwiegend im Talkessel des nördlichen Untersuchungsgebietes auf. In südlicher Richtung, im Bereich der Waldwiesentäler, nimmt die Hangneigung rasch zu. Hier sind die östlichen Hänge steiler als die westlichen Hänge. 40,3 ha des Untersuchungsgebietes weisen Hangneigungen zwischen 6 und 20 % auf und machen bei ackerbaulicher Nutzung erosionsmindernde Maßnahmen notwendig. 4,4 ha des Untersuchungsgebietes sind so steil, dass eine ackerbauliche Nutzung nicht praktikabel ist.

In Abb. 3 sind für das Untersuchungsgebiet die Hangneigungen in Klassen analog zu der „Gefahrenstufenkarte Bodenerosion durch Wasser“ der Standortkarte von Hessen (Anonym 1996) ausgewiesen. Neben einer Nutzungsbegrenzung „kein Ackerbau“ bei einer Hangneigung von über 24 % sind Einschätzungen der Erosionsgefährdung der Flächen ausgewiesen.

Für eine zukünftige Änderung der Nutzung als Ackerland gibt die Abb. 3 die erosionsrelevanten Hangneigungen wieder. Nur ein geringer Anteil (2,2 ha) der Fläche kann ohne das Risiko eines höheren Bodenabtrags durch Wasser ackerbaulich bewirtschaftet werden. Sie finden sich ausschließlich im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes, der Talau. Nach Süden schränken die stärkeren Hangneigungen eine ackerbauliche Nutzung zunehmend ein. 25 % (14,7 ha) des Untersuchungsgebietes wären demnach ohne bzw. mit geringen Bewirtschaftungsauflagen ackerbaulich zu nutzen. Maßnahmen wie Verringern der Hanglänge, Beseitigen von Bodenverdichtungen, Streifensaaten, Untersaaten, Anbau von Zwischenfrüchten und hangparallele Bewirtschaftung werden den Bewirtschaftern hier empfohlen. Mittlere bis starke Erosionsschutzmaßnahmen sind für 45 % (25,9 ha) der Flächen dringend erforderlich, wenn diese ackerbaulich genutzt werden. Bereiche mit Hangneigungen von über 18 % sind mit 17 ha (30 % der Fläche) vertreten, hier sollte die Bewirtschaftung als Grünland vor der Nutzung als Acker stehen. Diese Angaben berücksichtigen weder die Größe noch die Form oder Lage der Schläge im Untersuchungsgebiet. Die Anpassung der Bewirtschaftung

muss sich an der stärksten Hangneigung und damit an den stärksten Erosionsschutzmaßnahmen orientieren. Bei einheitlicher Bewirtschaftung der Schläge ist daher zu erwarten, dass der Umfang der Flächen mit Nutzungseinschränkungen deutlich höher ausfallen wird. Es zeichnet sich ab, dass die Flächen des Untersuchungsgebietes zukünftig von einem Landwirt bewirtschaftet werden. Eine Zusammenlegung von Ackerflächen zu größeren Schlägen mit einheitlicher Bewirtschaftung werden die Ergebnisse nur im Einzelfall ermöglichen, so daß das Landschaftsbild seinen vielfältigen Charakter bewahren wird.

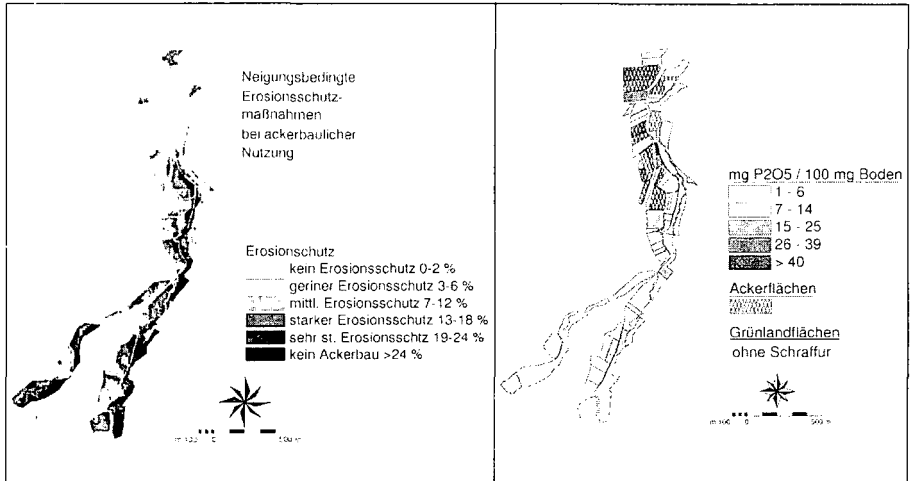


Abb. 3: Hangneigungsbedingte Erosionsschutzmaßnahmen bei ackerbaulicher Nutzung

Abb. 4: Verteilung der Phosphorgehaltsklassen differenziert nach Grünland- und Ackernutzung

Mit dem oberflächigen Bodenabtrag können gleichzeitig gelöste und partikulär gebundene Nährstoffe (Brandt 1997) und gegebenenfalls auch Pflanzenschutzmittel in die Fließgewässer eingetragen werden. Eine Eutrophierung der Bäche im Untersuchungsgebiet und stromabwärts gelegener Feuchtbiopte ist im besonderen Maße dann gegeben, wenn auf Ackerflächen zu der erhöhten Erosionsgefährdung hohe bis sehr hohe Gehalte an Phosphat im Boden hinzukommen. In Abb. 4 ist die Verteilung der pflanzenverfügbaren Phosphat-Gehalte der Schläge differenziert nach ihrer Nutzung dargestellt. Hier weisen 80 % der Ackerflächen sowohl für Phosphat wie auch für Kalium hohe Gehalte (Klassen C und D) auf, 20% liegen in den Gehaltsklassen A und B. Das Verhältnis von hohen zu niedrigen Gehaltsklassen beträgt demnach 8:2 und liegt beim Grünland umgekehrt proportional (2:8) (Faden 1999).

Bei dieser stark von der Nutzung abhängigen Nährstoffversorgung der Böden handelt es sich um eine häufige Entkoppelung von Nährstoffkreisläufen. Besonders die Rückführung von Wirtschaftsdüngern erfolgt überwiegend auf den (hofnahen) Ackerflächen, wodurch es zu einer Konzentration von Nährstoffen auf diesen Flächen kommt.

Mittels GIS konnten die Flächen, die sowohl hohe bis sehr hohe pflanzenverfügbare Phosphatgehalte im Boden aufweisen und einer erhöhten Erosionsgefährdung unterliegen, dargestellt werden (Abb. 5). Sie zeigen Flurstücke, die im besonderen Maße erosionsvermeidende Maßnahmen erforderlich machen. Es sollte auf eine weitere Anreicherung der Böden mit Phosphat bei ihrer Bewirtschaftung verzichten. Flächen, die für die Verwertung von Wirtschaftsdüngern zukünftig alternativ nutzbar sind (Gehaltsklasse A), können der Abb. 4 entnommen werden. Dabei sollte auch die Möglichkeit des überbetrieblichen Nährstofftransfers mit einbezogen werden.

Zum Schutz von Pflanzengesellschaften des Grünlands, die auf Böden mit sehr geringen Nährstoffgehalten vorkommen, sollten diese Flächen bei entsprechenden Planungszielen auch weiterhin intensiv genutzt werden. Detaillierte Vegetationskartierungen des Grünlands sind vorbereitet und werden in der zukünftigen Planung maßgeblich mit berücksichtigt werden.

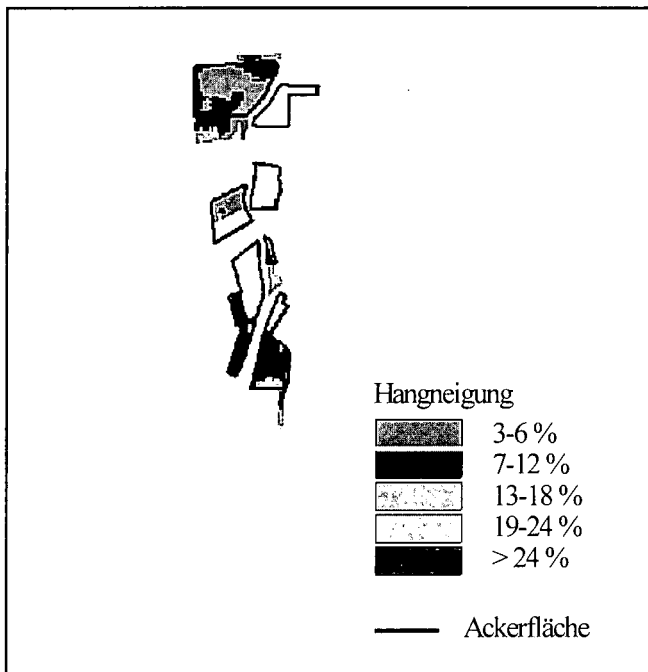


Abb. 5: Ackerflächen mit hoher Phosphatversorgung bei unterschiedlichen Hangneigungen

Mit GIS etabliert sich zunehmend ein Werkzeug für die zielorientierte Landnutzungsplanung. In dem beschriebenen Untersuchungsgebiet sind wichtige Aspekte des Boden- und Landschaftsschutzes in die Informationsebenen des GIS aggregiert worden und stehen für zielorientierte Abfragen und Auswertungen zur Verfügung.

Literatur

Anonym (1996): Standortkarte von Hessen. Gefahrenstufenkarte Bodenerosion durch Wasser. - Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz Abt. Ländlicher Raum. Wiesbaden.

Brandt, M. (1997): Grünguthäcksel-Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag. - Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie. Band 18. Gießen.

Faden, R. (1999): Erfassung und Bewertung von Bodeneinheiten und deren Nährstoffversorgung mit GIS. - Diplomarbeit. Fachgebiet Bodenkunde Universität Kassel (Manuskript).

Hoffmann, G. (1991): Die Untersuchung von Böden. - Methodenbuch, Band 1, 4. Auflage, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

Probleme und praktische Erfahrungen bei der Bodenschätzung von Kippenflächen in Sachsen-Anhalt

Moritz, P., Eichelbaum, U.

In Sachsen-Anhalt existieren ca. 7000 ha rekultivierte landwirtschaftliche Nutzfläche nach Braunkohlenabbau. Schwerpunkte sind die Reviere Zeitz, Merseburg/Halle und Bitterfeld. Kleinere, örtlich begrenzte rekultivierte Abbaufelder befinden sich bei Eisleben, Aschersleben und Harbke, Kreis Oschersleben (siehe Abb. 1).

Der weitaus größere Teil dieser Flächen ist nicht bodengeschätzt und somit bei Nachschätzungen vorrangig zu berücksichtigen. Rekultivierungen vor der Erstschätzung haben in der Regel eine vorläufige Schätzung. Bei Nachschätzungsarbeiten können diese Flächen meist endgültig geschätzt werden. Dabei ist wie bei der Erstschätzung ein flächendeckendes Vorgehen erforderlich, da nach der ersten Schätzung oftmals weitere Veränderungen, wie erneute Überkipfung oder Devastierung, vorgenommen wurden.

Diese Ausgangssituation bot sich 1991 in allen vom Braunkohleabbau betroffenen neuen Bundesländern. Zur Aufrechterhaltung der Steuergerechtigkeit auf der Grundlage gleichlautender Erlasse der obersten Finanzbehörden der neuen Länder wurde auch in Sachsen-Anhalt ein Ausschuss zur Bewertung von Rekultivierungsflächen berufen. Unter einheitlichem Vorsitz von Herrn RD Niehörster von der Oberfinanzdirektion Köln wurde im Herbst 1991 und Frühjahr 1992 nach örtlicher Besichtigung unter Beachtung der Grundsätze der Bodenschätzung von Neukulturen und Heranziehung aller verfügbaren Rekultivierungsunterlagen eine grobe Einstufung aller nicht geschätzter Flächen vorgenommen. Ergebnis war die Korrektur der mittleren Acker- und Grünlandzahlen betroffener Gemeinden. Diese Gemeindemittelwerte von Acker- und Grünlandzahl sind die Grundlage für die Berechnung der Grundsteuer von Landwirtschaftsbetrieben in den neuen Bundesländern. Gleichzeitig wurden Vorschläge für Musterstücke auf Rekultivierungsflächen erarbeitet, die im Juni 1994 vom Schätzungsrat beim Bundesministerium der Finanzen endgültig bewertet wurden. Damit war die Grundlage für die Schätzung von Kippenböden im Rahmen von Nachschätzungsarbeiten der Schätzungsausschüsse bei den Finanzämtern gegeben.

Mit der Aufnahme der regulären Nachschätzung in Sachsen-Anhalt im Jahre 1994 sind Kippenböden ein vorrangiger Bestandteil der Nachschätzungspläne.

Zur Bewertung von Kippenböden im Rahmen von Nachschätzungen ganzer Gemarkungen ist es erforderlich, über Luftbilder in Verbindung mit Ortsbesichtigungen (dem sogenannten Feldvergleich) die tatsächlich vorhandene landwirtschaftliche Nutzfläche von den übrigen Nutzungen kartennmäßig abzugrenzen. Oftmals werden und wurden Kippenflächen im Zuge von Territorialplanungen nach 1990 einer anderen Nutzung zugeführt. Erschwerend kommt hinzu, dass Wege, Böschungen und dergleichen oft nicht eingemessen sind oder nachträglich erneut verändert wurden (siehe Abb. 2). Für die genaue Schätzung müssen dann erst Orientierungspunkte eingemessen werden. Dabei hat sich die enge Zusammenarbeit mit der Katasterverwaltung in Sachsen-Anhalt bewährt. Jedem Schätzungsausschuss ist ein Vermessungstechniker des zuständigen Katasteramtes zugeordnet.

Zur Vorbereitung auf die Schätzung gehört auch das Anlegen von Vergleichsstücken durch die vorgesetzte Oberfinanzdirektion gemäß der Grundsätze, wie sie bei der Schätzung von Musterstücken auf Rekultivierungsflächen entwickelt wurden.

Sind alle Vorbereitungen abgeschlossen, wird der Schätzungsausschuss vor Ort tätig. Dabei hat sich gezeigt, dass die mit natürlichen Böden vergleichende Ansprache der Bodenart und der Entstehungsart des Kippbodens entsprechend des Acker- und Grünlandbewertungsrahmens recht gut möglich ist. Problematischer hingegen ist die Einordnung mancher Profile in die entsprechende Zustandsstufe. Fehlende oder nur geringe Humosität, überkippter Humus, Kohle und andere tertiäre Beimengungen, Verdichtungen durch Festfahren beim Rekultivieren bzw. durch Setzungen lassen sich in ihrer komplexen Wirkung auf die natürlichen Ertragsverhältnisse und damit auf die Vergabe der Zustandsstufe nur schwer abschätzen. Gute Anhaltspunkte zum Finden der Zustandsstufe bei entwickelten Kippböden (> 30 Jahre) sind die Durchwurzelung, der Besatz mit Bodenorganismen und der Kalkgehalt (siehe Abb. 2 und 3).

Auch die Bildung von Klassenflächen, Abschnitten und Sonderflächen nach der eigentlichen Schätzung hat bei Kippenböden ihre Besonderheiten. Oftmals hat man es mit stark wechselnden Bodenverhältnissen auf engstem Raum, dem sogenannten Verschießen, zu tun. Um trotzdem eine sinnvolle und übersichtliche Kartendarstellung zu erreichen, gibt es für die Bodenschätzung eine besondere Anwendungsvorschrift (Rösch, Kurandt, BodSchätz-TechnAnw. II Ziff. 9). Die verschiedenen Bodengefüge werden entsprechend ihrer Häufigkeit erfasst und beschrieben. Unter Berücksichtigung der Flächenanteile dieser Bodengefüge wird eine durchschnittliche Klassenfläche abgeleitet und im Schätzungsbuch und in die Karte eingetragen. Bei der Festlegung der Ackerzahl für die entsprechende Klassenfläche wird unter Besonderheiten das Verschießen vermerkt und das Maß der vorliegenden Wertminderung angegeben (siehe Abb. 2 und 3). Die zusätzliche Wertminderung ist darin begründet, dass sich aus ackerbaulichem Gesichtspunkt der Bewirtschaftbarer der Fläche in vorliegenden Fällen an den geringerwertigen Bodengefügen orientieren muss. Sofern Abgrenzungen unterschiedlicher Klassenflächen jedoch sinnvoll möglich sind, sind diese auch vorzunehmen.

Neben der Problematik der Bewertung von Kippböden können bei der Nachschätzung von Gemarkungen, die vom Braunkohleabbau betroffen sind, auch Beeinflussungen von natürlichen Böden auftreten. Beeinflussungen im Randbereich der Kippen werden bei deren Schätzung regelmäßig geprüft und erfasst.

Aus heutiger Sicht bekommen auch bei der Bodenschätzung Belastungen durch Emissionen, zum Beispiel durch Kohlestaub und Flugasche im Umfeld ehemaliger Brikettfabriken, eine zunehmende Bedeutung. Sie sind jedoch schwerer zu lokalisieren. Oftmals geben nur Befragungen ortsansässiger Landwirte Hinweise auf solche Flächen. Wie die Bodenanalyse des aus genannten Gründen angelegten Musterstückes L 1 Lö zeigt, weist der Ap-Horizont einen C/t-Wert von 8,85 % auf. Rechnet man diesen unesehen in Humus um, erzielt man einen Gehalt von über 15 %, was dem Humusgehalt von Anmoor gleichkommen würde. Diese Beeinträchtigung ist durch den Schätzungsbeirat mit einem Abschlag von 10 % zur ursprünglichen Schätzung eingestuft worden (siehe Abb. 4).

Abschließend läßt sich feststellen, dass die Vorbereitungsarbeiten zur Klärung aller bodenbeeinflussenden Umstände für die landwirtschaftliche Nutzung nach bergbaulichen Maßnahmen umfangreicher sind als die danach folgende Bonitierung des Bodens. Nach einer guten Vorbereitung ist jedoch eine Bewertung im Sinne des BodSchätzG, verbunden mit einiger Erfahrung auf diesem Gebiet, möglich. Dabei werden bodenkundliche und pflanzenbauliche Kenntnisse genutzt, die bereits für natürliche Böden vorliegen. Eine umfassende bodenkundliche Kennzeichnung wird im Rahmen der Bodenschätzung nicht durchgeführt. Es sind vor allem sensorisch erfassbare - und damit nicht alle ertragsbeeinflussende Faktoren zu bestimmen. Vergleichende Untersuchungen zu Ertragsbedingungen von anthropogenen bzw. natürlichen Böden wären diesbezüglich wünschenswert.

Abbildungsnachweis:

- Abb. 1 Erhebung der Finanzverwaltung SA 1991
- Abb. 2 und 3 Auszug aus der Bodenschätzung 1995 in Beuna
- Abb. 4 Auszug aus der Musterstückssammlung SA

Literatur:

Rösch, Kurandth (1938): Reichsbodenschätzung und Reichskataster S. 104 ff.; Carl Heymanns Verlag, Berlin

Abb. 1 In den Landwirtschaftsbetrieben der ehemaligen Bezirke Halle und Magdeburg geführte Rekultivierungsflächen nach Braunkohlenabbau (vor 1990)

Betrieb	ha
Revier Zeitz/Hohenmölsen	
LPG Granschütz	247
LPG Hohenmölsen	1.125
LPG Kayna	354
LPG Kretschau	254
LPG Teuchern	259
LPG Rehmsdorf	<u>433</u>
	2.672
Revier Merseburg/Halle	
LPG Bad Dürrenberg	187
VEG Blösien	17
LPG Mücheln	469
VEG Mücheln	281
LPG Zöchen	554
LPG Gröbers	359
LPG Teutschenthal	<u>201</u>
	2.068
Revier Bitterfeld/Gräfenhainichen	
LPG Brehna	594
LPG Pouch	592
LPG Gräfenhainichen	<u>330</u>
	1.516
Revier Eisleben	
VEG Eisleben	405
Revier Aschersleben	
LPG Winingen	170
Revier Harbke/Hötensleben	225
Summe	7.056

Abb. 2

Feldschätzungsbuch

Gemarkung	Flur	Fruchtigkeitszustand des Bodens	Datum	Seite
Beuna	2	44	2.3.95	74

Nr der Bodenbeschreibung		DOKS	Rahmenkategorie	Nr der best. Bodenartbestimmung	wert Kz			
4456 9785 9 1		E	D	60	YY			
KultArt	Bodenart	ZuSt	BoSt	Entschumpfung	Klimat	Wasserst	Wertzahl	Bodenbestimmung
A	46 SL	4	D					60
-2		Auftragboden						
Humus	Kat	Faktor	Eigen	Fruchtig	Sonstiges	Bodenart	Wert	Horizont
h2	ko2	br	e:1			ko2, L, s2, ki2	55	Ap
	ko3	br	e:2			v2, ko3, L, s3, ki3	70	yy
						s, L3, ki3		yy

Nr der Bodenbeschreibung		DOKS	Rahmenkategorie	Nr der best. Bodenartbestimmung	wert Kz			
4456 9785 9 2		E	D	20	YY			
KultArt	Bodenart	ZuSt	BoSt	Entschumpfung	Klimat	Wasserst	Wertzahl	Bodenbestimmung
A	40 IS	4	D					20
-2		Auftragboden						
Humus	Kat	Faktor	Eigen	Fruchtig	Sonstiges	Bodenart	Wert	Horizont
h2	ko3	br	e:1			ko2, s, L3	30	Ap
	ko2	br	e:2			v2, s, L2, ko2(s,4c), s, L	50	yy
	ko2	br	e:2			s, L2 - L3		yy

Nr der Bodenbeschreibung		DOKS	Rahmenkategorie	Nr der best. Bodenartbestimmung	wert Kz			
4456 9785 9 3		E	D	20	YY			
KultArt	Bodenart	ZuSt	BoSt	Entschumpfung	Klimat	Wasserst	Wertzahl	Bodenbestimmung
A	38 SL	5	D					20
-2		Auftragboden						
Humus	Kat	Faktor	Eigen	Fruchtig	Sonstiges	Bodenart	Wert	Horizont
h2	ko2	br	e:1			ko3, L, s3	25	Ap
	ko3	br	e:2			v2, s, L4, ki2		yy
						s, L3 - L4, ki3		yy

Nr der Bodenbeschreibung		DOKS	Rahmenkategorie	Nr der best. Bodenartbestimmung	wert Kz			
4456 9785 9 0		E	D	45 42	YY			
KultArt	Bodenart	ZuSt	BoSt	Entschumpfung	Klimat	Wasserst	Wertzahl	Bodenbestimmung
A	SL	4	D					45 42
-2		Kippe Ver-4						
Humus	Kat	Faktor	Eigen	Fruchtig	Sonstiges	Bodenart	Wert	Horizont

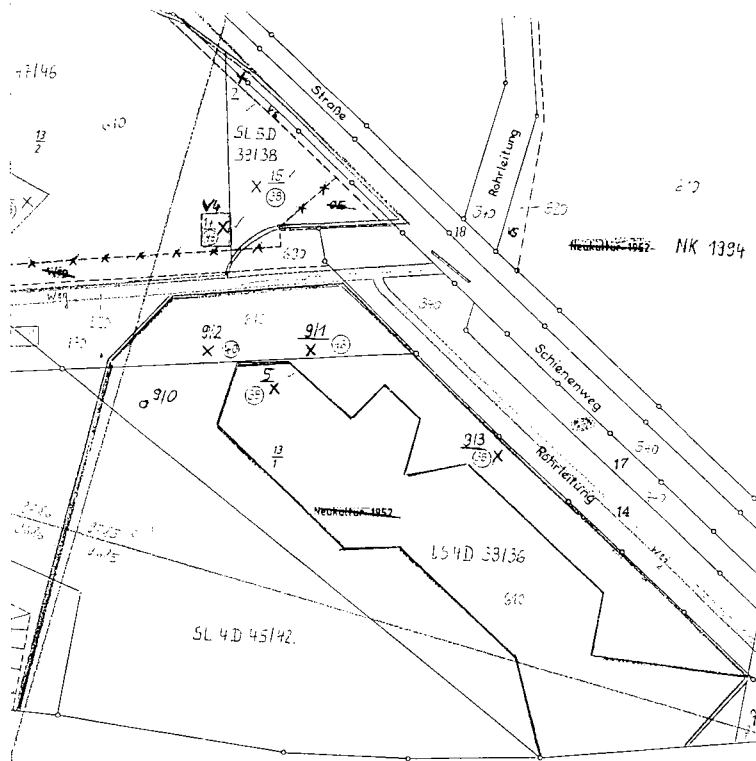


Abb. 3

Abb. 4 Musterstücksbogen für den Schätzungsbeitrag

Acker - Musterstück Nr. 3112.27		Besichtigt am: 07.06.1994		Feuchtigkeitszustand: F 3	
OFD Magdeburg		Finanzamt Merseburg			
Gemeinde Beuna		Gemarkung Beuna			
Flur 3	Flurstück 79/5, 79/7, 79/9		Größe 1600 [m ²]	Höhe über NN 106 [m]	
Messtischblatt 4637	Rechtswert 44 9736	Hochwert 56 86675	Jahreswärme [°C] 8,5	Jahresniederschlag [mm] 500	
Geologische Entstehung: Pleistozän mit Kohlenstaub und Flugasche					

Ergebnis Schätzungsbeitrag

Nr.	Humus	Kalk	Farbe	Eisen	Feuchte	Sonstiges	Bodenart	Tiefe [dm]
1	h 3					ko 4	L, fs 3	2,5 - 3,0
2	h 3						L, fs 3	2,0
3	h 2 - h 1	ka 3					L, fs 3	1,0 - 2,0
4		ka 5					L, fs 3	
Bodenart L		Zustandstufe 1			Entstehung L ₀			
Bodenzahl 94		Besonderheiten Kohlenstaub und Flugasche		Abrechnung [%] - 10		Klima [%] + 4		Ackerzahl 88
Bemerkungen Immission von Kohlenstaub und Flugasche durch Brikettfabrik, 1990 stillgelegt								

Musterstück-Nr. 3112.27

Zusätzliche Angaben der Oberfinanzdirektion

	Tiefe unter Flur [dm]	Abschlämmbares < 0,01 mm (berechnet)	Staubsand 0,01 - 0,05 mm	Feinsand 0,05 - 0,1 mm	Grobsand 0,1 - 2,0 mm	Steine > 2,0 mm	Horizont	Bodenart Kopecky
1	0-3,0	27,4	42,1	12,5	18,0		AP	sL
2	3,0-5,0	32,4	47,6	11,3	8,7		Ah	L
3	5,0-6,0-7,0	30,1	50,4	11,9	7,6		Cv	L
4	> 6,0-7,0	31,2	48,4	12,4	8,0		Cn	L

	Tiefe unter Flur [dm]	Ton < 0,002	fU 0,002-0,006	mU 0,006-0,02	gU 0,02-0,06	fs 0,06-0,2	mS 0,2-0,63	gS 0,63-2,0	Steine > 2,0 mm	Horizont	Bodenart Köhn
1	0-3,0	9,3	9,3	26,4	32,7	15,0	4,6	2,7		AP	UI3
2	3,0-5,0	11,7	11,7	26,9	39,5	5,1	2,8	2,3		Ah	UI2
3	5,0-6,0-7,0	10,0	11,0	27,4	42,9	4,0	2,2	2,5		Cv	UI2
4	> 6,0-7,0	9,9	12,6	26,1	41,3	7,2	1,8	1,1		Cn	UI2

	Tiefe unter Flur [dm]	pH (KC1)	Carbonat %	C t %	Humus in %	Nt in %	C/N	KAK va/100g	Basen-sättigung %	K2O g/100g	P2O5 mg/100g
1	0-3,0	6,5	0	8,85	15,22	0,25					
2	3,0-5,0	7,0	0	1,02	1,75	0,4					
3	5,0-6,0-7,0	7,4	2,75	0,76	1,31	0,7					
4	> 6,0-7,0	7,7	16,43	0,68	1,17	0,11					

Position im Gelände: E		Hangrichtung		Hangneigung	
Freies Wasser ab [dm]		Wechsel d. Entst. n. Schicht		Bodentyp Tschernosem	

Problem Bodenschätzung und Bodenbewertung auf Rekultivierungsflächen

von

Niehörster, U.

Bodenschätzung ist die gesetzlich festgelegte Methode der Bodenbewertung landwirtschaftlich nutzbarer Böden. Es ist mir leider bisher nicht gelungen, den Hintergrund dieser Art der Themenstellung aufzuklären. Ich werde daher nach einigen Hinweisen zu Begriffsbestimmungen und Ursachen für Eigenschaften rekultivierter Flächen auf die Bodenschätzung und deren Lösungsansätzen zur Bodenbewertung auf insbesondere landwirtschaftlich rekultivierten Flächen eingehen, um abschließend einige allgemeine Anmerkungen zum Umgang mit diesen Problemen in Theorie und Praxis anzufügen.

Mit der Wiedervereinigung ist die Eigenentwicklung von Begriffen in der DDR auf Grund der Übernahme des Rechtssystems der Bundesrepublik Deutschland auf das ehemalige Gebiet der DDR aufgehoben worden. Im Bereich der DDR wurden „Kippböden“ mit dem Jahr der Wiederurbarmachung (WUM 19...) gekennzeichnet. Abgesehen davon, daß es im „Westen“ auch Spülflächen gibt, ist für den Vorgang der Wiederherstellung von Flächen die Bezeichnung **Rekultivierung** zu verwenden mit dem Zusatz N 19... (bisher NK 19 ...) im Liegenschaftskataster. Die Bedeutung des Wortes „Rekultivierung“ bis zum Wiedererreichen eines mit den gewachsenen Böden vergleichbaren Bodenzustandes nach der „Wiederurbarmachung“ ist damit nur noch von historischem Interesse.

Probleme der Bodenbewertung und Bodenschätzung auf rekultivierten Flächen ergeben sich aus **Eigenschaften der Böden**, die ursächlich zusammenhängen mit

- dem verwendeten Ausgangsmaterial (Substrat),
- der Behandlung bei dessen Gewinnung, Transport, ggf. Zwischenlagerung und bei der Verfüllung,
- der Art der Inkulturnahme und Bewirtschaftung (z.B. Bodenbearbeitung, Kulturarten, Düngung u. a. m.).

Eine möglichst genaue Kenntnis der Geschichte der zu bewertenden Rekultivierungsflächen halte ich für unabdingbar.

Grundlage der Bodenbewertung landwirtschaftlich nutzbarer Flächen ist das Bodenschätzungsgesetz vom 16. 10. 1934. Ergänzend sind die darauf aufbauenden Bestimmungen des Bewertungsgesetzes für die Einheitsbewertung und für die Bedarfswertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens zu nennen. Weitere Folgeregelungen der Bodenbewertung sind z. B. im Flurbereinigungs- und im Bundesbaugesetz mit der Wertermittlungsverordnung und den Wertermittlungsrichtlinien zu finden.

Nach dem Bodenschätzungsgesetz wird eine Bodenschätzung für die landwirtschaftlich nutzbaren Flächen des Bundesgebietes durchgeführt (§ 1 BodSchätzG). Dabei sind nach Ziffer 3 Satz 1 der Anmerkungen unter landwirtschaftlich nutzbaren Flächen nur solche Flächen zu verstehen, die bereits in landwirtschaftlich Kultur genommen sind. Landwirtschaftlich rekultivierte Flächen wurden und werden i. d. R. ab dem Zeitpunkt der Wiederurbarmachung (WUM 19...) bzw. dem der Rekultivierung (N 19...) in Kultur genommen.

Ziffer 13 BodSchätzAnwEV vom 17. Februar 1936, Ziffer 7 der März-Vorschriften 1937 (Rösch-Kurandt, Bodenschätzung und Liegenschaftskataster, Seite 114 - < Ziffer 20 und 21 der Anweisung für die technische Durchführung der Bodenschätzung II. Teil >) bestätigen, daß landwirtschaftlich rekultivierte Flächen zu den landwirtschaftlich nutzbaren Flächen im Sinne des § 1 BodSchätzG gehören und damit die zur Bodenschätzung ergangenen Vorschriften auch auf diese Flächen anzuwenden sind.

Der Schätzungsbeirat hat in den Jahren 1976 und 1986 die westdeutschen Braunkohleabbaugebiete bereist und insgesamt sieben Musterstücke geschätzt, die mit der 3. Rechtsverordnung zur Durchführung des § 4 Abs. 2 BodSchätzG verbindlich geworden sind. Weiterhin hat sich der Schätzungsbeirat 1994 und zuletzt 1998 auf mehreren Reisen mit der Bodenschätzung landwirtschaftlich rekultivierter Flächen in den Braunkohleabbaugebieten der neuen Bundesländer befaßt und dort auf weiteren Standorten 19 Musterstücke geschätzt. Diese werden nunmehr in kürze in einer 5. Rechtsverordnung (w.o.) bekanntgegeben. Eine Dokumentation aller Musterstücke, in der die vorgenannten Musterstücke auf Neukulturen mit erfaßt sind, wird als **Programm Muster** über das Bundesfinanzministerium oder über die örtlich zuständigen Oberfinanzdirektionen zugänglich gemacht.

Zur Schätzung der Neukulturen hat der Schätzungsbeirat folgende Grundsätze erarbeitet:

- Neukulturmusterstücke sind alle 10 Jahre zu besichtigen.
- Die vorläufige Schätzung als Neukultur muß mindestens 25 Jahre bestehen bleiben.
- Lößflächen werden bei hohem Gehalt an Mittel- und Grobschluff wegen des bodenartigen Gesamtcharakters auch dann der Bodenart „L“ zugeteilt, wenn weniger als 30 v.H. abschlämmbare Bestandteile vorhanden sind.
- Ein geringerer Humusgehalt und Verdichtungen werden durch eine niedrigere Zustandsstufe berücksichtigt.
- Bei Muldenbildung sind Abrechnungen für Naßstellen (WaSt) zu geben.
- Klimazurechnungen sind niedriger als bei (Löß-) Altland anzusetzen (s. Niederschrift BMF, S 1/87).
- Die geologische Entstehung des verwendeten Materials oder die bei der Anwendung des Ackerschätzungsrahmens unterstellte geologische Entstehung ist im Klassenbescrieb anzugeben (s. Musterstücke auf landwirtschaftlich rekultivierten Flächen).

Die Schätzung von landwirtschaftlich rekultivierten Flächen ist damit in das Vorschriftenwerk der Bodenschätzung fest eingebunden. Von der Erarbeitung anderer Denkmodelle, die zwangsläufig zu einer Änderung bzw. Ergänzung des Bodenschätzungsgesetzes führen, sollte auch im Interesse des Erhalts der **Einheitlichkeit der Bodenschätzung** als Grundlage für ein in Vorbereitung befindliches Bodeninformationssystem z. B. für Zwecke der Durchführung des Bodenschutzgesetzes vermieden werden.

Die Bodenschätzung kann bei Neukulturen in der Regel nicht alle Mindererträge bzw. Mehraufwendungen in den ersten Jahren berücksichtigen. In den Bewertungsrichtlinien für die Einheitsbewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens sind daher in Abschnitt 2.08, Tabelle L 9, Abrechnungen für bestimmte Zeitabschnitte vorgesehen. Daraus folgt, daß auch bei der Anwendung der Ergebnisse der Bodenschätzung in anderen Rechtsgebieten dieser Umstand zu

berücksichtigen ist. So werden in Flurbereinigungsverfahren landwirtschaftlich rekultivierte Flächen niedriger, im allgemeinen eine Klasse tiefer, als Altlandflächen bei gleicher EMZ bewertet.

Beim Flurbereinigungsgesetz und Bundesbaugesetz einschl. der Wertermittlungsverordnung und der Wertermittlungsrichtlinien ist allen damit befaßten der gesetzliche Hintergrund und das diesen Gesetzen eigene Reglement selbstverständlich. Beim Umgang mit der Bodenschätzung wurde und wird bei der Schätzung von Neukulturen immer wieder versucht, das Vorschriftenwerk zu unterlaufen bzw. auszuhebeln, um offensichtlichen Parteiinteressen zum Erfolg zu verhelfen, z. B. während noch nicht abgeschlossener Abfindungs- bzw. Entschädigungsverhandlungen mit den Bergbauunternehmen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß von den mit der Bodenbewertung befaßten Sachverständigen Kenntnis und Akzeptanz der Rechtsgrundlagen des in Betracht kommenden Bodenbewertungsverfahrens einschließlich dessen Darstellungs- und Anwendungspraxis erwartet wird. Dies gilt besonders für die Bodenschätzung, dem gesetzlich fixiertem Bodenbewertungsverfahren. Ich würde es begrüßen, wenn künftig allgemeine Betrachtungen, z. B. wissenschaftlicher Art, von denen eines Parteisachverständigen getrennt werden, langfristig gesehen das bisherige Grundproblem in der Praxis der Bodenschätzung auf Rekultivierungsflächen.

Literatur:

- BMF, Neues Feldschätzungsbuch, 1995, bekanntgegeben durch Verfügungen der Oberfinanzdirektionen
- BMF, Niederschriften der Reisen des Schätzungsbeirates, nicht veröffentlicht
- BMF, Programm Muster
- BMF, Richtlinien für die Einheitsbewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens, Bonn 1968
- Freund, Karl Ludwig, Zur Geschichte und zu ausgewählten Fragen der Bodenschätzung, Bonn 1998
- Rösch-Kurandt, Bodenschätzung und Liegenschaftskataster, 3. Auflage 1950

Probleme bei der Bewertung von landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus in der Niederlausitz

von
Vogel, H.¹ und J. Zeitz²

1. Einführung/Grundlagen

Im Niederlausitzer Braunkohlenrevier sind allein im Länderbereich Brandenburg der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft insgesamt ca. 3200 ha unter landwirtschaftlicher Nutzung. Der größte Teil davon befindet sich auf den durch den Bergbau devastierten Kippenflächen. Der Grundstücksverkehr entwickelt sich langsam und die Nutzungsrichtungen bzw. Nutzungsstrategien verändern sich laufend. Dadurch entsteht ein immenser Bedarf an einer objektiven Bewertung und Schätzung der landwirtschaftlich bereits genutzten wie auch der neu einzurichtenden landwirtschaftlichen Nutzflächen auf den Kippen des Sanierungsbergbaus und des aktiven Bergbaus.

Durch nutzungsspezifisch ungünstige Qualitäten der Kippenflächen wurde schon frühzeitig die Bedeutung ihrer effektiven Bewertung erkannt. Im Laufe der Zeit wurde so eine wissenschaftlich fundierte bodenkundliche Kartierung und Beurteilung der Eigenschaften der Kippsubstrate entwickelt. Die Schwerpunkte lagen und liegen dabei auf einer detaillierten Erfassung und Beschreibung der Substratzusammensetzung, der Ableitung von Maßnahmen zur Wiederherstellung der Kulturfähigkeit (Wiedernutzbarmachung) und der ersten land- und forstwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Rekultivierung). Die laufend aktualisierten Methoden wurden in einheitlichen Vorschriften und Anweisungen zusammengefaßt (Liste der Lokalbodenformen, TGL, KA 4). Auf dieser Grundlage werden seit Ende der 50er Jahre bis in die Gegenwart „Kippengutachten“ bzw. „Bodengeologische Kartierungsberichte“ erstellt. Somit liegen für nahezu alle rekultivierten Flächen des Braunkohlenbergbaus in der Niederlausitz bodenkundliche Kartierungen mit einer Auflösung von i. d. R. 50 m x 100 m mit einer sehr dichten analytischen Beprobung vor. Sie bilden eine hervorragende Grundlage für alle weiteren Bewertungs- und auch Schätzungsmaßnahmen. Eine abschließende Bewertung der Kippenflächen kann aus den Kippengutachten/Kartierungsberichten jedoch nicht abgeleitet werden, da in diesen lediglich der Zustand unmittelbar nach der Verkipfung bzw. Planierung beschrieben wird. Alle Einflüsse und Wirkungen durch Melioration und Rekultivierung können aus diesen Arbeiten auf Grund des Erstellungszeitpunktes nicht erhoben werden.

2. Problemstellung

Im folgenden sollen an drei Beispielen exemplarisch die Besonderheiten von landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen in der Niederlausitz dargestellt werden.

A) Ackerkultur auf einer Geschiebemergelfläche:

In der Niederlausitz befinden sich die meisten landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen auf Geschiebemergel. Bei diesen Kippsubstraten sind vier Problemfragen zu benennen, welche eine Bewertung dieser Flächen erschweren. Dies sind im einzelnen:

1. Eine sehr große Streubreite der Korngrößenzusammensetzung innerhalb des geologischen Begriffs „Geschiebemergel“. Es treten hierbei Bodenarten vom Reinsand bis hin zum Tonlehm auf. Durch unterschiedliche Kipptechnologien wird diese geologisch be-

¹ Geologische Forschung und Erkundung Halle GmbH, Filiale Berlin/Brandenburg, Paradiesstraße 206B, 122526 Berlin

² Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Ökol. d. Ressourcennutzung, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

dingte Heterogenität anthropogen verstärkt.

2. Innerhalb der Geschiebemergel treten häufig in stark variierenden Anteilklassen sowohl kohlige Beimengungen (Kohlebrocken) als auch anthropogen eingemischte Lehntonbrocken auf.
3. Bedingt durch Einwirkungen der Verkippung und Planierung liegen besonders bei den bindigeren Geschiebemergelflächen z. T. erhebliche Schadverdichtungen vor.
4. Der Geschiebemergel wurde sehr häufig als sogenannter Kulturbodenauftrag auf meist geringwertigere bzw. kulturfeindliche Kippsubstrate aufgetragen. Aus teilweise stark schwankenden Auftragsmächtigkeiten resultiert eine stark variierende Gründigkeit des Standortes (Mächtigkeit der durchwurzelbaren Bodenschicht). Des Weiteren wird bei geringmächtigen Überzügen die ohnehin schon große Heterogenität der Substratzusammensetzung zusätzlich verstärkt.

B) Ackerkultur auf einer Fläche aus tertiären Kippsubstraten.

Die landwirtschaftliche Nutzung größerer, zusammenhängender Tertiärflächen spielt nur eine untergeordnete Rolle. Dennoch ist damit zu rechnen, daß innerhalb von Nutzflächen aus quartären Kippsubstraten an einzelnen Punkten häufig tertiäre Substrate auftreten werden. Aus diesem Grund sollte auf diese Substrattypen ein besonderes Augenmerk gelegt werden.

Die begrenzenden Faktoren der Ertragsfähigkeit dieser Substrate sind die bodenchemischen Eigenschaften der tertiären Materialien. Eine Inkulturnahme ist nur nach einer vorherigen Kalkmelioration zur Pufferung der Schwefelsäure aus der Pyritverwitterung möglich (Grundmelioration). Das Problem einer Bewertung der Ertragsfähigkeit besteht darin, daß im Feld das Säurepuffervermögen des Kippsubstrates mittels organoleptischer Substratanalyse nicht bestimmt werden kann. Die Durchwurzelungstiefen, die einen Anhaltspunkt über die Qualität und Tiefe der Grundmelioration bieten, ist nur durch eine deutlich erhöhte Anzahl von Grablöchern zu ermitteln. Ein verlässlicher Hinweis auf die chemischen Eigenschaften kann durch eine Messung des pH-Wertes erbracht werden.

C) Ackerkultur auf einer Fläche aus Kraftwerksasche.

Eine Besonderheit der Rekultivierung im Niederlausitzer Braunkohlenrevier ist die landwirtschaftliche Nutzung von Flächen aus Braunkohlenkraftwerksasche. Diesen Böden bestehen ausschließlich aus technogenen Substraten, welche ebenfalls stark variierende bodenphysikalische und bodenchemische Eigenschaften aufweisen. Je nach Entstehungsart der Aschen sind diese unterschiedlichen Bodenartengruppen zuzuordnen. Somit tritt, wie beim Geschiebemergel, auch hier das Problem der Heterogenität der Korngrößenzusammensetzung verstärkt hervor (Bandbreite vom schwach schluffigen Sand bis lehmig-sandiger Schluff).

Das weitaus größere Problem der Aschesubstrate liegt jedoch in deren Fähigkeit, ähnlich wie Beton, abzubinden. Dabei entstehen Böden, die schon teilweise Felscharakter aufweisen. Je nach Intensität der Bearbeitung liegen diese verfestigten Substrate meist in einer Tiefe von > 10 cm. So entstehen sehr flachgründige Standorte (nicht zu verwechseln mit sehr hohen Lagerungsdichten).

Neben diesen für die Lausitz typischen Problemstellungen sind bezüglich der Schätzung von Kippenflächen vorab einige allgemeine Fragestellungen zu beantworten.

- I. Bezüglich der Einstufung der Zustandsstufen ist zu klären, ob und wie diese zu handhaben sind, da deren Beschreibung nicht mit den Gegebenheiten der Kippenflächen zu vereinbaren sind.
- II. Ab welchem Zeitpunkt ist aus fachlicher Sicht überhaupt eine Bodenschätzung (Bodenwertzahl) auf Kippenflächen sinnvoll? Momentan wird vom Bergbau bereits vor Rekultivierungsbeginn eine Bewertung (IST-Bodenwertzahl) gefordert.
- III. Wird der Zeitpunkt der Erst- bzw. Nachschätzung durch Bodenart und Bewirtschaftungsintensität nennenswert beeinflusst?
- IV. Wie kann gewährleistet werden, daß die Besonderheit „Kippenfläche“ dauerhaft in den Unterlagen der Bodenschätzung erhalten bleibt.?

3. Lösungsansatz

In Auswertung der reichhaltigen Erfahrungen der bisherigen Kartierung und Bewertung von Kippenflächen soll im folgenden ein Vorschlag unterbreitet werden, mit dessen Hilfe eine objektive Bewertung/Schätzung der Kippsubstrate ermöglicht werden kann. Der Schwerpunkt liegt somit auf der Bewertung der Punktdaten im Feld.

Grundlegend ist festzuhalten, daß die Bestimmungen und Handlungsanweisungen der Bodenschätzung nicht verändert werden dürfen und können. Eine Bewertung der Besonderheiten der Kippenböden kann somit nur durch die Anbindung eines „Bewertungskataloges Kippe“ erreicht werden. Dabei ist ein besonderes Augenmerk darauf zu legen, daß die in einem solchen Katalog aufgeführten Bewertungskriterien leicht handhabbar und während der Feldansprache ohne großen Aufwand erkennbar sein müssen. Als Ausnahme sind dabei jedoch die tertiären Kippsubstrate zu benennen, da bei diesen auf ein Mindestmaß an analytischem Aufwand kaum verzichtet werden kann. Unter der Voraussetzung der Unveränderlichkeit der Methodik der Bodenschätzung ist ein nennenswerter Einfluß der Besonderheiten der Kippsubstratbewertung nur durch ein sinnvolles Konzept von genau definierten Zu- und Abschlägen zwischen Boden- und Ackerzahl zu erreichen. Eine solche Zu- und Abschlagsdefinition sollte in Listenform erfolgen und einschließlich der Klärung grundsätzlicher Fragestellungen der Kippbodenbewertung (vgl. Fragestellungen I. bis IV.) zu einem „Bewertungskatalog Kippe“ zusammengefaßt werden.

Auf der folgenden Seite ist ein Vorschlag zum Aufbau einer Zu-/Abschlagsliste aufgeführt. Auf Grund von Platzmangel kann hier nur ein Auszug der wesentlichen Fragestellungen dargestellt werden. Des weiteren ist anzumerken, daß mit Vorlage des Listenvorschlags kein Anspruch auf Vollständigkeit der Problemstellungen verbunden ist bzw. bestimmte Fragen bereits mit den vorhandenen Methoden der Bodenschätzung bewertet werden können und somit zu streichen sind.

Als Basis der Liste dienen die Bodenarten bzw. Bodenartengruppen der Bodenschätzung. Innerhalb der Bodenartengruppen werden die jeweiligen Problemstellungen wie bisherige Bewirtschaftungsdauer, Schadverdichtungen u. ä. aufgeführt und je nach Einfluß auf die Standorteigenschaften durch Zu- bzw. Abschläge (in Prozent) bewertet. Durch die Zuordnung der Besonderheiten der Kippsubstrate wie geologisches Alter, Kohlegehalt u.s.w. zu den jeweiligen Bodenartengruppen wird erreicht, daß diese für den Anwender definiert und im Feld leicht zu erkennen sind. Durch Gleichstellung umfassenderer Problemfälle (technogene Aschesubstrate bzw. die teilweise äußerst heterogen zusammengesetzten Kulturbodenaufträge) mit den Bodenartengruppen, lassen sich diese durch die Benennung der darin enthaltenen spezifischen Fragestellungen objektiv bewerten.

4. Zusammenfassung/Schlußfolgerungen

- ✓ Für nahezu alle Kippenflächen des Niederlausitzer Braunkohlenreviers liegen im Gegensatz zu den gewachsenen Standorten vor der amtlichen Bodenschätzung bereits bodenkundliche Kartierungen im Maßstab 1:5000 (z.T. auch 1:2000) aus Rasterkartierungen 100 m x 50 m vor. Zur Sicherung einer exakten und objektiven Bewertung der Kippsubstrate für die Bodenschätzung sind die Ergebnisse der Kartierungen unbedingt zu berücksichtigen.
- ✓ Die Feldarbeiten zur Bodenschätzung sollten operativ gestaltet werden. Die Lage des Schätzrasters und die Punkte der bestimmenden Grablöcher können durch Auswertung der bereits vorhandenen Unterlagen optimal an die jeweiligen Flächenverhältnisse angepaßt werden.
- ✓ Die Anzahl der bestehenden Musterstücke repräsentiert nur ein relativ enges Spektrum der Bandbreite landwirtschaftlich genutzter Kippsubstrate. Eine Erweiterung auf „jüngere“ LN-Flächen und auf Tertiärsubstrate ist dringend zu empfehlen.
- ✓ Eine exakte und objektive Bewertung im Feld am konkreten Bohrpunkt kann nur über eine detaillierte Steuerung von Zu- und Abschlägen auf der Basis leicht ansprechbarer bzw. unter Umständen meßbarer Standortsfaktoren erreicht werden. Die Grundlage dafür sollte ein „Bewertungskatalog Kippe“ sein.

Bodenartengruppe	Problemstellung	Bewertung	
		Zuschlag	Abschlag
Sande, Anlehmsande S und Sl	pro Bewirtschaftungsjahr	X %	
	Bodenverdichtungen > 30 cm		X %
	geol. Alter: rein tertiäre Substrate		X %
	Gemisch tertiär/quartär		X %
	Kohlegehalt tert. Substrate: 1 %	X %	
	5 %	X %	
	10%	X %	
Art des Melio.-Mittels: Mergel	X %		
Asche		X %	
sonstige		X %	
⋮			
Lehmtone, Tone LT und T	pro Bewirtschaftungsjahr	X %	
	Bodenverdichtungen > 30 cm		X %
	geol. Alter: rein tertiäre Substrate		X %
	Gemisch tertiär/quartär		X %
	Kohlegehalt tert. Substrate: 1 %	X %	
	5 %	X %	
	10%	X %	
Art des Melio.-Mittels: Mergel	X %		
Asche		X %	
sonstige		X %	
Technogene Substrate (Aschen)	lockere Lagerung	X %	
	abgebunden		X %
	Kohlegehalt: 1 %	X %	
	5 %	X %	
10%	X %		
Schichtsubstrate Kulturbodenauftrag	geol. Alter d. Untergrundes: Tertiär		X %
	Quartär	X %	
	Bod.-artendiff. Oberbod./Untergrund:		
	1 Bodenart		X %
	⋮		⋮
	6 Bodenarten		X %
	Qualität des Oberbodens:		
Homogen	X %		
Heterogen		X %	
sehr schwach humos		X %	
schwach humos	X %		
humos	X %		
hohe Lagerungsdichte		X %	

Tab. 1: Zu- und Abschlagsliste zur Bewertung von Detailfragen der Kippsubstrate

Literatur:

Rösch, A., Kurandt, F.: Bodenschätzung: Gesetze mit amtlicher Begründung. Durchführungsbestimmungen und Verwaltungsvorschriften / erl. von Albrecht Rösch, Friedrich Kurandt. - 3. Aufl., fotomechanischer Nachdr. (nur Teil „Bodenschätzung“) der Ausg. 1950.-Köln; Bonn; München: Heymann, 1991
 Moorstein: mündliche Mitteilungen aus der OFD des Landes Brandenburg, Cottbus 1999

Probleme der Erfassung und Bewertung von Kippböden

F. Vogler, Böhlitz-Ehrenberg *)

M. Altermann, Halle**)

E. Vogler, Böhlitz-Ehrenberg*)

Durch montane Aktivitäten entstehen anthropogene Böden als:

- Siedlungsböden im Bereich der Tagesanlagen der Bergbaubetriebe mit weitgehend erhaltenem stratigraphischem Profil;
- Böden der Bruchfelder und Senkungsgebiete mit einem nur im Horizont- und Schichtverlauf veränderten stratigraphischem Profil;
- Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten mit einem in der gesamten Abbauteufe durch Devastierung und Auffüllung veränderten stratigraphischem Profil;
- Kippböden aus aufgeschütteten technogenen Substraten mit einem in der gesamten Abbauteufe durch Devastierung und Auffüllung veränderten stratigraphischem Profil.

Übergangsbereiche sind möglich und kommen in der Praxis vor.

In Ostdeutschland entstanden im Zuge des Braunkohlenabbaus ca. 60.000 ha Kippenflächen sowie ca. 12.000 ha in ehemaligen Kies- und Sandgruben. Der Beitrag soll aus bodenkundlicher Sicht einen Überblick insbesondere über Probleme der Bewertung der geschütteten Böden aus natürlichen Substraten geben.

Die Bewertung dieser Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten ist nicht nur von monetärem Interesse. Sie ist - mindestens mit gleichrangiger Bedeutung - auch eine Maßnahme des vorsorgeorientierten Bodenschutzes und der Landschaftsplanung. Sie stellt einen wesentlichen Bereich in Planungs- und Zulassungsverfahren dar, der aber auf Grund fehlender oder unzureichender Bewertungsmethoden in den Planungen häufig nicht genügend Beachtung findet.

Bewertungen sind z. B. erforderlich für:

- den Flächenaustausch im Rahmen von Flurneuordnungsverfahren,
- die Bestimmung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bei Flächeninanspruchnahmen,
- die Aufstellung von Landschaftsrahmenplänen, Landschaftsplänen, Flächennutzungsplänen und Grünordnungsplänen sowie Pflege- und Entwicklungsplänen,
- den Grundstücksverkehr durch Kauf, Verkauf und Verpachtung,
- die gerechte Besteuerung.

Ungeachtet der generellen Bedeutung der genannten Anwendungsbereiche für alle Böden resultiert eine spezielle Bedeutung für die Kippböden Mittel- und Ostdeutschlands aus den gegenwärtigen tiefgreifenden Strukturierungs- bzw. Umstrukturierungsprozessen mit sehr lebhaftem Grundstücksverkehr in den Bergbaulandschaften. Die Intensität dieser Prozesse wird in naher Zukunft sicher noch zunehmen.

Bei der Bewertung ist zwischen ökonomischer und ökologischer Bewertung zu differenzieren. Die Methoden der ökonomischen Bewertung müssen:

- reproduzierbar sein und reproduzierbare, möglichst quantifizierte Ergebnisse mit Maßzahlen liefern,
- unabhängig vom Bearbeiter weitgehend gleiche Ergebnisse zeitigen,
- Vergleiche der geschütteten Böden aus natürlichen Substraten sowohl untereinander als auch mit natürlichen Böden ermöglichen.

*) Dr. Vogler und Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Ludwig-Hupfeld-Str. 8, 04430 Böhlitz-Ehrenberg

**) Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz; Lichtemannsbreite 10, 06118 Halle

Dabei können auf Grund der Unterschiede zwischen natürlichen Böden und Kippböden bekannte Bewertungsverfahren nicht vorbehaltlos übernommen werden (Tabelle 1). Die Tabelle zeigt, daß sich Kippböden erheblich von den natürlichen Böden unterscheiden. Sie können aus allen im Gebiet vorkommenden tertiären und quartären Lockergesteinen bestehen. Mischformen sind möglich und treten häufig auf. Dominierend sind in Mitteldeutschland quartäre Kipp-Lehme, Kipp-Kalklehme und Kipp-Sande [WÜNSCHE, M., VOGLER, E., KNAUF, C.: 1996]. In der Lausitz werden Kippenflächen mit sehr unterschiedlicher Substratzusammensetzung als Ersatz für die durch den Bergbau in Anspruch genommenen Landwirtschaftsflächen pflanzenbaulich genutzt.

Tabelle 1
Unterschiede zwischen natürlichen Böden und Kippböden (Auswahl)

Merkmal	Natürliche Böden	Kippböden
Alter	z. T. bis > 10.000 Jahre	< 200 Jahre
Genese des Ausgangsgesteins	Geologische Sedimentation	Anthropogene Schüttung oder Spülung
Schichtaufbau	Gesetzmäßige Abfolge von verschiedenen geologischen Schichten (Decken, Lagen)	Anthropogen bestimmter Schichtaufbau im Rahmen der Schüttungstechnologie
Profilaufbau	Standortabhängig differenziert	Im Rohbodenstadium keine Profildifferenzierung, Bildung eines Bearbeitungshorizontes durch Rekultivierung und Bewirtschaftung
Entwicklungstiefe	< 0,5 ... > 1,5 m	< 0,3 m
Geogenes Gefüge	Vorhanden	Vollkommen zerstört
Pedogenes Gefüge	In allen Horizonten vorhanden	Entwickelt sich im Oberboden
Organische Bodensubstanz / Humusgehalt	Humusformen: Wertvolle unter bestimmten geologischen und klimatischen Bedingungen entstandene Humusformen; Humusgehalt: große standortabhängige Schwankungsbreite im Humusgehalt (1,5...4,5 %).	Humusformen: Vorwiegend Kohle und postmortale Pflanzensubstanz, noch keine ausreichenden, allgemeingültigen Kenntnisse über Humusformen; Humusgehalt/(C_r-Gehalt): < 0,5 ... > 5 %
Räumliche Heterogenität	Standortbedingt, sehr unterschiedlich	Abhängig von der Abraamtechnologie und der Kippenführung
Inhaltliche Heterogenität	Standortbedingt, im Betrachtungsgebiet vorwiegend gering	Abhängig von der Abraamtechnologie, meist groß
Standortfaktoren	Gleichgewicht der Standortfaktoren	Kein oder nur labiles Gleichgewicht der Standortfaktoren
Ökologische Eigenschaften	Weitgehend bekannt bzw. abschätzbar	Weitgehend unbekannt und schwer prognostizierbar
Bewertung	Möglich, reproduzierbare Methoden mit vergleichbaren Aussagen vorhanden	Möglich, reproduzierbare Methoden mit vergleichbaren Aussagen nicht vorhanden

Die Erfassung von Kippböden erfolgte erstmals im größeren Umfang im Rahmen der preußischen geologischen Landesaufnahme bzw. bei der Erarbeitung von Meßtischblättern. Die Bewertung der aufgeschütteten Böden mit natürlichen Substraten nach bodenkundlichen Merkmalen erfolgte erstmals in der Reichsbodenschätzung. Mit dem Inkrafttreten des Gesetzes zur Bodenschätzung wurden in Mitteldeutschland rückwirkend

alle seit dem Jahre 1906 geschütteten Kippböden geschätzt. Lokale Nachschätzungen erfolgten auch noch nach dem zweiten Weltkrieg etwa bis zum Jahre 1965. Über Probleme bei der Anwendung der Bodenschätzung auf Kippböden und Lösungsvorstellungen berichtete u. a. KRACK [1963] auf einem Symposium zur Kippenrekultivierung. Generell wurde die Bodenschätzung auf Neulandböden in der DDR nicht durchgeführt.

In Ermangelung von Bodenschätzungsunterlagen für die Neulandböden erfolgte nach der Vereinigung beider deutscher Staaten punktuell eine Bodenschätzung durch die dafür zuständige Finanzverwaltung in einem vereinfachten Verfahren. In diesem Zusammenhang wurden auch Musterstücke auf Kippenflächen eingerichtet. Hierbei traten die Unterschiede zum Rheinisch-westfälischen Revier deutlich hervor. Die Kippböden Mittel- und Ostdeutschlands haben eine wesentlich breitere, oft kleinflächig verteilte Substratpalette. Lokal sind auch Substratgemenge (d. h. ein unmittelbares Nebeneinander ökologisch stark differenzierter Substrate) ausgebildet. Die Substrate wechseln häufig auch im Vertikalaufbau; d. h. innerhalb des Bodenprofils kommen mehrere, unterschiedlich zusammengesetzte Substrate aus verschiedenen geologischen Zeiträumen vor, die nicht selten unterschiedliche Anteile von Kohle (feinverteilt oder brockig) aufweisen.

Seit etwa 1953 wurden für die Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus in der DDR bodengeologische Gutachten angefertigt. Diese weisen den Substrataufbau und die Substratzusammensetzung auf den Kippenflächen unmittelbar nach Beendigung der Wiederurbarmachung aus. Die bodengeologischen Kippgutachten beschreiben und systematisieren die Kippböden auf der Grundlage der Arbeitsrichtlinie Bodengeologie nach der Kipp-Bodenklassifizierung von WÜNSCHE et. al. [Altermann et al. 1979; WÜNSCHE 1976]. Die Kennzeichnung und Bewertung der Substrate in den bodengeologischen Kippgutachten sowie in den begleitenden wissenschaftlichen Arbeiten bieten grundlegende Voraussetzungen. Für die Bewertung der Kippböden reichen sie nicht aus, da:

- die Ergebnisse sich auf Rohböden beziehen und den Bodenbildungsprozeß nicht erfassen,
- die Ergebnisse nicht quantifizierbar sind,
- keine Vergleichs- und Musterstücke ausgewiesen werden.

Auch die „Behandlungseinheiten für landwirtschaftlich nutzbare Kippenböden“ als pragmatische Gruppierungen können Bewertungen nur stützen, ersetzen können sie die Bewertungen nicht.

Für den vorsorgeorientierten Bodenschutz werden in Planungs- und Zulassungsverfahren Informationen im Maßstab 1 : 25.000 ... 1 : 10.000 und größer benötigt. Bodenkarten liegen in diesen Maßstäben im allgemeinen nicht vor. Neukartierungen sind meist zu aufwendig, zu teuer bzw. werden als zu teuer empfunden. In Planungs- und Zulassungsverfahren hat dies häufig dazu geführt, daß die Belange des Bodenschutzes nur sehr unzureichend berücksichtigt wurden. Die Planungspraxis zeigt, daß die komplexe Auswertung der Bodenschätzungsunterlagen, kombiniert mit weiterführenden Informationen der mittelmaßstäbigen Standortkartierung sowie der geologischen und hydrogeologischen Karten die umfassende Darstellung des Bodenmosaiks der natürlichen Böden in den Planungsgebieten möglich ist. Durch die Darstellung des Bodenmosaiks kann die Auswahl und Begründung landeskultureller und naturschutzfachlicher Vorschläge leichter nachvollzogen werden.

Gegenwärtig erfolgt die schlagbezogene Kippbodenbewertung auf der Grundlage von langjährig erworbenen Erkenntnissen über die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften von Kippstandorten sowie über den Einfluß der Rekultivierungsmaßnahmen auf die Bodenfruchtbarkeit und die Ertragsfähigkeit von Kippböden. Neben der Bodenart werden die geologische Herkunft der Kippsubstrate und die spezifischen Merkmale Kalk-, Kohle- und Schwefelgehalt berücksichtigt. Die technologisch bedingte Substratheterogenität und die Mächtigkeit der durchwurzelbaren oberen Kippbodenschicht sind weitere wesentliche Kriterien. Weiterhin wird häufig das mittlere Ertragsniveau in den ersten 40 - 60 Nutzungsjahren zur Beurteilung der Kippböden herangezogen. Bei dieser - gegenwärtig insbesondere im Lausitzer Revier - angewandten Bewertung werden aber die subjektiven Einflüsse auf den Ertrag und die sehr beachtlichen Ertragsschwankungen auf Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten als Folge der inneren Heterogenität nur zum Teil oder gar nicht berücksichtigt [VOGLER, E. 1978; VOGLER, E., STRING, P., VOGLER, F. 1997].

Die Anforderungen, die an die Erfassung und Bewertung zu stellen sind, erfüllt die Bodenschätzung in grundsätzlichen Punkten. Sie liegt nahezu flächendeckend vor. Außer der Bewertung der Flächen für den Grundstücksverkehr und die steuerliche Veranlagung läßt sie sich auch für vielfältige Planungsaufgaben nutzen. Seit dem Jahre 1990 erfolgten im mitteldeutschen Raum umfangreiche Nachschätzungen auf Kippenflächen gemäß den Hinweisen des Schätzungsbeirates zur Schätzung von Neukulturen (künstlich veränderte Böden). Bei der Bodenschätzung auf Kippenflächen lassen sich die standortspezifischen Bodenpotentiale mit den üblichen Bodenschätzungsmethoden jedoch nicht hinreichend erfassen. Befragungen von Praktikern, Bodengeologen, Bodenschätzern/ALS und leitenden Landwirten bestätigten die grundsätzliche Eignung der Bodenschätzung für Erfassung und Bewertung der Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten, nannten aber als Defizite die ungenügende bzw. fehlende

- Berücksichtigung der geologischen Herkunft, insbesondere von phytotoxischen Substraten im oberflächennahen Bereichen,
- Bewertung der kippenspezifischer Eigenschaften, insbesondere des Kohlegehaltes und der Nährstoffdisproportionen,
- Einschätzung der Ertragsleistung,
- länderübergreifende, einheitliche Kennzeichnung,
- Effektivität der Erfassung und kartographischen Kennzeichnung.

Als interessantes Begleitergebnis ließ sich feststellen, daß die in den Jahren 1998 und 1999 befragten ALS ebenso wie die Schätzer aus den sechziger Jahren über Hilfskonstruktionen zu einer vertretbaren Bewertung der Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten kamen.

Als Resümee ist somit festzustellen:

Die Bodenschätzung empfiehlt sich auch für die Bewertung der Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten. Ihr besonderer Vorteil besteht in der nahezu flächendeckenden Erfassung aller landwirtschaftlich genutzten Böden einschließlich der Stilllegungsflächen und Ödländereien. Es besteht aber Forschungsbedarf für die Erfassung und Bewertung der typischen Eigenschaften der Kippböden, durch die sich diese von den natürlichen Böden unterscheiden.

Quellen:

ALTERMANN, M., GATZKE, A., HURTTIG, H., KNAUF, C., MAUTSCHE, J., RAU, D., SCHRÖDER, H., WÜNSCHE, M. (1979): Arbeitsrichtlinie Bodengeologie, Halle. VEB Kombinat GFE Halle.

KRACK, H. (1963): Die Bodenschätzung auf Neulandböden in der DDR I. Internationales Symposium zur Kippenrekultivierung. Leipzig.

VOGLER, E. (1978): Ertragsvermögen landwirtschaftlich genutzter Kippbodenformen des Leipziger-Hallenser Braunkohlengbietes. Bodenkundl. Gesell. der DDR. 10. Wiss. Tagung. Cottbus. Tagungsmaterial.

VOGLER, E., STRING, P., VOGLER, F. (1997): Zur Repräsentanz von Bodenuntersuchungen auf Kippenflächen mit quartärem Bodenmaterial. Vortrag auf der Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft Konstanz.

WÜNSCHE, M. (1976): Die Bewertung der Abraumsstrate für die Wiederurbarmachung im Braunkohlenrevier südlich von Leipzig. Z. Neue Bergbautechn., 6, H. 5, Leipzig, S. 382 - 387.

WÜNSCHE, M., VOGLER, E., KNAUF, C. (1996): Bodenkundliche Kennzeichnung der Abraumsstrate und Bewertung der Kippenböden für die Rekultivierung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier. - Vorg. f. Druck i. Hb. "Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz". Verlag Springer, Heidelberg.

Bodenwissenschaftliche Aspekte des Expo-Projekts

ErlebnisWald

Blanck, K.; Karnehm-Wolf, E.; Wöhler, I.

Das Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen entwickelte aus Anlaß der Weltausstellung EXPO 2000 das Konzept für ein Umweltbildungs- und Walderlebniszentrum genannt *ErlebnisWald*. Im *ErlebnisWald* werden wissenschaftliche Ergebnisse aus der Ökosystem- und Umweltforschung für ein breites Publikum durch verschiedene Methoden aufbereitet:

1. Gelände: Aufbau eines Rundwegs mit verschiedenen Stationen auf einem zwei bis drei-stündigen Fußweg im 15 ha großen Gelände.
2. Umweltbildung: Umwelt- und waldpädagogische Bildungsangebote für unterschiedliche Zielgruppen.
3. Multimedia: Erstellung verschiedener PC-gestützter Medien für die Umweltbildung in Zusammenarbeit mit dem Institut für den Wissenschaftlichen Film.

Ziele und Zielgruppen:

Den Wald als Lebensraum, Holzlieferant, Genressource, Erholungsraum und mit seinen Schutzfunktionen darstellen und Bedingungen für die nachhaltige Nutzung aufzeigen, insbesondere im Kontext der vorhergesagten Klimaänderungen. Dabei wird die besondere Sichtweise der Ökosystemforschung im Vordergrund stehen. Hierbei wird der Wald als offenes System, das mit seiner Umwelt Stoffe und Energie austauscht, dargestellt. Auf einer eigens eingerichteten Versuchsfläche werden Einträge, Austräge und interne Flüsse von Wasser und Stoffen erfaßt. Dabei steht nicht so sehr die konkrete Geländebeschreibung im Zentrum, sondern die Messmethodik. Für die Göttinger Ökosystemforschung war der Boden stets das Reaktionsgefäß der meisten chemischen Reaktionen im Ökosystem (Ulrich 1985). Dementsprechend groß wird der Stellenwert des Bodens im ErlebnisWald ausfallen. Zum Verständnis des critical loads Konzepts, das als vorläufig neueste Entwicklung der Luftreinhaltepolitik in Europa gelten kann, scheint es unerlässlich auf Puffervorgänge im Boden, auf Standortsanzeiger und Stickstoff-Eutrophierung einzugehen.

Zu den Zielgruppen gehören alle Altersstufen vom Kindergarten bis zur Erwachsenenbildung: Familien mit Kindern, Schulklassen, Fachleute, EXPO-Besucher und Touristen im Weserbergland.

Umweltbildung vs. Erlebnispädagogik

Die Anforderungen an den Einzelnen bezüglich lebenslanger (Weiter-)bildung in der Wissensgesellschaft auf der einen Seite und die Entwicklung einer immer stärker freizeitorientierten Spaßgesellschaft auf der anderen Seite, scheinen wie zwei Seiten einer Medaille. Die Forderung des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung (1995) nach mehr Förderung der außerschulischen Umweltbildung scheint nicht nur an den Finanzspielräumen der Kultusminister, sondern auch an den Ansprüchen der zu Bildenden zu scheitern. Erlebnis und Funsport sind angesagt, nicht Umweltkatastrophen und Kassandarufe. Aus dieser nüchternen Einschätzung der Situation in den 90er Jahren heraus entstand das Konzept des Umweltbildungszentrums *ErlebnisWald* im Solling. Aufbauend auf zahlreiche Vorbilder und unterschiedliche „Schulen“ (z. B. van Matre: Earth Education;

Cornell: Waldpädagogik; Trommer: Rucksackschule) soll hier die Synthese aus naturwissenschaftlicher Umweltbildung und spielerisch-emotionalem Mitmachmuseum aufgebaut werden.

Außerdem kann *ErlebnisWald* auch als Schnittstelle zwischen (Ökosystem-)Wissenschaft und Gesellschaft angesehen werden, in der Laien sich den Sachverstand aneignen, der ihnen für die komplexen Entscheidungen in der Informationsgesellschaft abverlangt wird (Bovenschulte et al., 1999). Und Laien sind nach Aussage des Pressesprechers der Universität Hohenheim fast alle: „Heute versteht nicht nur der Jurist den Chemiker nicht mehr, sondern der analytische Chemiker den organischen nicht (...).“ Es ist sozusagen eine Bringschuld der Wissenschaft, ihre Ergebnisse so zu transferieren, daß einer weiteren Elitebildung im negativen Sinne und einer Aushöhlung der demokratischen Mitbestimmungsrechte an den gesellschaftlichen Entscheidungen entgegengewirkt wird. Gerade die Ökosystemforschung, deren Systemansatz und übergeordnete Sichtweise in der Vergangenheit häufig zu politischen Forderungen (Wasser-, Luftreinhaltung) geführt hat, kann sich der Verantwortung nicht entziehen.

Entwicklung

Die intensive Erforschung von Land-Ökosystemen begann an der Universität Göttingen Mitte der 60-iger Jahre. In der Nähe von Silberborn im Solling werden Waldökosysteme, die weltweit zum Begriff für Umweltforschung geworden sind, von unterschiedlichen wissenschaftlichen Disziplinen (Biologie, Bodenkunde, Klimatologie etc.) untersucht. Aus den hierbei gewonnen Ergebnissen entwickelte der Göttinger Bodenkundler Professor Ulrich Ende der siebziger Jahre die Bodenversauerungs-Hypothese und konnte hierdurch die großflächig auftretenden Waldschäden erklären.

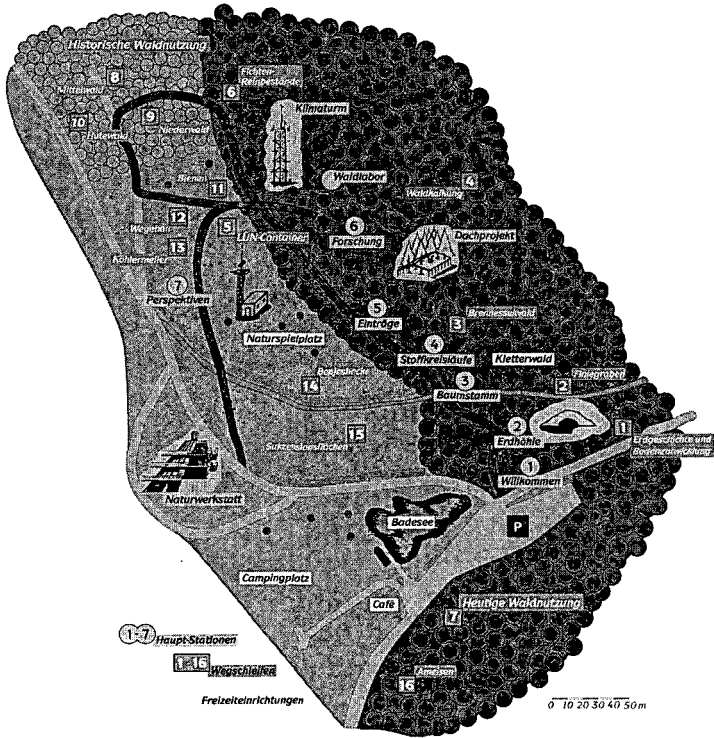
Ein Ziel der Ökosystemforschung liegt darin, das komplexe Ökosystem „Wald“ zu erfassen, die Zusammensetzung der Organismengesellschaften und ihr Zusammenwirken zu erkennen, die Bedeutung des Stoff- und Wasserhaushalts zu bilanzieren und die Belastung z.B. durch Schadstoff-Einträge auf die Wälder zu erfassen. Kontinuierliche Meßreihen im Solling erlauben Aussagen über langfristige Entwicklungstrends von Ökosystemen und sind deshalb von großer Bedeutung für die Umweltbeobachtung. Die im Solling entwickelte Meßmethodik hat Eingang gefunden in die Level 2 Flächen in Europa. Die Ökosystemforschung versucht auch die Grenzen der Belastbarkeit zu erfassen und damit Umweltqualitätsziele (critical level, critical load) für eine nachhaltige Wirtschaftsweise vorzugeben.

Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Gesellschaft sollen auch auf der Weltausstellung EXPO2000 unter dem Motto Mensch-Natur-Technik gezeigt werden. Das inhaltliche Spektrum des Themenparks in Hannover bezieht sich ganz bewußt auf die „Agenda 21“ Kapitel. Auch die erstmals im Rahmen einer Weltausstellung möglichen „Weltweiten Projekte“, zu denen ErlebnisWald seit Januar 1996 gehört, sollen positive Lösungsansätze für Probleme des nächsten Jahrhunderts an praktischen Beispielen aufzeigen.

Das ErlebnisWald-Gelände

Auf einem ca. 15 ha großen Wald- und Wiesengrundstück in Uslar-Schönhagen im Solling werden verschiedene Stationen an einem 2-3stündigen Rundweg (Abb.1) aufgebaut. Hierzu gehören ein Ausstellungsgebäude (Naturwerkstatt) das nach der EXPO für Projekte, Vorträge oder andere Veranstaltungen genutzt werden kann, ein Waldlabor, ein 40 m hoher Klimaturm als Instrumententräger und zur „Begehung“ des Kronenraumes sowie ein „Erdhöhle“ genannter Raum, der den Waldboden für Besucher erschließt. Weitere Stationen zum „neuen Erleben“ des Waldes finden sich in der Karte.

ErlebnisWald-Gelände in Uslar-Schönhagen im Solling (Weserbergland):



Bodenkundliche Aspekte werden besonders in der 100 m² großen „Erdhöhle“ dargestellt. Um dem erlebnis-pädagogischen Ansatz gerecht zu werden, ist ein besonderes Ambiente geplant, durch das die Besucher die Vorstellung haben, sich im Boden unter den Wurzeln zu bewegen. Dazu zählt u. a. das Wurzelsystem einer ausgewachsenen Eiche, das an die Decke präpariert wird und das Einbringen von typischem Bodengeruch und -geräuschen. Die Funktion der Bodentiere wird an einem sich zersetzenden Baumstüben deutlich gemacht. Zum prinzipiellen Aufbau von Böden wird ein Profil der hier anstehenden Braunerde gezeigt. Ameisen und Regenwürmer werden an bzw. in der Erdhöhle angesiedelt. Für Regenwürmer werden dazu Versuchsbehälter aus der bodenkundlichen Forschung verwendet. In einem engen Gang durch den Boden werden weitere Vertreter der Fauna als Modelle in Nischen und hinter Klappen versteckt sein. Um auch Meso- und Mikrofauna sichtbar zu machen, werden unterschiedliche Maßstäbe der die Besucher umgebenden Hohlräume des Bodens gewählt.

Der Blick auf die echten Bodentiere wird im Medienteil der Höhle ermöglicht, wo sich Mikroskope mit Humusproben befinden. In der Wand wird eine Rhizoskopanlage (Murach et al. 1993) zur zerstörungsfreien Beobachtung von Feinwurzeln im Boden installiert. Weitere Information bietet eine Abspelstation der CD-ROM „Wald interaktiv“.

Mit dem 40 m² großen Waldlabor wird ein Labor- und Schulungsraum für ca. 20 Personen geschaffen, der vor allem für geführte Gruppen, also nach der Weltausstellung, die Möglichkeiten bietet. Bodenproben zu untersuchen und einfache Messungen vorzunehmen. Ab Mai 2000 können Arbeiten mit dem Binokular, einfache Laboruntersuchungen z.B. zur Wassergehaltsbestimmung oder pH-, Nitrat- und Sulfatmessungen in Lösungen durchgeführt werden. Die vergleichenden

Messungen Freiland- und Bestandesniederschlag, Stammablauf, Bodenlösung in zwei Tiefen und Bachwasser soll z. B. den Auskämmeffekt des Bestandes und die Filterfunktion des Bodens gegenüber Luftschadstoffen im Schülerversuch ermöglichen. Außerdem gestattet ein neues PC-gestütztes Auswertungs- und Präsentationsprogramm die Darstellung aller auf dem Klimaturm, im Buchenbestand sowie auf der Wiese gemessenen Parameter (Strahlung, Luft-, Bodentemperatur, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte, Bodenwassergehalt, Saugspannung, usw.) auf dem Bildschirm. Damit sollen z. B. zeitliche Zusammenhänge zwischen Niederschlag und Saugspannung visualisiert werden.

Die Bildungs- und Erlebnisangebote

Mit dem pädagogischen Konzept sind bereits lange vor der Weltausstellung verschiedene Bildungs- und Erlebnisangebote für unterschiedliche Zielgruppen erarbeitet worden, die nach der EXPO 2000 dauerhaft angeboten werden können. Seit vier Jahren finden Veranstaltungen statt, die von Projekt- und Walderlebnistagen mit Kindergärten und Schulen über Kinderferienaktionen und Zeltlagern im Wald bis zu umweltpädagogischen Fortbildungsveranstaltungen für verschiedene Berufsgruppen reichen.

Bodenkundliche Aspekte werden z. B. im Programm „Besuch in der Unterwelt“ dargestellt. Durch die „Wald-Bodenluke“ wird der Boden und seine Lebewesen betrachtet. Für Schüler der 3.-8. Jahrgangsstufe. Dauer: 3 Std. bis zu 2 Tagen. Auch im Programm-Paket „Einführung in die Ökosystemforschung“ stehen bodenkundliche Fragen im Vordergrund. In diesem Seminar mit praktischer Feldforschung für Schüler ab der 10. Klasse, das bisher mit Biologie-Leistungskursen im Rahmen von Wald-Projektwochen veranstaltet wurde, wird z. B. die Bodenart mit der Fingerprobe und das Messen von pH-Werten durchgeführt.

Nach Abschluß des Gelände-Aufbaus kann die dortige Infrastruktur (Waldlabor, Erdhöhle) das Spektrum der bodenwissenschaftlichen Aspekte erweitern. Dann können auch Exkursionen für Studenten sowie Weiterbildungsveranstaltungen in Absprache mit anderen Bildungsträgern oder auch für Fachhochschulen und Universitäten angeboten werden.

Multimedia

Die multimediale Aufarbeitung der Inhalte, die auch im ErlebnisWald-Gelände dargestellt werden, war und ist Gegenstand der Zusammenarbeit mit dem Institut für den Wissenschaftlichen Film gGmbH, Göttingen. In einer ersten CD-ROM „Wald interaktiv“ wurden beispielhaft alle multimedialen Methoden der Stoffvermittlung vorgestellt: Video, Sprech- und Schreibtext, Animation, Foto und Grafik. Auf Grund der Speicherkapazität von 50 MB konnten 20 Minuten Film aus dem IWF-Archiv verwendet und 2 Stunden Sprechtext neu aufgenommen werden.

Die bodenkundlichen Aspekte nehmen eine gleichberechtigte Stellung zwischen biologischen Aspekten wie Produzenten, Konsumenten, Waldwachstum oder Klima ein. Das Medium CD-ROM kann durch den Einsatz von bewegten Bildern Zusammenhänge gut illustrieren. So werden aus einfachen Grafiken zu Fragen des Porenraums oder der Korngröße animierte – bewegliche - Bilder. Die Tätigkeit des Regenwurms wird anschaulich im Zeitraffer dargestellt. Die Zielgruppe ist im Bereich Oberstufenschüler, Studenten und vorgebildete Laien angesiedelt. Die CD-ROM ist im Springer-Verlag, Heidelberg erschienen. Zur Zeit wird die DVD (digital video disk) entwickelt. Mit fünffacher Speicherkapazität können mehr Aspekte aufgenommen werden. Wöhler und Blanck (1999, in diesem Band) gehen auf die Inhalte der DVD ein.

Ebenfalls multimedial angelegt ist die homepage im internet (www.erlebniswald.de), auf der ein virtueller Rundgang über das *ErlebnisWald*-Gelände möglich ist. Dort wird über den aktuellen Sachstand des Projekts, nach Fertigstellung des Geländes verstärkt auch über die Inhalte berichtet.

Literatur:

- Bovenschulte, M. und O. Gaus: Wissenschaft und Öffentlichkeit brauchen einen neuen Gesellschaftsvertrag, Wechselwirkung, April 1999
Murach, D. et al. (1993), Rhizotron-Experimente zur Wurzelverteilung der Fichte, Forstarchiv 64, 191-194

Auf dem Weg zu innovativem Hochschulunterricht: Das Internet - gestützte bodenkundliche Tutorium an der MLU Halle

Markus Kleber und Reinhold Jahn

Problemstellung

Unter "Tutorium" wird hier eine Trainingsveranstaltung, vergleichbar mit einer Klavierstunde verstanden: Personen, die eine bestimmte Fertigkeit erwerben möchten, wenden bereits vorhandenes und vorbereitend eingeübtes Grundwissen in Gegenwart eines Trainers an. Sie machen dabei Fehler, die von einem Trainer erkannt und korrigiert werden können.

Eine Veranstaltung dieser Art wurde in Halle eingerichtet, weil in der mündlichen Prüfung häufig nur marginale Kenntnisse nachgewiesen wurden und die Studentinnen/Studenten auch nach bestandener Prüfung auswendig gelernte Inhalte nach kurzer Zeit wieder vergessen hatten.

Diese Beobachtung führte uns zu der Auffassung, daß durch konventionelle Lehrveranstaltungen (Frontalunterricht) kein hinreichender Ausbildungserfolg erzielt wird. Diese Beobachtung wurde auch an anderer Stelle gemacht ("The percentage of students with favorable attitudes tends to deteriorate as a result of traditional instruction"; *Redish & Steinberg 1999*). Erwünschte und unerwünschte studentische Grundhaltungen sind in Tabelle 1 gegenübergestellt.

Die Ursachen hierfür müssen in folgenden Bereichen gesucht werden: a) Studenten/innen haben "konsumierende" Lerngrundhaltung; b) in der Schule wird nicht vermittelt, wie man selbständig und aktiv ein komplexes Problem bewältigt; c) repetieren (auswendiglernen) führt nicht zum Erwerb von Fertigkeiten oder Kenntnissen; d) in den Curricula dominiert der Frontalunterricht; e) konventionelle Praktika sind auf Methodenvermittlung und Gerätebedienung fokussiert
Die Zielsetzung des Tutoriums ist es daher, rezeptives (=passives) Lernverhalten aufzubrechen und aktive Herangehensweisen einzuüben.

Maßnahmen

Wir versuchen, das Problem zu lösen, in dem wir Studenten verstärkt individuell ansprechen ("trainieren"). Damit ist können wir

- Verständnisprobleme besser erkennen und sofort beseitigen
- a) durch (versuchte) selbständige Darstellung komplexer Sachverhalte
- b) durch gemeinsame, kritische Rezeption (= Diskussion) dieser Beiträge gefestigtes Wissen einüben:

Tabelle 1: Gegenüberstellung studentischer Grundhaltungen (modifiziert nach Redish und Steinberg, 1999)

	Erwünscht	Unerwünscht
Unabhängigkeit	empfindet ein ausgeprägtes Bedürfnis, offene Fragen selbst zu prüfen und zu verstehen	unkritische Entgegennahme der Information so wie sie vom Dozenten angeboten wird
Kohärenz	ist davon überzeugt, daß die Bodenkunde ein zusammenhängendes, aus vielen Einzelaspekten verknüpftes Wissensgebiet darstellt	glaubt, daß bodenkundliches Wissen unabhängigen Teildisziplinen zugeordnet werden kann
Konzepte	versucht, die Erklärungsansätze hinter beobachteten Phänomen zu verstehen	beschränkt sich auf das Auswendiglernen von Formeln und Merkmalen
Realitätsbezug	ist davon überzeugt, daß bodenkundliche Inhalte in einer Vielzahl von Alltagssituationen relevant sind	sieht bodenkundliche Themen als "akademische" Fragen ohne großen Realitätsbezug an
Fähigkeit zur wissenschaftlichen Formulierung	hält Mathematik für ein bequemes Werkzeug zur Formulierung und Wiedergabe bodenkundlicher Phänomene	glaubt, daß Mathematik nichts mit Bodenkunde zu tun hat
Bereitschaft zur Verhaltensänderung	reagiert auf neu gewonnene Erkenntnisse mit Verhaltensänderung	bleibt lieber bei vertrauten Ansichten oder Methoden, auch wenn diese durch aktuelle Information überholt sind

Ablauf

Die Studentinnen (Grundstudium) werden auf die selbständige Aufnahme und ökologische Bewertung eines Bodenprofils vorbereitet. Tabelle 2 gibt das inhaltliche Konzept der Veranstaltung wieder. Jede Trainingseinheit (90 Minuten) ist in 3 Teile geteilt: a) Nachklapp (10 Min); b) Besprechung eines ausgewählten pedogenetischen Prozesses (40 Min); c) Besprechung einer angewandten Fragestellung (40 Min). Der Trainer bereitet Präsentationshilfsmittel (Folien, Dias) zum Thema vor, und stellt diese als Datei im Internet bereit. Im Nachklapp werden ungelöste oder bei der Nachbereitung neu aufgetretene Fragen geklärt, die dem Trainer während der Woche mitgeteilt wurden (z. B. per Email - keine Bindung an Sprechzeiten) Ein/e Student/in erläutert den Kommilitonen das Problem anhand der bereitgestellten Lehrmittel. Die Kommilitonen diskutieren den Vortrag mit dem/r Referent/in. Der Trainer greift ein, wenn Mißverständnisse oder Fehler auftreten, oder wenn die Diskussion ins Persönliche abgleitet.

Tabelle 2: Themenkatalog im Wintersemester 1999

Datum	Pedogenetischer Prozess	Angewandtes Bodenkundliches Problem
26.10.99	<u>Einführung</u> , Kennenlernen, Administratives,	Wie geht man bei einer <u>Bodenprofilbeschreibung</u> vor?
09.11.99	<u>Humusakkumulation</u>	Welche <u>Bodeneigenschaften</u> werden durch den Humuskörper beeinflusst?
23.11.99	<u>Entkalkung</u>	Welche Bedeutung hat der <u>pH</u> ?
07.12.99	<u>Verbraunung/Verlehmung</u>	Woher kommen die <u>Bodenfarben</u> , was sagen die Bodenfarben aus?
21.12.99	<u>Gefügebildung</u>	Warum sind die <u>Bodenkolloide</u> wichtig?
11.01.00	<u>Lessivierung/Podsolierung</u>	Was weiß man, wenn man die <u>Korngrößenverteilung</u> kennt?
25.01.00	<u>Hydromorphie/Redoxprozesse</u>	Woher kommen die <u>Nährstoffe</u> ?
08.02.00	<u>Überlagerung/Erosion/Bioturbation</u>	Wie errechnet man <u>Wasserangebot und Nährstoffvorräte</u> ?
nach Vereinbarung	Wunschthemen (Ersatztermin)	
auf Wunsch	Nachbesprechung, Kritik, Verbesserungsvorschläge	

Was bringt die Benutzung des Internet?

"Information on demand"

Materialien sind jederzeit, auch vom heimatlichen PC aus erreichbar,
keine Terminprobleme bei der Übergabe von Arbeitsunterlagen,
keine Bindung an Lokalitäten

Aktualität

Arbeitsunterlagen können durch den Trainer jederzeit optimiert werden (z. B. bei Verständnisproblemen)
Reaktion auf aktuelle Tagesthemen (Global Change, Gesetzesänderungen)
problemlos möglich

Feedback

Rückfragen, Kritik, Änderungswünsche können ohne Überwindung von zeitlichen und mentalen Hemmschwellen direkt per Email vorgebracht werden

Individualität

Student/innen können "dumme" Fragen stellen, ohne sich gegenüber Kommilitonen bloßzustellen

Bisherige Erfahrungen

Das Tutorium wurde bisher zweimal angeboten und von insgesamt 20 Studenten wahrgenommen. Auf dieser Basis kann konstatiert werden:

- Etwa zwei Drittel der Studenten hatten Berührungängste im Umgang mit dem Internet
- Bis auf ausgesprochen extrovertierte Charaktere bestehen große Hemmungen, sich durch einen kurzen Vortrag gegenüber den Kommilitonen zu exponieren
- In der Prüfung ist bisher kein Teilnehmer durchgefallen, die Studenten sind (bisher) nicht auffällig besser, aber deutlich sicherer.
- Größter Vorteil: grobe Mißverständnisse können in einem sehr frühen Stadium erkannt und korrigiert werden, die Leistung von schwächeren, aber engagierten Studenten kann durch individuelles "coaching" deutlich verbessert werden.

Literatur:

Redish, E. F. and R. N. Steinberg. 1999. Teaching Physics: Figuring Out What Works. Physics Today 52:24-32

Berücksichtigung der Bodenkunde in den Lehrplänen der deutschen Schulen: Stand und Möglichkeiten

von

Kluttig, T. ¹ ; Mueller, K. ²

Einleitung

Das hier bearbeitete Thema ist im AK "Boden in Unterricht und Weiterbildung" der DBG bereits mehrfach behandelt worden. So stellte z.B. Frau Giani auf der Jahrestagung 1997 eine ähnliche Untersuchung am Beispiel von Baden-Württemberg vor. Ziel der Arbeiten in diesem Bereich war bisher meist, das Defizit der Lehrpläne hinsichtlich bodenkundlicher Inhalte zu verdeutlichen.

Die hier vorgestellte Arbeit möchte etwas weiter gehen und das Problem differenzierter betrachten. Um dies zu verdeutlichen, werden der eigentlichen Fragestellung zwei Alternativfragestellungen zur Seite gestellt, unter denen das Thema ebenso hätte bearbeitet werden können.

Fragestellung(en)

Die Hauptfragestellung lautet:

In welchem Umfang sehen die Lehrpläne der allgemeinbildenden Schulen in den Bundesländern bodenkundliche Inhalte im Unterricht vor?

Alternative Fragestellungen könnten sein:

Welche Möglichkeiten bieten die Lehrpläne den Lehrern, bodenkundliche Inhalte im Unterricht zu vermitteln?

Oder:

In welchem Umfang werden bodenkundliche Inhalte im Unterricht in den Bundesländern vermittelt?

Die letztgenannte Fragestellung ist im Grunde diejenige, deren Klärung die wichtigsten Erkenntnisse liefern würde. Die Bearbeitung würde aber einen unverhältnismäßig hohen Aufwand erfordern.

Die Lehrplananalyse folgt also der ersten Fragestellung, wobei die zweite Fragestellung so weit wie möglich mit einbezogen wird.

¹ Timo Kluttig, Kiebitzweg 10, 49191 Belm

² FH Osnabrück, Fachbereich Agrarwissenschaften, Postfach 1940, 49009 Osnabrück

Material und Methoden

Untersucht werden alle Rahmenrichtlinien (Lehrpläne) für:

- die alten und die neuen **Bundesländer**
- die **Schulformen** Grundschule, Hauptschule, Realschule, Gymnasium (SEK I u. SEK II), Orientierungsstufe und Gesamtschule
- Die **Fächer** Sachunterricht, Welt- und Umweltkunde, Physik, Chemie, Biologie, Erdkunde bzw. Geographie, geschichtlich-soziale Weltkunde

Nachdem alle Inhalte, die die Bodenkunde betreffen oder berühren, ausgewählt sind, werden sie in einer Tabelle aufgelistet und in eine einheitliche Themenhierarchie eingepaßt. Dies dient dazu, die Masse der unterschiedlichen Lehrplanstrukturen vergleichbar zu machen. Anschließend wird die Verbindlichkeit des Themas überprüft, also ermittelt, ob die Inhalte in den wahlfreien, den Wahlpflicht- oder den Pflichtbereich fallen.

Als wichtigster Schritt folgt die Einstufung nach der bodenkundlichen Relevanz. Dazu werden die aufgelisteten Inhalte mit einem Zeichen markiert, das deutlich macht, inwieweit das Thema die Bodenkunde berührt:

! bedeutet: Hier wird der Boden als klar umrissenes Objekt thematisiert und auch als solcher benannt.

& bedeutet: Hier wird der Boden zwar nicht direkt thematisiert, ließe sich aber mit relativ wenig Aufwand in das Thema einbinden.

? bedeutet: Hier wäre die Einbindung des Themas Boden nicht nur wünschenswert und leicht zu bewerkstelligen, sondern inhaltlich auch unbedingt notwendig.

Anschließend wird die Tabelle durch Anmerkungen ergänzt und erläutert. Einen beispielhaften Ausschnitt aus einer solchen Tabelle für die Grundschule im Bundesland Niedersachsen zeigt die nächste Seite.

Kritische Betrachtung der Methode

Zweifellos handelt es sich sowohl bei der Auswahl der Lehrplaninhalte als auch bei der Bewertung und Einstufung um relativ stark subjektiv geprägte Vorgehensweisen. Durch die konsequente Einhaltung des Tabellenschemas mit einer einheitlichen Themenhierarchie wird aber versucht, einerseits die Vorgehensweise möglichst transparent zu halten und andererseits, insbesondere durch die Anmerkungen, die Bewertung zu erläutern. Auf diese Weise wird es dem Leser ermöglicht, im Zweifelsfall selbst eine Einstufung vorzunehmen.

Beispiel für eine Lehrplananalyse für die Grundschule des Landes Niedersachsen

Lfd. Nr.	Bundesland	Schulform	Fach	Schuljahr	Lernfeld, Themenkreis (o.ä.)	Rahmenthema / Schlüsselproblem/ Lernziel	Thema	Themenauschnitt	Pflicht? (bezogen auf "Thema")	Einordnung	Vorschläge/Anmerkungen	System-Erläuterungen
1	NDS	Grundschule	Sachunterricht	1+2	Mensch u. Natur	Umgang mit Pflanzen u. Tieren	Wir halten und Pflegen. Pflanzen		ja	?,&	"Blumenerde" als erster Kontakt zum Thema Boden ist problematisch	Die relativ offene Gestaltung des Grundschul-Lehrplanes ermöglicht an zahlreichen Stellen die Einbindung des Themas Boden
2	NDS	Grundschule	Sachunterricht	1+2	Mensch u. Natur	Umgang mit Pflanzen u. Tieren	Wir lernen Tiere kennen und gehen mit ihnen um		ja	&	Bodentiere berücksichtigen!	
3	NDS	Grundschule	Sachunterricht	1	Mensch u. Natur	Gebrauchsgegenstände	Wir gehen mit Spielzeug um und stellen Spielzeug her.		nein	&	Mit Ton arbeiten!	
4	NDS	Grundschule	Sachunterricht	2	Mensch und heimatl. Lebensraum	Menschen brauchen Ver- und Entsorgungseinrichtungen	Müllanfall und Müllbeseitigung	Weg des Mülls Aufzeigen	ja	?,&	Deponie besichtigen!	
5	NDS	Grundschule	Sachunterricht	2	Mensch und Natur / Mensch und Technik	Veränderungen in der Umwelt	flüssig-fest		nein	&	Boden als Gemisch fest/flüssig vorstellen	
6	NDS	Grundschule	Sachunterricht	3	Mensch und heimatl. Lebensraum	Menschen verändern die Landschaft durch wirtschaftl. Nutzung	Das Bild des Bauernhofes wandelt sich			?,&	Ackerbau als Bodennutzung verdeutlichen, Boden als Produktionsgrundlage und Standortfaktor	
7	NDS	Grundschule	Sachunterricht	3	Mensch und Natur / Mensch und Technik	Menschen müssen ihre Lebensgrundlagen schützen	Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung		nein	?,&	Boden als Wasserfilter und -speicher einbinden! Wasser wird als Lebensgrundlage hier vorgestellt, der Boden nicht!	
8	NDS	Grundschule	Sachunterricht	3	Sicherung menschl. Lebens	Körper- und seelische Bedürfnisse des Menschen	Gesunde Ernährung		ja	&	Boden als Produzent der Lebensmittel einbinden!	

Legende (Zeile "Einordnung"):

1: Boden explizit thematisiert & Anknüpfung mit Boden leicht möglich ? Einbindung von Boden unbedingt notwendig

Die Zielsetzung

Neben der Beantwortung der zu Beginn aufgeworfenen Fragestellung soll die Arbeit eine Reihe weiterer Funktionen erfüllen. Sie soll:

...Argumentationshilfen gegenüber den Lehrplangestaltern liefern

...Möglichkeiten innerhalb der bestehenden Lehrpläne offenlegen

...als Arbeitsgrundlage für die Erarbeitung bodenkundlicher Unterrichtseinheiten dienen

Ergebnisse und Fazit

Hauptergebnis der Arbeit bei Fertigstellung zum Ende des Jahres 1999 wird eine vollständige Inhaltsliste in der gezeigten Form für die eingangs genannten Lehrpläne sein. Aber bereits jetzt lassen sich anhand der bereits ausgewerteten Länder eine Reihe von Nebenergebnissen festhalten, die bei der weiteren Arbeit berücksichtigt werden sollten:

Zahlreiche benannte Themen ermöglichen die problemlose Einflechtung bodenkundlicher Inhalte.

Der Boden taucht oft bei den nicht verpflichtenden Themengebieten in den Lehrplänen auf.

Geeignete Themenbereiche wiederholen sich häufig sowohl schuljahres- als auch bundesländerübergreifend.

Diese Umstände führen zu dem Schluß, daß der Versuch, mehr Bodenkunde in den Schulunterricht zu bringen, zweigleisig geführt werden sollte. Auf der einen Seite sollte, wie bisher, mit Nachdruck gefordert werden, daß die Bodenkunde in den Lehrplänen mehr Raum bekommt und dort fester verankert wird.

Um kurzfristig dem Ziel näher zu kommen, sollten aber bereits jetzt die großen Spielräume, die die Lehrpläne bieten, genutzt werden. Ein Lehrer, der gut aufbereitetes Material zur Verfügung hat, und damit Bodenkunde in den Unterricht einbringen will, wird in den Lehrplänen keine Hindernisse finden.

Hier liegt eine Aufgabe, die alle Bodenkundler betrifft: Das Fachwissen allgemeinverständlich aufzubereiten und es den richtigen Multiplikatoren zur Verfügung zu stellen.

Der Boden als Objekt im Integrationsunterricht der Sekundarstufe I - Bericht eines Projektes

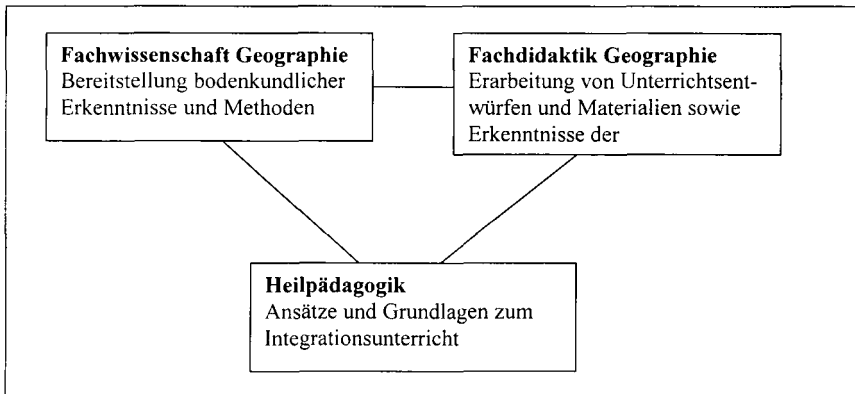
(Y. Köster & P. Sauerborn)*

Einführende Grundlagen

Das Projekt stellt eine beispielhafte interdisziplinäre Kooperation zwischen Schule und Universität dar. Grundlegende Fragestellung war, ob und wie der Boden als gemeinsamer Lerngegenstand Eingang in den Integrationsunterricht finden kann.

Die Integrationsbestrebungen bestehen seit ca. 30 Jahren und haben ihren Ursprung, als die Diskussion um die Gesamtschule und die ersten diesbezüglichen Schulversuche begannen. Schulische Integration bezieht sich auf ein Miteinander von behinderten und nicht behinderten Schülerinnen und Schülern, das auf verschiedenen Ebenen der Institution Schule angestrebt wird. Der wesentliche Grundgedanke ist das Ganzheitliche Lernen, also das Lernen mit allen Sinnen. Vor diesem Hintergrund stellt das Projekt besondere Anforderungen an das Unterrichtsobjekt Boden. Neben dieser übergeordneten Fragestellung war die Planung und Durchführung des projektorientierten Unterrichts sowie die Umgestaltung des Schulhofes das grundlegende Ziel der Arbeiten. An der Universität zu Köln wurden heilpädagogische, fachdidaktische und fachwissenschaftliche Ansätze bzw. Ergebnisse kombiniert um die Arbeit zu realisieren. (vgl. Abb.1) Das vorgestellte Projekt ist das Ergebnis einer Examensarbeit an der Heilpädagogischen/Erziehungswissenschaftlichen Fakultät der Universität zu Köln (KÖSTER 1999).

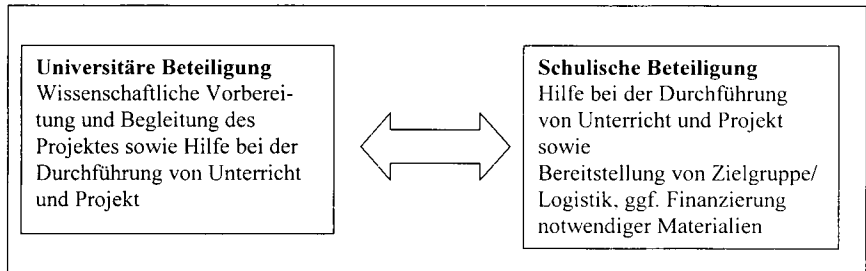
Abb. 1: Universitäre Kooperation bei der Durchführung des Projektes



* Yvonne Köster/Dr. Petra Sauerborn, Seminar für Geographie und ihre Didaktik, Universität zu Köln, Gronewaldstr. 2, 50931 Köln, sauerb@ew.uni-koeln.de

Die beteiligte Kölner Schule gestaltet seit geraumer Zeit ihren Schulhof nach ökologischen Gesichtspunkten um, so daß sich die Möglichkeit einer Integration des Bodens als Thema in das Gesamtprojekt ergab. Bei der Schule handelt es sich um eine integrative Kölner Gesamtschule; die direkt beteiligte Schülerschaft stellt die 6. Jahrgangsstufe dar. Die Aufgabenbereiche beider Zusammenarbeit zeigt Abb. 2.

Abb.2: Projektorientierte Kooperation zwischen Schule und Universität



Eine zusätzliche Beteiligung Dritter ist zudem sehr hilfreich. Denkbar wären u.a. die Elternschaft oder Mitglieder des Kollegiums für tatkräftiges Engagement, die kommunale Verwaltung zur Genehmigung der Baumaßnahmen sowie Firmen oder Institutionen, die das Projekt sponsorn oder anderweitig logistisch unterstützen.

Durchführung

Zunächst wurde eine vorbereitende, fächerübergreifende Unterrichtsreihe zum Thema Boden durchgeführt; die Tatsache an sich ist schon als sehr begrüßenswert anzusehen, da pedologische Fragestellungen in der Schule - nach wie vor - sehr selten Betrachtung finden. Themen waren u.a. eine Begriffsklärung, die Bodenfunktionen und die Bodenarten sowie die Erstellung einer Kollage (vgl. Abb. 3).

Nach einer zielgerechten Planung und der Entsiegelung der betroffenen Fläche wurde ein Teilbereich des Schulhofes gemeinsam umgestaltet. Hier ist z.B. auf verschiedenen Erlebnisbereichen, wie sog. „Fühlflächen“, ein ganzheitliches Erleben des Elementes Boden möglich. Das Ergebnis ist „nachhaltig“ im doppelten Sinne: zum einen bleibt der umgestaltete Bereich langfristig auf dem Schulgelände erhalten und kann für Unterrichts- sowie andere Lernzwecke - auch z.B. von anderen Schulen - genutzt werden. Zum Anderen ist über die Bewußtseinsbildung eine Grundlage dafür hergestellt, daß die Schülerinnen und Schüler den Boden künftig als schützenswertes Gut ansehen werden. Die Freude und das Engagement der Kinder und Jugendlichen bei der Durchführung des Projektes war beispielhaft.

Besonderen Anspruch an Installation und Unterrichtsgestaltung stellte der integrative Charakter dar. So ist das Ziel der umgestalteten Schulhoffläche u.a., daß sie „erfahrbar“ im zweifachen Sinne ist, nämlich durch handlungsorientiertes Erleben, aber auch durch die Garantie der Erreichbarkeit z.B. für Rollstuhlfahrer.

Den gesamten Ablauf zeigt Abb. 4.

Abb. 3: Arbeitsblatt für Bodentypen-Kollage

Arbeitsblatt:

BODEN-TYPEN-Kollage

Arbeitsauftrag:

Erarbeiten, Erstellen und Diskutieren von Boden-Typen-Kollagen

Material:

Karton, Klebstoff, Zeitungen, Fotos, Naturmaterial (Steine, getrocknete Erde, Wurzeln und Laub usw.), mögliche „Verunreinigungen“ (Joghurtbecher, Reifen von Spielzeugauto, Spielzeugtonnen usw.), Zeichenmaterial

Arbeitsschritte zur Erstellung der Boden-Typen-Kollagen:

- 1.) Erstellen der individuellen Klebeunterlage
- 2.) Erarbeiten der Kollage
- 3.) Zusammenfassung in Gruppen => Typen
- 4.) Vorstellung und Diskussion der Arbeiten
- 5.) Aufhängen in Klasse oder Vorstellung in weiteren Klassen

Kommentar:

Eine vorbereitende Unterrichtsreihe sollte den Schülerinnen und Schülern geeignete Wissensgrundlagen vermittelt haben.

Die Kollagen zeigen, daß der Boden vielfältigen Belastungen unterliegt, zahlreiche Funktionen sowie ein sehr differentes Erscheinungsbild haben kann und das Zusammenspiel der unterschiedlichsten Belastungen bzw. Bestandteile seine Gestalt bestimmt. Diese kann zudem unterschiedliche Größen bzw. Mächtigkeiten aufweisen. Eine horizontale Einteilung in verschiedene Lagen kann Horizontierung und Sedimentation in der Pedosphäre symbolisieren. Den Schülerinnen und Schülern wird bewußt, daß der Boden keinen homogenen Untergrund darstellt und es Einflußfaktoren und Merkmale auf und im Boden gibt.

Vergleichbare Kollagen sollten in Gruppen von Typen eingeteilt werden, wobei prägnante Merkmale als Unterscheidungskriterium und Typenbezeichnung dienen können. Den Schülerinnen und Schülern wird deutlich, daß die einzelnen Kollagen, auch wenn sie dem identischen Typ angehören, ein unterschiedliches Erscheinungsbild können. Die Einteilung regt zur Diskussion an und zeigt, daß eine „Ansprache“ der Bodentypen nicht unumstritten ist. Die Ergebnisse werden vorgestellt, diskutiert und können in der Klasse angebracht werden. Eine Ausstellung für andere Klassen ist zudem denkbar.

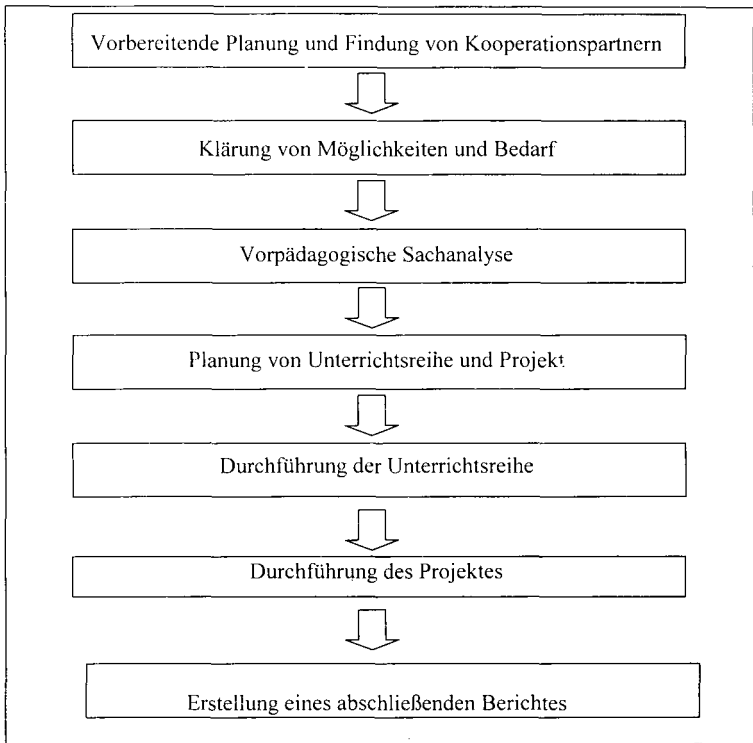
Als Klebeunterlage dient ein seitlicher Scherenschnitt von Kopf und Oberkörper der jeweiligen Person. Die Schülerinnen und Schüler erarbeiten so ihre individuellen Kollage, mit der sie sich identifizieren können, die aber auch eine Übertragbarkeit im Sinne von: „Kein Mensch ist gleich – kein Boden ist gleich“ bzw. „Der Mensch gestaltet den Boden mit“ darstellen kann.

Als Kollage-Material werden eigene Zeichnungen, Zeitungsausschnitte u.a. Materialien genommen. Die Auswahl der Materialien obliegt den Schülerinnen und Schülern.

Hinweis:

Als Anregung bzw. Vorlage kann das Poster „Der Boden lebt“ des Naturschutzzentrum Nordrhein-Westfalen dienen.

Abb. 4: Arbeitsschritte bei der Durchführung von Unterrichtsreihe und Projekt



Ausblick

Das Projekt zeigt, daß der Boden gerade auch als integratives Unterrichtsobjekt Eingang in den Unterricht der Sekundarstufe I finden kann und soll. Er ermöglicht ein fächerübergreifendes, integratives, handlungsorientiertes sowie ganzheitliches Arbeiten in Unterricht und Projekt aus dem Bereich der Umweltbildung. Diese Anforderungen sind gerade auch im Integrationsunterricht von besonderer Bedeutung. Durch die Vielfältigkeit möglicher Lehr- und Lernmethoden bzw. adäquater Fragestellungen kann der Boden als Unterrichtsobjekt den Ansprüchen verschiedenster Lernbedürfnisse und -voraussetzungen der Schülerinnen und Schüler gerecht werden. Das dargestellte Projekt ist somit als praktisches Beispiel zum Nachmachen für alle Schulformen und Altersstufen anzusehen. Die interdisziplinäre Kooperation sowie die Zusammenarbeit zwischen Schule und Universität ist zudem als beispielhaft zu bezeichnen und bietet sich im Zusammenhang mit bodenkundlichen Fragestellungen geradezu an.

Literatur

KÖSTER, Y. (1999): Boden als gemeinsamer Lerngegenstand – Integrationsunterricht in der Sekundarstufe.- I unveröff. Examensarbeit an der Universität zu Köln

„Waldsterben“ oder Nährstoffauswaschung ?

Kritische Analyse eines bodenkundlichen Schulversuchs.

von

LETHMATE, J., BRAUCKMANN, H.-J.

Einleitung

Bodenkundliche Untersuchungen haben in den klassischen „Umweltfächern“ Biologie, Chemie und Erdkunde lange Tradition, für den Erdkundeunterricht wurde bereits vor über 20 Jahren auf die zentrale Bedeutung solcher Untersuchungen hingewiesen (JUNG 1978). So manch „alter“ Unterrichtsvorschlag erweist sich bis heute als brauchbar, zu ergänzen bzw. anzupassen sind allenfalls neue Erkenntnisse und / oder Interpretationen.

Ein sich ändernder Interpretationsrahmen („Paradigmenwechsel“) betrifft heute vor allem das sog. „Waldsterben“. Wurde 1985 selbst in wissenschaftlichen Arbeiten vom „Zusammenbrechen ganzer Ökosysteme“ mit „tödlicher Bedrohung für den Menschen“ gesprochen (KNABE 1985, S. 249), so wird heute gefragt: „Allgemeines Waldsterben - ein Konstrukt?“ (ELLENBERG 1995) oder „Waldsterben - Realität oder Phantom?“ (HÜTTL 1998). Selbst ein früher Mahner wie B. ULRICH räumte jüngst ein, daß großflächiges Waldsterben in naher Zukunft nicht zu erwarten ist (ULRICH 1995a). Nährstoffauswaschung und Grundwassergefährdung gelten heute als nachhaltige Depositionseffekte (FEGER 1996). Dem Boden kommt damit nach wie vor eine wichtige ökosystemare Bedeutung zu, die allerdings kaum noch unter dem Titel „Der Wald stirbt“ zu kennzeichnen ist (BUSS 1994).

Material und Methode

Der Unterrichtsvorschlag von BUSS (1994) zur Mobilisierung von Kationen unter dem Einfluß von „saurem Regen“ ist mit seinen bodenkundlichen Grundlagen (Ionenaustausch am Beispiel Eisen), dem einfachen, aber eindrucksvollen Eisennachweis durch Thiocyanat (Rotfärbung) sowie der modellhaften Interpretation der Eisenauswaschung bis heute für Schul- und Hochschulunterricht didaktisch beispielhaft. Kritisch erscheinen uns angesichts aktueller Waldschadensdiskussion die emotionsgeladene Überschrift „Der Wald stirbt“, die zudem suggeriert, Wälder würden wie Organismen sterben - ein „toter“ Wald aber ist auch noch ein Ökosystem (vgl. LETHMATE 1998) -, sowie die Wahl des Meßparameters (Eisen) und der Bodenproben (Ackerboden).

Alternativ schlagen wir vor, als Meßparameter und stellvertretend für basisch wirkende

Kationen Calcium zu wählen sowie Bodenproben verschiedener Waldstandorte. Indem ein im ˆOkosystem relevantes Kation (Ca) und Waldbˆoden untersucht werden, kˆonnen zwei „Übertragungsschritte“ eingespart werden. Die Versuchsvariante soll die Auswaschung von Nährstoffen (Beispiel Calcium) durch „unbelasteten“ Regen (A. dest.) und durch „sauren“ Regen (H_2SO_4) simulieren und halbquantitativ messen.

Material (für eine Arbeitsgruppe)

- 2 Erlenmeyerkolben (100ml); 2 Meßzylinder oder Bechergläser (25ml); 2 Rollrandglaser (50ml); 1 Trichter (\varnothing ca. 70mm); 1 Filter (Faltenfilter \varnothing 180mm); wasserfester Stift
- Schwefelsäure $c = 0,1 \text{ mol/l}$ (= 2,5ml H_2SO_4 98%ig auf 1000ml Aqua dest.) (Schutzmaßnahmen beachten !); Aqua dest.; Boden (z.B. oberer Mineralbodenhorizont eines Waldbodens)
- Calcium-Testset (z.B. Visicolor Calcium CA 20); pH-Meter.

Arbeitsschritte

Erlenmeyerkolben beschriften (1,2); Rollrandglaser beschriften (A. dest, H_2SO_4)
Rollrandglaser ca. bis zur Hälfte mit A. dest. bzw. H_2SO_4 füllen und den pH-Wert mit der Glaselektrode messen

Trichter auf den ersten Erlenmeyerkolben setzen, Filter falten und in den Trichter stecken

Bodenmaterial in den Filter einfüllen (bis 0,5cm unter den Rand des Trichters), leicht andrücken und etwas anfeuchten

1. ca. 30ml A. dest. (aus dem Rollrandglas) auf den Boden geben, das Filtrat wird im Erlenmeyerkolben aufgefangen. Nachdem keine Lˆosung mehr austritt, wird der Trichter mit dem Boden auf den zweiten Erlenmeyerkolben gesetzt.
 - Den Calcium-Gehalte des Filtrates mit dem Testset messen (abweichend zur Anleitung im Testset werden statt zwei drei Tropfen Natronlauge zugegeben)
2. ca. 30ml H_2SO_4 ($c = 0,1 \text{ mol/l}$) aus dem Rollrandglas auf den Boden geben, das Filtrat wird im Erlenmeyerkolben aufgefangen. Nachdem keine Lˆosung mehr austritt, kann der Trichter mit dem Boden verworfen werden.
 - Den Calcium-Gehalt des Filtrates mit dem Testset messen (abweichend zur Anleitung im Testset werden statt zwei drei Tropfen Natronlauge zugegeben).

Ergebnisse und Interpretation

Der Versuch wurde an den obersten Horizonten verschiedener Waldbˆoden aus Westfalen durchgeführt: einer Rendzina (Teutoburger Wald, Kalksteinkamm), einem Podsol (Teutoburger Wald, Sandsteinkamm) und einer Braunerde (Baumberge, Münsterland). Der Säuregrad des A. dest betrug $\text{pH} = 5,6$, der der Schwefelsäure $\text{pH} = 4,3$. Die Meßergebnisse werden vergleichend dargestellt, da die Bodenmenge nicht gewogen wurde, ist nur ein Vergleich der Daten sinnvoll (Tab. 1).

Durch Aqua dest. („reiner“ Regen) wird Calcium aus dem Boden ausgewaschen (= natürliche Bodenalterung). Die Menge des ausgewaschenen Calciums hängt von dem

Calciumgehalt des Bodens ab - Kalkböden haben höhere Ca^{2+} -Gehalte als saure Sandböden. Auch der pH des Bodens bestimmt die Ca^{2+} -Gehalte mit (Basensättigung). Durch die Schwefelsäure wird deutlich mehr Calcium ausgewaschen als durch das A. dest. Der damit simulierte „saure“ Regen führt nicht nur zu einer Versauerung des Bodens, sondern auch zur verstärkten Auswaschung der Nährstoffionen. Die Bodenauswaschung an austauschbarem Calcium im Untersuchungsgebiet Solling / Weserbergland ist z.B. so weit fortgeschritten, daß die Bäume ihren Calciumbedarf fast nur noch über den atmosphärischen Staubeintrag decken können (NLBF 1996). Auch in süddeutschen Untersuchungsflächen wird ein extremer Calciumverlust prognostiziert, der jetzige Verlust an basisch wirksamen Kationen wird bereits als Kriterium einer Standortdrift gewertet (LUKES u.a. 1997).

Tab. 1: Calcium-Auswaschung aus verschiedenen Waldböden durch A. dest. und Schwefelsäure.

Bodentyp	Bodenart	pH (CaCl_2)	Ca^{2+} -Gehalt des A. dest- Filtrats	Ca^{2+} -Gehalt des H_2SO_4 - Filtrats	verstärkte Aus- waschung bei H_2SO_4 -Zugabe um Faktor
Rendzina	Lehm	6,7	1 mmol/l	15 mmol/l	15
Podsol	Sand	2,9	0,1 mmol/l	1,3 mmol/l	13
Braunerde	Lehm	3,3	0,1 mmol/l	1,2 mmol/l	12

Bei der Interpretation geht es nicht einfach nur um die Auswaschung basischer Kationen, vielmehr ist die ökologische Aussagekraft eines in diesem Zusammenhang wesentlichen Konzeptes zu betonen, der Basensättigung (BS).

- Niedrige BS wird meist vorrangig als Nährstoffverlust für Pflanzen gesehen. Dahinter steckt das Definitionskriterium des Bodens „Standort für Pflanzen“. Forstwirtschaftlich wird aufgrund des in den letzten Jahrzehnten gemessenen Basenverlustes sogar ein nachhaltiger Waldbau in Frage gestellt, ja als illusionär angesehen (ULRICH 1995b).
- Eine solche Einschätzung mag gestützt werden durch quantitative Angaben: Als Folge des Säureeintrags liegt die BS heute bei 2/3 der Waldböden Deutschlands in 30 - 60 cm Tiefe unter 15%. Niedersächsische Waldböden verfügen im Hauptwurzelraum (10 - 60 cm Tiefe) nur noch über eine durchschnittliche BS von rund 10%.
- Abnehmende Basensättigung bedeutet aber nicht nur Nährstoffverlust, sondern letztlich auch durch Ausscheiden der mischenden Bodentiere und verringerte bakterielle Aktivität eine Verlangsamung der Streuzersetzung und damit eine Entkopplung der Nährstoffkreisläufe.
- Dem Basenverlust auf der einen Seite steht ein Stickstoffüberschuß auf der anderen Seite gegenüber - eine für hiesige Waldökosysteme noch nie dagewesenen Faktorenkonstellation, die nach Ansicht von Forstökologen zu einer Nivellierung der Waldökosysteme auf ein Niveau geringer Diversität führt.

- Basenverlust bewirkt weiterhin eine Qualitätsänderung des nachgeschalteten aquatischen Systems (Alkalinitätsverlust, Anreicherung potentiell toxischer Metalle), wobei nach der „Mobilen-Anionen-Theorie“ der Sulfat- /Nitrat-Pool (mobile Anionen starker Säuren) die entscheidende Kraft darstellt.
- Niedrige BS kann sich bis in höhere trophische Ebenen des Waldökosystems auswirken, nachgewiesen am Beispiel Calcium-verarmter Beute (Schnecken, Raupen) von Meisen mit der Folge von Brutstörungen, d.h. Fitnessverluste in der Meisenpopulation (LETHMATE 1999).

Zusammengefaßt zeigen diese Hinweise: Basenverlust als Nährsalzverlust, Boden als Pflanzsubstrat auszuweisen, ist nicht hinreichend. Die „Bodenphilosophie“ lautet vielmehr (vgl. RASPE 1997):

Boden ist ein Naturkörper mit Ökosystemfunktion.

Das ist das Fazit, in das die Interpretation exemplarischer Versuche wie der hier vorgestellten Calcium-Auswaschung münden muss.

Literatur

- BUSS, A. (1994): Der Wald stirbt. Praxis Geographie 24 (7/8): 36-39.
- ELLENBERG, H. (1995): Allgemeines Waldsterben - ein Konstrukt ? Naturwiss. Rdsch. 48(3): 93-96.
- FEGER, K.-H. (1996): Schutz vor Säure. In BLUME, H.-P. u.a. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde. Landsberg.
- HÜTTL, R. (1998): Neuartige Waldschäden. Ber. u. Abh. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wiss., Bd. 5: 131-215.
- JUNG, G. (1978): Bodenkundlich-ökologische Inhalte im Geographie-Curriculum. Geogr. im Unterricht 3: 46-53.
- KNABE, W. (1985): Das Waldsterben aus immissionsökologischer Sicht. Geogr. Rdsch. 37(5): 249-256.
- LETHMATE, J. (1998): Das Kompartimentmodell des Waldökosystems. Praxis Geographie 28(6): 32-37.
- LETHMATE, J. (1999): Chemisches Klima, calciumarme Böden und brutgestörte Meisen, oder: Was heißt „geoökologisch denken?“. Geographie und Schule 21, H. 119: 36-41.
- LUKES, M., K. v. WILPERT & E.E. HILDEBRAND (1997): Stoffhaushalt eines Fichten-ökosystems mit hohen Stickstoffeinträgen. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 85/III: 1311-1314.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (NLFB) (1996): Wald und Boden. Arbeitshefte Boden, H. 2. Hannover.
- RASPE, S. (1997): Natur oder Ersatznatur? Auf dem Weg zum bodenlosen Anbau. Politische Ökologie, Sonderheft 10: 70-74.
- ULRICH, B. (1995a): The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation. Environ. Rev. 3: 262-276.
- ULRICH, B. (1995b): Der ökologische Bodenzustand - seine Veränderung in der Nachkriegszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv 66: 117-127.

Stand und Perspektiven bodenkundlicher Fragestellungen in der Lehrerausbildung in Deutschland - Ergebnisse einer bundesweiten Umfrage (Petra Sauerborn)¹

Einleitung

Es wurden verschiedene Umfragen zum Thema Boden durchgeführt; die Ergebnisse stellen Bedarfs- und Sachstandsanalysen dar. Inhalt der hier vorgestellten Befragung sind Stand und Perspektiven bodenkundlicher Fragestellungen in der Lehrerausbildung in Deutschland. Es handelte sich um Institute geographischer Ausbildung i.w.S. Mit den zunehmenden Bemühungen um umfassende Umweltbildung und Schaffung juristischer Rahmenbedingungen zum Bodenschutz in Deutschland könnte sich dies in Zukunft ändern. Ein wissenschaftsorientierter Unterricht ist auf fach- und erziehungswissenschaftlich ausgebildete Lehrere ange wiesen. Umfragen bei Studierenden belegen ein großes Interesse an bodenkundlichen Fragestellungen. Häufig ist an Schule und Hochschule die Möglichkeit einer Berücksichtigung des Bodens innerhalb der verbindlichen Vorgaben nicht bewußt und es werden, aus Unwissenheit um die Möglichkeiten, andere Themen bevorzugt.

Ergebnisse

Die bundesweite Umfrage würde mit einer Beteiligung von 79,3 % an den 87 Geographischen Instituten sowie Geographischen Lehrstühlen an Pädagogischen Hochschulen und Seminaren in Deutschland durchgeführt. Wenige Antworten erfolgten anonym; nur Brandenburg ist durch die Rückmeldungen nicht vertreten. Ein regionaler Schwerpunkt der Aussagen ist in Nordrhein-Westfalen und Bayern gegeben. Zusätzliche Anmerkungen sowie die hohen Umfragebeteiligung weisen auf ein großes Interesse an der Befragung und ihrer Ergebnisse hin.

Ein überwiegender Teil der Befragten (47) bietet eine Lehrerausbildung für die Regelschule der Sekundarstufe I an, eine fast entsprechende Anzahl betrifft das Lehramt der Regelschule für die Sekundarstufe II (43). Insgesamt 38 Institutionen betreiben die Ausbildung für den Sachunterricht der Regelschule. Das Sonderschullehramt wird an 27 Einrichtungen angeboten. In 7 Fällen findet sich eine nicht näher definierte Ausbildung für den Sachunterricht an Grundschulen statt. 4 Institutionen spezifizierten die Art der Lehrerausbildung nicht näher und gaben die Bereiche "Geographie" oder "Erdkunde" an. Bei 2 Einrichtungen finden sich von den Kategorien abweichende Lehrerausbildungen, z.B. differenter Jahrgangsstufeneinteilungen. Neben dem derzeitigen Angebot wurden mögliche Potentiale und eigene Wünsche abgefragt. 90 % der Institutionen geben an, im Rahmen der Lehrerausbildung bodenkundliche Inhalte zu berücksichtigen. Das Ergebnis scheint zugunsten der bodenkundlichen Ausbildung sehr hoch auszufallen, doch relativieren sich die Angaben mit den nachfolgenden Fragen. Es wird sich zeigen, in welchem Umfang bzw. Kontext die Pedologie tatsächlich berücksichtigt wird. So finden sich hier Hinweise wie "gehört zur geographischen Grundausbildung", "ist ein

¹ Dr. Petra Sauerborn, Seminar für Geographie und ihre Didaktik, Universität zu Köln, Grönewaldstr. 2, 50931 Köln

Faktor des Geoökosystems", "Standortfaktor" u.ä. sowie Zusätze im Sinne von "nur integrativ", "nicht explizit", "ein Faktor von vielen" usw.. Häufig findet sich auch die Anmerkung, daß Lehramtsstudierende im Rahmen der fachwissenschaftlichen Ausbildung entsprechende Veranstaltungen wählen können, diese jedoch nicht verpflichtend sind.

Fast zwei Drittel der Befragten wünschen sich ein größeres Angebot bodenkundlicher Inhalte in der Ausbildung. Als typische Gründe für eine vermehrte Beachtung bodenkundlicher Inhalte in der Lehrerausbildung lassen sich festhalten "Böden sind wichtige Teile des Ökosystems", "sind für die Umwelterziehung von zentraler Bedeutung" und "dienen der Erschließung wesentlicher Zusammenhänge der Geographie" sowie zudem Hinweise, wie "es wird explizit in den neuen Lehrplänen gefordert". Letztere Anmerkung ist fast ausschließlich aus Befragten des Bundeslandes Bayern zurückzuführen. Eine explizite fachliche Ablehnung findet sich in 3 Fällen. Die Zusatzfrage nach einem möglichen Rahmen für eine stärkere Berücksichtigung bringt die folgenden Hinweise: "Projekte", "Geländepraktika", "Exkursionen", "Spezialseminare zur Bodenökologie", "regionale Landeskunde", "fächerübergreifende Veranstaltungen", "Kartierungen" und "Laboruntersuchungen". Es zeigt sich, daß überwiegend im Rahmen praktischer Arbeiten und an außeruniversitären Standorten bzw. im Zusammenhang mit Geländearbeiten eine vermehrte Berücksichtigung gefordert wird. Hinweise, wie "in den Lehrplänen", "in den Studienordnungen" sowie in "Pflichtseminaren" zeigen, daß der Grund erneut in den bestehenden Ausbildungsvorgaben zu suchen ist. Für vergleichende Aussagen zu anderen Ausbildungsbestandteilen, war eine Frage nach der Relation bodenkundlicher Fragestellungen in der bestehenden Lehrerausbildung notwendig. Es wurde nach der Einschätzung im Zusammenhang mit der jeweils eigenen Lehrerausbildung gefragt. Rund 50% der Institutionen gaben "weniger wichtig" bzw. "unwichtig" an. Die Begründung der einzelnen Wertigkeiten läßt wiederum einige Aussagen zu: Anmerkungen von Institutionen, in deren Ausbildung die Bodenkunde "wichtig" bzw. "sehr wichtig" ist, zeigen erneut, daß die o.g. extrem hohe Berücksichtigung des Bodens von 90% zu relativieren ist. So finden sich u.a. 11 Angaben dazu, daß nicht der "Boden als Naturkörper" gemeint sei und somit der klassischen Bodenkunde "eigentlich" keine Bedeutung zu kommt. Weitere Hinweise, z.B. im Sinne von "nur Landwirtschaft", "Boden als Standortfaktor", lassen zudem darauf schließen, daß hier i.d.R. die Bodennutzung i.w.S. gemeint ist. Weitere Hinweise zeigen jedoch, daß die "Boden-geographie in der Ausbildung akzeptiert" ist; über die Bodenkunde werden keine Angaben gemacht. Im Zusammenhang mit den Antworten "weniger wichtig" bzw. "unwichtig" fanden sich Anmerkungen, wie "Studenten nehmen Angebot nicht an", "beschränkter Stellenwert durch Vorgabe des Kultusministers", "Studienplan/Studienordnung entsprechend" und "Konzentration auf Diplomstudien-gang läßt andere Schwerpunkte zu". Diese Antworten verweisen erneut auf ein mangelndes studentischen Interesse, was auch auf bestehende Studienordnungen zurückgeführt wird. Auch werden wiederholt formale Vorgaben als Grund für die mangelnde Berücksichtigung benannt. Die Vermutung eines mangelnden studentischen Interesses steht den Ergebnissen der studentischen Befragungen jedoch konträr gegenüber; vielmehr wünschen sich Dozierende und Studierende eine vermehrte Berücksichtigung bodenkundlicher Inhalte in der Lehrerausbildung.

Im Vergleich mit der derzeitigen Integration bodenkundlicher Fragestellungen in der Lehrerausbildung zeigt sich ein Bedarf vermehrter Berücksichtigung, denn 78% der Befragten sind der Meinung, daß diesen Themen eine "sehr wichtige" oder "wichtige" Rolle zukommen sollte. Eine Aufschlüsselung der Ergebnisse nach Bundesländern läßt u.U. weitere Auswertungen zu. Es zeigt sich – gemäß der bundesweiten Auswertung – daß insgesamt eine vermehrte Berücksichtigung bodenkundlicher Belange in der Lehrerausbildung stattfinden sollte. In Bundesländern, die pedologische Themen bereits eine relativ hohe Beachtung schenken, erscheint der Wunsch in abgeschwächter Form. Nachdem der Frage einer möglichen Bereitschaft bzw. die Meinung über potentielle Defizite der bodenkundlichen Lehrerausbildung, soll im Folgenden die Einschätzung einer potentiellen Änderung erörtert werden. Die Formulierung der Frage ließ ursprünglich offen, ob mit einem möglichen Wandel eine Vermehrung oder eine Abnahme der Integration pedologischer Sachverhalte in den Unterricht gemeint ist, es fand jedoch eine Spezifizierung durch die Institutionen statt. 41% der Befragten sehen keine Veränderung des Stellenwertes bodenkundlicher Fragestellungen, wobei es sich i.d.R. um die

Institutionen handelt, die bereits heute eine starke Integration dieser Themen bekunden. Es findet in keinem Fall eine Begründung dieser Einschätzungen statt. Die Modifikation der Betrachtung des Bodens wird fast ausschließlich als Verstärkung verstanden und durch Hinweise, wie "Änderung von Lehrplänen/Richtlinien", "Zunahme der Bedeutung", "Schutzgut" bzw. "Umwelterziehung" bekräftigt. In einem Viertel der Antworten wird ein "Defizit der physischen Geographie in den Geowissenschaften" erkannt und die Hoffnung auf einen Wandel ausgedrückt. Zeitpunkt und Umfang der bodenkundlichen Inhalte in der Lehrerausbildung wurden im Folgenden geklärt. Es handelt sich hierbei um durchschnittliche Angaben; Mehrfachnennungen waren möglich. Insgesamt geben 37 Institutionen an, im Rahmen von Veranstaltungen des Grundstudiums bodenkundliche Inhalte zu berücksichtigen und zwar in einem durchschnittlichen Umfang von 2,53 Semesterwochenstunden. 30 Einrichtungen benennen Veranstaltungen des Hauptstudiums und geben einen durchschnittlichen Umfang von 2,76 Semesterwochenstunden an. Integrativ, d.h. im Rahmen anderer Veranstaltungen, wird der Boden von 11 Institutionen und in einem Durchschnitt von 4 Semesterwochenstunden durchschnittlich berücksichtigt. 4 Institute geben an, daß Boden nur in Einzelstunden Betrachtung findet. Es zeigt sich, daß bodenkundliche Fragestellungen im Grund- und Hauptstudium von Bedeutung sind. Das hohe Ergebnis bezüglich explizit bodenkundlicher Veranstaltungen scheint erklärungsbedürftig. Es kann sich hierbei z.B. um das potentielle Angebot handeln, aus dem die Studierenden wählen können und das somit die maximal mögliche Berücksichtigung innerhalb eines Studienverlaufes darstellt. Stichprobenartige Kontrollen der Studienordnungen zeigen, daß es sich – auch bei Benennung explizit bodenkundlicher Veranstaltungen - i.d.R. um ein integratives Angebot im Rahmen weiterführender Fragestellungen handelt. Ähnliches gilt für die Angaben zu einer integrativen Berücksichtigung, denn hier zeigt es sich, daß immer dann, wenn Veranstaltungen i.w.S. etwas mit Boden zu tun haben könnten, eine Benennung erfolgt sein muß. So gab ein Institut an, im Umfang von 20 Semesterwochenstunden bodenkundliche Fragestellungen zu bearbeiten.

Neben Art und Umfang der Berücksichtigung bodenkundlicher Belange in der Lehrerausbildung ist die Veranstaltungsart von Interesse. Es zeigt sich, daß ein überwiegender Teil (45) der stattfindenden Veranstaltungen explizit fachwissenschaftlich ist. Ein Großteil (46) besteht zudem aus Exkursionen und Geländepraktika bzw. Übungen (24), die alle der praktischen Ausbildung zuzurechnen sind. Vorlesungen (39) und Seminare (39) werden gleichermaßen berücksichtigt. Als weitere Veranstaltungsarten werden mehrfach "Laborkurse" und "Projektseminare" benannt. Es zeigt sich also, daß in allen Veranstaltungsarten bodenkundliche Belange von Bedeutung sind. Somit stellt sich die Frage, ob und in welchen Bereichen pedologische Schwerpunkte gesetzt werden. 58% geben an, bestimmte Themenschwerpunkte in den Ausbildungsinhalten zu haben. Ein großer Teil der Antworten ist unter dem Stichwort "Bodengeographie" und "Bodennutzung" zusammenzufassen. Desweiteren werden – fast ausschließlich von Institutionen mit physisch-geographischem Schwerpunkt – Begriffe, die aus dem Bereich "Bodenschutz und Ökologie" stammen, wie z.B.: "Filter-Pufferwirkung", "Versauerung", "Nährstoffkreisläufe", "Pedogenese", "Erosion", "Bodensanierung" genannt. Ein Drittel der positiven Antworten bezieht sich auf die "Kartierung". Es finden sich auch Spezialthemen, wie "Paläoböden". Die Schwerpunkte orientierten sich häufig an dem Forschungsschwerpunkt der Institution oder der Dozenten. 4 Einrichtungen machten in diesem Zusammenhang jedoch keine Angaben.

Die Berücksichtigung zukunftsorientierter Themen scheint bei der Auswahl eine große Rolle zu spielen; ein Drittel der Befragten gibt an, keine zukunftsorientierten Themen in Bezug auf den Boden zu berücksichtigen. Anmerkungen zeigen, daß es sich hierbei entweder um Institutionen ohne bodenkundliche Ausbildung handelt, oder um Einrichtungen, in denen nur grundlegende Fragestellungen – integrativ in anderen Veranstaltungen – Betrachtung finden. Als Themen werden überwiegend Fragestellungen aus dem Bereich von Ökologie und Bodenschutz benannt, die mit dem Zitat eines Befragten treffend charakterisiert sind: "alle zur Zeit in der öffentlichen und wissenschaftlichen Diskussion stehenden Themen". In zwei Fällen wird angegeben, daß Fragestellungen aus dem Bereich der Klimaveränderungen und ihre Einflüsse auf den Boden angeboten werden. 4 Institutionen machen zu diesem Sachverhalt keine Angaben. Im Vergleich zur Aktualität der besprochenen Themen scheint die Zahl der entsprechenden Abschlubarbeiten sehr gering. Insgesamt geben 39 Institutionen

an, daß an ihren Einrichtungen "selten" oder "nie" Abschußarbeiten zur Bodenkunde erarbeitet werden. 16 beschreiben die Anzahl als "weniger häufig". Dieses Ergebnis zeigt, daß offensichtlich das studentische Interesse an oder die Anleitung zu entsprechenden Abschußarbeiten in der deutschen Lehrerausbildung gering ist. Sollten Arbeiten angefertigt werden, dann entsprechen Sie in etwa den o.g. Schwerpunkten und zeigt einen engen Zusammenhang zu den Forschungsschwerpunkten der Lehrenden. Es findet sich zudem der Hinweis auf eine Berücksichtigung bodenkundlicher Inhalte im Zusammenhang mit "Abschußklausur und Kolloquium".

Die folgende Frage sollte eine Einschätzung der bodenkundlichen Vorkenntnisse der Studierenden zeigen, die diese in ihrer voruniversitären Zeit gewonnen haben sollen. Dies kann auch Rückschlüsse auf die schulische Ausbildung zulassen. Das Ergebnis zeigt, daß die Studienanfänger, nach Meinung der Befragten, eine sehr schlechte bodenkundliche Ausbildung besitzen. Jeweils 27 Institutionen bezeichnen die Vorkenntnisse mit "mangelhaft" bzw. "keine". Ausreichende bis gute Kenntnisse werden fast ausschließlich in Bayern bescheinigt. 5 Einrichtungen machen zu dieser Frage keine Angaben. Grund für die schlechten Vorkenntnisse der Studienanfänger ist i.d.R. die ungenügende bodenkundliche Schulausbildung. Diese schlechten Voraussetzungen können Grund dafür sein, daß nur in den Universitäten, wenn überhaupt, zu einem bedeutenden Prozentteil bodenkundliche Grundlagen vermittelt werden. Angesichts der schlechten Vorkenntnisse ist die Berücksichtigung der benannten aktuellen Fragestellungen jedoch erstaunlich.

Perspektiven

Durch die hohe Beteiligung und die Differenziertheit der Antworten, aber auch durch beigefügte Schreiben, zeigt sich ein hohes Interesse an der durchgeführten Umfrage und ihren Ergebnissen. Begründet wird dies häufig mit Defiziten in der bundesweiten Koordination, aber auch mit der Hoffnung, naturwissenschaftlichen - besonders bodenkundlichen - Fragestellungen eine größere Beachtung schenken zu können. So ist der Wunsch nach einer stärkeren Berücksichtigung des Bodens deutlich und drückt sich auch darin aus, daß ein erheblicher Teil der Befragten der Meinung ist, der Boden "sollte" stärkere Beachtung finden. Es wird angenommen, daß sich der Stellenwert des Bodens entsprechend ändern wird, was u.a. auf Umweltbildung und Ökologie i.w.S. zurückgeführt wird. Insgesamt zeigt sich, daß er als Objekt der Lehrerausbildung eine relativ große Bedeutung zukommt, wenngleich dieses generelle Ergebnis relativiert werden muß. Hauptsächlich wird der Boden integrativ, d.h. im Zusammenhang mit anderen Fragestellungen und nicht in Pflichtveranstaltungen, behandelt. Der Boden als Naturkörper wird selten betrachtet. Als wichtiger Grund für die mangelnde Berücksichtigung werden formale Vorgaben z.B. im Zusammenhang mit Lehr- und Studienplänen sowie die mangelnde physisch-geographische Ausrichtung des Studiums genannt. Diesem Mangel könnte jedoch durch geeignete Auslegung oder Empfehlungen bei der Novellierung der Vorgaben abgeholfen werden, in die entsprechende Wissenschaftler integriert sein sollten. Auch das Interesse der Studierenden spielt eine Rolle.

Als entscheidendes Kriterium für die Themenauswahl bei der Ausbildung wird ihre Aktualität und Berücksichtigung in der Öffentlichkeit, aber auch der Schwerpunkt der Ausbildungsstätte genannt. Das Wissen und Engagement der Studierenden wird überwiegend gering eingeschätzt. Es zeigen sich bereits eine Tendenz des Umdenkens zugunsten pedologischer Belange in der Lehrerausbildung in Deutschland, wie sie in anderen Ländern bereits Standard sind. Geeignete fachwissenschaftliche Arbeits- und Ausbildungsmaterialien können diesem Trend ebenso zuträglich sein. Eine Kooperation zwischen Fachwissenschaft und Didaktik ist unabdingbar. Gleiches gilt auch für andere Fächer, z.B. aus dem Bereich der Chemie oder der Biologie.

Der dringend notwendige nachhaltige Bodenschutz kann nur über geeignete ökologische Bildung gewährleistet werden.

Das Internet als Medium der Vermittlung geowissenschaftlicher Inhalte

Vennemann, K. und Herrmann, L.

Einleitung

Das Internet bietet gegenüber Druckmedien erweiterte Möglichkeiten der Vermittlung von Inhalten. Dadurch ergeben sich andere Anforderungen an deren Aufarbeitung. Sowohl die spezifischen Möglichkeiten als auch die Anforderungen sollen am Beispiel eines "Internet-Atlas der natürlichen und agronomischen Ressourcen des Niger und Benin" aufgezeigt werden. Die Erstellung des Atlanten beruht auf den Ergebnissen des SFB 308 "Standortgemäße Landwirtschaft in Westafrika".

Vermittlung geowissenschaftlicher Inhalte durch das Internet

Ein typisches Merkmal geowissenschaftlicher Daten ist ihr räumlicher Bezug. Raumbezogene Daten lassen sich als Karten darstellen. Das kann in Form von kommentierten Atlanten geschehen. Gegenüber gedruckten Atlanten hat das Internet als Publikationsmedium wesentliche Vorteile. GIS-basierte Internetkarten sind beispielsweise nicht statisch, sondern können

- (1) dynamisch aus den neuesten Daten erstellt werden (Anwendung der Web-Server-Lösung).
- (2) mit neuen Daten schnell aktualisiert werden (anbieten von Karten als Rasterbilder, die bei Bedarf aktualisiert werden).

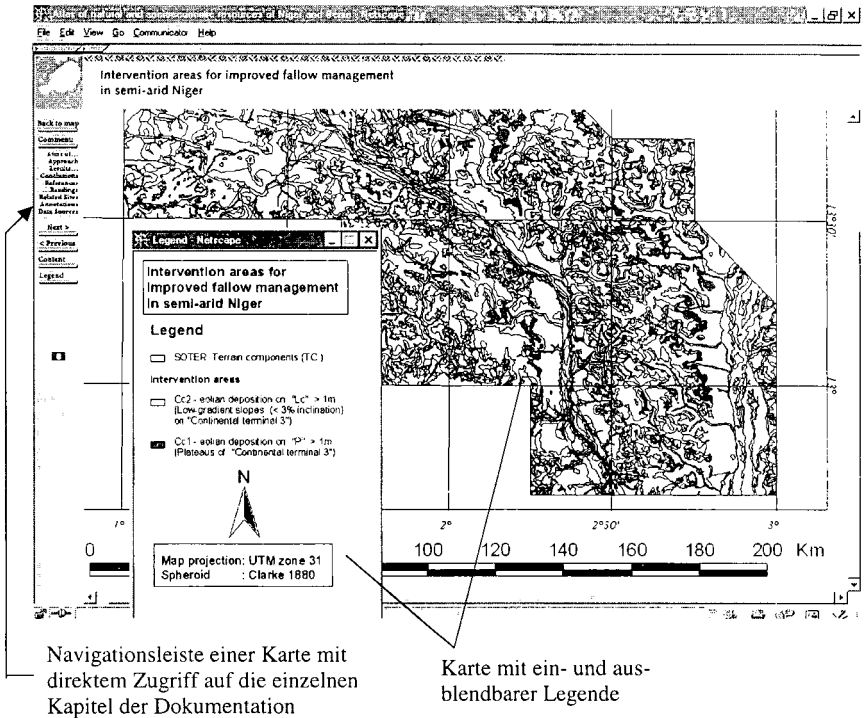
Die Aktualisierung bedeutet nur einen relativ geringem Aufwand. Somit muß nicht auf eine neue Auflage eines Kartenwerks gewartet werden. Ergebnisse, Daten und Karten können nicht nur abgerufen werden, sondern auch als Rohdaten angeboten werden. Dabei können die Informationen als Dateien direkt über das Internet auf den Computer des Interessenten heruntergeladen werden. Somit stehen alle Grundlagendaten zur weiteren Bearbeitung, Erweiterung oder Auswertung zur Verfügung. Dies sollte selbstverständlich unter Angabe der Quelle geschehen. Die Karten sind über das Internet weltweit frei verfügbar und unterliegen keinen direkten Benutzungskosten. Karten, Legenden und Kommentare können mehrsprachig angeboten werden und so ohne Herausgabe eines weiteren Druckwerks einen größeren Benutzerkreis ansprechen. Durch Nutzung der Internets als Kommunikationsmedium wird eine wissenschaftliche Zusammenarbeit auf weltweiter Ebene erleichtert. Beiträge zu bestimmten Themen können aus unterschiedlichen Quellen in ein Werk inte-

griert werden. Der Inhalt kann umfangreich gestaltet werden, da nahezu keine Einschränkungen für den Inhalt vorgegeben sind: Der Speicherplatz unterliegt kaum Einschränkungen, wobei die Dateigröße der Karten zugunsten schneller Ladezeiten über das Internet derzeit noch möglichst klein gehalten werden sollte.

Anwendungsbeispiel

Der Atlas der natürlichen und agronomischen Ressourcen in Niger und Benin wurde innerhalb des Sonderforschungsbereichs 308 "Standortgemäße Landwirtschaft in West Afrika" als Werkzeug der Erfassung, Darstellung und Kommunikation von räumlichen Daten konzipiert (Vorläufige Version:

Abbildung 1: Beispielkarte aus dem Atlas (Ansicht im Browser)



URL: <http://www.uni-hohenheim.de/~atlas308/>). Er basiert auf der integrativen Nutzung von Datenbanken, Geographischen Informationssystemen (GIS) und des Internets (als Präsentations- und Kommunikationsmedium). Raumbezogene Daten von Forschungsprojekten werden in dazu erstellten Datenbanken gespeichert. Mit Hilfe des GIS werden die räumlichen Geometrien der Karte erstellt und mit den Daten in Beziehung gesetzt. Weiterverarbeitung und Analyse der Daten kann im GIS durchgeführt werden. Auf bereits erstellte Karten im GIS kann bei der Entwicklung weiterer Karten aufgebaut werden, sowie auf vorhandene Daten in der Datenbank zur Lösung weitergehender Fragestellungen zurückgegriffen werden. Zur Präsentation der Karten und der Daten im

Internet stehen unterschiedliche Technologien zur Verfügung. Beim "Internetatlas der natürlichen und agronomischen Ressourcen in Niger und Benin" werden über das Inhaltsverzeichnis die Karten im Hauptfenster aufgerufen. Über eine Navigationsleiste kann der Text als Dokumentation der Karte aufgerufen werden. Tabellen, Graphiken und Fotos können vom Text aus interaktiv in separaten Fenstern zur Veranschaulichung des Inhalts angezeigt werden. Die Daten und Kartengeometrien, zur Erstellung der Karten (mit Metadaten), sowie die Dokumentation der Karten werden über das Netz als Zip-dateien zum Herunterladen angeboten.

Technische Lösungen der Internetpräsentation von GIS basierten Karten

Zur Präsentation von GIS-basierten Karten im Internet stehen unterschiedliche technische Lösungen zur Verfügung. Unterschiede liegen für den Benutzer vor allem in den interaktiven Möglichkeiten. Bei Web-Map-Servern gibt es zwei grundlegende Lösungen der Übermittlung von Karten:

- (1) Karten werden auf Anfrage des "Client"-Computers auf dem Server aktuell erstellt und als Rasterfile an den Benutzer übermittelt.
- (2) Benötigte Daten werden zum "Client" geladen, dann per Java-Applets oder Browser Plug-Ins dort als Karten visualisiert.

In beiden Fällen sind interaktive GIS-Funktionen möglich.

Statische Karten: Bereits erstellte Karten werden als Rasterfile übermittelt (keine GIS-Funktionen). Für den Atlas wurde letztere Möglichkeit gewählt, um Karten schnell übermitteln zu können. Fehlende GIS-Funktionalität wird durch die kostenlose Bereitstellung der Grundlagendaten und GIS-Werkzeugen wie z.B. GIS-Viewern ausgeglichen.

Anforderungen des Mediums Internet an Anbieter geowissenschaftlicher Inhalte

Wichtigste Voraussetzung für die Erstellung einer Internetdokumentation ist die Definition des Benutzerkreises. Daraus werden zuerst die spezifischen technischen Standards wie z.B. Bildschirmgröße und Auflösung und die Mindestversion des Browsers abgeleitet. Der Vorteil des Internets ist seine Geschwindigkeit. Daraus leiten sich folgende Notwendigkeiten ab:

- 1.) Die Webseite muß regelmäßig auf den neuesten Stand gebracht werden.
- 2.) Die Dokumente müssen technisch optimiert werden, um schnelle Ladezeiten zu gewährleisten.
- 3.) Die Inhalte müssen kürzer und prägnanter als in Printmedien dargestellt und besser optisch aufbereitet werden.

Aus 1.) läßt sich ein zusätzlicher Personalbedarf, aus 2 die Notwendigkeit einer spezifischen Aus- (Weiter-)bildung und aus 3.) eine plakativere Darstellung ableiten. Ein weiterer wesentliche Vorteil der Internetdarstellung ist die dynamische Anpassung und die Offenheit. Der vorgestellte Atlas verwirklicht das regelmäßige Erneuern von schnell veränderlichen Daten (z.B. Klimadaten, Vegetationsveränderungen). Dabei sollen diese Daten bewußt nicht nur aus der eigenen Arbeitsgruppe sondern auch von anderen Institutionen und Personen stammen. Damit ist er auch ein offenes Medium. Dies bedeutet im speziellen Fall, daß alle den Karten zugrundeliegenden Daten und Algorithmen offengelegt werden, um sie für die wissenschaftliche Öffentlichkeit direkt anwendbar zu machen. D.h. beide können über das Netz heruntergeladen werden.

Ausblick

Neue Lösungen der Präsentation GIS-basierter Karten im Internet werden bald eine stärkere Interaktion zwischen Benutzer und Atlas erlauben. Dies wird die Erstellung eigener, aktueller thematischer Karten erleichtern, und einen schnelleren Wissensfortschritt ermöglichen. Internetlösungen in den Geowissenschaften verlangen umfangreiches technisches Know-how im Umgang mit spezialisierter Software. Diese Investition zahlt sich durch die Möglichkeit einer schnelleren Kommunikation und Interaktion mit den Benutzern aus. Zum Beispiel können Internetatlanten als Lehrmedien dienen, die eine Rückkopplung mit den Autoren ermöglicht (z.B. über Email oder Internetformulare). Die bisher fehlende Interaktivität bei der Präsentation der Karten im vorgestellten Atlas wird bisher durch die Bereitstellung der Grundlagendaten und GIS-Viewern ausgeglichen. In Zukunft sollen frei zur Verfügung gestellte GIS-Werkzeuge die Weiterverarbeitung der Daten auch für weniger im GIS-Bereich geschulte Benutzer erleichtern. Die in naher Zukunft zu erwartende Entwicklung von kosten- und benutzerfreundlicher Software für interaktive Präsentation von Karten im Internet wird weitere Interaktionsmöglichkeiten für breite Benutzerkreise auch bereits online ermöglichen. Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß das Internet einen schnelleren Austausch zwischen Informationsanbieter und Rezipient erlaubt, aber auch einen erhöhten technischen und personellen Aufwand erfordert.

Verweise auf Webseiten

Herrmann, L. and Vennemann, K. et al. (eds.) 1999. Atlas of natural and agronomic resources of Niger and Benin: <http://www.uni-hohenheim.de/~atlas308/>

Texas A&M University (ed.): Spatial tools: Almanac Characterization Tool - (ACT), Spatial Characterization Tool - (SCT): <http://www.brc.tamus.edu/char/>

Jshape - eine javabasierte kostenlose Lösung zur Präsentation von Karten im Internet: <http://www.jshape.com/>

Konzeption und Aufbau eines Medienkatalogs zur Einführung bodenkundlicher Inhalte in den schulischen Unterricht

von

v. Held, G.; Mueller, K.

Problemstellung

Böden zählen zu den klassischen Umweltmedien. Aufgrund ihrer ökologischen Stellung können sie als Mittelpunkt der Biosphäre und Grundlage des höher entwickelten Lebens auf der Erde betrachtet werden. Im Gegensatz zu anderen Umweltmedien wie Wasser oder Luft erfahren sie aber bei weitem nicht eine ihrer Bedeutung entsprechende allgemeine Wertschätzung und gesellschaftliche Aufmerksamkeit. Die zeigt sich nicht zuletzt in einer oftmals völlig unzureichenden Behandlung des Themas Boden in der schulischen Aus- und Weiterbildung.

In letzter Zeit zeichnet sich hier allerdings eine erfreuliche Trendwende ab.

Zunehmend bemühen sich Lehrverantwortliche um eine verstärkte Berücksichtigung der Böden im Rahmen der naturwissenschaftlichen und umweltorientierten Ausbildung. Diesbezügliche Bemühungen stoßen aber oftmals rasch an ihre Grenzen. Als wesentliche Gründe sind zu nennen:

- in der Regel erlauben die vorgegebenen Ausbildungsrichtlinien keine tiefergehende Beschäftigung mit dem Thema Boden oder schreiben dies nicht ausdrücklich vor
- oftmals verfügen die Lehrverantwortlichen nicht über das notwendige bodenkundliche Grundlagenwissen
- es besteht Unkenntnis oder Unklarheit, inwieweit bodenkundliche Inhalte in verschiedenen Fächern berücksichtigt werden können
- geeignete Materialien zum Einsatz im Unterricht (Arbeitsanleitungen, Diaserien, Zeitschriftenartikel, Bücher usw.) sind den Lehrenden weitgehend unbekannt.

Im Fachgebiet Allgemeine Bodenkunde am Fachbereich Agrarwissenschaften der FH Osnabrück wird daher seit 1998 ein Medienkatalog erarbeitet und laufend aktualisiert, der im Rahmen einer kurzen, knappen Übersicht über bestehende Materialien mit bodenkundlichem Inhalt zum Einsatz im schulischen Unterricht informiert und Einsatzmöglichkeiten aufzeigt.

Aufbau des Medienkatalogs

Die Sammlung und Durchsicht geeigneter Materialien begann im Frühjahr 1998. Ausgewertet und im Medienkatalog gesondert gruppiert wurden :

- Bücher
- Broschüren/Artikel
- Diaserien
- Filme
- Lehrpfade
- Multimedia (CD-ROM, Ausstellungskonzeptionen u. a.)
- Videos

Zur vergleichenden Wertung wurde zunächst ein geeigneter einheitlicher Beurteilungsspiegel erarbeitet, der bei jedem beurteilten Werk aus zwei Seiten besteht.

Seite 1 informiert über die allgemeinen bibliographischen Angaben sowie über die Gliederung der Arbeit. Dies wird durch eine kurzgefaßte Inhaltsangabe ergänzt.

Auf Seite 2 wird eine Evaluierung der Arbeit im Hinblick auf die Darstellung bodenkundlicher Inhalte, die Aktualität der Informationen, sachliche Fehler und erforderliche Vorkenntnisse zum Verständnis vorgenommen. Weiterhin wird die Gliederung, das Layout, die Sprache und die didaktische Umsetzung bewertet. Abschließend erfolgen Empfehlungen hinsichtlich der Zielgruppe, des Schultyps, der Klassenstufe und des Faches, in der eine Berücksichtigung der Arbeit besonders geeignet erscheint.

Die Vorgehensweise bei der Bewertung sei an dieser Stelle beispielhaft an einer Arbeit von Bochter (1995) zum Thema „Boden und Bodenuntersuchungen“ im Schulunterricht dargestellt.

Bisher wurden in den Medienkatalog 48 Arbeiten aufgenommen und entsprechend dem hier vorgestellten Schema bewertet.

Fortführung der Arbeiten

Der Medienkatalog in der vorliegenden Form stellt ein erstes Zwischenergebnis dar. Er wird in den nächsten Monaten weiter zu vervollständigen sein. Weiterhin soll auch die Arbeit mit dem Katalog durch die Aufnahme unterschiedlicher Register (z.B. nach Fächern, Schultypen, Klassenstufen) verbessert werden. Es ist geplant, den Medienkatalog zum Beginn des Jahres 2000 ergänzt um eine Auswertung der Lehrpläne der Bundesländer zur Berücksichtigung bodenkundlicher Inhalte zu veröffentlichen und Lehrern sowie Lehrplangestaltern zugänglich zu machen.

Bochter, R.;

Boden und Bodenuntersuchungen

Gliederung:

- Wie man den Boden vorstellt
- Wie Böden aussehen und wie sie entstehen
- Was der Boden einer Pflanze liefern muß
- Was Bodenlebewesen leisten
- Was Böden belastet und bedroht
- Literatur
- Anhang
- Stichwortverzeichnis

Inhalt:

Das Werk will Bodenkunde für den Schulunterricht erschließen und ist für den naturwissenschaftlichen Unterricht und die Unterrichtsvorbereitung gedacht. Es wendet sich an Lehrer aller Jahrgangsstufen insbesondere der Fächer Chemie, Physik, Biologie und Geographie. Vorgestellt werden insgesamt 157 Untersuchungsvorschläge, die ein breites Feld bodenkundlicher Analysen und Experimente aus den Bereichen der Feldbodenkunde, der Bodenphysik, Bodenchemie und Bodenbiologie abdecken.

Der Verfasser hat eine Vielzahl einfacher Verfahren zusammengestellt, die qualifizierte und für standortkundlich-ökologische Interpretationen ausreichend genaue Ergebnisse liefern und mit typischer Schulausrüstung im für Unterrichtseinheiten üblichen Zeitrahmen durchführbar sind.

Das Spektrum umfasst Geländemethoden für eine erste grobe Abschätzung, Schnellverfahren für Demonstrationsversuche oder Schülerübungen und schließlich Methoden, die sich eng an wissenschaftliche Verfahren anlehnen. Zu jedem Versuch bzw. zu jeder Gruppe von Versuchen gibt es eine kurze Einleitung, die den bodenkundlichen Kontext erläutert. Zum Experiment oder zur Analyse selbst wird die Schwierigkeitsstufe, der Zeitaufwand, eine Liste benötigter Materialien und Geräte sowie eine umfassende Arbeitsanleitung angegeben. Eine Darstellung erzielbarer Ergebnisse sowie Hinweise zur Interpretation vervollständigen die Versuchsanleitungen; Möglichkeiten zu ihrer Integration in den Unterricht werden aufgezeigt.

Das Buch eignet sich gerade wegen der vielfältigen Ansätze auch zur fächerübergreifenden Auseinandersetzung mit dem Thema Boden. Grundlegende Kenntnisse der allgemeinen Bodenkunde erleichtern den Zugang zu den Experimenten.

Herausgeber: kein Eintrag, Verlag: Aulis, Köln, Erscheinungsjahr: 1995, ISBN: 3-7614-1785-3, Seiten: 273, Medium: Buch

Evaluation:

Inhalt

<u>Darstellung bodenkundlicher Inhalte:</u>				
<input type="checkbox"/> ausführlich	<input checked="" type="checkbox"/> angemessen	<input type="checkbox"/> knapp	<input type="checkbox"/> zu knapp	
Schwerpunkt(e): Bodenchemie, Bodenbiologie, Bodenphysik				
<u>Aktualität:</u>				
<input checked="" type="checkbox"/> neu	<input type="checkbox"/> ausreichend	<input type="checkbox"/> z.T. veraltet		
<u>sachliche Fehler:</u>				
<input checked="" type="checkbox"/> nicht gefunden	<input type="checkbox"/> vorhanden			
<u>erforderliche Vorkenntnisse:</u>				
<input checked="" type="checkbox"/> hohe	<input type="checkbox"/> mittelmäßig	<input type="checkbox"/> geringe	<input type="checkbox"/> keine	

<u>Gliederung:</u>				
<input checked="" type="checkbox"/> übersichtlich	<input type="checkbox"/> mäßig übersichtlich	<input type="checkbox"/> unübersichtlich		
<u>Layout:</u>				
<input type="checkbox"/> besonders ansprechend	<input checked="" type="checkbox"/> gut strukturiert	<input type="checkbox"/> ausreichend bebildert	<input checked="" type="checkbox"/> Grafiken (Zeichnungen, Tabellen, Diagramme)	<input type="checkbox"/> farbig
<u>Sprache:</u>				
<input type="checkbox"/> leicht verständlich	<input checked="" type="checkbox"/> verständlich	<input type="checkbox"/> schwer verständlich	<input checked="" type="checkbox"/> präzise formuliert	<input type="checkbox"/> abstrakt
<u>Didaktische Umsetzung:</u>				
<input checked="" type="checkbox"/> präzise und gut nachvollziehbar	<input checked="" type="checkbox"/> mit Hinweisen zur Geländearbeit	<input checked="" type="checkbox"/> mit Anleitung zur Laborarbeit	<input type="checkbox"/> zusätzliche Materialien zur Wissensvermittlung	<input type="checkbox"/> mit Aufgabenteil

Eignung

Zielgruppe: Lehrer

<u>Schultyp:</u>				
<input type="checkbox"/> Hauptschule	<input type="checkbox"/> Realschule	<input checked="" type="checkbox"/> Gymnasium	<input type="checkbox"/> berufsbildende Schule	<input type="checkbox"/> Erwachsenenbildung
<u>Klassenstufe:</u>				
<input type="checkbox"/> 1-4	<input type="checkbox"/> 5-8	<input checked="" type="checkbox"/> 9-13	<input type="checkbox"/> Weiterbildung	

besonders geeignet für das Unterrichtsfach: Chemie

Ökosystem- und Umweltforschung präsentiert auf neuen Medien: CD-ROM und DVD-ROM

Wöhler, I.*; Blanck, K.°; Stickan, W.*

Die weltweiten Umweltprobleme können nur erfolgreich angegangen und beseitigt werden, wenn der Ökosystem- und Umweltforschung in der Bildung ein entsprechender Stellenwert eingeräumt wird. Das Wissen über die Komplexität von Ökosystemen und deren Verletzbarkeit durch menschliches Verhalten muß verdeutlicht und bewußt werden. Der Wissenstransfer von der Forschung in die Gesellschaft muß viel stärker werden, weil die weltweiten Umweltprobleme nur durch Hintergrundinformationen und Detailkenntnisse der Bevölkerung zu lösen sind. Diese Informationen können vermehrt durch den Einsatz "Neuer Medien" vermittelt werden.

Das Institut für den Wissenschaftlichen Film (IWF) in Göttingen, das Forschungszentrum Waldökosysteme (FZW) der Universität Göttingen und *ErlebnisWald* e.V. in Uslar-Schönhagen haben die Multimedia-Technologie angewandt und eine CD-ROM (*compact disc*) über das Ökosystem Wald veröffentlicht („Wald-interaktiv! Ökosystemforschung Wald“, Springer Verlag, Berlin und Heidelberg, ISBN 3-540-14670-9, 1998). Der Nutzer kann hier über farbige Hinweisschilder die Themenbereiche Ökologie, Forschung und Biologie anwählen. Es erscheint jeweils ein fotografiertes 360°-Waldpanorama einer einzelnen Forschungsfläche im Solling. Mit einem Mausclick kann man sich im Wald "umschauen". Der Nutzer kann in das Panoramabild rein- und rauszoomen, und er kann sich vertikal im Bild bewegen. Auf den Panoramabildern sind buttons verteilt, über die sich verschiedene Unterthemen anwählen lassen. Man erhält beispielsweise Informationen über Pflanzenteile wie Blatt, Stamm und Wurzel oder bekommt Erklärungen über verschiedene Bodentiere wie den Regenwurm. Auf weiteren *screens* werden z.B. Themen über Blattfall, Waldschäden, Bodenversauerung, oder Bodenaustauscher behandelt. Der Göttinger Ökologe Prof. Dr. H. Ellenberg spricht in zwei Interviews über die Ökosystemforschung und das "Solling-Projekt". Für all diese Darstellungen werden Schrift- und Wortbeiträge, Graphiken, Animationen und Videos verwandt. High-Quality-Videos, Filme mit Zeitraffung und

* IWF, Nonnenstieg 72, 37075 Göttingen

° *ErlebnisWald* e.V., Graftstr. 7, 37170 Uslar

Zeitdehnung und Mikrospezialaufnahmen aus dem umfangreichen IWF-Archiv ergänzen diese CD-ROM.

Im Rahmen des "Projektverbunds Angewandte Medienforschung" des Niedersächsischen Ministerium für Wissenschaft und Kultur wird die Produktion einer DVD-ROM (*digital versatile disc*) "Ökosystem Wald" am Institut für den Wissenschaftlichen Film gefördert. Bei der Produktion wird Inhalt (Wissen, Daten, Dokumentation etc.) mit Technik (Tools, Film, Netze etc.) und Gestaltung (Konzeption, Animation, Layout etc.) adäquat verknüpft. Eine DVD-ROM hat die Größe einer normalen CD-ROM; die Speicherkapazität kann aber bis zu 17 Gigabyte betragen. Der Speicher einer DVD-ROM reicht aus, um den Inhalt gleichzeitig in unterschiedlicher Sprachversion anzubieten. Der Nutzer kann bei der Wald-DVD jederzeit zwischen den Sprachversionen deutsch und englisch wechseln. Alle Beiträge wie Filme, Animationen, Fotos und graphische Darstellungen sind in hervorragender Bild- und Tonqualität. Neben den technischen Aspekten zur Gestaltung einer DVD-ROM erfordert auch die Ökosystemkomplexität nach einer geeigneten Darstellungsform. Öko- und Multimedia-Systeme zeichnen sich dadurch aus, daß sie komplex, nicht linear und vernetzt sind. Deshalb ist die Multimedia-Technologie ein geeignetes Medium, um komplexe ökologische Zusammenhänge strukturgerecht abzubilden.

Die Wald-DVD gliedert sich in sechs Basiskapitel (Atmosphäre, Anthroposphäre, Biosphäre, Forschung, Pedosphäre und Wald) und in ein Sonderkapitel (Biologische Vielfalt). Auch bei der Wald-DVD werden auf 360°-Panoramen die einzelnen *buttons* für die Unterkapitel angeordnet. Der Themenkomplex Pedosphäre gliedert sich beispielsweise in die Unterthemen Minerale (z.B. Aufbau der Erdkruste), Gesteine (z.B. Verwitterung, Transport und Sedimentation), Porenraum (z.B. Korngröße, Bodenwasser), Nährstoffe (z.B. Puffer-Systeme), Humus (z.B. Streu, Humusformen), Bodenbildung und Bodentypen (z.B. Rendzina, Braunerde). Auf der DVD-ROM sind neben naturwissenschaftlich/ökologischen (z.B. Kohlenstoffkreislauf, Produktivität und Nahrungsnetz) und forstwirtschaftlichen Grundlagen (Laub- und Nadelbäume, Wälder der Erde, Historische Waldnutzung, Arbeitsplatz Wald u.a.) auch Erkenntnisse und Ergebnisse der aktuellen Waldökosystemforschung (z.B. Waldwachstum, Bodenalgeln und das Dachprojekt) dargestellt. Man findet beispielsweise auch Animationen zum Waldwachstum, Interviews mit führenden Ökosystemforschern und Filme über Holz als Werkstoff in der Möbelindustrie oder für den Hausbau. Die einzelnen Sphären haben eine signifikante Farbe; dies erleichtert die Orientierung. Ein optimiertes Navigationssystem einschließlich Inhaltsverzeichnis, Glossar und Protokoll hilft dem Nutzer, die DVD-ROM problemlos durchzuarbeiten.

Bildschirmbeispiele werden am Thema "Blattgewebe" (Abb. 1) und „Massentourismus-Prozesse“ (Abb. 2) verdeutlicht.

Die Wald-DVD wird z.Z. produziert und soll im nächsten Jahr (Frühling/Sommer) zur EXPO 2000 in Hannover erscheinen. Während der EXPO-2000 besteht die große Möglichkeit, daß sich ein

interessiertes internationales Besucherpublikum mit dem Themenkomplex "Waldökosystemforschung" auseinandersetzt.

Neben der Wald-DVD wird z.Z. auch das *ErlebnisWald*-Gelände bei Uslar-Schönhagen im Solling aufgebaut (vgl. Blanck et al. in dieser Publikation).

Abb. 1: Bildschirmseite zum Thema „Blattgewebe“ .

Dieses elektronenmikroskopische Foto erscheint, wenn man beim *srceen* „Laubblatt“ auf die Blattunterseite klickt. Mit dem Video-button kann der Film „Spaltöffnung“ von dieser Seite aufgerufen werden. Auf dem Bildschirm links befinden sich verschiedene Optionen (Hilfefunktion, Glossar, Drucken, Sprache u.a.); unten quer sind weitere Funktionen in der Tipseiste angeordnet.

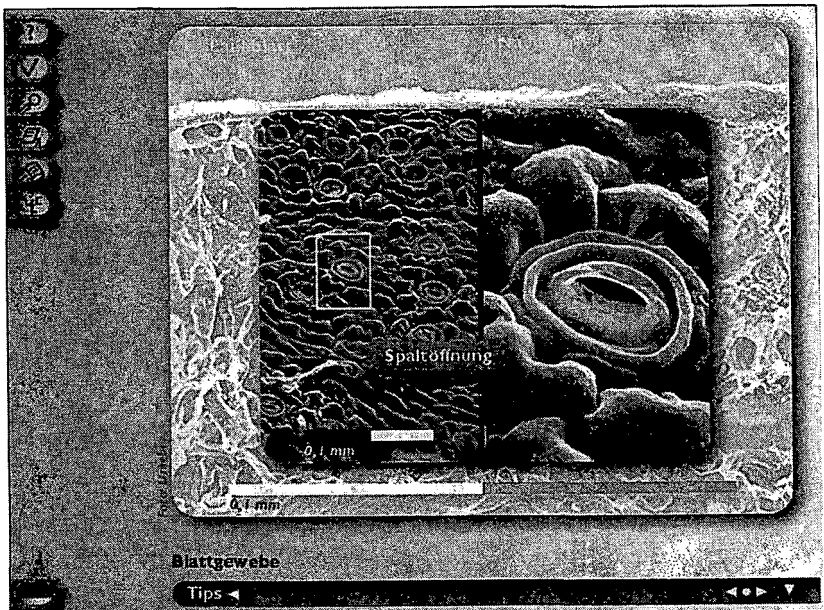


Abb. 2: Bildschirmseite zum Thema „Massentourismus-Prozesse“. Hier werden durch den Massentourismus verursachte Umweltschäden in einem Beziehungsgeflecht beschrieben. Die Pedosphäre mit den dort auftretenden Schäden sind oben rechts dargestellt (verändert nach: WBGU und PIK).

