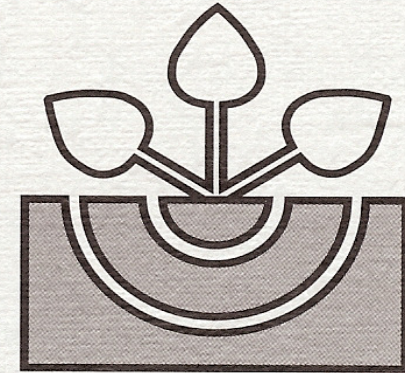


DBG



DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

MITTEILUNGEN

Ausgabe 115 / 2012

Inhalt	Seite
MADENA, K., ELFERT, S. und BORMANN, H. (2012): "Soil characteristics and nutrient leaching of heathlands under different management measures"	1 - 17
Beiträge der Tagung: Vortrags- und Exkursionstagung zur Bodenschätzung, AG Bodenschätzung und Bodenbewertung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 19.- 21.09.2012 in St. Wendel/ Saarland Berichte der DBG	
ULONSKA, H.- J. und CAPELLE, A. (2012): Harmonisierte Korngrößenverteilungen unter besonderer Berücksichtigung von EU-weiten Abgrenzungen naturbedingt benachteiligter Gebiete - Nécessité d'harmonisation des limites texturales dans le contexte de la redéfinition des zones défavorisées au sein de l'EU	19 - 30
NESTROY, O. , KRETSCHMER, H. und ULONSKA, H.-J. (2012): Bodenkundliche Basisdaten als Grundlage für justitiable Indikatoren bestimmter Schwermetall-, Nährstoff- und Wassergehalte	31 – 43

Soil characteristics and nutrient leaching of heathlands under different management measures

Kirsten Madena¹, Simon Elfert² & Helge Bormann³

Abstract

Many heathland areas are affected by increasing nutrient input causing a change in vegetation cover. Therefore, a wide range of conservation measures, such as mowing, sod-cutting or grazing, are applied to counteract this development and to preserve typical heathland landscapes. Previous studies in these landscapes focused on the influence of management strategies on species composition and plant growth. The analysis of possible related changes in the water and nutrient regime, which is especially important regarding the requirements of the EC Water Framework Directive for groundwater quality, was neglected.

In this study we investigated the influence of two management measures (mowing and topsoil-cutting) on physical, chemical and hydrological soil properties with focus on nitrate leaching at different depths in a heath area south of the Thülsfelder Talsperre (Lower Saxony; NW Germany). Despite the limitation of the measurements our findings suggest that different management practices can cause different changes in soil properties and nutrient / water transport in soils. In general, the measured data showed an increase of nitrate concentrations with increasing pH values and decreasing soil water content. A relationship between nitrate concentration and soil moisture could be identified independently of the different vegetation structure and land use history in the investigation areas. In comparison to the topsoil-cutted plot, the mowed plot was characterized by lower pH values, higher soil water contents and higher nitrate concentrations. Exceeding the natural background concentration in groundwater by 83% an additional nitrate pollution of groundwater is possible.

Keywords: Podzol, heathland management, nitrate leaching, soil moisture, soil pH

Introduction

Changes in species composition and the ageing of heathland have been discussed for decades. Many habitats, which rely on nutrient-poor conditions (such as heathland), are affected by an increase of invasive species caused by alteration of land management and increasing nutrient input (e.g., MATZNER, 1980; ENGEL, 1988; HORNING & SUTTON, 1995; LADEKARL ET AL., 2001; HÄRDITTE ET AL., 2007). For example, changes in species composition of forests, heathland, grassland and fen communities due to increasing nutrient deposition (in particular nitrate) have been documented since the beginning of industrialisation (TERRY ET AL., 2004). Plant species, which are better adapted to this changing environment, displace the existing vegetation. Especially grasses such as *Deschampsia flexuosa* and *Molinia caerulea* spread out in heathlands with higher nutrient supply (EBER, 2001; MARRS & LE DUC, 2000; POWER ET AL., 1995).

¹WG Soil Science, Institute of Biology and Environmental Sciences, Cvo University of Oldenburg, D-26111 Oldenburg, Germany. kirsten.madena@uni-oldenburg.de

²Department of Geosciences, University of Bremen (Germany), postbox: 330 440, 28334 Bremen.

³Chair of Water Management and Engineering Hydrology, Department of Civil Engineering, University of Siegen, D-57068 Siegen, Germany.

In addition, higher nitrogen input leads to a higher sensitivity of *Calluna* vegetation to frost and dryness and an increase in the infestation with heather beetles (*Lochmaea*) (ELLENBERG, 1996; HORNING & SUTTON, 1995; POWER ET AL., 1998A; LADEKARL ET AL., 2001; NIELSEN ET AL., 2000). These and other nutrient-related changes in heathland are comprehensively described by BOBBINK ET AL. (1998).

One of the main nitrogen sources in heathlands is the atmospheric input by wet and dry deposition. Although there is an effort to reduce nitrogen emissions in future, today an increasing N-deposition negatively affects sensitive ecological systems (POWER ET AL., 2006). In Germany, the nitrogen deposition varies from 20 to 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (50%NO_x-N and 50% NH_x-N) to 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in areas which are affected by industry and intensive animal husbandry (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Throughout Lower Saxony, the nitrogen input by wet and dry deposition ranges from approximately 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in open landscapes up to 40 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ in forests (MU Nds., 2006). This exceeds the ecological critical load for dry lowland heaths (10 to 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹, e.g., ACHERMANN & BOBBINK, 2003; HÄRDTLE ET AL., 2007).

In addition the abandonment of traditional management methods (grazing, burning or sod-cutting) causes grass encroachment and an increasing growth of pine (*Pinus spp.*) and birch (*Betula spp.*) trees (POWER ET AL., 1995).

To avoid this development and to preserve these mostly semi-natural habitats by reducing the nutrient input and removing non-native vegetation, various management strategies, such as grazing, burning or mowing have been carried out. EBER (2001) stated that only a human intervention can preserve the existing heathlands.

The impact of such management methods on nutrient regime, soil characteristics and species composition has been investigated within different studies (e.g., MATZNER, 1980; DIEMONT, 1994; POWER ET AL., 1995, 1998A, 2006; BARKER ET AL., 2004; NIEMEYER ET AL., 2005, 2007; SIEBER ET AL., 2004).

Past investigations, for example the research project "Studies on the Impact of Prescribed Burning and Sheep Grazing on Northwest German Heathland Ecosystems" (KEIENBURG & PRÜTER, 2004), focused on the effect of different management measures on heathland conservation, especially with respect to their impact on vegetation development. But measurement-induced higher N-leaching was seldomly assessed, although N-leaching has doubled since 1980 (HÄRDTLE ET AL., 2007). Therefore, the investigation of nutrient leaching to avoid groundwater pollution and the preservation of heathland, mostly areas with high groundwater recharge and less agricultural use, for the purpose of drinking water production should be more taken into account (LADEKARL ET AL., 2001).

The aim of this study was to assess the impact of nature conservation measures on different soil characteristics (physical, chemical and hydrological) and the potential risk of nutrient leaching. The area investigated within this study is part of the recreational area "Thülsfelde dam" and close to the drinking water protection area of the waterworks "Augustendorf". Both, surface water and groundwater could be negatively affected by percolating water with high nutrient concentrations. Therefore, state variables, such as soil moisture and soil pH, were measured and related to nitrate and phosphate concentrations of the leachate. Soil moisture represents a key variable of the nutrient dynamics in the soil and has a strong influence on internal conversion processes. These processes influence leaching processes (HÄRDTLE ET AL., 2007). Compared to previous investigations (e.g., TROELSTA ET AL., 1997; POWER ET AL., 1998B; HERRMANN ET AL., 2005; NIEMEYER ET AL., 2005, 2007) this study focused on soil depth-resolved measurements to analyse nutrient leaching with respect to depth-related changes of soil hydrological and soil physical properties.

Materials and Methods

Investigation area

The study area is situated north west of Cloppenburg (Lower Saxony, Germany) in the southern part of the nature reserve "Thülsfelde dam" (figure 1). Located in a Geest dip of the Sögeler Sandgeest, the area (around 25 m a.s.l) is primarily characterized by Pleistocene (Weichsel) eolian sand above Saalian glaciofluvial sediments (BENDA, 1995; LBEG, 2005). The landscape is surrounded by natural dunes and influenced by artificially high groundwater levels. Until the last century large parts were still covered with heathland, open sandy areas and dunes. Many of these areas have been afforested with pine and spruce trees or have been taken under agricultural use (LSKN, 2008).

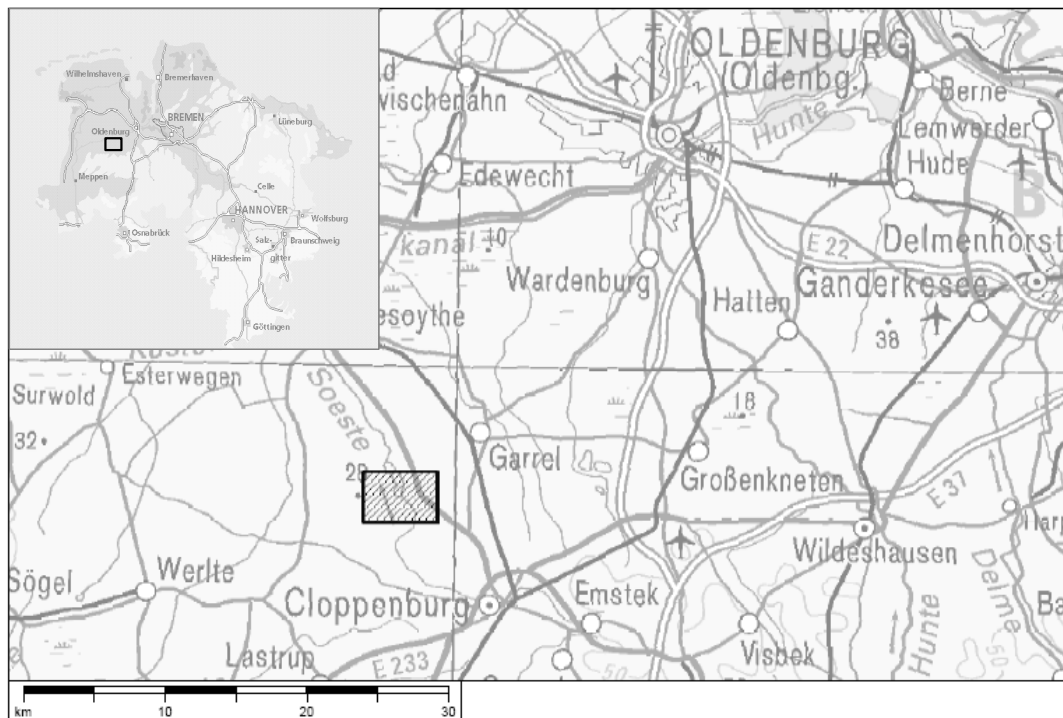


Figure 1 Map of the study region

(base map: Land Survey of Lower Saxony, Federal Agency of Cartography and Geodesy 2000; topographical map 1:1 Mio, Federal Republic of Germany)

According to TAUX (1986) the study area is covered with dry sandy heathland (*Genisto-Callunetum typ.*) dominated by scotch heather (*Calluna vulgaris*). Some areas are interspersed with pine trees (*Pinus sylvestris*) and undergo a rapid and strong birch (*Betula spp.*) and grass (e.g., *Deschampsia flexuosa*) encroachment. In dune valleys and wet dips bog heather (*Erica tetralix*), sphagnum (*Sphagnum*) and grasses (cotton grass (*Eriophorum*), purple moor-grass (*Molinia caerulea agg.*)) can be found (TAUX, 1986). Historical maps prove a heath vegetation cover for a period of more than 200 years (LE COQ, 1805; TOPOGRAPHIC MAPS, 1898, 1961, 1977, 1986, 1996).

Large parts of the study area have been commonly cultivated by sheep grazing. Additionally, some subareas have been mowed or sod-cutted manually or with special machines (TAUX, 1986).

The main soil type in this region is a sandy Podzol; a typical heathland soil which approves the long land use history. Podzols are generally characterized by acidification and low nutrient levels with a characteristic bleaching horizon. Due to the sandy soil substrate and the coarse textured A horizons Podzols are well aerated. The water retention capacity is usually low and the permeability high. The high groundwater recharge rate is one of the

main reasons for establishing drinking water abstraction areas in sandy Podzol regions in the German lowlands (SAUER ET AL., 2007).

Investigation plots

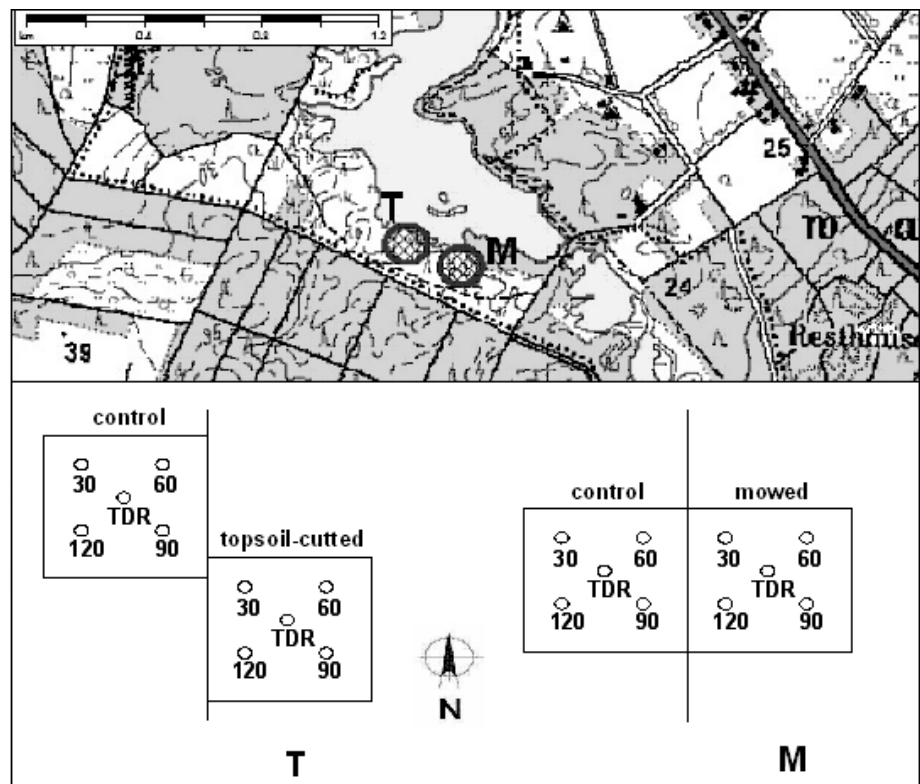
In cooperation with the Nature Conservation Authority of the District of Cloppenburg two sites with almost identical soil type, vegetation and climate conditions were selected. Focusing on the effect of different management strategies on the soil and leachate properties the plots differed in the applied management measures for heathland conservation. Adjacent to each of the two treatment plots one reference plot (control, without conservation measure) was set up and investigated in the same way (figure 2).

The topsoil of the western investigation plot was removed in 1999 by a wheel loader (first) and by a “sod plow” (afterwards). The entire organic layer and large parts of the Ah horizon were missing. According to GIMMINGHAM (1972) the today’s *Calluna* vegetation on this treatment plot (topsoil-cutted) has reached the building phase (7 to 13 years of age).

At the eastern investigation plots birch and pine trees were cut and the entire field was mowed in 2005. The cut material was removed. Apart from *Calluna vulgaris* (pioneer phase; 0 to 7 years) and different grass species, mosses and lichens cover large parts of this area (including the reference plot). Vegetation density and appearance indicate older plant population on both reference plots (mature phase (13 to 28 years) and degenerate phase (> 28 years)).

All four plots (each about 2 x 2 m) were fenced to prevent damage to the instruments by grazing sheep or by careless trespassing. Even grazing-related changes in the nutrient situation, such as nutrient input by faeces or nutrient removal by vegetation loss, were avoided. Due to the short distance between control and treatment plot identical initial conditions and a reduced influence of small-scale changes, such as hydrological soil characteristics could be assumed.

Figure 2 Location of the investigation plots (T = topsoil-cutted, M = mowed) and the measurement setup (base map: Land Survey of Lower Saxony, Federal Agency of Cartography and Geodesy 2000; topographical map 1:50,000, Lower Saxony / Bremen)



Methods

From February 2008 to May 2008 leachate samples were taken and soil water content and soil pH were measured biweekly. Within this investigation period we assumed major changes in temperature and rainfall, respectively and the beginning of the growing season. Information on spatial soil distribution from detailed soil maps (1:25,000) could be verified by analyzing soil profiles and soil samples from a hand corer (Pürckhauer).

Soil water content. The soil water content was measured biweekly by means of Time Domain Reflectometry (TRIME-FM by IMKO). In the centre of each plot a tube was installed to measure soil moisture in four different depths (0-20, 20-40, 40-60, 60-80 cm; see fig.2) with a tubular probe. To verify the depth-related measurements and to characterize the spatial variability of moisture conditions in the topsoil (0 to 20 cm depth), the water content was also measured biweekly at ten measuring points around each investigation plot (3-rod probe).

Soil pH. By using a hand corer soil samples were taken in depths of 20, 50, 80 and 110 cm (measuring range: 5 cm) to measure pH_{H_2O} values in the measurement range of the suction cups (see below). The pH_{H_2O} was determined in field fresh samples (mixed sample of two to three boreholes) in the laboratory using a pH probe (WTW: pH 315i-Set). For each plot and depth samples were taken four times within the investigation period (February, March, April and May) in close vicinity to the sites.

Saturated hydraulic conductivity / Additional soil characteristics. To quantify soil permeability and to estimate differences in soil structure we used undisturbed soil samples to determine the saturated hydraulic conductivity (ks) by means of the Darcy experiment in the laboratory (described in DYCK & PESCHKE, 1995). Additionally, soil samples of known volume were taken in the same depths (20, 50, 80 and 110 cm) to measure bulk density, field capacity and substance, pores and air volume (described in SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). The soil texture was also determined once by sieving (described in HARTGE & HORN, 1989).

Nitrate / Phosphate loss by leaching. Suction cups (SKL 100; Ø 20 mm; UMS) were installed in four different depths (30, 60, 90 and 120 cm) on all sites. The samples were taken biweekly from February to May (spatial arrangement see figure 2) by applying a pressure of about 600 hPa over a period of four hours. The initially frozen (max. seven days) and for analysis defrosted samples underwent directly a photometric nitrate and phosphate determination. Filtration of suspended material was not necessary.

Table 1 summarizes the sampling and measuring depths.

Table 1

Sampling and measuring depths [cm]

<i>profile</i>	<i>nitrate / phosphate content</i> ^{*1}	<i>soil water content</i> ^{*2}	<i>pH_{H₂O}</i> ^{*1}	<i>ks</i> ^{*3} , <i>soil characteristics</i>
topsoil-cutted	30, 60, 90, 120	0, 20, 40, 60	20, 50, 80, 110	20, 50, 80, 110
mowed	30, 60, 90, 120	0, 20, 40, 60	20, 50, 80, 110	20, 50

^{*1} per 5 cm (30 to 35 cm etc.), ^{*2} per 20 cm, ^{*3} per 12 cm; ks = saturated hydraulic conductivity

Temperature/ Precipitation. At a distance of about 5 km from the study area at the waterworks Augustendorf precipitation and temperature were recorded. Data from January 1993 to May 2008 were provided by the Water Board of Oldenburg and East Frisia (OOWV).

Based on these data the region of Augustendorf can be characterized by a humid climate with mean annual temperature of 8.8°C and mean annual precipitation of 867 mm (1993 to 2007). These values are comparable with those of the German Weather Service (DWD, 2006, 2007) measured at the precipitation station Friesoythe-Augustendorf and at the climate station Friesoythe-Ederwechterdam (1961 to 1990: 8.7°C, 823 mm a⁻¹), respectively. Precipitation maxima in late summer and winter as well as high temperatures in July and August indicate an oceanic climate.

During the investigation period, the rainfall in January and March was about 90% and 70%, respectively, higher than the average of the past 15 years. While in February and April rainfall was slightly below the long-time average, May was extremely dry (table 2).

Table 2

Monthly precipitation at “Waterworks Augustendorf” (data source: OOWV)

<i>month</i>	<i>Jan.</i>	<i>Feb.</i>	<i>Mar.</i>	<i>Apr.</i>	<i>May</i>
precipitation 2008 [mm]	144.5	55	102	44.5	22
precipitation average 1993-2007 [mm]	76.5	64.7	59.4	50.3	66.8

Wet Deposition. In the lowland heath areas of NW Germany precipitation is one of the main nutrient sources. GIMMINGHAM (1975) assumed that a significant amount of nutrients is dissolved in rain and plays an important role in additional nutrient supply. Unfortunately, it was not possible to measure wet deposition directly. Therefore, we used literature data to compare nutrient input and nutrient output (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; MU NDS., 2006).

As mentioned above, wet deposition in open areas in Lower Saxony can range up to 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; MU NDS., 2006). Due to intensive farming in the surrounding Cloppenburg region a higher nitrogen emission and hence a higher nitrogen deposition can be assumed. With 30 to 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (MU NDS., 2006) the deposition rate in the Thülsfelde region is higher compared to Lower Saxony in total or even to the nature reserve “Lüneburger Heide” (22.8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ e.g., NIEMEYER ET AL., 2007). Thus, the critical load for heathlands (10 – 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹) can be expected to be exceeded.

Leaching rate. To estimate the amount of percolating water, we analysed data from lysimeter measures at the waterworks Augustendorf, which is close to our investigation area with the same climatic and similar soil conditions (sandy soil material). A difference in the vegetation cover of the lysimeter (grass) has to be considered in the interpretation of these data.

Results and Discussion

Soil type

The investigation area is dominated by Podzols with a typical Ah/Ae/Bh(s)/Bs(h)/B(bh)/C-profile. Whilst the entire organic layer and large parts of the Ah horizon have been

removed at the topsoil-cutted plot, a thin humus layer still remains at the mowed plot. The soils are mainly composed of medium sand (mS) and fine sand (fS) (topsoil-cutted: 57% mS, 40% fS; mowed: 71% fS; 25% mS). Typically, the Podzols are characterized by single grain structure with a partially cemented Bh / Bs horizon. This dense horizon (hard iron pan) has been formed at an average depth of 30 cm (15 to 44 cm).

Bulk density, field capacity and pore volume (table 3) on both locations were within the mid range (AD-HOC-AG BODEN, 2005). An increase of bulk density with depth went along with decreasing pore volume. The saturated hydraulic conductivity (k_s) was different over the measured depth. In 50 and 80 cm depth k_s was higher compared to the mean values in Bh and Bs horizons and at greater depths. This indicates different transport velocities of dissolved matter (AD-HOC-AG BODEN, 2005).

Table 3

Soil characteristics (bd = bulk density, fc = field capacity, pv = pore volume, k_s = saturated hydraulic conductivity, *hard Bhs / Bs)

	<i>bd</i> [g cm ⁻³]	<i>fc</i> [Vol.-%]	<i>pv</i> [Vol.-%]	<i>ks</i> [cm d ⁻¹]
topsoil-cutted				
20 cm	1.48	41.2	44.2	127.9*
50 cm	1.57	37.5	40.9	282.9
80 cm	1.56	35.8	41.2	266.2
110 cm	1.59	33.2	40.0	157.1
mowed				
20 cm	1.43	39.1	45.9	43.1*
50 cm	1.55	39.0	41.7	252.1

Soil profile [cm]

topsoil-cutted: Ah 0–4, Ae 4–15, Bh 15–22, Bs 22–26, Bbh 26–99, Bs(h) 99–104, Bbh >104

mowed: Of +6, Ah 0–9, Ae 9–21, Bhs 21–31, Bs 31–44, C (bh) >44 (70)

Soil water content

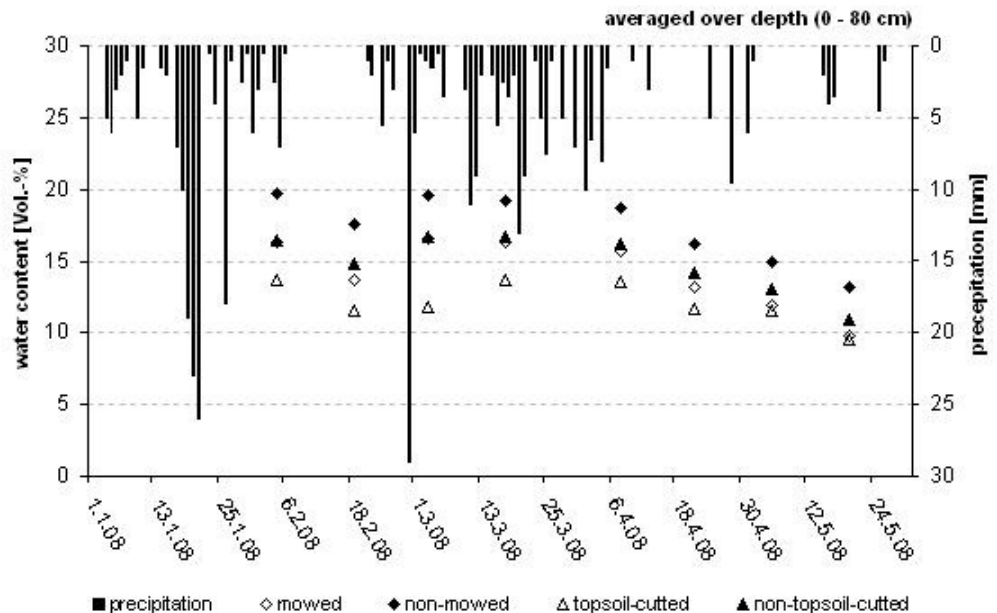
As expected, the biweekly measured water content decreased with increasing evapotranspiration and decreasing precipitation (figure 3). The soil system reacted immediately on changing precipitation conditions at all plots.

Averaged over depth the water contents at the reference plots were higher compared to the treated sites. This highlights a strong influence of different vegetation type cover and thickness of the organic layer on the soil water content. Organic layers and humic horizons have a high available water capacity and can retain water over a longer period of time (HORST, 1964; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). It can be assumed that older vegetation population with reduced transpiration losses and a thicker organic layer led to higher soil water content compared to plots with younger vegetation and without an organic layer.

Comparing the results of the treatment plots, the average soil water content at the mowed plot was higher than at the topsoil-cutted plot. This can be ascribed to the existence of an organic layer of a few centimetres and a large coverage of mosses and lichens, which enhanced the water storage capability. Additionally, due to the fragmentary cover with *Calluna* and grasses the transpiration losses were smaller and a higher amount of water remained in the soil.

Figure 3

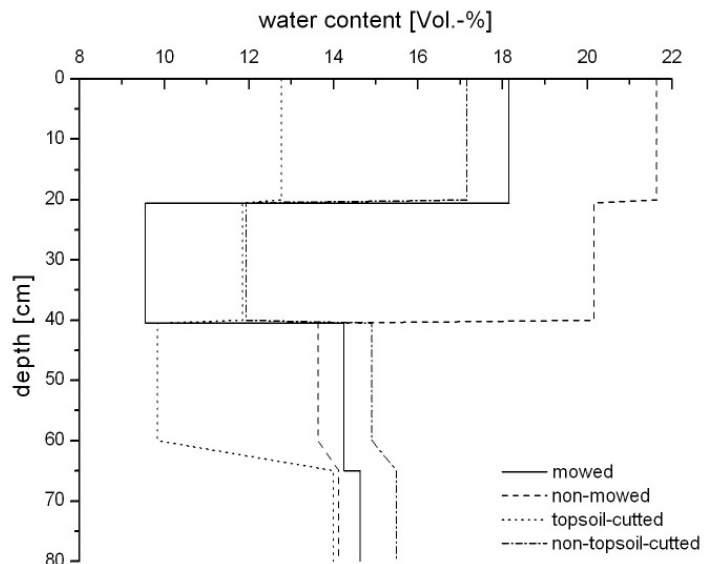
Comparison of soil water content (averaged over depth) and precipitation data from January to May 2008



The soil moisture, averaged over time, initially decreased with increasing depth and increased again at depths of 40 / 60 cm (figure 4). Higher water content at the topsoil can be ascribed to the higher water storage capacity of the organic matter (if existent) and to the reduced saturated hydraulic conductivity of the Bhs horizon. As the depth and thickness of this consolidated layer changes from plot to plot, the retention effect also varies. At greater depth the soil water content was probably influenced by groundwater level fluctuations and capillary rise. Contrary to the mowed site, at which soil moisture basically decreased with increasing depth, the topsoil-cutted plot was characterized by lower water contents in the topsoil. This can be explained by the bare soil surface without a humus-rich topsoil with its high water storage capabilities. Thus, lower water contents were measured in the upper part of the soil, whilst at depths from 60 to 80 cm nearly the same values for both treatment plots occurred.

Figure 4

Depth distribution of mean soil water contents (averages of the entire sampling period)



The main influence of the different vegetation density and the existence of an organic layer can also be verified by the comparison of the soil water contents in the topsoil and the subsoil. Whilst the difference between the average soil water contents in the topsoil was 8.8 Vol.-% (12.8 to 21.6 Vol.-%) it decreased to 1.5 Vol.-% (14 to 15.5 Vol.-%) at depths of 60 to 80 cm.

The influence of plant density on the soil water balance could also be described by the calculated coefficients of variation (table 4). Times of reduced plant growth and higher amount of precipitation are characterized by balanced soil moisture conditions and therefore lower coefficient of variation. Usually in dry periods the variation of soil moisture in the topsoil of the treatment plots was higher than those of the controls due to denser soil cover. This was also detected by LADEKARL ET AL (2001).

Table 4

Coefficient of variation [%] of water content measured by means of 3-rod TDR probe (average of 10 measuring points) (according to KUHN (1998): < 15% = weakly variable; 15 to 35% = medium variable; > 35% = highly variable)

	<i>topsoil (3-rod probe)</i>			
	<i>mowed</i>	<i>non-mowed</i>	<i>topsoil-cutted</i>	<i>non-topsoil-cutted</i>
Feb. 1	7.37	7.05	10.74	19.93
Feb. 2	7.30	7.40	31.93	21.33
Mar. 1	6.40	4.64	7.07	11.25
Mar. 2	7.26	7.16	12.39	10.91
Apr. 1	8.02	4.83	16.24	11.62
Apr. 2	10.76	7.33	26.65	18.92
May 1	13.16	6.95	29.40	22.31
May 2	12.48	11.34	31.92	23.74

Due to the significantly high correlation between the soil water contents measured with the tubular probe and the 3-rod probe, the data measured by means of the tubular TDR probe could be assumed to be representative for all investigation plots.

Soil pH

The pH_{H_2O} values were typically low for Podzols and ranged from 3.4 to 5.6. Continuously higher values at the topsoil-cutted plot can be ascribed to the nonexistent humus layer and, hence, to reduced H^+ -ion input by limited microbial turnover processes (figure 5). With greater depth the soil pH increased at all plots. This is in good agreement with findings of ELLENBERG (1996) and NIELSEN ET AL. (2000), who stated that dry lowland heaths are characterized by increasing soil pH with greater depth. Similar results were achieved by FRANZ (2003) within his investigations on a pine forest Podzol.

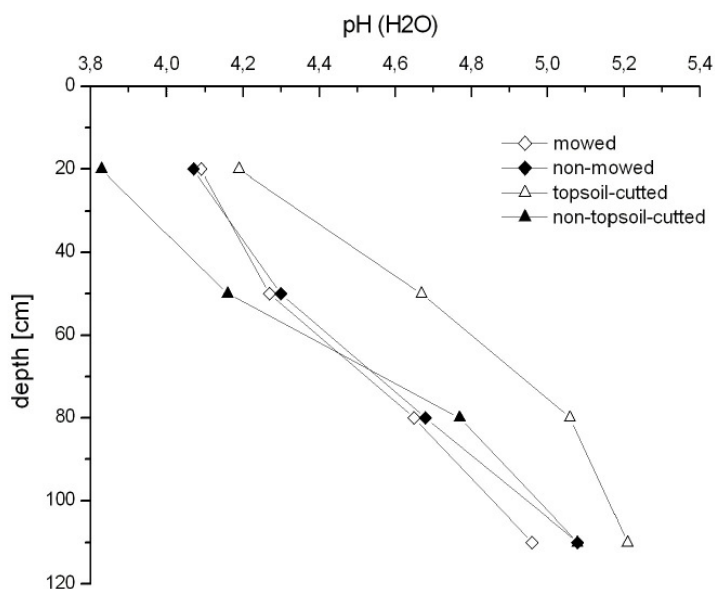


Figure 5

Depth distribution of mean soil pH (averages of the entire sampling period)

Additionally, we measured an increase in soil pH from February to April, with a slightly decrease in May at some plots (not shown here). This is in contrast to the seasonal development of soil acidity under sandy heathland as described by HORST (1964). He figured out that soil pH is close correlated with precipitation and soil moisture, respectively. After a minimum of acidity in December / January the measured pH values gradually decrease until July. Alteration processes, which proceed predominantly at high soil water contents, lead to an exchange of alkaline surface cations with H⁺-ions at humus complexes. Thus, higher water content can result in higher pH in the soil solution (due to the released alkaline cations). This is intensified by alkaline substances which are emitted during plant turnover processes (nitrate uptake) and which neutralize H⁺-ions (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Nitrate / Phosphate loss by leaching

Unfortunately the leachate sampling was not possible at some depths (especially at 60 cm depth) and at several times (table 5). We assume that discontinuities in soil texture and soil structure (e.g., “root pots”) hampered the leachate sampling. Due to small spatial hydraulic efficiency of the suction cups and the heterogeneous distribution of primary and secondary pores, sampling of leachate can fail, even if soil texture and structure appear macroscopically homogeneous (v.UNOLD, 2000). Additionally, the number of samples is limited within this study (one suction cup per plot and depth). Therefore, future investigations should include a higher number of measurement repetitions.

Table 5

Leachate nitrate concentration [mg l⁻¹]: single values, average nitrate concentration and coefficient of variation (variants without any sample are not listed)

<i>nitrate [mg l⁻¹]</i>	<i>Feb 1</i>	<i>Feb 2</i>	<i>Mar 1</i>	<i>Mar 2</i>	<i>Apr 1</i>	<i>Apr 2</i>	<i>May 1</i>	<i>May 2</i>	<i>average</i>	<i>CV [%]</i>
mowed 30 cm	13.01	14.52	17.82	16.72	16.37	16.41	16.37	17.76	16.12	9.39
mowed 120 cm	22.13	21.68	20.50	17.89	17.63	19.03	22.52	20.00	20.17	8.72
non-mowed 30 cm	11.30	7.16	9.26	17.16	16.23	11.64	11.08	15.52	12.42	26.68
non-mowed 60 cm	8.43	n.s.	7.95	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	8.19	2.94
non-mowed 90 cm	6.01	n.s.	3.47	3.48	3.32	6.43	n.s.	n.s.	4.54	30.36
non-mowed 120 cm	16.12	12.47	13.43	n.s.	14.84	16.37	18.14	n.s.	15.23	12.45
topsoil-cutted 90 cm	n.s.	0.08	0.07	0.10	0.12	1.12	0.71	0.04	0.32	121.93
topsoil-cutted 120 cm	0.53	0.02	0.23	0.09	0.30	0.86	0.75	0.14	0.36	80.50
non-topsoil-cutted 30 cm	0.34	0.40	0.32	0.07	0.39	1.24	n.s.	n.s.	0.46	79.57
non-topsoil-cutted 120 cm	0.11	0.29	0.16	0.58	0.65	1.29	1.14	0.04	0.53	83.9
leaching rate* [mm]	60.9		71.4		64.8		21.9			

n.s. = no samples, CV = coefficient of variation, *lysimeter data WW Augustendorf

All measured phosphate concentrations were below the limit of determination, which is consistent with previous results (e.g., HÄRDLE ET AL., 2007), and will not be discussed further. A contamination of near-surface groundwater with phosphate appears unlikely.

The measured nitrate concentrations slightly increased or were almost at a constant level (mowed, 120 cm). Only at the "topsoil-cutted" and "non-topsoil-cutted" plots the measured nitrate concentrations strongly decreased from April to May. Within the investigation period nitrate contents varied over a wide range and showed partly an opposite trend, especially at the mowed site and its control.

In average, nitrate concentrations increased with greater depth on every site with an abruptly decrease at the non-mowed site in a depth of about 90 cm. Unfortunately, this development could not be proven on the other investigation plots due to a lack of data but has been described in literature. According to HERRMANN ET AL. (2005) nitrogen components below the root zone are preferentially bonded to microbial organic substances or adsorbed at soil particles. An anew increase of nitrate concentrations in greater depth suggests nitrate-rich groundwater which underlies nitrate-poorer leachate (e.g., FRANZ, 2003). At our plots, higher water contents in deeper soil zones could be an indication of groundwater influence and consequently higher nitrate concentrations.

With nitrate concentrations from 3.32 to 22.52 mg l⁻¹ N-leaching was considerably higher at the eastern plots (mowed / non-mowed). Although the very low nitrate concentrations at the topsoil-cutted site and the corresponding reference plot (0.02 to 1.29 mg l⁻¹NO₃⁻) were below the limit of quantification, a depth-dependent distribution could be observed.

It can be assumed that these lower nitrate concentrations depend on different vegetation density and organic layer thickness.

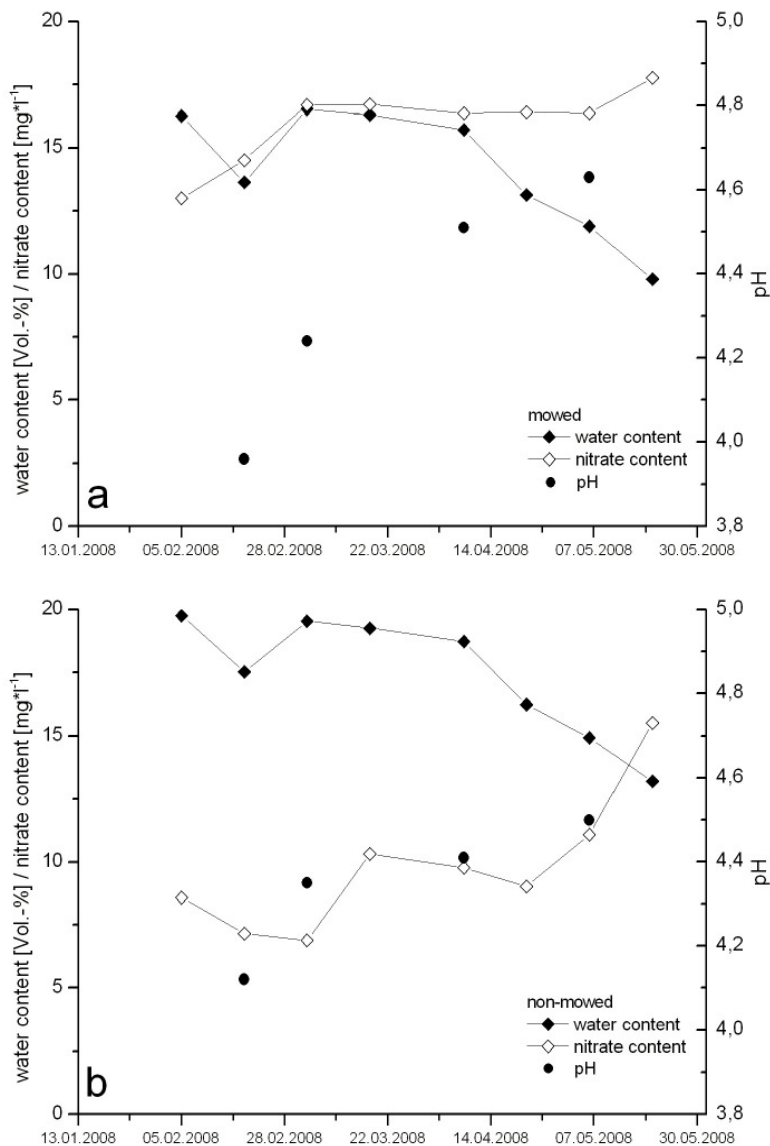
In general, a high variability of soil nitrate concentrations at the sites could be observed (CV, table 5). According to KUHN (1998) the results of the mowed/non-mowed plot are weakly to medium variable (CV: < 15% = weakly variable; 15 to 35% = medium variable; > 35% = highly variable) and highly variable at the other sites.

Our findings are in agreement with investigations in the Lüneburger Heide by SIEBER ET AL. (2004) who measured higher nitrate concentrations under mowed sites than under controls. They concluded that a reduced vegetation cover leads to a decreasing nutrient uptake and, hence, to higher nitrate concentrations in the leachate of treated plots. Additionally they observed higher nitrate concentrations under sod-cutted plots in the first year after treatment in comparison to mowed plots. This is contrary to our results and could be explained by different land use management and nitrate leaching during the nine years after topsoil-cutting (see above). According to SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) sandy Podzols are characterized by rapid nitrate leaching with a leaching rate of 1 m in four month (October to January). Similar results, namely low nitrate concentrations under heathland, were achieved by MATZNER (1980), SIEBER ET AL. (2004) and HERRMANN ET AL. (2005). Although low nutrient leaching under heathland is mainly described in literature (e.g., ENGEL, 1988; POWER, 1998B, 2006; HÄRDITTE ET AL. 2007), higher nitrate concentrations in leachate are possible. SCHMIDT ET AL. (2004) reported on leaching rates of 18 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ a⁻¹ under heathland in the Netherlands which referred to nitrogen saturation at the investigation plots.

To compare the extent of leaching, we calculated the nitrate load by means of the leachate rate of the lysimeter (600 mm a⁻¹, lysimeter data from 1993 to 2007, grass covered). This corresponded to 70% of the mean annual precipitation which is in the range of measurements by SIEBER ET AL. (2004) at sites in the Lüneburger Heide. Within the investigation area monthly measured leachate rates varied from 21.9 to 71.4 mm (table 5). Nitrate loads from 17 to 31 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ a⁻¹ (reference plot: 5 to 25 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ a⁻¹) were determined at the mowed plot. The mean nitrate load at the „topsoil-cutted / non-topsoil-cutted“ plots amounted to 0,6 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ a⁻¹ (0,02 to 1,77 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ a⁻¹). Thus, a higher amount of nitrate leached out with the percolating water at the mowed plot.

Comparison of nitrate concentrations / soil water content / soil pH

Increasing nitrate concentrations (excluding data from 120 cm soil depth where no information on soil moisture was available) went along with increasing pH values and decreasing soil moisture from February to May 2008, as shown especially at the “mowed / non-mowed” plots (figure 6).



As demonstrated by MATZNER (1980), less precipitation associated with lower soil moisture leads to increasing nitrate concentrations in the leachate. In periods with high soil water contents nitrate uptake by vegetation (MENGEL & CASPER, 1980) and denitrification rates (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002) increase. Additionally, during dry and warm periods, evapotranspiration causes higher nutrient concentrations in the soil water.

The increasing soil pH at the sites cannot be explained in comparison to the development of the nitrate concentrations and the soil moisture. As described above, alteration and phytophysiological processes normally lead to higher soil pH under wet conditions which goes along with decreasing nitrate concentrations.

A statistical rank analysis of correlation (Kendall Tau-b) was carried out for time-related and also for depth-related data. Because of the small sample size a significant statistical correlation between the considered parameters could be detected in only a few cases (table 6). Partly significant correlations between nitrate concentration and soil moisture and

only once between nitrate and pH values occurred in different depths (level of significance: 1% and 5%, respectively). All other combinations showed no significant correlation.

Table 6

Results of the rank analysis of correlation (** level of significance $\alpha = 0.01$; * level of significance $\alpha = 0.05$)

	mowed N	non-mowed N	topsoil-cutted N	non-topsoil-cutted N
W	-	N (60) / W (40)**	N (90) / W (60)*	N (30) / W (0)* N (30) / W (40)*
pH	-	N (90) / pH (80)**	-	-

N = nitrate concentration (measuring range 5 cm; 30 to 35 cm etc.); W = soil water content (measuring range 20 cm; 0 to 20 cm etc.); pH = pH value (measuring range 5 cm; 80 to 85 cm etc.), - = no significant correlations; (60) = depth [cm]

Potential risk of nitrate leaching

Increasing nitrate concentrations went along with increasing pH values and decreasing soil moisture at all investigation plots. The highest nitrate concentrations were measured at the mowed plot. According to FREDE & DABBERT (1999) these nitrate values represented a “very low” to “low” ($<15 \text{ mg l}^{-1}$ and $15 \text{ to } \leq 25 \text{ mg l}^{-1}$, respectively) water hazard potential. But 83% of the measured values exceeded the normal background concentration of groundwater (15 mg l^{-1} ; LAWA, 1995). If no degradation processes (e.g., denitrification) occur, nitrate pollution can be assumed.

Nutrient leaching is determined by many parameters such as nutrient input, sorption capacity, nutrient immobilisation, exchange capacity within the organic layer, nutrient uptake by plants and nutrient turnover (HÄRDITLE ET AL., 2007). Therefore, it cannot be assumed that nutrient leaching is generally low in heathlands. Investigations carried out in the Lüneburger Heide showed that nitrate concentrations increase directly after burning, chopping and sod-cutting (HÄRDITLE ET AL. 2007). Our results also indicate a higher nitrate load under mowed plots even it has been a long time since the treatment.

As reported by SIEBER ET AL. (2004), leaching of nutrients due to conservation measures is negligible compared to nutrient losses by removing the above-ground biomass or topsoil (e.g., mowing, topsoil-cutting). Nitrogen is mainly accumulated in plant biomass and organic material and barely leached out with percolating water (POWER ET AL., 1995). Despite the limitation of the measurements and e.g. the available lysimeter data (different vegetation cover) the results of this study suggested that nitrogen leaching and nitrogen saturation has also to be considered in heathland soils, especially if atmospheric nitrogen deposition is high. Therefore, an increasing growth of plants with a higher capacity of nitrate uptake can reduce nitrate losses with leachate. Especially *Deschampsia flexuosa* assimilates higher amounts of nitrate on soils with lower pH values (TROELSTA ET AL., 1997) and hence reduces the nitrate concentrations in the soil water. However, this is contrary to the nature conservation targets.

Summary and Conclusions

Mean nitrogen deposition of $30 \text{ to } 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (MU Nds., 2006) and changing heathland management are supposed to be the main driver to increasing shrub and grass

encroachment within the investigation area. Conservation measures, like mowing and topsoil-cutting, carried out from a landscape management point of view should preserve the heathland ecosystem in the region of Thülsfelde. Within this study we analyzed their effect on soil moisture and soil pH, respectively and on nutrient leaching.

Although there are limitations due to the measurement design and the available data, our observations suggest differences between soil pH, soil water content and nitrate concentrations in the percolating water at different managed sites. In comparison to the topsoil-cutted plot, the mowed site was characterized by lower pH values, higher water content and higher nitrate contents. These differences can be ascribed to the existence of an organic layer, different vegetation cover and a younger heather population. Additionally, ancient cultivation practices may have an influence on today's nutrient storage which was not investigated within this study.

The measured nitrate concentrations point to an impairment of the near-surface groundwater. Eighty-three percent of the measured nitrate concentrations of the mowed plot exceeded the natural background concentration of groundwater. Especially regarding the requirements of the European Water Framework Directive the conservation measures have to be assessed with respect to the potential risk of near-surface groundwater contamination. Furthermore, sandy lowland heathlands are characterized by high groundwater recharge and represent potential groundwater abstraction areas (LADEKARL ET AL., 2001). Therefore, conservation measures should be assessed regarding the preservation of heath vegetation and also regarding the possible endangering of near-surface groundwater by nutrient leaching.

Acknowledgement

The authors thank the Nature Conservation Authority of the rural district Cloppenburg for the investigation permission within the Nature Reserve „Thülsfelder Talsperre“ and Mr. Kosanke for his assistance in selecting appropriate investigation plots. Furthermore, we thank the EWE foundation Oldenburg for their financial support.

References

- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5th ed., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover, Stuttgart, 438p.
- Achermann, B. and R. Bobbink (ed., 2003): Empirical critical loads for nitrogen - Expert Workshop in Berne, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL), Berne, Switzerland.
- Barker, C.G., S.A. Power, J.N.B. Bell and C.D.L. Orme (2004): Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition, *Biological Conservation* 120, p. 41-52.
- Benda, L. (ed., 1995): Das Quartär Deutschlands. Im Auftrag der Deutschen Quartärvereinigung herausgegeben zum 14. Kongress der Internationalen Quartärvereinigung (INQUA) in Berlin 1995, Borntraeger, Berlin, 408p.
- Bobbink, R., M. Hornung and J.G.M. Roelofs (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation: a review. *Journal of Ecology* 86, p. 717-738.
- DWD - Deutscher Wetterdienst (2006): Mittelwerte des Niederschlages für den Zeitraum 1961-1990. publication date: 14.02.2006, <http://www.dwd.de> (accessed July 2008).
- DWD - Deutscher Wetterdienst (2007): Mittelwerte der Temperatur für den Zeitraum 1961-1990. publication date: 05.12.2007, <http://www.dwd.de> (accessed July 2008).
- Diemont, W.H. (1994): Effects of removal of organic matter on the productivity of heathlands. *Journal of Vegetation Science* 5(3), p. 409-414.
- Dyck, S. and G. Peschke (1995): Grundlagen der Hydrologie. 3rd ed., Verlag für Bauwesen, Berlin, 536p.
- Eber, W. (2001): Die Pflanzenwelt im Oldenburger Land. Oldenburger Forschungen, Neue Folge (16), Isensee, Oldenburg, 229p.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5th ed., Ulmer, Stuttgart, 1095p.
- Engel, S.K. (1988): Untersuchungen über schwefel- und stickstoffhaltige Immisionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. PhD dissertation, University of Gießen, 188p.
- Franz, S. (2003): Der Boden- und Deckschichtenkörper und seine Schutzfunktion für das oberflächennahe Grundwasser in der niedersächsischen Altmoränenlandschaft – beispielhaft untersucht am Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haselünne-Stadtwald (Emsland). PhD dissertation, Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie (12), Westfälische Wilhelms-University of Münster, 119p.
- Frede, H.G. and S. Dabbert (ed., 1999): Handbuch zum Gewässerschutz. 2nd ed., Ecomed, Lansberg, 415p.
- Gimingham, C.H. (1972): Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London, 266p.
- Gimingham, C.H. (1975): An Introduction to heathland ecology. Oliver and Boyd, Edinburgh, 124p.
- Härdtle, W., G. von Oheimb, M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assmann and H. Meyer (2007): Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. *Biogeochemistry* 86, p. 201-215.
- Hartge, K.H. and R. Horn (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. 2nd ed., Enke, Stuttgart, 175p.
- Herrmann, M., J. Pust and R. Pott (2005): Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. *Plant and Soil* 273, p. 129-137.
- Hornung, M. and M.A. Sutton (1995): Impacts of nitrogen deposition in terrestrial ecosystems - report summary. *Atmospheric Environment* 29(22), p. 3395-3396.

- Horst, K. (1964): Klima und Bodenfaktoren in Zwergstrauch- und Waldgesellschaften des Naturschutzparks Lüneburger Heide. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Arbeit aus dem Staatsinstitut für Allgemeine Botanik der Universität Hamburg. Veröffentlichungen des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes – Naturschutz und Landschaftspflege 2, Hannover, 64p.
- Keienburg, T. and J. Prüter (ed., 2004): Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten (“Studies on the Impact of Prescribed Burning and Sheep Grazing on Northwest German Heathland Ecosystems”). NNA-Berichte 17(2), Schneverdingen, 221p.
- Kuhn, M. (1998): Untersuchungen zur Auswirkung der Variabilität von Bodeneigenschaften auf die Wasserflüsse – Feldversuch und Simulation. PhD dissertation, University of Braunschweig, Landschaftsökologie und Umweltforschung 31, 173p.
- Ladekarl, U.L., P. Nørnberg, K.R. Rasmussen, K.E. Nielsen and B. Hansen (2001): Effects of a heather beetle attack on soil moisture and water balance at a Danish heathland. *Plant and Soil* 229, p. 47-158.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (ed., 1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Nitrat. Kulturbuchverlag, Stuttgart
- LBEG - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (ed., 2005): NIBIS - Geologische Übersichtskarte (1:50.000), <http://memas01.lbeg.de/lucidamap> (accessed May 2008).
- Le Coq, K.L. (ed. 1805): Karte vom südlichen Theil des Herzogthums Oldenburg eines Theils der Grafschaft Hoya und Diepholz und des Gebietes der Stadt Bremen, Sect. VI. herausgeben vom Generalmajor Le Coq.
- LSKN - Landesbetrieb für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen (2008): Informationen über Regionen in Niedersachsen, http://www.nls.niedersachsen.de/Download/Nds_Regionen/453%20Cloppenburg.pdf (accessed August 2008).
- Marrs, R.H. and M.G. Le Duc (2000): Factors controlling vegetation change in long-term experiments designed to restore heathland in Breckland, UK. *Applied Vegetation Science* 3, p. 135-146.
- Matzner, E. (1980): Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. PhD dissertation, Georg August University Göttingen, 120p.
- Mengel, K. and H. Casper (1980): Der Einfluss der Bodenfeuchte auf die Verfügbarkeit von Nitratstickstoff im Boden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 143(6), p. 617-626.
- MU Nds. - Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (ed., 2006): Umweltbericht 2006. http://www.umwelt.niedersachsen.de/master/C24373398_N22846010_L20_D0_I598.html (accessed June 2008).
- Nielsen, K.E., B. Hansen, U.L. Ladekarl and P. Nørnberg (2000): Effects of N-deposition on ion trapping by B-horizons of Danish heathlands; *Plant and Soil* 223, p. 265-276.
- Niemeyer, T., M. Niemeyer, A. Mohamed, S. Fottner and W. Härdtle (2005): Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science* 8, p. 183-192.
- Niemeyer, M., T. Niemeyer, S. Fottner, W. Härdtle and A. Mohamed (2007): Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands; *Biological Conservation* 134, p. 344-353.

- Power, S.A., M.R. Ashmore, D.A. Cousins and N. Ainsworth (1995): Long term effects on enhanced nitrogen deposition on a lowland dry heath in Southern Britain. *Water, Air and Soil Pollution* 85, p. 1701-1706.
- Power, S.A., M.R. Ashmore, D.A. Cousins and L.J. Sheppard (1998a): Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *New Phytologist* 138, p. 663-673.
- Power, S.A., M.R. Ashmore and D.A. Cousins (1998b): Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. *Environmental Pollution* 102, p. 27-34.
- Power, S.A., E.R. Green, C.G. Barker, J.N.B Bell and M.R. Ashmore (2006): Ecosystem recovery: heathland response to a reduction in nitrogen deposition. *Global Change Biology* 12, p. 1241-1252.
- Sauer, D., H. Sponagel, M. Sommer, L. Giani, R. Jahn and K. Stahr (2007): Podzol: Soil of the Year 2007 – A review on its genesis, occurrence and functions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170, p. 581-597.
- Scheffer, F. and P. Schachtschabel (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15th ed., Spektrum, Berlin, 593p.
- Schmidt, I.K., A. Tietema, D. Williams, P. Gundersen, C. Beier, B.A. Emmett and M. Estiarte (2004): Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. *Ecosystems* 7, p. 638-649.
- Sieber, M., S. Fottner, T. Niemeyer and W. Härdtle (2004): Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA-Berichte* 17(2), p. 92-107.
- Taux, K. (1986): *Die oldenburgischen Naturschutzgebiete*. herausgegeben von der Oldenburgischen Landschaft, Heinz Holzberg Verlag, Oldenburg, 303p.
- Terry, A.C., M.R. Ashmore, S.A. Power and E.A. Allchin (2004): Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology* 41, p. 897-909.
- Topographic map of the region Markhausen, Dwergte, Molbergen (Cloppenburg) (1900): Königlich Preußische Landesaufnahme 1898. published 1900, Amt Cloppenburg, Herzogthum Oldenburg.
- Topographic map 1:25.000 (1964): Sheet 3013-Markhausen. Corrected: 1961-1964.
- Topographic map 1:25.000 (1980): Sheet 3013-Markhausen. Corrected: 1977. Add.: 1979-1980.
- Topographic map 1:25.000 (1988): Sheet 3013-Markhausen. Corrected: 1986. Add.: 1987-1988.
- Topographic map 1:25.000 (1997): Sheet 3013-Markhausen. Standard edition, 13th ed. comprehensive update 1996-1997.
- Troelstra, S.R., R. Wagenaar and W. Smant (1997): Utilization and leaching of nitrate from two *Deschampsia*-dominated heathland sites: a lysimeter study using intact soil columns. *Plant and Soil* 197, p. 41-53.
- v. Unold, G. (2000): Empfehlungen für die Gewinnung von Bodenwasser mittels Saugkerzen oder keramischen Platten. Entwurfstexte UMS GmbH, 12p. http://www.ums-muc.de/fileadmin/produkt_downloads/Bodenwasser/UMS%20Handbuch%20Bodenwassergewinnung.pdf (accessed Oktober 2008).

ULONSKA, H.- J. und CAPELLE, A. (2012): Harmonisierte Korngrößenverteilungen unter besonderer Berücksichtigung von EU-weiten Abgrenzungen naturbedingt benachteiligter Gebiete¹
Nécessité d'harmonisation des limites texturales dans le contexte de la redéfinition des zones défavorisées au sein de l'EU

Zusammenfassung

Auf Basis vergleichender und zugleich repräsentativer Korngrößenverteilungen werden Empfehlungen zur Vereinfachung und Harmonisierung für deren EU- kompatiblen Fraktionierungen und Klassifizierungen im Rahmen der Europäischen Union (EU) unterbreitet. Letztere beruhen vor allem auf den EU-weit verbindlichen Übereinstimmungen: Abgrenzung für die Fraktion Ton (<2,0 µm Äquivalentkorn-durchmesser), dem nichtsynthetischen mineralischen Feinboden/Feinsediment (<2000,0µm) und dem von den Mitgliedstaaten der EU fakultativ wählbaren subsidiären Korngemisch abschlämmbare Teilchen (< 10,0 µm). Die empfohlenen Korngrößenverteilungen nach maximal acht Texturklassen (Bodenarten) genügen praktischen Ansprüchen bei der orientierenden Schätzung *in situ*, zugleich der Mindestanforderung bei labortechnischen Bestimmungen der abschlämmbaren Teilchen und füllen EU- weit den zu harmonisierenden bodenfunktions-, flußgebiets-, fachrechts- und nutzungsartenübergreifenden sowie datenbankgerechten Rahmen des Boden- und Gewässerschutzes aus. Betroffen sind Regelungen im Abfall- (z. B.: Düngung, Klärschlamm) und Umweltrecht (z. B.: Boden- und Gewässerschutz). Dagegen unterliegt die Bodenschätzung nicht dem europäischen Recht. Die unterbreiteten Empfehlungen mögen eine fruchtbare Diskussion zum Abgleich der Korngrößenfraktionen und Bodenarten entfachen.

Schlagworte: Benachteiligte Gebiete, Bodenarten, Bodenschätzung, Europäische Union, Fraktionierungen, Texturklassen

Résumé

On propose une simplification et une harmonisation des systèmes de fractionnement de la terre minérale fine/ des sédiments fins. Dans l'Union Européenne existent déjà les concordances suivantes: le fractionnement de l'argile (< 2,0µm), de la terre minérale fine (< 2,0 mm) et le mélange des particules décantées (< 10, 0µm). Trois fractions (argile, limon et sable) et un mélange facultatif correspondant aux ordres juridiques nationaux sont proposés pour les contrôles méthodiques de qualité. On peut relever huit classes de texture.

Mot-souches: zones défavorisées, propriétés des sols, évaluation des sols, Union européenne, fractionnement, classes de texture

1. Einleitende Betrachtungen

Bis dato existieren im EU- weiten Vergleich keine harmonisierten Einteilungen der Korngrößenfraktionen und Bodenarten. Zudem haben sich diese im Verlauf der letzten Jahrzehnte auf administrativer und wissenschaftlicher Ebene auseinander entwickelt (*AG Bodenkunde, 1971 u. 1982; Ad-Hoc-AG Boden, 1996 u. 2005; ÖNORM ISO 14688, 2005; Jahn et al., 2006 und TGL 24300, 1985*). Erschwerend kommt hinzu, daß im Rahmen neuer Standards für die Erhaltung von Flächen in gutem landwirtschaftlichem und ökologischem Zustand nach einem Vorschlag der Europäischen Kommission (*KOM 2012a u. 2011b*) die bodenbezogenen Termini Bodenart und Bodentyp anhaltend fehlerhaft übersetzt werden. Deshalb sind hier ausschließlich deutsche und französische Übersetzungen verwendet wor-

¹ H.- J. Ulonska, Teichgasse 28, D-99099 Erfurt
c/o: hans-juergen.ulonska@tmlfun.thueringen.de; A. Capelle, Bad Meinberger Str. 170, D-32760 Detmold

den. Zusätzlich enthält *DIN 19708 (2005)* auf Grund von Begriffsverwirrungen fehlerhafte Bodenarten.

Die Treffsicherheit bei der Schätzung betroffener Texturklassen (Bodenarten) *in situ* ist derzeit nicht akzeptabel. Deshalb erweist sich die Harmonisierung administrativ genutzter Korngrößenverteilungen als notwendig. Vor allem Ausweisungen benachteiligter Gebiete gemäß Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlamentes (EP) und des Rates (*KOM 2011a*) nach der Bodentextur werden derzeit unnötig verkompliziert und bedürfen einer Lösung. Begonnen wurde, kompatible und ineinander überführbare Vereinheitlichungen mineralischer Korngrößenverteilungen zu entwickeln (*Capelle et al. 2006, Ulonska 2011a, b und 2012b*). Danach können bodenkundliche Basisdaten als Grundlage für justitiable Kriterien (*Nestroy et al., 2012*) zum Vollzug einschlägigen Fachrechts örtlich, regional, national und EU- weit belastbarer an bodenschützende Regelungen “ ... mit vollziehbaren materiell-rechtlichen Vorsorgemaßstäben ...“ (*Franßen et Blatt 2011, 1294*) gekoppelt werden. Diese Daten zur Korngrößenverteilung dienen bei der Erstellung abgeleiteter Karten für land- und wasserwirtschaftliche sowie umweltbezogene Zwecke (*Blume et al. 2010*).

Weiterer Handlungsbedarf betrifft zukünftig die Verbesserung von Qualitätsansprüchen an fachrechtliche Vorgaben zu Methoden der Korngrößenbestimmung (*BBodSchV 2012*) mit derzeit zulässigen Abweichungen von bis zu 10 Masse- % (*sic!*). In den USA weisen Messwerte nach der methodischen Vorgabe von *Day (1965)* lediglich Abweichungen von 0,2 % auf. In nennenswerten Umfängen sind erstmals 1990 von *Benne et al.* DV-gestützt Transformationen von Bodenarten der Bodenschätzung zu Bodenarten der Kartieranleitung, 3. Auflage, vorgestellt worden. *Capelle et al.* haben 2006 begonnen, texturbezogen wissenschaftliche und administrative Anknüpfungspunkte aufzuzeigen, die von *Nestroy et Ulonska (2012)* zusammengeführt werden konnten.

Nach der *BodSchätzDV (2012)* existieren in Deutschland 4.090 Musterstücke, davon 35 im Saarland, die in den Jahren 1935 und 1957 geschätzt wurden. Sie bilden die Grundlage für die Bewertung der Vergleichsstücke, diese wiederum die Grundlage für die flächendeckende Bodenschätzung. Bei der Durchführung der Bodenschätzung wurde seit 1934 erstmalig eine harmonisierte Korngrößenverteilung nach acht Texturklassen verwendet, die auf den Korngrößenfraktionen von *Atterberg (1912)* basiert, während für die Labor- Analytik das Abschlamm- Verfahren von *Kopecky (1914)* ausgewählt wurde.

Nach derzeit geltender Rechtslage entsprechen die Fraktionierungen in den beprobten Musterstücken der Bodenschätzung u. a. den französischen und US- amerikanischen Vorgaben. Einschränkend ist anzumerken, daß im Saarland für acht (*Beck 2012*) Musterstücke keine Untersuchungsergebnisse für Körnungsanalysen nach *Kopecky* vorliegen. Da die Korngrößenanalyse nach *Kopecky* nicht mehr verwendet wird, ist z. T. die Bestimmung der „abschlammbaren Teilchen“ nicht möglich (siehe *Capelle et al. 2006*). Mit einer modifizierten Methode nach *Köhn* können die „abschlammbaren Teilchen“ jedoch mit hinreichender Genauigkeit bestimmt werden (*Capelle et Ahlers 2007*). Möglicher Weise eröffnen eine neue Apparatur und ein neues Verfahren, die patentrechtlich angemeldet und veröffentlicht sind (*Offenlegungsschrift 2009*), weitere Wege zur direkten Messung der „abschlammbaren Teilchen < 10 µm“.

2. Methoden

Wesentliche Kennzeichen der amtlichen Bodenschätzung sind einheitliche Methoden zur Bodensprache und Dokumentierung nach primären bodenphysikalischen Bodenparametern (*Mohr et Ratzke 2009*), die hier zur Anwendung kamen. Basis für die Empfehlungen (Tab. 2) ist die Ausweisung international bewährter Korngrößengruppen mit dazugehörigen Abgrenzungen nach *Atterberg (1912)*, die zur Kennzeichnung der Korngrößenverteilung nach Texturklassen (Bodenarten) beim Vollzug *in situ* dienen.

3. Ergebnisse

3. 1. Korngrößenverteilungen nach ATTERBERG (1912)

Sowohl die Bezugsgrößen als auch die Abgrenzung und die Bezeichnung der einzelnen Bodenarten in den verschiedenen Einteilungsvorschlägen begannen international (*Tommerup 1934*) mit 11 Bodenarten und für Deutschland (*Kuron 1955*) mit 16, die teilweise erheblich von einander abzuweichen (*Fiedler et Reißig 1964*). Spätestens zu dieser Zeit begannen sich Fraktionierungen nach *Atterberg*

(1912) international durchzusetzen. Zu beachten ist, daß Vorgaben für Kornsummenkurven ggf. patentrechtlich geschützt sind (*Patentschrift 1962*).

3. 2. Korngrößenverteilungen nach *Jahn et al. (2006)*

Die insgesamt 20 (*sic!*) Texturklassen (Bodenarten) sind nach *Jahn et al. (2006) in situ* u. a. nach visuell- taktilen Merkmalen in Verbindung mit Tongehalten bzw. -klassen unterteilt, geschätzt und bestimmt. Vorteilhaft ist dagegen, daß die 7 Fraktionierungen den bewährten Vorgaben nach *Atterberg (1912)* folgen. Zudem gilt nach *Schad (2008; 11, 57 u. 105)* die wesentliche Eingrenzung: „Die Bodenarten werden gemäß *FAO (2006)* [von *Jahn et al.*; d. Verf.] angegeben und sind damit nicht identisch mit jenen der *Ad-Hoc-AG Boden (2005)*“. Daraus hat sich anhaltend zwingender Handlungs- und Lösungsbedarf weiter aufgestaut. Praktikable Kompromissvorschläge im Abgleich zu ähnlichen Korngrößenverteilungen sind u. a. von *Capelle et al. (2006)* unterbreitet worden.

Die nach *Jahn et al. (2006)* zusätzliche Unterteilung von 3 sandigen Texturklassen (Bodenarten) land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden ist zu vernachlässigen (siehe Tab. 1). Dazu stellte *Atterberg (1912, 318)* fest: „Es finden sich somit ... fünf Gruppen (resp. Fraktionierungen des Sandes >0,05 bis 2 mm; d. Verf.) in dieser Einteilung (des Bureau of Soils; d. Verf.) und für die mikroskopischen nur drei. Die Einteilung hat somit denselben Fehler wie die älteren Einteilungen, zu viel Bedeutung den makroskopischen Körnungen beizulegen und die mikroskopischen Teilchen (in der Rhizosphäre [Ruppel et al. 2011]; d. Verf.) nicht genügend zu berücksichtigen.“ Für die hier überarbeitete Anlage II nach *KOM (2011a)* ist dies berücksichtigt worden. Zur besseren Abgrenzung benachteiligter Gebiete sind dazu in den Empfehlungen nach Tabelle 2 die punktuellen acht Bodenarten nach *BodSchätzG (2007)* variabel zu den drei dominierenden Texturklassen (Bodenarten) Sand (S+ SI+ IS), Lehm (SL+ sL+ L+ LT) und Ton (T) zusammengefasst worden.

3. 3. Korngrößenverteilungen nach ausgewählten internationalen Systemen

In Belgien und Luxemburg erfolgen nach *Marx (2010)* Bestimmungen der Texturklassen (Bodenarten) mineralischer Feinböden über ein gleichseitiges Texturdreieck (Bodenartendreieck) nach den 3 Fraktionen: Sand, Schluff und Ton. Die Fraktionsgrenzen für Sand und Schluff decken sich mit den in Frankreich verwendeten, aber nicht mit den nach *Ad-Hoc-AG Boden (1996, 2005)* und international gebräuchlichen nach *Atterberg (1912)*. Dagegen besteht EU- weit grundsätzlich Übereinstimmung bei den internationalen Abgrenzungen für die Fraktion Ton (<2µm) und die des mineralischen Feinbodens (<2000 µm) zum Grobboden. Die Bestimmung der Texturklassen (Bodenarten) in Frankreich erfolgt nach *Baize et Jabiol (1995)* ebenfalls nach einem gleichseitigen Texturdreieck (Bodenartendreieck) mit den 3 Fraktionen: Sand, Schluff und Ton. Andererseits ist dies über ein rechtwinkliges Texturdreieck (Bodenartendreieck) mit den beiden Fraktionen Schluff und Sand nach dem: „System GEPPA“ (zit. in: *Baize et Jabiol 1995, 118*) möglich. Im Gegensatz zu tabellarischen Werten entsprechender Masseanteile (%) nach Tabelle 2, dienen Texturdreiecke lediglich als Hilfsmittel. Den Fraktionsgrenzen für Sand und Schluff fehlt gleichfalls die Kongruenz zu denen nach *Ad-Hoc-AG Boden (1996, 2005)* und *Atterberg (1912)*. Übereinstimmung besteht bei den o. g. Abgrenzungen für Ton und Feinboden.

Im Beitrittsgebiet zum Geltungsbereich des Grundgesetzes für die Bundesrepublik Deutschland kamen bis 1990 nach *TGL 24300 (1985)* Hauptkörnungsarten in mineralischen Feinböden/Feinsedimenten zur Anwendung. Dafür ausgewiesene Anteile sind kompatibel zu denen nach den acht mineralischen Bodenarten im Einzelgepräge für Ackerland nach der amtlichen Bodenschätzung (Tab. 1). Untereinander widersprüchliche Klassifizierungen betroffener Bodenartenuntergruppen nach *BBodSchV (2012)* weichen davon teilweise erheblich ab und sind nicht 1: 1 übertragbar auf mineralische Klassifizierungen anderer Fachbereiche (Tab. 1). Die für Grünland bzw. Ackerland zugeordneten Bodenarten mineralischer Feinböden/Feinsedimente in den 4.090 Musterstücken nach *BodSchätzDV (2012)* in der Rhizosphäre (*Ruppel et al. 2011*) gelten punktuell bzw. zur Ableitung von Klassenzeichen. Diese Texturklassen (Bodenarten) sind tabellarisch oder nach Kornsummenkurven ableitbar. Abgrenzungen der davon betroffenen vier Gemische zueinander weichen von denen nach *Ad-Hoc-AG Boden (1996, 2005)* und *Atterberg (1912)* international bewährten erheblich ab. Eine chronologische Zusammenstellung ausgewählter regionaler Korngrößenverteilungen mineralischer Feinböden/Feinsedimente Deutschlands findet sich bei *Ulonska (2012a)*.

3. 4. Empfehlungen für den EU- weiten Geltungsbereich harmonisierter Korngrößenverteilungen

Für die Angleichung werden die international bewährten Fraktionen: Sand, Schluff und Ton in den Atterberg'schen Abgrenzungen sowie das Gemisch „abschlämbbare Teilchen“ (Feines <10µm) für die zu harmonisierenden Korngrößenverteilungen mit maximal acht Texturklassen (Bodenarten) mineralischer Feinböden/Feinsedimente (<2000 µm) nach Tab. 1 und 2 in der Rhizosphäre zur EU- weiten Anwendung empfohlen. Das Gemisch „abschlämbbare Teilchen“ (Feines) ist über annähernd normal verteilte Grundgesamtheiten bei regressionsanalytischen Ermittlungen in Feinböden/Feinsedimenten vor allem für belastbare texturabhängige Bodenwassergehalte nach Anlage II (KOM 2011a) und Abgrenzung bei Umsetzung einer Richtlinie des EP und des Rates (EP 2009) im Geltungsbereich des KrWG (2012) zugänglich. Für vergleichende Studien stehen die abschlämbbaren Teilchen EU- weit zur Verfügung, sind problemlos bestimmbar und werden demzufolge zusammen mit dem Tongehalt als eine EU- weite Rahmenbedingung (Tab. 2) empfohlen.

Zur Schätzung der Texturklassen *in situ* ist die bewährte Fingerprobe (Tab. 3) hinreichend, erfordert jedoch gewisse visuell- taktile Fertigkeiten und kann regional variieren. Neben Darstellungen nach Tabellen und Kornsummenkurven hat sich hilfswise die graphische Ermittlung nach gleichseitigen bzw. rechtwinkligen Texturdreiecken (Bodenartendreiecken) bewährt. Die empfohlenen acht mineralischen Texturklassen (Bodenarten) sind *in situ* praktikabel und hinreichend genau schätzbar, labortechnisch ausreichend genau bestimmbar sowie grundsätzlich transponibel zu anderen Systemen. Labortechnische Bestimmungen von Anteilen in Feinböden/Feinsedimenten (Masse-%) erfolgen mindestens für abschlämbbare Teilchen (Feines) und dienen Qualitätskontrollen. Der empfohlene harmonisierte Vorschlag gilt für die EU- weite fachrechts-, flußgebiets-, bodenfunktions- und nutzungsartenübergreifende sowie datenbankgerechte Anwendung (Tab. 1 und 3) zum Schutz der Biodiversität (EP 2011) im Sinne von spezifischen bodenbezogenen Zielvorgaben über Bodenarten in den Mitgliedstaaten nach einem Vorschlag des EP und des Rates (KOM 2012b) und hat hier nach Tab. 2 Eingang in die überarbeitete Anlage II nach KOM (2011a) gefunden.

4. Diskussion und Schlussfolgerungen

EU- weit sollte freigestellt bleiben, daß innerhalb der Fraktionierungen mineralischer Feinböden/Feinsedimente weitere Unterteilungen ermöglicht werden. In Deutschland betrifft dies nach BodSchätzDV (2012) das Gemisch der abschlämbbaren Teilchen. Die nach den acht Texturklassen geordneten Masseanteile (%) der abschlämbbaren Teilchen eröffnen die Möglichkeit, mit annähernd normal verteilten Grundgesamtheiten regressionsanalytische Ermittlungen vorzunehmen. Einbeziehungen von Anteilen des Gemisches <10µm zu äquivalenten Korngrößenanteilen der Fraktionen Sand, Schluff und Ton setzt vergleichbare und belastbare Labormethoden voraus (siehe Day 1965, Müller et al. 2009 und Offenlegungsschrift 2009).

Das grundsätzliche Beibehalten der international bewährten Abgrenzungen für die Korngrößenfraktionierungen nach Atterberg (1912) und eine regionale Verwendung der empfohlenen Klassifizierung als universelle Methode zur Bodenfunktionsbewertung z. B. bei Erosionsanfälligkeit (K- Faktor), Wasserspeichervermögen (nFK), Rückhaltevermögen für Schwermetalle (Ackerschätzungsrahmen) gemäß Reinhardt und Lux (2006), Ermittlungen durchschnittlicher Werte von Mikronährstoffen für Mindestanforderungen an die Schlagkartei Ackerland (Leitfaden 2008), zur Berechnung der mikrobiellen Biomasse im N- Kreislauf des Bodens (C/N- Verhältnis sandiger und toniger Böden) nach Ruppel et al. (2011) sowie der Wertermittlung (BewG 2012) wird dadurch insbesondere für benachteiligte Gebiete (Ulonska 2011b und KOM 2011a) eröffnet.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Frau S. Marx (Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et du Développement rural, Administration des services techniques de l'agriculture Service de pédologie 72, avenue L. L-9080 Ettelbruck simone.marx@asta.etat.lu für die kritische Durchsicht, ergänzende Literaturhinweise und die französischen Übersetzungen, bei den Herren M. Beck (Finanzamt St. Wendel, D-66606 St. Wendel m.beck@fawnd.saarland.de), S. Hamm (Finanzamt Erding, D- 851435 Erding) sowie Frau H. Bronisch, Berlin für wertvolle Hinweise und Ratschläge.

Quellenangaben

- AG Bodenkunde*, 1971: Kartieranleitung **2**, Hannover.
- AG Bodenkunde*, 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung **3**, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Ad-Hoc-AG Boden*, 1996: Bodenkundliche Kartieranleitung **4**, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- Ad-Hoc-AG Boden*, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung **5**, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- American Geophysikal Union (s. a.)*: zit. in: *Mamede* 2008, 3.
- Atterberg, A.*, 1912: Die mechanische Bodenanalyse und die Klassifikation der Mineralböden Schwedens. *Int. Mitt. f. Bodenk.* **II**, 312-342.
- Baize, D. et B. Jabiol*, 1995: Guide pour la description des sols, INRA Editions, Paris. 1-376.
- BBodSchV*, 2012: Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung; zul. geä. *BGBI. I* **10**, 212-264.
- Beck, M.*, 2012: Musterstücke im Saarland: Korngrößenanalyse nach Kopecky. Schriftliche Mitteilungen, 17. April.
- Benne, I.; H.- J. Heineke et R. Nettelmann*, 1990: Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung-Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel. Technische Berichte zum NIBIS. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BewG*, 2012: Bewertungsgesetz; zuletzt geändert *BGBI. I*, 579.
- Blume, H.- P.; K. Stahr et P. Leinweber*, 2010: Bodenkundliches Praktikum **3**, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- BodSchätzG*, 2007: Bodenschätzungsgesetz. *BGBI. I* **69**, 3176-3183.
- BodSchätzDV*, 2012: Bodenschätzungs-Durchführungsverordn.. *BGBI. I* **11**, 311-384.
- Capelle, A. et E. Ahlers*, 2007: Anmerkungen zur Körnungsanalytik für die Bodenschätzung. *Mitt. d. Deutsch. Bodkdl. Ges.* **110/1**, 49- 50.
- Capelle, A.; H.- J. Ulonska et T. Rötcher*, 2006: Administrative und wissenschaftliche Nachnutzungen ... der Bodenschätzung. *Wasserwirtschaft* **96/ 7+8**, 64-68.
- Čermak, P.*, 2009: schriftl. Mitteilungen, Brno.
- Day, P. R.*, 1965: Particle Fractionation and Particle- Size Analysis. *Agronomy* **9**, American Society of Agronomy, 545-567.
- Eggelsmann, R.*, 1981: Dränanleitung für Landbau, Ingenieurbau und Landschaftsbau **2**, Hamburg und Berlin.
- DIN 19708*, 2005: Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG, 1-25.
- EP*, 2009: Richtlinie ... über Abfälle ... *Abl. L* **312**, 3-30.
- EP*, 2011: Entwurf eines Berichtes ... Biodiversitätsstrategie ... **2307**, 1-9.
- Fiedler, H. J. et H. Reißig*, 1964: Lehrbuch der Bodenkunde, Gustav Fischer Verlag Jena.
- Franßen, G. et H. Blatt*, 2011: Die Abgrenzung von Bodenschutzrecht und sonstigem Umweltrecht gem. §2 V BBodSchG. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* **21**, 1291-1296.
- Hall, D. G. M.; M. J. Reeve, A. J. Thomasson et V. F. Wright*, 1977: Water Retention, Porosity and Density of Field Soils. *Soil Survey of England and Wales- Technical monograph n° 9*, Harpenden. 75p (zit. in: *Baize et Jabiol*, 1995: 284, 363).
- Horn, R.*, 2002: Bodenphysik. In: *Scheffer, F. et P. Schachtschabel*: Lehrbuch der Bodenkunde **15**, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg- Berlin, 155-271.
- Jahn, R.; H.- P. Blume, V. B. Asio, O. Spaaren et P. Schad*, 2006: Texture of the fine earth fraction. Guidelines for soils description **4**, Rom.
- Katschinskij, N. A.*, 1965: Bodenphysik, **1**, Moskau (zit. in: *Kretschmer, H. et al.*, 2003, 28).
- Köhn, M.*, 1928: 3. Bemerkungen zur mineralischen Bodenanalyse. Ein neuer Pipetteapparat. *Zeitschr. f. Pflanzenern. Düng. u. Bodenk* **XI**, 50-54.
- KOM*, 2011a: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Förderung ... des ländlichen Raums (ELER) **627** endgültig/2, Brüssel, 1-156.
- KOM*, 2011b: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der Gemeinsamen Agrarpolitik (*GAP Reform*) **628** endgültig/2, Brüssel, 1-11.

KOM, 2012a: Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on the financing, management and monitoring on the common agricultural policy (*CAP Reform*) **8289/12**, 28 March Brussels, 1-8.

KOM, 2012b: Bericht der Kommission ... Umsetzung der Thematischen Strategie für den Bodenschutz und laufende Maßnahmen **46**, Brüssel, 1-17.

Kopecky, J., 1914: Schlämmapparat zur Korngrößenfraktionierung. Internat. Mitt. f. Bodenk. **IV**, 139-202.

Kretschmer, H.; P. Kahle et H.- J. Ulonska, 2003: Die Kornverteilungskurve eines Bodens als Grundkriterium für die Ableitung von Bodenarten nach verschiedenen Klassifikationssystemen. Landnutz. u. Landentw. **44/1**, 26-28.

KrWG, 2012: Kreislaufwirtschaftsgesetz. BGBl. I **10**, 212-264.

Kuron, H., 1955: Ein neues Dreiecksdiagramm zur Kennzeichnung der Bodenarten. Vortrag gehalten auf der Tagung der Deutschen Bodenkundl. Gesellsch., Göttingen (zit. in: *Fiedler et Reißig, 1964*, 377).

Légende, 2007: de la Carte Numérique des Sols de Wallonie-version 2. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux-Laboratoire de Géopédologie, 54p.+ 2 annexes.

Leitfaden, 2008: mit Erläuterungen zur Förderrichtlinie ... ThürStAnz **22**; zul. geä. 15. Aug.

Link, M.; T. Vorderbrügge, A. Michalski, A. Kowalkowski et T. Harrach, 2010: Interpretation deutscher und polnischer Bodenschätzungsdaten zur Ableitung und Bewertung von Bodenkennwerten und -funktionen. Die Bodenkultur **61/4**, 11-23.

Mamede, G. L., 2008: Reservoir Sedimentation in Dryland Catchments: Modelling and Management, Potsdam.

Marx, S., 2010: La cartographie des sols au Grand- Duché de Luxembourg à l'échelle 1/25.000. Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et du Développement rural, Administrationn de services techniques de l'agriculture, Service de pédologie **4**, Ettelbruck.

Merkblatt, 1976: zur kombinierten Dränung. Bayr. Landanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau/ Bayr. Landesamt für Wasserwirtschaft, München (zit. in: *Eggelsmann, 1981*, 80, 83, 89).

Mohr, H.- J. et U. Ratzke, 2009: 75 Jahre einheitliche Bodenschätzung in Deutschland 1934-2009, **1** Tellow.

Müller, H.- W.; R. Dohrmann, D. Klose, S. Rehder et W. Eckelmann, 2009: Comparison of two procedures for particle-size analysis: Köhn pipette and X-ray granulometry. J. Plant Nutr. Soil Sci. **172/2**, 172-179.

Nestroy, O.; H. Kretschmer et H.- J. Ulonska, 2012: Bodenkundliche Basisdaten als Grundlage für justitiable Kriterien bestimmter Nährstoff-, Schwermetall- und Wassergehalte. Berichte DBG, 1-4 (<http://dbges.de>)

Nestroy, O. et H.- J. Ulonska, 2012: Die amtliche Bodenschätzung – Chancen und Risiken der Harmonisierung auf europäischem Maßstab. Die Bodenkultur **63/1**, 17- 25.

Novak, V., 1947: Rukověť přednášek o půdoznalství, SPZ na VŠZ Brno, **I**, 61 (tschechisch).

Offenlegungsschrift, 2009: Verfahren und Vorrichtung zur Bestimmung der Korngrößenverteilung in mineralischen Feinböden und mineralischen Feinsedimenten. Deutsches Patent- und Markenamt. DE **10 2008 027 971 A 1 2009. 12. 24**, 1-13.

Ö NORM ISO 14688, 2005: Bezeichnung von Bodenarten aufgrund der Korngrößen **1**, 1-5.

Patentschrift, 1962: Verfahren und Geräte zum Herstellen von Korngößen- Fraktionen suspendierter Pulver für die Korngößenanalyse. Deutsches Patent- und Markenamt. **1 126 652**, 1-3.

Pfeiffer, E.-M.; S. Sauer et E. Engel (Hrsg.), 2003: Bodenschätzung und Bodenbewertung – Teil II: Arbeitsanleitung zur Bodenschätzung. Verlag Chmielorz Wiesbaden.

Ramsauer, B. et A. Till, 1937: Österreichische Bodenkartierung Anleitung zur Aufnahme und Herstellung von Bodenkarten ... in Landwirtschaft und Kulturtechnik.

Reinhardt, F. et A. Lux, 2006: Bodenbewertungsverfahren der kommunalen Bauleitplanung im Bodenschutz für Planungsverfahren im Geodateninformationsz., Eberswalde, 1-28.

Ruppel, S.; J. Rühlmann et W. Merbach, 2011:Zusammenhang zwischen Stickstoffverfügung und mikrobieller Aktivität in der Rhizosphäre. Mitt. Agrarwissensch. **19**, 108-115.

Schad, P., 2008: World Reference Base for Soil. Ein Rahmen für internationale Klassifikation, Korrelation und Kommunikation erstes Update 2007, Hannover.

TGL 24300, 1985: Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte Körnungsarten und Skelettgehalt **05**, Berlin, 1-6.

Tommerup, E. C., 1934: The field description of the physikal properties of soils. Verh. I. Komm. Internat. Bodenk. Gesellsch., Paris, S. 155- 158 (zit. in: *Fiedler et Reißig, 1964*, 378).

Ulonska, H.- J., 2012a: Ausgewählte Nährstoffgehalte in der Rhizosphäre – Methoden und Ergebnisse im Vergleich. *Mitt. Agrarwissenschaften* (im Druck).

Ulonska, H.- J., 2012b: Pedologische Kriterien und effiziente Teilflächenbewirtschaftung benachteiligter Gebiete Thüringens nach ausgewählten Bodenschätzungsdaten. *Mitt. Agrarwissenschaften* **20**, 84-102.

Ulonska, H.- J. 2012c: Die Textur als pedologisches Kriterium für die Abgrenzung naturbedingt benachteiligter Gebiete - eine Zwischenbilanz. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* (zum Druck eingereicht).

Ulonska, H.- J., 2011a: Die Schätzung mineralischer Bodenarten in situ vs. Bestimmung im Labor? Konflikte, Lösungsansätze und Alternativen. *Mitt. Agrarwissenschaften* **19**, 87-100.

Ulonska, H.- J., 2011b: Einflüsse standortbezogener Bodenschätzungsdaten auf effiziente Teilflächenbewirtschaftungen Thüringens. *Berichte d. Dt. Bodenkdl. Ges.*, 1-4 (<http://www.dbges.de>)

US Department of Agriculture (s. a.): zit. in: *Day 1965*, 561.

US Soil Taxonomy (s. a.): zit. in: *Horn, 2002*, 158.

VD LUFA, 2000: Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden, 1-8.

Wagner, J., 2001: Bodenschätzung in Österreich. *Mitt. d. Österr. Bodkdl. Ges.* **62**, 69-104.

Krige, D. G., 1951: A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *J. of the Chem., Metal. and Mining Soc. of South Africa* **52/6**, 119–139.

Tabelle 1: Ausgewählte internationale Korngrößenverteilungen mineralischer Feinböden/Feinsedimente im chronologischen Vergleich (ergänzt nach *Ulonska, H.- J. 2012c*)
Tableau 1: Tableau comparatif de différents systèmes internationaux de fractionnement de la terre fine

Geltungsbereich	Fraktionierungen, Gemische, Gruppen (Feinboden/Feinsediment)	Klassifizierungen	Nachweis mit Anmerkungen
1	2a	2b	3
Einteilung ist international zur Anwendung empfohlen	7 Fraktionierungen, davon: Sand: $\geq 63\mu\text{m}$ $< 2000\mu\text{m}$, Schluff: $\geq 2\mu\text{m}$ $< 63\mu\text{m}$, Ton: $< 2\mu\text{m}$ ($< 2000\mu\text{m}$)	4 Klassen	<i>Atterberg (1912)</i>
Österreich	Grobsand: $\geq 0,2\text{mm}$ $< 2\text{mm}$, Feinsand: $\geq 0,02\text{mm}$ $< 0,2\text{mm}$, Schluff: $\geq 2\mu\text{m}$ $< 20\mu\text{m}$ Ton: $< 2\mu\text{m}$ ($< 2\text{mm}$)	10 Bodenarten	<i>Ramsauer et Till (1937)</i>
Tschechien	Partikelgehalt $< 0,01\text{mm}$ [M. %] ($< 2,0\text{ mm}$)	n. b.	<i>Novak (1947)</i> und <i>Čermak (2009)</i> bis 2001
Rußland	10 Fraktionierungen ($< 2,0\text{mm}$)	n. b.	<i>Katschinskij (1965)</i>
Österreich	3 Fraktionierungen <i>Atterberg (1912)</i>	4 bzw. 8 Bodenart.	<i>Wagner (2001)</i>
Engl. Wales	n. b.	10 Texturklassen	<i>Hall et al. (1977)</i>
Beitrittsgebiet zur Bundesrepublik Deuschl.	3 Fraktionierungen: <i>Atterberg (1912)</i> ($< 2\text{mm}$)	4 Körnungsarten-gruppen davon 11 Hauptkörnungsarten incl. 9 Nebenkörnungsarten für Sand	<i>TGL 24300 (1985)</i> bis 1990
Frankreich	3 Fraktionierungen ($< 2000\mu\text{m}$)	6 Texturgruppen incl. 15 Klassifizier.	<i>Baize et Jabiol (1995)</i>
	2 Fraktionierungen: Sand: $\geq 50\mu\text{m}$ $< 2000\mu\text{m}$, Schluff: $\geq 2\mu\text{m}$ $< 50\mu\text{m}$ ($< 2000\mu\text{m}$)	4 oder 6 Hauptklassen incl. 17 Klassifizierungen	
Deutschland	7 Fraktionierungen: <i>Atterberg (1912)</i> ($< 2000\mu\text{m}/ 2,0\text{ mm}$)	25 Bodenarten	Bereiche für rohrlose Dränung und Tiefenlockerung nach <i>Merkblatt (1976)</i>
		4 Bodenartenhauptgruppen davon 11 Bodenartengruppen incl. 31/35 Bodenartenuntergruppen	beim Vollzug von Bodenschutzrecht gemäß <i>Ad-Hoc- AG (1996)</i> nach <i>BBodSchV (2012)</i>
		5 Bodenartengrup. incl. 4 Unterteilung.	Bestimmung des Kalkbedarfs n. <i>VD LUFA (2000)</i>
		32 oder 8 Bodenarten	Ermittlung Erosionsgefährdung durch Wasser n. <i>DIN 19708 (2005)</i> fehlerhafte Bodenarten auf Grund v. Begriffsverwendungen! Fraktionier. n. b.
	4 Gemische: Grobsand, Feinsand, Staubsand, abschlämmbare Teilchen ($< 2\text{mm}$)	4 Bodenarten für Grün- und 8 für Ackerland	<i>BodSchätzDV (2012)</i> und <i>Pfeiffer et al. (2003)</i>

USA	7 Fraktionierungen, davon: Sand: $\geq 0,050\text{mm}$ $< 2,0\text{mm}$, Schluff: $\geq 0,002\text{mm}$ $< 0,05\text{mm}$ Ton: $< 0,002\text{mm}$ ($< 2,0\text{mm}$)	n. b.	<i>US Soil Taxonomy (s. a.)</i> und <i>U. S. Departement of Agriculture (s. a.)</i>
	13 Fraktionen, davon: Sand: $\geq 0,0625\text{mm}$ $< 2,0\text{mm}$ Schluff: $\geq 0,0039\text{mm}$ $< 0,0625\text{mm}$ Ton: $\geq 0,00024\text{mm}$ $< 0,0039\text{mm}$ ($< 2,0\text{mm}$)		<i>American Geophysikal Union (s. a.)</i> . Die Fraktionierung folgt der gemäß <i>Atterberg (1912)</i>
Vorschlag FAO	3 Fraktionierungen incl. 8 Unterteilungen: <i>Atterberg (1912)</i> ($< 2000\mu\text{m}$)	13 Texturklassen incl. 10 Unterteil. 3 sandiger Texturklassen	Fraktionierung der 3 Körnungsklassen n. <i>Atterberg (1912)</i> und <i>Jahn et al., (2006)</i>
Belgien u. Luxemb.	<i>US Soil Taxonomy (s. a.)</i> ($< 2,0\text{mm}$)	7 Texturklassen incl. 9 Unterteil.	<i>Marx (2010)</i> und <i>Légende (2007)</i>
Polen	Sand: $\geq 100\mu\text{m}$ $< 1000\mu\text{m}$ Schluff: $\geq 2\mu\text{m}$ $< 100\mu\text{m}$ Ton: $< 2\mu\text{m}$ ($< 1000\mu\text{m}$)	3 Bodenarten incl. 18 Unterteilungen	n. <i>Link et al. (2010)</i> 11 Unterteilungen für die Bodenschätzung.
EU- weit harmonisierte Empfehlung	Sand (S): $\geq 63\mu\text{m}$ $< 2000\mu\text{m}$, Schluff (U): $\geq 2\mu\text{m}$ $< 63\mu\text{m}$, Ton (T): $< 2\mu\text{m}$ 1 Gemisch: Feines (F) $< 10\mu\text{m}$ (Feinboden/ Feinsediment: $< 2000\mu\text{m}$)	8 Texturklassen	n. Tab. 2 u. 3 acht mineralische Texturklassen mit 3 Fraktionierungen n. <i>Atterberg (1912)</i> und einem fakultativen Gemisch (<i>Capelle et al., 2006; Nestroy et al., 2012; Nestroy et Ulonska 2012</i>) nach nationalen gesetzlichen Vorgaben für methodische Qualitätskontrollen

Tabelle 2: Empfohlene Texturklassen und zusätzliche pedologische Kriterien zur Abgrenzung benachteiligter Gebiete gemäß KOM (2011)

Tableau 2: Classes texturales recommandées et autres critères pédologiques pour la délimitation des zones défavorisées

Kriterium	Begriffsbestimmung	Schwelle	
Klima und Boden			
Übermäßiger Bodenwassergehalt	Anzahl der Tage bei oder über Feldkapazität	≥230 Tage	
Boden und Rhizosphäre			
Eingeschränkte Wasserführung	Gebiete, die im überwiegenden Zeitraum eines Kalenderjahres unter Wasser stehen	Naß <80cm ab Oberfläche während >6 Monaten oder naß <40cm während >11 Monaten ODER mangelhaft entwässerter Boden ODER Reduktions-Oxydations-Farbmuster innerhalb von 40cm ab Bodenoberfläche	
Unvorteilhafte Feintextur und Grobbodenanteil (Steinigheit)	Relative Häufigkeit fachrechts-, flußgebiets-, bodenfunktions-, nutzungsartenübergreifender und datenbankgerechter dominierender Texturklassen in der Rhizosphäre mit organischer Substanz (Masse- %), nichtsynthetischer mineralischer Feinböden und -sedimente (<2,00mm) sowie Grobbodenanteile/Steinigheit (Volumen- %). Bei Verwendung geprüfter labortechnischer Korngrößenanalysen potentiell benachteiligter Gebiete, kann die Ergänzung mit aktuellen visuell- taktilen Feldschätzungen (Fingerprobe) mineralischer Feinböden und -sedimente mit Bodenarten (Texturklassen) nach Tabelle 3 ergänzend herangezogen werden	≥5% der Rhizosphäre bestehen aus mineralischem Grobboden (>2,00mm) einschließlich Felsenflächen, Geröll ODER überwiegend dominierende Texturklasse Sand (S) in der Rhizosphäre ODER organischer Boden (organische Substanzen ≥30 Masse-%) von mindestens 40cm in der Rhizosphäre ODER überwiegend dominierende Texturklasse S oder Ton (T) in der Rhizosphäre ODER	
		Äquivalentkorndurchmesser (mm): Fraktion Ton (T) Gemisch Feines (F) <0,002 <0,01	
		Texturklassen nach nichtsynthetischen mineralischen Anteilen in Feinböden und -sedimenten der Rhizosphäre	
		dominierende Anteil (Masse-%)	
		Texturklasse Ton Feines	
		Sand (S) ≤13 <19	
		Lehm (L) ≥ 5- <45 ≥19-<60	
		Ton (T) ≥45 ≥60	
Rhizosphäre	Geländekante Tiefe (cm) des durchwurzelb. Raumes bis Oberkante Festgestein	≤30cm	
Nachteilige chemische Eigenschaften	Gehalte von Salzen, austauschbarem Natrium und Säuregehalt	Salzgehalt ≥4 (dS/m) u. Flur ODER Natriumgehalt ≥6 ODER Säuregehalt pH ≤5 (n/10 KCl)	
Steile Hanglage	Höhenänderungen bei der planimetrischen Entfernung (in % oder °)	≥18% ODER ≥10°	

Tabelle 3: Visuell- taktile Feldschätzung (Fingerprobe) mineralischer Feinböden und mineralischer Feinsedimente nach den Texturklassen (Bodenarten)

Tableau 3: Evaluation visuelle et tactile des sols à partir des classes texturales

Geschätzte Texturklassen in Bodenprofilen u. auf Flächen (Kürzel) Classes texturales	erdfeuchte Feldmerkmale Critères du test tactile
Sand/ Sable (S, S) anlehmiger Sand/ Sable limoneux (Sl, Sl)	nicht ausrollbar, Einzelkörner dominieren, fällt beim Trocknen auseinander Dominance des grains individuels, impossibilité de former un boudin, désagrégation du sol à l'état sec
lehmiger Sand/ Sable limoneux (IS, IS)	nicht bis kaum ausrollbar, nicht biegsam, Einzelkörner noch gut sichtbar Difficulté voire impossibilité de former un boudin, non flexible, grains individuels encore bien visibles
stark sandiger Lehm/ Limon sableux léger (SL, SL)	auf etwa Bleistiftstärke ausrollbar bis nicht ausrollbar, nicht biegsam, wenig bis keine Körner sichtbar Formation possible d'un boudin de la taille maximale d'un crayon mais non flexible, toucher farineux, peu ou pas de grains individuels visibles
sandiger Lehm/ Limon sableux (sL, sL)	auf etwa 5mm Stärke ausrollbar, schwach biegsam, rau, körnig, Knirschen am Ohr deutlich hörbar Formation possible d'un boudin de 5 mm de circonférence environ, faiblement flexible, rêche, grenu, crissement marqué à l'oreille
Lehm/ Limon (L, L)	auf etwa 3mm Stärke ausrollbar, kaum biegsam, schwach körnig, kein Knirschen am Ohr Formation possible d'un boudin de 3 mm de circonférence environ, à peine flexible, faiblement grenu, pas de crissement audible, impression soyeuse et tal-queuse au toucher
stark toniger Lehm/ Limon argileux (LT, LA)	auf weniger als 3mm Stärke ausrollbar, gut biegsam, Körner leicht bis deutlich fühlbar, mehlig Formation possible d'un boudin de moins de 3 mm d'épaisseur, bien flexible, grains individuels faiblement à clairement perceptibles, toucher farineux
Ton/ Argile (T, A)	auf <1 mm Stärke ausrollbar, sehr biegsam, glänzende Abscherfläche, seifig Possibilité de formation d'un boudin jusqu'à une taille de 1 mm, bien flexible, surfaces luisantes, toucher savonneux Test de l'anneau: - Avec le boudin, tenter de faire un anneau de 4-5 cm de diamètre. - Si l'anneau casse avant qu'on n'ait fait un demi-tour, la teneur en argile est comprise entre 10 et 15 %. - Si l'on parvient à former les 3/4 d'un anneau, la teneur en argile est d'environ 20 %. - Si l'on parvient à refermer complètement l'anneau, la teneur en argile est supérieure à 30 %.

Tagungsbeitrag zu: Vortrags- und Exkursionstagung zur Bodenschätzung, AG Bodenschätzung und Bodenbewertung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 19.- 21.09.2012 in St. Wendel/Saarland Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation) <http://www.dbges.de>

Bodenkundliche Basisdaten als Grundlage für justitiable Indikatoren bestimmter Schwermetall-, Nährstoff- und Wassergehalte¹

O. Nestroy, H. Kretschmer et H.- J. Ulonska

Zusammenfassung

Der vorliegende Artikel leistet einen weiteren Beitrag mit Lösungsvorschlägen nach mineralischen Bodenarten (Texturklassen), zu denen körnungsbeeinflusste Indikatoren und Nährstoffmengen beim Düngen (*DüV 2012* und *Baumgarten et al. 2006*) zählen. Insbesondere in Deutschland, Österreich und Polen haben sich im Vergleich zur *BodSchätzDV (2012)* Korngrößenfraktionierungen und -klassifizierungen nach den Bodenkundlichen Kartieranleitungen (*ad hoc AG Boden 1996* und *2005*), der Arbeitshilfe für die Bodenansprache (*ad hoc AG Boden 2009*), dem *Arbeitskreis Standortkartierung (2003)*, *Bodenkundliche Standortbeurteilung (2008)*, der *Anweisung (1967)* und *Link et al. (2010)* landesweit sowie nach *Kerschberger et Marks (2007)*, *Kuhr et al. (2012)* und *Wendland et al. (2007)* regional weiter auseinander entwickelt. In der Schweiz betrifft dies Maximalwerte von Schadstoffen (z. B. Schwermetalle) als Triagekriterien für kategorisiertes Bodenmaterial beim *Umgang mit dem Boden (2003)*. Das erfordert bestimmte Bodenarten (Texturklassen) als Begrifflichkeiten über mineralische Korngrößenanteile kompatibel skaliert zu umgrenzen. Ausgewählte körnungsabhängige Nährstoff-, Schwermetall- und Wassergehalte können somit als justitiable Indikatoren für den Vollzug in den Bereichen Finanzen, Umwelt und Wirtschaft belastbar und gleichwertig zugeordnet werden. Daneben sind aus bodenkundlicher Sicht die Einflüsse grundsätzlicher Basisdaten als justitiable Indikatoren nach Tabelle 1 entsprechend zu „skalieren“, zu untersuchen und zu bewerten.

1. Einleitung

Die Betrachtungen zu den mineralischen Korngrößenfraktionen beziehen sich hier vordergründig auf die abschlämmbaren Teilchen (<0,01 mm) und damit verbundenen Korngrößenklassifizierungen zu den praktikablen acht mineralischen Bodenarten des Ackerlandes nach dem *BodSchätzG (Ulonska 2010)*. Bedingt durch selten gelungene Übertragungen von Laborfortschritten ins Freiland als sog „Skalenproblem“ der Grundlagenforschung (*Christen 2012*, N1) resultiert nach *Ulonska et Capelle (2012)* anhaltender Harmonisierungsbedarf. *Horn (2002)* weist darauf hin, daß es noch andere Einteilungen gibt, die im Zusammenhang mit Kornsummenkurven (*Kretschmer et al. 2003*) stets an den durch die Aufgabenstellungen der Benutzer gegebenen Orientierungen (z. B. beim Vollzug mit justitiablen Indikatoren) orientiert sind. Das wird besonders augenfällig beim Vergleich von Musterstücken (*BodSchätzDV 2012*) des Jahres 1935 im Saarland mit denen des Jahres 1998 aus Thüringen. Davon betroffen sind Fraktionierung und Klassifizierung mineralischer Feinsedimente bzw. Feinböden insbesondere für den Vollzug des vor- und nachsorgenden nationalen sowie internationalen Boden- und Gewässerschutzes sowie der *Kaufwert (2012)* landwirtschaftlicher Grundstücke (*BewG 2012*). Zudem besteht vielfach Prüfungsbedarf bei Korngrößenfraktionierungen und

¹ Anschriften der Verfasser: Ao. Univ.-Prof. a. D. Dipl.-Ing. Dr. Othmar Nestroy, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Technische Universität, Rechbauerstraße 12, A- 8010 Graz o.nestroy@tugraz.at; Prof. em. Dr. habil. Hermann Kretschmer, Pelzlakeweg 7, 12559 Berlin hkretschmer@web.de; Dipl.-Mel.-Ing. Dr. Hans-Jürgen Ulonska, Teichgasse 28, D- 99099 Erfurt, Teichgasse 28, hans-juergen-ulonska@t-online.de

damit einhergehenden Korngrößenklassifizierungen belasteter und unbelasteter agrarisch und industriell genutzter Flussgebieten.

2. Material und Methoden

Zur Herangehensweise bei der Ermittlung der Korngrößenfraktionen und einhergehenden Korngrößenklassifizierungen wird auf *Nestroy et Ulonska (2012)* und *Capelle et al. (2006)* verwiesen. Beispielgebend dafür ist der Flächenfond für Acker- und Grünland in Thüringen bei einer Bodenfläche von 1.617.250 ha nach *Pressemitteilung (2012)* zu nennen. Davon sind in Deutschland mehr als 86% Landwirtschafts- und Waldflächen betroffen, die im repräsentativen Durchschnitt liegen. Exemplarisch wurden als Zielgröße geogene Grundgehalte (Median in mg/kg Trockenmasse x dm) und Totwassergehalte (linearer Durchschnittswert in mm/dm) nach Tabelle 4 ermittelt. Einen wesentlichen Einfluß auf Nährstoff- und Schwermetallgehalte üben vorab zu wählende Extraktionsmethoden aus.

3. Ergebnisse und Diskussion

Ausgehend von den für das Saarland und Thüringen verordneten 35 bzw. 173 Musterstücke (*BodSchätzDV 2012*) nebst den Vergleichsstücken als ein EU-weit zu berücksichtigender Faktor, wird für sämtliche Musterstücke des Bundes in Deutschland und Österreich vorgeschlagen, neben den von *Nestroy et Ulonska (2012)* entwickelten Korngrößenverteilungen auch klassifizierte Humus- und pH-Werte zu verwenden (Tabellen 5 und 6). Weiterhin wird vorgeschlagen, die Aufnahme der Trockenrohdichte (ρ_d) und die scheinbare mineralische Korndichte (ρ_s) als präzisierender Faktor im *Stokes'schen* Gesetz als zukünftige Eichgrundlage für sämtliche verdichtungsgefährdeten Bundesmusterstücke in Deutschland und Österreich zu prüfen. Ergänzend wird mit einem weiteren Schritt angeregt, die Proctordichte (ρ_{Pr}) als Vergleichsgröße zu ökologischen Wassergehalten zu prüfen und in vergleichende Untersuchungen einzubeziehen. Auf Grund der fehlenden Kompatibilität sind Vergleichbarkeiten nach Korngrößenverteilungen und klassifizierten Humusgehalten abgeleiteten bodenhydrologischen Kennwerten (*ad hoc AG Boden 1996 und 2005*) zu den nach Tabelle 7 ermittelten Totwassergehalten nicht gegeben. Allein dieser Umstand bedurfte eines Vorschlages zur Behebung des zu Beginn von *Christen (2012)* genannten Skalenproblems über die vorgeschlagenen Korngrößenklassifizierungen (*Nestroy et Ulonska 2012*).

3. 1. Korngrößenbedingte geogene Nähr-stoff- und Schwermetallgehalte

Die horizont- und schichtbezogene Vorgehensweise geprüfter Fraktionsanteile zur Ermittlung beispielhaft ausgewählter geogener Grundgehalte nach Tabelle 4 für verwitterte immissionsferne Böden mit klassifizierten Humusgehalten $\leq 8,00$ M.-% (Tabelle 5) und pH-Werten < 6 (Tabelle 6) auf der Basis von Gauß-Krüger-Koordinaten, wird für den Vollzug des vor- und nachsorgenden Boden- und Gewässerschutzes vorgeschlagen. Nach *AbfKlärV (2012)* gilt, daß bei Böden, die im Rahmen der Bodenschätzung als leichte Böden eingestuft sind und deren Tongehalt unter 5 vom Hundert liegt oder deren Untersuchung einen pH-Wert > 5 und < 6 ergeben hat, ist eine Aufbringung von Klärschlamm auch dann verboten, sofern bei Cd und Zn der Wert nach Tabelle 4 überschritten wird. Eine ähnliche Regelung gilt nach der Steiermärkischen Klärschlammverordnung (*S-KV 2007*). Diese Grenzwerte gelten u. a. bei pH-Werten ≥ 5 , mittlerer oder schwerer Bodenschwere und einer Gründigkeit ≥ 30 cm. Insbesondere die Messwerte nach Tabelle 4 können in Diskussionen zu harmonisierender Bodenqualitätsnorm (BQN) nach *Ulonska (2011a)* in Abhängigkeit von der Bodenart (*Bergs 2009*) und zur Abgrenzung benachteiligter Gebiete bzw. als Nährstoffwert einbezogen werden. Zusätzliche geprüfte Messwerte sind erforderlich, um BQN zu validieren. Vorab eindeutig zu umgrenzende Begriffe wie Korngrößenfraktion und mineralische Bodenart sind dafür zu definieren, um zukünftig statistisch belastbare und fachrechtlich gleichwertige Prüfwerte ermitteln zu

können. Nach *Nestroy et Ulonska (2012)* wird wiederholt angeregt, insbesondere körnungsbedingte Werte von Nährstoff-, Schwermetall- und Wassergehalten nach nationalem Fachrecht und i. S. v. *Christen (2012)* skalenkonform zu verifizieren und zu validieren.

3. 2. Korngrößenbedingte Bodenwassergehalte

Die nach *Ulonska (2011b)* horizont- und schichtbezogene Vorgehensweise zur Ermittlung ausgewählter regionaler Bodenwassergehalte in der Region Thüringen (Tabelle 7) landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzter Böden, die locker bis mitteldicht gelagert ($\rho_d \leq 1,60 \text{ g cm}^{-3}$), bindig ($> 18,00 \text{ M.-%}$ Ton und $\geq 30,00 \text{ M.-%}$ abschlämmbare Teilchen) sowie schwach humos (Humusgehalte $\leq 8,00 \text{ M.-%}$) sind, werden als vorläufige Totwassergehalte für den Vollzug des Boden- und Gewässerschutzes vorgeschlagen.

Zwischen gemessenen Totwassergehalten und den abschlämmbaren Teilchen sind nach Tabelle 2 und 3 für die Summe der abschlämmbaren Teilchen aus den mineralischen Bodenarten des Ackerlandes (L + LT + T) in Verwitterungsböden mit Übergang zu steinigem Verwitterungsböden, hochsignifikante statistische Abhängigkeiten annähernd normal verteilter Grundgesamtheiten ermittelt worden. Im Vergleich zu den auf Bodenartenuntergruppen bezogenen Totwassergehalten nach den Bodenkundlichen Kartieranleitungen (*ad hoc AG Boden 1996* und *2005*) und dem *Arbeitskreis Standortkartierung (2003)* weichen die Totwassergehalte nach den in der Bodenart des Ackerlandes Lehm (L) teilweise enthaltenen Bodenartenuntergruppen (Lu, Ls2, Ut4) in der Bodenart stark toniger Lehm (LT) des Ackerlandes (Tu3, Tu4, Lt2) und in der Bodenart Ton (T) des Ackerlandes (Tu2, Lt3/Tu2) erheblich voneinander ab. Sämtliche betroffenen Bodenartenuntergruppen nach den v. g. Bodenkundlichen Kartieranleitungen sind nach ihren prozentualen Anteilen an Korngrößenfraktionen (M.-%) nicht kongruent (sic!) zu den prozentualen Anteilen an Korngrößenfraktionen (M.-%) der mineralischen Bodenarten gemäß *BodSchätzG (2007)* und *Nestroy et Ulonska (2012)*.

Gleiches trifft für die von *Riepert et al. (2010)* über nichtkompatible Bodenarten ermittelten Kupfergehalte landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzter Böden zu. Die Ursachen liegen primär in der seit 1934 nach dem *BodSchätzG (2007)* normierten Klassifizierung über die abschlämmbaren Teilchen, für deren Weiterentwicklung *Capelle et al. 2006* und *Nestroy et Ulonska (2012)* wissenschaftlich nachvollziehbare und zugleich praktikable Lösungsvorschläge unterbreitete haben (Tabelle 2 und 3 i. V. m. Tabelle 5 und 6). Im harmonischen Gleichklang zu den gemessenen Korngrößenfraktionsanteilen für die beispielhafte Ermittlung von Nährstoff- bzw. Schwermetallgehalten nach Tabelle 4 sind für zu ermittelnde Totwassergehalte ausschließlich Korngrößenanalysen mit 100,0 M.-% verwendet worden. Das Wechseln eines gemessenen Kennwertes hin zum Status eines rechtlich belastbaren Prüfwertes sollte hier für den Wert ausgewählter Totwassergehalte nach Tabelle 7 zutreffen. Verwendungen von Korngrößenanalysen nach exakt gemessenen Korngrößenfraktionen und mit fachrechtlichen Vorgaben klassifizierter Humusgehalte (Tabelle 5) sind eine Grundvoraussetzung für hochsignifikante statistische Abhängigkeiten.

Nach *Göttle et Joneck (2009)* werden am Beispiel der Bewässerung von derzeit ca. 20.000 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche in Bayern Lösungsansätze aufgezeigt und Hinweise gegeben, wie Modifikationen in den Genehmigungsverfahren die vielfältigen Unwägbarkeiten aus der Klimaänderung zumindest ansatzweise erfassen können. Die bisherigen Annahmen zur Berechnung des Wasserbedarfs (fruchtspezifische Bedarfswerte und die Anwendung wassersparender Bewässerungsmethoden) werden in Zukunft nicht mehr uneingeschränkt gelten. Betroffen sind davon anhaltende Bemühungen, die auf Bodenwasserhaushaltstabellen vor allem auf Basis der *DirektzahlVerpflV (2010)* abzielen und eine Anpassung nationaler Rechtsnormen für den Bodenschutz an den Klimaschutz nach sich ziehen sollten. Die Einbeziehung klassifizierter Proctordichten (ρ_{Pr}) in die statistischen Auswertungen erfolgte an dieser Stelle (noch) nicht. Für zukünftige Angaben in den deutschen Bundes- und Vergleichsstü-

cken sowie den österreichischen Bundes- und Landesmusterstücken werden daher die Einbeziehung von ρ_d als jeweils ein Bestandteil zur Kennzeichnung der Lagerungsdichte und ρ_s als ein verfahrensbedingt präzisierter Faktor im *Stokes'* schen Gesetz (*Nestroy et Ulonska 2012*) vorgeschlagen.

3.3. Bodenqualitätsnormen

Erstmals können mit Bestimmungen exakt erweiterter, ineinander überführbarer, untereinander kompatibler und ggf. normal verteilter Korngrößenfraktionsanteile des Gemisches abschlämmbare Teilchen (0,01 mm), Feststoffkennwerte (*Ulonska 2011c*) nach linearen Regressionen als Bodenqualitätsnorm (BQN) in Verbindung mit konformen Kartenprojektionen (*Bill 2010*) zu fachgerechten Planungen führen. Diese befinden sich in überwiegender Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen, Bodenart (Texturklassen), Humusgehalt, pH- Wert und Bodennutzungsformen der mikrobiellen Biomasse in verschiedenen Böden (*Ruppel et al. 2011*). Die Wahrscheinlichkeit statistischer Sicherheiten ausgewählter BQN für Schwermetalle zur Überwachungen der Umweltradioaktivität wird gleichfalls verbessert. Mit Bestimmung des Gemisches abschlämmbare Teilchen gemäß *Mamede (2008)* werden bodenfunktions-, fachrechts-, nutzungsarten- und flußgebietsübergreifende sowie datenbankgerechte Verknüpfungen möglich.

4. Schlussfolgerungen

Die beispielhaft ausgewählten Zielgrößen geogener Nährstoff- und Schwermetallgehalte nach Tabelle 4 und Totwassergehalt nach Tabelle 7 für sandige bzw. lehmig/tonige Bodenarten des Ackerlandes (*BodSchätzG 2007*) sind primär eine Funktion aus festgelegten Äquivalentkorn-durchmessern variabler Korngrößenfraktionsanteile. Dabei ist abzuwägen, ob auf Grund nicht normal verteilter Grundgesamtheiten Medianwerte und/oder auf Basis normal verteilter Grundgesamtheiten linear ermittelte Mittelwerte als methodisch gleichwertig anzusehen sind. Bei Ermittlungen z. B. feststoffbezogener BQN von Oberflächenwasserkörpern über nichtsynthetische Schadstoffe für Schwermetalle der Festphase (Sedimente) beim Gewässerschutz, Ermittlungen standortgebundener Stickstoff- und Nährstoffsaldi bei der Klärschlammasubstratbrückung (*AbfKlärV2012*), Einschätzungen der Befahrbarkeit/Verdichtungen (vgl. dazu den zurückgezogenen Entwurf zur *Bodenbeschaffenheit (2011)*), als Ansatz der fachrechtlich anzupassenden bodenartabhängigen Gehaltsklassen A bis E gemäß *VD LUFA (2000)*, teilflächenbezogener Umweltmaßnahmen zur Abschätzung erosionsgefährdeter Flächen und pflanzenrelevanter Bodenwassergehalte im ungesättigten Bereich überwiegend forst- und landwirtschaftlich genutzter Böden, sind die vorgeschlagenen fachrechtlich kompatiblen mineralischen Texturklassen nach *Nestroy et Ulonska (2012)* und in Verbindung mit *Verfahren und Vorrichtung (2009)* praktikabel. Messreihen mit geprüften korngrößenfraktionsgebundenen Nährstoff- und Schwermetallgehalten sowie Totwasseranteilen betroffener mineralischer Bodenarten des Ackerlandes standen in vorerst hinreichender Anzahl zur Verfügung. Daran ist anzuknüpfen, um vor neuen aufwändigen Messungen bereits vorhandene Datenbanken und Informationssysteme auf belastbare Parameter zur Lösung des eingangs genannten Skalenproblems hin zu prüfen. Die vorliegenden Ergebnisse sind zu vervollständigen, um sie justitierabel belastbarer zu gestalten.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich insbesondere bei Herrn M. Beck (St. Wendel) für gegebene wertvolle Hinweise.

Literaturverzeichnis

- AbKlärV*, 2012: Klärschlammverordnung; zuletzt geändert durch Gesetz. BGBl. I/10, 212-264.
- Ad hoc AG Boden*, 1996: Bodenkundliche Kartieranleitung. **4**, E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 1-392.
- Ad hoc AG Boden*, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung. **5**, E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 1-438.
- Ad hoc AG Boden*, 2009: Arbeitshilfe für die Bodenansprache im vor- und nachsorgenden Bodenschutz. **1**, E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 1-89.
- Anweisung*, 1967: Zur Durchführung der Kartierung. Die Österreichische Bodenkarte 1: 10.000. Bundesanstalt für Bodenkartierung und Bodenw., Wien, 217, Anhang.
- Arbeitskreis Standortkartierung*, 2003: Forstl. Standortaufn. **6**, Enching, 1-352.
- Baumgarten, A et F. Amlinger, E. Bäck, K. Buchgraber, M. Dachler, G. Dersch, R. Egger, H. Eigner, J. Froschauer, H. Fenz, J. Galler, L. Gruber, W. Hofmair, F.X. Hölzl, H. Holzner, J. Hösch, J. Humer, M. Hütter, G. Juritsch, E. Klaghofer, M. Kuderna, K. Mayer, H. Priller, E. Pötsch, T. Rech, W. Reheis, B. Schwarzl, J. Springer, H. Spiegel, A. Steinwidder, H. Tomek, F. Traudtner, C. Winkovitsch*, 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. **6**, Wien, 1-80.
- Bergs, C.- G.*, 2009: Zukunft der Klärschlammverwertung in Deutschland. Korrespondenz Abfall Abwasser **56/10**, 1002-1006.
- BewG*, 2012: Bewertungsgesetz; zul. geä. durch Gesetz. BGBl. I/ 16, 579-602.
- Bill, A.*, 2010: Grundlagen der Geo- Informationssysteme, Berlin, x- xvi, 1- 804.
- Bodenbeschaffenheit*, 2011: Ermittlung der Verdichtungsempfindlichkeit von mineralischen Unterböden aus der Schätzung der Vorbelastung. DIN 19688, 1-16 (Entwurf).
- Bodenkundliche Standortbeurteilung*, 2008: Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten (normative und nominale Skalierungen). DIN 4220 **11**, 1- 50, Anlagen A bis C.
- BodSchätzDV*, 2012: Bodenschätzungs-Durchführungsverordnung. BGBl. I/11, 311-384.
- Bodenschätzungsgesetz*, 2006: Gesetz über die Schätzung des landwirtschaftlichen Kulturbodens. BGBl. I/143, 1-5.
- BodSchätzG*, 2007: Bodenschätzungsgesetz. BGBl. I/69, 3176-3183.
- Capelle, A; H.- J. Ulonska et T. Rötcher*, 2006: Administrative und wissenschaftliche Nachnutzungen von Primärdaten der Bodenschätzung. Wasserw. **96/7+ 8**, 64-68.
- Christen, O.*, 2012: zit. in: Müller-Jung, 2012, N1.
- DirektzahlVerpflV*, 2012: Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung; zuletzt geändert durch Verordnung. eBAnz vom 21. April, 1 (<http://www.ebundesanzeiger.de>).
- DüV*, 2012: Düngeverordnung; zul. geä. durch Gesetz. BGBl. I/51, 2585-2621.
- Göttle, A. et M. Joneck*, 2009: Auswirkungen des Klimawandels auf technische Regeln, Genehmigungsverfahren und Risikomanag. Wasser und Abfall **11/10**, 10-15.
- Hein, F.- J., M. Beck, W. Boudier, K. Gläser, K.- D. Fetzer, K. Drescher- Larres, H. Thum, S. Marx, P. Pesy et L. Müller*, 2012: Tagungs- und Exkursionsführer, 1-60, Anl.
- Horn, R.*, 2002: Bodenphysik. In: Scheffer, F et P. Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde **15**, Spektrum, Heidelberg- Berlin, 155-271.
- Kaufwert*, 2012: für landwirtschaftliche Grundstücke in Thüringen. Statistischer Bericht **146/12**, 1-8.
- Kerschberger, M. et M. Marks*, 2007: Einstellung und Erhaltung eines standorttypischen optimalen pH-Wertes im Boden – Grundvoraussetzung für eine effektive und umweltverträgliche Pflanzenproduktion. Zeitschr. f. Agrarpol. u. Landwirt. **85/1** Mai, 56-77.

- Kretschmer, H.; P. Kahle et H.-J. Ulonska, 2003:* Die Kornverteilungskurve eines Bodens als Grundkriterium für die Ableitung von Bodenarten nach verschiedenen Klassifikationssystemen. *Landnutzung und Landentwicklung* **44/1**, 26-28.
- Kuhr, P.; P. Kreins, R. Kunkel, H.-J. Voigt, R. Wolter, H. Vereecken et F. Wendland, 2012:* Konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell zur Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion der Grundwasserbelastungen durch Nitrat. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **56/3** Juni, 111-125.
- Link, M.; M. Vorderbrügge, A. Michalski, A. Kowalkowski et T. Harrach, 2010:* Interpretation deutscher und polnischer Bodenschätzungsdaten zur Ableitung und Bewertung von Bodenkennwerten und -funktionen. *Die Bodenkultur* **61/4**, 11-23.
- Mamede, G. L., 2008:* Reservoir Sedimentation in Dryland Catchments: Modelling and Management, Potsdam, I- XXII, 1- 98.
- Müller- Jung, J., 2012:* Kränkelnde Krume, Dürre, Mangel, Missernte: Versagen wir am Boden? *Frankfurter Allgemeine Zeitung*. **195**, 22. August, N1.
- Nestroy, O. et H.-J. Ulonska, 2012:* Die amtliche Bodenschätzung – Chancen und Risiken der Harmonisierung auf europäischem Maßstab. *Die Bodenkultur* **63/1**, 17-25.
- Pinter, J., 1988:* Analysedaten Forstliche Bundesversuchsanstalt. *Mitt. d. Österr. Bodenkdl. Ges.* **37**, 70- 77.
- Pressemitteilung, 2012:* 86 Prozent der Bodenfläche Thüringens sind Landwirtschafts- und Waldfläche **131**, 1-3.
- Richtlinie, 1986:* 86/278/EWG des Rates über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft. *Abl. L* **181**, 6-12.
- Riepert, F., A. Steindl, R. Eibach, M. Meixner, C. Reichmuth, J. Strassmeyer et T. Strümpf, 2010:* Monitoring of total contents of copper in organically and conventionally managed soils. Part 1: Study plan and preliminary sampling of copper and other anthropogenic induced heavy metal contents in vineyard soils. *J. f. Kulturpflanzen* **62/2**, 42-50.
- Ruppel, S., J. Rühlmann et W. Merbach, 2011:* Zusammenhang zwischen Stickstoffverfügung und mikrobieller Aktivität in der Rhizosphäre. *Mitt. Agrarwissenschaften* **19**.108- 115.
- S- KV, 2007:* Steiermärkische Klärschlammver.; zul. geä. *LGBl.* **94**, 345.
- Ulonska, H.- J., 2012:* Pedologische Kriterien und effiziente Teilflächenbewirtschaftung benachteiligter Gebiete Thüringens nach ausgewählten Bodenschätzungsdaten. *Mitt. Agrarwissenschaften* **20**, 84-102.
- Ulonska, H.- J., 2011a:* Die Schätzung mineralischer Bodenarten in situ vs. Bestimmung im Labor? Konflikte, Lösungsansätze und Alternativen **19**, 87-100.
- Ulonska, H.- J., 2011b:* Der Einfluß mineralischer Korngrößenverteilungen nach amtlicher Bodenschätzung auf bodenhydrologische Kennwerte im ungesättigten Bereich land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden. *Mitt. Agrarwiss.* **18**, 26-41.
- Ulonska, H.- J., 2011c:* Feststoffkennwerte als harmonisierungsbedürftige Umweltqualitätsnormen mineralischer Feinsedimente und -böden nach ausgewählten regionalen und nationalen Fachrechtsnormen, 1- 4. <http://www.hydro.tuwien.ac.at> (letzter Zugriff: 04. April 2011)
- Ulonska, H.- J., 2010:* Korngrößenverteilungen mineralischer Feinböden n. Fraktionen. *Der Sachverständige* **37/3**, 59-69.
- Ulonska, H.- J. et A. Capelle, 2012:* Harmonisierte Korngrößenverteilungen unter besonderer Berücksichtigung von EU-weiten Abgrenzungen naturbedingt benachteiligter Gebiete. *Berichte d. DBG*, 1-4. <http://www.dbges.de>
- Umgang mit dem Boden, 2003:* bei Bauvorhaben. Fachstelle Bodenschutz, Zürich, 1- 2.
- VD LUFA, 2000:* Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünland, 1-8.
- Verfahren und Vorrichtung, 2009:* zur Bestimmung der Korngrößenverteilung in mineralischen Feinböden und mineralischen Feinsedimenten. *Offenlegungsschrift, DE* **10 2008 027 971 A 1 2009. 12. 24**, 1-13.

Wendland, M.; M. Diepolder et P. Capriel, 2007: Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Bayer. Landesanstalt f. Landwirt., Kastner, Woznach, 1-97.

Tabelle 1: Ausgewählte Bodenkundliche Basisdaten als justitierbare Indikatoren nach *BodSchätzG (2007)*, *Bodenschätzungsgesetz (2006)*, *BodSchätzDV (2012)*, *DirektzahlVerpflV (2012)* und *Nestroy et Ulonska (2012)* bestimmter Nährstoff-, Schwermetall- und Wassergehalte

justitierbarer Indikator	Kennwert	Parameter	Maßeinheiten [Bemerkungen]
Texturklassen	Korngrößenzusammensetzung nach mineralischen Bodenarten	Korngrößengruppen	nichtsynthetische Masseanteile in Prozent abschlämmbarer Teilchen mit < 0,01 mm Äquivalentkorndurchmesser und Korngrößenfraktionen mineralischer Feinböden und Feinsedimente mit < 2,00 mm Äquivalentkorndurchmesser
Entstehung	Stark vereinfachte geologische Differenzierung des Ausgangsgesteins	Klassenzeichen der Bodenschätzung	Ar, Hektar [a, ha] [symbolisierte Flächenanteile: Al, Ag, Lö, D, Dg, V, Vg und Mischentstehung wie z. B.: LÖD oder DV]
Kalk	Carbonatgehalt		Masseprozent [M.-%]
Azidität	pH-Wert		dimensionslos
Verdichtung	Feldschätzung der Bodenart nach Bearbeitbarkeit und Befahrbarkeit (leicht, mittel, schwer)		dimensionslos
Gründigkeit	Durchwurzelungstiefe und organische Substanz	Organischer Kohlenstoffgehalt	Dezimeter und Masseprozent [dm und M.-%/dm] [organische Substanz= C _{org} x 1,762]
Klimaverhältnisse	durchschnittliche Jahrestemperatur		Grad Celsius [°C]
Geländeverhältnisse	Neigungsgrad		Grad [°]
Wasserverhältnisse	bodenhydrologische Kennwerte des oberflächennahen Wasserregimes		Millimeter/ Dezimeter, Volumenprozent, Masseprozent, Liter/ Kubikmeter, Meter/ Tag [mm/dm, Vol.-%, M.-%, l/m ³ , m/d]
Nährstoff- und Schwermetallgehalte	Median und/oder linearer Durchschnittswert		Milligramm/ Kilogramm Trockenmasse x Dezimeter [mg/ kg TM]

Tabelle 4: Ausgewählte Nährstoff- und Schwermetallgehalte als justitiable Indikatoren land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden in bestimmten Regionen Österreichs und Deutschlands im Vergleich zu Vorgaben der Europäischen Union [EU]

Region/ Staat	Extraktionsmethode			Berechnete und geltende geogene Nährstoff-/Schwermetallgehalte variabler mineralischer Feinböden und Feinsedimente [mg/kg Trockenmasse]								Referenz (Bemerkungen)	
	Königs- was- ser	Fluß- säure	HNO ₃ / HClO ₄ Auf- schluß	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr	Co		
Thüringen	-	x	-	-	5,5	5,7	-	58	-	11,55	-	<i>Ulonska, 2012</i> ; 21 ≥ n ≤ 24; mit geprüften Messwerten für S, SI, IS, SL [Gesamtprofil Median]	
				-	20	-	-	66	-	-	-		<i>Ulonska, 2012</i> ; n=27 und 71; mit geprüften Messwerten für sL, L, LT [Gesamtprofil Median]
				-	-	-	-	86	-	-	-		
								55	-		-		<i>Ulonska, 2012</i> für sandige Texturklassen mit Tongehalten < 5 M.-%; n=13 [Gesamtprofil Median]
				-	16,3	5,8	-	70,0	-	12,0	7,6		<i>Ulonska, 2012</i> geprüfte Meßwerte, texturneutral 23 > n <= 111
Deutshl. [D]	x	-	-	1,5(1)	60	50	100	200 (150)	1	100	-	<i>AbklärV, 2012</i>	
Steiermark/ Österr. [A]	-	-	x	-	6	10	9	21	-	5	10	Messwerte aus <i>Pinter, 1988</i> ; n=21; für sandig/ lehmige Texturen [Gesamtprofil Median]	
	x	-	-	0,5	60	60	100	150	0,5	100		<i>S-KV, 2007</i>	
Großregion SaarLorLux [D, F, L]	x	-	-	0,16	16,06	26,73	14,29	42,76	0,07	41,1	9,65	<i>Hein et al., 2012</i> ; n= 13, für Cd n=5; mit geprüften Messwerten für SI/IS/sL, L, LT, T [Gesamtprofil Median]	
EU	-	-	-	1-3	50-140	30-75	50-300	150-300	1- 1,5	100-150		<i>Richtlinie, 1986</i> ; Schwermetallanalysen nach starker Naßveraschung; Referenzanalyse: atomare Absorptionsspektrometrie	

Tabelle 5: Vorschlag zur schematisierten Beurteilung der Klassifizierung von Humusgehalten für den Indikator Gründigkeit [modifiziert nach *Nestroy et Ulonska 2012*]

Humusgehalt [M.-%]	Vorschlag für Beurteilungen in Deutschland		Bodenzustandsinventur in Österreich
	Klassifizierung nach Geländebefund	Bodenarten des Ackerlandes nach der Fingerprobe [Bearbeit- und Befahrbarkeit]	
≤ 1,0	humusfrei bis	S, SI und IS [leicht]	niedrig
≤ 1,5	sehr schwach humos	SL, sL und L [mittel], LT und T [schwer]	
> 1,0 - ≤ 8,0	schwach humos	S, SI und IS [leicht]	mittel
> 1,5 - ≤ 8,0	bis mittel humos	SL, sL und L [mittel], LT und T [schwer]	
> 8,0 - ≤ 15,0	stark humos	S, SI und IS [leicht], SL, sL und L [mittel],	hoch
>15,0 - ≤ 30,0	anmoorig [nur bei hydromorphen Böden]	LT und T [schwer]	

Tabelle 6: Vorschlag zur schematisierten Beurteilung der Klassifizierung von pH-Werten für den Indikator Azidität [modifiziert nach *Nestroy et Ulonska 2012*]

pH- Bereich	Vorschlag für Beurteilungen in Deutschland	pH-Bereich	Beurteilung nach der landwirtschaftlichen Bodenkartierung in Österreich
> 8,0	stark alkalisch	> 8	stark alkalisch
7,1 - 8,0	alkalisch	7,3 - 8,0	alkalisch
7,0	neutral	6,6 - 7,2	neutral
5,0 - 6,9	sauer	5,6 - 6,5	schwach sauer
< 5,0	stark sauer	4,6 - 5,5	sauer
		< 4,6	stark sauer

Tabelle 2: Vorschlag zur Kennzeichnung der Korngrößengruppen Sand, Schluff und Ton als Kennwerte des justitiablen Indikators Texturklassen in mineralischen Feinböden und Feinsedimenten [Nestroy et Ulonska 2012]

Korngrößenunterfraktionen mit nichtsynthetischen mineralischen Anteilen nach dem Äquivalentkorndurchmesser [mm]		Bezeichnung der Körnung [Symbol]		Laborverfahren	Korngrößengruppen mit nichtsynthetischen mineralischen Anteilen nach dem Äquivalentkorndurchmesser [mm]	
		Korngrößengemisch	Korngruppe			
Grobsand [gS]	< 2,00 - 0,63	Grobsand [gS]	Grobsand	nasse Siebung	Sand [S]	<2,000 – ≥ 0,063
Mittelsand [mS]	< 0,63 - 0,20					
Feinsand 1 [fS1]	< 0,20 - 0,10					
Feinsand 2 [fS2]	< 0,10 - 0,063	Feinsand [fS]	Feinsand	Sedimentation	Schluff [U]	<0,063 – ≥ 0,002
Grobschluff 1 [gU1]	< 0,063 - 0,05					
Grobschluff 2 [gU2]	< 0,05 - 0,02	Staubsand [sS]	Schluff	Sedimentation	Schluff [U]	<0,063 – ≥ 0,002
Mittelschluff 1 [mU1]	< 0,02 - 0,01					
Mittelschluff 2 [mU2]	< 0,01 - 0,0063	abschlämmbare Teilchen [A]	Rohton	Sedimentation	Ton [T]	< 0,002
Feinschluff [fU]	< 0,0063 - 0,002					
Grobton [gT]	< 0,002 - 0,00063					
Mittelton [mT]	< 0,00063 - 0,0002					
Feinton [fT]	< 0,0002					

Tabelle 3: Vorschlag zur Kennzeichnung der Korngrößenklassifizierung mineralischer Feinböden und mineralischer Feinsedimente nach justitierbaren Texturklassen für den Vollzug des Boden- und Gewässerschutzes [modifiziert nach *Nestroy et Ulonska 2012*]

Korngrößenklassifizierung nach mineralischen Texturklassen/ Bodenarten			nichtsynthetische Masseanteile [M.-%] der abschlämmbaren Teilchen [$< 0,01$ mm Äquivalentkorndurchmesser] und Korngrößenfraktionen mineralischer Feinböden und mineralischer Feinsedimente [$< 2,00$ mm Äquivalentkorndurchmesser]			
dominierende [bodenfunktions-, fachrechts-, flußgebiets-, nutzungsarten-, regionenübergreifende und datenbankgerechte Körnungsart]	des Grünlandes	des Ackerlandes	abschlämmbare Teilchen [A]	Ton [T]	Schluff [U]	Sand [S]
			Sand [Sa]	Sand [S]	Sand [S]	< 10
		anlehmiger Sand [SI]	$\geq 10 - < 14$	≤ 8	≤ 30	$\geq 70 - \leq 95$
	lehmiger Sand [IS]	lehmiger Sand [IS]	$\geq 14 - < 19$	≤ 13	< 50	$\geq 45 - \leq 92$
		stark lehmiger Sand [SL]	$\geq 19 - < 24$	≤ 18	≥ 50	≤ 50
Lehm [Le]	Lehm [L]	sandiger Lehm [sL]	$\geq 24 - < 30$	$\geq 5 - < 18$	< 50	$\geq 32 - \leq 87$
		Lehm [L]	$\geq 30 - < 45$	$\geq 18 - < 30$	< 82	< 82
	Ton [T]	stark toniger Lehm [LT]	$\geq 45 - < 60$	$\geq 30 - < 45$	≤ 70	≤ 70
Ton [To]		Ton [T]	≥ 60	≥ 45	< 55	≤ 55

Tabelle 7: Ausgewählte Totwassergehalte landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzter Mineralböden in der Region Thüringen [Deutschland] für die mineralischen Bodenarten L, LT und T des Ackerlandes

Mineralische Bodenarten des Ackerlandes für Verwitterungsböden und Verwitterungsböden mit starkem Steingehalt	gerundete Totwassergehalte	Regressionsgleichung [y= a x + b] Bestimmtheitsmaß [R ²] Korrelationskoeffizient [K]	Bemerkungen
Lehm [L]	≥ 8 - ≤ 16	y = 0,5203 x – 7,2458 R ² = 0,8918 K = 0,9444	Die 17 Messwerte stammen zu 95% aus einer jeweiligen Grundgesamtheit der mineralischen Bodenarten L, LT und T des Ackerlandes für Verwitterungsböden ohne oder mit starkem Steingehalt.
stark toniger Lehm [LT]	≥ 16 - ≤ 24		
Ton [T]	≥ 24 - ≤ 45		