

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 95

2001

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

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

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate
Tagung der Kommission III
09. und 10. Oktober 2000 in Trier

Gemeinsamer Workshop der AG „Bodenerosion“ und der AG
„Angewandte Physische Geographie und Landschaftsökologie“ der DGfG
23. und 24. November 2000 in Hannover

Referate der gemeinsamen Tagung AG „Bodenökologie“,
„Bodenschätzung und –bewertung“ und AK „Urbane Böden“
02.02.2001 in Braunschweig

Referate der gemeinsamen Tagung der Kommission VIII und der Fachgruppe
„Bodenfunktion und Bodenbelastungen“ des BVB
03. und 04. April in Essen

Referate der AG „Böden in Schleswig-Holstein“ zum Thema
Bodenschutz in der Landschafts-, Regional- und Stadtplanung – zielorientierte
Bewertung der natürlichen und der Nutzungsfunktionen von Böden
04. April 2001 in Osterrönfeld

Referate der gemeinsamen Tagung der Kommissionen III und VI
„Böden, Abfälle, Altlasten“
08. und 09. April in Gießen

INHALT

Band 95

Referate der Tagung der Kommission III 09. und 10. Oktober 2000 in Trier

ALBERS, D.; J. ALPHEI; S. SCHEU; M. SCHAEFER	Trophische Diversität einer Ackerbodenzoozönose – Analyse der stabilen Isotope ¹³ C und ¹⁵ N	3
ALPHEI, H.	Der Einfluss experimentell manipulierter Faunendiversität auf die Gemeinschaftsstruktur freilebender Nematoden im Boden eines Mull-Buchenwaldes	7
BECKER, J.; P. MAKUS; S. SCHRADER	Interaktionen zwischen Mikro- und Mesofauna sowie Pflanzen im organisch-biologischen Landbau	11
BELOTTI, E.; J. BECKER	Auswirkungen von kupferbelasteten Weinbergsböden auf das Artenspektrum und die Funktion von Regenwurmzönosen	15
BURNS, R. G.	Bioavailability, Bioremediation and Biofilms in Soil: How Complex is Complex?	19
DILLY, O.	Der respiratorische Quotient in unterschiedlich genutzten Böden Norddeutschlands vor und kurz nach der Zugabe von Glucose	23
EHRMANN, O.; J.K. FRIEDEL; K. MARTIN; T. VOLLMER; M. SOMMER	Mikroorganismen, Regenwürmer und Gehäuselandschnecken in Wäldern Südwestdeutschlands – wie verschieden sind ihre Standortansprüche?	27
EMMERLING, C.	Funktionelle Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften und Nematoden in drei Bewirtschaftungssystemen	31
FRIEDEL, J.K.; O. EHRMANN; M. SOMMER	Böden als Lebensraum für Mikroorganismen: Abhängigkeiten mikrobieller Biomasse und Aktivitäten von abiotischen Bodeneigenschaften und der Humusform	35
FRÖHLICH, E.; B.-M. WILKE	Einfluss von Sanierungsmaßnahmen auf die Diversität und Biomasse von Mikroorganismengesellschaften in Böden mittels Phospholipidfettsäure (PLFA) – Analyse und Substratinduzierter Atmung	39
GEIBEN, V.; L. GENBLER; J. GEHRMANN	Beziehungen zwischen Fraßaktivitäten und bodenchemischen Kennwerten in unterschiedlichen Forstbeständen Nordrhein-Westfalens	43

GRAEFE, U.	Metabiotische Steuerung der Diversität im System Bodenbiozönose/Humusform	47
HEINEMEYER, O.; C. FRUEHAUF; H.-J. WEIGEL; R. MARTENS	Reaktion der mikrobiellen Biomassegehalte eines Ackerbodens auf eine Erhöhung der atmosphärischen CO ₂ -Konzentration im Rahmen des Braunschweiger Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE) Experimentes	51
JÖRGENSEN, R.G.; K.C. CHANDER	Abbau von ¹⁴ C Glucose in zwei Böden mit unterschiedlicher Schwermetallbelastung	55
KLOSE, S.; M. A. TABATABAI	Differentiation of Urease Activity Pools in Soils under Various Agricultural Management Systems	59
HEINZE, M.; R. SOMMER; O. LARINK; C. KULA; U. HEIMBACH	Minicontainer im Pflanzenschutzmitteltest, Streuabbau und Collembolen-Besiedlung	63
LANDGRAF, D.; S. KLOSE; F. MAKESCHIN	Enzymaktivitäten in Böden unter unterschiedlicher forst- und landwirtschaftlicher Nutzung	67
LENTZSCH, P.; M. JOSCHKO; O. GRAFF	Genetische Subtypen von <i>Allolobophora caliginosa</i> in Nordostbrandenburg	71
LORENZ, K.; K.H. FEGER	Mikrobielle Biomasse und Aktivität in einem Waldboden unter veränderten Umweltbedingungen: Auswirkungen einer Kalkung	75
MÜLLER, T.; K. THORUP-KRISTENSEN	N-fixation of Selected Green Manure Plants – A Contribution to the N-turnover in Soils under Organic Crop Rotations	79
PFEIFFER, C.; C. EMMERLING	Einfluss von Kupfer und Isoproturon auf die Funktion von Bodenmikroorganismen – dargestellt mittels Substratnutzungsprofilen und der Kinetik der C-Mineralisation	80
PLATNER, C.; M. SCHAEFER; S. SCHEU	Der Einfluss von Ameisen (Formicidae, <i>Lasius flavus</i>) auf den Boden und die mikrobielle Gemeinschaft trockener Brachwiesen	84
RINKLEBE, J.; C. EIGNER; E.-M. KLIMANEK; K. HEINRICH; H.-U. NEUE	Die Heterogenität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte in Bodenprofilen von Auenböden	88
SALAMON, J.; J. ALPHEI	Diversität und Struktur der Collembolengemeinschaften in Buche/Fichte Mischbeständen versus monospezifischen Beständen	92

SCHRADER, S.; C. SEIBEL	Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen in einem Agrarökosystem auf die Biozönose in Kothaufen von Regenwürmern	96
SEIBEL, C.; S. SCHRADER	Sukzessionsverlauf der Mikro- und Mesofauna in Kothaufen von Regenwürmern unter kontrollierten Bedingungen	100
SIMON, M.; W. TOPP	Veränderung der Bodeneigenschaften beim Abbau der Streuschicht durch Bodenorganismen	104
WERMBTER, N.; U. SEHY; G. WEBER; C. EMMERLING	Nematodengemeinschaften rekultivierter und landwirtschaftlich genutzter Kippböden des Leipziger und Lausitzer Braunkohlenreviers	108

**Gemeinsamer Workshop der AG „Bodenerosion“ und der AG „Angewandte Physische Geographie und Landschaftsökologie“ der DGfG
23. und 24. November 2000 in Hannover**

BORG, E.; A. KLISCH	Bereitstellung von Eingangsparametern für die Erosionsmodellierung mit Hilfe der Fernerkundung	113
EMDE, K.; K.-H. EMMERICH	Bodenerosion in der Dauerbeobachtung in der Sonderkultur Weinbau im Bundesland Hessen	117
HALBFAß, S.; K. GRÜNEWALD	Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser P-Einträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter besonderer Berücksichtigung der geoökologischen Raumstrukturen	121
ROLLAND, W.; M. ANTL; A.J. BEBLIK; U. GRÜNEWALD	Erosion auf unbewachsenen sandigen Kippflächen	125

**Referate der gemeinsamen Tagung AG „Bodenökologie“, „Bodenschätzung und –bewertung“ und AK „Urbane Böden“
02.02.2001 in Braunschweig**

BROLL, G.; S. SCHRADER	Pedotopschutz im urbanen Raum. Zusammenfassung einer Diskussion	131
BUTTSCHARDT, T. K.	Der Beitrag extensiver Dachbegrünungen zum Bodenschutz	133
GUNREBEN, M.	Entsiegelung von Böden – Ein Beitrag zur Kompensation der Flächeninanspruchnahme durch bodenversiegelte Nutzungen?	137
SAUER, S.	Bodenschätzungsergebnisse als bodenkundliche Datengrundlage im urbanen Raum: Beispiel Niederschlagswasserversickerung	141

**Referate der gemeinsamen Tagung der Kommission VIII und der Fachgruppe
„Bodenfunktion und Bodenbelastungen“ des BVB
03. und 04. April in Essen**

LAVES, D.	Begrüßung und einleitende Worte	147
KÖNIG, W.	Einbindung bodenkundlicher Auswertungen in den Vollzug des Bodenschutzes	150
BURGHARDT, W.	Funktionserfüllung und Leitbilder im Bodenschutz der Stadt	154
ROTHSTEIN, B.; D. SCHRÖDER	Die Stellung von organischen Abfällen und Komposten im Bodenschutz- und Umweltrecht	158
BICKMEIER, C.; W. BURGHARDT	Hintergrundwerte zur Beurteilung von Bodenverdichtung auf der Basis von Bodenregionen	162
BURGHARDT, W.	Zustände der Bodenverdichtung bei Wald-, Grünland-, Acker- und städtischer Nutzung	166
FETZER, K.-D.; K. DRESCHER-LARRES	Paläoböden im Saarland – ein Beitrag zur Bodenfunktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte nach Bodenschutzrecht	170
REINIRKENS, P.; R. OELZE	Abgrenzung und Darstellung von Gebieten mit Überschreitung der Vorsorge-, Prüf- oder Maßnahmenwerte	174
SCHWEIKLE, V.	Modifikation von Vorsorgewerten nach BBodSchV für Böden aus Torf	178
ISERMANN, K.; R. ISERMANN	Schutz anthropogen belasteter terrestrischer und aquatischer Böden aus der Sicht ihrer Nährstoffhaushalte	181

**Referate der AG „Böden in Schleswig-Holstein“ zum Thema
Bodenschutz in der Landschafts-, Regional- und Stadtplanung - zielorientierte
Bewertung der natürlichen und der Nutzungsfunktionen von Böden
04. April 2001 in Osterrönfeld**

BRUHM, I.; K. JENSEN-HUB	Operationalisierung der Bodenfunktionen am Beispiel des Raumes Bad Bramstedt auf Grundlage der Bodenübersichtskarte 1:200.000 und der Bodenkarte 1:25.000	187
BURBAUM, B.; P. JANETZKO; M. FILIPINSKI; E. CORDSEN	Böden vergessen nicht – Böden als Archive der Natur- und Kulturgeschichte Schleswig-Holsteins –	191
ELSNER, D.-C.; E. CORDSEN; W.-D. KNEIB; E.-W. REICHE	Entwicklung von Verfahren und Instrumenten zur Umsetzung eines gebietsbezogenen Bodenschutzes	195

KNEIB, W.-D-	Bodenfunktionsbewertung im urbanen Bereich – Beispiele aus der Praxis	199
KNEIB, W.-D.; B. SCHEMSCHAT	Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung	203
REICHE, E.-W.; C. BEHNKEN; M. KESSLER	Bewertung natürlicher Bodenfunktionen mit Hilfe von Verfahren der digitalen Landschaftsanalyse und -modellierung	204
RÖDER, M.	Erfassung und Bewertung ausgewählter Funktionen des Wasserhaushaltes für die Regionalplanung	208
SCHREY, H.-P.	Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen – Stand und Entwicklung der Bewertung von Bodenfunktionen auf Basis der Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1:50.000 –	212
VON DRESSLER, H.	Landschaftsrahmenplanung und Regionalplanung: Möglichkeiten und Defizite bei der Integration von Belangen des Bodenschutzes – Erfahrungen aus der Praxis	215
WERWER, W.	Bodenfunktionsbewertung als Beitrag des vorsorgenden Bodenschutzes für die mittlere Planungsebene	219
ZÖLITZ-MÖLLER, R.	Bodenschutz und räumliche Planung	223

Referate der gemeinsamen Tagung der Kommissionen III und VI „Böden, Abfälle, Altlasten“

08. und 09. April in Gießen

METZ, R.; H. BÖKEN; S. PIEPER; C. HOFFMANN	Chemische und biologische Aspekte der Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf ehemaligen Rieselfeldern in Berlin	229
ROTHSTEIN, B.; D. SCHRÖDER	Differenzierung zwischen organischem Abfall und Produkt – eine juristische, naturwissenschaftliche und ökonomische Betrachtung	233



MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate
Tagung der Kommission III
09. und 10. Oktober 2000 in Trier

Trophische Diversität einer Ackerbodenzoozönose - Analyse der stabilen Isotope ^{13}C und ^{15}N

von

Derk Albers¹, Jörn Alpehi¹, Stefan Scheu², Matthias Schaefer¹

Einleitung

Zur Beurteilung der funktionellen Diversität von Tiergemeinschaften werden die Taxa häufig unterschiedlichen trophischen Gruppen zugeordnet. Diese Einteilung geschieht für viele Gruppen der Bodenfauna sehr vereinfachend und oft schematisch.

Die Analyse der stabilen Isotope ^{13}C und ^{15}N aus Tiergewebe kann, insbesondere in Bodensystemen, die der direkten Beobachtung nicht zugänglich sind, dazu beitragen, sowohl die Arten innerhalb eines Taxons in trophische Gruppen einzuteilen, als auch Gemeinsamkeiten in der Ernährungsweise von Arten unterschiedlicher Taxa aufzudecken. Allgemein gibt ein ähnliches Isotopenverhältnis im Körpergewebe zweier unterschiedlicher Arten einen Hinweis auf eine Nutzung ähnlicher Nahrungsressourcen, während ein unterschiedliches Isotopenverhältnis auf Unterschiede in der Nahrungsökologie hindeutet. Darüber hinaus kann die Isotopenanalyse räumliche und zeitliche Unterschiede der Ernährungsgewohnheiten einer Art in einem konkreten Habitat verdeutlichen. Auf diese Weise entsteht ein konkretes und differenziertes Bild der Nahrungsökologie einer Art und ihrer Stellung im Nahrungsnetz.

Anwendung stabiler Isotope in der Nahrungsnetzanalyse

In der vorliegenden Untersuchung wurden die natürlich vorkommenden Isotopenverhältnisse des Stickstoffs und Kohlenstoffs genutzt. Das Isotop ^{15}N -Wert reichert sich in der Nahrungskette an. In den meisten Fällen wurde bisher eine Anreicherung zwischen 3‰ und 3,5‰ pro trophische Ebene gemessen (MINAGAWA & WADA 1984, PETERSON & FRY 1987, KEOUGH et al. 1996). Entsprechend ermöglicht der delta ^{15}N -Wert eine Einordnung der untersuchten Art in die Nahrungskette. Bei dem Isotop ^{13}C konnte bisher keine bzw. nur eine sehr geringe Anreicherung in der Nahrungskette festgestellt werden. Entsprechend eignet sich dieses Isotop, um die

¹ Institut für Zoologie und Anthropologie der Universität Göttingen,

Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen; e-mail: dalbers@gwdg.de

² Zoologisches Institut der Technischen Universität Darmstadt,

Schnittspahnstr. 3, 64287 Darmstadt

Nahrungsquellen, auf denen das jeweilige Nahrungsnetz basiert, ausfindig zu machen, da sich deren Isotopenverhältnis beim Durchlaufen der Nahrungskette nur geringfügig verändert. Voraussetzung für die Quellenidentifizierung ist ein deutlicher Unterschied der delta ^{13}C -Werte der potentiellen Nahrungsquellen, wie es z.B. beim Unterschied zwischen C4 (delta ^{13}C : -9‰ bis -16‰) und C3-Pflanzen (delta ^{13}C : -20‰ bis -35‰) der Fall ist.

Material und Methoden

Für die vorliegende Untersuchung wurden im April und Juli 1998 (Anbaufrucht Winterweizen), April und Oktober 1999 (Winterroggen) und im April 2000 (Winterraps) auf derselben gegrubberten Ackerfläche am Reinshof (Intex-Projekt) nahe Göttingen Bodenproben genommen. Die Bohrkerne wurden in drei Horizonte zu je 5 cm Mächtigkeit eingeteilt, aus denen jeweils die Makro- und Mesofauna im Labor extrahiert wurde (Extraktion nach KEMPSON et al., 1963, weiterentwickelt nach SCHAUERMANN, 1982).

Untersucht wurden abundante Gruppen der Makro- und Mesofauna (u.a. Lumbricidae, Diplopoda, Chilopoda, Collembola), die eine bedeutende Rolle im Agrarökosystem spielen.

Die statistische Behandlung der Ergebnisse erfolgte mit einer Varianzanalyse (GLM).

Ergebnisse und Diskussion

1.) *Variation der delta ^{15}N - und ^{13}C -Werte innerhalb einer taxonomischen Gruppe und innerhalb von einzelnen Arten im April 1999:*

Es existierten signifikante Unterschiede in den Isotopenverhältnissen innerhalb der Lumbricidae, Diplopoda und Collembola, was auf unterschiedliche Ernährungsweisen innerhalb dieser Gruppen hindeutet. Während die endogäische Regenwurmart *Aporrectodea caliginosa* und *A. rosea* sich in ihren delta ^{13}C - und ^{15}N -Werten nicht signifikant unterschieden, waren sie dagegen signifikant unterschiedlich zu denen der anözischen Art *Lumbricus terrestris*. Der Unterschied dieser beiden verschiedenen Regenwurm-Lebensformtypen konnte bereits von SCHMIDT et al. (1997) festgestellt werden.

Auch innerhalb der Gruppe der Diplopoden existierten signifikante Unterschiede in den delta ^{13}C - und ^{15}N -Werten (s. Abb. 1a), die auf trophische Diversität schließen lassen. *Blaniulus guttulatus* unterschied sich signifikant von *Brachyiulus pusillus* und *Brachydesmus superus*. Die Variation des delta ^{15}N -Wertes um mehr als drei delta-Einheiten deutete darauf hin, daß *Blaniulus guttulatus* von mehr als einer trophischen Ebene frißt.

Die delta ^{15}N - und ^{13}C -Werte unterschieden sich bei den Collembolenarten *Isotoma viridis* und *Orchesella villosa* signifikant (s. Abb. 1b). *Orchesella villosa* ist eine trophische Ebene über *Isotoma viridis* einzustufen, was darauf hindeutet, daß *Orchesella villosa* mikrophytophag ist, während *Isotoma viridis* dagegen hauptsächlich direkt die Streu verwertet. Ein signifikanter Unterschied existierte auch zwischen den Delta-Werten juveniler und adulter Individuen von *Orchesella villosa*. Dies könnte einerseits ein Hinweis auf unterschiedliche Ernährungsweisen während der Ontogenese sein, andererseits könnten diese Unterschiede auch auf die zunehmende Speicherung von stickstoffhaltigen Ausscheidungsprodukten im Körper zurückzuführen sein.

Die Variation der delta ^{15}N -Werte innerhalb der Gruppe der Collembolen von ca. 7 Delta-Einheiten, (Minimalwert: *Isotoma viridis*: $-1,0\text{‰}$; Maximalwert: *Heteromurus nitidus*: $+6,1\text{‰}$) entspricht ca. zwei trophischen Ebenen. Das zeigt, daß die Collembolen nicht zu einer einheitlichen trophischen Gruppe zusammengefaßt werden können, wie es häufig in Untersuchungen über Nahrungsnetze geschieht, sondern als trophisch divers angesehen werden müssen.

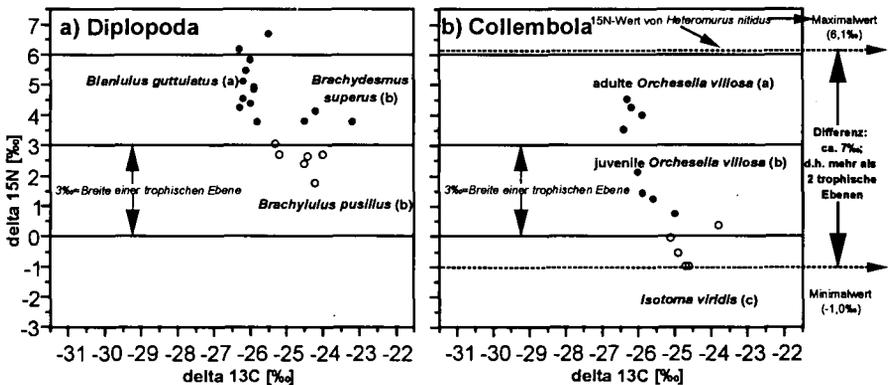


Abb. 1: Delta ^{13}C und ^{15}N -Werte von a) drei Diplopoda-Arten und von b) zwei Collembola-Arten (*Orchesella villosa* unterschieden in adulte und juvenile Individuen) von einer gegrubberten Ackerfläche des Reinshofs nahe Göttingen im April 1999 (unterschiedliche Buchstaben in Klammern hinter Artnahmen geben signifikante Unterschiede an ($p < 0,05$); Diplopoda: Mittelwerte je Probenahmeplot und Horizont; Collembola: Einzelwerte je Probenahmeplot; mehrere Individuen pro Meßprobe).

2.) Räumliche Variation der delta ^{15}N -Werte innerhalb der gegrubberten Fläche:

Die Isotopenwerte einer Art innerhalb der untersuchten Fläche waren in den meisten Fällen sehr homogen. Die Schwankungen lagen in fast allen Fällen innerhalb einer Delta-Einheit.

Sowohl innerhalb der Makrofauna als auch innerhalb der Mesofauna gab es einen Einfluß der Bodentiefe. Der delta ^{15}N -Wert im gegrubberten Horizont (0 - 5cm) war in fast allen Fällen geringfügig niedriger als in den beiden darunterliegenden Horizonten (5 - 15cm). Die Variation

betrug bis zu ca. 1,5 Delta-Einheiten. Dies könnte durch die Bodenbearbeitung bedingt sein, da die Erntereste nur in den oberen Horizont eingearbeitet wurden, und diese Nahrungsressource in den tieferen Bodenschichten nicht vorhanden war.

3.) *Zeitliche Variation der delta ¹⁵N-Werte von April 1998 bis April 2000:*

Es existierten kaum zeitliche Unterschiede des delta ¹⁵N-Wertes. Die Jahresmittelwerte schwankten in den meisten Fällen innerhalb der untersuchten Taxa um weniger als eine Delta-Einheit. Sowohl bei einigen prädatorischen, als auch bei saprophagen Arten sank der delta ¹⁵N-Wert vom Frühjahr zum Sommer 1998 (Winterweizen) um 1 bis 1,5 Delta-Einheiten. Aufgrund der Einheitlichkeit dieses Musters in den verschiedenen trophischen Gruppen läßt sich vermuten, daß der delta ¹⁵N-Wert der Basis der Nahrungskette abgesunken war. Ein Absinken der delta ¹⁵N-Werte des Weizens als mögliche Basis konnte allerdings nicht festgestellt werden. Die Mikroflora als ein wichtiger Bereich des Bodennahrungsnetzes könnte eine weitere Ursache für dieses Absinken der delta ¹⁵N-Werte sein, wurde aber bisher nicht untersucht.

Literatur

- KEOUGH, J. R., SIERSZEN, M. E. & HAGLEY, C. A. (1996) Analysis of a Lake Superior coastal food web with stable isotope techniques. *Limnol. Oceanogr.* 41, 136-146.
- KEMPSON, D., LLOYD, M. & GHELARDI, R. (1963) A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 3, 1-21.
- MINAGAWA, M. & WADA, E. (1984). Stepwise enrichment of ¹⁵N along food chains: Further evidence and the relation between delta ¹⁵N and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48, 1135-1140.
- PETERSON, B. J. & FREY, B. (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18, 293-320.
- SCHAUERMANN, J. (1982) Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät, modifiziert nach Kempson und MacFadyen. *Kurzmitt. aus dem SFB 135 Ökosysteme auf Kalkgestein* 1, 47-50.
- SCHMIDT, O., SCRIMGEOUR, C. M. & HANDLEY, L. L. (1997) Natural abundance of ¹⁵N and ¹³C in earthworms from a wheat and a wheat-clover field. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1301-1308.

Der Einfluß experimentell manipulierter Faunendiversität auf die Gemeinschaftsstruktur freilebender Nematoden im Boden eines Mull-Buchenwaldes

Jörn Alpehi *¹⁾)

Einleitung

Nematoden sind die häufigsten Metazoen im Boden. Neben abiotischen Einflüssen (wie z.B. Bodenfeuchte, Temperatur oder Boden pH) wirken auch biotische Größen auf die Nematoden. Die Fauna von Waldböden ist divers und die Anwesenheit und Lebensäußerungen vieler Bodenbiota können den Lebensraum Boden direkt oder indirekt modifizieren (Anderson 1995, Schaefer 1999). Diese Änderungen könnten sich positiv oder negativ auf Nematoden auswirken. Welche Rolle spielt die funktionelle Diversität der Bodennakro- und Bodenmesofauna für die Siedlungsdichte und die Zusammensetzung von Nematodengemeinschaften ? Um Antworten zu finden, wurde in einem Laborexperiment die funktionelle Diversität der Makro- und Mesofauna manipuliert (vgl. Maraun et al. 1999a) und anschließend die Reaktion der Nematodenfauna untersucht.

Material und Methoden

Aus dem Boden eines Kalkbuchenwaldes (Mull-Rendzina) wurden ungestörte Bodensäulen entnommen und in Laborkosmen überführt. Durch einen Zyklus von Tieffrieren (-80°C für 14 Tage), Auftauen (20°C für zwei Tage) und Trocknen (40°C für drei Tage) wurden die Bodenkerne von Makro- und Mesofauna befreit. Nach dieser partiellen Defaunierung wurden die Kosmen in hierarchischer Weise mit Meso- und Makrofaunagemeinschaften zunehmender funktioneller Diversität wiederbesiedelt. Jeweils fünf Replikate der folgenden fünf Varianten wurden etabliert:

1) mit Collembolen (C), 2) mit C und zusätzlich Oribatiden (O), 3) mit C und O und zusätzlich endogäischen Lumbriciden (L), 4) mit C und O und L und zusätzlich Gamasinen (G), 5) mit C und O und L und G und zusätzlich Chilopoden (Ch). Eine sechste Variante blieb unbehandelt. Die Gefäße wurden bei 15°C im Dauerdunkel inkubiert und entsprechend dem Freilandniederschlag mit ca. zwei Litern H₂O dest. / Gefäß und Monat bewässert. Nach 19 Monaten Inkubation wurden die Gefäße destruktiv geerntet. Für die Nematodenextraktion wurden Mischproben von 0-6 cm Tiefe aus jedem

*¹⁾ Institut für Zoologie u. Anthropologie, Abt. Ökologie, Universität Göttingen, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

**²⁾ Zoologisches Institut, Technische Universität Darmstadt, Schnittspahnstr. 3, 64287 Darmstadt

Gefäß entnommen und über 4 mm gesiebt. Je 15 g Boden wurden mit einer modifizierten Trichter Naßextraktion ausgetrieben (Alpehi 1995). Die extrahierten Nematoden wurden mit Hitze getötet und in Formalin fixiert. Die Dichten wurden unter einem Stereomikroskop ausgezählt. Die Proben wurden dann auf Objektträger aufgebettet und jeweils 100 Tiere einer Probe wurden zufällig ausgewählt und auf Gattungsniveau bestimmt. Die Effekte der Diversitätsstufen von Makro- und Mesofauna auf Artenzahlen und Gesamtdichten wurden mit einer Varianzanalyse getestet.

Unterschiede in der Zusammensetzung der Nematodengemeinschaft wurden mit einer MANOVA überprüft. Die Daten wurden vor der Analyse log transformiert.

Ergebnisse und Diskussion

In allen Varianten hatten sich stabile Nematodenpopulationen entwickelt. Nur wenige, im untersuchten Boden seltene Taxa (*Aulolaimus*, *Bastiania*; *Tripyla*, *Tylencholaimus*, *Nygolaimus*, *Hoplolaimidae*) erholten sich nicht von der Defaunierung. In der Folge war die „Diversität“ (ausgedrückt als Anzahl Taxa) in allen behandelten Varianten geringer als in den Kontrollen (Tab. 1). Die Gesamtdichten und die Zusammensetzung der Nematodengemeinschaften unterschieden sich deutlich zwischen den etablierten Komplexitätsstufen ($F=3,72$; $p=0,0123$; Tukey). Die Dichte der Nematoden nahm in Varianten mit höherer Diversität ab, wobei sich die komplexen Varianten 4) und 5) und die unbehandelte Kontrolle ähnlich waren (Tab. 1). Einen deutlichen Effekt auf die Nematoden hatten Regenwürmer, in deren Gegenwart die Siedlungsdichten im Mittel um den Faktor 3 verringert waren. Niedrigste Dichten wurden dabei in der Variante gefunden, wo die Regenwürmer nur mit Collembolen und Oribatiden vorkamen. Höchste Dichten erreichten Nematoden, wenn entweder nur Collembolen oder Collembolen und Oribatiden vorhanden waren. Hier dominierten die Bakterienfresser mit 64% bzw. 53%.

Tab. 1: Mittlere Anzahl Nematodentaxa und mittlere Siedlungsdichte der Nematoden in Laborkosmen unterschiedlicher funktioneller Diversität der Makro- und Mesofauna (C=Collembolen, O=Oribatiden, L=endogäische Lumbriciden, G=Gamasinen, Ch=Chilopoda, K=Kontrolle). Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey, $p=0,05$; $n=5$).

Variante	Mittlere Anzahl Nematodentaxa	Mittlere Siedlungsdichten [Ind./gTG]
C	24 <i>a</i>	203 <i>a</i>
CO	24 <i>a</i>	81 <i>a</i>
COL	22 <i>a</i>	18 <i>b</i>
COLG	23 <i>a</i>	50 <i>ab</i>
COLGCh	21 <i>a</i>	56 <i>ab</i>
K	29 <i>a</i>	51 <i>ab</i>

In der trophischen Zusammensetzung der Gemeinschaften gab es signifikante Unterschiede ($F=6,14$; $p=0,0006$; Roy's Graetest Root). Die Dominanz bakterienfressender Nematoden nahm mit zunehmender Komplexität der Makro- und Mesofaunagemeinschaften ab. Im Gegensatz dazu stiegen die Anteile wurzelhaarfressender Nematoden mit zunehmender Komplexität auf bis zu 36% in der komplexen Variante 5) an (Abb. 1). Unter den Wurzelhaarfressern machte die Gattung *Malenchus* über 50% aus und konnte stabile Populationen aufbauen, obwohl nach 19 Monaten keine lebenden Wurzeln in den Laborkosmen verblieben sein dürften und obligate Pflanzenparasiten nur noch vereinzelt zu finden waren. Dies weist deutlich auf eine mögliche mycetophage Ernährungsweise dieser Gattung hin, die für einige Taxa der diversen Familie Tylenchidae vermutet wird (Wood 1973, Magnusson 1983, Boström & Sohlenius 1986, McSorley & Frederick 1999).

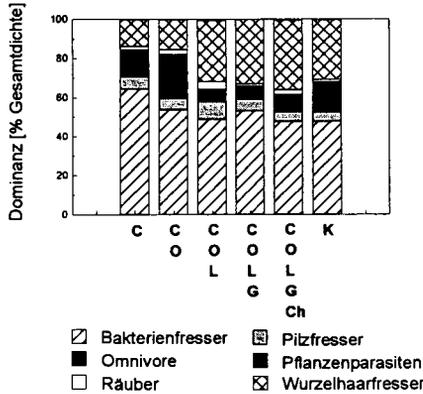


Abb. 1: Mittlere Dominanzanteile trophischer Gruppen von Nematoden in Laborkosmen unterschiedlicher funktioneller Diversität der Makro- und Mesofauna (C=Collembolen, O=Oribatiden, L=endogäische Lumbriciden, G=Gamasinen, Ch=Chilopoda, K=Kontrolle), (n=5).

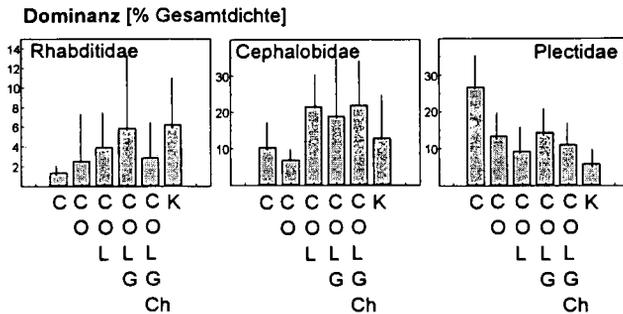


Abb. 2: Mittlere Dominanzanteile (+ 1 Stdbw.) der bakterienfressenden Nematodenfamilien Rhabditidae, Cephalobidae und Plectidae in Laborkosmen unterschiedlicher funktioneller Diversität der Makro- und Mesofauna (C=Collembolen, O=Oribatiden, L=endogäische Lumbriciden, G=Gamasinen, Ch=Chilopoda, K=Kontrolle), (n=5).

Innerhalb der Bakterienfresser unterschied sich die Zusammensetzung der Familien signifikant zwischen den Varianten ($F=7,06$; $p=0,0003$; Roy's Graetest Root). Die Anteile der extremen colonizer (c-p 1) Rhabditidae und Monhysteridae waren insgesamt gering. Rhabditiden tendierten aber deutlich zu höheren Dominanzen in Systemen mit Regenwürmern (Abb. 2). Hier wurden, im Gegensatz zu den Systemen ohne Lumbriciden, durch die Bioturbation immer wieder organische Reste der Auflage in den Boden verlagert. Die so auch nach 19 Monaten Versuchsdauer immer wieder entstandenen „hot spots“ bakterieller Aktivität boten den auf hohe Bakteriendichten angewiesenen Rhabditiden wahrscheinlich ein günstiges Nahrungsangebot. Cephalobiden wurden

durch die Anwesenheit von Regenwürmern ebenfalls positiv beeinflusst. In den Systemen ohne Regenwürmer fanden dagegen besonders Alaimidae und Plectidae günstige Entwicklungsmöglichkeiten gegenüber den komplexeren Varianten und der unbehandelten Kontrolle. Auch Maraun et al. 1999b fanden bei der Untersuchung von *Lumbricus terrestris* Kothaufen einen positiven Effekt der Regenwurmaktivität auf Rhabditiden und Cephalobiden, während Plectiden häufiger in von Würmern unbeeinflusstem Boden vorkamen.

Zusammenfassung

- In allen Versuchsgefäßen entwickelten sich stabile Nematodenpopulationen. Einige Taxa erholten sich allerdings nicht von der Defaunierungsbehandlung.
- Die Gesamtdichten der Nematoden nahmen in Varianten mit komplexeren Tiergemeinschaften ab. Regenwürmer verringerten deutlich die Siedlungsdichten der Nematoden.
- Die Dominanz der Bakterienfresser nahm mit zunehmender Komplexität der Tiergemeinschaften ab, während die Anteile der Wurzelhaarfresser (v.a. *Malenchus*) zunahmen.
- In einfachen Systemen dominierten unter den Bakterienfressern Alaimidae und Plectidae. Die Anwesenheit von Regenwürmern begünstigte Rhabditidae und Cephalobidae.

Literatur

- Alphei, J., 1995. Die freilebenden Nematoden von Buchenwäldern mit unterschiedlicher Humusform: Struktur der Gemeinschaften und Funktion in der Rhizosphäre der Krautvegetation. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (A) 125, 1-165.
- Boström, S., Söhlenius, B. (1986) Short-term dynamics of nematode communities in arable soil. Influence of a perannal and an annual cropping system. Pedobiologia 29, 345-357.
- Magnusson, C., 1983. Abundance, distribution and feeding relations of root/fungal feeding nematodes in a Scots Pine forest. Holarctic Ecology 6, 183-193.
- Maraun, M., Alphei, J., Bonkowski, M., Buryr, R., Migge, S., Peter, M., Schaefer, M., Scheu, S., 1999a. Middens of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae): microhabitats for micro- and mesofauna in forest soils. Pedobiologia 43, 276-287.
- Maraun, M., Salamon, J., Alphei, J., Scheu, S. 1999b. Der Einfluß zunehmender funktioneller Diversität von Bodentieren auf die Dichte von Collembolen, Oribatiden, Gamasiden und Nematoden im Boden eines Mull-Buchenwaldes. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 89, 269-272.
- McSorley, R., Frederick, J.J. (1999) Nematode population fluctuations during decomposition of specific organic amendments. Journal of Nematology 31, 37-44.
- Schaefer, M. 1999 The diversity of the fauna of two beech forests: some thoughts about possible mechanisms causing the observed patterns. In: Kratochwil, A. (eds.). Biodiversity in ecosystems: Principles and case studies of different complexity levels, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. pp 45-64.
- Wood, F.H., 1973. Nematode feeding relationships. Feeding relationships of soil dwelling nematodes. Soil Biology and Biochemistry 5, 593-601.
- Yeates, G.W., Bongers, T., De Goede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S. (1993) Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for ecologists. Journal of Nematology 25, 315-331.

Interaktionen zwischen Mikro- und Mesofauna sowie Pflanzen im organisch-biologischen Landbau

Jacqueline Becker, Petra Makus & Stefan Schrader

1. Einleitung und Zielsetzung

Die Verfügbarkeit der meisten Pflanzennährstoffe hängt von komplexen Interaktionen zwischen Wurzeln, Mikroorganismen und Bodenfauna ab. Besonders im ökologischen Landbau sind die Mineralisationsprozesse und die Nährstofffreisetzung sehr wichtig, da Wirtschaftsdünger nicht zugelassen sind (BIOLAND 1997, IFOAM 1999).

Ziel der vorliegenden Arbeit war, die Interaktionen zwischen Getreidepflanzen und Bodenorganismen im Wurzelraum im Freiland und im Labor (Bodensäulen) zu untersuchen.

2. Material und Methoden

Die **Freilanduntersuchung** fand in der Nähe von Braunschweig auf einem organisch-biologisch bewirtschafteten Acker (sandiger Lehm) mit Sommerweizen (*Triticum aestivum*) als Anbaufucht statt. Von April bis Juli 1999 wurden monatlich Bodenproben direkt im Wurzelraum in den Pflanzenreihen und im Raum zwischen den Pflanzenreihen genommen.

Zusätzlich wurde ein Laborversuch mit **Bodensäulen** (Lagerungsdichte $1,7 \text{ Mg m}^{-3}$) desselben Feldes durchgeführt. Diese Säulen wurden defauniert und mit Regenwürmern (*Lumbricus terrestris*), Collembolen (*Sinella coeca*, *Folsomia candida*, *Onychiurus fimatus*) und/oder Enchytraeiden (*Enchytraeus lacteus*, *E. minutus*) besetzt. Desweiteren wurde Sommerweizen eingesät und 14 Wochen unter einer Lampe in einem Tag/Nacht-Zyklus von 16/8 Stunden bei 15-20°C inkubiert (Details s.Tab. 1). Beprobt wurde nach 2, 6 und 14 Wochen.

Protozoenabundanzen (Bodentiefe 0-10 cm) wurden mit Hilfe der MPN-Methode (DARBYSHIRE et al. 1974) unter Verwendung der MPN-Tabellen von ROWE et al. (1977) ermittelt. Enchytraeiden wurden nach GRAEFE (1984) naßextrahiert (0-25 cm in 5 Tiefenfraktionen). Die Extraktion der Collembolen (0-15 cm in 3 Tiefenfraktionen) erfolgte nach MACFADYEN (1962).

Nach TABATABAI & BREMNER (1969) wurden die alkalische und saure Phosphatase bestimmt.

Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte wurden mit Hilfe eines Autoanalyzers ermittelt.

Tab. 1. Abkürzungen der **Säulenvarianten** mit und ohne Pflanzen. Dargestellt sind die Anzahlen der eingesetzten Regenwürmer, Collembolen und Enchytraeiden.

Varianten	Regenwürmer	Collembolen	Enchytraeiden
<u>Mit Pflanzen</u>			
RW (mit Regenwürmern)	4	0	0
COLL (mit Collembolen)	0	340	0
ENCH (mit Enchytraeiden)	0	0	230
MIX (mit Tiernix)	4	340	230
OT/P (ohne Tiere)	0	0	0
<u>Ohne Pflanzen</u>			
OT/OP (ohne Tiere)	0	0	0

3. Ergebnisse

Im Freiland zeigten sich signifikante Einflüsse durch Pflanzenwurzeln, Probetermin und Bodentiefe, sowie deren Interaktionen bei Enchytraeiden (Tab. 2). Collembolen wurden durch die Pflanzenwurzeln nicht signifikant beeinflusst (Tab. 2). Flagellaten korrelierten mit N_t und C_t stärker in den Pflanzenreihen als zwischen ihnen (Abb. 1).

Tab. 2. F-Werte zu **Freilanddaten** einer dreifaktoriellen Varianzanalyse. Einfluß von Probestelle (in der Pflanzenreihe, zwischen den Pflanzenreihen), Termin (4 Probetermine von April bis Juli) und Tiefenfraktion (5 cm Fraktionen: 0-25 cm für Enchytraeiden, 0-15 cm für Collembolen) auf Enchytraeiden und Collembolen.

	Enchytraeiden	Collembolen			
		gesamt	Isotomidae	Entomobryidae	Onychiuridae
Probestelle (P)	21.8***	1.5	0.8	0.2	0.1
Termin (T)	31.3***	16.1***	12.3***	2.1	10.2***
Fraktion (F)	19.3***	26.9***	20.9***	2.2	9.2***
P x T	3.9***	1.6	2.0	0.6	0.2
P x F	11.1**	0.8	0.0	0.1	2.2
T x F	9.5***	2.2*	4.1***	1.4	3.1**
P x T x F	4.1***	3.3**	0.9	0.7	0.4
Modell	10.6***	6.2***	5.0***	1.1	3.3***
% SS erklärt	72.0	46.0	40.8	12.9	30.9

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

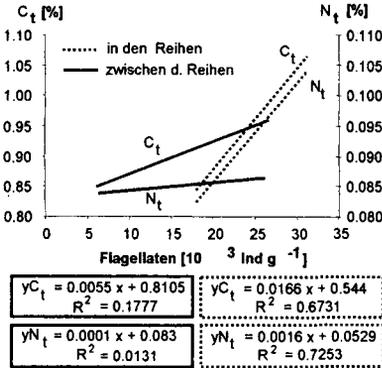


Abb. 1. Korrelationen zwischen den mittleren Abundanz der Bodenflagellaten und den mittleren C_t - und N_t -Gehalten aller Probe-termine im Boden des Freilandversuches.

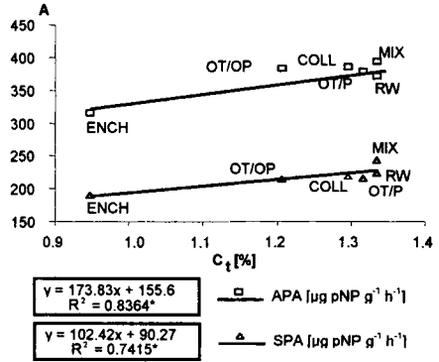


Abb. 2. Korrelationen zwischen den mittleren Enzymaktivitäten A (APA: alkalische Phosphatase; SPA: saure Phosphatase) und C_t in den Böden der verschiedenen Säulenvarianten (Abk. s. Tab.1).

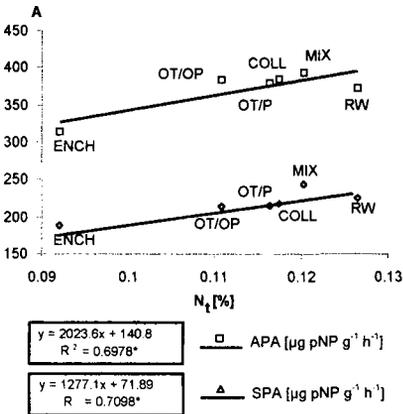


Abb. 3. Korrelationen zwischen den mittleren Enzymaktivitäten A (APA: alkalische Phosphatase; SPA: saure Phosphatase) und N_t in den Böden der verschiedenen Säulenvarianten (Abk. s. Tab.1).

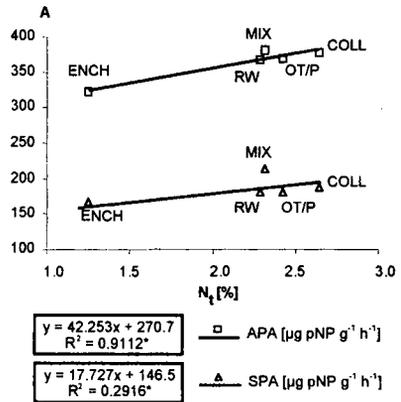


Abb. 4. Korrelationen zwischen den mittleren Enzymaktivitäten A (APA: alkalische Phosphatase; SPA: saure Phosphatase) und N_t in den Pflanzen der verschiedenen Säulenvarianten (Abk. s. Tab.1).

Die **Bodensäulen** zeigten positive Korrelationen zwischen den Enzymaktivitäten und den C_e - und N_e -Gehalten (Abb. 2 bis 4). Die höchsten Werte wurden in den Varianten MIX und RW (Abb. 2 und 3) und im Pflanzenmaterial von COLL und OT/P (Abb. 4) gemessen. In Bezug auf Bodenenzymaktivitäten und C_e -Gehalten der Böden läßt sich folgende Reihung vornehmen: MIX > RW > OT/P > COLL > OT/OP >> ENCH (Abb. 2). Für den N_e -Gehalt des Bodens zeigte sich die Folge RW > MIX > COLL > OT/P > OT/OP >> ENCH (Abb. 3). Die Messungen der N_e -Gehalte im Pflanzenmaterial und der Enzymaktivitäten ergaben die Reihenfolge COLL > OT/P > MIX > RW >> ENCH (Abb. 4).

4. Schlußbetrachtung

Insgesamt wurden im Wurzelraum des Weizens enge Beziehungen zwischen Mikro- und Mesofauna des Bodens sowie Enzymaktivitäten gefunden. Gemäß den Richtlinien des ökologischen Landbaus (IFOAM 1999) müssen bodenbiologische Interaktionen durch die Bewirtschaftung gefördert werden.

5. Literatur

- BIOLAND (1997): Bioland-Richtlinien für Pflanzenbau, Tierhaltung und Verarbeitung, Bioland-Verband für organisch biologischen Landbau e.V., Mainz.
- DARBYSHIRE, J.F.; WHEATHLEY, R.E., GREAVES, M.P. & INKSON R.H.E. (1974): A rapid micromethod for estimating bacterial and protozoan populations in soil. *Rev. Ecol. Biol. Soil* 11 (4), 465-475.
- GRAEFE, U. (1984): Eine einfache Methode der Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenproben. - Protokoll des Workshops zu Methode der Mesofaunaerfassung und zu PCP-Wirkungen auf Collembolen und andere Mesofaunagruppen, Bremen.
- IFOAM (International Federation Of Organic Agriculture Movements) (1999): Basis-Richtlinien für ökologische Landwirtschaft und Verarbeitung, 12. Aufl., IFOAM, Tholey-Theley, Deutschland.
- MACFADYEN, A. (1961): Improved funnel type extractors for soil arthropods, *J. Anim. Ecol.* 30, 171-184.
- ROWE, R.; TODD, R. & WAIDE, J. (1977): Microtechnique for most-probable-number analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 675-680.
- TABATABAI, M.A. & BREMNER, J.M. (1969): Use of p-Nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307.

Dank. Zuerst danken wir dem Landwirt B. Barnsdorf-Brandes für die Zurverfügungstellung seines Ackers und für hilfreiche Gespräche. Desweiteren danken wir Herrn Prof. Dr. O.Larink für wertvolle Anregungen und Frau M. Kondermann für die technische Unterstützung.

Auswirkungen von kupferbelasteten Weinbergsböden auf das Artenspektrum und die Funktion von Regenwurmzönosen

Eduard BELOTTI und Jörg BECKER (Stuttgart)

Einleitung

Regenwürmer üben Schlüsselfunktionen in den Prozessen der Streuverarbeitung und Gefügebildung aus. Die Veränderung der Regenwurm-Zönosen als Ergebnis der Kupferkontamination infolge jahrzehntelanger Fungizidanwendung (Belotti 1997, 1998) bot die Gelegenheit, die Auswirkungen der Änderung der taxonomischen Diversität dieser Gruppe auf die funktionelle Diversität zu studieren.

Vorgehen

An 3 belasteten und 3 unbelasteten Standorten wurden die Regenwurm-Zönosen, der Humusgehalt, die Humusform sowie das Grobporenvolumen im Oberboden (Luftkapazität) untersucht (Becker 1999). Daten zur Charakterisierung der Böden gibt Tabelle 1. Die Regenwürmer wurden mit einer Kombination aus Elektrofang und Handauslese an einem Termin pro Fläche in der Zeit vom 28.4. bis zum 5.6.1998 gefangen. Die Bestimmung des Humusgehalts erfolgte durch Multiplikation des C-Gehalts (nasse Veraschung) mit 1,724. Die Luftkapazität wurde an 6 Anschliffen pro Standort mit einem Punktzahlverfahren bestimmt. Die Ansprache der Humusform erfolgte im Gelände und wurde anhand der Anschliffe überprüft.

Tabelle 1: Kenngrößen der untersuchten Böden (jeweils in 0-10cm Tiefe, Luftkapazität 0-8 cm Tiefe)

Fläche	Kupfergehalt (NH ₄ NO ₃ , µg/kg)	pH (CaCl ₂)	Bodenart	Humus- form	Humusgehalt (%)	Luftkapazität (%)
R29	30	6,3	IT	Mull	4,3	12,2
R31	17	6,1	IT	Mull	5,0	4,4
R35	32	6,3	ST	Mull	2,9	13,9
R8	797	7,2	sT	Mull	2,5	14,9
R9	2086	7,2	sT	Mull	2,3	14,8
R27	1765	7,3	sT	Mull	5,2	22,2

Taxonomische Diversität

Die Abundanzen und Biomassen der Regenwurmartens sowie juveniler Tiere, die nicht bis zur Art bestimmt werden konnten, gibt Abb. 1 wieder.

Tabelle 2 gruppiert die Arten nach ihrem Vorkommen auf belasteten und unbelasteten Flächen.

Tabelle 2: Übersicht über das Vorkommen der Arten in belasteten und unbelasteten Böden.
Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl der Flächen an, auf denen die Art auftrat.

In unbelasteten und belasteten Böden	Nur in unbelasteten Böden	Nur in belasteten Böden
Octolasion lacteum (6) Allolobophora thaleri (5) Lumbricus terrestris (5)	Aporrectodea rosea (3) Aporrectodea caliginosa (3) Lumbricus rubellus (3) Lumbricus castaneus (2) Allolobophora jassyensis (1)	Dendrobaena octaedra (1)

Auf den belasteten Flächen fehlen die sonst regelmäßig vorkommenden Arten *Aporrectodea rosea*, *A. caliginosa* und *Lumbricus rubellus* völlig. Andererseits gibt es keine Art, die auf diesen Flächen regelmäßig hinzukommt, so daß als Ergebnis ein Rückgang der Artenzahl von 5-8 auf 2-4 zu verzeichnen ist. Gleichzeitig gehen die Abundanzen von 499-747 Ind./m² auf 217-240 Ind./m² zurück. Die Biomasse liegt

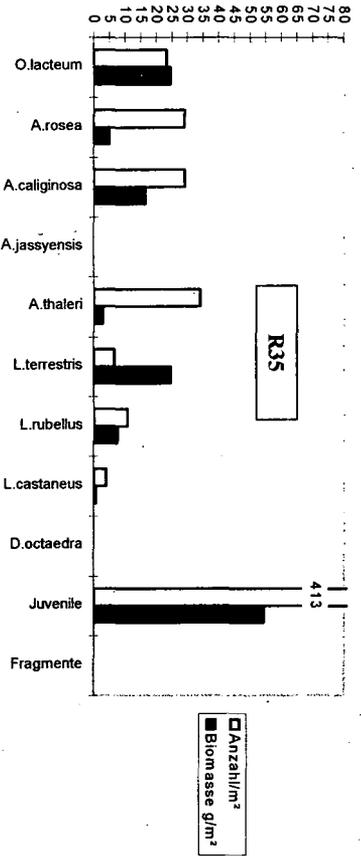
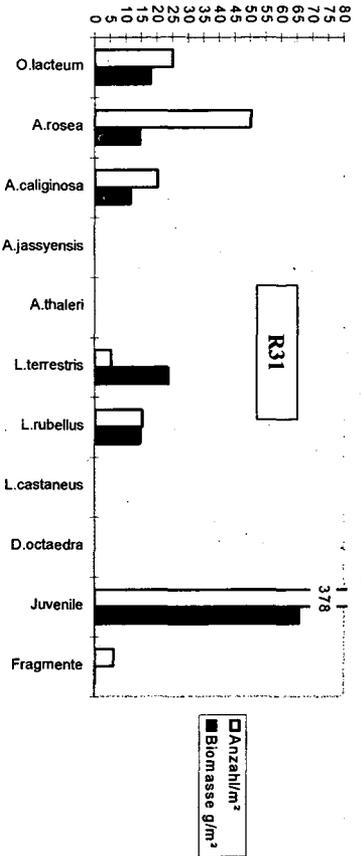
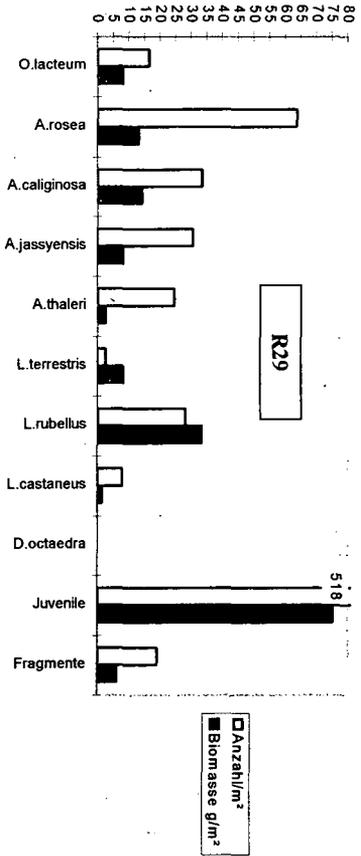


Abb. 1a : Abundanz und Biomassen der Regenwürmarten in den unbelasteten Böden

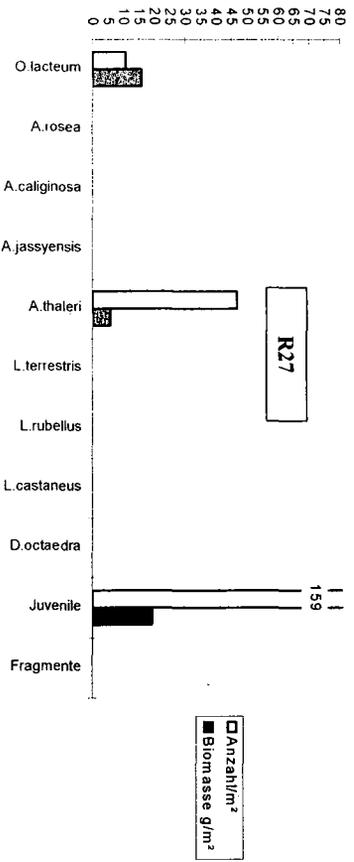
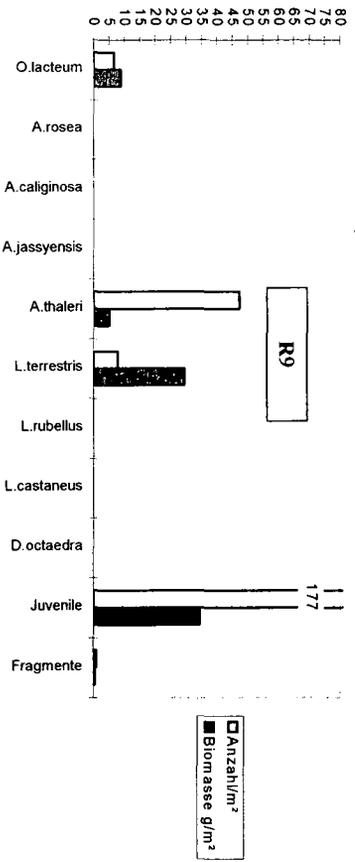
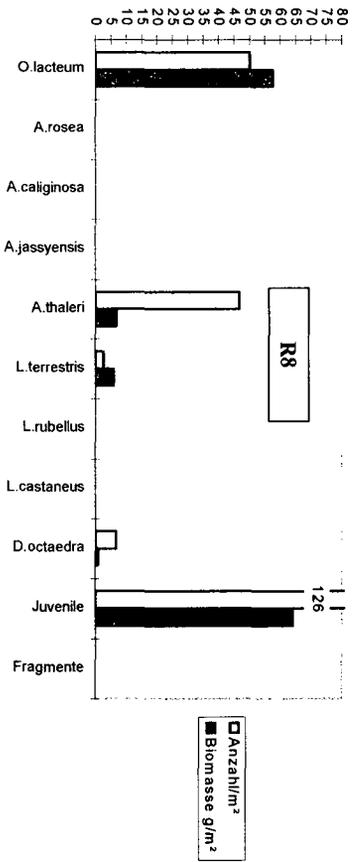


Abb. 1b: Abundanzen und Biomassen der Regenwurmarten in den belasteten Böden

auf 2 belasteten Flächen ebenfalls deutlich unter der der unbelasteten Flächen, die dritte erreicht mit 135 g/m² das Niveau der Vergleichsstandorte. Dies ist auf die offenbar kupfertolerante große Art *Octolasion lacteum* zurückzuführen, die auf dieser Fläche besonders stark vertreten ist.

Funktionelle Diversität

Die Daten zur Beurteilung der funktionellen Diversität enthält Tabelle 1.

Der **Humusgehalt** im Oberboden der belasteten Flächen zeigt keine systematische Änderung gegenüber den unbelasteten Flächen. Die **Luftkapazität** im Oberboden der belasteten Flächen ist eher höher als die der unbelasteten Flächen. Auffällig und unerklärlich ist die geringe Luftkapazität der unbelasteten Fläche R31. Die **Humusform** war auf den belasteten wie den unbelasteten Flächen Mull.

Diskussion

Die Artenverarmung ist in erster Linie das Resultat des völligen Fehlens der Aporrectodea-Arten. Diese erwiesen sich auch in anderen Untersuchungen als die kupferempfindlichsten Regenwurm-Arten (Ma 1988, Belotti 1997, 1998).

Auch *Lumbricus rubellus* fällt auf den belasteten Flächen total aus. Dies steht im Gegensatz zu einer früheren Untersuchung der Flächen, bei der auch auf der belasteten Fläche R27 *Lumbricus rubellus* in relativ hoher Abundanz gefunden wurde (Belotti 1997) und zu Resultaten von anderen Flächen: Im Boden einer Weide im Bodenseegebiet mit vergleichbarer Kupferkontamination war *Lumbricus rubellus* die einzige verbliebene Regenwurm-Art und wies eine hohe Abundanz auf. Nach Ma (1988) reagiert *Lumbricus rubellus* ebenfalls mit Rückgang der Population auf Kupferbelastung, allerdings erst bei höheren Konzentrationen im Boden als die Aporrectodea-Arten.

Lumbricus terrestris ist auf zwei der belasteten Flächen vertreten. Diese Art wurde in der Erstuntersuchung nur auf R9 gefunden (Belotti 1997). Mit der damals ausschließlich verwendeten Handauslese wird diese anezische Art allerdings auch weniger zuverlässig erfaßt als mit der Kombination aus Handauslese und Elektrofang. Nach Niklas (1980) führt die Anwendung von Kupferfungiziden zu einem Rückgang von *Lumbricus terrestris* in Obstanlagen. Die Streueinmischungsleistung war auch in Anlagen vermindert, in denen noch kein Rückgang der Abundanz nachgewiesen werden konnte. Auf den von uns untersuchten Flächen werden aktuell keine Fungizide angewendet. Der Kontamination des Mineralbodens ist diese an der Oberfläche fressende und in dauerhaften Röhren lebende Art vermutlich weniger stark exponiert als die endogäischen Arten.

Octolasion lacteum und die selten beschriebene Art *Allolobophora thaleri* ZICSI 1982 sind auf allen kupferbelasteten Flächen mit beachtlichen Abundanzen bzw. Biomassen vorhanden (Abb.1) Sie erwiesen sich auch in der Untersuchung von Belotti (1997, *A. thaleri* ist dort noch als *A. handlirschi* bezeichnet) als äußerst kupfertolerant.

Die Ausprägung des Gefüges und der Humusform zeigen, daß *Octolasion lacteum* und *Allolobophora thaleri* (auf R8 und R9 zusammen mit *Lumbricus terrestris*) die Prozesse Streueinarbeitung und Hohlraumbildung in vollem Umfang aufrechterhalten. Die anezische Art *Lumbricus terrestris* ist für ihre hohe Einarbeitungsleistung bekannt. *O. lacteum* trägt aufgrund seiner endogäischen Lebensweise zur Vertikalvermischung nicht bei (Springett 1983). In einem Topfversuch wurde nachgewiesen, daß *A. thaleri* ebenfalls in der Lage ist, Streu von Gräsern und Kräutern einzuarbeiten und zwar im gleichen Umfang wie *L. rubellus* (Becker 1999).

Literatur

Becker, J. (1999). Auswirkungen von kupferbelasteten Weinbergböden auf das Artenspektrum und die Funktion von Regenwurmzönosen. Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, 65 S.
Belotti, E. (1997). Beeinträchtigung des Bodens als Filter und Puffer für Schadstoffe gegenüber endogäischen Regenwürmern. Forschungsprojekt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Abschlußbericht, 72 S. + Anhang. **Belotti, E. (1998).** Assessment of a soil quality criterion by means of a field survey. *Applied Soil Ecology* 10, 51-63. **Ma, W. (1988).** Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials. *Ecol. Bull. (Copenhagen)* 39, 53-56. **Niklas, J. (1980).** Zur Wirkung von Pestiziden, insbesondere von Benzimidazolen, auf Regenwürmer und andere Bodentiere in Obstanlagen. Dissertation, Fakultät III, Universität Hohenheim, 104 S. **Springett, L.A. (1983).** Effect of five species of earthworm on some soil properties. *J.Appl.Ecol.* 20, 865-872.

Bioavailability, bioremediation and biofilms in soil :
how complex is complex?

Richard G Burns

Research School of Biosciences, University of Kent, Canterbury, Kent CT2 7NJ, U.K.

Soil microorganisms are concentrated in the vicinity of sand, silt and clay particles, plant roots and aggregates and are influenced by the diverse physical, chemical and biological properties of these interfaces. These are dynamic and reciprocal relationships with spatial and temporal dimensions that are not easily described using conventional techniques. However, recent advances in molecular biology, immunology and microscopy, coupled with highly accurate and sensitive analytical equipment, has given us the tools with which to examine and better understand these environments. Within the next ten years it may even be possible to carry out real-time, non-destructive and meaningful investigations of microbial activities in soil.

Natural and anthropogenic organic substrates accumulate at soil surfaces and provide a concentration of potential energy sources that is orders of magnitude in excess of that in the aqueous phase. At times of nutrient limitation, microorganisms take advantage of this by migrating to and becoming intimately associated with surfaces thereby residing in potentially more favourable microenvironments. However, the utilisation of substrates and nutrients concentrated at surfaces is determined by their bioavailability : a property not clearly defined by sorption kinetics and aqueous phase concentrations. Recent research (McGhee *et al.*, 1999) using the herbicide 2,4-D and an Al-montmorillonite complex showed that a proportion of the strongly adsorbed (i.e. non aqueous phase) herbicide was degraded. In a 28d experiment, 45% of the strongly adsorbed 2,4-D was desorbed but as much as 58% of the total initially added was mineralised. In other words, almost 64% of the adsorbed (and assumed to be non-bioavailable) herbicide was degraded. This suggests that microbes (in this instance a *Pseudomonas putida* strain) are able to access adsorbed energy sources. A number of possible mechanisms can be proposed to account for this, including passive processes that simply involve the microbe being in a favourable location when a new substrate equilibrium state is reached, or more active processes involving extracellular enzymes, surfactants, chelators and the microbial generation of pH gradients. In addition, the location and configuration of the adsorbate may expose a proportion of the adsorbed organic. This could be studied by differentially radio-labelling the rings, substituents and side chains of the organic molecule under investigation and possibly the use of specific monoclonal antibodies which bind to defined components of the pollutant molecule.

A further complication may occur the longer the organic remains in the soil. This is because the process of 'ageing' usually reduces the bioavailability of a potential substrate. In other words chronic pollutants are less bioavailable (and significantly less toxic and mobile) than acute pollutants (Smith *et al.*, 1997;1999). Once this property is accepted, the dangers of extrapolating data on bioavailability derived from laboratory experiments using recently spiked and often pristine soils (the usual methodology described in the literature)

to the field situation becomes apparent. Bioavailability also changes with depth and this has profound implications for bioremediation and the models that attempt to predict leaching and ground water contamination. The significant changes in the half-lives of 2,4-D (Shaw *et al.*, 1998a,b) and acetochlor (Taylor *et al.*, 2000) with depth reveal that subsurface soil horizons have fewer microorganisms capable of utilising these herbicides. However, those that are present may have become adapted to degrading low concentrations of the parent compounds or, more likely, their soluble and downward migrating metabolites. This suggests that rational microbial stimulation or augmentation programmes designed to remediate contaminated soils should take into account the vertical distribution of the various organics and adopt different treatment strategies (and possibly different inoculants) for use at different depths.

Once microbes become deposited on soil surfaces they develop complex multispecies structures delineated by extracellular polysaccharides (EPS). The phenotypic and genotypic diversity of these EPS biofilms can be interrogated using a number of molecular techniques and visualised using confocal laser scanning microscopy. A better understanding of these three-dimensional structures will lead to a more effective approach to bioremediation. We have developed a continuous culture flow cell (Stach and Burns, 1999) which increases the likelihood of enriching biodegraders that will not only transform the target pollutant and its metabolites but (and equally important) will be compatible with and compliment the activities of the indigenous community. In addition, these communities must be able to establish themselves at soil surfaces, resist shear forces and predation, and access sorbed xenobiotics.

It is apparent that biofilm communities are not only far more diverse than those isolated from conventionally enrichments but also degrade xenobiotics more rapidly. For example, we identified 38 bacterial and 2 fungal species in a PAH-degrading biofilm whereas batch enrichments generated only 12 bacterial isolates. Furthermore, the biofilm community degraded naphthalene four times faster than the batch community. We believe that rational bioremediation depends on a complete knowledge of the relevant microbial processes (i.e genotypic potential and phenotypic response) already present in the contaminated soil and that conventional enrichment and isolation methods give an incomplete and probably misleading picture. Research into the removal of s-triazine herbicides, such as atrazine, from drinking water using established and defined biofilms in activated carbon filters has illustrated the potential application of biofilm bioremediation technology to cleaning up the environment (Jones *et al.*, 1998)).

Soils are complex systems and many believe that, if we can dissect and describe this complexity, we will be able to predict and manipulate the essential properties. However, soil biologists know well that many of the processes are not mere aggregates of their components but have irreducible properties of their own that can only be studied in an entire system. In other words, the traditional reductionist approach to scientific research may generate reproducible data but defy any realistic comparison to the complex holistic world of soil microorganisms. Of course, even if these complex systems can be reduced to simple algorithmic descriptions few, except the modellers and mathematicians,

will be able to visualise and comprehend (let alone explain) the infinite number of possible interactions. Even then, the algorithmic message may turn out to be as complicated as the system it is trying to describe - and ultimately random and chaotic.

Complex systems develop from simple states and therefore the more complex a system is the longer or more involved must have been its evolution. Thus, we could try to define the complexity of a soil process or a microenvironment such as a biofilm in terms of the amount of time and free energy that has gone into its development. This period of development is described as the 'depth of complexity'. The Nobel physicist Murray Gell-Mann has used visual art metaphors to describe complexity. He regards a minimalist painting (by such as Mark Rothko) as having low algorithmic complexity because it doesn't take many words or very long to describe it. The red and black stripes also have a low depth of complexity because it appears (at least to the observer) that it wouldn't take much time or effort to reproduce the picture. A Jackson Pollock, on the other hand, has such a high degree of algorithmic complexity (i.e. it is very difficult to describe) that is close to randomness and chaos. But, like the Rothko, it has a low depth of complexity. Gell-Mann compares these paintings with those of Hieronymus Bosch which have a very high algorithmic complexity (but are certainly not random) and require a long descriptive message. These nightmarish pictures also have a great depth of complexity because of the time, thought and effort that went in to their production. Of course, an art historian (or the artist himself) could argue that a minimalist painting has a great depth of complexity because its evolutionary development includes the entire history of 20th century art! In other words, everything from modern art to soil surfaces smothered in microbes, enzymes and reactants, can be simple or complex depending on your point of view.

Soil systems increasingly appear to have a high algorithmic complexity; after all we use whole books and volumes of journals to describe them. Soil also has a great depth of complexity in terms of its evolution and our long history of trying to understand it. However, some of its individual components such as a 'clean' highly weathered homoionic clay may, at first sight, have low algorithmic complexity. But even this begins to look unlikely because recent atomic force micrographs show us how heterogeneous a clay surface is and how many different and potentially reactive nanosites exist.

There are two important questions that I am trying to ask here. Firstly, how do we decide what level of soil complexity is of value in our attempt to quantify, predict and manipulate nutrient generation, pollutant degradation, bio-control expression etc? Secondly, will a complete knowledge of soil components and processes help us to resolve some of the major issues concerning soil fertility and sustainability and environmental quality? And then there is a third question arising from these two: is there a possibility that the individual components of a process (be they biological, chemical or physical) will turn out to be no less complex or easier to interpret than the process itself?

I believe these are important issues because we are in a conservative era when research funding is increasingly determined by the needs (or at least the perceived needs) of the end users and curiosity-lead research is expensive and (at least to the funding

agencies) has a high risk of failure. The black box of soil processes, once so dark and so deep that one could only hypothesise as to its contents, is now having its lid prised open and strong lights shone in to its corners. This is an exciting period in soil biology and the rapid progress that we hope for will be made as long as researchers are aware of the need to present their research in a realistic and applied context.

References

Jones, L.R., Owen, S.A., Horrell, P., Burns, R.G. (1998). Bacterial inoculation of granular activated carbon filters for the removal of atrazine from surface waters. *Water Research* **32**, 2542-2549.

McGhee, I., Sannino, F., Gianfreda, L., Burns, R.G. (1999). Bioavailability of 2,4-D sorbed to a chlorite-like complex. *Chemosphere* **39**, 285-291.

Shaw, L. J., Burns, R. G. (1998a). Biodegradation of 2,4-D in a non-contaminated grassland soil profile. *Journal of Environmental Quality* **27**, 1464-1471.

Shaw, L.J., Burns, R.G. (1998b). Biodegradation-transport interactions of pulse applied 2,4-D in repacked soil column microcosms. *Journal of Environmental Quality* **27**, 1472-1478.

Smith, M., Lethbridge, G., Burns, R.G. (1997). Bioavailability and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *FEMS Microbiology Letters* **152**, 141-147.

Smith, M., Lethbridge, G., Burns, R. G. (1999). Fate of phenanthrene, pyrene, and benzo(a)pyrene during biodegradation of crude oil added to soils. *FEMS Microbiology Letters* **173**, 445-452.

Stach, J.E. M., Burns, R. G. (1999). Microbial community development in polycyclic hydrocarbon-degrading biofilms. *Abstracts Society for General Microbiology 143rd Meeting*, Edinburgh, Scotland.

Taylor, J. P., Wilson, B., Mills, M. S., Burns, R. G. (2000). Microbial and process gradients in two soil profiles. *Abstracts Third SETAC Congress*, Brighton, UK

Der respiratorische Quotient in unterschiedlich genutzten Böden Norddeutschlands vor und kurz nach der Zugabe von Glucose

DILLY, O.

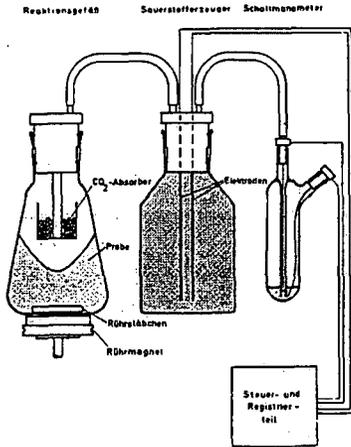
Die Bodenatmung wird seit langer Zeit zur Charakterisierung der biologischen Aktivität (Stotzky, 1960) und zur Bewertung der Bodenqualität ermittelt (Doran & Allis, 1996). Hierzu wird einerseits die CO₂-Freisetzungsrates, sei es im statischen Experiment per Absorption in Lauge und Titration oder gaschromatographisch mit Wärmeleitfähigkeitsdetektor, oder nach Durchströmen der Bodenproben und CO₂-Detektion mit Infrarotdetektor, und andererseits die O₂-Aufnahmerate manometrisch oder per O₂-Sensoren mit und ohne O₂-Nachlieferung, bestimmt. Je nach Verfügbarkeit einer Messtechnik werden somit alternativ die CO₂-Freisetzungsrates oder die O₂-Aufnahmerate für die Bestimmung der Bodenatmung eingesetzt.

Der respiratorische Quotient, RQ, ist definiert als das Verhältnis von mol CO₂-Freisetzung zu mol O₂-Aufnahme. Es wird vielfach angenommen, dass der RQ = 1 ist (Alef, 1995). Jedoch können die RQ-Werte in Abhängigkeit von Umwelteinflüssen deutlich variieren: Werden aliphatische Kohlenwasserstoffe, Aminosäuren oder schlecht abbaubare Humusverbindungen, die wenig Sauerstoff beinhalten, überwiegend mineralisiert, liegt der RQ-Wert <1 (Ziegler, 1983). Existiert eine intensive Nitrifikation, dürfte er ebenso <1 sein. Wenn jedoch in erster Linie organische Säuren, die viel Sauerstoff beinhalten, mineralisiert werden, sollte der RQ-Wert >1 liegen. RQ-Werte >1 sind ebenso zu erwarten, wenn Elektronenakzeptoren wie Nitrat oder Sulfat am Abbau der organischen Substanz beteiligt sind, wie es unter anaeroben Bedingungen vorkommen kann. Lediglich wenn organische Verbindungen entsprechend der Gleichung $C_nH_{2n}O_n + nO_2 \rightarrow nCO_2 + nH_2O$ vollständig abgebaut werden, ist ein RQ-Wert von 1 zu erwarten. Dies ist nach Glucosezugabe zum Boden auch gemessen worden (Theenhaus et al., 1997).

Das Ziel dieser Studie war daher, (i) die Variabilität der RQ-Werte und damit die prozentuale Abweichung zwischen CO₂-Freisetzungsrates und O₂-Aufnahmerate für norddeutsche Böden unter unterschiedlicher Nutzung zu quantifizieren, die (ii) den Einfluss der Glucosezugabe zu ermitteln und schließlich (ii) Schlussfolgerungen hinsichtlich der Bedeutung variierender RQ-Werte zur Bewertung der Bodenqualität zu formulieren.

Die untersuchten Proben stammten einerseits von Böden einer Catena aus dem Projektgebiet 'Molfsee' in der Nähe von Kiel (Tab. 1) und andererseits aus einer weiteren Untersuchungsserie vom Versuchsgut 'Lindhof' der Universität Kiel nahe Eckerförde (Tab. 2). In dieser Untersuchungsserie wurden ebenfalls ein Pelosol unter Grünland und eine Parabraunerde unter Buchenwald aus der Nähe von Braunschweig berücksichtigt. Die Probenahmen erfolgten im Frühsommer der Jahre 1997 und 1998. Die Proben wurden jeweils eingefroren und im darauffolgenden Herbst

analysiert. Etwa eine Woche vor der Analyse wurden die Proben im Kühlschrank aufgetaut, auf 2 mm gesiebt und für etwa 3 Tage bei Raumtemperatur konditioniert. Die Bodenwassergerhalte zur Analyse lagen zwischen 40 und 70 % der maximalen Wasserkapazität, so dass auf eine Trocknung oder Befuchtung der Böden verzichtet wurde.



Die Sauerstoffaufnahme wurde kontinuierlich an einem Sapromat (Fa. Voith Sulzer, Ravensburg, Germany) aufgenommen. Das Messprinzip ist in Abb. 1 dargestellt. Ein ml 1 mol NaOH wurde als CO₂-Absorber genutzt. Das produzierte CO₂-Gesamtvolumen wurde über das Volumen von 0.1 mol HCl ermittelt, das zur Titration der Lauge benötigt wurde, bis Phenolphthalein nach farblos umschlug. Nachdem die Basalatmung für etwa 18 bis 20 Stunden ermittelt worden war, wurde Glucose zugegeben und danach die substrat-induzierte Respiration in den darauffolgenden 4 Stunden bestimmt. Es wurden jeweils drei unabhängige Proben analysiert, die in den Abbildungen eingezeichneten Fehlerbalken zeigen das Vertrauensintervall ($p < 0.05$).

Abb. 1. Messaufbau eines Sapromaten; die Rührereinrichtung wurde logischerweise nicht benutzt; zur simultanen Bestimmung der CO₂-Freisetzung wurde als Absorber 1 mol NaOH verwendet und die unverbrauchte Lauge zurücktitriert

Tab. 1. Eigenschaften der Böden einer Catena in Schleswig-Holstein nahe Molfsee

Bodentyp	Nutzung	Horizont	Bodentiefe [cm]	pH-Wert [CaCl ₂]	C _{org} -Gehalt [mg C g ⁻¹ Bo.]	C/N [w/w]	Textur	Lagerungsdichte [Mg m ³]
Pseudogley-Braunerde	Buchenwald	Ach	0-9	3.63	29	11	uL	1.27
Pseudogley-Parabraunerde	Buchenwald	Alh	0-20	3.61	53	18	Sl3	1.36
Humusreiches Niedermoor	Grassland	jAh	0-10	6.94	70	11	Lts	0.88
geköpfte Parabraunerde	Wintergetreide	AhM	0-50	6.60	10	11	Sl3	1.57
pseudovergleyter Kolluvisol	Wintergetreide	Hn1	0-10	6.30	15	9	Sl3	1.58
Norm-Kolluvisol	Wintergerste	Hp	0-25	5.90	16	15	Sl3	1.48
Vererdetes Niedermoor	Grünland/Brache	Hn1	0-3	NB	81	12	uS	0.54
Vererdetes Niedermoor	Grünland/Brache	Hn2	3-90	NB	248	14	IS	0.20
Norm-Braunerde	Ödland	Ah	0-35	4.90	22	11	Sl2	1.02

Tab. 2. Eigenschaften von Böden einer Untersuchungsreihe

Bodentyp	Nutzung	Horizont	Bodentiefe [cm]	pH-Wert [CaCl ₂]	C _{org} -Gehalt [mg C g ⁻¹ Bo.]	C/N [w/w]	Textur	Lagerungsdichte [Mg m ³]
Kolluvium, vergleyt	Acker, WW,	MAp	0-30	6.0	11.7	10	Sl3	1.64
	konventionell bewirt.	M	30-80	6.2	9.7	9	Sl3	1.47
Pseudogley	Grünland ¹	Ap	0-30	6.0	12.3	10	Sl4	1.67
		rAp	30-33	6.2	9.0	8	Sl4	1.72
Pseudogley,	Acker, WW	Hn1	0-30	6.4	15.2	10	Sl4	1.56
		Hp	30-53	6.3	15.7	10	Sl4	1.31
Pelosol	Grünland	Ah	0-16	6.5	39.1	10	Tu3	1.60
Parabraunerde	Buchenwald	Ah	0-8	3.8	50.3	21	U13	1.40

¹ seit etwa 10 Jahren ² seit etwa 3 Jahren

Während der Basalatmung wurden RQ-Werte ermittelt, die sich oft von 1 unterschieden (Abb. 2). Der höchste RQ wurde für einen pseudovergleyten Kolluvisol unter Wintergetreide mit einem Wert von 2.0 ermittelt. Er beruht möglicherweise auf der Mineralisation O-reicher organischer Säuren und anaeroben Prozessen. Demgegenüber wurde der niedrigste RQ-Wert von 0.48 in einem vererdeten Niedermoor bestimmt und deutet darauf hin, dass dort O-arme Humusverbindungen mineralisiert werden. Eine intensive Nitrifikation könnte zum niedrigen RQ beigetragen haben. Die Zugabe von Glucose führte erwartungsgemäß dazu, dass der RQ-Wert sich 1 annähert und bestätigt somit Untersuchungen von Theenhaus et al. (1997). Besonders deutlich war dies für die beiden bereits erwähnten Böden. Allerdings ergaben sich auch nach der Glucosezugabe noch RQ-Werte, die sich signifikant von 1 unterschieden. Dies wurde ebenso für Böden unter unterschiedlicher Bewirtschaftung von Dilly (2000) beschrieben.

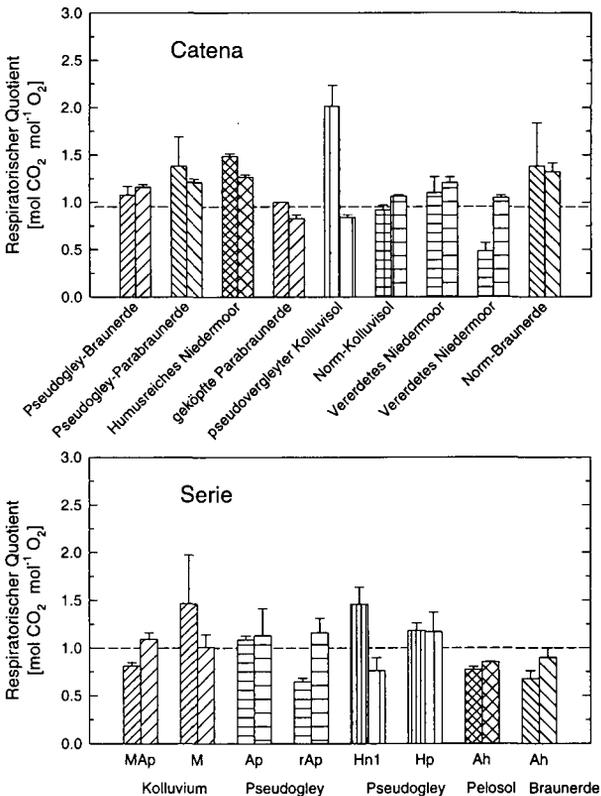


Abb. 2. Respiratorischer Quotient in norddeutschen Böden; jeweils links sind die Werte für die Basalatmung und rechts für die substrat-induzierte Respiration abgebildet; die Fehlerbalken zeigen die Vertrauensintervalle ($p < 0.05$)

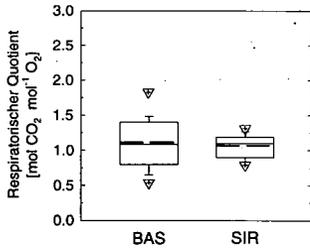


Abb. 3. Variabilität der RQ-Werte während der Basalatmung (BAS) und der substrat-induzierten Respiration (SIR)

Eine signifikant Beziehung zwischen den RQ-Werten mit und ohne Glucose bestand nicht (Daten nicht gezeigt). Weiterhin verdeutlicht Abb. 3, dass der RQ stärker während der Basalatmung als nach Zugabe von Glucose variiert. Dies zeigt, dass die mikrobielle Ökophysiologie durch die Glucosezugabe modifiziert wurde und in den untersuchten Böden während der Basalatmung stärker differierte als kurz nach der Zugabe von Glucose. In diesem Datensatz lag der Median bei der Basalatmung und der Substrat-induzierten Respiration bei 1.09 und die CO_2 -Produktionsraten somit im Mittel hier etwa 9 % höher als die O_2 -Aufnahmeraten. Die extremen RQ-Werte von 2.0 und 0.48 zeigen, dass CO_2 -Freisetzungsraten und O_2 -Aufnahmeraten um 100 % abweichen können.

Für den humusreichen Hn2-Horizont des vererdeten Niedermoores [Catena 'Molfsee'] wurden geringe mikrobielle Dichten von $2 \text{ mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} \text{ C}_{\text{org}}$ ermittelt. In Verbindung mit dem niedrigem RQ lassen sich ungünstige Bedingungen für die Mikroorganismen vermuten. Im pseudovergleyten Kolluvisol dagegen wurden höchste mikrobielle Besiedlungsdichten und Aktivitätslevel (Dilly & Munch, 1998) mit Werten von $26 \text{ mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} \text{ C}_{\text{org}}$ und $3.8 \text{ SIR-C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} \text{ FE-C}_{\text{mic}}$ bestimmt, die die obige Bewertung festigen. In dem humusreichen Niedermoor unter Grünland konnten sich hohe mikrobielle Biomasse etablieren, die (beeinflusst durch Exsudate) den RQ-Wert >1 induziert haben könnten. Im humusärmeren, reliktsichen Pseudogley-rAp-Horizont unter Grünland [Serie] wurden hohe Besiedlungsdichten gemessen mit einem, im Vergleich zum darrüberliegenden Horizont niedrigeren Aktivitätslevel. Der RQ-Wert <1 lässt vermuten, dass die organische Substanz dort schlecht abbaubar war, jedoch ihre Qualität für den Erhaltungsbedarf der Mikroorganismen ausreichte.

Ich bedanke mich herzlich bei allen Teilnehmern des bodenkundlichen Laborpraktikums am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel in den Jahren 1998 und 1999, sowie bei Birgit Vogt und Dr. Angela Frahm für die perfekte Unterstützung bei den Laborarbeiten.

- Alef, K., 1995. Soil respiration. In: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.), Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London, p. 215
- Dilly, O., 2000. Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soils and litter. Soil Biology and Biochemistry (in press)
- Dilly, O., Munch, J.-C., 1998. Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils. Biology and Fertility of Soils 27, 374-379
- Doran, J., Jones, A.J., 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publication Number 49. Soil Sci Soc Am Inc. Madison, Wisconsin. 410 p.
- Stotzky, G., 1960. A simple method for the determination of the respiratory quotient of soils. Canadian Journal of Microbiology 6, 439-452
- Theenhaus, A., Maraun, M., Scheu, S., 1997. Substrate-induced respiration in forest and arable soils measured by O_2 -microcompensation: moisture conditions and respiratory quotient. Pedobiologia 41, 449-455
- Ziegler, H., 1983. Physiologie des Stoff- und Energiestoffwechsels. In: Denffer, von D., Ziegler, H., Ehrendorfer, F., Bresinsky, A. (Eds.), Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 216-483

Mikroorganismen, Regenwürmer und Gehäuselandschnecken in Wäldern Südwestdeutschlands - wie verschieden sind ihre Standortsansprüche?

O. Ehrmann^{1,2}, J.K. Friedel^{1,3}, K. Martin^{1,4}, T. Vollmer^{1,5} & M. Sommer^{1,6}

1 Einleitung und Zielsetzung

In 40 repräsentativ ausgewählten Waldböden Südwestdeutschlands wurde das Vorkommen von Mikroorganismen, Regenwürmern und Gehäuselandschnecken und ihre Beziehung zu abiotischen Standortsfaktoren untersucht. Während für jede der drei Organismengruppen alleine die Beziehung zu den Standortsfaktoren bereits beschrieben ist (EHRMANN et al. 1999, FRIEDEL et al. 2000, MARTIN & SOMMER 1999), wird hier geprüft, ob für die drei Organismengruppen die Bildung einheitlicher Standortstypen möglich ist.

2 Methoden

2.1 Bodenorganismen

Die **Bodenmikroorganismen** wurden anhand ihrer Biomasse (Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode; JOERGENSEN 1996) charakterisiert. Außerdem wurden das *in situ* Transformationsvermögen (Celluloseabbau in Litter Bags) und die Basalatmung im Laborbrutversuch erhoben.

Die **Regenwürmer** wurden mit einer Kombination der von THIELEMANN (1986) entwickelten Elektromethode (Probefläche 1/8 m² und nachfolgender Handauslese einer Teilfläche (1/30 m²) in sechsfacher Wiederholung erfaßt. Bestimmt wurden Arteninventar, Abundanzen und Biomassen (Frischgewicht der lebenden Tiere).

Zur Untersuchung der **Gehäuselandschnecken** wurden vier Flächen von je 25 x 25 cm beprobt. Dazu wurden die Kraut- und Streuschicht sowie die obersten 1-2 cm des Bodens entnommen. Nach der Probenaufbereitung (Waschen und Sieben) erfolgte eine Auslese im Labor. Bestimmt wurden Arten- und Individuenzahlen (eine Biomassebestimmung bei Schnecken wurde wegen des zu hohen Aufwandes nicht durchgeführt).

2.2 pH-Wert und Bodenfeuchte

Die Bestimmung des **pH-Wertes** erfolgte in 0,01 M CaCl₂ (gewichtetes Mittel über 0-25 cm Bodentiefe).

¹ Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Bodenbiologie

² Nürtingerstr. 44, D-72639 Neuffen, e-mail: otto.ehrmann@gmx.de

³ Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien

⁴ Institut für Agrarökologie und Pflanzenproduktion der Tropen u. Subtropen, Universität Hohenheim, D-70599 Stuttgart

⁵ Institut für Terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren

⁶ Institut für Biomathematik und Biometrie, GSF, Ingolstädter Landstr.1, D-85764 Neuherberg.

Zur Ermittlung der **Bodenfeuchte** wurden keine Messungen am Standort durchgeführt, sondern das Bodenfeuchteregime wurde mittels der "Bodenkundlichen Feuchtestufe" erfaßt (in Anlehnung an MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG 1995). Diese wird anhand von Daten, die sich durch eine Bodenprofilaufnahme (Bodentyp, Bodenart, nFK) ergeben, sowie aus geographischer Lage (Relieflage, Exposition, Inklinaton) und klimatischer Wasserbilanz (aus Karten) berechnet. Die Standorte werden auf einer Skala von 0 (dürr) bis 10 (nass) eingestuft. Im Gegensatz zu Messungen der Bodenfeuchte, die entweder nur Momentaufnahmen liefern oder aber sehr aufwendig sind, hat das gewählte Verfahren den Vorteil, daß es wesentlich weniger aufwendig ist und daher die Charakterisierung einer großen Zahl von Standorten ermöglicht.

2.3 Darstellung im Ökogramm

Zur Ausweisung von **Standortstypen** wurden alle drei Organismengruppen in einem Ökogramm mit den Standortsfaktoren pH-Wert und Bodenfeuchte dargestellt. Für jede Organismengruppe wurde ein Parameter ausgewählt, der die Größe der Population charakterisiert: mikrobielle Biomasse [Cmik], Regenwurmbiomasse und Individuenzahl der Gehäuselandschnecken. Die gemeinsame Darstellung dieser drei Parameter erfolgte mittels Radardiagrammen (Star-Plots): Dazu wurden die jeweiligen Werte eines Standortes auf das Maximum der jeweiligen Gruppe normiert (normierter Wert = Standortwert / Maximum; Werte siehe Tab. 1). Dies ergibt für alle drei Organismengruppen Werte zwischen 0 und 1. Die Radardiagramme der einzelnen Standorte wurden in das Ökogramm an die von den Standortsfaktoren vorgegebene Position eingesetzt.

Tab. 1: Populationsparameter der 3 Organismengruppen

Organismengruppe	Parameter	Ø	Min.	Max.
Mikroorganismen	Cmik [g · m ⁻²]	94	14	249
Regenwürmer	Biomasse [Frischgewicht, g · m ⁻²]	43	0,2	168
Gehäuselandschnecken	Individuen [Anzahl m ⁻²]	158	0	715

3 Ergebnisse und Diskussion

Das **Ökogramm** (Abb. 1) zeigt klare Unterschiede zwischen den verschiedenen Standorten:

- an äußerst sauren⁷ [F] sowie an trockenen Standorten [G] sind alle drei Gruppen nur mit kleinen Populationen vertreten;
- an sehr stark sauren Standorten [E] kommen wenig Regenwürmer und Gehäuselandschnecken vor, der Anteil der Mikroorganismen ist relativ etwas höher;
- stark saure und feuchte Standorte [C] sowie mittel saure und frische Standorte [D] weisen höhere Populationen auf. Ein niedriger pH-Wert kann anscheinend in gewissem Umfang durch eine höhere Bodenfeuchte kompensiert werden;
- bei neutralen pH-Werten weisen frische Standorte [B] besonders hohe mikrobielle Biomassen auf, an nassen Standorten [A] kommen dagegen eher große Populationen von Regenwürmern und Gehäuselandschnecken vor.

⁷ Nomenklatur der Bodenreaktion nach AK STANDORTSKARTIERUNG (1996; entspricht KA4)

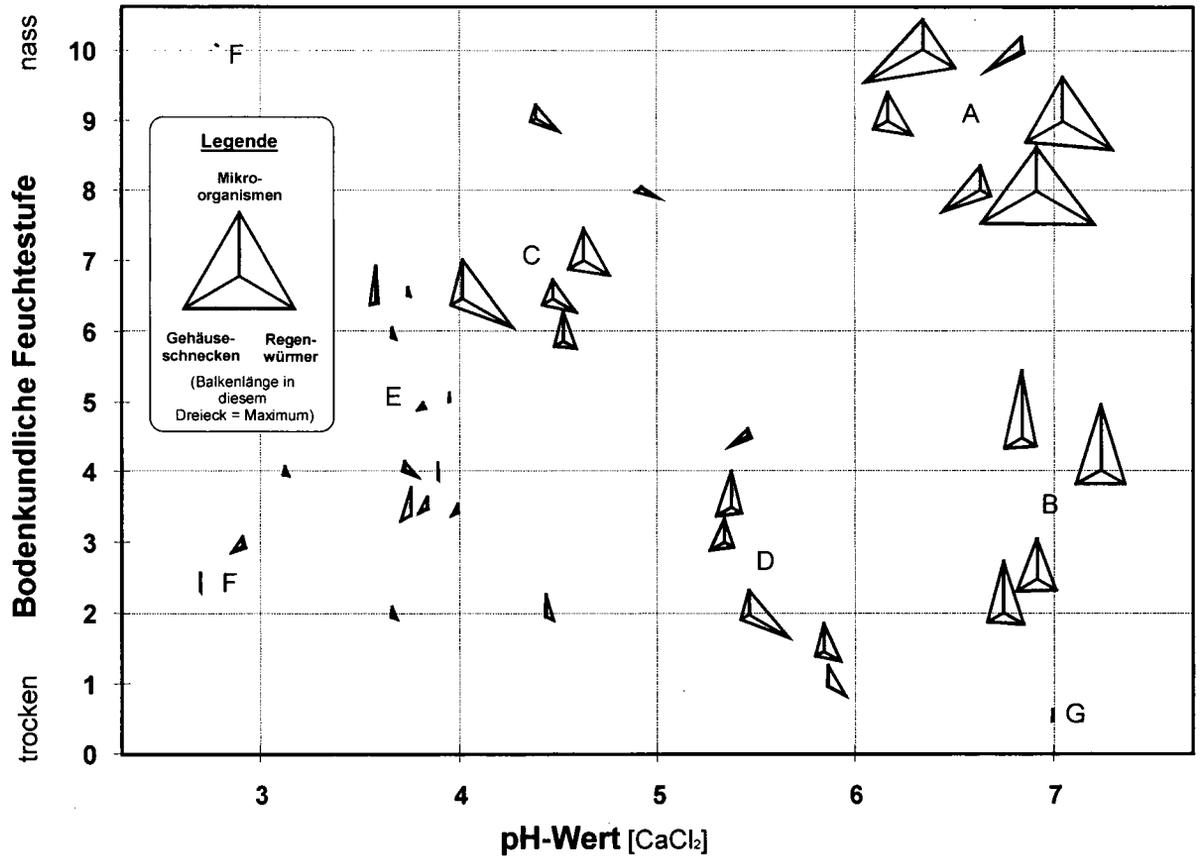


Abb. 1: pH-Bodenfeuchte-Ökogramm für Mikroorganismen, Regenwürmer und Gehäuselandschnecken

Alle drei Organismengruppen weisen kleine Populationen bei niedrigen pH-Werten auf. Regenwürmer und vor allem Mikroorganismen reagieren aber weniger empfindlich auf niedrige pH-Werte als Gehäuselandschnecken.

Eine sehr geringe Bodenfeuchte ist für alle drei Gruppen von Nachteil, Regenwürmer und vor allem Mikroorganismen können aber schon in etwas feuchteren Böden größere Populationen aufbauen. Schnecken haben ein Populationsmaximum an nassen Standorten mit neutralen pH-Werten.

Der pH-Wert und die Bodenfeuchte erklären natürlich nicht die gesamte Variabilität des Datenmaterials. Da aber die Reaktionen der drei Organismengruppen auf diese Faktoren deutlich und regelhaft sind, lassen sich aus dem Ökogramm **Standortstypen** ableiten. Vorläufig wurden die folgenden sieben Standortstypen gebildet:

- | | |
|--------------------------|---------------------|
| A) naß - neutral | E) sehr stark sauer |
| B) frisch - neutral | F) äußerst sauer |
| C) feucht - stark sauer | G) trocken |
| D) frisch - mittel sauer | |

4 **Schlußfolgerungen**

- ◆ Mikroorganismen, Regenwürmer und Gehäuselandschnecken haben ähnliche aber nicht gleiche Ansprüche hinsichtlich pH-Wert und Bodenfeuchte.
- ◆ Da die Ansprüche der drei Gruppen regelhaft sind, ist eine Ausweisung von Standortstypen in pH-Feuchte-Ökogrammen möglich. Durch die Darstellung mittels "Star-Plots" können weitere Organismengruppen problemlos in dieses Konzept integriert werden.

5 **Literatur**

- AK Standortkartierung (1996): Forstliche Standortsaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 5. Aufl., 352 S. IHWVerlag, Eching bei München
- Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Sommer, M., Vollmer, T. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen – II. Funktionelle Analyse am Beispiel von pH und Bodenfeuchte. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91, 593-596.
- Friedel, J.K., Ehrmann, O., Sommer, M. (2000): Böden als Lebensraum für Mikroorganismen: Abhängigkeiten mikrobieller Biomasse und Aktivität von abiotischen Bodeneigenschaften und der Humusform. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., dieser Band.
- Joergensen, R. G. (1996): Quantification of the microbial biomass by determining ninhydrin-reactive N. Soil Biol. Biochem. 28, 301-306.
- Martin, K., Sommer, M. (1999): Böden als Lebensraum für Gehäuselandschnecken. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 89, 131-134
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Heft 31 der Reihe Luft, Boden, Abfall.
- Thielemann, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktettmethode. Pedobiologia 29, 296-302.

Wir danken dem Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg für die Finanzierung des Vorhabens.

Funktionelle Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften und Nematoden in drei Bewirtschaftungssystemen

Christoph Emmerling

Einleitung

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, daß die Biomasse und Aktivität von Bodenmikroorganismen stark durch die Intensität der Bodenbewirtschaftung geprägt werden. Außerdem gibt es deutliche Hinweise, daß die ihre Leistung in ökologisch bewirtschafteten Böden effizienter ist, als in konventionell bewirtschafteten (z.B. Mäder et al. 1995). Integriert bewirtschaftete Böden nehmen zumeist eine Mittelstellung ein.

Die Zusammensetzung der Nematodengemeinschaft und das Verhältnis von r- und K-selektieren der Gattungen und Familien (Maturity Index MI, Bongers 1990) eignen sich in besonderem Maße als Indikatoren von Systemzuständen in Böden. Nach Bongers et al. (1997) fanden sich z.B. deutliche Unterschiede im MI zwischen extensiver und intensiver Bodenbewirtschaftung.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, den Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität auf die funktionelle Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften und Nematoden anhand von BIOLOG™-Substratnutzungsmustern (Garland & Mills 1991) und der relativen Zusammensetzung von r-/K-Strategen (oder colonizers/ persisters n. Bongers 1990) zu untersuchen.

Untersuchungsgegenstand

An insgesamt vier Standorten in Rheinland-Pfalz wurden jeweils benachbarte Flächen unter konventioneller, integrierter und biologischer Bewirtschaftung untersucht (Tabelle 1).

Ergebnisse und Diskussion

Bodenbakterien

Im Mittel der vier Standorte nahm die Intensität des Abbaus der 95 angebotenen C-Ressourcen pro Titerplatte in der Reihenfolge konventionell < integriert < biologisch signifikant zu. Die Abbauintensität war in den biologisch bewirtschafteten Böden im Vergleich zu den konventionellen und integrierten um 32 %, bzw. 28 % erhöht ($P < 0,05$). Ebenso stiegen die Summe der Extinktionen pro Platte mit einer Farbintensität, die mindestens dem Durchschnitt pro Platte entsprachen (>AWCD), und die entsprechende Anzahl der Titer in der genannten Reihenfolge an. Bei der Anzahl der gefärbten Titer > AWCD-Niveau waren die Unterschiede besonders deutlich (Abbildung 1a).

Tabelle 1:

Mittelwerte (\pm S.D.) von pH-Werten, Corg-Gehalten sowie der mikrobiellen Biomasse in konventionell, integriert und biologisch bewirtschafteten Böden an verschiedenen Standorten in Rheinland-Pfalz ($n=4$). Ungleiche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen ($P<0.05$; parameterfreier multivariater Test n. Nemenyi).

Standort (Bodentyp, Bodenart)	Bewirtschaftungs- system	pH (0,01M CaCl ₂)	Corg (%)	Cmik (mg C kgTS ⁻¹)
Steinwenden (Braunerde; Lu)	KON	6,08 (\pm ,68)	0,88 (\pm ,15) a	161,6 (\pm 33) a
	INT	6,42 (\pm ,61)	1,05 (\pm ,21)	222,3 (\pm 36) b
	BIO	6,16 (\pm ,63)	1,13 (\pm ,22) b	275,4 (\pm 27) c
Biebrich (Pseudogley; Ltu)	KON	5,41 (\pm ,29)	1,06 (\pm ,21) a	179,6 (\pm 27) a
	INT	5,52 (\pm ,33)	1,29 (\pm ,17) b	205,2 (\pm 22)
	BIO	5,64 (\pm ,43)	1,37 (\pm ,19) b	233,5 (\pm 24) b
Rommersheim (Parabraunerde; Lu)	KON	7,38 (\pm ,47)	1,26 (\pm 30) a	479,5 (\pm 30) a
	INT	7,42 (\pm ,55)	1,32 (\pm ,19) a	498,5 (\pm 33)
	BIO	7,46 (\pm ,61)	1,49 (\pm ,22) b	566,3 (\pm 46) b
Herl (Braunerde; Lt)	KON	6,16 (\pm ,62)	1,84 (\pm ,21) a	305,6 (\pm 54)
	INT	6,20 (\pm ,58)	2,03 (\pm ,22)	315,2 (\pm 31)
	BIO	6,33 (\pm ,47)	2,16 (\pm ,25) b	329,1 (\pm 19)

Als Maß für die funktionelle Diversität der Bodenbakteriengemeinschaften wurde je Platte der Shannon-Index (H') berechnet. In Abbildung 1b ist zu erkennen, daß der Shannon-Index an drei der vier Standorte von der konventionellen zur biologischen Bewirtschaftung zunahm. Die integrierte Bewirtschaftung nahm jeweils eine Mittelstellung ein. Die Unterschiede zwischen den drei Bewirtschaftungssystemen waren aufgrund der starken Streuung nicht signifikant.

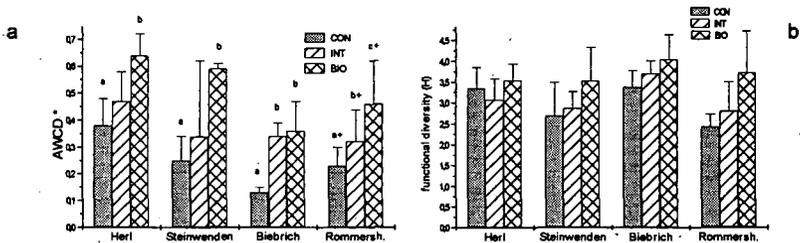


Abbildung 1

a: Mittlere Abbauintensität (*Average Well Colour Development) pro Mikrotiterplatte an verschiedenen Standorten in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität ($n=4$, \pm S.D.). Ungleiche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Anbausystemen (ANOVA, Tukey-HSD-Test, $p<0,05^*$, $p<0,10^+$)

b: Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften in Böden unterschiedlich intensiver Anbausysteme (Shannon-Index H' ; $n=4$, Mittelwerte \pm S.D.).

Nematoden

An den Standorten Rommersheim und Biebrich nahm der Anteil persistenter Nematoden (persisters oder K-Strategen) mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität auf Kosten einer Zunahme an weniger empfindlichen, einen höheren Störungsgrad anzeigenden r-Strategen, ab (colonizers im Sinne von Bongers 1990). Diese Ergebnisse bestätigen im wesentlichen den dargestellten Einfluß der Bewirtschaftungsintensität auf die Bakteriengemeinschaften im Boden. Am Standort Herl waren keine Unterschiede im M.I. zwischen den drei Bewirtschaftungssystemen nachzuweisen (Tabelle 2). Allerdings war ein zweiter Effekt der Bewirtschaftungsintensität erkennbar: In Herl betrug der über alle drei Bewirtschaftungstypen gemittelte M.I.-Wert 1,96, in Rommersheim und Biebrich entsprechend 1,69 und 1,72. Dies kann als ein Hinweis auf eine generell intensivere landwirtschaftliche Bodennutzung in Rheinhessen und Westerwald-Taunus im Vergleich zum Hunsrück, der vergleichsweise eine Grenzertragsregion darstellt, gedeutet werden.

Anhand der Indices MI, PPI (*Plant Parasite Index*) und MI 2-5 konnte eine klare Separation der drei Bewirtschaftungssysteme erzielt werden (Abbildung 2).

Tabelle 2: Struktur freilebender Nematoden (M.I.) in konventionell, integriert und biologisch bewirtschafteten Böden an drei Standorten in Rheinland-Pfalz

Standort	Bewirtschaftungssysteme		
	KON	INT	BIO
Rommersheim	1,3	1,8	1,95
Biebrich	1,55	1,75	1,88
Herl	1,9	1,95	1,94

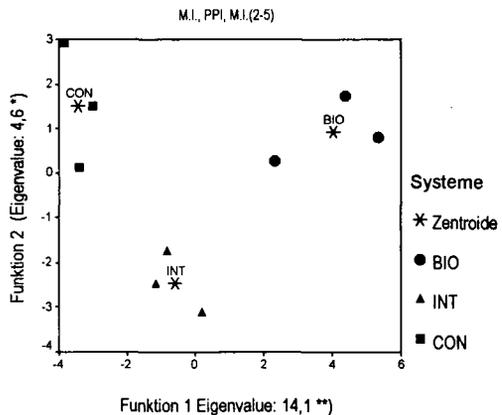


Abbildung 2: Separation freilebender Nematoden mittels M.I., P.P.I. und M.I.(2-5) (kanonische Diskriminanzanalyse)

Schlußfolgerungen

Im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Böden ist die funktionelle Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften bei extensiverer Bewirtschaftungsintensität (integriert, biologisch) höher. Der integrierte Landbau nimmt zumeist eine Mittelstellung ein.

Durch intensive Bodenbewirtschaftung werden Opportunisten (r-Strategen) gefördert. Dies resultiert in einer Abnahme des Maturity Index freilebender Nematoden bei konventioneller Bewirtschaftung im Vergleich zu integrierter und biologischer Bewirtschaftung.

Literatur

Bongers T 1990: The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83, 14-19.

Bongers T, van der Meulen H, Korthals G 1997: Inverse relationship between the nematode maturity index and plant parasite index under enriched nutrient conditions. *Appl. Soil Ecol.*, 6, 195-199.

Garland JL, Mills AL 1991: Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level solid-carbon-source utilization. *Appl. Environ. Microb.*, 57, 2351-2359.

Mäder P, Fließbach A, Wiemken A, Niggli U 1995: Assessment of soil microbial status under long-term low input (biological) and high input (conventional) agriculture. In: Mäder P & Raupp J (eds.): Effects of low and high external input agriculture on soil microbial biomass and activities in view of sustainable agriculture, Proc. 2nd meeting in Oberwil, Switzerland, September 15th to 16th, Oberwil 1995, 24-38.

**Böden als Lebensraum für Mikroorganismen:
Abhängigkeiten mikrobieller Biomasse und Aktivitäten
von abiotischen Bodeneigenschaften und der Humusform**

J. K. Friedel^{1,2}, O. Ehrmann^{1,3}, M. Sommer^{1,4}

1 Einleitung und Zielsetzung

An 40 repräsentativ ausgewählten Böden Südwestdeutschlands unter Wald wurden die Biomasse und Aktivitäten der Bodenmikroorganismen-Population untersucht (n = 158 Einzelflächen). Dabei wurde die Vielfalt der Böden berücksichtigt und die Bandbreite der relevanten Bodeneigenschaften möglichst abgedeckt. Außerdem wurden Standorte geringster Hemerobie gewählt, um Aussagen zu Potentialen treffen zu können (Sommer et al. 1999).

Ziel war die Ermittlung der Zusammenhänge der mikrobiologischen Eigenschaften mit abiotischen Bodeneigenschaften und der Humusform als Grundlage für ein Verfahren zur Bewertung der Bodenfunktion „Lebensraum für Mikroorganismen“.

2 Methoden

Verwendete Abkürzungen:

BFS: Bodenkundliche Feuchtestufe; C_{mic}: mikrobieller Kohlenstoff; C_{org}: organischer Kohlenstoff; N_t: Gesamtstickstoff; N/C = 1 / (C/N-Verhältnis); C_{resp}: Basalatmung;

C_{org 3cm}: C_{org}-Gehalt in Einbringtiefe der Streubeutel.

Alle Untersuchungen erfolgten in 0-25 cm Bodentiefe horizontweise.

Die pH-Werte wurden in 0,01 M CaCl₂ bestimmt und anschließend über die obersten 25cm gemittelt (mit Horizontmassen gewichtet). Weitere Analysen (z.B. Humusgehalt) erfolgten nach Standardmethoden.

Zur Ermittlung der Bodenfeuchte wurden keine Messungen am Standort durchgeführt, sondern das Bodenfeuchteregime wurde mittels der "Bodenkundliche Feuchtestufe" erfaßt (in Anlehnung an Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, 1995; S. 17). Die Bodenkundliche Feuchtestufe wird anhand von Daten, die sich durch eine Bodenprofilaufnahme (Bodentyp, Bodenart, nFK) ergeben, sowie aus geographischer Lage (Relieflage, Exposition, Inklinaton) und

¹ Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Bodenbiologie

² Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien; friedel@edv1.boku.ac.at

³ Nürtingerstr. 44, D-72639 Neuffen

⁴ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Biomathematik und Biometrie, Ingolstädter Landstr.1, D-85764 Neuherberg;

klimatischer Wasserbilanz (aus Karten) berechnet. Nähere Information siehe Ehrmann et al. (2000).

An im Frühjahr 1999 entnommenen Bodenproben wurde die mikrobielle Biomasse mittels der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode als Ninhydrin-reaktiver Stickstoff bestimmt und in mikrobiellen Kohlenstoff umgerechnet (Joergensen 1996) sowie daraus der C_{mic}/C_{org} -Quotient errechnet. Als Maß für die mikrobielle Aktivität unter Laborbedingungen wurde die Basalatmung ermittelt (Jäggi 1974). Die mikrobielle Aktivität unter Standortbedingungen wurde anhand eines Streubeutel-Tests geschätzt (Substrat: mit Harnstoff versetzte Cellulose, C/N-Verhältnis = 25). Aus dem verbliebenen Rest zu zwei Zeitpunkten wurde die Abbaurrate (exponentielle Funktion) ermittelt.

Es wurden einfache Korrelationen errechnet [nur signifikante werden erwähnt] und Faktorbeziehungen (biotische Variablen auf abiotische Standorteigenschaften) mittels multipler linearer Regressionen (schrittweise) bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die C_{mic} -Gehalte (Massenbezug) und die Basalatmung (Massenbezug) waren sowohl untereinander hoch korreliert ($r = 0.84^{**}$) als auch bis zu einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von etwa 12% jeweils mit diesem korreliert. Darüber war keine enge Abhängigkeit mehr feststellbar.

Die C_{mic} -Mengen (Flächenbezug) nahmen mit steigendem C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz nicht-linear ab ($r^2 = 0.59^{**}$) und mit zunehmendem pH-Wert ($r^2 = 0.42^{**}$) und N_i -Gehalt ($r^2 = 0.37^*$) zu. Aus multiplen Regressionen ergaben sich folgende Faktorbeziehungen für die mikrobielle C-Menge ($N = 40$ Standorte):

$$C_{mic} [g m^{-2}] = -56.40 + 1934.45 N/C - 109.91 \text{ Evaporation/Niederschlag} + 13.62 \text{ pH} - 0.577 \text{ BFS}^2 + 0.0678 N_i; r^2 = 0.786.$$

Der Faktor Evaporation / Niederschlag war erst nach Berücksichtigung des N/C-Verhältnisses im Modell signifikant. Die (negative) Abhängigkeit zum Quadrat der BFS entspricht einer Optimumsfunktion.

Die Basalatmung (Flächenbezug) nahm mit der N_i -Menge ($r^2 = 0.44^{**}$) und dem pH-Wert ($r^2 = 0.31^*$) linear zu. Die Faktoranalyse für die Basalatmungsmenge ($N = 40$ Standorte) ergab:

$$C_{resp} [mg m^{-2} h^{-1}] = 354.00 + 1.024 N_i + 43.43 \text{ pH} + 10.36 \text{ Auflagemächtigkeit} - 61.90 C_{org} - 5027.0 N/C; r^2 = 0.631.$$

** : $P < 0.01$; * : $P < 0.05$

Die am Standort ermittelte **mikrobielle Abbaurrate** (*in situ* Transformationsvermögen) nahm mit zunehmendem Niederschlag ($r^2 = 0.42^{**}$), mit zunehmendem C_{org} -Gehalt ($r^2 = 0.35^{**}$) und mit steigendem C/N-Verhältnis in Einbringtiefe der Streubeutel ($r^2 = 0.40^{**}$) ab (nicht-linear für C/N-Verhältnis). Die Faktoranalyse (N = 40) ergab:

$$\text{Abbaurrate } [\% \text{ d}^{-1}] = 1.453 - 7.065 \cdot 10^{-4} \text{ Niederschlag} + 0.140 \text{ BFS} - 8.884 \cdot 10^{-3} \text{ BFS}^2 - 8.305 \cdot 10^{-3} C_{org \text{ 3cm}}; r^2 = 0.640.$$

Die biotischen Variablen können in ein Bewertungsverfahren integriert werden, z.B. durch gemeinsame Betrachtung in Ökogrammen (Ehrmann et al., 2000) oder durch Dimensionsreduktion mittels Hauptkomponentenanalyse (in Arbeit).

Die mikrobielle Biomasse war für die Humusformen Anmoor, vererdeter Niedermoor-Torf, L-Mull, Feuchtmull und F+ -Mull im Mittel größer als für die Humusformen F- -Mull, mullartiger Moder, Moder, (Feucht-)Rohhumus und Hochmoortorf (Abb. 1). (Humusformen nach AK Standortskartierung, 1996).

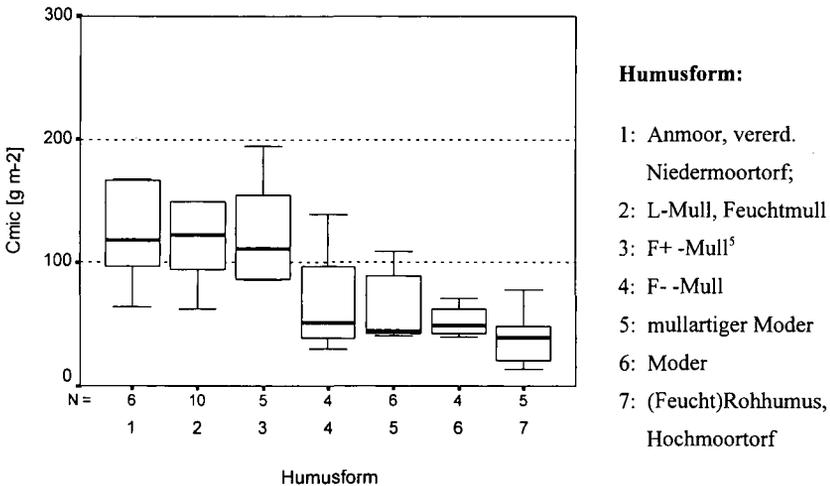


Abbildung 1: Mikrobielle Biomasse (C_{mic}) in Abhängigkeit von der Humusform

⁵ F+-Mull: Ah-Horizont mächtiger und krümeliger bei F- -Mull

4 **Schlußfolgerungen und Ausblick**

- Der gewählte Ansatz zur Beschreibung und Beurteilung von Böden erwies sich als praktikabel. Faktorbeziehungen zwischen biotischen Variablen und abiotischen Bodeneigenschaften sind vorhanden, aber sie sind für die einzelnen Variablen (Biomasse, Basalatmung, Streuabbau) verschieden und zum Teil nicht-linear.
- Die wichtigsten Einflußgrößen waren für die mikrobielle Biomasse das N/C-Verhältnis der organischen Substanz (linear, positiv) und das Verhältnis aus Evaporation und Niederschlag (linear, negativ), für die Basalatmung die N_f -Menge und der pH-Wert (beide linear, positiv) und für die Streuabbaurate der Niederschlag (linear, negativ) und die Bodenkundliche Feuchtestufe (Optimumskurve). Die Einflußgröße „organische Bodensubstanz“ kann anstatt durch Meßwerte auch durch die Humusform beschrieben werden.
- Es lassen sich mehrere Variablen in ein Beurteilungsverfahren integrieren. Die Ergebnisse können als Grundlage für die Beurteilung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Mikroorganismen dienen.
- Die Beschreibung kann nur vorläufigen Charakter haben, da nur der C-Kreislauf betrachtet und die mikrobielle Diversität nicht berücksichtigt wurde.

5 **Literatur**

- AK Standortkartierung (1996): Forstliche Standortaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 5. Aufl., 352 S. IHW-Verlag, Eching bei München.
- Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Vollmer, T., Sommer, M. (2000): Mikroorganismen, Regenwürmer und Gehäuselandschnecken in Wäldern Südwestdeutschlands – wie verschieden sind ihre Standortsansprüche? Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., dieser Band.
- Jäggi, W. (1976): Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schweizerische landwirtschaftliche Forschung 15, 371-380.
- Joergensen, R. G. (1996): Quantification of the microbial biomass by determining ninhydrin-reactive N. Soil Biol. Biochem. 28, 301-306.
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Heft 31 der Reihe Luft, Boden, Abfall.
- Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J. K., and Martin, K. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen - I. Konzeptioneller Ansatz für ein Bewertungsverfahren. Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 91, 720-722.

Einfluß von Sanierungsmaßnahmen auf die Diversität und Biomasse von Mikroorganismengesellschaften in Böden mittels Phospholipidfettsäure (PLFA) - Analyse und Substratinduzierter Atmung

E. Fröhlich und B.- M. Wilke

1. Einleitung

Für die Beurteilung kontaminierter Böden und Bodenmaterialien sowie zur Überprüfung von Sanierungserfolgen stehen Biotests, wie z.B. Bodenatmungskurven, Potentielle Nitrifikation und Dehydrogenaseaktivität zur Verfügung, die sich auf den Einfluß von Schadstoffen auf funktionelle Parameter konzentrieren. Eine Methode zur Erfassung und zum Vergleich mikrobieller Populationsstrukturen stellt die Phospholipidfettsäure (PLFA)-Analyse dar. Die Erfassung einzelner PLFA-Gruppen und -Fettsäuren macht dabei eine vergleichende Charakterisierung von mikrobiellen Gemeinschaften in Böden möglich. Gleichzeitig kann die mikrobielle Biomasse über den PLFA-Gesamtgehalt bestimmt werden.

In der vorliegenden Arbeit sollten Böden von Altlastenstandorten unterschiedlicher Kontamination vor und nach der Sanierung hinsichtlich ihrer mikrobiellen Struktur, Diversität und Biomasse verglichen werden.

2. Material und Methoden

Die Sanierung des mit TNT (2,4,6-Trinitrotoluol) kontaminierten Bodenmaterials erfolgte durch Humifizierung. Der mit MKW (Mineralölkohlenwasserstoffen) belastete Boden stammt aus einer statischen Miete, und das mit PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) kontaminierte Bodenmaterial wurde in einer Bodenwaschanlage gereinigt. Die Böden weisen zum Teil gleichzeitig hohe Schwermetallgehalte auf und variieren im pH-Wert. Aufgrund des niedrigen pH-Wertes des TNT04a (Kontrolle von TNT4a) muß mit einer höheren Schwermetallverfügbarkeit gerechnet werden.

Tabelle 1: Bodenmaterial, Behandlung, Schadstoffbelastung und pH-Wert der getesteten Böden. Die Probenkürzel der Böden setzen sich aus den Hauptkontaminanten, der Probennummer (0 ist die Kontrolle vom Standort), und den Kleinbuchstaben a (=kontaminiert) und b (= saniert) zusammen. Im Falle des PAK-Bodens stellt (b) die Sandfraktion und (c) die Feinkornfraktion dar.

Bodenmaterial und Behandlung		Organische Schadstoffe (mg/kg)			Schwermetallgehalt (mg/kg)						pH - Wert (CaCl ₂)
		MKW	PAK16	TNT	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	
TNT04a "Kontrolle"	unbehandelt	n.b.	0,7	0,05	0,9	23,6	16,8	490	202	20,5	4,1
TNT4a	unbehandelt	n.b.	32,3	3100	4,6	84,3	27,3	1000	920	24,9	6,7
TNT04b	humifiziert	n.b.	2,8	< 0,01	2,3	49	15,8	431	375	23,9	7,6
TNT4b	humifiziert	n.b.	28,2	< 0,01	4	83,3	24,3	800	747	31,6	8
PAK1a	unbehandelt	597	153	n.b.	7,1	42,5	40,4	36	145	16,8	7,7
PAK1b	Bodenwäsche Sandfraktion	132	24	n.b.	1,7	18,6	17,3	26	91,5	5,6	8,9
PAK1c	Bodenwäsche Feinkorn	5	370,8	n.b.	4,9	95,5	74,2	250	560	-200	7,9
MKW1a	unbehandelt	420	2,9	n.b.	< 0,2	27	16	211	152	ND	6,7
MKW1b	statische Miete	353	1,8	n.b.	< 0,2	34	35	108	45	ND	6,7

Die Phospholipidfettsäure (PLFA)-Analyse wurde nach der Methode von *Zelles und Bai* (1993) durchgeführt. Die Bestimmung der Biomasse erfolgte über den PLFA-Gesamtgehalt sowie über die Substratinduzierte Atmung (SIR). Die SIR wurde nach der DIN ISO CD 17155 aus Bodenatmungskurven ermittelt. Die Untersuchungen erfolgten jeweils vor und nach der Sanierung.

Statistik: Die quantitativen Unterschiede wurden mit der einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) gefolgt von Tukeys Test ($\alpha=0,05$) erfasst. Die Unterschiede in der Zusammensetzung der mikrobiellen Diversität wurden mit der Hauptkomponentenanalyse (PCA=Principle component analysis) der \log_{10} mol% Werte der PLFAs ermittelt. Die Boxplots umfassen 25. und 75. Percentile (Box), Linien außerhalb der Boxen markieren die 10. und 90. Percentile mit Minimum- und Maximumwerten. Innerhalb der Boxen sind Medianlinien gekennzeichnet. Die gesamte Statistik wurde mit dem Programm SPSS 9.0 durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Mikrobielle Biomasse:

Der PLFA-Gesamtgehalt repräsentiert die mikrobielle Biomasse (Zelles 1999) und erweist sich bei dem Vergleich der unanierten Böden (TNT04a, TNT4a, PAK1a, MKW1a) aufgrund der hohen Standardabweichungen der TNT-Böden als nicht signifikant unterschiedlich (Abb. 1). Die Sanierungsmaßnahmen zeigen unterschiedlichen Einfluß auf den PLFA-Gesamtgehalt bzw. die mikrobielle Biomasse. Die Humifizierung der TNT-Böden bewirkt zwar eine durchschnittliche Zunahme (TNT04b: 236 nmol g⁻¹ ± 131SD; TNT4b: 205 nmol g⁻¹ ± 156SD) durch die Zugabe von organischen Zuschlagstoffen und erreichen die höchsten Werte. Aber sie unterscheiden sich ebenso aufgrund der hohen Abweichungen nicht voneinander. Dieses Ergebnis deutet im Vergleich zu den anderen getesteten Böden auf die Heterogenität der TNT-Böden hin, die durch die hohen Schwermetallgehalte (vor allem Pb, Zn und Cd) in allen vier Böden ausgelöst sein kann. Die Sanierung des PAK1a-Bodens führt zu einer höchst signifikanten Zunahme in der Feinkornfraktion (PAK1c 63 nmol g⁻¹ ± 7,1SD), die auf die Aufkonzentrierung zurückzuführen ist, sowie zu einer starken Abnahme in der Sandfraktion (PAK1b 4,4 nmol g⁻¹ ± 0,6SD). Das Mietenverfahren des MKW1a (26,0 nmol g⁻¹ ± 1,76SD) reduziert den PLFA-Gehalt in MKW1b auf 18,3 nmol g⁻¹ (± 0,52SD). Da gleichzeitig kaum MKW abgebaut wurde, kann davon ausgegangen werden, dass die Schwermetalle den biologischen Abbau behindern haben.

Vergleich des PLFA-Gesamtgehaltes mit der Biomasse über SIR:

Hier sind die MKW-Böden nicht mitberücksichtigt. Für die TNT-Böden kann keine Korrelation zwischen diesen beiden Biomassebestimmungen ermittelt werden. Der Vergleich der SIR (µgCO₂ g-ITS) mit dem PLFA-Gehalt (Abb. 2) macht deutlich, dass die SIR in TNT4a höher ist als in der Kontrolle 04a. Durch die Humifizierung erhöht sich die mikrobielle Aktivität (SIR) signifikant in beiden TNT-Böden, am stärksten jedoch in der sanierten Kontrolle TNT04b. Die PAK-Böden zeigen jedoch in beiden Parametern signifikante Unterschiede, und es ist eine positive Korrelation der beiden Biomassebestimmungen mit r=0,970 (α=0,000) zu verzeichnen (Daten nicht gezeigt). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass mit der SIR-Methode eine andere, bzw. die glucose-aktivierbare Biomasse erfasst wird, und sich die Mikroorganismenpopulationen der getesteten Böden in ihrer Zusammensetzung stark voneinander unterscheiden. Das Verhältnis von SIR (aktive Biomasse) zu PLFA-Gesamt könnte für Aussagen über den physiologischen Zustand einer Mikroorganismenpopulation genutzt werden.

Mikrobielle Diversität

Unter Berücksichtigung aller analysierten PLFAs und aller einzelnen Parallelen, ist anhand der Hauptkomponentenanalyse (Abb. 3) eine eindeutige Trennung der untersuchten Böden zu erkennen. Die Analyse wurde mit 4 Faktoren durchgeführt, ist aber aus Darstellungsgründen nur 2-faktoriell abgebildet. Der erste Faktor erklärt 32% und der zweite Faktor 26% der Varianz. Vor allem der Vergleich der unanierten mit den sanierten Varianten zeigt deutliche Unterschiede in der PLFA-Zusammensetzung der Böden. Die größten Unterschiede in der Diversität ergeben sich für die TNT-Böden, da hier die größten Distanzen zu verzeichnen sind.

Quantitative und Qualitative Vergleiche ausgewählter Fraktionen

Innerhalb der EL-SATFAs (ester-gebundene gesättigte Fettsäuren) unterscheiden sich die Böden dabei hauptsächlich in der Verteilung der iso/anteiso-, cyclopropyl- und 10Me - Fettsäuren. Die iso/anteiso-Subfraktion (Abb.4) wird hauptsächlich durch die Fettsäuren a15:0, a17:0, i15:0 und i17:0 repräsentiert. Jeder Boden zeigt eine individuelle Verteilung der genannten Fettsäuren. Die unanierten TNT-Böden unterscheiden sich nur dadurch, dass TNT4a keine a17:0 aufweist. Die Zunahme in der mol%-Verteilung der EL-PLFA in TNT4b ist bedingt durch diese Fettsäuren. Da sie Markerfettsäuren für Gram-positive Bakterien darstellen, kann auf eine Zunahme dieser Bakterien nach der Sanierung geschlossen werden. Der Anstieg deutet ebenso auf eine Mobilisierung der Schwermetalle durch die Sanierung hin. Mölter et al. (1999) konnten beispielsweise bei steigender Kupfer-

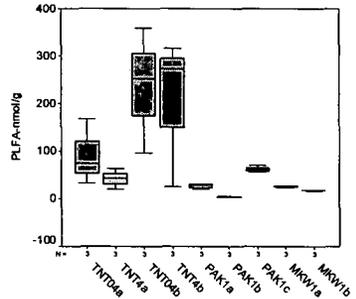


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse in PLFA-Gesamt nmol/g

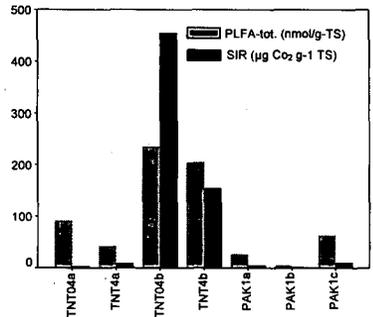


Abb. 2: Vergleich PLFA-Gesamt mit SIR

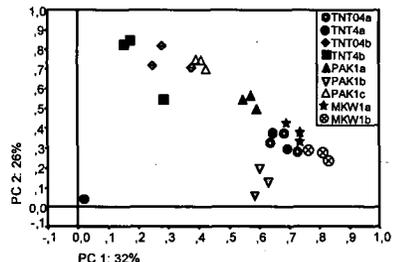


Abb. 3: Rotiertes Komponentendiagramm über alle PLFAs

belastung einen Anstieg von Gram-positiven Bakterien verzeichnen. Gleichzeitig ändern sich die Verhältnisse der Fettsäuren zueinander, da nun die a 15:0 Fs sehr stark zunimmt im Vergleich zu ihrer iso-Form, und somit das Verhältnis iso/anteiso stark abnimmt. Betrachtet man die Anteile der Fs in TNT04b nach der Sanierung, so steigen beide anteiso-Fettsäuren an und das Verhältnis iso/anteiso sinkt ebenfalls. Bei den PAK-Böden ist die Sandfraktion(1b) von Bedeutung, da in ihr keine anteiso-Fettsäuren vorkommen. In 1c ist eine deutliche Verschiebung zu mehr iso/anteiso 17:0 zu verzeichnen. Der sanierte MKW-Boden(1b) weist eine Abnahme der iso/anteiso Fettsäuren auf, d.h. Abnahme von Gram-positiven Bakterien. Dies kann auf die Abnahme der Schwermetalle nach der Sanierung zurückzuführen sein. Bemerkenswert ist, dass die Fs a15:0 nicht mehr vorkommt. Andere Autoren weisen auf diese Fettsäuren als sehr sensitiv im Zusammenhang mit Schwermetallkonzentrationen hin. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungen in unseren Böden muß auf Detailaussagen verzichtet werden.

Die cyclopropyl-Fettsäuren werden in den getesteten Böden dominierend von den beiden Fettsäuren cy19:0 und cy17:0 repräsentiert (Abb. 5). Sie stellen Marker für anaerobe Bakterien dar, die unter „Stressbedingungen“ verstärkt produziert werden (Petersen & Klug 1994). Aufgrund der relativ hohen Abweichungen der TNT-Böden unterscheiden sich die unsanierten Böden nicht. Nach der Sanierung kann für TNT- und PAK-Böden eine deutliche Reduzierung dieser Fettsäuren und somit eine Abnahme anaerober Bakterien festgestellt werden. Bei den hier getesteten Böden könnten Schadstoffe und/oder schlechte Nährstoffbedingungen als „Stressfaktor“ angesehen werden, die sich durch die Sanierungsmaßnahmen reduzieren. Auffallend ist, dass bei TNT-Böden hauptsächlich die cy 19:0 und bei PAK1c die cy 17:0 stark reduziert wird. Der MKW-Boden hingegen reduziert nach der Sanierung seinen Anteil an den cy-Fettsäuren nicht, jedoch ist ein Austausch der beiden festzustellen. Auch aufgrund der Tatsache, dass diese beiden Fettsäuren in einer PCA (Daten nicht gezeigt) nicht in einem Faktor korrelieren, ist zu vermuten, dass diese Fs unterschiedlich auf Belastungen reagieren. Deutlich wird dies auch, wenn die Verhältnisse in den unsanierten Böden betrachtet werden: der Anteil an cy 17:0 ist in höher Schwermetallbelasteten Böden geringer.

Die 10ME-Fettsäuren (methylverzweigung am 10.C-Atom) werden von Actinomyceten (Gram-positive Bodenbakterien) gebildet und sind Markerfettsäuren für diese Gruppe von Bakterien. Sie reagieren sehr sensitiv auf Schwermetallkontaminationen. Niedrige Konzentrationen dieser Fettsäuren weisen auf geringen Anteil von Actinomyceten hin. Die Gesamtmenge der 10ME-Fettsäuren kann durch die Fettsäuren 10ME16:0, 17:0 und 18:0 dargestellt werden, da sie fast den ganzen Anteil dieser Subfraktion bilden (Abb. 6). Sie verhalten sich unterschiedlich gegenüber Metallen in unterschiedlichen Böden (Frosteigård, 1993). Innerhalb der unsanierten Böden weist MKW1a den höchsten 10ME- Anteil auf. Dieses Ergebnis ist auf die insgesamt niedrigere Schwermetallbelastung zurückzuführen. TNT04a und 4a unterscheiden sich nicht, und PAK1a nimmt eine Mittelstellung ein. In allen Böden, ausser TNT4b, ist die 10ME17:0 die dominierende Fettsäure. Die Sanierung der TNT-Böden wirkt sich unterschiedlich aus, wobei in TNT04b alle Fettsäuren reduziert sind, und TNT4b eine neue Zusammensetzung zeigt. Letzterer hat jetzt einen hohen 10ME18-Anteil und die neu auftretende 10ME16:0. Insgesamt deutet die Abnahme der 10ME-Fettsäuren auf eine höhere Verfügbarkeit der Schwermetalle hin, die dann zur Abnahme dieser Fettsäuren führt. Beim PAK1c (Feinkorn) nimmt die 10ME17:0 mit zunehmendem Schwermetallgehalt.(s. Tabelle 1) stark zu. Der MKW-Boden zeigt bei abnehmender Schwermetallbelastung in 1b eine Zunahme von 10ME17:0.

EL-MUFAs (ester-gebundene einfach ungesättigte Fs) sind Biomarker für Gram-negative Bakterien. Dominierende einzelne MUFA-Fettsäure in den TNT-Böden sowie in PAK-1a und 1c ist dabei die 18:1,11c (Abb. 7), die auf einen hohen Anteil an Gram-negativen aeroben Bakterien hinweist. In den MKW-Böden hingegen ist die transisomere Form 18:1,11t dominant, die in Methanverwertenden Bakterien gefunden wurde. Die Sanierungen von TNT und PAK-Böden

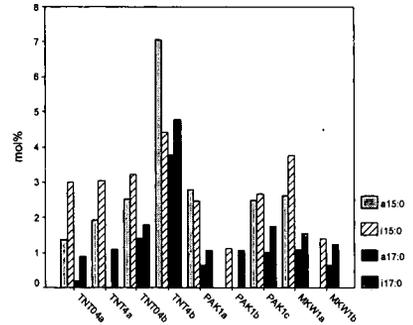


Abb. 4: Verteilung der iso/anteiso Fettsäuren a15:0, i15:0, a17:0, i17:0

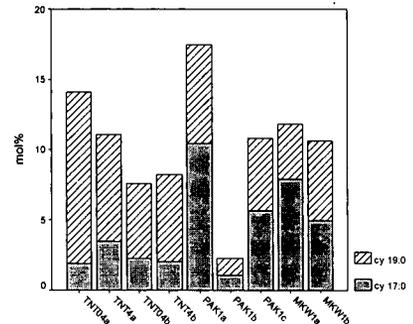


Abb. 5: Verteilung der cy 17:0 und cy 19:0 Fettsäuren

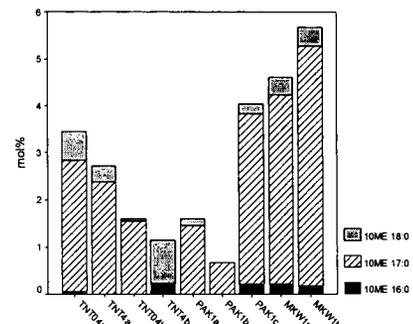


Abb. 6: Verteilung der 10ME-Fettsäuren

führen dazu, daß einige neue Fettsäuren synthetisiert werden und gleichzeitig andere nicht mehr vorkommen oder stark reduziert werden. Die Änderungen in der PLFA-Zusammensetzung nach der Behandlung von MKW sind im Vergleich dazu nicht so extrem, führen aber insgesamt zu einer Abnahme von Gram-negativen Bakterien. Der PAK1b-Boden zeichnet sich dadurch aus, dass die MUFA-Fraktion nur durch 18:1,11t und 18:1,9 repräsentiert wird.

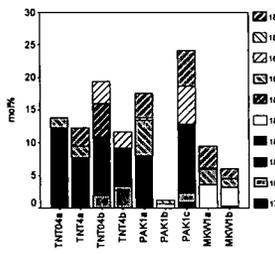


Abb. 7: Verteilung der MUFA Fettsäuren

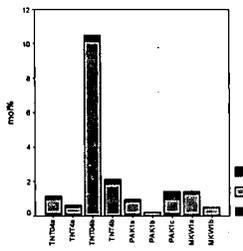


Abb. 8: Verteilung der PUFA Fettsäuren

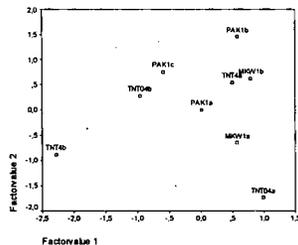


Abb. 9: Faktorwediagramm NEL-HYFA Fettsäuren

EL-PUFAs (ester-gebundene mehrfachungesättigte Fs) sind Markerfettsäuren für Eukaryonten. In Abbildung 8 sind die dominierenden PUFAs dargestellt, welche nahezu den ganzen Anteil an dieser Fraktion ausmachen. Der MKW1a hat mit 1,8mol% den höchsten Anteil an der Gesamt-PLFAmol% bei einem Vergleich der unsanierten Böden. In allen Böden ist die dominante Fs die 18:2(c9,c12), die charakteristisch für die pilzliche Biomasse ist. Sie ist in allen Böden mit 50% und mehr Anteil an der Gesamt-PUFA- Menge vorhanden. Die Pilzbiomasse erhöht sich durch Sanierung in den TNT-Böden, am meisten in der nur mit Schwermetallen belasteten, sanierten Kontrolle 04b. In PAK1b repräsentiert sie die ganze PUFA-Fraktion. In 1c ist eine deutliche Erhöhung festzustellen, die aber durch verschiedene einzelne Fettsäuren ausgelöst wird. Die Sanierung des MKW-Bodens führt zur Abnahme des Pilzanteils in 1b.

Innerhalb der Nicht-Ester-gebundenen Fettsäuren stellt die NEL-HYFA-Fraktion (hydroxy-substituierte Fs) den kleineren Anteil dar. Es werden hier jedoch die häufigsten und signifikantesten Unterschiede zwischen den Böden festgestellt. Eine Hauptkomponentenanalyse(PCA) zeigt, welche Fettsäuren aus dieser Fraktion für die Unterschiede in der Diversität zwischen den Böden verantwortlich sind. Die sich daran anschließende, mittels Regressionsabschätzung durchgeführte Faktorwertebestimmung (Abb. 9) macht deutlich, wie sich das Ergebnis der Analyse auf die Böden auswirkt. In der PCA werden sehr hohe Faktorladungen für langkettige alpha-OH-(=alpha-hydroxy-substituiert), beta-OH-(beta-hydroxy-substituiert), und omega- Fettsäuren in Faktor 1, und für kurzkettige alpha-OH- und beta-OH-Fettsäuren in Faktor 2 ermittelt. Die letztgenannten wurden von anderen Autoren in Gram-negativen Bakterien gefunden, während die langkettigen alpha-OH-Fs auch in Pilzen gefunden wurden. PAK 1a ist in den beiden Faktoren durchschnittlich ausgeprägt ist, wohingegen 1b eine sehr hohe Ausprägung in Faktor 2 zeigt. Auch MKW1b weist hier eine höhere Ausprägung auf als der unsanierte Boden. Am erstaunlichsten ist der Unterschied zwischen den TNT-Böden, da sich die unsanierten Böden sehr deutlich in Faktor 2 unterscheiden. Durch die Sanierung von 04a zu 04b erhöht sich dieser Anteil aber sehr stark, wohingegen die Sanierung von 4a zu 4b den Anteil dieser Fettsäuren stark reduziert. Beide sanierten TNT-Böden zeigen auch eine unterdurchschnittliche Ausprägung in Faktor 1.

4. Zusammenfassung

- PLFA-Gesamtgehalt erwies sich als gutes Maß für die Biomasse kontaminierter und sanierter PAK- und MKW-Böden
- Biomassebestimmung über die SIR erwies sich für TNT-Böden als geeigneter
- Vergleiche der PLFA-Profile geben Aufschluß über die Unterschiede in der mikrobiellen Struktur
- Biomarkerfettsäuren geben Hinweise auf Bodenbelastungen und die Reaktionen der Mikroorganismenpopulation auf Sanierungsmaßnahmen
- Böden zeigen große Unterschiede in der Diversität sowohl unter Berücksichtigung aller analysierten PLFAs, als auch in einzelnen Subfraktionen

5. Literatur

- DIN ISO CD 17155 Soil Respiration Curves – A method to test the abundance and activity of the soil microflora. 28.09.1999
- Frostegård, Å., Tunlid, A., Bååth, E. (1993) Phospholipid Fatty Acid Composition, Biomass, and Activity of Microbial Communities from Two Soil Types Experimentally Exposed to Different Heavy Metals. *Appl. Environ. Microbiol.* 59: 3605-3617.
- Möller, K., Kandler, E., Friedel, J.K., Hartmann, A., Munch, J.C. (1999) Charakterisierung kupferbelasteter Hopfenflächen mittels struktureller und funktioneller bodenbiologischer Parameter. *Mitteilungen der DBG, Band 91 Heft2: 687-690.*
- Petersen, S. O., Klug, M. J. (1994) Effects of sieving, storage, and incubation temperature on the phospholipid fatty acid profile of a soil microbial community. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 2421-2430.
- Zelles, L., Bai, Q.Y. (1993) Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC/MS. *Soil Biology and Biochemistry* 25-4, 495-507.
- Zelles, L. (1999) Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biol. Fert. Soils* 29: 111-129

Danksagung: Wir bedanken uns sehr herzlich bei Dr. Laszlo Zelles (GSF-Neuherberg) für die große Unterstützung bei der Durchführung der PLFA-Analyse sowie Birgit Winkel (ILE-TU-Berlin) für die Überlassung der Ergebnisse der SIR-Bestimmung.

Beziehungen zwischen Fraßaktivitäten und bodenchemischen Kennwerten in unterschiedlichen Forstbeständen Nordrhein-Westfalens

Violette Geißen¹⁾, Lutz Genßler²⁾ & Joachim Gehrman²⁾

1 Einleitung

Die zunehmende Versauerung von Waldböden führt nicht nur zu starken Veränderung des bodenchemischen Milieus, sondern beeinflusst auch die Zusammensetzung und Aktivität der Bodenorganismen in hohem Maße (Geißen 2000). In der vorliegenden Arbeit werden die Beziehungen zwischen Humusform, bodenchemischen Kennwerten und der Fraßaktivität der Bodentiere auf unterschiedlichen Waldstandorten dargestellt.

2 Versuchsaufbau

Die Untersuchungen erfolgten im Frühjahr 2000 auf fünf Waldstandorten in NRW. Sie dienen als Daueruntersuchungsflächen des Level II-Programms (BML 1994) und sind über ganz NRW verteilt. Es handelt sich hierbei um zwei Fichtenstandorte (Velmerstot und Elberndorf) sowie drei Buchenwälder (Haard, Rott und Glindfeld). Der Standort Rott wurde 1994 gekalkt, die anderen Flächen sind ungekalkt. Auf jeder Fläche erfolgte die Beprobung in drei Parzellen mit einer Größe à 1 m².

3 Material und Methoden

Die Standorte wurden bezüglich der Mächtigkeit der organischen Auflagehorizonte und ihrer Humusform kartiert. Für die Ermittlung der bodenchemischen Kennwerte jeder Teilfläche diente je eine Mischprobe aus den organischen Auflagehorizonten (Of, Oh) sowie aus dem Ah-Horizont. Folgende Parameter wurden in Anlehnung an die BZE (BML 1994) in den Auflagehorizonten und im Mineralboden untersucht: pH(CaCl₂), Corg, Ntot (Elementaranalyse) sowie Elementgehalte (Na, K, Ca, Mg, P, Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Al). Für die Auflagehorizonte erfolgte die Bestimmung der Gesamtgehalte aller Elemente mittels des Königswasseraufschlusses. Aus den Mineralbodenproben wurden die NH₄Cl-extrahierbaren Elementgehalte von Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al sowie die Gesamtgehalte von Zn, Cd, Pb und P in Anlehnung an die BZE bestimmt.

Mit Hilfe des Köderstreifentests (VON TÖRNE 1990) wurde die Fraßaktivität der Bodentiere, d.h. insbesondere der Bodenmesofauna, über einen Zeitraum von 14 Tagen im Mai/ Juni 2000 für jede

1) Lindenweg 24, 53347 Alter

2) LÖBF, NRW, 45610 Recklinghausen

Teilfläche ermittelt. Hierzu waren je Teilfläche dreimal 16 Köderstreifen vertikal so in den Boden inseriert, dass der oberste Köder mit der Oberfläche des L-Horizontes abschloss.

Die Ermittlung signifikanter Unterschiede erfolgte mittels des Mann-Whitney-U-Test (Fraßaktivitäten) bzw. der ANOVA (bodenchemische Kennwerte). Beziehungen zwischen bodenchemischen Parametern und Fraßaktivitäten wurden nach Pearson berechnet.

4 Resultate und Diskussion

4.1 Humusprofile

Die Standorte unterschieden sich unabhängig von der Bestockung stark in ihrer Humusform. Velmersdorf und Haard wiesen mit einer Mächtigkeit der organischen Auflage von 15 bzw. 14 cm einen Rohhumusartigen Moder auf, Elberndorf und Rott mit einer Auflagemächtigkeit von 10-12 cm einen Typischen Moder, während Glindfeld mit einem mullartigen Moder durch eine biologisch aktive Humusform charakterisiert wurde (Abb. 1).

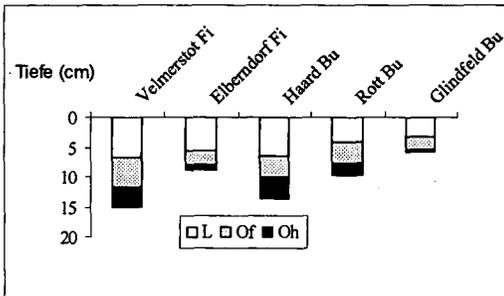


Abb. 1: Mächtigkeiten der organischen Auflagehorizonte an den Untersuchungsstandorten (Fi=Fichte, Bu=Buche)

4.2 Bodenchemische Kennwerte

Wie auch in der Humusform unterschieden sich die Standorte stark bezüglich ihrer bodenchemischen Kennwerte, die an dieser Stelle exemplarisch nur für den Ah-Horizont dargestellt sind. Die beiden Fichtenstandorte sowie der Buchenstandort Haard sind als äußerst sauer bzw. sehr stark sauer zu beurteilen und sind als basenarm zu charakterisieren (Tab. 1). Die Standorte Rott und Glindfeld wiesen signifikant höhere pH-Werte und eine signifikant höhere Basensättigung auf als die anderen Flächen. Die z. T. hohen Schwermetallgehalte auf dem Standort Glindfeld sind geogen bedingt.

Tab. 1: Bodenchemische Kennwerte in den Ah-Horizonten der Standorte; pH(CaCl₂), NH₄Cl-extrahierbare Elementgehalte bzw. Gesamtgehalte, KAKe, Basensättigung (BS); (Fi=Fichte, Bu=Buche); signifikante Unterschiede zwischen den Standorten (p<0.05):a<b<c<d

Ah-Horizont	pH	NH ₄ Cl-extrahierbare Gehalte							μmol/g %		Gesamtgehalte			
		mg kg ⁻¹							KAKe	BS	mg kg ⁻¹			
Standort/Baum		K	Ca	Mg	Mn	Fe	Al			Zn	Cd	Pb	P	
Velmerstot/ Fi	2,8a	49a	104b	15a	8a	118b	274a	82b	11a	20a	0,09ab	156b	201a	
Elberndorf/ Fi	2,8a	40a	103b	17a	25a	298d	411b	112b	8a	41a	0,04a	167b	743b	
Haard/ Bu	3,3b	57a	61a	8a	10a	94b	254a	49a	12a	32a	0,03a	90a	131a	
Rott/ Bu	3,8c	30a	343c	197c	10a	184c	484b	107b	33b	36a	0,16b	165b	225a	
Glindfeld/ Bu	4,0c	149b	1069d	78b	1046b	29a	303a	145c	45c	175b	0,38c	149b	1059c	

4.3 Fraßaktivitäten

Die Fraßaktivitäten auf den weniger stark versauerten Standorten Rott und Glindfeld waren signifikant höher als auf den stärker versauerten Untersuchungsflächen (Abb. 2 a). Innerhalb der einzelnen Standorte zeigte sich eine große Homogenität bezüglich der Fraßaktivitäten. Es bestanden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teilflächen der jeweiligen Standorte (Abb. 2 b).

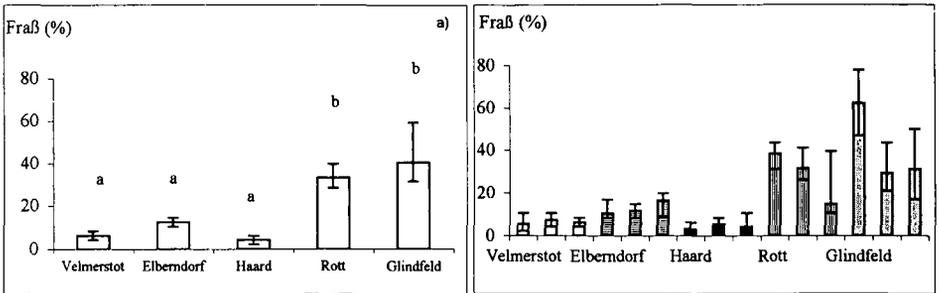


Abb. 2 a, b: Fraßaktivität (%) der Bodentiere (0-8 cm Tiefe) auf den Untersuchungs-standorten (a) bzw. den einzelnen Teilflächen (b) nach zweiwöchiger Exposition (Median und Konfidenzintervall); signifikante Unterschiede zwischen den Standorten (p<0,05): a<b; keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teilflächen des jeweiligen Standorts

4.4 Beziehungen zwischen Fraßaktivitäten, bodenchemischen Kennwerten und der Humusform

Zwischen den bodenchemischen Kennwerten und der Aktivität der Bodentiere wurden enge Zusammenhänge festgestellt. Signifikant positive Beziehungen bestehen zwischen dem pH, den Gehalten an NH₄Cl-extrahierbaren Nährelementen sowie Ntot. und der Fraßaktivität im Ah-Horizont (Tab. 2). Es konnten keine Beziehungen ermittelt werden zwischen den Gesamtgehalten der Schwermetalle und den Fraßaktivitäten. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die

Gesamtgehalte nicht die für die Bodentiere bedeutsame Fraktion widerspiegeln. Die Fraßaktivität, die überwiegend als Maß für die Aktivität der Bodenmesofauna zu betrachten ist (HELLING et al. 1998), ist zudem signifikant negativ korreliert mit der Mächtigkeit der organischen Auflage. Dieses Resultat widerspricht den Untersuchungen von HÄGVAR (1984) u. a., die hohe Abundanzen der Mesofauna ins-besondere in stark versauerten Böden mit mächtiger Humusaufgabe beschreiben. Dies zeigt deutlich, dass die Parameter Abundanz und Aktivität nicht unbedingt zu übereinstimmenden Resultaten führen müssen.

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten (Pearson) zwischen bodenchemischen Kennwerten (NH₄Cl-extrahierbare Gehalte im Ah-Horizont), der Mächtigkeit der organischen Auflage und den Fraßaktivitäten (n=15)

Parameter	r
pH(CaCl ₂)	0,81**
Ntot	0,65**
Ca	0,85**
Mg	0,61*
K	0,65**
KAKe	0,68**
Basensättigung	0,90***
Mächtigkeit der org. Auflage	-0,82**

5 Summary

We studied the relationship between soil chemical parameters, thickness of organic layers and feeding activities of soil animals in acidic beech and spruce forest soils. Feeding activities correlated positively with pH and concentrations of NH₄Cl extractable basic cations. There were no relationships between total contents of heavy metals and the activity of soil fauna whereas the thickness of the organic layer correlated significantly negatively with the feeding activity.

6 Literatur

- BML (1994):** Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. 2. Auflage. Bonn.
- Geißen, V. (2000):** Reaktionen ausgewählter Tiergruppen (Lumbricidae, Annelida; Collembola, Arthropoda) auf Veränderungen der Nähr- und Schadstoffgehalte von Waldböden nach Kalkung und Düngung. - Bonner Bodenk. Abh. 31. 382 S.
- Hagvar, S. (1984):** Effects of liming and artificial acid rain on Collembola and Protura in coniferous forest. - Pedobiol. 27, 341-353.
- Helling, B., Pfeiff, G. & Laring, O. (1998):** A comparison of feeding activity of collembolan and enchytraeidae in laboratory studies using the bait-lamina test. - Appl. Soil. Ecol. 7, 207-212.
- Von Törne, E. (1990):** Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-test. Pedobiol. 34, 89-101.

Metabiotische Steuerung der Diversität im System Bodenbiozönose/Humusform

von

U. Graefe*

Im Gegensatz zu vielen Prozessen der Bodentypengese, wie Verbraunung, Tonverlagerung, Podsolierung, Versalzung, auf die Organismen nur geringen Einfluß haben, werden Prozesse der Humusformengese, z.B. Streuanlieferung, Streuzerkleinerung, Durchmischung, Humifizierung und Mineralisierung, überwiegend durch die Tätigkeit von Organismen gesteuert. Die Unterschiede in der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung der Prozesse führen zu einer weitgehend unabhängigen Musterbildung: einerseits kann der gleiche Bodentyp verschiedene Humusformen aufweisen, andererseits kommt die gleiche Humusform bei sehr unterschiedlichen Bodentypen vor. Entsprechend manifestiert sich die Bindung zwischen Bodenorganismen und Böden nicht auf der Ebene der Bodentypen, sondern auf der Ebene der Humusformen (vgl. DUNGER 1998).

Die Humusform ist definiert als typische Kombination verschiedener Humushorizonte. Humushorizonte entstehen durch die Tätigkeit von Organismen und bilden zugleich den Lebensraum für Organismen. Die Beziehung zwischen Organismen, die einen Humushorizont erzeugen, und anderen, die darin leben, läßt sich als metabiotische Abhängigkeit auffassen. In der älteren Literatur wird der Begriff Metabiose für Bisysteme verwendet und als Verhältnis zweier Arten beschrieben, bei dem die eine Art der ihr zeitlich folgenden anderen die Lebensbedingungen schafft (SCHAEFER & TISCHLER 1983). Nach WAID (1997, 1999), der den Begriff auf Mehrartensysteme erweiterte, ist die Metabiose eine Form der ökologischen Abhängigkeit, in der ein Organismus oder eine funktionelle Gruppe von Organismen die Umwelt verändern muß, bevor ein anderer Organismus oder eine funktionelle Gruppe von Organismen in der Lage ist, darin zu leben und sich zu entwickeln. In dieser Definition eignet sich der Metabiosebegriff auch für komplexere Systeme, wie sie Bodenbiozönose und Humusform darstellen. Die biozönotische Abhängigkeit resultiert aus der indirekten oder zeitlich entkoppelten Interaktion, die über Habitatveränderungen stattfindet.

Metabiosis is a form of ecological dependence in which one organism or a functional group of organisms must modify the environment before the second organism or a functional group of organisms is able to live or thrive in it.

J. S. WAID, 1997

Organismen, die metabiotische Veränderungen der Umwelt auslösen, werden Metabionten genannt (WAID 1997). Strenggenommen verändern zwar alle lebenden Organismen ihre Umwelt, sie tun das aber in sehr unterschiedlich dimensionierten räumlichen und zeitlichen Einflußsphären. Für das System Bodenbiozönose/Humusform läßt sich eine Hierarchie aufstellen. Metabionten 1. Ordnung sind die Pflanzen, die mit ihrem Bestandesabfall das Ausgangssubstrat der Humusform erzeugen. Von der Streuqualität hängt ab, wie schnell die Zersetzung erfolgt und welche Bodenorganismen sich daran beteiligen. Metabionten 2. Ordnung sind Bodenwühler, die organische Substanz in den Boden einmischen. Von ihrer Aktivität hängt u.a. die Tiefenverteilung der biologischen Prozesse im Boden ab. Auf Ackerböden betätigt sich auch der Mensch als Metabiont 2. Ordnung. Streuzerkleinernde aber nicht einmischende Organismen gehören zu den Metabionten 3. Ordnung. In dieser Hierarchie sind die höherrangigen Metabionten jeweils die Ordner, die die Zusammensetzung und Aktivität der untergeordneten Metabionten steuern.

Einen allgemeinen Rahmen für die Gliederung von Humusformen haben GRAEFE & BELOTTI (1999) vorgeschlagen. Dieser Vorschlag, der die metabiotische Steuerung durch Organismen berücksichtigt, orientiert sich an diagnostischen Humushorizonten und ist auch für landwirtschaftlich genutzte Standorte anwendbar. Tab. 1 zeigt den Gliederungsvorschlag in der englischen Version.

* IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Sodenkamp 62, D-22337 Hamburg
e-mail: ifab.hamburg@t-online.de

Tabelle 1: Übersicht der Humusformen (verändert nach GRAEFE & BELOTTI 1999).

	Mull humus forms			Moder humus forms		
Aeromorphic humus forms	A-Mull	L-Mull	F-Mull	A-Moder	H-Moder	F-Moder
Aerohydromorphic humus forms	A-Hydromull	L-Hydromull	F-Hydromull	A-Hydromoder	H-Hydromoder	F-Hydromoder
Hydromorphic humus forms	Anmoor		Saprimoor	Mesimoor		Fibrimoor

Tabelle 2: Entsprechung von Zersetzergesellschaftstypen (nach GRAEFE 1993, 1998) und Humusformen (nach GRAEFE & BELOTTI 1999).

	Mull humus forms		Moder humus forms
	Lumbricetalia		Cognettietalia
Aeromorphic humus forms	Lumbricion		Achaeto-Cognettion Achaeto-Cognettietum
	Fridericio-Lumbricetum	Stercuto-Lumbricetum	
	Enchytraeion		
	Fridericio-Enchytraeetum	Buchholzio-Enchytraeetum	
Aerohydromorphic and hydromorphic humus forms	Eiseniellion		Cognettion sphagnetorum Cognettietum sphagnetorum
	Eiseniellietum	Octolasietum tyrtaei	

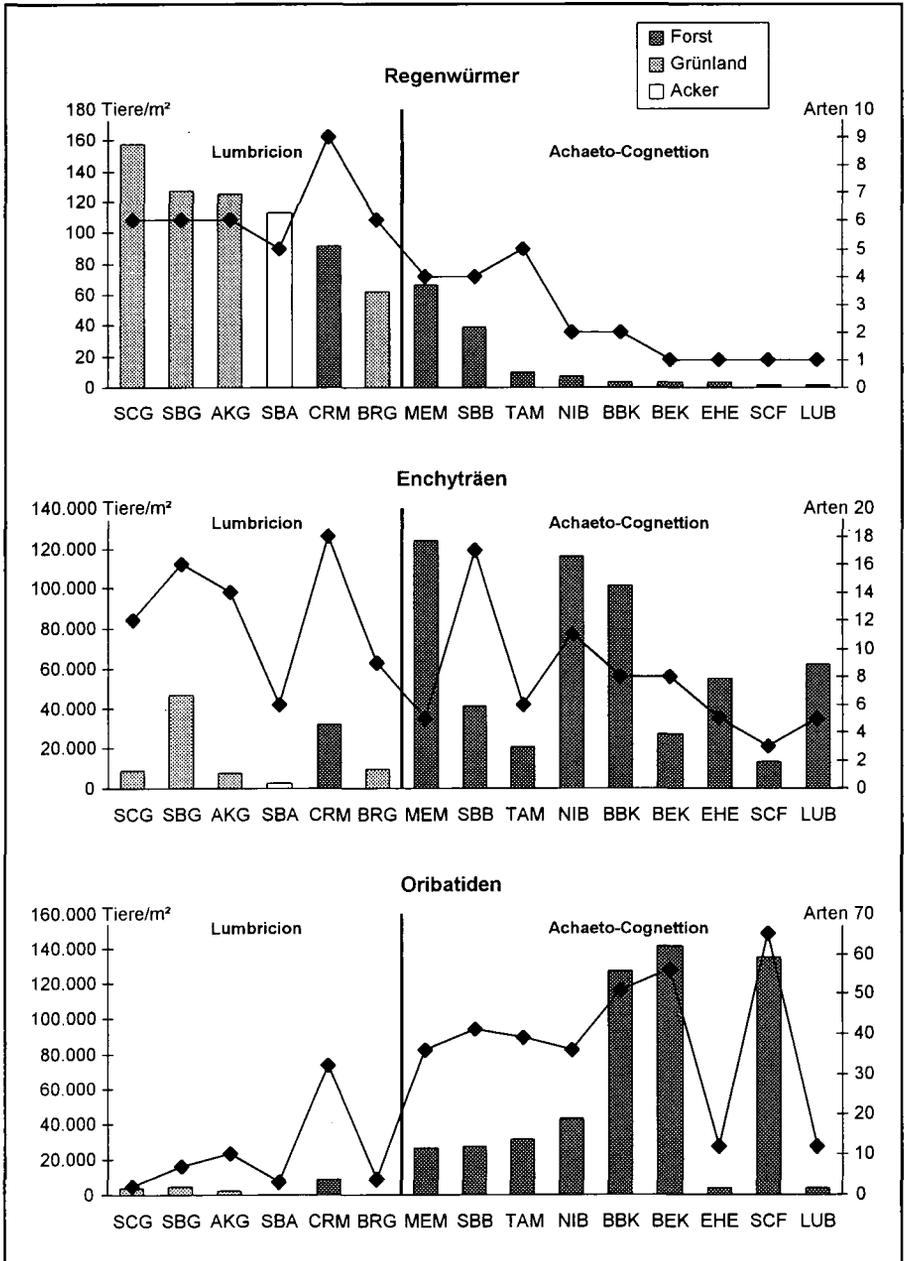


Abbildung 1: Siedlungsdichten (Balken) und Artenzahlen (Linien) der Regenwürmer, Enchyträen und Oribatiden an 15 Standorten des UBA-Vorhabens „Bodenbiologische Bodengüte-Klassen“ nach Daten aus RÖMBKE et al. (2000).

Die Zweiteilung auf der obersten systematischen Ebene in Mull-Humusformen und Moder-Humusformen folgt dem entscheidenden Kriterium, ob Bodenwühler (Metabionten 2. Ordnung) vorkommen oder fehlen. Von dieser Alternative hängt ab, ob sich ein turbativ geprägter Ah-Horizont entwickelt oder ein Oh-Horizont. Wichtige Bodenwühler sind im gemäßigten Klimabereich vor allem anecische und endogäische Regenwurmarten. Mit ihnen vergesellschaftet leben viele mineralbodenbewohnende Arten der Mesofauna, die regelmäßig fehlen, wenn diese Regenwurmarten nicht vorkommen. Auf der biozönotischen Seite entsprechen den Humusformen Mull und Moder die Zersetzergesellschaftstypen Lumbricetalia und Cognettietalia (Tab. 2).

Es gibt relativ wenige Untersuchungen, die den Vergleich von mehreren Gruppen der Makrofauna und der Mesofauna an einer größeren Zahl von Standorten ermöglichen. Eine ist kürzlich von RÖMBKE et al. (2000) im Rahmen des UBA-Vorhabens „Bodenbiologische Bodengüte-Klassen“ durchgeführt worden. An 15 Standorten unterschiedlicher Nutzung (10 Wald, 4 Grünland, 1 Acker) wurden Nematoden, Oribatiden, Raubmilben, Enchyträen, Regenwürmer, Isopoden, Diplopoden und Chilopoden erfaßt. Abbildung 1 enthält eine von mir vorgenommene Gegenüberstellung der 15 Standorte auf der Grundlage der veröffentlichten Daten. Ausgewählt wurden drei Tiergruppen, Regenwürmer, Enchyträen und Oribatiden, sowie zwei Parameter, die Siedlungsdichte und die Artenzahl. Die Sortierung der Standorte erfolgte, anders als im Originalbericht, nicht nach Nutzungstypen, sondern nach der Artenzusammensetzung. Als erstes Sortiermerkmal diente das Vorkommen höherrangiger Metabionten, also endogäischer oder anecischer Regenwurmarten, und als zweites die Gesamtabundanz der Regenwürmer.

Die Analyse der Artenzusammensetzung ergibt, daß sich die Standorte auf zwei Zersetzergesellschaftstypen verteilen. Das Lumbricion, gekennzeichnet durch das Vorkommen endogäischer und anecischer Regenwurmarten, ist an allen 4 Grünlandstandorten ausgebildet, aber auch auf dem Acker und an einem Waldstandort. An den 9 anderen Waldstandorten ist ein Achaeto-Cognettion entwickelt. Während die Artenzahlen bei den Regenwürmern und Oribatiden parallel zur Siedlungsdichte abnehmen, ist das Bild bei den Enchyträen uneinheitlich. Im Lumbricion besteht die Tendenz zu hohen Artenzahlen und niedrigen Siedlungsdichten, im Achaeto-Cognettion verhält es sich eher umgekehrt. Deutlich zeigt sich der Antagonismus zwischen Makrofauna und Mesofauna bei den Regenwürmern einerseits und den Enchyträen und Oribatiden andererseits.

In der Gegenüberstellung wird die Problematik sichtbar, wenn man in der Bodenbiologie mit der Diversität argumentieren will. Die Schwierigkeit besteht darin, daß die taxonomische Diversität nur für einzelne Gruppen feststellbar ist, nicht aber für die Bodenbiozönose als Ganzes. Die Diversität einer einzelnen Gruppe ist jedoch keine unabhängige Größe, sondern wird von der Aktivität der anderen Organismen im Boden beeinflusst. Eine hohe Diversität der Oribatiden z.B. steht im Zusammenhang mit der geringen Diversität der Regenwürmer und umgekehrt. Dabei erfolgt die Steuerung metabiotisch über die Ausformung der Humushorizonte. Für die Auswahl der Indikatorgruppen zur Charakterisierung des Systemzustands ist die metabiotische Rangordnung von ausschlaggebender Bedeutung.

Literatur

- DUNGER, W. (1998): Die Bindung zwischen Bodenorganismen und Böden und die biologische Beurteilung von Böden. *Bodenschutz* 3: 62-68.
- GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 69: 95-98.
- GRAEFE, U. (1998): Annelidenzönosen nasser Böden, und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 88: 109-112.
- GRAEFE, U., BELOTTI, E. (1999): Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 89: 181-184.
- RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KNOCHÉ, H., KÖRDEL, W., KRATZ, W., MOSER, T., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J., WOAS, S. (2000): *Bodenbiologische Bodengüte-Klassen*. UBA-Texte 6/00, 276 S.
- SCHAEFER, M., TISCHLER, W. (1983): *Wörterbücher der Biologie, Ökologie*. 2. Aufl. Fischer, Jena.
- WAID, J. S. (1997): Metabiotic interactions in plant litter systems. In: CADISCH, G., GILLER, K. E. (Eds), *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB International, Wallingford, pp. 145-153.
- WAID, J. S. (1999): Does soil biodiversity depend upon metabiotic activity and influences? *Applied Soil Ecology* 13: 151-158.

Reaktion der mikrobiellen Biomassegehalte eines Ackerbodens auf eine Erhöhung der atmosphärischen CO₂-Konzentration im Rahmen des Braunschweiger Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE) Experimentes

Heinemeyer, O.¹⁾, Fruehauf, C.¹⁾, Weigel, H.-J.¹⁾ u. Martens R.¹⁾

Einleitung

Seit der industriellen Revolution stieg die CO₂-Konzentration der Atmosphäre von ca. 270 ppm auf derzeit etwa 360 ppm. Eine Verdoppelung des vorindustriellen Wertes innerhalb der nächsten 50 Jahre wird prognostiziert. Diese extrem schnelle Veränderung hat nicht nur die Konsequenz einer Veränderung globaler Strahlungsbilanzen (Treibhauseffekt), sondern beeinflusst auch Pflanzen und Böden. Für Pflanzen ist bekannt, daß erhöhte CO₂-Konzentrationen das Wachstum, insbesondere bei C₃-Pflanzen, stimuliert und zu einer Erhöhung der Biomassebildung um 20-30% führen kann. Dies hat für den Boden einen erhöhten Anfall von Bestandesabfällen und damit einen erhöhten Eintrag von Kohlenstoff (C) sowie eine Veränderung der Qualität des C-Eintrages zur Folge. Eine mit besserem Wachstum einher gehende stärkere Durchwurzelung wird die Gesteinsverwitterung und damit die Genese von Böden beeinflussen. Die zu erwartenden Änderungen sowohl in Quantität als auch in Qualität der anfallenden Wurzelexsudate kann mikrobielle Populationen im Boden verändern und wird ihre C-Versorgung verbessern. Es ist weiterhin bekannt, daß die Zusammensetzung des Pflanzenmaterials durch erhöhte CO₂-Konzentrationen beeinflusst wird. Ob es auf Grund eines ansteigenden C:N Verhältnisses zu einem langsameren Abbau der Bestandesabfälle im Boden kommt, ist ungeklärt. Vor dem Hintergrund stellt sich die Frage, ob Veränderungen des Pflanzenwachstums durch mehr CO₂ in der Atmosphäre u.U. über veränderte mikrobielle Biomassen zu einer langfristigen Änderung der Gehalte an organischem Kohlenstoff (Corg) in Böden führen. Nach Powelson et al.(1987) dürften derartige Veränderungen des Corg erst nach 10-20 Jahren CO₂-Erhöhung direkt analytisch erfassbar sein. Diese Autoren vermuten jedoch, daß die Entwicklung des Gehalts an mikrobieller Biomasse (Cmic) ein früher Indikator für die langfristige Veränderung des Bodenkohlenstoffs sein kann. Im Rahmen des "Braunschweiger Kohlenstoffprojektes" (Weigel und Dämmgen, 2000), bei dem eine Langzeitfreiland-CO₂-Begasung von Fruchtfolgegliedern durchgeführt wird, wurde diese Hypothese geprüft

Material und Methoden

Freiland CO₂-Anreicherung („FACE“ = Free Air Carbon Dioxide Enrichment) in Braunschweig

Die verwendete Begasungseinrichtung (Weigel u. Dämmgen, 2000) besteht aus 4 ringförmigen FACE-Systemen mit je 20 m Durchmesser in 100 x 100 m Abstand auf einer 20 ha Ackerfläche im Gelände der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig (10°26' Ost; 52°18' Nord; 79 m über NN). Während 2 Ringe mit CO₂ angereichert werden, dienen 2 Ringe als Kontrolle. Der Boden ist ein sandiger Lehm, 0,85% Corg, 0,08% Ntot, pH 6,0 auf dem im Versuchszeitraum Wintergerste angebaut wurde. Die technische Beschreibung der FACE-Einrichtung findet sich bei Lewin et al. (1992). Die Funktionsweise wird hier kurz beschrieben:

¹⁾ Institut für Agrarökologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, D 38116 Braunschweig

Ein Gebläse drückt einen Luftstrom in eine auf dem Boden liegende ringförmige, die Versuchsfläche umschliessende Rohrkonstruktion von der in regelmässigen Abständen, durch Ventile absperbare, senkrecht stehende Austrittsrohre abgehen. Der Luftstrom tritt aus den Austrittsrohren durch seitliche Öffnungen oberhalb des jeweiligen Pflanzenbestandes aus. Die CO₂ Anreicherung wird durch Injektion von reinem CO₂ aus einem Vorratstank (stabil-isotopisch markiert) in den Gesamtstrom erreicht. Dabei erfolgt die CO₂-Dosierung in Abhängigkeit von der im Zentrum der Versuchsfläche gemessenen CO₂-Konzentration, wobei die Austrittsöffnungen abhängig von der Windrichtung mittels der Ventile so angesteuert werden, daß jeweils die an Luv liegenden Austritte geöffnet sind. Mit dem Windstrom wird die CO₂ angereicherte Luft transportiert, so daß sich innerhalb der kreisförmigen Versuchsfläche die gewünschte CO₂ Konzentration ergibt. Die mittlere zeitliche CO₂-Verteilung in einem FACE-Ring, der auf eine Ziel-CO₂-Konzentration von 550 ppm eingestellt war, zeigt die Abb. 1.

Da das CO₂ nach dem Überströmen der Versuchsfläche verloren geht, musste die Begasung aus ökonomischen Gründen auf Zeiten mit Windgeschwindigkeiten $\leq 6,5 \text{ m s}^{-1}$ beschränkt werden. Weiterhin wurde die Zeit von Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang und Zeiten mit Lufttemperaturen unter 5 °C wegen der unter diesen Bedingungen zu geringen Assimilationsleistung der Pflanzen ausgeschlossen. Die Abb. 2 zeigt für den hier relevanten Versuchszeitraum die CO₂ -Versorgungsdauer und die jeweilige max. Länge der Tageslichtperiode.

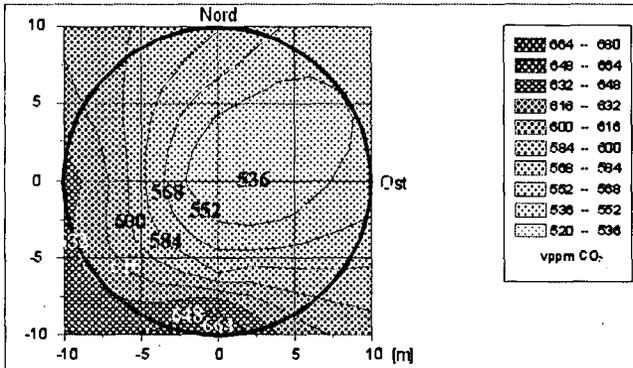


Abbildung 1: Mittlere CO₂-Konzentrations Verteilung (Okt. 99 – Juni 00) in einem FACE Ring

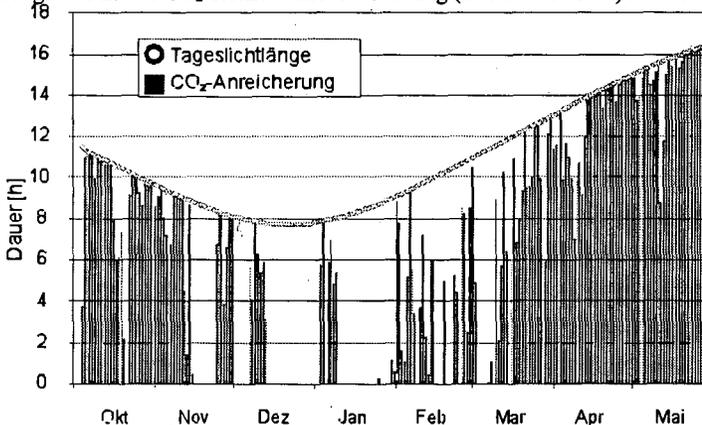


Abbildung 2: Tägliche CO₂ Versorgungsdauer der FACE Ringe und maximale Tageslichtlänge.

Probenahme und Bestimmung der mikrobiellen Biomasse im Boden.

In 14 tägigem Abstand wurden Bodenproben in jeweils 8facher Wiederholung aus den FACE Flächen mit CO₂-Verdoppelung (R1+R4) und den Kontrollflächen (R2+R3) aus der Tiefenschicht 0-20 cm in einem regelmäßigen Raster entnommen. Am feldfeuchten Boden wurde die enthaltene mikrobielle Biomasse durch zwei unabhängige Verfahren bestimmt. Verwendet wurde das Verfahren der Substrat induzierten Respiration (SIR) nach Anderson u. Domsch (1978), modifiziert nach Heinemeyer et al. (1989) u. Kaiser et al. (1992) sowie das Verfahren der Chloroform Fumigation und Extraktion (CFE) nach Vance (1987), modifiziert nach Müller et al. (1992).

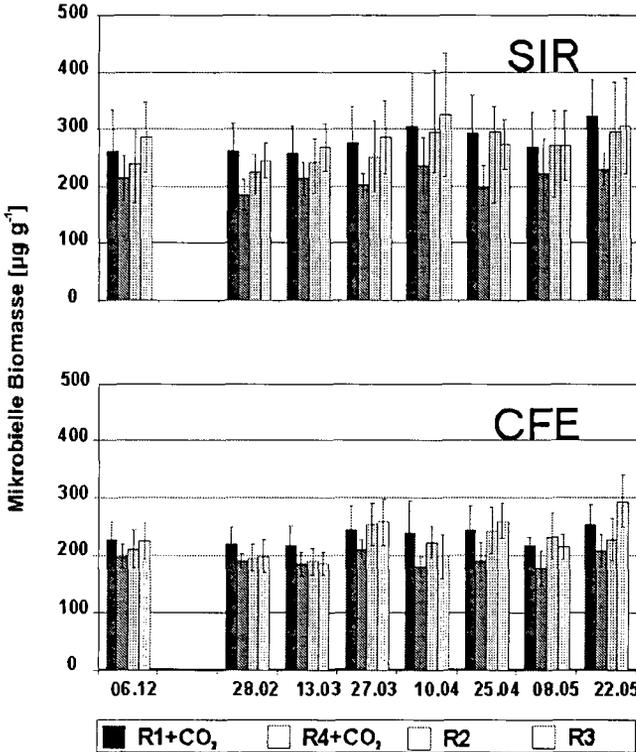


Abbildung. 3: Entwicklung der mikrobiellen Biomasse im Boden unter Wintergerste in Abhängigkeit von der CO₂-Konzentration der Atmosphäre in den FACE- Ringen. Dargestellt sind mittlere Cmic-Gehalte pro Ring +/-.

Ergebnisse und Diskussion

Die bisherigen Ergebnisse der Untersuchungen sind in Abb. 3 zusammengestellt. Es zeigte sich, dass die mittels SIR-Verfahren ermittelten Werte absolut um 5% über den mittels CFE gemessenen Werten lagen. Beide Verfahren bilden jedoch den gleichen zeitlichen Verlauf der Biomasseentwicklung ab. Eine Überschätzung der mikrobiellen Biomasse durch das SIR-Verfahren unter Bedingungen, die von denen der Bodenruhe abweichen, insbesondere bei Zufuhr frischer organischer

Substanz, wurde bereits von Martens (1985) berichtet. Insgesamt ist die beobachtete Differenz ein Indikator für die mit beiden Methoden stets zu beachtende Abhängigkeit von einem, nur über eine Vielzahl von Böden per Regression gemittelten, Konversionsfaktor. Dieser Faktor gilt für die Summe aller einbezogenen Böden. Für den Fall der Anwendung auf nur einen konkreten Bodentyp müsste für quantitative Betrachtungen der Konversionsfaktor immer erst direkt bestimmt werden. Die Variation der jeweils 8 Proben liegt bei Bestimmung mittels CFE geringfügig unter der Variation, die bei Bestimmung mittels SIR gefunden wird. Für die praktische Anwendung ist allerdings zu berücksichtigen, daß der erforderliche Zeitaufwand für das CFE-Verfahren ungefähr das 2-3fache des SIR-Verfahrens beträgt. Beide Verfahren bilden einen geringen, vorübergehenden Anstieg der mikrobiellen Biomasse ab, die mit der Wachstumsphase der Wintergerste einherging. Im Hinblick auf den CO₂-Effekt sind die Differenzen innerhalb und zwischen den Behandlungswiederholungen (R1+R4) sowie (R2+R3) so groß, daß Unterschiede zwischen Flächen mit CO₂-Anreicherung und normaler atmosphärischer CO₂-Konzentration noch nicht erkennbar sind. Die Konsistenz in der Abfolge der mit beiden Methoden ermittelten Gehalte an Biomasse weist darauf hin, daß das Versuchsfeld keine einheitliche Biomasseverteilung aufweist und boden- bzw. lagebedingte Variabilitäten eventuelle Behandlungswirkungen überlagern. In dieser Situation dürften sich Änderungen in den Biomassegehalten unterschiedlicher Behandlungen erst nachweisen lassen, wenn sie in die Größenordnung von ca. 30% fallen. Aus Abb. 2 kann entnommen werden, daß die Behandlung nachhaltig war. Zeiten ohne CO₂-Anreicherung lagen in der Zeit von Dezember bis Mitte März, während der das Pflanzenwachstum gering war. Während der Hauptwachstumsphase von Mitte April bis Ende Mai wurde die CO₂-Anreicherung nahezu vollständig erreicht. Eine Beeinflussung der Biomassegehalte ist jedoch nach dieser relativ kurzen CO₂-Anreicherungsphase noch nicht belegbar. Die Untersuchungen werden daher fortgesetzt und sollen sich zunächst über eine gesamte Fruchtfolge (Wintergerste-Zuckerrübe-Winterweizen) erstrecken. Wegen der bestehenden Beziehung zwischen mikrobieller Biomasse und organischem C-Gehalt ist z.Z. auch davon auszugehen, dass sich letzterer noch nicht analytisch fassbar verändert hat.

Zusammenfassung

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomassegehalte mittels Substrat induzierter Respiration (SIR) und Chloroform Fumigation und Extraktion (CFE) auf mit Wintergerste bestellten Freilandflächen unter Freiland-CO₂-Anreicherung der Atmosphäre (550 ppm) ließen innerhalb einer Versuchsdauer von 6 Monaten noch keine Beeinflussung der mikrobiellen Biomassegehalte durch die CO₂-Anreicherung erkennen.

Literatur

- Anderson, J.P.E. and K.H. Domsch (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10:215-221.
- Heinemeyer, O.; H. Insam, E.-A. Kaiser, and G. Walenzik. (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant & Soil* 116:191-195.
- Jenkinson, D.S. and D.S. Powelson, (1976) The effects of biocidal treatments on metabolism in soil V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8:209-213.
- Kaiser, E.-A.; T. Müller, R. Jörgensen, H. Insam, and O. Heinemeyer, (1992) Evaluation of methods for soil microbial biomass estimation and their relation to soil texture, pH and organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 24:675-683
- Lewin, K.F.; G.R. Hendrey and Z. Kolber, (1992) Brookhaven National Laboratory Free-Air Carbon Dioxide Enrichment Facility. *Crit. Rev. Plant Sci.* 11, 135-141.
- Martens R.,(1985) Limitations in the application of the fumigation technique for biomass estimations in amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 17:57-63
- Mueller, T; R.G. Joergensen and B. Meyer (1992) Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation extraction. *Soil Biol. Biochem.* 24:179-181
- Powelson D.S.; P.C. Brooks and B.T. Christensen (1987) Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19:159-164
- Vance, E.D.; P.C. Brookes and D.S. Jenkinson (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19:703-707.
- Weigel, H.-J und U. Dämmgen, (2000) The Braunschweig Carbon Project: Atmospheric Flux Monitoring and Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE). *Journal of Applied Botany – Angew. Botanik* 74:55-66

Abbau von ^{14}C Glucose in zwei Böden mit unterschiedlicher Schwermetallbelastung

R.G. Jörgensen* & K.C. Chander**

Problemstellung

Die Belastung von Böden mit Schwermetallen führt zu einer Abnahme der mikrobiellen Biomasse (GILLER et al., 1998). Mehrere Studien haben gezeigt, dass das Verhältnis von veratmetem zu inkorporiertem Substrat-C in schwermetall-belasteten Böden größer wird, was ein Hinweis auf eine verschlechterte Effizienz der Substratnutzung durch Mikroorganismen bei Schwermetallstress ist (CHANDER & BROOKES, 1991). Diese Hypothese ist zwar plausibel, ihre experimentelle Begründung weist aber mehrere ernst zu nehmende Schwächen auf. In den bisherigen Studien wurde die Substratzugabemenge konstant gehalten (CHANDER & BROOKES, 1991). Die Substratnutzung wird aber vom Verhältnis Substrat zu mikrobieller Biomasse beeinflusst (WITTER & KANAL, 1998). Aus diesem Grund soll in dieser Arbeit geprüft werden, ob Schwermetalleffekte auf Mikroorganismen durch das Verhältnis Substrat-C zu C in mikrobieller Biomasse (C_{MIK}) maskiert werden. Dazu wird ^{14}C -markierte Glucose zu einem stark belasteten Boden in zwei unterschiedlichen Konzentrationen gegeben, um im Vergleich mit einem schwach belasteten Boden entweder das Verhältnis von Glucose zu Boden oder das Verhältnis von Glucose zu C_{MIK} konstant zu halten. Der C/N-Quotient der mikrobiellen Biomasse ist kurz nach Substratzugabe deutlich erhöht (DAHLIN & WITTER, 1998). Das könnte ein Anzeichen dafür sein, dass der Gebrauch von konstanten Konversionswerten kurz nach Substratzugabe zu falschen Biomassegehalten führt, d.h., die Unterschätzung der mikrobiellen Biomasse führt zu einer falschen Bewertung der Substratnutzung von Mikroorganismen. Dieser Einwand soll dadurch geprüft werden, dass zu beiden Böden Glucose mit und ohne Stickstoff gegeben wird.

Material und Methoden

Der Versuch wurde mit 2 Lössböden (Grünbrache) durchgeführt, die viele ähnliche Eigenschaften hatten (pH, KAK, C_{org} und N_i), aber unterschiedlich mit Schwermetallen belastet waren (LMS (low metal soil): $260 \mu\text{g Zn g}^{-1}$, $45 \mu\text{g Cu g}^{-1}$, $35 \mu\text{g Pb g}^{-1}$, $4 \mu\text{g Cd g}^{-1}$; HMS (high metal soil): $4300 \mu\text{g Zn g}^{-1}$, $470 \mu\text{g Cu g}^{-1}$, $2900 \mu\text{g Pb g}^{-1}$, $20 \mu\text{g Cd g}^{-1}$) und die dadurch verschiedene C_{MIK} -Gehalte aufwiesen (LMS: $980 \mu\text{g g}^{-1}$ und HMS: $490 \mu\text{g g}^{-1}$). Die $C_{\text{MIK}}/E_{\text{NIN}}$ -Quotienten sind in

* Fachgebiet Bodenbiologie, Universität Gesamthochschule Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

** Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen. Permanente Adresse: Department of Microbiology, Haryana Agricultural University, Hisar, Indien

beiden Böden mit 22 identisch. Den Böden wurde ^{14}C -Glucose in unterschiedlichen Konzentrationen zugesetzt: LMS2 = 2000 $\mu\text{g } ^{14}\text{C}$ -Glucose g^{-1} Boden (Glucose-C/ C_{MIK} = 2); HMS2 = 2000 $\mu\text{g } ^{14}\text{C}$ -Glucose g^{-1} Boden (Glucose-C/ C_{MIK} = 4); HMS1 = 1000 $\mu\text{g } ^{14}\text{C}$ -Glucose g^{-1} Boden (Glucose-C/ C_{MIK} = 2). Die Glucosezugabe erfolgte mit und ohne N (- N; + N: C/N = 15) als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ in Lösung. Alle Varianten wurden mit einer Bodeneinwaage von 30 g mit 15 Parallelen durchgeführt, von denen 3 nach 1, 2, 3, 5 und 10 Tagen zur Messung von C_{MIK} und $^{14}\text{C}_{\text{MIK}}$ entfernt wurden. C_{MIK} und E_{NIN} (ninhydrin-reaktives N in fumigierten Proben minus ninhydrin-reaktives N in nicht fumigierten Proben) wurden mit der Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt (CHANDER & JOERGENSEN, 2001). Die Inkubation erfolgte im Dunkeln bei 50% der maximalen Wasserhaltekapazität und 25 °C. Das gebildete CO_2 wurde in 20 ml 1 M NaOH aufgefangen und durch Titration mit HCl bestimmt. ^{14}C in den K_2SO_4 -Extrakten und der NaOH-Lösung wurde mit einem Szintillationszähler gemessen. Die Ergebnisse in den Tabellen sind arithmetische Mittelwerte und beziehen sich auf die Trockensubstanz (ca. 24 h bei 105 °C).

Ergebnisse und Diskussion

Die Zugabe von Glucose führt zu einer Zunahme der C_{MIK} -Gehalte, insbesondere bei gleichzeitiger Gabe von N (Tabelle 1). Der $C_{\text{MIK}}/E_{\text{NIN}}$ -Quotient ist am Tag 2 nach Glucosezugabe ohne N-Zufuhr signifikant gegenüber dem Ausgangswert und der Variante mit N-Zufuhr erhöht, nach 10 Tagen haben sich die Werte angeglichen. Bei N-Zufuhr mit dem Substrat kommt es zu keinen Veränderungen des $C_{\text{MIK}}/E_{\text{NIN}}$ -Quotienten gegenüber den Ausgangswerten. Die Ergebnisse geben

Tabelle 1: Veränderungen der C_{MIK} -Gehalte und der $C_{\text{MIK}}/E_{\text{NIN}}$ -Quotienten während des Abbaus von ^{14}C -Glucose

		C_{MIK} ($\mu\text{g g}^{-1}$ Boden)		$C_{\text{MIK}}/E_{\text{NIN}}$	
		-N	+N	-N	+N
Tag 2	LMS2	1250	1350	30	22
	HMS2	610	690	31	24
	HMS1	560	590	31	21
Tag 10	LMS2	1200	1290	23	22
	HMS2	550	610	25	22
	HMS1	530	540	22	22
LSD		37	37	3	3

LSD = Least significant difference ($P < 0.05$, $n = 3$)

Tabelle 2: Verteilung von ^{14}C -Glucose während des Abbaus

		$\text{CO}_2\text{-C}$	C_{MIK}	C_{RES}	$\text{CO}_2\text{-C}$	C_{MIK}	C_{RES}
		Ohne Stickstoff			Mit Stickstoff		
		(% der zugegebenen Glucosemenge)					
Tag 2	LMS2	28	29	43	30	36	34
	HMS2	22	20	58	24	20	56
	HMS1	30	27	43	30	32	38
Tag 10	LMS2	48	27	25	51	29	20
	HMS2	45	13	42	49	19	32
	HMS1	58	19	23	60	22	18

Tabelle 3: Die Quotienten $q^{14}\text{CO}_2$ und $\Sigma^{14}\text{CO}_2\text{-C}/^{14}\text{C}_{\text{MIK}}$

		$q^{14}\text{CO}_2^*$		$\Sigma^{14}\text{CO}_2\text{-C (0-10 d)} / ^{14}\text{C}_{\text{MIK}} (10 \text{ d})$	
		(mg $\text{CO}_2\text{-}^{14}\text{C h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{ } ^{14}\text{C}_{\text{MIK}}$)			
		-N	+N	-N	+N
Tag 2	LMS2	22	23	0,9	0,8
	HMS2	32	39	1,1	1,2
	HMS1	31	30	1,1	1,0
Tag 10	LMS2	2,5	2,3	1,8	1,7
	HMS2	5,3	5,0	3,4	3,4
	HMS1	5,4	4,7	3,1	2,7
LSD		11	11	1.0	1.0

LSD = Least significant difference ($P < 0.05$, $n = 3$); * Tag 2: (mg $\text{CO}_2\text{-}^{14}\text{C (1-2 d) h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{ } ^{14}\text{C}_{\text{MIK}}$ (2 d)); Tag 10: (mg $\text{CO}_2\text{-}^{14}\text{C (5-10 d) h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{ } ^{14}\text{C}_{\text{MIK}}$ (10 d))

keinen Hinweis darauf, dass die konstanten Konversionswerte zu verzerrten Biomassegehalten führen.

Glucose erreicht Bodenmikroorganismen durch Diffusion, sie wird aufgenommen und sehr schnell, d.h. innerhalb von 1 bis 2 Tagen abgebaut. Ein Teil wird zum Energiegewinn veratmet, d.h. katabolisiert zu CO_2 , der Rest wird in den Mikroorganismenzellen in mikrobielle Syntheseprodukte und damit in Biomasse umgewandelt. Nur ein Teil verbleibt aber aufgrund des schnell-

len Umsatzes in der Biomasse, ein Teil wird ausgeschieden und geht in den Pool der mikrobiellen Residuen über, z.B. als Exoenzyme. Diese Residuen können nicht mehr mit der Fumigations-Extraktions-Methode erfasst werden. So befinden sich schon nach 2 Tagen, zwischen 34 und 58% der ^{14}C -Zugabemenge in den mikrobiellen Residuen (Tabelle 2). Die Bildung der Residuen ist ohne N-Gabe größer als mit N-Gabe und steigt mit zunehmendem Verhältnis von Glucose-C zu C_{MIK} . Geringer wird dagegen der Prozentanteil der Glucose der zu CO_2 veratmet und in die mikrobielle Biomasse inkorporiert wird. Bei konstantem Verhältnis von Glucose-C zu C_{MIK} ist am Tag 2 die relative Verteilung der Glucose auf die Fraktionen CO_2 , C_{MIK} und C_{RES} zwischen den Varianten LMS2 und HMS1 sehr ähnlich. Im weiteren Verlauf der Inkubation nimmt der Anteil von C_{MIK} in den beiden schwermetall-belasteten Varianten überproportional gegenüber der gering belasteten Variante ab. Daraus lässt sich schließen, dass die Nutzung der Glucose innerhalb der ersten 2 Tage durch Schwermetalle nur wenig beeinflusst wird, die Nutzung der mikrobiellen Residuen aber, für die Exoenzyme ausgeschieden werden müssen, sehr stark.

Ein Blick auf die metabolischen Quotienten zeigt aber, dass schon am Tag 2 die $q^{14}\text{CO}_2$ -Werte bei starker Schwermetallbelastung deutlich über denen des gering belasteten Bodens lagen und dass sich die $q^{14}\text{CO}_2$ -Werte der beiden stark belasteten Varianten nicht unterschieden (Tabelle 3). Schwermetalleffekte werden demnach durch die Zugabemenge an Glucose nicht beeinflusst. Auch die N-Gabe hat keinen nachhaltigen Einfluss. Schwermetalle erhöhen deutlich den $q^{14}\text{CO}_2$, d.h., sie verändern die Substratnutzung von Glucose durch Mikroorganismen zugunsten von katabolen auf Kosten von anabolen Prozessen. Diese Tatsache zeigt sich ebenfalls sehr deutlich am Verhältnis von $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ zu $^{14}\text{C}_{\text{MIK}}$, das nach 10 Tagen in den HMS-Varianten signifikant über dem gering belasteten Boden lag.

Literatur

- CHANDER, K., BROOKES, P.C., 1991. Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soils. *Soil Biology & Biochemistry* 23, 917-925.
- CHANDER, K.C., JOERGENSEN, R.G., 2001. Decomposition of ^{14}C glucose in two soils with different levels of heavy metal contamination: *Soil Biology & Biochemistry* (submitted).
- DAHLIN, S., WITTER, E., 1998. Can the low microbial biomass C-to-organic C ratio in an acid and a metal contaminated soil be explained by differences in the substrate utilization efficiency and maintenance requirements? *Soil Biology & Biochemistry* 30, 633-641.
- GILLER, K.E., WITTER, E., MCGRATH, S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 1389-1414.
- WITTER, E., KANAL, A., 1998. Characteristics of the soil microbial biomass in soils from a long-term field experiment with different levels of C input. *Applied Soil Ecology* 10, 37-49.

Differentiation of urease activity pools in soils under various agricultural management systems

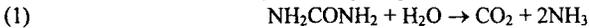
Klose, S.* and M. A. Tabatabai**

- * Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden, 01735 Tharandt, PF 10
** Department of Agronomy, Iowa State University, Ames, IA 50011-1010, USA

Introduction

Sustainable management in agriculture requires sensitive indicators of functionality and quality of soils. Cropping systems significantly affect the microbial and biochemical components of soil functionality mainly by influencing structure, amounts and distribution of soil organic matter. The overall enzyme activity of a soil is derived from the activity of accumulated enzymes and from that of proliferating microorganisms. The separation of different pools of enzyme activities in soils is important to use enzyme activities as indicators (i) of the metabolic status of microbial communities, (ii) of element fluxes and (iii) of changes in soil functionality in agricultural ecosystems.

Urease (urea amidohydrolase, EC 3.5.1.5) is the enzyme that greatly affects the fate of an important N fertilizer in soils as it catalyzes the hydrolysis of urea to CO₂ and NH₃ as follows (1):



Thus, urease plays a vital role in the utilization of urea as a major N source in agricultural ecosystems. The objective of this work was to study the contribution of intracellular and extracellular urease activity to the overall urea cycling in arable soils under different crop rotations and N fertilization.

Materials and Methods

Surface soil samples (0-15 cm) were collected from two long-term cropping systems at the Northeast Research Center (NERC) in Nashua and the Clarion-Webster Research Center (CWRC) in Kanawha, Iowa, USA. A detailed site and experimental description was published previously (Klose et al., 1999).

The microbial biomass C (C_{mic}) and N (N_{mic}) in soils were determined by the chloroform-fumigation-extraction method described by Vance et al. (1987) and by the chloroform-fumigation-incubation method described by Horwath and Paul (1994), respectively. Urease activity was assayed in a chloroform-fumigated soil sample (within 1 h after removing the chloroform fumes by evacuation), and its nonfumigated counterpart by the method described by Tabatabai (1994). The different pools of urease activity in soils were estimated by the procedure described by Klose and Tabatabai (1999). According to this method, the total urease activity is obtained in the chloroform-fumigated sample in the absence of toluene. The extracellular activity is that obtained in the nonfumigated sample in the absence of toluene. The urease activity of the microbial biomass is the difference between total and extracellular activity.

Results and Discussion

The total, intracellular, and extracellular urease activities in soils of the NERC site were significantly affected by crop rotations, but not by N fertilization. The highest urease activity values were found in soils under the 4-year cereal-meadow rotations (CCOM). The lowest activities were obtained in soils under continuous cropping systems (CCCC, SbSbSbSb), followed by the 2-year corn-soybean (CSbCSb) rotation (Fig. 1). In general, a similar trend was found for the extracellular

and intracellular urease activities, although lowest extracellular urease activity was found in soils under soybean monoculture. Results found in this study are in agreement with reports by Dick (1984) showing greater urease activity values in corn-oats-meadow rotation than in CSbCSb rotation and continuous corn plots. The higher total activities in the CCOM plots compared to CSbCSb or CCCC and SbSbSbSb plots were caused by both, an increase in extracellular and in intracellular urease activity fraction. These results indicate that the type of crop rotation had little

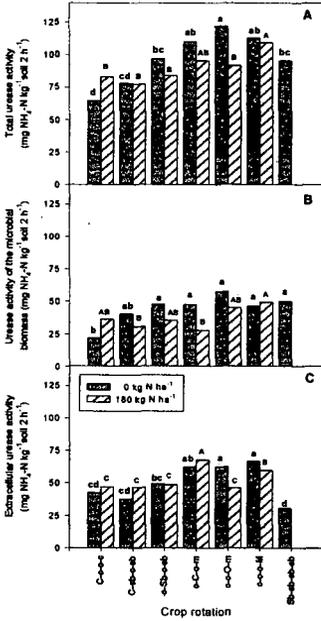


Fig. 1. Effect of crop rotations on total (A), microbial biomass (B) and extracellular (C) urease activity in the soils at the NERC site in 1996. Different letters indicate significantly different means at $P < 0.005$ according to the LSD test. For crop rotations, capital letter indicates crop in which samples were taken. PN *p*-Nitrophenol

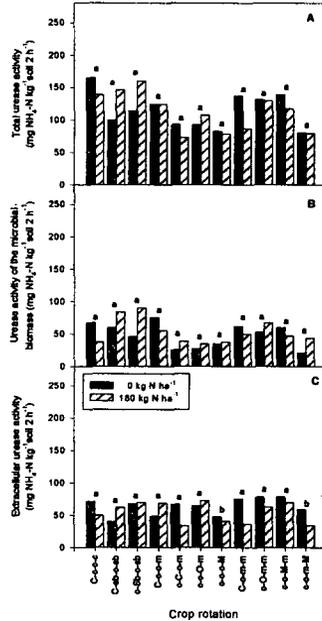


Fig. 2. Effect of crop rotations on total (A), microbial biomass (B) and extracellular (C) urease activity in the soils at the NERC site in 1996. Different letters indicate significantly different means at $P < 0.005$ according to the LSD test. For crop rotations, capital letter indicates crop in which samples were taken. PN *p*-Nitrophenol

importance on the state of urease activity in soils, because the intracellular and extracellular activities were enhanced by more diverse crop rotations proportionately. The variation in urease activities of soils between the different cropping practices may be due to differences in quantity, quality and distribution of crop residues that generally led to greater amounts and diversity of organic materials in crop rotations compared to monocropping systems and thus, to higher microbial biomass and enzyme activities (Friedel et al. 1996). Because of the primarily C limitation of microbial populations and the importance of easily decomposable organic materials for soil microbial activity (Friedel et al. 1996), this may explain in part the higher urease activities in

rotations containing alfalfa meadow compared with continuous corn and soybean or corn-soybean systems. Dick (1984) reported 2 to 3 times higher activities of urease, alkaline phosphatase, arylsulfatase, invertase and amidase in soils under a 3-year rotation including alfalfa compared to corn-soybean rotation or corn monoculture.

At the CWRC site, soil samples exhibited varying urease activity levels between the different cropping types that did not follow a distinguished trend (Fig. 2). The soils of this site expressed, in general, 14 to 25% greater urease activities than those of the NERC site. These findings may mainly be attributed to the differences in chemical properties of soils, such as pH, organic C, and total N, found between the two different sites. The higher urease activity values in plots at the CWRC site are closely linked to greater organic C contents in these soils in comparison to those in soils at NERC. Variations in urease activities were shown to be mainly caused by changes in organic matter content of soils (Zantua et al. 1977). In general, about 45 and 46 % of the total urease activity was

Table 1 Regression equations and correlation coefficients (r) of the relationships between microbial biomass C and N and different pools of urease activity in soils of the cropping systems

Relationship	NERC site ^b		CWRC site ^b	
	Regression equation	r ^a	Regression equation	r ^a
1996 samples^c				
C _{mic} vs UA _t	Y = 52.2 + 0.10X	r = 0.30*	Y = 16.8 + 0.27X	r = 0.37**
vs UA _{mic}	Y = 30.2 + 0.01X	r = 0.05	Y = 19.0 + 0.11X	r = 0.20
vs UA _e	Y = 21.9 + 0.08X	r = 0.40**	Y = - 2.2 + 0.16X	r = 0.56***
N _{mic} vs UA _t	Y = 48.1 + 0.48X	r = 0.43**	Y = - 4.3 + 1.97X	r = 0.62***
vs UA _{mic}	Y = 30.5 + 0.05X	r = 0.06	Y = - 7.4 + 1.09X	r = 0.44**
vs UA _e	Y = 17.6 + 0.47X	r = 0.61***	Y = 3.2 + 0.88X	r = 0.71***
1997 samples				
C _{mic} vs UA _t	Y = 72.7 + 0.10X	r = 0.23	Y = 46.3 + 0.24X	r = 0.38**
vs UA _{mic}	Y = 36.9 + 0.03X	r = 0.08	Y = 26.2 + 0.10X	r = 0.26
vs UA _e	Y = 33.5 + 0.08X	r = 0.28	Y = 20.2 + 0.14X	r = 0.47***
N _{mic} vs UA _t	Y = 69.5 + 0.81X	r = 0.39**	Y = - 4.8 + 4.30X	r = 0.81***
vs UA _{mic}	Y = 37.8 + 0.15X	r = 0.11	Y = - 10.0 + 2.32X	r = 0.63***
vs UA _e	Y = 32.5 + 0.61X	r = 0.44**	Y = 5.2 + 1.99X	r = 0.79***

^a The asterisks *, **, and *** indicate significance at P<0.05, 0.01, and 0.001, respectively.

^b NERC, Northeast Research Center; CWRC, Clarion-Webster Research Center.

^c C_{mic}, microbial biomass C; N_{mic}, microbial biomass N; UA_t, total urease activity; UA_{mic}, urease activity of the microbial biomass; UA_e, extracellular urease activity.

associated with the microbial biomass and 55 and 54 % was extracellular for the NERC and CWRC sites, respectively (data not shown). These results indicate that the extracellular fraction of this enzyme is responsible for more than 50 % of the conversion of urea nitrogen to ammonium nitrogen in soils treated with urea fertilizer. Skujins (1978) reported that the extracellular fraction of urease activity in soils can vary in a wide range of 50 to 90 % of the entire urease activity.

Linear regression analysis showed a strong correlation between C_{mic} and total (UA_t) (r > 0.37**) and extracellular urease activities (UA_e) (r > 0.47***) (Table 1) for the soils at the CWRC site in both years. The N_{mic} at this site was significantly correlated with UA_t (r > 0.81***), intracellular (UA_{mic}) (r > 0.63***) and UA_e (r > 0.79***) (Table 3). With the exception of the relationships of C_{mic} vs UA_t and UA_e in 1997, the C_{mic} and N_{mic} values were significantly correlated with UA_e, and UA_e (r > 0.30* and > 0.39**, respectively) for the soils sampled from the NERC site in both years (Table 3). Further statistical analysis showed that UA_{mic} values were significantly correlated with UA_t for the soils sampled at both sites and years (r = 0.79*** and 0.94***, respectively) (Fig. 3). The strong correlation between microbial biomass and urease activity in soils at both field experiments may support the well recognized hypothesis that urease in soils is mainly of microbial origin (Bremner and Mulvaney 1978). Although the state of urease in soils is still obscure, most workers believe that soil urease is a free enzyme accumulated through release of urease from living and disintegrated microbial cells, i.e. a microbial extracellular enzyme (Bremner and Mulvaney

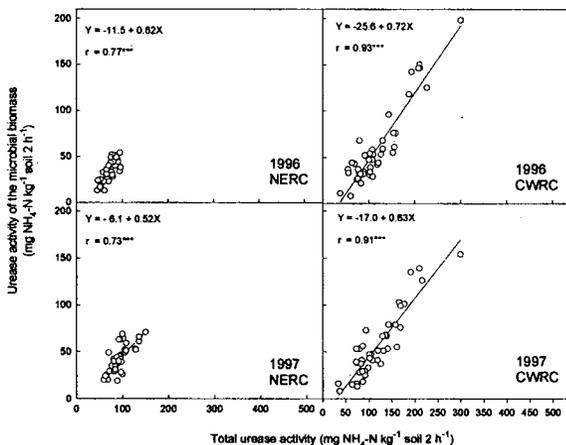


Fig. 3. Relationship between total and microbial biomass urease activity in the soils at the NERC and the CWRC sites in both years.

1978). The significant relationship between microbial biomass and extracellular urease activity in soils found in this study would support this hypothesis.

Acknowledgement: The senior author thanks the German Research Foundation for the fellowship support while she was at Iowa State University.

References

- Bremner J.M., Mulvaney C.S. (1978) Urease activity in soils. In: Burns RG (ed.) *Soil Enzymes*. Academic Press, London. pp. 149-197.
- Dick W.A. (1984) Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. *Soil Sci Soc Am J* 48:569-574.
- Friedel J.K., Munch J.C., Fischer W.R. (1996) Soil microbial properties and the assessment of available soil organic matter in a haplic luvisol after several years of different cultivation and crop rotation. *Soil Biol Biochem* 28:479-488.
- Horwath W.R., Paul E.A. (1994) Microbial biomass. In: Weaver R.W., Angel G.S., Bottomley P.S. (eds) *Methods of soil analysis, Part 2, SSSA Book Series no 5, Soil Sci Soc Am, Madison, WI*, pp 753-773.
- Klose S., M.A. Tabatabai (1999) Urease activity of the microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 31:205-211.
- Klose, S., J.M. Moore, M.A. Tabatabai (1999) Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. *Biol. Fert. Soils* 29:46-54.
- Skujins J. (1978) History of abiotic soil enzyme research. In Burns RG (ed.) *Soil Enzymes*. Academic Press, New York. pp 1-49.
- Tabatabai, M.A. (1994) Soil enzymes. In: Weaver RW, Angel GS, Bottomley PS (eds) *Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and biochemical properties, SSSA Book Series no 5, Soil Sci Soc Am, Madison, WI*, pp 775-833.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem* 19:703-707.
- Zantua M.I., Dumenil L.C., Bremner J.M. (1977) Relationships between soil urease activity and other soil properties. *Soil Sci Soc Am J* 41:350-352.

Minicontainer im Pflanzenschutzmitteltest, Streuabbau und Collembolen-Besiedlung

von

Heinze, M., R. Sommer, O. Larink, C. Kula, U. Heimbach

Einleitung

Die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenorganismen als Nicht-Zielorganismen werden üblicherweise zunächst in einfachen Laborversuchen getestet. Im Freiland hingegen wird die Wirkungsweise der Mittel durch ein weitaus komplexeres Wirkungsgefüge von Umweltfaktoren beeinflusst, so dass diese Tests nur unter bestimmten Bedingungen durchgeführt werden, zum Beispiel, wenn Auswirkungen in Laborversuchen beobachtet werden. Für Pflanzenschutzmittel, die langlebig sind, schreibt die EU-Richtlinie 91/414/EWG Versuche zu den Auswirkungen auf Bodenmakroorganismen vor, ohne jedoch konkrete Testmethoden zu nennen. Ein geeigneter Test könnte der Minicontainer-Test nach EISENBEISS (1993) sein. Ziel der nachfolgend beschriebenen Untersuchung war es, Daten zur Eignung dieses Tests zu liefern und ein geeignetes Versuchsdesign zu ermitteln. Am Beispiel des breit wirkenden Insektizids Dursban[®] wurde der Einfluß auf den Streuabbau und die Mikroarthropodenbesiedlung erfasst.

Material und Methoden

Die Untersuchungsfläche lag auf dem Gelände der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Braunschweig Völkenrode (FAL), Niedersachsen, 70m ü. d. M., 52° 15' N, 10° 30' O. Der Bodentyp ist podsolige Parabraunerde, schluffiger Sand aus Löß mit 28 Bodenpunkten.

Als Bodenbearbeitung erfolgte im August 1996 eine Stoppelbearbeitung und am 23.10.1996 wurde zusätzlich 15cm tief gegrubbert. Der Freilandversuch fand im Zeitraum vom 1. April bis zum 22. Juli 1997 auf einem Schlag statt, der mit Winterweizen *Triticum aestivum* der Sorte Rialto bestellt war. Die Parzellengröße betrug jeweils 3x3m. Als Behandlungsvarianten kam Dursban[®] in einfacher (2 l/ha, entsprechend 960 g a.i./ha), doppelter und vierfacher Konzentration der praxisüblichen Aufwandmenge zum Einsatz. Die Behandlung fand am 1. April 1997 mit 400 l Wasser per ha in Stadium BBCH des Weizens statt. Eine Kontrollvariante blieb unbehandelt. Alle Varianten wurden mit vierfacher Wiederholung

angelegt. Die verwendeten Minicontainerstäbe bestehen aus 38cm langen Kunststoffstäben mit 12 runden, 1cm großen Löchern für die Aufnahme der Minicontainer. Die Minicontainer wurden alternierend mit ca. 100mg Stroh von Weizen, *Triticum aestivum*, und Senf, *Sinapis*, befüllt (6x Stroh, 6x Senf). Die Maschenweite der Gaze, die zum Verschluss der Container diente, betrug 1mm. Mehrere Stäbe je Variante wurden kurz vor der Insektizidapplikation horizontal in 1cm Bodentiefe, in der Kontrollvariante und der doppelt behandelten Variante zusätzlich auch in 5cm Bodentiefe eingebracht. Die Entnahme von jeweils zwei Minicontainer-Stäben erfolgte 2, 6, 10 und 14 Wochen nach der Applikation, aus 5cm Bodentiefe nur nach 6, 10 und 14 Wochen.

Als Extraktionsanlage diente eine Apparatur nach MACFADYEN (1961). Die extrahierten Milben wurden gezählt, die Collembolen bis auf Artniveau bestimmt. Die Bestimmung der Streuabbaumenge nach Veraschung erfolgte nach einer Formel von MALKOMES (1985). Die Bestimmung des Aschegehalts erfolgte durch 90 minütiges Glühen der Streu bei 600°C im Glühofen.

Ergebnisse

Streuabbau

Es lassen sich besonders zwischen den Varianten, die mit doppelter Aufwandmenge Dursban® behandelt wurden und der Kontrollvariante signifikante Unterschiede finden, was für die Eignung des Testsystems spricht. Beim Streumaterial Senf zeigten sich früher Effekte, da der Senf schneller abgebaut wurde.

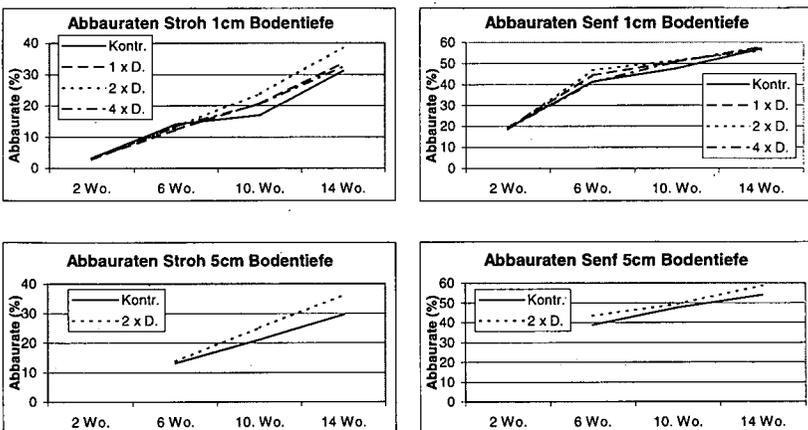


Abb.1: Prozentuale Abweichungen der Abbauraten bezogen auf die Kontrolle

Das Insektizid Dursban® wirkt in diesem Versuch leicht stimulierend auf den Streuabbau. Dies ist besonders deutlich in der Variante, die mit der doppelten Aufwandmenge Dursban® behandelt wurde. Bis zur zweiten Versuchswoche war eine geringe Hemmung des Abbaus zu beobachten, was mit den Herstellerangaben übereinstimmt, die eine Halbwertszeit von 2-8 Wochen für Rückstände im Boden angeben. In der unbehandelten Kontrollvariante ist beim Stroh nach der 10. Woche, beim Senf bereits nach der 6. Woche der Abbau überall am geringsten. Insgesamt scheint das Insektizid den Streuabbau nicht negativ oder nachhaltig zu beeinflussen.

Tierbesatz in den Minicontainern

Die Ermittlung des Tierbesatzes erfolgte nur aus den Proben des 2. und 4. Termins. Bei den aus den Minicontainern extrahierten Tieren treten nur die Arten *Folsomia fimetaria*, *Folsomia lawrencei* und *Isotoma notabilis* in höheren Abundanzen auf, die restlichen Arten sind rezedent oder subrezedent.

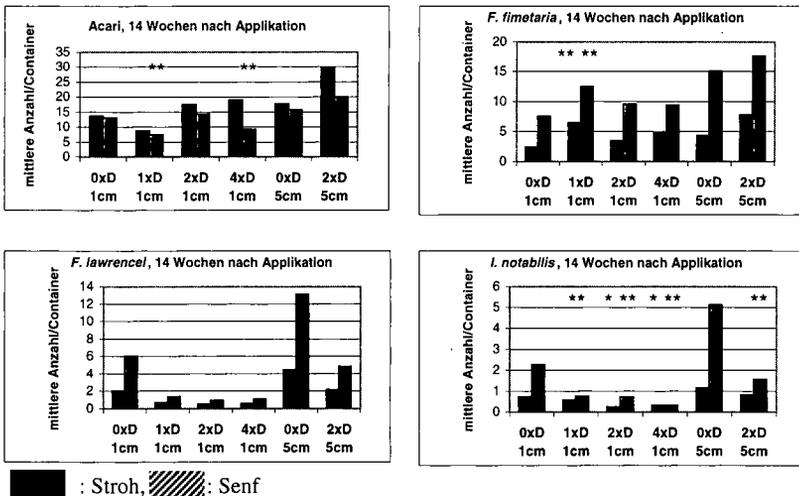


Abb.2: Abundanzen der Acari und Collembola

Nach 6 Wochen Versuchsdauer waren die Acari beim Streumaterial Senf gegenüber Stroh deutlich erhöht. Die Abundanzen der Acari und von *F. fimetaria* sind im Verhältnis an beiden Terminen ähnlich, die mittlere Anzahl ist erhöht nach Anwendung des Insektizids, während sie sich bei *F. lawrencei* und *I. notabilis* nach 14 Wochen verschlechtern. Dies wird auch aus den Signifikanzen deutlich. Die Abbauraten des Strohs zeigten an einigen Terminen einen

Zusammenhang mit der Individuenzahl der Milben. Die Anzahl der Collembolen verhielt sich gegenläufig zu den Milbenanzahlen. Die Collembolen wurden wahrscheinlich durch vermehrt vorkommende Raubmilben dezimiert. Beim Senf war kein Zusammenhang erkennbar.

SIEDENTOP (1993) beobachtete bei hohen Collembolenzahlen in der Streu eine Hemmung des Streuabbaus. Eine Verminderung der Dekomposition wird von verschiedenen Autoren durch die Überweidung von Mikroorganismen durch einen hohen Tierbesatz erklärt (HANLON und ANDERSON, 1980; TROFYMOW und COLEMAN, 1982).

Die Verwendung der Minicontainer scheint für die Ermittlung des Streuabbaus sinnvoll zu sein. Die Handhabung ist einfach, die Abbauraten sind mit geringem Aufwand ermittelbar.

Für eine Bewertung der Mesofaunabesiedlung müssen noch Standards entwickelt werden, die sich auf häufige, einfach bestimmbare Ackerarten beschränken sollten.

Literatur

Eisenbeiss, G., 1993: Zersetzung im Boden. In: Ehrnsberger, R. (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz, Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland, 6: 53-76.

Siedentop, S., 1993: Entwicklung eines Streuabbau-Tests zur Prüfung von Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf die Bodenmesofauna. Diss. TU Braunschweig, 1993.

Hanlon, R. D. G. und Anderson, J. M., 1980: The influence of macroarthropod feeding activities on microflora in decomposing oak leaves. Soil Biol. Biochem. 12: S. 255-261.

Trofymow, J. A. und Coleman, D. C., 1982: The role of bacterivorous and fungivorous Nematodes in cellulose and chitin decomposition in the context of a root/rhizosphere/soil conceptual model. – In: Freckman, D. W. (Hrsg.): Nematodes in Soil Ecosystems, S. 117 – 137. University of Texas, Austin TX.

MacFadyen, A., 1961: Improved funnel-type extractors for soil arthropods. J. Amin. Ecol. 30: 171-184.

Malkomes, H. P., 1985: Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenmikroorganismen und ihre Leistungen, Ber. Landwirtschaft., 198. Sonderheft, 134 – 147.

Enzymaktivitäten in Böden unter unterschiedlicher forst- und landwirtschaftlicher Nutzung

Landgraf, D., S. Klose und F. Makeschin *

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, TU Dresden

1. Einleitung

Enzyme spielen in Böden eine große Rolle bei Umwandlungs- und Mineralisierungsprozessen sowie als Indikator für den metabolischen Zustand der mikrobiellen Biomasse. Sie spiegeln sehr deutlich die nutzungsbedingten Eingriffe des Menschen in das Subökosystem Boden wider. Besonders interessant waren die Managementauswirkungen auf die mikrobielle Biomasse, ausgewählte Enzymaktivitäten sowie den pH-Wert in Sandböden des Mitteldeutschen Trockengebietes. Im Frühjahr 1999 wurden innerhalb eines 15 ha großen Areals nordöstlich von Riesa (Sachsen) drei verschiedene Nutzungsformen differenziert. Es wurden eine forstwirtschaftlich genutzte Fläche (mit *Robinia pseudoacacia* bestockt) und zwei landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgeschieden. Eine der Landwirtschaftsflächen war zum Zeitpunkt der Probenahme mit *Linum usitatissimum* bestellt, während die andere seit drei Jahren brachlag. Die Probenahme erfolgte in drei Tiefenstufen (0-5, 5-10 und 10-30 cm).

2. Methoden

- die Probenahme erfolgte im Mai 1999,
- pro Landnutzung und Tiefenstufe wurden 6 Mischproben genommen, welche aus jeweils 20 Einschlägen gebildet wurde
- die mikrobielle Biomasse wurde mittels Fumigation-Extraktion-Methode (Vance et al., 1987) bestimmt
- für die Berechnung des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffes (C_{mic}) und Stickstoffes (N_{mic}) wurden der k_{ec} -Faktor 0,3 bzw. k_{eN} -Faktor 0,54 verwendet
- die β -Glucosidaseaktivität wurde nach Eivazi & Tabatabai (1988) bestimmt
- die L-Asparaginaseaktivität wurde nach Frankenberger & Tabatabai (1991a, b) bestimmt
- die Zusammenhänge zwischen verschiedenen Landnutzungsvarianten wurden mittels Mann-Whitney-U-Test, die zwischen den untersuchten Parametern durch die Korrelation nach Spearman dargestellt

3. Ergebnisse

Sowohl der Cmic- als auch der Nmic-Gehalt war im Boden der Brachefflächen in allen drei untersuchten Tiefenstufen signifikant höher als unter landwirtschaftlicher Nutzung, während sie unter *Robinia pseudoacacia* noch niedriger ausfielen. In den Böden unter Brache und *Robinia pseudoacacia* konnte ein sehr deutlicher Tiefengradient beider Fraktionen herausgestellt werden. Bedingt durch die Bodenbearbeitung konnte dieser Gradient im Boden unter landwirtschaftlicher Nutzung nicht nachgewiesen werden (Abb. 1 und 2).

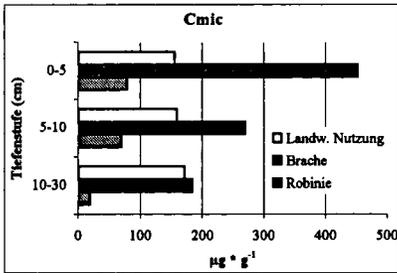


Abb.1: Cmic-Gehalte im Boden unterschiedlicher Landnutzungen

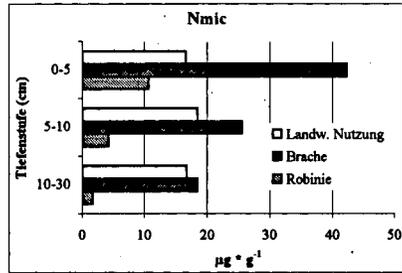


Abb.2: Nmic-Gehalte im Boden unterschiedlicher Landnutzungen

Der pH-Wert lag im Boden unter Brache und landwirtschaftlicher Nutzung bei ca. 6,8. Bei beiden Versuchsvarianten konnte kein abnehmender Tiefengradient erkannt werden. Im

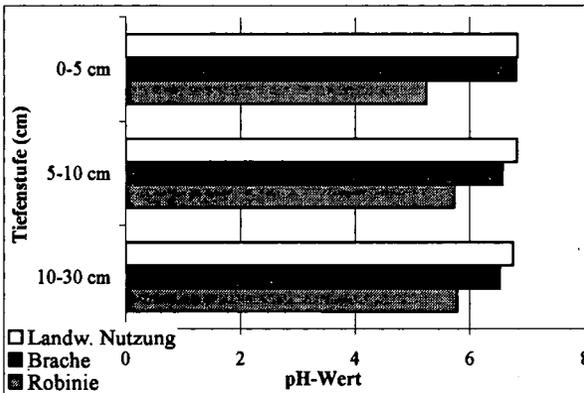


Abb.3: pH-Werte_(H2O) im Boden unterschiedlicher Landnutzungen

Boden unter *Robinia pseudoacacia* hingegen wurde in der obersten Tiefenstufe (0-5 cm) ein pH-Wert von 5,3 festgestellt, welcher mit zunehmender Tiefe auf 5,8 (10-30 cm) zunahm. Die β -Glucosidaseaktivität unter Brache war in allen drei Tiefenstufen signifikant höher (149 $\mu\text{g PN g}^{-1}$ TS; 0-5 cm) als die in den Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung (89 $\mu\text{g PN g}^{-1}$ TS; 0-5 cm) ($p \leq 0,5$) und *Robinia pseudoacacia* (81 $\mu\text{g PN g}^{-1}$ TS; 0-5 cm) ($p \leq 0,05$) (Mann-Whitney-U-Test) (Abb. 4). Bei allen drei Managementvarianten konnte ein Tiefengradient erkannt werden, welcher im Boden unter landwirtschaftlicher Nutzung weniger deutlich ausgeprägt war (Abb. 4).

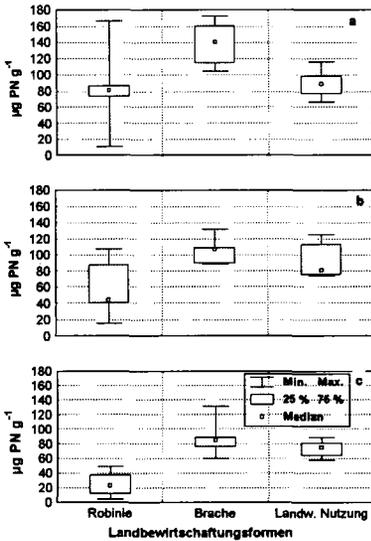


Abb.4: β -Glucosidaseaktivität in den Tiefenstufen 0-5 (a), 5-10 (b) und 10-30 (c) cm der unterschiedlichen Landnutzungen

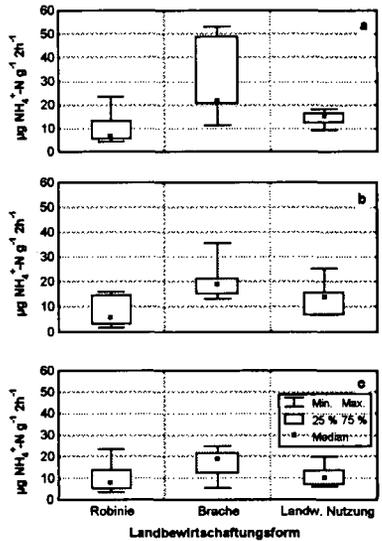


Abb.5: L-Asparaginaseaktivität in den Tiefenstufen 0-5 (a), 5-10 (b) und 10-30 (c) cm der unterschiedlichen Landnutzungen

Auch bei der L-Asparaginase konnten in allen drei Tiefenstufen unter Brache signifikant höhere Aktivitäten festgestellt werden als in den Böden der beiden anderen Untersuchungsvarianten ($p \leq 0,05$) (Mann-Whitney-U-Test) (Abb. 5). Während in der obersten Tiefenstufe 22 $\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1} \text{ TS } 2 \text{ h}^{-1}$ festgestellt wurden, waren es im Boden der landwirtschaftlichen Fläche lediglich 15 $\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1} \text{ TS } 2 \text{ h}^{-1}$. Im Oberboden des *Robinia*-Bestandes konnte lediglich 7 $\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1} \text{ TS } 2 \text{ h}^{-1}$ festgestellt werden. Da Mikroorganismen als Hauptquelle

von Enzymen in Böden gelten, deuten die Ergebnisse auf eine hohe metabolische Aktivität N mineralisierender Mikroorganismen in Böden unter Brache hin.

Zwischen den untersuchten Parametern konnten durch die Korrelation nach Spearman die meisten Zusammenhänge im Boden unter *Robinia pseudoacacia* festgestellt werden. Im Boden der anderen beiden Untersuchungsvarianten wurden hingegen nur sporadische Korrelationen sichtbar.

Beziehung	Korrelationskoeffizienten	Tiefestufe
Cmic/ β -Glucosidaseaktivität	$r = -0,89$ *	(0-5 cm)
Cmic/ β -Glucosidaseaktivität	$r = -0,83$ *	(5-10 cm)
Cmic/L-Asparaginaseaktivität	$r = 0,94$ **	(5-10 cm)
Nmic/ β -Glucosidaseaktivität	$r = 0,83$ *	(5-10 cm)
β -Glucosidaseaktivität/L-Asparaginaseaktivität	$r = 0,94$ **	(5-10 cm)
Cmic/ β -Glucosidaseaktivität	$r = -0,94$ **	(10-30 cm)

*, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $p < 0,05, 0,01$ bzw. $0,001$ Niveau

Zusammenfassung und Diskussion

Die untersuchten Parameter Cmic, Nmic, β -Glucosidaseaktivität und L-Asparaginaseaktivität folgten in den untersuchten Tiefenstufen (0-5, 5-10 und 10-30 cm) der Reihe Brache > landwirtschaftliche Nutzung > *Robinia pseudoacacia*. Daraus kann geschlußfolgert werden, daß im Boden unter Brache eine größere mikrobielle Aktivität erreicht wird. In den Böden mit *Robinia pseudoacacia* wurde hingegen die mikrobielle Aktivität im Mineralboden herabgesetzt. Nach den vorliegenden Ergebnissen kann davon ausgegangen werden, daß eine langfristige Bestockung eines Standortes mit einer einzigen spezifischen Pflanzenart eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse und eine Abnahme von Enzymaktivitäten in den oberen Mineralbodenhorizonten nach sich zieht. Da die mikrobielle Organismengemeinschaft als Hauptquelle von Enzymen in Böden gilt (Burns, 1978), wurden in den Böden unter *Linum usitatissimum* und *Robinia pseudoacacia* auch entsprechend niedrigere Enzymaktivitäten festgestellt. Die negative Korrelation zwischen Cmic und der β -Glucosidaseaktivität ist ein unerwartetes Ergebnis, da nach Burns (1982) dieses Enzym intrazellulärer Natur ist und nur für kurze Zeit in der wässrigen Phase von Böden überleben kann. Offensichtlich spielen in Böden unter *Robinia pseudoacacia* Mikroorganismen als Quelle für die β -Glucosidase eine untergeordnete Rolle und pflanzliche und tierische Zellen scheiden dieses Enzym in größeren Mengen aus.

Literatur:

- Burns, R.G. (1978): Soil Enzymes. Academic Press Inc.
 Burns, R.G. (1982): Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology. Soil Biol. Biochem. 14:423-427.
 Eivazi, F. und M. A. Tabatabai (1988): Glucosidases and galactosidases in soils. Soil Biology & Biochemistry 20, 601-606
 Frankenberger, W. F., Jr. und M. A. Tabatabai (1991a): L-Asparaginase activity of soils. Biology & Fertility of Soils 11, 6-12
 Frankenberger, W. F., Jr. und M. A. Tabatabai (1991b): Factors affecting L-asparaginase activity in soils. Biology & Fertility of Soils 11, 1-5.
 Vance, E. D., P. C. Brookes und D. S. Jenkinson (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. Vol 19, 703-707

Genetische Subtypen von *Allolobophora caliginosa* in Nordostbrandenburg

Peter Lentzsch¹, Monika Joschko¹ & Otto Graff²

Einleitung

Auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen Nordostbrandenburgs ist *A. caliginosa* die häufigste Regenwurmart. Sie weist eine große morphologische Variabilität auf (GRAFF 1950). Die Untergliederung der Art ist umstritten. Nach MICHAELSEN (1900) können zwei Unterarten, *A. c. caliginosa* und *A. c. trapezoides*, unterschieden werden. Andere Autoren sprechen unter Hinzuziehung weiterer Arten von einer Artengruppe, deren genaue Definition noch aussteht. Es ist bisher unbekannt, ob diese morphologischen Unterschiede genetisch bedingt sind.

Vor diesem Hintergrund wurden Vertreter von *A. caliginosa* molekularbiologisch mit Hilfe der RAPD-PCR untersucht. Es sollte geklärt werden, ob sich verschiedene Unterarten von *A. caliginosa* durch molekularbiologische Methoden abgrenzen lassen. Außerdem sollte geprüft werden, wie groß die mit Hilfe der RAPD-PCR ermittelte genetische Variabilität von *A. caliginosa* auf landwirtschaftlich genutzten Standorten in Nordostbrandenburg ist und ob eine Beziehung zwischen der genetischen Variabilität und Standortfaktoren oder der Artenanzahl von Regenwürmern am Standort besteht.

Material und Methoden

Probenahme: Insgesamt 45 Ackerflächen wurden entlang eines 151 km langen Transekt durch Nordostbrandenburg, welches entsprechend der Rückzugrichtung des glazialen Eises in Süd-Nord-Richtung angelegt wurde, beprobt. Die sandig bis lehmigen Böden sind durch Tongehalte von 4-20% und Schluffgehalte von 9-40% charakterisiert. Das Klima (30jähriges Mittel) ist semikontinental (200-300 mm Niederschlag und 1,8-3,0 °C im Winter und 300-360 mm und 13,5-15,0 °C im Sommer). Die Regenwürmer wurden im Herbst 1996, 1997 und 1998 durch Handsortierung aus 50 cm x 50 cm x 20 cm großen Bodenproben gewonnen. Die PCR-Untersuchung erfolgte an 5-9 adulten *A. caliginosa* je Standort (insgesamt 482 Tiere). Zusätzlich wurden von einem Standort (Bölkendorf) Exemplare von *A. caliginosa*, *A. c. caliginosa*, *A. c. trapezoides*, *A. chlorotica*, *A. rosea* und *L. terrestris* gesammelt und molekularbiologisch untersucht.

Genetische Analyse: Für die Analyse der genetischen Variabilität wurde die RAPD-PCR (random amplified polymorphic DNA-PCR) verwendet. Es wurde ein möglichst universeller, kleiner Primer (Fa. Invitak, Berlin, 5'-CGGCCCTGT-3') ausgewählt, bei dem die Wahrscheinlichkeit für komplementäre Bindungsstelle im Genom und amplifizierbare DNA-Abschnitte groß ist. Nach der Darmentleerung (Aufbewahrung der Tiere 3 Tage bei 4°C), wurden die Tiere schockgefroren. Ein Drittel eines adulten Wurmes (Vorderteil) wurde gemörsert; mittels eines DNA-Extraktionskits (Fa. Invitak, Invisorb Genomic DNA Kit) wurde anschließend die DNA extrahiert. Die PCR wurde nach 5 min 95°C hot start mit 35 PCR-Zyklen (1min 94°C, 1min 36°C, und 2min 72°C) durchgeführt. Die weiteren Analysen erfolgten nach LABES et al. (1996). Zur Kontrolle wurden verschiedene Bereiche eines Regenwurmes (Kopf, Mitte, Hinterende) auf die Identität der sich ergebenden

genetischen Muster geprüft. Bei den 10 untersuchten war die Identität besser als 92 %, so daß die Gruppierung aller Einzelmuster nach diesem Identitätsmaß erfolgte.

Ergebnisse

Verteilung der Arten entlang des Transektes

Die Anzahl von Regenwürmern pro Standort stieg nach Norden hin und betrug maximal vier (*A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. chlorotica* und *Lumbricus terrestris*) (Abb.1). *A. caliginosa* wurde an jedem Standort gefunden.

Abgrenzung von Arten und Unterarten von *A. caliginosa*

Die Ähnlichkeitsanalyse zeigte, daß keine Trennung der verschiedenen Arten bzw. Unterarten mit der angewandten Methode möglich ist. Stattdessen wurde eine hohe individuelle genetische Variabilität von *A. caliginosa* erfaßt.

Intraspezifische Variabilität von *A. caliginosa*

Aus allen Untersuchungsjahren wurden die Mustern mittels einer Ähnlichkeitsanalyse gruppiert. Muster, die sich zu 92% ähnlich waren, wurden zu einem Subtyp zusammengefaßt. Auf dieser Basis ergaben sich insgesamt 45 verschiedene Subtypen.

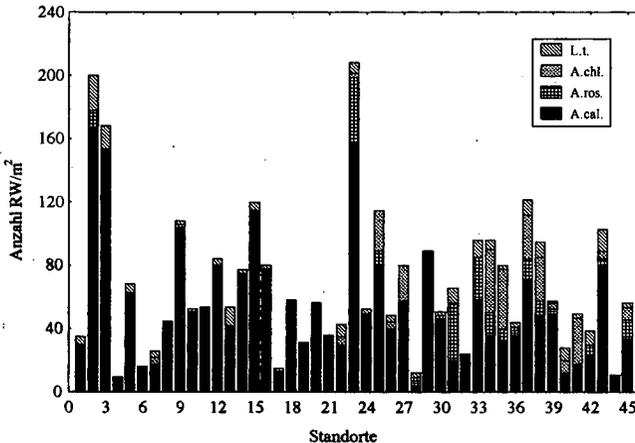


Abb. 1: Abundanz und Artspektrum der Regenwürmer entlang des Transektes, gemittelt über die drei Untersuchungsjahre

Zeitliche und räumliche Variabilität der Subtypen

Beim Vergleich des Vorkommens der verschiedenen Subtypen zeigte sich, daß 50% der Subtypen in jedem Jahr und bis auf eine Ausnahme alle anderen in zwei Untersuchungsjahren vorkamen. Ein dominanter Subtyp konnte nicht festgestellt werden. Ebenso ergab sich kein räumliches Muster der Verteilung der Subtypen. Zwischen benachbarten Standorten wurde keine genetisch ähnliche Besiedlung gefunden.

Genetische Subtypen, Artenanzahl und Tongehalt

Während die Artenanzahl pro Standort mit steigendem Tongehalt der Standorte zunahm, nahm die Zahl der genetischen Subtypen mit steigender Artenanzahl tendenziell ab (Abb. 2): An Standorten mit hoher Artenanzahl war die Subtypanzahl von *A. caliginosa* gering (z.B. Pkt. 32) und umgekehrt (Pkt. 51).

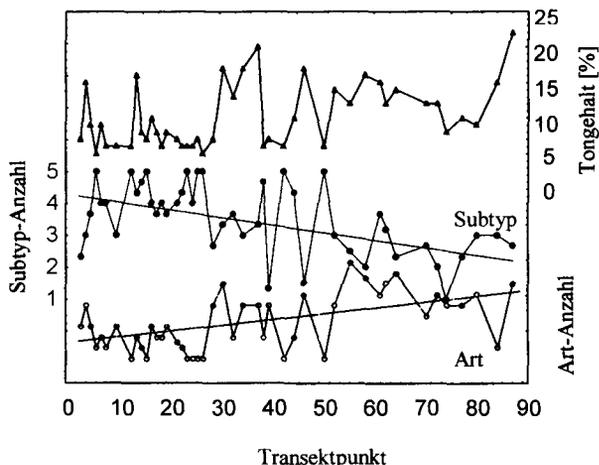


Abb. 2: Beziehung zwischen der Artenanzahl, der Anzahl der Subtypen von *A. caliginosa* und dem Tongehalt entlang des Transekt

Inter- und intraspezifische Variabilität

Eine Analyse der Daten ergab die offensichtliche Möglichkeit (s. Abb. 2), das Vorkommen verschiedener Subtypen in Relation zur Artenanzahl zu setzen. Zusätzlich ist der Besiedlungsanteil von *A. caliginosa* in die Kalkulation mit eingegangen. Diese Werte korrelieren hochsignifikant mit den gemessenen (s. Abb. 3 für 1998, $r^2=0,61$).

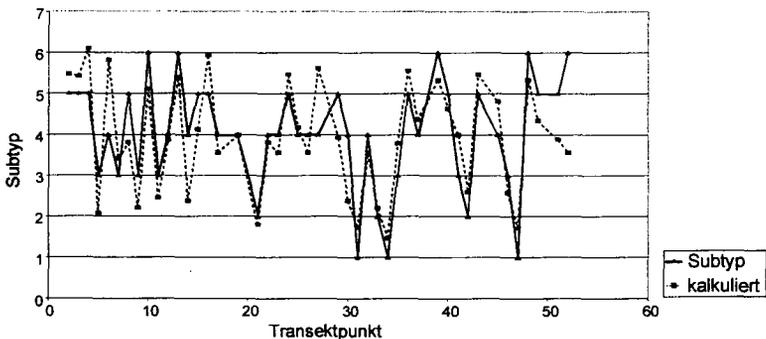


Abb. 3: Kalkulation der Anzahl von Subtypen (gestrichelte Linie) auf der Grundlage des Artenspektrums, der Abundanz an Regenwürmern und des Besiedlungsanteiles von *A. caliginosa* im Vergleich zu den gemessenen Werten

Zusammenfassung

Im Laufe von drei Jahren wurden mit Hilfe der RAPD-PCR 45 genetische Subtypen von 482 adulten Exemplaren von *A. caliginosa* auf Ackerflächen entlang eines Transektes durch Nordostbrandenburg festgestellt.

Die zeitliche Variabilität der Subtyp-Muster war gering. Die räumliche Verteilung der Subtypen entlang des Transektes zeigte keine Struktur.

Die Zahl der genetischen Subtypen pro Standort stand in einer umgekehrt proportionalen Beziehung zur Artenanzahl, welche tendenziell mit dem Tongehalt des Bodens anstieg.

Literatur

GRAFF, O. (1950): Die Regenwürmer in der Umgebung von Braunschweig und ihre Bedeutung für die Landwirtschaft. Dissertation Techn. Universität Braunschweig

LABES, G., ULRICH, A. & P. LENTZSCH (1996): Influence of slurry deposition on the structure of nodulating *Rhizobium leguminosarum* bv. viciae soil populations in a natural habitat. Appl. Environ. Microbiol 62, 5, 1717-1722

MICHAELSEN, W. (1900): Oligochaeta. In: Das Tierreich, Band X, Berlin

Mikrobielle Biomasse und Aktivität in einem Waldboden unter veränderten Umweltbedingungen: Auswirkungen einer Kalkung

Lorenz, K.¹; Feger, K.H.²

Einleitung

Seit Beginn der 80er Jahre werden Wälder in Deutschland meist großflächig gekalkt. Zwischen 1984 und 1998 erfolgten solche Maßnahmen auf 25 % der Waldfläche (BMELF, 1999). Ziele sind u.a. eine Protonenpufferung an der Bodenoberfläche („Kompensationskalkung“) sowie eine Verbesserung der Mg-Versorgung der Bestände und der "Humus-Qualität" (vgl. Feger, 1996). Negative Auswirkungen wie Nitrat-Auswaschung, Humusabbau, Mobilisierung von Schwermetallen sowie Verflachung des Feinwurzelsystems stellen die Notwendigkeit großflächiger Kalkungen jedoch häufig in Frage (Beese und Meiwes, 1995; Rehfuess, 1995). Kurzfristige Auswirkungen von Waldkalkungen auf Bodenorganismen sind in der Vergangenheit umfangreich untersucht worden (z.B. Schinner und Sonnleitner, 1997; Wolters et al., 1995). Aufgrund standörtlicher Unterschiede und der großen kleinräumlichen Variabilität von Waldbodeneigenschaften sind die Effekte allerdings oft widersprüchlich. Daten zu längerfristigen Auswirkungen von Kalkungen auf die Mikroflora liegen nur in begrenztem Umfang vor. Vor diesem Hintergrund wurden am Standort Schluchsee (Projekt ARINUS: Raspe et al., 1998) längerfristige Effekte einer Kalkung auf mikrobielle Biomasse und Aktivität untersucht.

Material und Methoden

Im Jahresverlauf 1997 wurden am Standort Schluchsee (Tab. 1) auf der Kontrollfläche und einer 1990 mit 4 t ha⁻¹ dolomitischem Kalk behandelten Versuchsfläche an 4 Terminen Proben aus Auflage (Of/Oh) und Mineralboden (0 – 10 cm) mittels Kammerbohrer gewonnen. Pro Fläche und Tiefenstufe wurden hierbei 10 Einzelproben entnommen. Nach Aufbereitung wurden die Proben für die mikrobiologischen Untersuchungen auf 60 % Wk_{max} eingestellt. Die Untersuchungen umfassten die Messung der Basalatmung (Methode n. Isermeyer), Proteaseaktivität (Methode n. Ladd und Butler), N-Netto-Mineralisation (Brutversuch n. Zöttl) sowie die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (Fumigations-Extraktions-Methode n. Vance). Anschließend wurden bodenchemische Analysen durchgeführt.

Tab. 1: Beschreibung des Untersuchungsstandorts

Standort	Schluchsee
Lage	Zentraler Hochschwarzwald
Höhenlage m ü. NN	1150 – 1250
Klima	1920 mm a ⁻¹ 4,5 °C
Ausgangssubstrat	Granitgrus
Bodentyp	Eisenhumuspodsol
Humusform	F-Mull – Rohhumus
Fichtenbestand	60 j.
Dolomit-Ausbringung	4 t ha ⁻¹ 1990

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart
lorenz@uni-hohenheim.de

² Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Technische Universität Dresden, 01735 Tharandt
fegerkh@forst.tu-dresden.de

Tab. 2: Chemische Eigenschaften der org. Auflage und des oberen Mineralbodens (0 – 10 cm) in Schluchsee 7 Jahre nach Ausbringung von dolomitischem Kalk (pH: $N = 40$; chemische Eigenschaften: $N = 20$ org. Auflage, $N = 10$ Mineralboden).

		pH (CaCl ₂)	C ---[mg g ⁻¹]---	N	C/N
Auflage	Kontrolle	2,9 ^a	199,8 ^a	8,6 ^a	23,4 ^a
	Kalkung	4,0 ^b	182,6 ^a	7,4 ^a	24,6 ^b
0 – 10 cm Tiefe	Kontrolle	3,2 ^a	27,1 ^a	1,6 ^a	17,4 ^a
	Kalkung	3,3 ^b	31,7 ^a	1,7 ^a	19,0 ^b

Mittelwerte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb eines Horizonts sind statistisch verschieden ($P < 0,05$; ANOVA)

Ergebnisse und Diskussion

Sieben Jahre nach Kalkung waren nur die pH-Werte in der Auflage erhöht (Tab. 2). Veränderungen der Bodenazidität in 0 - 10 cm Tiefe blieben dagegen gering. Dies ist u.a. Folge der Kalkapplikation auf die Bodenoberfläche ohne mechanische Einarbeitung. Ähnliche Beobachtungen wurden in vielen anderen Untersuchungen gemacht (vgl. *Feger et al.*, 2000). Die C- und N-Gehalte auf der gekalkten Fläche lagen in der Auflage tendenziell niedriger, in 0 - 10 cm Bodentiefe dagegen höher. Die Überlagerung durch Kalkung induzierter bzw. von ihr beeinflusster Prozesse wie z.B. Verflachung des Feinwurzelsystems, Bodenatmung, Nitrifikation, Bodendurchmischung durch Bodentiere erschweren die Interpretation dieser kalkungsbedingten Veränderungen der C- und N-Gehalte (vgl. *Raspe et al.*, 1998; *Rosenberg*, 1999). Ähnliches gilt auch für die geringen Unterschiede bei den C/N-Gehalten.

Kalkungsbedingte Veränderungen der Basalatmungsaktivität waren sowohl in der Auflage als auch in 0 - 10 cm Tiefe gering (Abb. 1). Eine in den ersten Jahren nach Kalkung von *Wölfelschneider* (1994) festgestellte Stimulierung der Brutto-Mineralisation war demnach, möglicherweise aufgrund zunehmender Verknappung leicht verfügbarer Ressourcen, mittelfristig nicht mehr festzustellen (vgl. *Wolters et al.*, 1995). Sieben Jahre nach Kalkausbringung war jedoch die Proteaseaktivität in beiden untersuchten Horizonten erhöht - ein Hinweis auf eine veränderte Zusammensetzung der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft, da Pilze vorwiegend in sauren, und Bakterien und Aktinomyzeten in neutralen und alkalischen Böden Proteine abbauen (vgl. *Feger et al.*, 2000). Ähnlich wie 2 - 3 Jahre nach Kalkausbringung war auch 7 Jahre nach Kalkung die N-Mineralisierung in beiden Horizonten der Kalkungsfläche erniedrigt (*Wölfelschneider*, 1994). Durch die Kalkung ist möglicherweise die N-Verfügbarkeit für die Mikroorganismen herabgesetzt (vgl. *Schinner und Sonnleitner*, 1997).

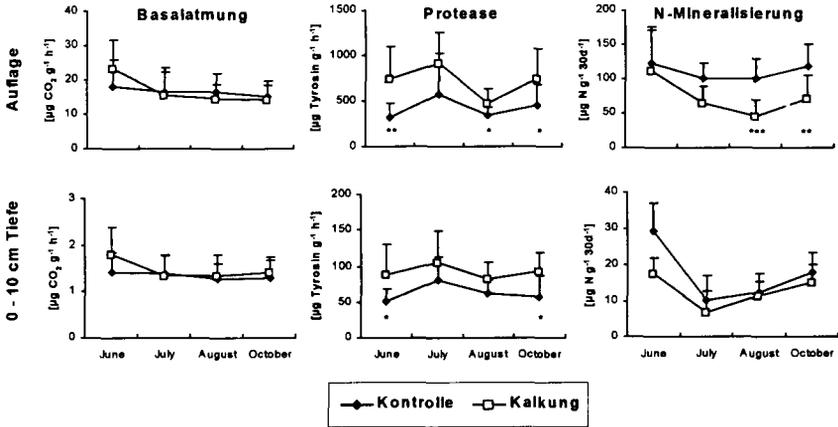


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf von Basalatmung, Proteaseaktivität und N-Mineralisierung in der org. Auflage und im oberen Mineralboden (0 - 10 cm) der Kontroll- und Kalkungsfläche ($N = 10$; + SD; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$).

Das Wachstum der Mikroorganismen in der Auflage wurde offensichtlich durch die Kalkung unterdrückt (Abb. 2). Frühere Untersuchungen wiesen noch auf eine kalkungsbedingte Förderung des mikrobiellen Wachstums hin (Wölfelschneider, 1994). Möglicherweise sind längerfristig die Lebensbedingungen der an die sauren Bodenverhältnisse am Standort angepassten Mikroorganismen durch die Kalkung verschlechtert (vgl. Schinner und Sonnleitner, 1997). In 0 - 10 cm Bodentiefe waren die Auswirkungen der Oberflächenkalkung auf den pH-Wert gering (Tab. 2). Dementsprech-

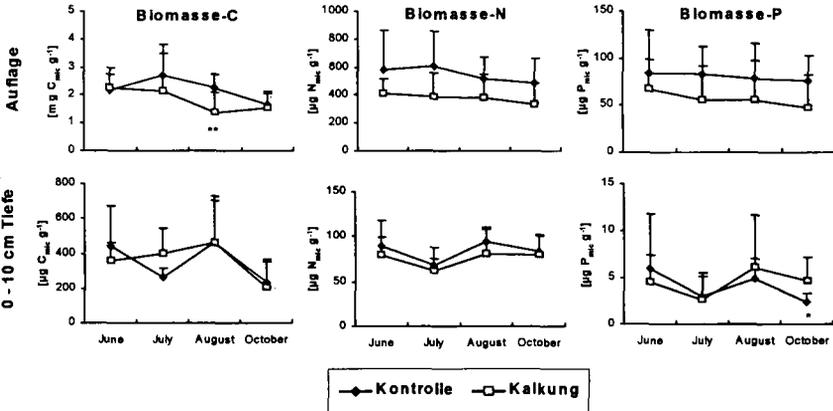


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der mikrobiellen Biomasse in der org. Auflage und im oberen Mineralboden (0 - 10 cm) der Kontroll- und Kalkungsfläche ($N = 10$; + SD; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$).

end gering waren die Unterschiede in der Quantität der mikrobiellen Biomasse in dieser Tiefe zwischen Kontrolle und Kalkung (vgl. *Wölfelschneider*, 1994).

Schlussfolgerungen

Die längerfristigen Auswirkungen der Kalkung auf mikrobielle Aktivität und Biomasse blieben im wesentlichen auf die Auflage beschränkt. Aufgrund der ausgeprägten räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften am Untersuchungsstandort waren die Ergebnisse jedoch sehr variabel. An anderen Standorten hatten Kalkungen längerfristig stärker ausgeprägte Tiefenwirkungen auf mikrobielle Parameter (Zusammenfassung in *Feger et al.*, 2000). Deshalb ist eine Verallgemeinerung der hier vorgestellten Ergebnisse problematisch.

Große Waldflächen in Süddeutschland werden heute im Sinne des Bodenschutzes gekalkt. Eine breitere Datenbasis langfristiger Kalkungseffekte auf ober- und unterirdische Prozesse in Waldökosysteme ist deshalb unbedingt erforderlich. Durch wiederholte Probenahmen sollten auch Auswirkungen auf die mikrobielle Aktivität und Biomasse abgeschätzt werden. Insbesondere sollte überprüft werden, inwieweit das Artenspektrum der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft beeinflusst wird. Die Daten umfangreicher ökosystemarer Studien würden helfen, die Risiken einer Bodenschutzkalkung wie Nitrataustrag, Humusabbau, Schwermetall-Mobilisierung, flachere Feinwurzelverteilung, Verlust an Biodiversität der Mikroorganismen abzuschätzen. Bodenmikrobiologische Parameter sollten in die Planung von Bodenschutzkalkungen mit einbezogen werden, da Bodenmikroorganismen entscheidend am Umsatz der organischen Substanz beteiligt sind.

Literatur

- BMELF* (1999): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1999. <http://www.bml.de>
- Feger, K.H.* (1996): Schutz vor Säuren (7.6.2), in H.P. Blume, W. Fischer, H.G. Frede, R. Horn, P. Felix-Henningsen und K. Stahr (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, 1. Erg. Lfg. 12/96, Ecomed-Verlag, Landsberg, 24 S.
- Feger, K.H., Lorenz, K., Raspe, S., und M. Armbruster* (2000): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. <http://bwplus.fzk.de>
- Beese, F. und K.J. Meiwes* (1995): 10 Jahre Waldkalkung – Stand und Perspektiven. Allg. Forstz. 50, 946-949.
- Raspe, S., Feger, K.H., und H.W. Zöttl* (Hrsg.) (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald: Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. Verbundprojekt ARINUS. Ecomed Verlag, Landsberg, 533 S.
- Rehfuess, K.E.* (1995): Was kann Düngung bei den „neuartigen“ Waldschäden leisten? Allg. Forstz. 50, 1090-1093.
- Rosenberg, W.* (1999): Auswirkungen einer Dolomit-Kalkung auf den Humus eines Fichtenwaldes (Höglwald-Projekt). Dissertation, Universität München, 189 S.
- Schinner, F. und R. Sonnleitner* (1997): Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik Bd. III Organische Schadstoffe. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 495 S.
- Wölfelschneider, A.* (1994): Einflußgrößen der Stickstoff- und Schwefel-Mineralisierung auf unterschiedlich behandelten Fichtenstandorten im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. 34, 191 S.
- Wolters, V., Ekschmitt, K., und G. Scholle* (1995): 10 Jahre Waldkalkung - Wirkungen auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. Allg. Forstz. 50, 936-941.

Das Forschungsprojekt „Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre“ wurde aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert (PEF-FZ Karlsruhe Nr. 1 96 003).

N-fixation of selected green manure plants - A contribution to the N-turnover in soils under organic crop rotations

Torsten Müller¹ and Kristian Thorup-Kristensen²

Abstract

The aim of this study was to investigate the N-fixation potential of different leguminous green manure plants grown in the autumn after harvest of a main crop. Fixed above ground N derived from the atmosphere (N_{dfa}) was estimated both by the ^{15}N isotope dilution method and by the total-N difference method.

Winter rape (*Brassica napus*), winter rye (*Secale cereale*) and Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*) were grown as non-fixing control plants for the estimation of N-fixation of leguminous green manure plants. It was concluded that Italian ryegrass was the most suitable control plant, and that the choice of control plant can be important for the results. N-fixation varied strongly among the plant species and differed among the two years.

Hairy vetch (*Vicia villosa*), crimson clover (*Trifolium incarnatum*) and Persian clover (*Trifolium resupinatum*) fixed more than 100 kg N ha⁻¹ at least in one of the two investigated years. The highest estimated N_{dfa} was 149 kg N ha⁻¹ in the above ground plant material of hairy vetch in 1997. N_{dfa} of common vetch (*Vicia sativa*) and Egyptian clover (*Trifolium alexandrinum*) was clearly below 50 or 100 kg N ha⁻¹ in 1996 and 1997, respectively. When using Italian ryegrass as control plants, no significant difference was observed between the total N difference method and the ^{15}N isotope dilution method. Weather conditions and soil moisture, which are crucial during germination and early plant development may be an explanation for lower N-fixation in 1996 compared to 1997. With respect to N-fixation, the results indicate that extended use of green manure could strongly reduce the need for full year green manure crops (Clover-grass) in stockless organic crop rotations.

The complete paper has been submitted to *Biological Agriculture & Horticulture*

¹ Plant Nutrition and Soil Fertility Lab., Dep. of Agricultural Sciences, The Royal Veterinary and Agricultural University (KVL), Thorvaldsensvej 40, DK-1871 Frederiksberg C (Copenhagen), Denmark
fax: +45 35851294, e-mail: tm@kvl.dk

² Danish Institute of Plant and Soil Science, Dep. of Horticulture, Research Centre Aarslev, P.O. Box 102, DK-5792 Aarslev, Denmark

Einfluss von Kupfer und Isoproturon auf die Funktion von Bodenmikroorganismen - dargestellt mittels Substratnutzungsprofilen und der Kinetik der C-Mineralisation

Charlotte Pfeiffer, Christoph Emmerling

Einleitung

In einem Laborversuch wurden die Auswirkungen von anorganischen und organischen Schadstoffen auf quantitative und qualitative Aspekte von Bodenmikroorganismen über einen Zeitraum von sechs Monaten untersucht. Der Untersuchungszeitraum ermöglicht sowohl die Bewertung von kurzfristigen (1, 3, 7, 14, 28 Tage) als auch langfristigen (3, 6 Monate) Einflüssen. Es wurden zwei Schadstoffe ausgewählt, die beide in landwirtschaftlich genutzten Böden verbreitet sind: das Schwermetall Kupfer und das Herbizid Isoproturon.

Material und Methoden

Versuchsboden: Bei dem Versuchsboden handelt es sich um eine Braunerde aus devonischem Tonschiefer. Der Boden wies eine geringe Vorbelastung durch Schadstoffe auf, da er seit ca. 10 Jahren ökologisch bewirtschaftet wurde.

Probenvorbereitung: Nach der Probennahme wurde der Boden auf 2 mm gesiebt und bis zu Versuchsbeginn bei -18°C eingefroren (Isoproturon) bzw. zunächst für fünf Tage angeglichen und dann bei -18°C eingefroren (Kupfer).

Kontamination: Der langsam aufgetaute Versuchsboden wurde mit unterschiedlichen Mengen an Schadstoff kontaminiert und unter konstanten Bedingungen bei 15°C , ausgeglichenem Wassergehalt und guter Belüftung sechs Monate gelagert. Die Kupferkonzentration betrug 50 ppm (Variante II) und 500 ppm (Variante III). Die Variante I stellte die Kontrolle dar.

Der Isoproturon-Versuch wurde in der anwendungsüblichen Menge von 3 L / ha (Variante II) sowie der zehnfachen Menge von 30 L / ha (Variante III) angesetzt. Auch hier wurde gegen eine Kontrolle (Variante I) getestet.

Es wurden jeweils sechs unabhängige Wiederholungen pro Variante angesetzt.

Methodik: Die Methodenauswahl umfasste die Bestimmung des mikrobiellen Kohlenstoffs (C_{mik}) und mikrobiellen Stickstoffs (N_{mik}) (Chloroform-Fumigation-Extraktion; n. Jörgensen 1995), der Basalatmung (R_b) und der Substratinduzierten Respiration (SIR) am Infrarot-Gasanalysator nach Heinemeyer et al. 1989 sowie die Bestimmung der funktionellen Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften mittels BIOLOG-GN™-Substratnutzungstests (Garland & Mills 1991). Zusätzlich wurde der Metabolische Quotient ($q\text{CO}_2$) berechnet.

Ergebnisse & Diskussion

Quantitative Eigenschaften

Die mikrobielle Biomasse und die mikrobielle Aktivität nahm mit steigender Applikationsmenge von Kupfer und Isoproturon über den gesamten Versuchszeitraum signifikant ab. Nach 84 Tagen war noch eine Reduktion dieser Parameter von 10% durch 50 ppm Cu und 3 L ha⁻¹ IPU bzw. 20-50% durch 500ppm Cu und 30 L ha⁻¹ IPU nachzuweisen. Ein ähnlicher Trend ließ sich für den Abbau verschiedener Kohlenstoffquellen auf den BIOLOG-Platten (AWCD; Average Well Colour Development) erkennen. Im IPU-Versuch wurde der metabolische Quotient über den gesamten Beobachtungszeitraum größer, d.h. die zeitliche Entwicklung deutete auf 'Stressmetabolismus' hin (hier nicht dargestellt). Im Cu-Versuch war allerdings der umgekehrte Trend erkennbar.

Qualitative Eigenschaften

1. Funktionelle Diversität

Als Maß für die funktionelle Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften wurde für jede BIOLOG-GN-Platte der Shannon-*H*-Index aus der Summe aller Titer berechnet. Für beide geprüften Wirkstoffgruppen (anorganisch, organisch) ergab sich über den Beobachtungszeitraum von 84 Tagen eine auffallend unterschiedliche Entwicklung des Shannon-Index (Abbildung 1 und 2). So war eine signifikante Reduktion der funktionellen Diversität zwischen Kontrolle und Variante III (500 ppm Cu) erst nach 28 Tagen bis zu 3 Monaten nachzuweisen (Abbildung 1), während ein signifikanter Effekt im IPU-Versuch sich auf die ersten Versuchstage beschränkte. Zudem lag der Shannon-*H*-Index einen Tag nach Applikation von IPU in beiden Varianten über der Kontrolle (Abbildung 2).

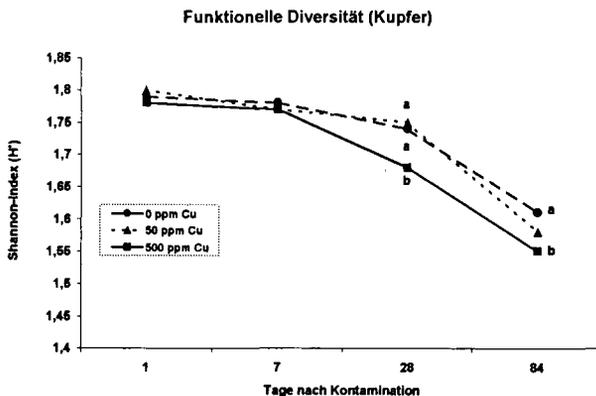


Abbildung 1: Veränderung der funktionellen Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften durch die Applikation von Kupfer. Ungleiche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (n=12; Tukey-B-Test).

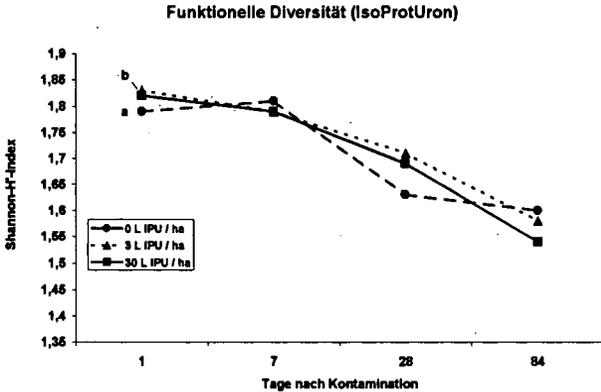


Abbildung 2: Veränderung der funktionellen Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften durch die Applikation von Isoproturon. Ungleiche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (n=12; Tukey-B-Test).

2. Zeitlicher Verlauf der SIR-Raten

Durch den Einfluss von Cu (500 ppm) ließ sich eine deutliche zeitliche Verschiebung der log-Phase erkennen. Im Vergleich zur Kontrolle war das Niveau der SIR-Kurve über den gesamten Messzeitraum niedriger (Abbildung 3).

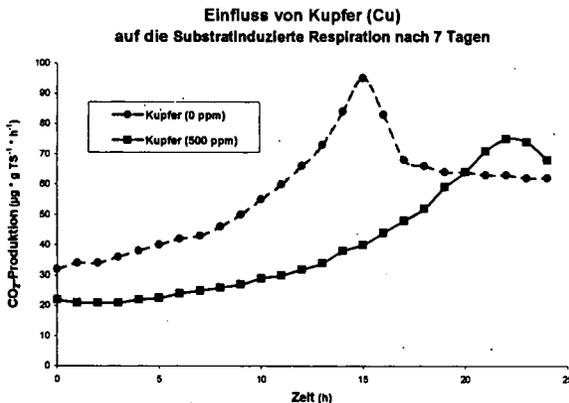


Abbildung 3: Einfluss von Kupfer auf die Kinetik der C-Mineralisation

Durch die Applikation von IPU kam es ebenfalls zu einer zeitlichen Verzögerung der log-Phase bei einem zunächst identischen Verlauf. Die Maximalwerte lagen aber deutlich über denen der Kontrolle. Dieser Effekt blieb über die Absterbephase erhalten (Abbildung 4).

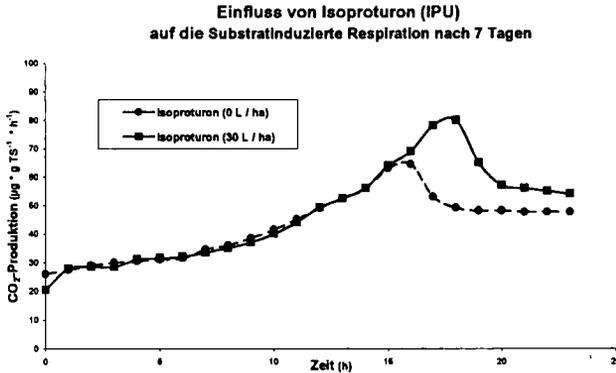


Abbildung 4: Einfluss von Isoproturon auf die Kinetik der C-Mineralisation

Anhand der gegenüber der Kontrolle unterschiedlichen SIR-Verläufe wird angenommen, dass die Einwirkung der geprüften Schadstoffe eine qualitative Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Populationen bewirkt hat. Außerdem scheinen grundsätzliche Unterschiede zwischen anorganischen und organischen Schadstoffen in dieser Hinsicht zu existieren.

Zusammenfassung

In dem hier vorgestellten Laborversuch konnte gezeigt werden, dass sich sowohl Kupfer als auch Isoproturon in Abhängigkeit ihrer Applikationsmenge und des Beprobungszeitraumes signifikant auf quantitative und qualitative bodenbiologische Eigenschaften eines Bodens auswirken. Dabei wurden ähnliche Effekte beider Wirkstoffe, wie die Verzögerung der log-Phase (SIR) infolge hoher Applikationsmengen oder die Reduzierung quantitativer Parameter mit steigender Wirkstoff-Menge, festgestellt, aber auch Unterschiede im Wirkungsverhalten z.B. hinsichtlich des Stressmetabolismus, beobachtet.

Literatur

- Garland JL, Mills AL 1991: Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level solid-carbon-source utilization. *Appl. Environ. Microb.*, 57, 2351-2359.
- Heinemeyer O, Insam H, Kaiser EA, Walenzik G 1989: Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil*, 116, 191-195.
- Jørgensen RG 1995: Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenk. Ber.*, 104, 229 S.

Der Einfluss von Ameisen (Formicidae, *Lasius flavus*) auf den Boden und die mikrobielle Gemeinschaft trockener Brachwiesen

von

Christian Platner¹, Matthias Schaefer¹ & Stefan Scheu²

Einleitung

Ameisen verändern die Bodenbedingungen innerhalb ihres Nestareals durch Bautätigkeiten, starke Akkumulation von Nahrungsbestandteilen und hohe Stoffwechselraten schnell und nachhaltig (z.B. PETAL 1978).

Die gelbe Wiesenameise (*Lasius flavus*) erreicht Lebendmassen von 60 bis 150 Kilogramm pro Hektar und kann jährlich Bodenmengen von mehreren Tonnen pro Hektar umschichten (z.B. SEIFERT 1996). Auf älteren Brachflächen kann die gesamte obere Bodenschicht durch Ameisen umgewandelt sein (WOODELL & KING 1991). Der Boden aus Nestern von *Lasius flavus* weist im Vergleich zum umgebenden Boden deutliche Unterschiede in Wasserhaushalt, Bodenchemie und der mikrobiellen Gemeinschaft auf (PETAL 1978, BEATTIE 1989, LOBRY DE BRUYN & CONACHER 1994, DEAN et al. 1997, DAUBER & WOLTERS 2000).

Diese wichtige Funktion der Ameisen hat verglichen mit Regenwürmern oder Termiten bisher relativ wenig Beachtung in der Ökologischen Forschung gefunden, insbesondere die Einflüsse auf die Bodenfauna wurden erst in letzter Zeit und detaillierter nur bei Ernte- und Waldameisen untersucht.

Untersuchungsflächen und Methoden

Im Werratal bei Witzenhausen-Freudenthal wurden auf drei benachbarten, brachliegenden Glatthaferwiesen an fünf Terminen in wöchentlichem Abstand im Sommer 1999 insgesamt 30 Hügelnester von *Lasius flavus* und deren Umgebung in je 1m Abstand in einem balancierten Blockdesign beprobt. Dazu wurden mit einem Stechzylinder Bodenproben (0-20 cm) entnommen, vor Ort gesiebt (4mm) und durchmischt. Im Labor wurden die Wassergehalte gravimetrisch (Trocknung bei 105°C, 24h), Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte gaschromatographisch, Ammonium- und Nitratgehalte durch KJELDAHL-Destillation, Phosphatgehalte photometrisch und die pH-Werte potentiometrisch bestimmt. In einer Sauerstoff-Mikrokompensationsanlage wurden die Basalatmung und die mikrobielle Biomasse durch Substrat-Induzierte Respiration gemessen.

Der Einfluss der unabhängigen Faktoren „Ameisennest“ und „Termin“ wurde mit einer Varianzanalyse statistisch überprüft.

¹ Universität Göttingen, Institut für Zoologie und Anthropologie, Abteilung Ökologie, Berliner Straße 28, D-37073 Göttingen, Germany, Tel.: 0551/39-5468, Fax: -5448; E-Mail: cplatne@gwdg.de; Homepage: <http://www.gwdg.de/~zoocoec>.

² Technische Universität Darmstadt, Institut für Zoologie, AG Ökologie, Schnittspahnstraße 3, D-64287 Darmstadt, Germany.

Ergebnisse

Nach zweiwöchiger Trockenheit zu Beginn der Messperiode hatte der Boden der Nesthügel einen deutlich geringeren Wassergehalt als der umgebende Boden. Nach kräftigen Niederschlägen am 5. August stiegen beide Werte an; nach einer weiteren Woche mit z.T. weiteren kräftigen Regengüssen wurde der Boden aus den Nestern sogar deutlich feuchter als der Kontrollboden (Abb. 1). Der Effekt der Ameisen auf den Wassergehalt des Bodens war folglich stark terminabhängig (signifikante Interaktion der Faktoren).

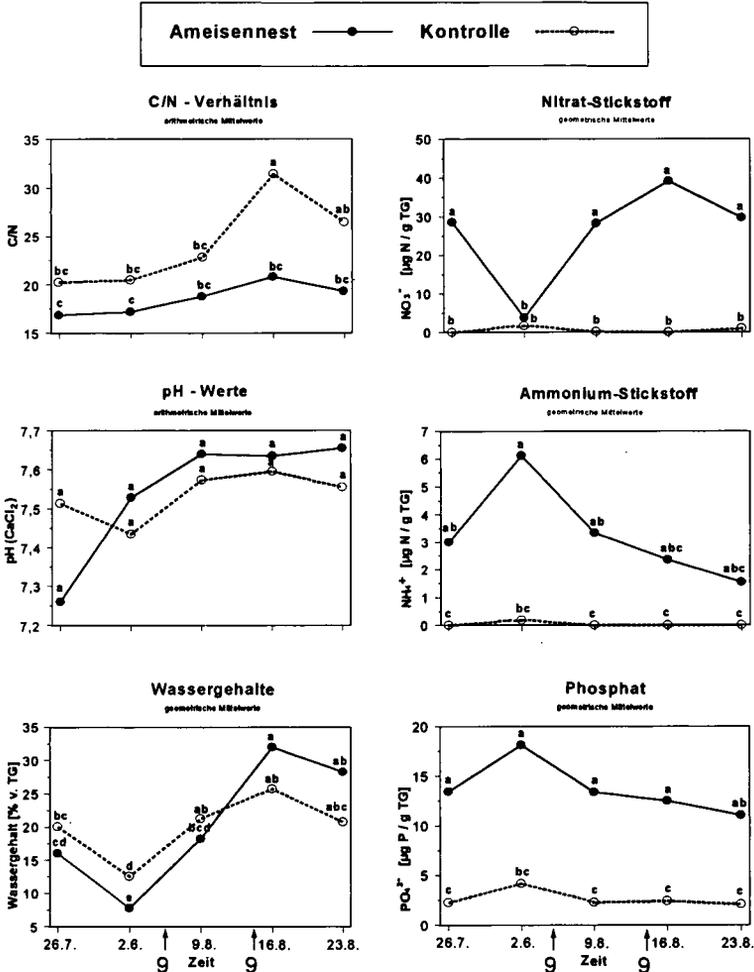


Abb. 1: Mittlere C/N-Verhältnisse, Wasser-, Protonen- und Nährstoffgehalte der Bodenproben aus den Nestern von *Lasius flavus* (●) und dem umgebenden Wiesenboden (○) an den fünf Messterminen. 9 = Niederschläge über 25 mm. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikant unterschiedliche Mittelwerte an (Tukey-Test).

Die pH-Werte der drei Wiesen unterschieden sich signifikant, die Ameisen hatten aber offensichtlich keinen Einfluss darauf. Auch die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte unterschieden sich signifikant zwischen den drei Wiesen, unterlagen aber auch einem deutlichen Einfluss der Ameisennester: in den Nestern waren die Stickstoffgehalte signifikant erhöht und die Kohlenstoffgehalte signifikant erniedrigt. Die Kohlenstoffgehalte stiegen sowohl im Nest- als auch im Kontrollboden nach den Niederschlägen deutlich an. Entsprechend haben die Faktoren „Ameisennest“, „Termin“ und „Block“ auch einen signifikanten Einfluss auf das C/N-Verhältnis.

Die Gehalte an löslichen Phosphat-, Nitrat- und Ammoniumionen waren im Boden der Nesthügel gegenüber dem umgebenden Boden signifikant erhöht (Abb.1).

Die Faktoren „Ameisennest“, „Termin“ und z.T. auch „Block“ beeinflussten signifikant die mikrobiellen Parameter Basalatumung, mikrobielle Biomasse, spezifische Respiration und den Anteil mikrobiellen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoff (Cmic/Corg-Verhältnis): Über den gesamten Untersuchungszeitraum lagen die Basalatumung und die mikrobielle Biomasse in allen Nestern deutlich über den entsprechenden Kontrollproben, die spezifische Respiration war besonders zu Beginn deutlich niedriger (Abb. 2).

Die Substrat-Induzierten Atmungskurven der Bodenproben aus den einzelnen Nestern zeigten grundlegende Unterschiede. Neben einfach erhöhten Kurven ohne erkennbare Wachstumsphase traten sowohl eingipfelige als auch zweigipfelige Wachstumskurven auf.

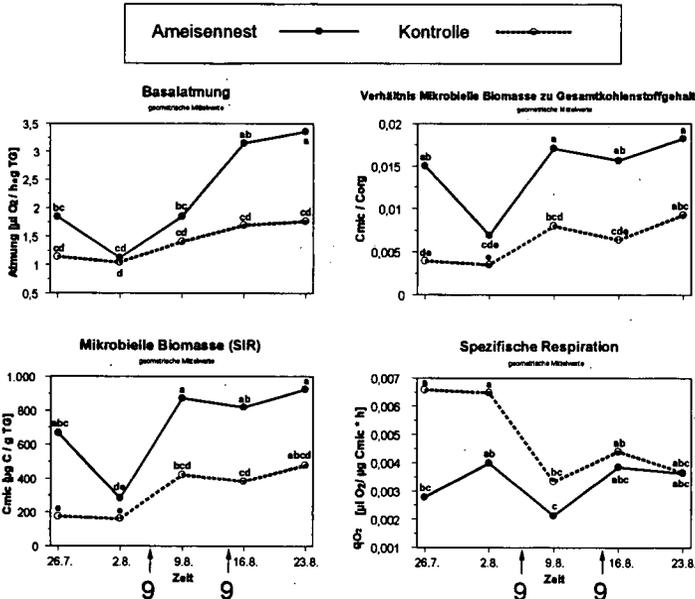


Abb. 2: Mittelwerte der Basalatumung, Mikrobieller Biomasse, Spezifischer Respiration und Cmic/Corg-Verhältnisse aus Bodenproben aus den Nestern von *Lasius flavus* (●) und dem umgebenden Wiesenboden (○) an den fünf Messterminen. 9 = Niederschläge über 25 mm. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikant unterschiedliche Mittelwerte an (Tukey-Test).

Zusammenfassung und Diskussion

- Die Wassergehalte des Bodens aus den Ameisenkolonien unterschieden sich im Mittel nicht von denen des Kontrollbodens, zeigten jedoch über den untersuchten Zeitraum deutlich stärkere Schwankungen mit größeren Extremen.
- Die Gesamtstickstoff- und Nährstoff-Gehalte waren im Boden aus den Nesthügeln signifikant höher als im umgebenden Wiesenboden, während die Kohlenstoffgehalte deutlich niedriger lagen.
- Der Anstieg der Kohlenstoffgehalte nach den Niederschlägen könnte durch verstärktes Pflanzenwurzelwachstum hervorgerufen worden sein (vgl. PLATNER et al. 1999).
- Die pH-Werte wurden durch die Nester nicht erkennbar beeinflusst.
- Die Element-, Nährstoff- und Protonengehalte unterlagen deutlichen räumlichen Gradienten.
- Die Basalatmung und die Mikrobielle Biomasse waren im Ameisennest-Boden signifikant über den gesamten Zeitraum stark erhöht; sie zeigten dabei aber auch entsprechend den Schwankungen des Wassergehalts eine deutliche zeitliche Dynamik.
- Die chemischen und mikrobiellen Analysen belegen eine deutlich bessere Ressourcenverfügbarkeit und -nutzung durch Mikroorganismen.
- Die Atmungskurven geben einen deutlichen Hinweis auf Unterschiede in der Diversität der mikrobiellen Gemeinschaft sowohl innerhalb der Nester als auch zwischen ihnen.
- Die Ökosystem-Ingenieur-Funktion der hügelbauenden Ameisen hängt in ihrer Detailwirkung stark von Steuergrößen wie Ameisenart, Lebensraum, Jahreszeit, Mikroklima und Ausgangsbeschaffenheit des Bodens ab.

Literatur

- BEATTIE, A.J. (1989): The effects of ants on grasslands. *Grassland structure and function: California annual grassland*. Tasks for Vegetation Science 20: S. 105-116. Saarbrücken: Dellatinia.
- DAUBER, J. & V. WOLTERS (2000): Microbial activity and functional diversity in the mounds of three different ant species. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 93-99.
- DEAN, W.R.J., S.J. MILTON & S. KLOTZ (1997): The role of ant nest-mounds in maintaining small-scale patchiness in dry grasslands in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 6 (9): 1293-1307.
- LOBRY DE BRUYN, L.A. & A.J. CONACHER (1994): The effect of ant biopores on water infiltration in soils in undisturbed bushland and in farmland in a semi-arid environment. *Pedobiologia* 38 (3): 193-207.
- PLATNER, C., S. SCHEU & M. SCHAEFER (1999): Kurzfristige Auswirkungen kleinräumiger Klimaveränderungen auf Ameisen (Formicidae) und andere Bodentiere einer Grünlandbrache. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 89: 281-284.
- PETAL, J. (1978): The role of ants in ecosystems. In: M.V. Brian (ed.): *Production ecology of ants and termites*. Cambridge: Cambridge University Press.
- SEIFERT, B. (1996): *Ameisen: beobachten, bestimmen*. Augsburg: Naturbuch-Verlag.
- WOODDELL, S.R.J. & T.J. KING (1991): The influence of mound-building ants on British lowland vegetation. In: C.R. HUXLEY & C.R. CUTLER (ed.): *Ant-plant interactions*. Oxford: Oxford University Press.

Die Heterogenität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte in Bodenprofilen von Auenböden

Rinklebe, J.¹; Eißner, Ch.²; Klimanek, E.-M.¹; Heinrich, K.¹; Neue, H.-U.¹

Einleitung und Ziel

Heterogenität ist ein Merkmal von Böden auf allen Maßstabsebenen und bedarf der Quantifizierung (Parkin, 1993; Kravchenko et al., 1999). Das Ziel dieser Arbeit ist es, die Variabilität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte innerhalb unterschiedlicher Bodenprofile von Auenböden sowie deren Beziehungen untereinander aufzuzeigen und mittels statistischer Verfahren zu quantifizieren. Hierzu wurden die Mikrobielle Biomasse, die Bodenenzymaktivitäten der β -Glucosidase, der Protease und der alkalischen Phosphatase sowie die Gehalte an organischem Kohlenstoff, Gesamtstickstoff und doppelaktatlöslichem Phosphor in 4 Replikationen pro Bodenhorizont bestimmt.

Methoden

Die „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby befinden sich zwischen den Stromkilometern 283 und 285,5 und die „Schleusenheger Wiesen“ bei Wörlitz zwischen den Stromkilometern 241,7 und 243,6. Beide Untersuchungsgebiete (UG) liegen im Deichvorland im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“. Periodische Überschwemmungen der Elbaue, bis zu 5 m variierender Grundwasserstände und somit der Wechsel von Naß- und Trockenphasen prägen die Böden beider UG's. Die Erkundung der Bodenverbreitung erfolgte flächendeckend (Rinklebe et al., 2000b,d). 20 Elbauenböden wurden detailliert feldbodenkundlich beschrieben, klassifiziert und laboranalytisch untersucht (Rinklebe et al., 1999, 2000a,c,d). Hiervon wurden 4 Bodenprofile als Repräsentanten der Hauptbodenformen, ein Auengley aus Auentonschluff (Profil 2), ein Vega-Gley aus Auenschluffton (Profil 6), eine Paternia-Vega aus Auenlehmsand über Auensand über Auentonlehm (Profil 7) und eine Tschernitzta aus Auenschluff (Profil 20) für die Heterogenitätsuntersuchungen ausgewählt. (Detaillierte Standortbeschreibungen siehe Rinklebe et al., 1999, 2000a,b,d). An diesen Bodenprofilen wurden pro Horizont 4 Proben (Replikationen) im Abstand von ca. 25cm feldfrisch entnommen, auf 2mm gesiebt, tiefgefroren und zur Analyse (24h bei 5°C und nachfolgend 4h bei 22°C) aufgetaut.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) erfolgte nach Anderson und Domsch (1978) in der Heinemeyeranlage (SIR). Die β -Glucosidase (Gluc) wurde nach Hoffmann und Dedeken (1965), die alkalische Phosphatase (AP) nach Tabatabai und Bremner (1969) sowie nach Eivazi und Tabatabai, (1977) und die Proteaseaktivität (Prot) nach Ladd und Butler (1972) bestimmt. Die Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte (C_{org} und N_t) wurden an lufttrockenem Boden mittels C/N/S- Analyser (Vario EL Heraeus) gemessen. Der pflanzenverfügbare Phosphor (P_{DL}) wurde nach VDLUFA (1991) und die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) nach DIN ISO 11 260, mit BaCl₂ (HBU, 2000) ermittelt.

Die statistischen Verrechnungen erfolgten mittels des Programmpaketes SPSS 10 für Windows. Zur Charakterisierung der Stichproben dienten das arithmetische Mittel und der Variationskoeffizient. Zur Prüfung auf Normalverteilung (NV) innerhalb der Stichproben (SP) wurden der Shapiro-Wilks-Test ($n \leq 10$) und der Kolmogorov - Smirnov - Anpassungstest ($n > 10$) angewendet. Mit Hilfe des F-Tests (2 Stichproben), bzw. des Tests nach Levene (k Stichproben) wurde auf Varianzhomogenität geprüft. Zum Nachweis signifikanter Mittelwertsunterschiede wurden der t-Test nach Student, der t-Test nach Welch (Varianzhomogenität), der u-Test nach Mann u. Whitney (Ablehnung der Annahme der NV, kleine SP), sowie die Varianzanalyse mit anschließendem Mittelwertstest nach Tamhane (Varianzhomogenität) hinzugezogen. Ein Abkürzungsverzeichnis findet sich in Tabelle 1.

Ergebnisse und Diskussion

Der Variabilitätskoeffizient der mikrobiellen Biomasse (CV C_{mik}) korreliert mit dem CV der Basalatmung (BA). Der CV der BA ist mit der Glucosidaseaktivität (Gluc), dem C_{org}-, dem N_t-Gehalt und der Proteaseaktivität (Prot) korreliert. Der Variabilitätskoeffizient der beta-Glucosidaseaktivität ist negativ mit dem C_{org}-Gehalt und dem C/N-Verhältnis korreliert. (Tabelle 2).

Nur der Variabilitätskoeffizient (CV) der Proteaseaktivität (Prot) korreliert negativ mit der Prot, d.h. bei abnehmender Proteaseaktivität steigt der Variabilitätskoeffizient. Außerdem korreliert der CV Prot negativ

Tabelle 1: Verwendete Abkürzungen

AP	Alkalische Phosphataseaktivität [$\mu\text{g p-NP/ gTS/ h}$]	CV P _{DL}	Variationskoeffizient des doppellaktatlöslichen Phosphors [%]
BA	Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2\text{- C/ g TS/ h}$]	CV Prot	Variationskoeffizient der Proteaseaktivität [%]
Cmik	Mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g C/ g TS}$]	Gluc	beta-Glucosidaseaktivität [$\mu\text{g Saligenin/ gTS/ 3h}$]
C/N	C:N-Verhältnis	KAK _{eff}	Effektive Kationenaustauschkapazität [cmol^+/kg]
Corg	organischer Kohlenstoff [%]	Nt	Gesamtstickstoff [%]
CV	(coefficient variation) Variationskoeffizient	P _{DL}	doppellaktatlöslicher Phosphor [mg/ 100g Iutro Bo]
CV AP	Variationskoeffizient der alkalischen Phosphataseaktivität [%]	Prot	Proteaseaktivität [$\mu\text{g Tyrosin/ gTS/ 2h}$]
CV BA	Variationskoeffizient der Basalatmung [%]	qCO ₂	Metabolischer Quotient [$\text{ng C/ } \mu\text{g Cmik}$]
CV Cmik	Variationskoeffizient der mikrobiellen Biomasse [%]	Sand	Sand gesamt [%]
CV Corg	Variationskoeffizient des organischen Kohlenstoffs [%]	Schluff	Schluff gesamt [%]
CV Gluc	Variationskoeffizient der beta-Glucosidaseaktivität [%]	Tiefe	Bodentiefe bzw. mittlere Tiefe des Horizontes [cm]
CV Nt	Variationskoeffizient des Gesamtstickstoffs [%]	Ton	Tongehalt [%]

Tabelle 2: Korrelationsmatrix aus den Mittelwerten der bodenmikrobiellen und -chemischen Kennwerte sowie ihrer Variabilitätskoeffizienten

	AP	BA	Gluc	Corg	C:N	KAK eff.	Cmik	Tiefe	Nt	PDL	Prot	qCO ₂	Sand	Schluff	Ton	CV AP	CV BA	CV Gluc	CV Corg	CV Cmik	CV Nt	CV PDL	CV Prot		
AP	1,000																								
BA	0,392	1,000																							
Gluc	0,623**	0,598**	1,000																						
Corg	0,626**	0,576**	0,774**	1,000																					
C:N	0,635**	0,551**	0,597**	0,838**	1,000																				
KAK eff.	0,489*	0,037	0,321	0,48*	0,356	1,000																			
Cmik	0,774**	0,653**	0,848**	0,849**	0,703**	0,43*	1,000																		
Tiefe	-0,607**	-0,703**	-0,835**	-0,79**	-0,661**	-0,202	-0,892**	1,000																	
Nt	0,586**	0,585**	0,748**	0,992**	0,800**	0,474*	0,823**	-0,763**	1,000																
PDL	0,553**	0,54**	0,303	0,738**	0,807**	0,477*	0,622**	-0,509*	0,720**	1,000															
Prot	0,634**	0,649**	0,942**	0,841**	0,712**	0,260	0,844**	-0,900**	0,821**	0,440*	1,000														
qCO ₂	-0,401	-0,225	-0,554**	-0,568**	-0,407	-0,327	-0,639**	0,536**	-0,546**	-0,385	-0,527**	1,000													
Sand	-0,138	0,239	-0,077	-0,240	-0,037	0,834**	-0,154	0,015	-0,253	-0,850	-0,037	-0,042	1,000												
Schluff	0,193	-0,266	0,102	0,178	0,022	0,595**	0,156	-0,011	0,181	0,010	0,045	0,024	-0,954**	1,000											
Ton	0,038	-0,228	0,004	0,166	-0,064	0,777**	0,086	0,066	0,189	0,037	-0,069	0,131	-0,958**	0,845**	1,000										
CV AP	-0,241	0,197	-0,003	0,059	0,026	-0,175	0,106	-0,157	0,107	0,095	0,095	-0,241	0,116	-0,171	-0,090	1,000									
CV BA	0,241	0,403	0,539**	0,437*	0,387*	0,020*	0,327	-0,416*	0,444*	0,194	0,503*	-0,143	-0,173*	-0,167	-0,241	-0,268	1,000								
CV Gluc	-0,338	-0,039	-0,427	-0,419*	-0,414*	-0,283	-0,178	0,090	-0,390	-0,139	-0,380	0,094	0,226	-0,213	-0,185	0,155	-0,114	1,000							
CV Corg	-0,358	0,365	0,175	0,014	0,036	0,417*	0,039	-0,297	0,027	-0,088	0,206	-0,077	-0,444*	-0,316	-0,406	0,112	0,233	0,161	1,000						
CV Cmik	0,097	-0,047	0,045	-0,179	-0,048	0,064*	0,016	-0,046	-0,191	-0,125	-0,022	0,310	-0,155*	0,229	0,134	-0,212	0,621**	-0,059	0,104	1,000					
CV Nt	-0,078	0,439*	0,228	0,281	0,378	-0,204	0,266	-0,464*	0,274	0,242	0,296	-0,195	0,222	-0,210	-0,165	0,027	0,169	0,131	0,774**	0,177	1,000				
CV PDL	0,147	0,463*	0,231	0,46*	0,337	0,014	0,469*	-0,479*	0,451*	0,533**	0,283	-0,239	-0,082	0,021	0,001	0,079	0,075	0,058	0,316	-0,167	0,257	1,000			
CV Prot	-0,177	-0,123	-0,425*	-0,229	-0,138	-0,035	-0,176	0,355	-0,219	0,158	-0,501*	-0,017	0,227	-0,272	-0,157	0,146	-0,148	0,340	-0,114	-0,113	-0,143	0,255	1,000		

nichtparametrische Korrelationen [Spearman-Rho] n = 24 ** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).
 parametrische Korrelationen [Pearson], da normalverteilt ** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig).

mit der Glucosidaseaktivität, da Gluc und Prot hochsignifikante Beziehungen aufweisen. Der Variabilitätskoeffizient der alkalischen Phosphataseaktivität konnte korrelativ nicht mit den untersuchten Eigenschaften erklärt werden.

Die Variabilität des organischen Kohlenstoffgehaltes zeigt keine nachweisbare Beziehung zur Bodentiefe, nimmt signifikant mit steigendem Sandgehalt und abnehmender KAK_{eff} zu. Die CV's des Corg- und Nt-Gehaltes korrelieren hochsignifikant miteinander, da auch die Corg und Nt-Gehalte auf dem Niveau von 0,01 korrelieren. Der Variabilitätskoeffizient des Nt-Gehaltes korreliert mit der BA.

Die Variabilität des doppellaktatlöslichen Phosphors (P_{DL}) korreliert hochsignifikant mit dem P_{DL}-Gehalt und weist Korrelationen mit dem Corg- und Nt-Gehalt, mit Cmik und mit der BA auf.

Die bodenchemischen Kennwerte Corg, Nt, P_{DL}, C/N und die bodenmikrobiologischen Kennwerte Cmik, BA, Gluc, Prot, AP korrelieren signifikant negativ mit der Bodentiefe. Ähnliches fanden Speir et al. (1984). Ebenfalls signifikant negativ mit der Bodentiefe korrelieren die CV's der BA, des Nt und des P_{DL}.

Der qCO₂ steigt signifikant mit zunehmender Bodentiefe an. Dies ist vermutlich ein Ausdruck der Stress-Situation der Mikroorganismen in größerer Bodentiefe.

Die mikrobielle Biomasse korreliert auf dem Niveau von 0,01 mit dem Corg, der BA, der Gluc, dem C/N-Verhältnis, dem Nt, der Prot, dem P_{DL}, der AP und der KAK_{eff} sowie negativ mit dem qCO₂.

Tab. 3 zeigt, daß über alle Bodenprofile die Variabilität der bodenmikrobiellen Kennwerte signifikant größer als die Variabilität der mit ihnen korrespondierenden bodenchemischen Kennwerte ist. So ist die Variabilität des mikrobiellen Kohlenstoffs hochsignifikant größer als die Variabilität des organischen Kohlenstoffs. Die Variabilität des Bodenenzym Protease, welches für den Abbau höhermolekularer Stickstoffverbindungen in niedermolekulare verantwortlich ist, unterscheidet sich ebenfalls hochsignifikant von der Variabilität des Gesamtstickstoffgehaltes. Die Variabilität des exogenen Bodenenzym alkalische Phosphatase ist signifikant höher als die Variabilität des doppellaktatlöslichen Phosphorgehaltes. Lediglich zwischen der Variabilität der β -Glucosidaseaktivität (Abbau von hochmolekularen Kohlenstoffverbindungen in niedermolekulare) und der Variabilität des organischen Kohlenstoffs konnte kein statistischer Unterschied nachgewiesen werden. Der Zusammenhang zwischen bodenmikrobiellen und -chemischen Kennwerte kann bei Betrachtung einzelner Bodenprofile vermutlich aufgrund der geringeren Stichprobenzahl nicht immer statistisch gesichert nachgewiesen werden.

Tabelle 3: Korrespondierende Variabilitäten der bodenmikrobiellen und bodenchemischen Kennwerte (Mann-Whitney-Test)

Profil Nr.	CV Cmik vs. CV Corg	CV Gluc vs. CV Corg	CV Prot vs. CV Nt	CV AP vs. CV P _{DL}	Stichprobenzahl
2	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n = 4
6	*	n.s.	**	n.s.	n = 6
7	n.s.	n.s.	n.s.	*	n = 6
20	n.s.	n.s.	***	*	n = 8
Alle Bodenprofile	***	n.s.	***	**	n = 24

*** Unterschiede sind auf dem Niveau von 0,001 signifikant (2-seitig).

* Unterschiede sind auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig).

** Unterschiede sind auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

n.s. = nicht signifikant

Die bodeneigene Heterogenität über alle Bodenprofile der untersuchten bodenmikrobiellen Eigenschaften (n=120) ist signifikant höher als die der bodenchemischen Kennwerte (n=69) (Mann-Whitney-Test).

Die Zweifaktorielle Varianzanalyse (Bodenprofil, Kennwert, Bodenprofil * Kennwert) ergab, daß zwischen den Einflußfaktoren Bodenprofil * Kennwert keine statistisch gesicherte Wechselwirkung besteht. Der Einflußfaktor Bodenprofil übt keinen gesicherten Einfluß auf die Variabilität der gemessenen Parameter aus. Damit ist die Variabilität der untersuchten Kennwerte unabhängig von den Bodenformen.

Wie erwartet, erweist sich der Einflußfaktor Kennwert als hochsignifikant auf seine Variabilität. Die als nicht-signifikant ausgewiesene Wechselwirkung zwischen Bodenformen und der Variabilität der Kennwerte gestattet eine Aggregation der Daten über alle Bodenprofile. Deshalb wurde im Anschluß an die Varianzanalyse ein multipler Mittelwertvergleich bezüglich der Unterschiede zwischen den Variabilitätskoeffizienten der Parameter zusammenfassend über alle Bodenprofile durchgeführt. Die Variabilität des Cmik unterscheidet sich nicht nur von dem CV Corg auf dem Niveau von $\alpha \leq 0,01$, sondern auch von dem CV Nt auf dem Niveau von $\alpha \leq 0,001$. Der CV Gluc unterschied sich von keinem Variationskoeffizienten der untersuchten Kennwerte signifikant. Der CV Prot ist außer vom CV Nt zusätzlich vom CV Corg verschieden ($\alpha \leq 0,05$). Der CV AP ist auf dem Niveau von $\alpha \leq 0,05$ größer als der CV des Nt. (Tab.4).

Tabelle 4: Unterschiede der gemittelten Variationskoeffizienten (Tamhane-Test)

CV Cmik $\bar{x}=21\%$	CV BA $\bar{x}=23\%$	CV Gluc $\bar{x}=11\%$	CV Prot $\bar{x}=58\%$	CV AP $\bar{x}=21\%$	CV Corg $\bar{x}=8\%$	CV Nt $\bar{x}=6\%$	CV P _{DL} $\bar{x}=23\%$
CV Corg**	CV Nt*	-	CV Corg*	CV Nt*	CV Cmik*	CV Cmik**	-
CV Nt***	-	-	CV Nt*	-	CV Prot*	CV BA*	-
-	-	-	-	-	-	CV Prot*	-
-	-	-	-	-	-	CV AP*	-

*** CV ist auf dem Niveau von 0,001 signifikant verschieden (2-seitig).	* CV ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant verschieden (2-seitig).
** CV ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant verschieden (2-seitig).	- = keine weiteren signifikanten Unterschiede

Zusammenfassung

Heterogenität ist ein Merkmal von Böden auf allen Maßstabsebenen und bedarf der Quantifizierung. Vorliegende Arbeit zeigt die Variabilität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte innerhalb von unterschiedlichen Bodenprofilen von Auenböden sowie deren Beziehungen untereinander auf und quantifiziert diese mittels statistischer Verfahren. Hierzu wurden die Mikrobielle Biomasse, die Bodenenzymaktivitäten der β -Glucosidase, der Protease und der alkalischen Phosphatase sowie die Gehalte an organischem Kohlenstoff, Gesamtstickstoff und doppellaktatlöslichem Phosphor in 4 Replikationen pro Horizont an 4 Bodenprofilen bestimmt.

Die Variabilität der untersuchten bodenmikrobiellen und -chemischen Kennwerte ist unabhängig von den Bodenformen. Die bodeneigene Heterogenität der untersuchten mikrobiellen Eigenschaften ist signifikant höher als die der chemischen Kennwerte. Die bodenchemischen Kennwerte Corg, Nt, P_{DL}, C/N und die bodenmikrobiologischen Kennwerte Cmik, BA, Gluc, Prot, AP sowie die Variabilitätskoeffizienten der BA, des Nt und des P_{DL} korrelieren signifikant negativ mit der Bodentiefe.

Die Variabilität des Corg zeigt keine nachweisbare Beziehung zur Bodentiefe, nimmt aber signifikant mit steigendem Sandgehalt und abnehmender KAK_{eff} zu. Die CV's des Corg- und Nt-Gehaltes korrelieren hochsignifikant miteinander. Die Variabilität des P_{DL} korreliert hochsignifikant mit dem P_{DL}-Gehalt sowie signifikant mit dem Corg- und Nt-Gehalt, der mikrobiellen Biomasse und der BA.

Für eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Bodenkennwerte, Bodenformen und Ökosysteme ist eine Validierung notwendig.

Literatur

- Anderson, J.P.E.; Domsch, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem. 10. 215-221.
- Eivazi, F.; Tabatabai, M.A. (1977) Phosphatases in soils. Soil Biol. Biochem. 9: 167-172.
- HBU - Handbuch der Bodenuntersuchung (2000) Bd. 2. Wiley-Vch. Beuth - Berlin - Wien - Zürich. Effektive Kationenaustauschkapazität 3.7.2.2.
- Hoffmann, G.; Dedeken, M. (1965) Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidase-Aktivität im Boden. Zeitschrift f. Pfl.ernährg., Düngg. u. Bdkd. 108. 193-198.
- Kravchenko, A.N.; Boast, C.W.; Bullock, D.G. (1999) Multifractal Analysis of Soil Spatial Variability. Agron. J. 91: 1033-1041.
- Ladd, J.N.; Butler, J.H.A. (1972) Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem. 4: 19-30.
- Parkin, T. B. (1993) Spatial Variability of Microbial Processes in Soil - A Review. J. Environ. Qual. 22: 409-417.
- Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (2000a) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 37-46.
- Rinklebe, J.; Helbach, C.; Franke, F.; Neue, H.-U. (2000b) Großmaßstäbige Bodenformenkarte der „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt f. Gewässerkunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz - Berlin. Tagungsbdd. d. Statusseminars Elbe-Ökologie vom 02. bis 05. Nov. 1999 in Bln. 225-226.
- Rinklebe, J.; Klimanek, E.-M.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (1999) Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Mitteilg. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 91, II. 699-702.
- Rinklebe, J.; Klimanek, E.-M.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (2000c) Mikrobielle Heterogenität in Bodenprofilen von Auenböden. ATV-DVWK-Schriftenreihe. Bmbf. Gewässer, Landschaft. Aquatic Landscapes. ISBN: 3-933707-64-1. 22. 232-233.
- Rinklebe, J.; Marahrens, S.; Böhnke, R.; Amarelli, U.; Neue, H.-U. (2000d) Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 27-35.
- Speir, T.W.; Ross, D.J.; Orchard, V.A. (1984) Spatial Variability of biochemical properties in a taxonomically-uniform soil under grazed pasture. Soil Biol. Biochem. 16, No. 2: 153-160.
- Tabatabai, M.A.; Bremner, J.M. (1969) Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1: 301-307.
- VDLUFA (1991) Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppellaktat (DL)-Auszug. In: Hoffmann, G., Methodenbuch Bd I., Die Untersuchung von Böden. Verband Dt. Landwirtschaftl. Untersuchungs- u. Forschungsanstalten. 4. Aufl., A 6.2.1.2, S. 1-12.

Diversität und Struktur der Collembolengemeinschaften in Buche/ Fichte Mischbeständen versus monospezifischen Beständen

Jörg Salamon, Jörn Alpeji*

Einleitung

Im Rahmen einer ökosystemgerechten Waldnutzung setzt die Forstwirtschaft heute verstärkt auf Strukturumbau und die Schaffung von Mischbeständen. Über die Bodenfauna von Mischwäldern gibt es jedoch bisher nur wenige Informationen (z.B. SALAMON & ALBERS 1997). Im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts 'Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung - Fallstudie Waldlandschaft Solling' wurde deshalb in Rein- und Mischbeständen von Fichte und Buche der Einfluß der Baumart auf die Diversität und Siedlungsdichte der Collembolengemeinschaften analysiert. Die zentralen Fragen der Untersuchung waren, ob Mischbestände mit ihrer diverseren Streu Lebensraum für eine artenreichere Collembolengemeinschaft bieten und wie sich die Streuarten (Rein- und Mischstreu von Fichte und Buche) auf die Dichten der Collembolen auswirken.

Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Als Untersuchungsflächen wurden im Solling neun > 100 Jahre alte Rein- und Mischbestände von Buche und Fichte ausgewählt, die sich auf drei räumlich getrennte Blöcke in den Forstämtern Fürstenberg, Eschershausen und Mackensen verteilen. Je Block liegen eine Buchen-, eine Fichten- und eine Mischfläche in unmittelbarer Nachbarschaft nebeneinander.

Am 31. 5. 99 wurden auf den neun Teilflächen an jeweils fünf Probestellen mit einem Stechzylinder (5 cm Durchmesser) Bohrkerne bis ca. 15 cm Tiefe entnommen und in die Horizonte L/F, H/Ah und 3 cm des Bv aufgeteilt. Die Austreibung der Tiere erfolgte nach dem von SCHAUERMANN (1982) modifizierten Verfahren von MACFADYEN et al. (1961). Die Collembolen aus diesen Proben wurden auf Artniveau bestimmt. Parallel zu den Tierproben wurden an vier der fünf ausgewählten Probestellen jeder Teilfläche in der Nähe des ersten Einstichs drei weitere Bohrkerne entnommen, die ebenfalls in die oben genannten Horizonte getrennt wurden. Aus den drei Parallelen wurden Mischproben für jeden Horizont erstellt, aus denen abiotische und mikrobielle Parameter ermittelt wurden. In diesem Bericht werden nur die Ergebnisse der pH-Analysen und die Ergosterolgehalte des L/F-Horizonts dargestellt.

Die Effekte der Faktoren 'BLOCK' (Fürstenberg, Mackensen, Eschershausen), 'FLÄCHE' (Fichten-Misch- und Buchenfläche) und 'HORIZONT' (L/F, H/Ah und Bv) auf die pH-Werte, die Ergosterolgehalte, die Artenzahl und Siedlungsdichte der Collembolen wurden mit Varianzanalysen (ANOVA) untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Boden-pH und Ergosterolgehalt

* Institut für Zoologie und Anthropologie der Universität Göttingen,
Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

Im Mittel stieg der pH von den Fichten- über die Misch- zu den Buchenbeständen. Signifikant ausgeprägt war dieser Effekt aber nur auf der Fläche Fürstenberg. In Eschershausen und Mackensen unterschieden sich die pH-Werte nicht zwischen Fichten- Misch- und Buchenbestand (Abb. 1a). Die Gehalte des pilzlichen Sterols Ergosterol im L/F-Horizont waren im Mittel tendenziell am höchsten in den Buche/Fichte Mischbeständen (Abb. 1b), was auf einen hohen pilzlichen Anteil an der mikrobiellen Biomasse deutet.

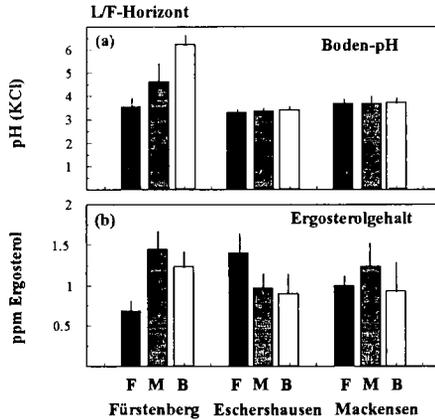


Abb. 1: Boden-pH (a) und Ergosterolgehalte (b) im L/F-Horizont der Rein- und Mischbestände der Blöcke Fürstenberg, Eschershausen und Mackensen im Mai 1999 (F = Fichtenbestand, M = Buche/ Fichte Mischbestand, B = Buchenbestand). Dargestellt sind Mittelwerte + eine Standardabweichung (n=4).

Artenzahlen Collembolen

Insgesamt wurden 40 Collembolenarten gefunden. Neben *Folsomia quadrioculata* dominierten *Mesaphorura macrochaeta* und *Mesaphorura tenuisensillata* auf den Untersuchungsflächen. Im Mittel war die Artenzahl der Collembolen auf den Fichtenflächen (11.9) und Mischflächen (12.3) signifikant höher als auf den Buchenflächen (9.9) ($p < 0.01$, $F = 6.91$). Die höchste Artenzahl hatte die Mischfläche im Block Eschershausen (12.4), die niedrigste Artenzahl wurde für die Buchenfläche im Block Fürstenberg gefunden (8.8) (Abb. 2). Auf allen drei Blöcken besitzen die Fichten- und Mischflächen eine artenreichere Krautschicht als die Buchenflächen. Dies könnte ein Grund dafür sein, daß die Artenzahlen der Collembolen in den Fichten- und Mischbeständen höher waren als in den Buchenbeständen, da vor allem epedaphische Collembolenarten auf eine gut ausgebildete Krautschicht angewiesen sind (WOLTERS 1985).

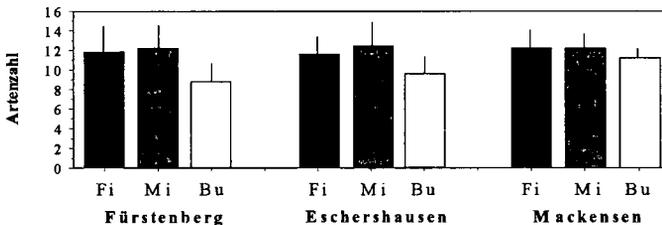


Abb. 2: Artenzahlen der Collembolen in den Rein- und Mischbeständen der drei Blöcke Fürstenberg, Eschershausen und Mackensen im Mai 1999 (Fi = Fichtenbestand, Mi = Buche/ Fichte Mischbestand, Bu = Buchenbestand). Dargestellt sind die Mittelwerte + eine Standardabweichung (n=5).

Abundanzen Collembolen

Die **Gesamtabundanz der Collembolen** unterschied sich im Mittel nicht signifikant zwischen den Flächen (Tab. 1), und auch beim Vergleich der neun Einzelflächen trat kein deutliches Muster auf (Abb. 3a).

Die Abundanzen der euedaphischen, fungivoren Gattung *Mesaphorura* (BÄÄTH et al., 1980) unterschieden sich signifikant zwischen den Flächen unterschiedlicher Bestockung (Tab. 1). Die Dichten nahmen in der Reihe Mischflächen > Fichtenflächen > Buchenflächen ab. Dieser Effekt war vor allem auf das Muster im Block Eschershausen zurückzuführen (Abb. 3b), wo auf der Mischfläche, mit 31762 Ind./m², die höchsten Individuenzahlen gefunden wurden. Gründe für die hohen Dichten der Gattung *Mesaphorura* auf den Mischflächen könnten, darauf weisen auch die dort vergleichsweise hohen Ergosterolgehalte (Abb. 1b), ein hoher pilzlicher Anteil an der mikrobiellen Biomasse oder auch eine diversere Pilzflora sein.

Isotoma notabilis, eine ubiquitäre Art mit hemiedaphischer Lebensweise, erreichte die mit Abstand höchsten Dichten auf der Buchenfläche im Block Fürstenberg. (Abb. 3c). *Isotoma notabilis* wird von mehreren Autoren (HÄGVAR, 1984; KOPESKI, 1992) als azidophob eingestuft und könnte von dem relativ hohen Boden-pH im L/F Horizont der Buchenfläche des Blocks Fürstenberg (Abb. 1a) profitiert haben.

Entomobryidae und Tomoceridae, zwei epedaphische Gruppen, die Streu und lebendes Pflanzenmaterial konsumieren, traten in allen drei Blöcken auf den Fichtenflächen tendenziell häufiger auf als auf den Misch- und Buchenflächen (Abb. 3d). Die Dichten betragen auf den Fichtenflächen im Mittel 4751 Ind./m², auf den Mischflächen 1900 Ind./m² und auf den Buchenflächen 1357 Ind./m². Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (Tab. 1). Ein Grund für die relativ hohen Dichten dieser epedaphischen Gruppen unter Fichte könnte die dort im Vergleich zu den Misch- und Buchenbeständen gut ausgebildete Krautschicht sein (M. Weckesser, mündl. Mitteilung).

Tab. 1: Effekte der Faktoren 'BLOCK' und 'FLÄCHE' auf die Gesamtabundanz der Collembolen und die Individuenzahl von *Mesaphorura spec.*, *Isotoma notabilis* und der Entomobryidae/ Tomoceridae. F-Werte einer zweifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA).

	F-Werte			
	Collembola	<i>Mesaphorura spec.</i>	<i>Isotoma notabilis</i>	Entomobryidae/ Tomoceridae
Block	1.7 ns	3.0 ns	0.6 ns	0.1 ns
Fläche	0.6 ns	3.8 *	0.6 ns	2.5 (*)
Model	1.2 ns	3.4 *	0.6 ns	1.3 ns

*P<0.05, ns P>0.05

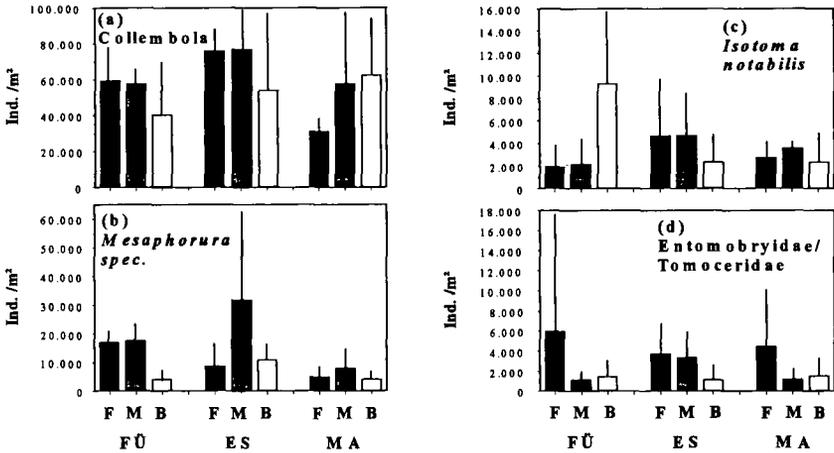


Abb.3: Gesamtdichte der Collembolen (a), sowie die Dichten von *Mesaphorura spec.* (b), *Isotoma notabilis* (c) und der Entomobryidae/ Tomoceridae (d) in Rein- und Mischbeständen der Blöcke Fürstenberg (FÜ), Eschershausen (ES) und Mackensen (MA) im Mai 1999 (F = Fichte, M = Buche/ Fichte Mischbestand, B = Buche). Dargestellt sind die Mittelwerte + eine Standardabweichung (n=5).

Mit Hilfe einer **kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA)** wurden von den im L/F- und H/Ah-Horizont erhobenen Umweltfaktoren das C/N-Verhältnis und der pH-Wert als am stärksten mit der Verteilung der Collembolen korrelierende Faktoren bestimmt. Speziell auf die Bedeutung des pH-Wertes für Verbreitung und Abundanz der Collembolen wurde bereits in vielen Untersuchungen hingewiesen (z.B. HÄGVAR, 1984; KOPESKI, 1992). Faktoren mit geringer Korrelation waren überraschender Weise vor allem die mikrobiellen Parameter (z.B. mikrobielle Biomasse und C_{mic}/C_{org} -Verhältnis).

Literatur:

BÁÁTH, E., BERG, B., LOHM, U., LUNDGREN, B., LUNDKVIST, H., ROSSWALL, T., SÖDERSTRÖM, B. & WRIEN, A., (1980): Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia*, 20: 85-100.

HÄGVAR, S., (1984): Effects of liming and artificial acid rain on Collembola and Protura in coniferous forest. *Pedobiologia*, 27: 341-354.

KOPESZKI, H., (1992): Veränderungen der Mesofauna eines Buchenwaldes bei Säurebelastung. *Pedobiologia*, 36: 295-305.

MACFADYEN, A., (1961): Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.*, 30: 171-184.

SALAMON, J., ALBERS, D., SCHEU, S. & SCHAEFER, M., (1997): Vergleich der Collembolengemeinschaften im Boden und in Litterbags in einem Gradienten von Buche (*Fagus sylvatica*) zu Fichte (*Picea abies*) auf Buntsandstein. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 85, II, 595-598.

SCHAUERMANN, J., (1982): Verbesserte Extaktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät, modifiziert nach Kempson und MacFadyen. *Kurzmitt. aus dem SFB135: Ökosysteme auf Kalkstein*, 1: 47-50.

WOLTERS, V., (1985): Untersuchung zur Habitatbindung und Nahrungsbiologie der Springschwänze (Collembola) eines Laubwaldes unter besonderer Berücksichtigung ihrer Funktion in der Zersetzerkette. *Dissertation*, Universität Göttingen.

Sukzessionsverlauf der Mikro- und Mesofauna in Kothaufen von Regenwürmern unter kontrollierten Bedingungen

Christian Seibel & Stefan Schrader

1. Einleitung und Zielsetzung

Regenwürmer wie z.B. *Lumbricus terrestris* schaffen spezielle Mikrohabitate durch Ablage ihres Kotes an der Bodenoberfläche und Einarbeitung von Streumaterial. Im Vergleich zum umgebenden Boden zeichnen sich diese Kothaufen durch hohe biologische Aktivität als ‚hot spots‘ aus. Die mikroklimatischen Verhältnisse und das Nahrungsangebot in den Kothaufen begünstigen die Aktivitäten der Mikroorganismen sowie der Mikro- und Mesofauna. Bislang sind jedoch mögliche zeitliche Veränderungen in der Biozönose in Abhängigkeit von der Altersstruktur der Kothaufen ungeklärt. Ziel dieser Laboruntersuchung war, in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* altersabhängige Sukzessionen der Biozönose nachzuweisen.

2. Material und Methoden

In Kunststoffboxen mit lehmigem Sand (0,2 m², 22 cm Bodentiefe, d_B 1,4 g cm⁻³) aus dem Ap-Horizont eines Pseudogleys wurden adulte Individuen der heimischen Regenwurmart *Lumbricus terrestris* bei 11°C gehalten. Jede der insgesamt 8 Boxen enthielt 6 Individuen. Als Nahrung diente auf der Bodenoberfläche eine Schicht getrockneter Blattstreu (75 g pro Box) von Ackerbohne (*Vicia faba*) und Senf (*Sinapis alba*).

Nach 1, 2, 4 und 8 Wochen wurden Proben (Ø 4 cm, Tiefe: 5 cm) von den an der Bodenoberfläche befindlichen Kothaufen (n = 10) und vom umgebenden Boden (n = 10) in einem Mindestabstand von 15 cm zum nächsten Haufen genommen. Die Kothaufenproben bestanden in den oberen 3 cm aus reinem Kot, der Rest umfaßte den Boden unmittelbar darunter inkl. Gangwand. Protozoenabundanzanzen wurden mit Hilfe der MPN-Methode (Darbyshire et al. 1974) unter Verwendung der MPN-Tabellen von Rowe et al. (1977) ermittelt. Enchytraeiden wurden nach Graefe (1984) naßextrahiert. Die Extraktion der Mikroarthropoden erfolgte nach MacFadyen (1961). Nach Tabatabai & Bremner (1969) wurden die alkalische und saure Phosphatase Aktivität bestimmt. Die Dehydrogenase Aktivität wurde nach Thalmann (1968) modifiziert nach Malkomes (1993) bestimmt. Kohlenstoff (C_i) und Stickstoffgehalte (N_i) wurden mit Hilfe eines Autoanalyzers (LECO CHN-1000) ermittelt. Die Bodenfeuchtebestimmung erfolgte bei 105°C und die pH-Wert-Messung in 0,01 M CaCl₂.

3. Ergebnisse

Die Flagellaten zeigten einen schnellen Anstieg in den Kothaufen mit einem Maximum nach 4 Wochen, gefolgt von einem Absinken der Abundanz nach 8 Wochen unter den Anfangswert der ersten Woche (Abb. 1). Für Milben ließ sich ein ähnlicher Verlauf feststellen, wenn auch in abgeschwächter Form (Abb. 4).

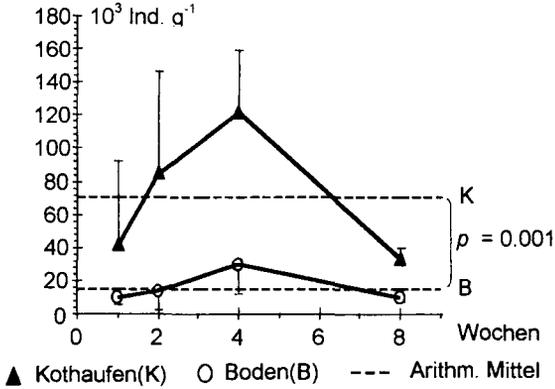


Abb. 1: Mittlere Abundanzen (\pm SD) der **Flagellaten** in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden.

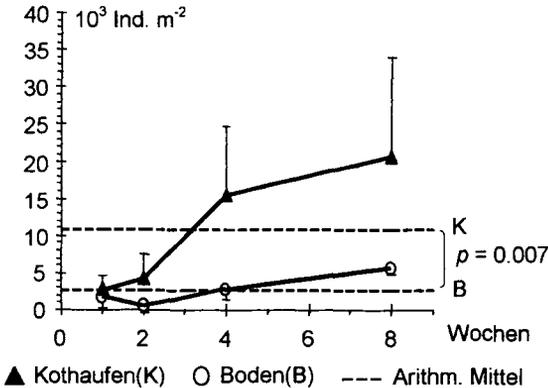


Abb. 2: Mittlere Abundanzen (\pm SD) der **Enchytraeiden** in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden.

Enchytraeiden (Abb. 2) und Collembolen (Abb. 3) wiesen einen langsameren Anstieg auf und erreichten ihr Maximum nach 8 Wochen. Der umgebende Boden zeigte relativ konstante Werte der erfaßten Tiergruppen bei vergleichsweise geringen Schwankungen. Die Abundanzen aller Tiergruppen lagen durchschnittlich in den Haufen signifikant höher als im umgebenden Boden. Ebenfalls signifikant höher lagen die Werte in den Haufen für Bodenfeuchte, pH, C_i und N_i sowie Enzymaktivitäten (Tab. 1).

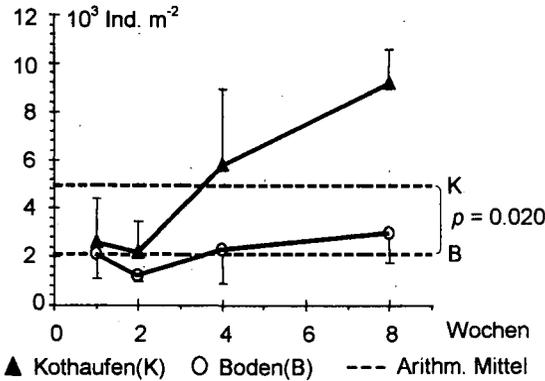


Abb. 3: Mittlere Abundanzen (± SD) der Collembolen in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden.

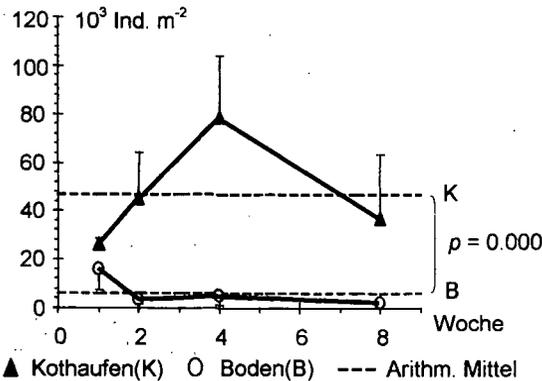


Abb. 4: Mittlere Abundanzen (± SD) der Milben in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden.

Tab. 1 Mittelwerte (\pm SD) der abiotischen Parameter und der Enzymaktivitäten in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden über die gesamte Versuchsdauer von 8 Wochen.

Parameter		Kothaufen	Boden	p
Bodenfeuchte	[w/w %]	13.9 (\pm 1.6)	11.6 (\pm 0.3)	0.001
pH		5.8 (\pm 0.3)	5.4 (\pm 0.2)	0.006
Kohlenstoff (C _i)	[%]	0.89 (\pm 0.08)	0.77 (\pm 0.02)	0.000
Stickstoff (N _i)	[%]	0.078 (\pm 0.009)	0.067 (\pm 0.007)	0.003
Saure Phosphatase Aktivität	[μ g pNP g ⁻¹ h ⁻¹]	369.0 (\pm 31.2)	301.3 (\pm 27.5)	0.017
Alkal. Phosphatase Aktivität	[μ g pNP g ⁻¹ h ⁻¹]	84.2 (\pm 19.6)	37.6 (\pm 2.9)	0.003
Dehydrogenase Aktivität	[μ g TPF g ⁻¹ d ⁻¹]	126.6 (\pm 36.6)	1.5 (\pm 0.5)	0.007

4. Schlußfolgerungen

Kothaufen unterschiedlichen Alters von *Lumbricus terrestris* können als wichtiger Beitrag zur Heterogenisierung der Organismen-Verteilung angesehen werden. Altersdifferenzen der Kothaufen bei ausreichender Haufendichte können ein gleichzeitiges Bereithalten unterschiedlicher Organismengruppen in hohen Abundanzen bewirken. Damit steht ein diverses Startpotential für Abbauvorgänge im umgebenden Boden bereit.

5. Literatur

- Darbyshire, J.F., Wheatley, R.E., Greaves, M.P., Inkson, R.H.E. (1974): A rapid micromethod for estimating bacterial and protozoan populations in soil. *Rev. Écol. Biol. Soil*, 11, 465-475.
- Graefe, U. (1984): Eine einfache Methode der Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenproben. Protokoll des Workshops zu Methoden der Mesofaunaerfassung und zu PCP-Wirkungen auf Collembolen und anderen Mesofauna-Gruppen; Bremen; S. 17.
- MacFadyen, A. (1961): Improved funnel type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30, 171-184.
- Malkomes, H.-P. (1993): Eine modifizierte Methode zur Erfassung der Dehydrogenaseaktivität (TTC-Reduktion) im Boden nach Herbizidanwendung. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 45, 180-185.
- Rowe, R.; Todd, R., Waide, J. (1977): Microtechnique for most-probable-number analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 675-680.
- Tabatabai, M. A., Bremner, J. M. (1969): Use of p-Nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307.
- Thalmann, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyl-tetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch. Forsch.* 21, 249-258.

Dank. Wir danken der BBA in Braunschweig für die Bereitstellung des Bodens. Herrn Prof. Dr. O. Larink für wertvolle Anregungen und Frau M. Kondermann für technische Unterstützung.

Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen in einem Agrarökosystem auf die Biozönose in Kothaufen von Regenwürmern

Stefan Schrader & Christian Seibel

1. Einleitung und Zielsetzung

Die besonderen chemischen, biochemischen und physikalischen Eigenschaften der Kothaufen von Regenwürmern bedingen im Vergleich zum umgebenden Boden eine hohe Aktivität kleinerer Bodentiere und der Mikroorganismen. Auf der Bodenoberfläche produziert die Regenwurmart *Lumbricus terrestris* entsprechende Mikrohabitate aus ausgeschiedenem Kot und zusammengezogenen Streuresten. Bislang wurden Untersuchungen dieser Kothaufen überwiegend in Wald-ökosystemen vorgenommen (z.B. Maraun et al. 1999), wohingegen wenige Untersuchungen in Agrarökosystemen erfolgten (z.B. Subler & Kirsch 1998). Ziel der vorliegenden Freilanduntersuchung war, in einem Agrarökosystem die Biozönose in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* in Abhängigkeit von Feldfrucht und Management zu analysieren.

2. Material und Methoden

An 6 Terminen (I bis VI) während der Vegetationsperiode 1998 wurden Proben aus dem Ap-Horizont eines Pseudogleys (lehmgiger Sand) einer landwirtschaftlichen Versuchsfläche der BBA Braunschweig genommen: Termin I (06. April): vor Aussaat; II (22. Mai): Blattentwicklung; III (10. Juni): Längenwachstum / Blüte; IV (22. Juli): Ende der Blüte / Beginn der Fruchtbildung; V (03. August): Fruchtbildung / Beginn der Reife; VI (14. August): Vollreife. Parzellenweise (24 x 19,5 m) wurden Ackerbohne (*Vicia alba*) und Lupine (*Lupinus luteus*) bei unterschiedlichem Management angebaut: 1) ungemulcht; 2) Strohmulch (0,2 kg m⁻²); 3) abgestorbener Senf (*Sinapis alba*) als Zwischenfrucht vom vorangegangenen Herbst. Proben (Ø 4 cm, Tiefe: 5 cm) wurden von den an der Bodenoberfläche befindlichen Kothaufen (n = 10) der Regenwurmart *Lumbricus terrestris* und vom umgebenden Boden (n = 10) in einem Mindestabstand von 20 cm zum nächsten Haufen genommen.

Protozoenabundanzen wurden mit Hilfe der MPN-Methode (Darbyshire et al. 1974) unter Verwendung der MPN-Tabellen von Rowe et al. (1977) ermittelt. Enchytraeiden wurden nach Graefe (1984) extrahiert. Mikroarthropoden-Extraktion erfolgte nach MacFadyen (1961). Nach Tabatabai & Bremner (1969) wurden die alkalische und saure Phosphatase bestimmt. Die Dehydrogenase wurde nach Thalmann (1968) modifiziert nach Malkomes (1993) bestimmt. Kohlenstoff (C_i-) und Stickstoffgehalte (N_i) wurden mit Hilfe eines Autoanalyzers (LECO CHN-1000) ermittelt. Die Bodenfeuchtebestimmung erfolgte bei 105°C und die pH-Wert-Messung in 0,01 M CaCl₂.

3. Ergebnisse

Regenwurm-Aktivität und Management beeinflussten die Abundanzen der Mesofauna signifikant (Tab. 1). Im Mittel wurden in Kothaufen signifikant höhere Mesofauna Abundanzen festgestellt als im Boden (Abb. 2 - 4). Haufen in Parzellen mit Senf als vorheriger Zwischenfrucht wiesen die signifikant höchsten Abundanzen auf, gefolgt von Haufen bei Strohmulch und in ungemulchten Parzellen. Im Jahresverlauf wiesen Flagellaten (Abb. 1) einen schnellen Anstieg bis Juni auf. Dann sanken die Abundanzen. Collembolen (Abb. 3) blieben erst auf niedrigem Abundanzniveau und erreichten ihr Maximum zur Reifezeit der Früchte im August. Enchytraeiden (Abb. 2) und Milben (Abb. 4) hatten ihr Maximum im Juli. Enzymaktivitäten waren in Kothaufen höher als im Boden und in ungemulchten Parzellen niedriger als in den anderen Varianten (Tab. 2). Ct und Nt zeigten geringere Unterschiede, Bodenfeuchte und pH waren annähernd gleich (Tab. 2).

Tab. 1 F-Werte einer dreifaktoriellen ANOVA für den Einfluß von Probenotyp (Kothaufen, Boden), Frucht (Ackerbohne, Lupine) und Management (ungemulcht, Strohmulch, Zwischenfrucht) auf Flagellaten, Enchytraeiden, Collembolen und Milben zu log transformierten Daten. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

	Flagellaten	Enchytraeiden	Collembolen	Milben
Probenotyp (P)	3.9	13.6 ***	27.1 ***	34.7 ***
Frucht (F)	1.8	0.3	4.3 *	1.1
Management (M)	2.2	29.8 ***	16.0 ***	11.3 ***
P x F	0.7	0.6	0.6	0.5
P x M	< 0.1	7.4 **	0.3	3.2 *
F x M	< 0.1	10.7 ***	1.5	1.9
P x F x M	0.7	0.2	2.2	1.2
Modell	1.1	10.1 ***	6.3 ***	6.3 ***
% SS erklärt	17.3	35.2	25.2	25.4

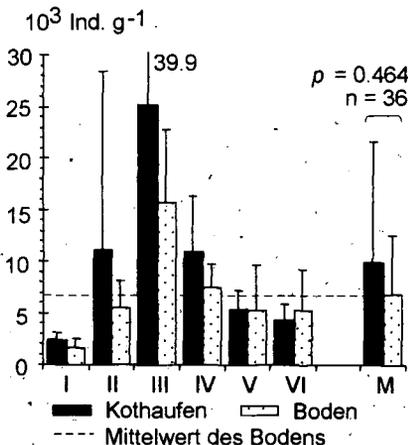


Abb. 1 Mittlere Abundanzen (\pm SD) der Flagellaten in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden zu den Probenahmeterminen I bis VI (s. Material und Methoden). M = arithm. Mittel aller Termine.

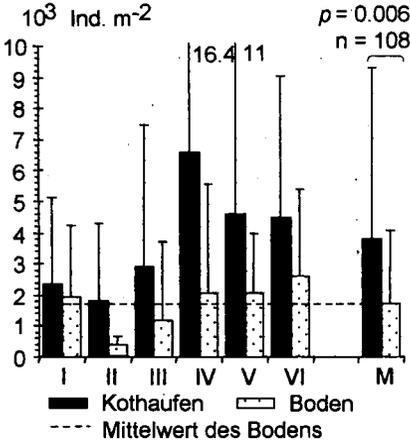


Abb. 3 Mittlere Abundanzen (\pm SD) der **Collembolen** in Kothäufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden zu den Probenahmetermeninen I bis VI (s. Material und Methoden). M = arithm. Mittel aller Termine.

Abb. 2 Mittlere Abundanzen (\pm SD) der **Enchytraeiden** in Kothäufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden zu den Probenahmetermeninen I bis VI (s. Material und Methoden). M = arithm. Mittel aller Termine.

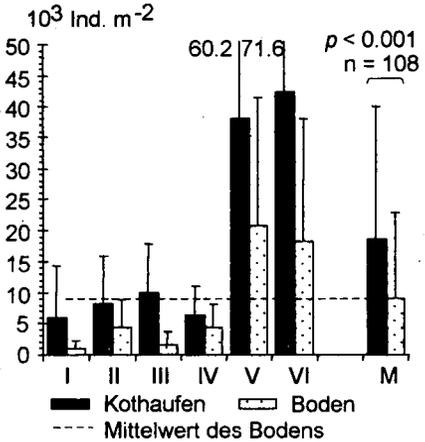
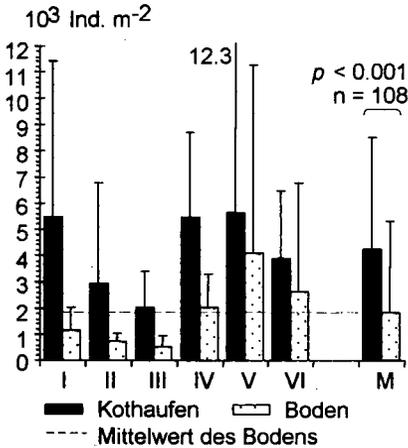


Abb. 4 Mittlere Abundanzen (\pm SD) der **Milben** in Kothäufen von *Lumbricus terrestris* und im umgebenden Boden zu den Probenahmetermeninen I bis VI (s. Material und Methoden). M = arithm. Mittel aller Termine.



Tab. 2 Arithmetische Mittelwerte (\pm SD) abiotischer Parameter und von Enzymaktivitäten in Kothaufen und im Boden bei unterschiedlichem Management (ungemulcht, Strohmulch, Zwischenfrucht).

Parameter		ungemulcht	Strohmulch	Zwischenfrucht
Kothaufen	Bodenfeuchte [Gew. %]	9.6 \pm 3.5	9.7 \pm 3.1	9.6 \pm 3.5
	pH	5.2 \pm 0.3	5.4 \pm 0.2	5.3 \pm 0.2
	Kohlenstoff C _t [%]	0.67 \pm 0.05	0.75 \pm 0.06	0.78 \pm 0.09
	Stickstoff N _t [%]	0.060 \pm 0.009	0.064 \pm 0.007	0.068 \pm 0.008
	Sre. Phosphatase Akt. [μ g pNP g ⁻¹ h ⁻¹]	306.4 \pm 35.7	331.7 \pm 45.5	327.1 \pm 48.3
	Alk. Phosphatase Akt. [μ g pNP g ⁻¹ h ⁻¹]	40.9 \pm 19.2	56.8 \pm 25.0	72.2 \pm 38.5
	Dehydrogenase Akt. [μ g TPF g ⁻¹ d ⁻¹]	33.8 \pm 48.5	29.2 \pm 28.3	54.3 \pm 42.4
Boden	Bodenfeuchte [Gew. %]	10.7 \pm 4.1	10.5 \pm 2.9	9.7 \pm 2.8
	pH	5.2 \pm 0.3	5.4 \pm 0.1	5.3 \pm 0.2
	Kohlenstoff C _t [%]	0.66 \pm 0.07	0.72 \pm 0.04	0.76 \pm 0.07
	Stickstoff N _t [%]	0.057 \pm 0.009	0.058 \pm 0.005	0.066 \pm 0.010
	Sre. Phosphatase Akt. [μ g pNP g ⁻¹ h ⁻¹]	311.5 \pm 41.2	329.5 \pm 41.2	331.1 \pm 55.7
	Alk. Phosphatase Akt. [μ g pNP g ⁻¹ h ⁻¹]	33.4 \pm 11.2	54.5 \pm 20.6	52.1 \pm 19.0
	Dehydrogenase Akt. [μ g TPF g ⁻¹ d ⁻¹]	13.3 \pm 11.2	11.0 \pm 7.8	28.9 \pm 22.2

4. Schlussfolgerungen

Kothaufen von *Lumbricus terrestris* halten ein hohes Potential an Organismen im Agrarökosystem bereit. Diese Kothaufen können sowohl Refugium als auch Startpunkt für eine Ausbreitung der Organismen sein. Durch geeignetes Management wird insbesondere die Mesofauna gefördert.

5. Literatur

- Darbyshire, J.F., Wheatley, R.E., Graves, M.P., Inkson, R.H.E. (1974): A rapid micromethod for estimating bacterial and protozoan populations in soil. *Rev. Écol. Biol. Soil*, 11, 465-475.
- Gräfe, U. (1984): Eine einfache Methode der Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenproben. Protokoll des Workshops zu Methoden der Mesofaunaerfassung und zu PCP-Wirkungen auf Collembolen und anderen Mesofauna-Gruppen; Bremen; S. 17.
- MacFadyen, A. (1961): Improved funnel type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30, 171-184.
- Malkomes, H.-P. (1993): Eine modifizierte Methode zur Erfassung der Dehydrogenaseaktivität (TTC-Reduktion) im Boden nach Herbizidanwendung. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 45, 180-185.
- Maraun, M., Alphi, J., Bonkowski, M., Bury, R., Migge, S., Peter, M., Schaefer, M., Scheu, S. (1999): Middens of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae): microhabitats for micro- and mesofauna in forest soil. *Pedobiologia* 43, 276-287.
- Rowe, R., Todd, R., Waide, J. (1977): Microtechnique for most-probable-number analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 675-680.
- Subler, S., Kirsch, A.S. (1998): Spring dynamics of soil carbon, nitrogen, and microbial activity in earthworm middens in a no-till cornfield. *Biol. Fertil. Soils* 26, 243-249.
- Tabatabai, M. A., Bremner, J. M. (1969): Use of p-Nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307.
- Thalman, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch. Forsch.* 21, 249-258.

Dank. Wir danken der BBA in Braunschweig für die Erlaubnis zur Beprobung ihrer Versuchsflächen. Herrn Prof. Dr. O. Larink für wertvolle Anregungen und Frau M. Kondermann für technische Unterstützung.

Veränderung der Bodeneigenschaften beim Abbau der Streuschicht durch Bodenorganismen

von

Simon, M.*; Topp, W.*

Einleitung

Ziel forstlicher Rekultivierungen ist es, den Nährstoffgehalt nährstoffarmer Kippböden möglichst schnell nachhaltig zu erhöhen (BUNGART et al. 1998). Freiland-Untersuchungen weisen darauf hin, dass Mischbestockung möglicherweise eine nachhaltige Verbesserung des Nährstoffangebots in Böden bedingt (KAUTZ & TOPP 1997, BUNGART & ENDE 1998). In dieser Studie soll in Laboruntersuchungen beispielhaft die Frage beantwortet werden, ob eine Mischbestockung im Vergleich zur Einzelbestockung zu einer erhöhten Anreicherung von Nährstoffen im Boden führen kann. In Mikrokosmos-Untersuchungen wurden Diplopoden (*Iulus scandinavicus*) und Lumbriciden (*Lumbricus rubellus*) auf unterschiedlicher Streu über 12 Wochen gehalten.

Material und Methoden

Als Mikrokosmen dienten PVC-Rohre mit einem Durchmesser von 84 mm und einer Höhe von 60 mm. Die untere Begrenzung bestand aus einer Polyester-Gaze mit einer Maschenweite von 150 µm. Als Verdunstungsschutz dienten oben und unten Petrischalen. Als Bodensubstrat wurde je 100 g TG eines mittleren lehmigen Sandes (Sand 57%, Schluff 34%, Ton 9%) mit einer Schichtdicke von 7.4 mm und einem Wassergehalt von 10.2 % (50 % WHK_{max}) verwendet.

Als Streuauflage diente reine Eichen-, reine Kiefernstreu oder Mischstreu von Eichen und Erlen bzw. Eichen, Kiefern und Erlen. Es wurden frisch gefallene Blätter, und ein Jahr alte Kiefernstreu verwendet. Die Einwaagemenge betrug 3.5 g (lufttrocken). Mischstreu wurde aus jeweils gleichen Anteilen hergestellt (Eichen-Erlen-Streu je 1.75 g und Eichen-Kiefern-Erlen-Streu je 1.17 g). Die Streu wurde vor Versuchsbeginn mit einer Waldboden-Suspension beimpft und anschließend 14 Tage unter Versuchsbedingungen vorinkubiert (15 °C, LD 12/12). Zu Versuchsbeginn wurden entweder *Iulus scandinavicus* oder *Lumbricus rubellus* in die Mikrokosmen eingesetzt. Das durchschnittliche Trockengewicht von *I. scandinavicus* betrug 40 mg, das von *L. rubellus* 180 mg. Zu diesem Zeitpunkt wurden die Startwerte für Streu- und Bodenkenngrößen ermittelt. Veränderungen der Streumenge und der Bodeneigenschaften wurden ebenfalls durch Kontrollen ohne Tiere erfasst.

* Zoologisches Institut, Universität Köln, Weyertal 119, 50923 Köln, email: w.topp@uni-koeln.de

Im Abstand von jeweils zwei Wochen wurden acht Parallelen je Ansatz destruktiv beprobt. Dazu wurde die Streu abgesammelt, gereinigt, luftgetrocknet und gewogen. Das Bodensubstrat wurde mit den Faeces homogenisiert und für die Untersuchungen vorbereitet. Die Versuchsdauer betrug 12 Wochen. Es wurden die Ergebnisse von 608 Mikrokosmen ausgewertet.

Austauschbare K^+ -, Mg^{2+} - und Ca^{2+} -Ionen wurden mit 1 M NH_4NO_3 -Lösung extrahiert und einem Atomabsorptions-Spektrometer (AAS) gemessen. Um zeitliche Schwankungen zu glätten, wurden die erfaßten Daten in Exponentialfunktionen eingesetzt. Bei Datenangaben im Text handelt es sich um berechnete Werte. Bei Regressionsberechnungen wurden reine Kiefernstreuansätze aufgrund zu geringer Streuabnahme vernachlässigt.

Ergebnisse und Diskussion

Bei Fraß durch *I. scandinavicus* konnte kein signifikanter Einfluß (FRIEDMAN-test, $p > 0.05$) der Streu auf die Streuabnahme festgestellt werden (Abb. 1). In allen Ansätzen nahm die Streu stärker ab als bei den jeweiligen Kontrollen (WILCOXON-test $p \leq 0.001$). Bei Fraß durch *L. rubellus* wurden besonders hohe Abnahmen von Blattstreu gemessen. Die geringsten Masseverluste wurden bei reiner Kiefernstreu festgestellt ($p \leq 0.001$). Diese unterschieden sich nicht von den Kontrollansätzen. Somit stellte die eingesetzte Kiefernstreu keine geeignete Nahrung für *L. rubellus* dar. Dies bestätigt die Befunde von EDWARDS & BOHLEN (1996).

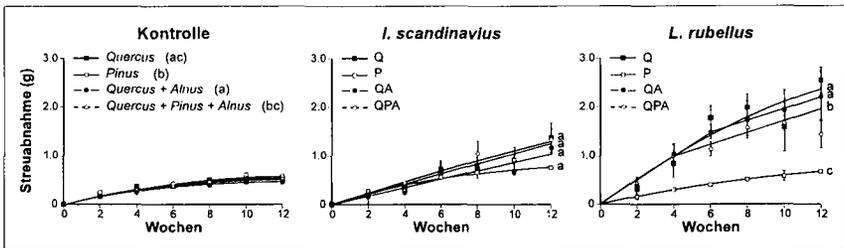


Abb. 1: Streuabnahme (Median +/- MAD) der verschiedenen Versuchsansätze. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben angegeben (WILCOXON-test, $p < 0.05$). Die eingesetzte Streumenge betrug 3.5 g. In den Mischstreu-Ansätzen betrug sie entsprechend 1.75 bzw. 1.17 g je Streuart.

In den Mischstreu-Ansätzen waren unterschiedlich ausgeprägte Nahrungspräferenzen von *I. scandinavicus* und *L. rubellus* erkennbar. *I. scandinavicus* bevorzugte in den ersten Wochen die Erlenstreu. Nach vier Wochen wurden vergleichbare Mengen Eichen- und Erlenstreu gefressen. In Mischstreu-Ansätzen wurde Kiefernstreu von Diplopoden konsumiert, allerdings in geringerer Menge als Erlenstreu. Kurzzeit-Untersuchungen über 24 Stunden führten zu anderen Präferenzmustern bei *I. scandinavicus* (HAACKER 1968, KHEIRALLAH 1979). Die hieraus abgeleiteten Verteilungsmuster im Freiland (HAACKER 1968, HOPKIN & READ 1992) sind somit

nicht berechtigt. *L. rubellus* konsumierte Eichenstreu erst nachdem keine Erlenstreu mehr vorhanden war (spätestens nach sechs Wochen) und dies zusätzlich in geringerem Maße (F-test, $p \leq 0.001$). Dadurch veränderte sich die Gesamtfräsmenge im Zeitverlauf (Abb. 1). Auch in Mischstreu-Ansätzen wurde keine Kiefernstreu von *L. rubellus* konsumiert.

Extrahierbares K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} im Bodensubstrat stieg in allen Ansätzen mit Tierbesatz an (WILCOXON-test, $p \leq 0.001$). In den Kontrollserien blieb deren Gehalt im Versuchsverlauf konstant. Die niedrigsten Anstiege wurden bei reiner Kiefernstreu gemessen ($p \leq 0.05$). Fraß an Blattstreu durch *I. scandinavicus* führte bei einem Vergleich mit Fraß an reiner Kiefernstreu zu einem erhöhten Nährstoff-Anstieg (Tab. 1). *L. rubellus* bewirkte bei Fraß an Blattstreu deutlich höhere Nährstoff-Anreicherungen im Bodensubstrat als *I. scandinavicus*. Ein Einfluß der Streu war nachweisbar. Der Gehalt an extrahierbaren K^+ -Ionen im Bodensubstrat korrelierte mit dem Anteil an Erlenstreu ($p \leq 0.05$). Dies galt tendenziell auch für extrahierbare Mg^{2+} - und Ca^{2+} -Ionen. Innerhalb der Blattstreu-Ansätze konnte aber kein signifikanter Unterschied zwischen Eichen/Kiefern/Erlen-Mischstreu und reiner Eichenstreu aufgedeckt werden ($p > 0.05$). Ein ansteigender Gehalt an Nährstoffen bei Zugabe von reiner Kiefernstreu trotz fehlendem bzw. geringem Streufraß wird durch Fraß an Pilzhyphen erklärt. In Kontrollserien kam es im Gegensatz zu Ansätzen mit Tierbesatz zur Ausbildung von ausgedehntem Hyphenbewuchs.

	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
<i>I. scandinavicus</i>			
<i>Quercus</i>	56.8 a	54.3 a	1553 a
<i>Pinus</i>	51.3 b	48.1 b	1592 a
<i>Quercus + Alnus</i>	63.0 a	54.7 a	1621 b
<i>Quercus + Pinus + Alnus</i>	69.4 a	59.9 a	1653 b
<i>L. rubellus</i>			
<i>Quercus</i>	73.3 a	88.2 a	1655 a
<i>Pinus</i>	59.2 b	55.0 b	1550 b
<i>Quercus + Alnus</i>	95.2 c	96.7 c	1800 c
<i>Quercus + Pinus + Alnus</i>	87.8 d	87.0 a	1728 ac

Tab. 1: Gehalt an extrahierbaren Nährstoffen im Bodensubstrat ($\mu\text{g/g}$ TG) zu Versuchsende (12 Wochen). Startwerte: 48.0 (K^+), 45.0 (Mg^{2+}) und 1547 (Ca^{2+}). Unterschiedliche Buchstaben verweisen auf sig. Unterschiede zwischen Ansätzen mit verschiedener Streu (WILCOXON-test, $p < 0.05$). Die Berechnungen wurden für die verschiedenen Tieransätze getrennt durchgeführt.

Durch Berechnung linearer Regressionen und ihre Vergleiche je nach Versuchsansatz konnten verschiedene Abhängigkeiten des Nährstoffgehalts im Bodensubstrat pro abgebauter Streumenge aufgedeckt werden. So konnte in Mischstreu-Ansätzen pro g abgebauter Streu unabhängig vom Tierbesatz (Abb. 2a) mehr K^+ freigesetzt als in reinen Eichenstreu-Ansätzen (F-test, $p \leq 0.001$). Erlenstreu besaß mit 6.5 mg/g einen um 50 % höheren K^+ -Gehalt als die Eichenstreu mit 4.3 mg/g. Im Gegensatz dazu hatten die eingesetzte Erlen- und Eichenstreu mit 2.7 bzw. 2.2 mg pro g einen vergleichbaren Mg^{2+} -Gehalt. Dies führte auch zu keinem Unterschied im Mg^{2+} -Anstieg des Bodens in Abhängigkeit zur Streu. Auf die Mg^{2+} -Freisetzung hatten aber die Detritivoren einen signifikanten Einfluß (Abb. 2b). Bei Fraß durch *L. rubellus* wurden höhere Anstiege pro g abgebauter Streu gemessen als bei Fraß durch *I. scandinavicus* (F-test, $p \leq 0.001$).

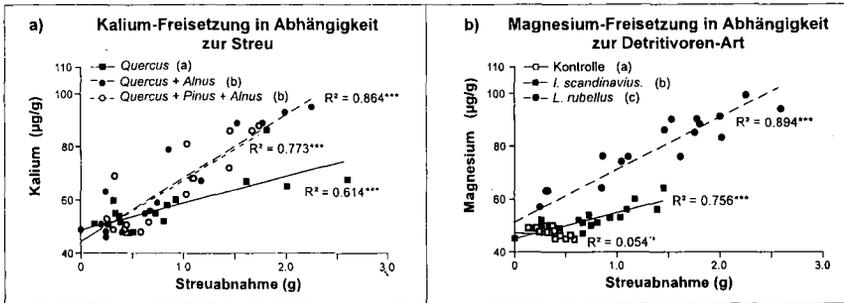


Abb. 2: Nährstoff-Freisetzung pro Streuabnahme für a) Kalium in Abhängigkeit zur Streu und b) Magnesium in Abhängigkeit zur Detritivoren-Art (n = 21). Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben angegeben (F-test, p < 0.001).

Diplopoden mit verhärteter Cutikula akkumulieren Mg^{2+} und Ca^{2+} -Ionen, um sie als Karbonate in ihr Exoskelett einzubauen (HOPKIN & READ 1992). Eine Retention von Mg^{2+} -Ionen (Abb. 2b) durch *I. scandinavicus* wird somit verständlich. Für Ca^{2+} -Ionen war keine Retention durch Diplopoden nachweisbar. Dies dürfte auf den hohen Ca^{2+} -Gehalt im verwendeten Boden und durch selektive Aufnahme von Schluff- und Ton-Partikeln (KIME & WAUTHY 1984) bei *I. scandinavicus* erklärt werden.

Zusammenfassung

Detritivore zeigten geringe (*I. scandinavicus*, Diplopoda) bzw. ausgeprägte (*L. rubellus*, Lumbricidae) Nahrungspräferenz. Streuabnahme und der Gehalt an extrahierbaren Nährstoffen im Bodensubstrat waren eng miteinander korreliert. Dabei wurde der Gehalt an extrahierbaren Nährstoffen im Bodensubstrat sowohl durch die Streu als auch durch die Detritivoren beeinflusst. Mischbestockung nährstoffarmer Böden mit mehreren Gehölzarten führt nach Labor-Untersuchungen in Mikrokosmen nicht grundsätzlich zu einer erhöhten Nährstoff-Anreicherung im Boden im Vergleich zur Bestockung mit Monokulturen.

Literatur: BUNGART, R.; ENDE, H.-P.; KOLK, A.; KLEM, D., 1998: Forstliche Rekultivierung im Lausitzer Braunkohlerevier. Cottbusser Schriften 2, 1-2. - BUNGART, R.; ENDE, H.-P., 1998: Untersuchungen zur Entwicklung von Forstbeständen auf Kippsubstraten des Bergbaugebietes Welzow. Cottbusser Schriften 2, 3-46. - EDWARDS, C.A.; BOHLEN, P.J., 1996: Biology and Ecology of Earthworms. Chapman & Hall, London. - HAACKER, U., 1968: Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. Oecologia 1, 87-129. - HOPKIN, S.P.; READ, H.J., 1992: The Biology of Millipedes. Oxford Science Publications. - KAUFZ, G.; TOPP, W., 1997: Waldbauliche Maßnahmen zur Förderung der Bodenorganismen in nährstoffarmen Böden Nordostdeutschlands. Verh. Ges. Ökol. 28, 449-456. - KHEIRALLAH, A.M., 1979: Behavioural preference of *Julus scandinavicus* (Myriapoda) to different species of leaf litter. OIKOS 33, 466-471. - KIME, R.D.; WAUTHY, G., 1984: Aspects of relationships between millipedes, soil texture and temperature in deciduous forests. Pedobiologia 26, 387-402. - VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S., 1987: An extraction method for measuring soil microbial C. Soil. Biol. Biochem. 19, 703-707.

Nematodengemeinschaften rekultivierter und landwirtschaftlich genutzter Kippböden des Leipziger und Lausitzer Braunkohlenreviers

Werbmter N.¹, Sehy U.², Weber G.³ und C. Emmerling⁴

Einleitung

Nematoden sind als aquatische Bodenbewohner mit hoher Abundanz und schneller Besiedlungsfähigkeit von jungen Böden zur Beurteilung des Zustandes von Kippsubstraten besonders gut geeignet.

Hinsichtlich der Sukzession von fungiphagen Nematoden sollte in der vorliegenden Untersuchung der Zusammenhang fungiphager Nematoden mit der Entwicklung der pilzlichen Biomasse im Kippboden geprüft werden.

Der Maturity Index (BONGERS 1990) wurde herangezogen, um sukzessionsbedingte Veränderungen der Anteile von r- und K-Strategen innerhalb der Nematodenpopulation in rekultivierten Kippböden zu erfassen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an rekultivierten Kippböden im Leipziger und Lausitzer Braunkohlenrevier durchgeführt. Aus den dort verkippten Substraten entwickelten sich Regosole und Pararendzinen (s. Tab. 1).

Die Probenahmen fanden im Frühjahr 1997 und 1998 statt. Die Nematodenabundanzen wurden an der Lebendprobe bestimmt.

Die Bestimmung der Nematoden erfolgte mit den Bestimmungsschlüsseln nach BONGERS (1994), ANDRASSY (1984) und NICKLE (1991). Je Probe wurden 150-250 Nematoden bestimmt. Die Einordnung nach Fraßtypen erfolgte nach YEATES et al. (1993).

¹ Nicola Werbmter, Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, FG Bodenbiologie, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart, e-mail: werbmter@uni-hohenheim.de

² Ulrike Sehy, GSF, Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, 85758 Neuherberg, e-mail: sehy@gsf.de

³ Gerlinde Weber, Brahmstr. 23, 67551 Worms, e-mail: webe6101@uni-trier.de

⁴ Christoph Emmerling, Universität Trier, FB VI, Abteilung Bodenkunde, Universitätsring 15, 54286-Trier, e-mail: emmerling@uni-trier.de

Tab. 1: Standorte in den Tagebaugebieten des Leipziger und Lausitzer Braunkohlenreviers: Nutzungen, Flächenalter (1997), Kippsubstrate und Bodentypen

Tagebau	Nutzung	Alter*	Substrat*	Bodentyp*
Profen	Schafweide	6	oj-ls (t/q)	Regosol
Profen	Schafweide	6	oj-csl (q)	Pararendzina
Espenhain	Brache	12 u. 31	oj-csl (q)	Pararendzina
Lohsa	Brache	31	oj-ls (q)	Regosol
Delitzsch-SW	Gehölz	12	oj-k csl (q)	Pararendzina
Schlabendorf-N	Gras, Lein, Topinambur	23	oj-(c) ls (q)	Regosol
Grünewalde	Gras, Lein, Topinambur	39	oj-xls (t)	Regosol

* Anzahl der Jahre nach der Wiederurbarmachung

+ Klassifikation nach KA 4 (1994), verkürzt

Maturity Index (MI)

Aufgrund unterschiedlicher Lebensstrategien können Nematodenfamilien in einer Werteskala (c-p 1 bis 5) von "colonizers" (r-Strategen, c-p 1) bis zu "persisters" (K-Strategen, c-p 5) klassifiziert werden (BONGERS 1990). Der Maturity Index wird aus dem gewichteten Mittel der einzelnen c-p Werte berechnet.

Die Beziehung lautet: $MI = \sum v(i) \cdot f(i)$

mit v = c-p-Wert und f = Frequenz.

Ergebnisse

Im Rahmen der Untersuchungen sollte der Zusammenhang zwischen fungiphagen Nematoden und pilzlicher Biomasse geprüft werden. Die Gegenüberstellung (Abb. 1) zeigt, daß die Zunahme der pilzlichen Biomasse mit der Abundanz fungiphager Nematoden einhergeht. Dies weist in diesem Zusammenhang auf die enge Kopplung von Bodenfauna und -flora hin.

Hinsichtlich des Maturity-Indexes konnte unter Betrachtung aller Nutzungsvarianten kein Zusammenhang zwischen Flächenalter und Maturity-Index festgestellt werden (Abb. 2). Dem gegenüber konnte in den nicht landwirtschaftlich genutzten Böden (Gras, Brache, Gehölz, Schafweide) ein enger Zusammenhang ($r = 0,812$) zwischen der Zusammensetzung der Nematodenpopulation (MI) und der Entwicklung der Böden (Flächenalter) nachgewiesen werden (Abb. 2).

Der höchste MI mit 2,85 von 39 Jahre alten Böden unter Gras deckt sich mit der progressiven Entwicklung einiger Bodeneigenschaften mit zunehmendem Alter rekultivierter Böden.

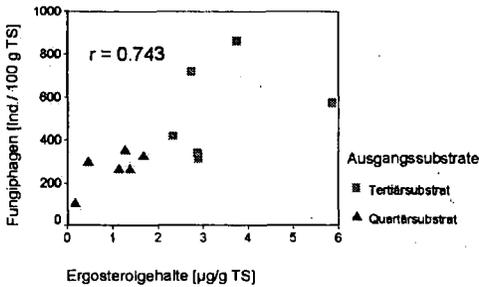


Abb. 1: Ergosterolgehalte und fungiphage Nematoden in tertiären und quartären Kippsubstraten

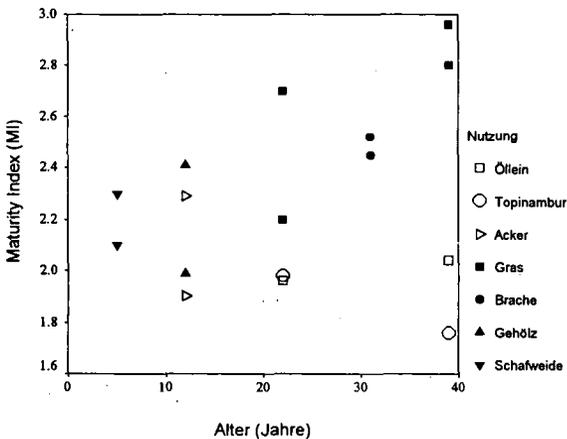


Abb. 2: Flächenalter und Maturity-Indices rekultivierter Kippböden

Für die landwirtschaftlich genutzten Kippböden unter Öllein, Topinambur oder Getreide (Acker) konnte ein Zusammenhang zwischen MI und Flächenalter nicht gefunden werden, was einer ausgeprägten Reaktion der Nematodengemeinschaft auf die landwirtschaftliche Nutzung rekultivierter Böden entspricht.

Zusammenfassung

Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen den Maturity-Index als Instrument zur Bioindikation. Anhand des MI (relativer Zusammensetzung von r- und K-Strategen) zeigte sich, daß eine Zunahme des Indexes in nicht landwirtschaftlich genutzten Kippböden mit dem Flächenalter einhergeht. Die Lebensbedingungen bei landwirtschaftlicher Nutzung sind vergleichsweise einseitiger und hier bleiben r-Strategen auf Kosten anspruchsvollerer K-Strategen durch jährliche Bodenbearbeitung und Düngung dominant. Der Zusammenhang fungiphager Nematoden und pilzlicher Biomasse im Boden weist auf die enge Kopplung von Bodenfauna und -flora hin.

Literatur

- ANDRASSY, I. (1984): Klasse Nematoda. Ordnungen Monhysterida, Desmoscolecida, Areolaimida, Chromadorida, Rhabditida. Gustav Fischer, Stuttgart
- BONGERS, T. (1990): The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, H. 83, 14-19
- BONGERS, T. (1994): De Nematoden van Nederland. 2. Aufl., Den Haag
- BONGERS, T., ALKEMADE, R. & YEATES, G.W. (1991): Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Marine Ecology Progress Series* 76, 135-142
- COBB, N.A., 1918: Estimating the nema population of the soil. U.S. Dep. Agriculture
- DE GOEDE, R. & DEKKER, H. H. (1993): Effects of liming and fertilization on nematode communities in coniferous forest soils. *Pedobiologia* 37, 193-207
- FRECKMAN, D. W. & ETTEMA, C. H. (1993): Assessing nematode communities in agroecosystems of varying human intervention. *Agriculture Ecosystems and Environment* 45, 239-261
- NICKLE, W. R. (1991): *Manual of Agriculture Nematology*. New York, Basel, Hong Kong
- YEATES, G. W., BONGERS, T., DE GOEDE, R. G. M., FRECKMANN, D.W., GEORGIEVA, S. (1993): Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25, 315-331.

Dank: Wir danken dem BMBF und der LAUBAG AG für die Finanzierung dieses Projekts.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Gemeinsamer Workshop der AG „Bodenerosion“ und der AG
„Angewandte Physische Geographie und Landschaftsökologie“ der DGfG.

23. und 24. November 2000 in Hannover

Bereitstellung von Eingangsparametern für die Erosionsmodellierung mit Hilfe der Fernerkundung

Erik Borg^{*}, Anja Klisch^{*}

1. Einleitung

Zunehmend werden für die Modellierung von Erosionsprozessen physikalisch basierte Modellansätze verwendet. Im Gegensatz zu den eher einfachen empirischen Modellen zeichnen sich diese durch einen höheren Komplexitätsgrad aus und bedürfen zudem einer Vielzahl von Eingangsparametern, die sich in ihrer Art und nach ihrer Quelle stark voneinander unterscheiden (Schmidt, 1996; Werner, 1995). Die Bereitstellung der erforderlichen Parameter ist aufgrund der Anzahl, der erforderlichen Flächendeckung und gebotenen Aktualität für die Untersuchung relativ großer Gebiete in der Regel mit einem hohen Zeit- und Arbeitskräfteaufwand verbunden. Hinzukommt, dass eine Übertragung von Punktinformationen auf die Fläche erforderlich wird. Alternativ dazu können Fernerkundungsmethoden für eine flächendeckende und multitemporale Messung von Eingangsparametern genutzt werden.

Im Rahmen dieses Beitrages werden Parameter aufgezeigt, die mit Hilfe der Fernerkundung für die Modellierung der Wassererosion zur Verfügung gestellt werden können. Neben der Identifizierung des Einsatzspektrums der Daten ist ein optimaler Modellierungsablauf zwischen der Rohdatenerhebung und der eigentlichen Erosionsabschätzung zu gewährleisten. Daher werden einerseits entsprechende Interpretationsmodelle zur Ableitung erosionsrelevanter Parameter aus Fernerkundungsdaten und andererseits Modelle zur Integration der abgeleiteten Ergebnisse in ein Erosionsmodell erforderlich.

2. Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung zur Abschätzung der Bodenerosion durch Wasser

Zur Erfassung von Erosionsprozessen muss grundsätzlich zwischen der Möglichkeit der direkten und indirekten Interpretation unterschieden werden. Während sich erstere mit der Bestimmung des eigentlichen Erosionsmusters befasst und dementsprechend einer hohen geometrischen Auflösung bedarf, setzt sich die indirekte Erosioninterpretation die Erfassung erosionsrelevanter Parameter zur Abschätzung des Erosionspotentials bzw. -risikos zum Ziel. Desweiteren können beide Verfahren danach differenziert werden, ob sie eine qualitative oder quantitative Erosionsabschätzung anstreben. Entsprechend dieser Unterscheidungskriterien lassen sich, wie in Tab. 1 dargestellt, bestimmte Anforderungen an Fernerkundungssysteme zuordnen (Backhaus et al., 1993).

Tabelle 1: Eigenschaften und Anforderungen der Erosionserfassung mittels Fernerkundung (verändert nach Backhaus et al., 1993).

Direkte Erosionsinterpretation	Indirekte Erosionsinterpretation
<i>Qualitativ</i>	
<ul style="list-style-type: none">● Erosionsmuster \geq Pixelstruktur● hohes spektrales und zeitliches Auflösungsvermögen	<ul style="list-style-type: none">● Erfassung m.H. weniger erosionsrelevanter Daten hoher zeitlicher Auflösung innerhalb eines Modells● flächenhafte Erfassung dynamischer Parameter
<i>Quantitativ</i>	
<ul style="list-style-type: none">● Erosionsmuster \gg Pixelstruktur● Interpretation kleinerer Ereignisse i.d.R. nicht möglich● für große Akkumulationsflächen mit steigender Hanglänge erfolgsversprechend● hohes geometrisches und zeitliches Auflösungsvermögen	<ul style="list-style-type: none">● Erosionsmuster \ll Pixelstruktur● Grundlage: Erosionsmodell mit Methoden zur Bereitstellung und Einbindung von Fernerkundungsdaten● flächenhafte Erfassung dynamischer Parameter● hohes radiometrisches und spektrales Auflösungsvermögen

^{*} Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt (DLR), Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum (DFD)
Kalkhorstweg 53, D-17235 Neustrelitz, Tel.: +49-3671-480-183, Fax: +49-3671-480-299,
E-Mail: Vorname.Nachname@dlr.de

Einflussgrößen einer erfolgsversprechenden Erosionsinterpretation mittels Fernerkundung sind das geometrische, zeitliche, spektrale und radiometrische Auflösungsvermögen der Sensorik. So sind der direkten Erosionserfassung vor allem durch die erforderliche hohe geometrische Auflösung zur Erkennung kleiner Erosionsmuster Grenzen gesetzt. Demgegenüber erlaubt die indirekte Erosionsabschätzung auch den Einsatz von Fernerkundungsdaten geringerer geometrischer Auflösung. Es können jedoch für erosionsrelevante Parameter mit einer hohen Prozessdynamik flächenhaft zeitlich hoch aufgelöste Daten zur Verfügung gestellt werden.

Aus den angeführten Überlegungen läßt sich schlussfolgern, dass Fernerkundung vor allem dann effizient eingesetzt werden kann, wenn erosionsbeeinflussende Prozesse von flächenhaftem Ausmaß und hoher Prozessdynamik für große Gebiete untersucht werden sollen.

3. Fernerkundliche Parameter

Physikalisch orientierte Erosionsmodelle beziehen in der Regel eine Vielzahl unterschiedlicher Parameter ein. Diese können als Niederschlags-, Vegetations-, Relief-, Boden- und Bewirtschaftungsparameter gruppiert werden. Generell kann die Fernerkundung für diese Gruppen Parameter bereitstellen. Eine Ausnahme stellen die Bewirtschaftungsgrößen (z.B. Bodenbearbeitung, -belastung, -schutzmaßnahmen) dar. Sie sind vielfach kaum mit Fernerkundungsmethoden zugänglich und sollen daher im folgenden nicht weiter berücksichtigt werden. In Tab. 2 erfolgt eine Zusammenstellung fernerkundlich zugänglicher Parameter und ihrer Charakteristik.

Tabelle 2: Eigenschaften und Möglichkeiten der Erfassung von fernkundlichen Parametern (verändert nach Werner & Borg, 1996) (XXX – sehr gut, XX – gut, X – befriedigend, (X) – schwer durch Fernerkundung bestimmbar).

	Parameterbezeichnung	Parameterdynamik	Bestimmbarkeit	Mess- / Modellgröße	Satellit/Sensor (Beispiel)	Realisierbare Auflösung	
						räumlich	Zeitlich
Niederschlag	- Menge - Intensität - Energie	hoch	XX	Dielektrizität Temperatur	Dopplerradar Meteosat	≥1x1 km ≥2,5x2,5 km	≥5 min 30 min
Vegetation	- Art	mittel	XX	Reflektanz	SPOT-HRVIR	≥10x10 m	26 d
	- Blattfläche	mittel	XX	Biomasse	IRS-LISS	23x23 m	24 d
	- Bodenbedeckung	mittel	XX	Vegetationsindizes	Landsat-ETM+	30x30 m	16 d
	- Architektur	mittel	(X)	Wachstumsmodelle	IRS-WiFS	188x188 m	5 d
	- Höhe	mittel	X	Emission	NOAA-AVHRR	≥1x1 km	≥6 h
- Evaporation	hoch	X		ERS (alle SAR)	ca. 30x30 m	35 d	
Relief	- Hangneigung	gering	XXX	X, Y, Z Koordinaten aus DGM	SPOT-Stereo	≥10x10 m 5 m ^{*)}	einmalig
	- Hanglänge				SRTM	ca. 20x20 m ca. 4 m ^{*)}	
	- Hangform				ERS	ca. 30x30 m ca. 20 m ^{*)}	
	- Exposition						
	- Tallinien						
- Wasserscheiden							
Boden	- Versiegelung	mittel	XX	Reflektanz Vegetation Bodenart	Siehe Vegetation ERS (alle SAR)	ca. 30x30 m	35 d
	- Bodenrauhigkeit	hoch/mittel	(X)				
	- Mineral. Zusammensetzung	gering	(X)				
	- Organ. Substanz (oberflächlich)	mittel	(X)				

*) vertikale Auflösung.

Im Rahmen der physikalisch orientierten Erosionsmodellierung werden mittels Fernerkundung die dafür erforderlichen Eingangsparameter indirekt bereitgestellt. Gemessen werden in den meisten Fällen Reflektanzen oder Emissivitäten, aus denen mit Hilfe von Interpretationsmodellen und Zusatzdaten die erosionsrelevanten Parameter abgeleitet werden. Vor allem für die Ableitung von Relief-, Vegetations- und Niederschlagsparametern wurden und werden Methoden entwickelt, die sehr gute bis befriedigende Ergebnisse liefern (siehe Tab. 2 Bestimmbarkeit). Die Ableitung von Bodenparametern stellt ein komplexes

Interpretationsproblem dar. Einerseits wird das integrale Messsignal durch die Bodenbestandteile (z.B. Minerale, organische Bodensubstanz, Wasser) und andererseits durch die Bodenrauigkeit, aber auch durch die Bodenbedeckung beeinflusst. Bei der Auswertung der verschiedenen Signaleinflüsse besteht größtenteils noch Forschungsbedarf, was sich derzeit in einer weniger guten Quantifizierbarkeit niederschlägt.

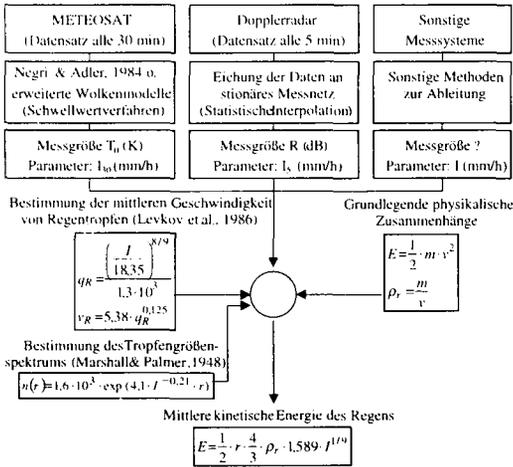


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Ableitung von Niederschlagsinformationen aus Fernerkundungsdaten.

Modellierung vorangestellt werden muss (Abb. 1).

Speziell bei Niederschlagsgrößen wird aufgrund der hohen Parameterdynamik ein zeitlich hohes Auflösungsvermögen gefordert, das dann allerdings eine niedrigere geometrische Auflösung mit sich bringt. Dennoch können flächendeckend wichtige Niederschlagsparameter wie die Niederschlagsverteilung, -intensität und -energie bereitgestellt werden. Aufgrund des semi-physikalischen Interpretationsansatzes lassen sich Niederschlagsdaten unterschiedlicher Fernerkundungssensoren implementieren.

Der Vorteil der Fernerkundung besteht dann darin, dass auch flächendeckend Parameter für Gebiete der Erde (z.B. Dritte Welt) bereitgestellt werden können, in denen derzeit Insitu-Messungen nicht realisierbar bzw. andere Messverfahren (z.B. Dupplerradar) nicht verfügbar sind.

4. Verknüpfung von Fernerkundungsdaten mit Erosionsmodellen

Wie einleitend bereits erwähnt, erfordert die Bereitstellung von Fernerkundungsdaten grundlegende Überlegungen für den Datenfluss zwischen der Datenerfassung, der Ableitung von Informationen und dem Einsatz in Erosionsmodellen. Ein solcher konzeptueller Ansatz ist in Abb. 2 dargestellt.

Den Ausgangspunkt stellen die aus den Daten abgeleiteten Eingangsparameter

Hinsichtlich der Genauigkeit von Eingangsparametern ist die technische Charakteristik der Sensorik entscheidend. So ist z.B. der Zusammenhang zwischen hoher geometrischer und zeitlicher Auflösung umgekehrt proportional. Entsprechend der geforderten Genauigkeit der Erosionsabschätzung muss hier ein Kompromiss gefunden werden.

Welche fernerkundlichen Parameter in Erosionsmodelle Eingang finden können, wird maßgebend von der Komplexität des jeweiligen Ansatzes und der hiermit zunehmenden Anzahl der erforderlichen Eingangsgrößen bestimmt.

Anhand der Ableitung von Niederschlagsgrößen soll exemplarisch ein Interpretationsmodell zur Auswertung von Fernerkundungsdaten dargestellt werden, wie es für die Bereitstellung erosionsrelevanter Parameter einer

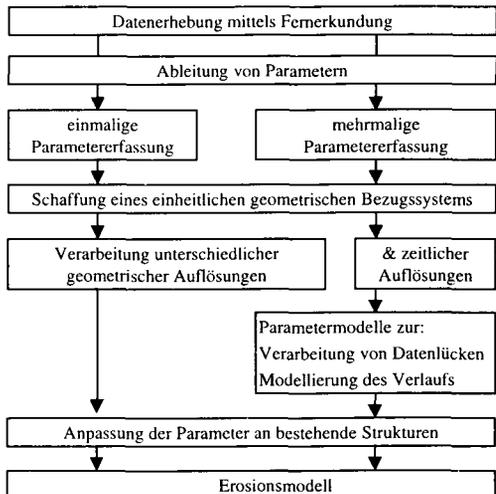


Abbildung 2: Konzept für die Verarbeitung von Fernerkundungsdaten für die Erosionsmodellierung.

dar (siehe 3), die je nach Dynamik ein- oder mehrfach erfasst werden. Grundvoraussetzung für eine weitere Verarbeitung ist die Transformation in ein einheitliches Bezugssystem. Desweiteren besteht die Notwendigkeit, unterschiedliche geometrische Auflösungen der verschiedenen Messsysteme zu verarbeiten. Bei mehrfach zu erfassenden Parametern kommt hinzu, dass variable zeitliche Auflösungen auftreten können.

Ein weiteres Problem bei der Interpretation von Fernerkundungsdaten in der Erosionsmodellierung stellen Datenlücken infolge Bewölkung dar. Um diese schließen zu können, werden Datenassimilationsverfahren (z.B. Zeitreihenanalyse, Geostatistik) eingesetzt, so dass für die Modellierung vollständige Datensätze vorliegen.

In einem letzten Schritt muss einerseits die Ankopplung der Interpretationsmodelle an die Erosionsmodellierung und andererseits deren Anpassung an die zu verarbeitenden Fernerkundungsdatenprodukte erfolgen. Dazu sind geeignete Schnittstellen zu definieren.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Beitrag wurde gezeigt, dass Fernerkundung besonders für eine indirekte quantitative Erosionsabschätzung auf physikalischer Grundlage geeignet ist. Mit ihrer Hilfe können eine Reihe erosionsrelevanter Parameter mit einer hohen Prozessdynamik flächendeckend für große Gebiete effizient erfasst werden.

Um jedoch Fernerkundungsdatenprodukte sinnvoll in die Erosionsmodellierung integrieren zu können, muss das Potential der Fernerkundung auf die Anforderungen der jeweiligen Modelle abgeglichen werden. Dazu sind Fernerkundungsinterpretationsmodelle zu adaptieren bzw. weiter zu entwickeln, Erosionsmodelle an die Verarbeitung von Fernerkundungsdaten anzupassen und Datenassimilationsmethoden einzubinden. Wesentlicher Schwerpunkt der weiteren Untersuchungen wird das Datenmanagement sein. Hier müssen neue Wege beschrritten werden, um die flächendeckende und vollständige Bereitstellung von Ausgangsdaten zu sichern.

Literatur

- BACKHAUS, R., BAUER, P., BORG, E., BRAUN, G., GRUNWALD, A., MCGLADE, J.M., GAITO, S. (1993): Analyse raumgestützter Erkundungssysteme unter umweltstrategischen Aspekten. Technischer Bericht DLR – TB 318 – 93/4.
- LEVKOV, L., EPPEL, D., GRAßL, H. (1986): Simulation of convection over the ocean in the region of the intertropical convergence zone. GKSS86/E/55, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- MARSHALL, J.S., PALMER, W. MCK. (1948): The Distribution of Raindrops with Size. In: Journal of Meteorology, Vol. 5, S. 165-166.
- NEGRI, A.J., ADLER, R.F., WETZEL, P.J. (1984): Rain Estimation from Satellites: An Examination of the Griffith-Woodley Technique. In: Journal of Climate and applied Meteorology, Vol. 23, S. 102-116.
- SCHMIDT, J. (1996): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geeigneter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Berliner Geographische Abhandlungen, Heft 61, Im Selbstverlag des Instituts für Geographische Wissenschaften.
- WERNER, v.M. (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Inaugural Dissertation zu Erlangung der Doktorwürde am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin.
- WERNER, v.M., Borg, E. (1996): Hochoflösende Modellierung von Bodenerosion mit EROSION-3D unter Einsatz von Fernerkundungsdaten. In: Markwitz, W., Bettac, H.-D.: Tagungsband: 12. Nutzerseminar des Deutschen Fernerkundungsdatenzentrums der DLR.

Bodenerosion in der Dauerbeobachtung in der Sonderkultur Weinbau im Bundesland Hessen

Kurt Emde*, K.-H. Emmerich**

Einleitung

Im Rahmen eines BMFT-Projektes an der Forschungsanstalt in Geisenheim/Rhein zur „Nitratdynamik weinbaulich genutzter Flächen“ (1987-1993) wurde u.a. der Oberflächenabfluss und Bodenaustrag in verschiedenen bewirtschafteten (offen und begrünt) Rebanlagen (Neigung zwischen 10 und 32 %) erfasst. Seit dem Jahre 1994 wird auf zwei dieser Versuchsflächen der Oberflächenabfluss und der Bodenaustrag zur langfristigen Bodendauerbeobachtung durch das Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie weiter ermittelt.

Geographische Lage

Die Versuchsflächen befinden sich im Oberen Rheingau. Der Obere Rheingau gehört als Teil des Rhein-Main-Gebietes zum nördlichsten Teil der Oberrheinischen Tiefebene. Er grenzt im Norden an den Taunus, im Osten an das Main-Taunus-Vorland, im Süden und im Westen an das Rheintal.

Erosivität der Niederschläge (R-Faktor)

Für die beiden Hessischen Weinanbaugebiete Rheingau und Hessische Bergstraße spielt die Niederschlagscharakteristik eine zentrale Rolle, d.h. in der Intensität und flächenhaften Verteilung der Niederschläge sowie deren Häufigkeit und zeitliche Verteilung (EMDE 1992, 1993). Untersuchungen zur Erosivität der Niederschläge (R-Faktor) über einen Zeitraum von 10 Jahren an der Hessischen Bergstraße bzw. 30 Jahren im Rheingau ergaben, dass hinsichtlich der Häufigkeit der erosiven Ereignisse große Unterschiede in beiden Regionen bestehen (EMDE 1993). Die kinetische Energie ist in beiden Regionen jedoch identisch, obwohl die naturräumlichen Gegebenheiten an der Hessischen Bergstraße, insbesondere durch die Nord-Süd-Erstreckung des Odenwaldes, eine andere Niederschlagscharakteristik hätten erwarten lassen. Die nachfolgende Tabelle 1 und die Abbildung 1 dokumentieren die Niederschlagscharakteristik.

Tab.: 1 Mittl. monatl. R_e-Werte von Geisenheim (GH) und Darmstadt (DA) (1970-1979) und im langjährigen Mittel (nur Geisenheim)

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Ø
GH (1961-1990) (n = 260, ø 8,7 er. NS, Apr.-Okt.)	0	0	0	0,5	4,1	7,8	9,3	7,9	4,0	1,5	0	0	35,1
						10,0*	12,5*	10,2*					
GH (1970-1979)	0	0	0	0,9	4,6	5,9	13,3	6,5	1,7	0,8	0	0	33,7
								13,6*					40,8*
DA. (1970-1979), (n=161, ø 16,1 er. NS, Jan.-Dez.)	0,1	0,9	0,8	1,9	8,8	9,3	21,6	14,6	4,0	2,3	4,1	1,8	70,2

(er. NS = erosive Niederschläge; * = mit Extremereignissen)

*Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, 55099 Mainz, e-mail: k.emde@geo.uni-mainz.de
 ** Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie Wiesbaden, 65203 Wiesbaden, e-mail: k.emmerich@hlug.de

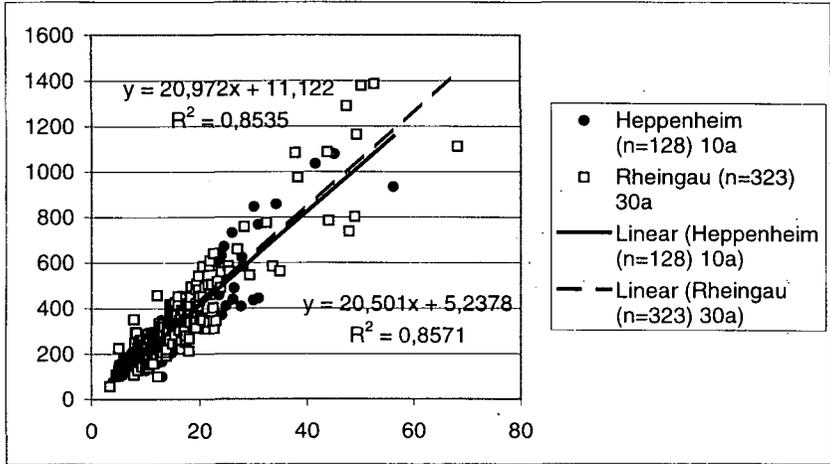


Abb. 1: Beziehung zwischen den R_e -Einzelwerten der Stationen im Rheingau und der Hessischen Bergstraße und den tatsächlichen Niederschlagshöhen (Untersuchungszeitraum 1961-1990)

Wie aus der Abbildung 1 zu entnehmen ist, sind sowohl im Rheingau wie auch an der Hessischen Bergstraße alle größeren Niederschlagsmengen in der Vegetationsperiode als extreme Starkregenereignisse zu verzeichnen.

Bodenausträge in offen gehaltenen Weinbergsarealen

Die Bedeutung einzelner extremer Starkregen für die großen Bodenverluste sind hinreichend bekannt GRIL, CANLER u. CARSOULLE (1989), EMDE (1992), RICHTER (1989). Die Bodenausträge einzelner Extremereignisse können danach ein vielfaches der jährlich zu erwartenden Austräge erreichen.

Es sind also nicht nur die Extremereignisse die die hohen Bodenausträge verursachen. Die Bodenausträge in den offenen Varianten erreichen schon unter den vorkommenden klimatischen Gegebenheiten (kein Starkregen) zwischen 300 und 800 kg/ha/Einzelereignis. Insbesondere Bodenverdichtungen, hervorgerufen durch Fahrspuren, haben durch die Intensivierung der maschinellen Boden- und Pflanzenschutzmaßnahmen zu einem Anstieg der rezenten Bodenausträge geführt. Hier kann der Bodenaustrag bis zu 10.000 kg/ha/Einzelereignis betragen (s. Abb. 2 und 3). Auf diese Auswertungen wird in dieser Publikation aber nicht näher eingegangen. Die nachfolgende Tabelle 2 zeigt die langjährigen Bodenausträge.

Tab. 2: Bodenausträge in kg/ha (Hanglänge 100 m, 32 % Neigung)

Jahr	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	Mean
Ereignisse	19 (2*)	26 (3*)	2	1 (1*)	2	2	4 (2*)	0	5 (1*)	2	16 (3*)	26 (5*)	-9
kg Boden	96.400	52.500	300	14.400	500	1.000	18.000	0	50.000	10.000	56.000	75.000	-31.000

(*extreme Starkregen)

Aus dieser Tabelle ist die große Variabilität der Einzelereignisse/Jahr zu erkennen. Nach einem Zeitraum mit wenigen Einzelereignissen in dem fast keine Bodenerosionsprozesse zu verzeichnen waren, stieg die Anzahl der Ereignisse und damit auch die Höhe der Bodenausträge in den letzten Jahren deutlich an. Hier kommt zum Tragen, wie wichtig langjährige Messreihen für eine konkrete

Aussage sind. Insbesondere die zwei letzten Jahre haben durch ihre hohen Niederschläge in den Sommermonaten und die dadurch induzierten Pflanzenschutzmaßnahmen im Weinbau zu einem starken Anstieg der Bodenausträge geführt. Durch das häufige Befahren der Fahrgassen ist es zu hohem Oberflächenabfluß und hohen Bodenausträgen gekommen, da der Boden selten trocken war. Ein weiterer wichtiger Aspekt stellt die Hanglänge dar. Hier zeigte sich schon zu Beginn der Untersuchungen, dass die Länge des Hanges einen enormen Einfluß auf das Maß der Bodenausträge ausübt. Die nachfolgende Tabelle zeigt die Bodenausträge in kg/ha bei einer Hanglänge von 30 m, 70 m und 100 m.

Tab. 3: Bodenausträge in kg/ha bei verschiedenen Hanglängen (30m, 70m 100m); 32 % Neigung; (keine Differenzierungen vorgenommen nach Intensität und Dauer der Niederschläge, bzw. unterschiedlicher Bodenbearbeitungsmaßnahmen)

Datum	mm Niederschlag	30 m Hanglänge	70 m Hanglänge	100 m Hanglänge
09.05.90	47,3	3.100	12.300	29.200
20.06.90	14,6	310	430	680
30.09.90	8,2	10	40	140
13.08.95	30	6.800	10.000	14.000
23.08.95	22	1.500	2.900	4.800
14.06.97	9,1	740	2.450	5.800
14.07.97	28,0	3.600	10.700	33.000
27.06.99	28,3	2.500	9.000	20.000
26.08.99	13,7	1.630	4.300	7.150
04.06.00	17,1	2.600	6.000	11.900
05.06.00	6,1	100	550	1.850
02.07.00	16,2	3.600	10.000	17.800
07.07.00	16,1	600	2.600	7.000
10.07.00	17,3	1.250	4.100	10.200
24.07.00	12,6	130	600	1.600
25.07.00	7,5	100	540	1.400
27.07.00	29,1	830	3.200	7.150

Wie aus der Tabelle zu ersehen ist, steigt der Bodenaustrag ab 70 m Hanglänge sehr stark an. Dies ist insofern bei zukünftigen Flurneuordnungen zu beachten, da die Bodenausträge ab 60- 70 m nach diesen Untersuchungen fast exponentiell ansteigen.

Schlussfolgerung

Der R-Faktor beschreibt die Erosivität der Niederschläge, ist allein aber kein Maß für die potentielle Erosionsgefährdung eines Naturraumes. Selbst sehr niedrige R-Werte, die eine „geringe Gefährdung“ (s. Tab. 1) anzeigen, rufen durch die intensive Bewirtschaftungsmaßnahmen in speziellen Sonderkulturen sehr großen Bodenerosionsprozesse hervor.

Die Bodenerosion in weinbaulich genutzten Arealen erreicht somit ein vielfaches an Bodenausträgen im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen. In den offen gehaltenen Rebzeilen kommt es durch die heutige intensive Bewirtschaftungsweise auch bei geringen Niederschlagsmengen und -intensitäten, auf geneigten Weinbergsarealen zu Oberflächenabfluß und Bodenaustrag.

Bei künftigen Flurneuordnungen ist darauf zu achten, dass eine kritische Hanglänge von 60-70 m nicht überschritten wird, wenn die bisherige Bewirtschaftungstechnik beibehalten wird.



Abb. 2 Ausgewaschene Fahrspuren

Der Regen wird durch die Laubwand noch abgefangen und wie in dieser Anlage direkt in die Fahrspur geleitet. Es kommt dadurch zu einer Verstärkung der Bodenausträge.



Abb. 3: Bodenausträge nach einem Extremereignis. In den begrünten Rebzeilen ist kein Bodenaustrag zu verzeichnen, während die offen gehaltenen Zeilen kurz vorher gefräst wurden. Der gelockerte Boden wurde bis zur Pflugscholle vollständig erodiert.

EMDE, K. (1992): Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluß und Bodenaustrag in Verbindung mit Starkregen bei verschiedenen Bewirtschaftungssystemen in Weinbergsarealen des Oberen Rheingaus.

EMDE, K. (1993): Potentielle Erosionsgefährdungskarte Hessische Bergstraße. Unv. Bericht des Hessischen Ministeriums für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten u. Naturschutz.

EMDE K. (1997): Empfehlungen zum Bodenschutz für die Hessischen Weinbaugebiete. „Forum Umwelt“, Bodenschutz und Bodenverbesserungsmaßnahmen im Landkreis Mainz-Bingen. S. 27-34. Kreisverwaltung Mainz-Bingen.

GRIL, J.J. CANLER, J.P. u. CARSOULLE, J. (1989): The benefit of permanent grass and mulching for limiting runoff and erosion in vineyards. Experimentations using rainfall-simulations in the Beaujolais. Soil erosion protection measures in Europe. – Soil Technology Series 1, 157-166.

RICHTER, G. (1989) : Erosion control in vineyards of the mosel-region, FRG. Soil erosion protection measures in Europe. – Soil Technology Series 1, 149-156.

Entwicklung eines GIS-gestütztes Modells zur Quantifizierung diffuser P-Einträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter besonderer Berücksichtigung der geoökologischen Raumstrukturen

von

Stefan Halbfaß und Karsten Grunewald*

1. Einführung

Seit Mai 2000 beschäftigt sich eine Arbeitsgruppe des Lehrstuhls Landschaftslehre/Geoökologie am Institut für Geographie der TU Dresden in einem DFG-Projekt mit der Entwicklung eines mittelmaßstäbigen Modells zur Quantifizierung diffuser P-Einträge in Oberflächengewässer unter besonderer Berücksichtigung der geoökologischen Raumstrukturen. Das Projekt ordnet sich unmittelbar in aktuelle Forschungsthemen, wie etwa die Regionalisierung von Punktdaten („Vom Punkt zur Fläche“, Transformation großmaßstäbiger Methoden / Ergebnisse in die mittlere Maßstabsebene), die (Weiter-)Entwicklung mittelmaßstäbiger Modelle und Verfahren sowie die Phosphor-Forschung in landschafts- bzw. geoökologischen Raumeinheiten (Quellen, Transport- und Verlagerungspfade, räumliche Varianz) ein. Die Aktualität in der Forschungslandschaft und die Notwendigkeit von anwenderfreundlichen, praxisbezogenen Lösungen werden durch die Regionalisierungsdiskussionen (1) sowie mit den Anforderungen der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie verdeutlicht.

Die Ansätze im mittleren Maßstab befinden sich in der vermittelnden Lage zwischen den „genauen“ großmaßstäbigen Methoden (z.B. EROSION 2D/3D (2,3)) sowie den „groben“, kleinmaßstäbigen Verfahren (z.B. (4)). Notwendige Abstraktion und Generalisierung einerseits, komplexe Strukturen, Vernetzung und Organisation andererseits, gestalten die modellhafte Darstellung landschaftsökologischer Prozesse und Strukturen im mittleren Maßstab schwierig. Mit dem Projekt soll ein Verfahren zur Quantifizierung diffuser P-Verlagerungen in Flusseinzugsgebieten zwischen vorzugsweise 100-1000 km² zur Anwendungsreife gebracht werden, womit eine offensichtlich bestehende Lücke zwischen groß- und kleinmaßstäbiger Landschaftsmodellierung geschlossen werden kann.

2. Projekt-Ansatz

Die Vielzahl der Probleme und Fragestellungen hinsichtlich der Modellierung diffuser P-Verlagerungspfade im mittleren Maßstab bedingen eine klare Definition der im Rahmen des Projektes durchzuführenden Untersuchungen.

Drei Hauptarbeitsschwerpunkte, die für eine Realisierung des Projektes evident erscheinen, sind zu verzeichnen:

- (A) Auswertung vorhandener Boden- und Gewässerdaten sowie Quantifizierungsmethoden in allen Maßstabsbereichen
- (B) Großmaßstäbige Untersuchungen (Feldarbeiten, Computersimulationen) in Testgebieten zur Erkundung und Validierung von Struktur-, Prozeß- und Verknüpfungparametern (Sedimenteintragsfaktor SE, P-Ausgangsgehalt im Boden P_i, Nährstoffanreicherungsfaktor ER, Übertrittsstellen, Nutzungstypenstruktur und -organisation, Geofaktorengefüge)
- (C) Mesoskalige Realisierung eines GIS-gestützten Verfahrens zur P-Quantifizierung unter besonderer Berücksichtigung der geoökologischen Raumstrukturen

*TU Dresden, Institut f. Geographie, Lehrstuhl Landschaftslehre / Geoökologie, Mommsenstr. 13, 01062 Dresden
stefan.halbfaass@mailbox.tu-dresden.de

Jeder der drei Hauptarbeitsschwerpunkte umfaßt eine Vielzahl von interdisziplinären Problemstellungen. Wenn im Rahmen des Projektes auch nicht alle einer sicheren Lösung zugeführt werden können, sollten sie zumindest bekannt sein und berücksichtigt werden.

Zu (A)

- Umfassende Datenrecherche (Datenquellen)
- Vergleichbarkeit von Daten (Punktdaten, interpolierte D., generalisierte D.) und Methoden (empirisch-mathematische Verfahren, physikalische-mathematische V.)
- Maßstab
- Randbedingungen (räumliche Bezugsbasis, räumliche Heterogenität)

Zu (B)

- Welche Parameter sind neben SE (tatsächlicher Sedimenteintrag), P_i (P-Ausgangsgehalt im Boden), ER (Nährstoffanreicherungsfaktor), A (Bodenabtrag), Gebietswasserhaushalt weitere relevante Indikatoren zur Quantifizierung der P-Verlagerung ?
- Wie kann der ER-Faktor auf andere Naturraumverhältnisse übertragen werden, in dem Wissen, dass er speziell auf bayrische Verhältnisse angepaßt ist ?
- Welchen Einfluß auf den P-Gehalt im erodierten Bodenmaterial besitzt die räumliche Varianz der P-Gehalte und die Körnung ?
- Welche geoökologischen Raumstrukturen verhindern, verlangsamen oder beschleunigen den P-Eintrag in die Vorfluter ?
- Wie sind die P-Messungen in den Fließgewässern ober- und unterhalb von Siedlungen hinsichtlich Siedlungstyp, Lage der Siedlung am/zum Gewässer, Einwohnerdichte, Betriebsstruktur u.a. einzuordnen ?

Zu (C)

- Adäquate Datenbeschaffung (Satellitendaten, Interpolation)
- Auf welche Weise könnte die räumliche Varianz des P-Gehaltes im Boden, hervorgerufen durch Translokationsprozesse, in eine mittelmaßstäbige Modellierung integriert werden ?
- Wie können den P-Transport offensichtlich beeinflussende Raumstrukturen, z.B. die Sequenz Acker-Grünland oder die Art der Bewirtschaftung (konservierend, konventionell), in die mittelmaßstäbige Modellierung aufgenommen werden ?
- Welche Auswirkungen besitzen Datenaggregation und Generalisierung in verschiedenen Naturräumen (natur- und kulturlandschaftliche Heterogenität) ?
- Welche (Landschaftsstruktur-) Maße eignen sich zur Darstellung der natur- und kulturlandschaftlichen Heterogenität ?
- Müssen die räumlichen Bezugseinheiten zur P-Quantifizierung für jeden Naturraum speziell angepaßt werden, um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen ?
- Welcher Typ (Raster, Vektor) räumlicher Bezugseinheiten erzielt für welchen Maßstab und Naturraum optimale Ergebnisse ?
- Welche gesetzmäßigen Zusammenhänge existieren zwischen Naturraumtyp, Heterogenität, Generalisierung/Aggregation und räumlicher Bezugseinheit (Typ, Größe) ?

3. Methodisches Vorgehen

I Modellierung der flächenspezifischen P-Verlagerung

Ackerland

Aufgrund der meist intensiven Bewirtschaftung ist die potenziell-flächenspezifische partikelgebundene P-Verlagerung (V_P) auf Ackerflächen der zu betrachtende Hauptpfad. Der Berechnungsansatz ist relativ unbestritten:

$$V_P = A * ER * P_i$$

Die Einzelfaktoren sollen wie folgt erhoben und implementiert werden, wobei neue Möglichkeiten der digitalen Datenverfügbarkeit zu nutzen sind:

Potenzieller Bodenabtrag A: Weiterentwicklung, Optimierung und maßstabsspezifische Anpassung eines ABAG-basierten Verfahren in Anlehnung an (5)

ER-Faktor

Die Überprüfung und Anpassung der enrichment ratio (ER) unter Feldbedingungen steht für mitteleuropäische Verhältnisse weitgehend noch aus. Obwohl der Zusammenhang zwischen Ton- und Phosphorgehalt im abgetragenen Sediment immer wieder herausgestellt wird, mag es erstaunen, dass die angegebenen Anreicherungsverhältnisse bisher meist ausschließlich eine Funktion der Abtrags- bzw. Sedimentmenge darstellen ($ER=2,53 \cdot A^{-0,21}$). Die für die P-Anreicherung im Sediment ursächliche, von der Abtragungintensität abhängige Anreicherung von Ton und organischer Substanz wird dabei nicht berücksichtigt. Heute verfügbare Modellsysteme wie EROSION-3D sind in der Lage, die Ton-, Schluff- und Sandanteile im abgetragenen und deponierten Sediment zu berechnen, da sie den korngößenspezifischen Abtrags- und Sedimentationsprozeß und damit die Selektivität des Transportvorganges mit berücksichtigen (2,6). Die Berechnung des P-Anreicherungsfaktors soll deshalb nach folgender Gleichung erfolgen:

$$AF_P = 0,546 (AF_{Ton}) + 0,444 \quad (7),$$

wobei eine Überprüfung für Testgebiete in Sachsen mittels Modellrechnungen (EROSION 3D) erfolgen wird.

P-Gehalte des Bodens

Erarbeitung eines substrat- und nutzungsspezifischen Faktors (regionale Typisierung wird angestrebt), auf Grundlage umfassender Datenauswertungen vorhandener P-Messungen im Oberboden (Bodenatlas Sachsen, eigene Daten, Daten der Landwirtschaft etc.)

Grünland und Wald

Für die Nutzungsart Dauergrünland geht man von mittleren P-Verlagerungen von 0,4 kg P/ha-a aus (7). Eine weitere Differenzierung erfolgt nach (8). Eine flächenhafte partikulär gebundene P-Verlagerung im Wald ist nicht anzunehmen. Vielmehr erfolgt der Bodenabtrag durch linienhafte Erosion an Transportpfaden und Wegen. Die Verifizierung der Quantifizierungsansätze zum Bodenabtrag bzw. zur P-Verlagerung bei Wald- und Grünlandnutzung soll mittels der Modelle EROSION 2D/3D erfolgen.

Siedlungen

Der Literaturwert der diffusen P-Verlagerung zeigt eine hohe Relevanz für diese Hauptnutzung an (1,5 kg P/ha-a). Hier besteht das Ziel in der Ermittlung eines siedlungstypspezifischen P-Verlagerungswertes. Als Hypothese könnte folgende Trennung vorgenommen werden:

- dörfliche Siedlungen (< 5.000 EW; hoher Anteil dezentraler KA, Kleinviehbesatz etc.)
- Siedlungen städtischen Charakters (überwiegend Kanalisation/KA-Entwässerung)
- Lage der Siedlungen zum Gewässer
- Einwohnerdichte, Industrie- und Gewerbebestand

II Erfassung der geökologischen Raumstrukturen, Auswahl geeigneter Raumansätze und Möglichkeiten zur stoffhaushaltlich-räumlichen Verknüpfung der Teilergebnisse

Einen oft unterschätzten Einfluß auf die Untersuchungsergebnisse besitzen die gewählten Raumansätze. Dabei ist nicht nur die Entscheidung zwischen einem raster- oder einem vektorbasierten Arbeitsansatz zu treffen. Von ebenbürtiger Wichtigkeit sind die räumliche Auflösung und der in enger Beziehung stehende Grad der Generalisierung. Bei größeren Gebieten treten in der Regel in enger

räumlicher Verzahnung verschiedene Landschaftstypen auf. Diese wiederum werden durch eine ihnen eigene, charakteristische Heterogenität bzw. Homogenität gekennzeichnet. Die für die Wiedergabe einer bestimmten Eigenschaft in einem relativ homogenen Gebiet als ausreichend angesehene Raumauflösung kann in einem benachbarten heterogenen Raum starke Verfälschungen der tatsächlichen Ausprägung zur Folge haben.

Zur Schaffung gleichrangiger räumlicher Grundlagen zur Modellierung sollte demnach neben der Wahl zwischen der geeigneten Raster- bzw. Vektorgröße insbesondere die räumliche Heterogenität eines Gebietes beachtet werden. Damit steht die Aufgabe Methoden zu finden, um die räumliche Heterogenität zu quantifizieren. Die Anwendung fraktaler Maße und Methoden stellt hierfür einen möglichen Lösungsweg dar. Es besteht beispielsweise die Möglichkeit, die Heterogenitätsmaße als eine Angabe für den Strukturreichtum innerhalb eines Gitterelements zu begreifen, mit dessen Hilfe eine Abschätzung des stoffbezogenen Retentionspotentials möglich sein würde.

Im Zusammenspiel mit dem Relief beeinflusst das räumliche Verteilungsmuster, d.h. die Anordnung der Elemente, in vielfältiger Weise den Stoff- und Energietransport. Mit Unterstützung des großmaßstäbig arbeitenden Erosionsmodells EROSION 3D lassen sich die Wirkung und Funktionsweise zwischen Raumstrukturen simulieren. Dies gilt es auch für mittelmaßstäbige Stoffhaushaltsbetrachtungen adäquat zu implementieren. Stofftransportbezogene Landschaftsmodellierung im mittleren Maßstab erfordert, die Stoff- und Energieströme zwischen den oftmals nur separat betrachteten Landschaftselementen in die Quantifizierung einzubeziehen. Die Untersuchung der Interaktionen der verschiedenen Raumstrukturen soll grundsätzlich auf dreierlei Wegen erfolgen:

- experimentell (Feldversuche, Feldmessungen)
- empirisch (umfangreiche Auswertung vorhandener bzw. zu beschaffener Daten)
- modelltechnisch (Modellierung von typischen Situationen, EROSION 2D/3D)

III Untersuchungsgebiete, Basisarbeiten im Feld, Überprüfung der Ansätze/Ergebnisse

Die beschriebenen Ansätze sollen anhand konkreter Beispielsräume, für die umfangreiches Datenmaterial vorliegt, entwickelt und getestet werden.

In den Kleinsteinzugsgebieten werden charakteristische Hangprofile ausgewählt, die a) die dominierenden pedologischen Gebietsaspekte, b) die geoökologischen Raumstrukturen (insbesondere Hangneigung und Bodenart) und c) die typischen Landnutzungssequenzen (Pfade, Übertritte) unter Beachtung linienhafter Elemente adäquat widerspiegeln. Die mittelmaßstäbige Modellierung, die Erarbeitung der geeigneten Raumansätze sowie die Implementierung aller benannten Teilschritte soll stufenweise für drei Einzugsgebiete in Sachsen erfolgen (Einzugsgebiet des Speicher Radeburg II (ca. 25 km²), Einzugsgebiet der Jahna (244 km²), Flußgebiet der Großen Röder (934 km²)).

Die vorgestellte Problematik und der erläuterte Projektansatz zeigen die vielseitige, komplexe Struktur und Organisation im System Landschaft sowie das enorme Ausmaß sich daraus ableitender Forschungsaufgaben.

Literatur:

- (1) STEINHARDT, U.; VOLK, M. (1999): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. UFZ Leipzig-Halle GmbH, B.G. Teubner, Stuttgart, Leipzig
- (2) SCHMIDT, J. (1994): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geeigneter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Selbstverlag d. Institutes für Geographische Wissenschaften, Berlin
- (3) v. WERNER, M. (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. FUB, Berlin
- (4) BEHRENDT, H. ET AL. (2000): Nährstoffemissionen und -frachten in den Flussgebieten Deutschlands und ihre Veränderung. UBA-Texte 29/00, Berlin, S. 6-28
- (5) MARKS ET AL. 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Zentralausschuß f. dt. Landeskunde, Trier
- (6) DUTTMANN, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in der Landschaft. GEOSYNTHESIS, H. 10, Hannover
- (7) BEHRENDT, H. (1988): Die Entwicklung der Phosphorbelastung der Gewässer der DDR unter besonderer Berücksichtigung des diffusen Phosphoreintrages. Institut für Geographie und Geoökologie der AdW der DDR, Bereich Hydrologie, Abteilung Hy-2, Berlin
- (8) PRASUHN ET AL. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kanton Bern. Schriftenreihe FAC Liebefeld, Eidgen. Forschungsanst. f. Agrilkulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld

Erosion auf unbewachsenen sandigen Kippenflächen

von

Wolfgang Rolland*, Michael Antl[#], Andreas Johannes Beblík* und Uwe Grünewald*

Einleitung

Tagebauseen in Braunkohlegebieten sind durch einen extremen Chemismus (pH-Werte oft < 3.5, Sulfatkonzentrationen > 800 mg/l) gekennzeichnet. Ursache ist der Eintrag von Reaktionsprodukten der Pyritverwitterung aus den angrenzenden Kippen. Neben dem Stofftransport mit dem Grundwasser kann der feststoffgebundene Eintrag (Erosion, Rutschungen) einen wesentlichen Eintragspfad darstellen. Die hinreichende Quantifizierung letztgenannter Stoffflüsse ist bislang nicht möglich. Ursache dafür sind die von natürlichen Standorten abweichenden Standortgegebenheiten von Braunkohlekippen (insbesondere die Hydrophobie der Substrate (Katzur, 1998)). Aus diesem Grund scheiterten bislang auch alle Versuche, diese Prozesse mit Erosionsmodellen (unter Verwendung der Standardparametrisierungen) abzubilden (Abel et al., 1997).

Ziel der hier dargestellten Arbeiten war es, Feldversuche zur Erfassung von Oberflächenabfluß und Erosion durchzuführen, um zu einem verbesserten Verständnis der Systemeigenschaften zu gelangen sowie die Parameter für ein physikalisch basiertes Erosionsmodell (Erosion 3D, Schmidt et al., 1996) zu schätzen.

Standort

Bei dem Standort handelt es sich um einen unmeliorierten, vegetationslosen Ausschnitt des Tagebaus Schlabendorf-Nord (Lausitzer Braunkohlenrevier). Das als Täschwitzer Kippkohlend sand klassifizierte Substrat kann als sehr gleichförmiger Mittelsand beschrieben werden. Das Relief ist in Kuppen und Rinnen gegliedert. Aus den Arbeiten von Grünewald et al. (1999) ist bekannt, dass die beiden Geländeformen, trotz gleicher Korngrößenverteilung, sehr unterschiedliche hydraulische Eigenschaften aufweisen. Ursache ist die Hydrophobie der Kuppenareale, die sich in einer sehr geringen Infiltrationskapazität niederschlägt. Dieses Phänomen ist in den Rinnen nicht zu beobachten. Die Ursache für diese Verteilung der Standorteigenschaften ist bislang nicht geklärt.

Methodik

Zu Beginn der Arbeiten wurde eine einfache transportable Beregnungseinrichtung konstruiert (siehe Abb. 1). Sie ermöglicht die Beregnung einer 3 m • 4 m großen Fläche. Vor Versuchsbeginn wurde die Gleichförmigkeit der Niederschlagsverteilung geprüft sowie ein Tropfenspektrum (nach Bork, 1980) zur Berechnung der Niederschlagsenergie aufgenommen. Die mittlere kinetische Energie des Niederschlages stimmt mit $19.2 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ gut mit den Werten anderer Anlagen überein (nach

* Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft, Th. Neubauer Str. 6 D-03046 Cottbus; email: wsar@hydrologie.tu-cottbus.de

[#] Ruhr Universität Bochum; Lehrstuhl Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Universitätsstr. 150, 44780 Bochum

Hassel und Richter (1992), beträgt der Mittelwert der meisten Anlagen $20 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$). Eine detaillierte Beschreibung des Versuchsaufbaus ist in Antl (1999) nachzulesen.

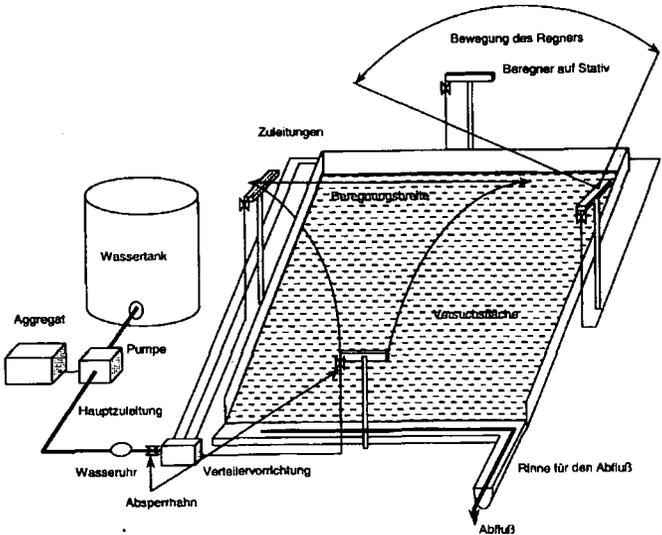


Abb. 1: Beregnungsanlage

Die Beregnung erfolgte über 15 Minuten mit einer Intensität zwischen $0,8$ und $1,1 \text{ mm min}^{-1}$. Dies entspricht nach Deumlich (1999) einem Ereignis mit einer regionalen Eintrittswahrscheinlichkeit von 55 %. Das Gelände wurde vor und nach dem Versuch in einem 20 cm Raster nach der Methode von Cremers et al. (1996) vermessen.

Ergänzend dazu wurden Stechzylinderproben vor dem Versuch unmittelbar neben der Beregnungsfläche und im Anschluß an den Versuch auf der Versuchsstäche bis 30 cm Bodentiefe gewonnen. Analysiert wurden die Lagerungsdichte, der Wassergehalt, der C-Gehalt sowie die Korngrößenzusammensetzung.

Insgesamt wurden 3 Flächen mit folgenden charakteristischen Eigenschaften beregnet:

Tab. 1: Kennzeichen der Versuchsstächen.

Fläche	Anteil Kuppe / Rinne	mittlere Hangneigung [%]	Flächengröße [m^2]	Anfangswassergehalt [vol%]	Zustand
Kuppe	100	3.4	12.0	5.0-10.2	Brache, unbewachsen
Rinne	100	4.7	11.4	8.2-11.8	Brache, unbewachsen
Kuppe u. Rinne	90 : 10	6.3	10.7	3.9-6.5 (Kuppe) 12.8-14.7 (Rinne)	Brache, unbewachsen

Ergebnisse

Feldversuch

In Tabelle 2 sind die wichtigsten Versuchsergebnisse dargestellt.

Tab. 2 Beregnung, Abfluß und Abtrag der einzelnen Versuche

Versuch	Nieder- schlag	Abfluß		Abfluß- beiwert	Verhältniss. Abfluß/Infil.	Abtrag	
	[mm min ⁻¹]	[mm min ⁻¹]	[l]	[-]	[-]	[g m ⁻² min ⁻¹]	[kg]
Kuppe	1.1	0.6	80.2	0.55	1.2	4.5	0.62
Rinne	0.8	0.0	0	0	0	0.0	0.0
Kuppe u. Rinne	0.9	0.3	43.0	0.33	0.5	24.0	3.6

In der Rinne kommt es nicht zur Oberflächenabflußbildung und dementsprechend auch zu keiner Erosion. Im Gegensatz dazu fließen von der Kuppe über 50% des Beregnungsniederschlages ab. Dabei werden 0.62 kg Boden abgetragen. Besteht die Beregnungsfläche aus beiden Reliefelementen (hier im Verhältnis von 90 % Kuppe zu 10 % Rinne) nimmt der Abflußbeiwert deutlich im Vergleich zur reinen Kuppenfläche ab, die Erosion steigt jedoch stark an.

Ursächlich für diese Phänomene sind die reliefabhängige Verteilung der Infiltrationseigenschaften sowie die unterschiedliche Erosivität der Substrate.

Die hydrophoben Eigenschaften der Kuppenflächen führen zu geringen Infiltrationsraten. Gleichzeitig weisen diese Standorte eine sehr hohe Kohäsion in den obersten Zentimetern des Profils auf. Mit dem Oberflächenabfluss wird daher nur wenig Material abgespült. Die Rinnen weisen hingegen ein loses Einzelkorngefüge ohne hydrophobe Merkmale auf. Die Infiltrationskapazität ist jedoch so hoch, dass kein Abtrag erfolgen kann. Erst die Kombination von hohem Oberflächenabfluss (auf den Kuppen) und geringem Erosionswiderstand (in den Rinnen) führt so zu starken Erosionsereignissen.

Parameterschätzung

Neben Reliefparametern und Niederschlagsparametern (beide sind aus Messungen bekannt) steuern 7 Bodenparameter die Erosion im Modell EROSION 3-D. Die Anpassung dieser Parameter erfolgte sequentiell nach folgenden Schritten.

Schritte	Resultat
Simulation 1 unter Verwendung unabhängig gemessener Werte für Bedeckungsgrad, Anfangswassergehalt, Lagerungsdichte, Corg-Gehalt, Textur und Rauigkeitsbeiwert. Aus dem Parameterkatalog EROSION 3D wurden die Parameter Korrekturfaktor (für Infiltration) und Erosionswiderstand für „vergleichbare“ Standorte entnommen.	Das Modell simuliert für die Standorte Kuppe und Rinne keinen Oberflächenabfluß.

<p>Simulation 2: Anpassung des infiltrationssteuerenden Parameters „Korrekturfaktor“ an die gemessenen Abflüsse.</p>	<p>Das Abflußgeschehen wird für die Kuppe gut wiedergegeben, wenn die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit von 203 auf 25.4 cm d⁻¹ reduziert wird. Aus dem Versuch Kuppe und Rinne berechnet sich eine hydraulische Leitfähigkeit von 943 cm d⁻¹ für die Rinne. Die Werte stimmen gut mit den Infiltrationsmessungen von Grünewald et al. (1999) überein (Kuppe: 5 – 20 cm d⁻¹, Rinne 100-1000 cm d⁻¹)</p>
<p>Simulation 3: Anpassung des Erosionswiderstandes an die Messwerte.</p>	<p>Die Abträge werden befriedigend simuliert wenn der Erosionswiderstand für die Kuppe um den Faktor 10 (auf 0.009 N m⁻²) und der für die Rinne um den Faktor 10 (auf 0.00009 N m⁻²) verringert wird.</p>

Fazit

Mit den hier dargestellten Ergebnissen liegen erste Ergebnisse zur Prozeßanalyse und zur Parameterschätzung für Kippenstandorte vor. Auch wenn die geringe Anzahl der bislang durchgeführten Versuche noch wenig gesicherte Aussagen ermöglichen, wird doch die Bedeutung der Morphologie für das Geschehen deutlich. Weiterführende Arbeiten sollten das komplexe Wechselgeschehen zwischen den verschiedenen Teilflächen vertieft analysieren.

Literatur

- Abel, A., Michael, A., und Zartl, A. (1997): Prognosemöglichkeiten der starkniederschlagsbedingten Böschungserosion von Tagebaurestseen: Massenabtrag und Stoffmobilisierung. In Aktuelle Arbeiten der Grundwasserforschung und -applikation, DGFZ, Hrsg.: Dresden, Selbstverlag, S. 199-207.
- Antl, M. (1999): Ermittlung der Erosion auf unbewachsenen sandigen Kippenflächen: Cottbus, LS Hydrologie und Wasserwirtschaft der BTU Cottbus.
- Bork, H.-R. (1980): Oberflächenabfluß und Infiltration: Cremling-Destedt, Catena.
- Creemers, N. H., van Dijk, P. M., de Roo, A. P., and Verzandvoort, M. A. (1996): Spatial and temporal variability of soil surface roughness and the application in hydrological and soil erosion modelling. Hydrological Processes, 10 (8), S. 1035-1047.
- Deumlich, D. (1999): Erosive Niederschläge und ihre Eintrittswahrscheinlichkeit im Nordosten Deutschlands: Müncheberg, Germany, ZALF.
- Grünewald, U., Biemelt, D., Bekurts, V., Schreiter, M. und Tahl, S. (1999): Standortuntersuchungen zur verbesserten Quantifizierung von Elementen des regionalen Wasserhaushaltes. In: Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften - Das Beispiel des Lausitzer Bergbaureviere, Hüttel, R. F., Weber, E.Klem, D. (Hrsg.). Berlin, New York, de Gruyter, S. 223-238.
- Hassel, J. und Richter, G. (1992): Ein Vergleich deutscher und schweizerischer Regensimulatoren nach Regenstruktur und kinetischer Energie: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 155 (3), S. 185-190.
- Katzur, J. (1998): Melioration schwefelhaltiger Kippböden. In: Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Pflug, W., (Hrsg.) Berlin Heidelberg, Springer, S. 559-572.
- Schmidt, J., von Werner, M., Michael, A., und Schmidt, W. (1996): Erosion 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Bände I-III.: Dresden, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der gemeinsamen Tagung AG „Bodenökologie“,
„Bodenschätzung und –bewertung“ und AK „Urbane Böden“
02.02.2001 in Braunschweig

Pedotopschutz im urbanen Raum. Zusammenfassung einer Diskussion

Gabriele Broll¹ und Stefan Schrader²

Im Juni 2000 und im Februar 2001 veranstaltete die AG Bodenökologie zusammen mit dem AK Urbane Böden und der AG Bodenschätzung und –bewertung zwei Tagungen zum Thema Pedotopschutz im urbanen Raum. Die erste Veranstaltung in Osnabrück war im wesentlichen der Bodenbewertung gewidmet (vgl. auch Mitteilungen der DBG Bd. 93, S.1-26, 2000). Bei der zweiten Tagung in Braunschweig standen angewandte Aspekte im Mittelpunkt.

Auf der ersten Veranstaltung wurden drei Leitthemen diskutiert: 1) der Kenntnisstand über ökologische Prozesse und Lebensgemeinschaften in städtischen Böden; 2) die Besonderheiten der Pedotope; 3) die Typisierung städtischer Bodenbiozönos. Im zweiten Teil folgte eine Diskussion zur Schutzwürdigkeit der Böden in der Stadt, wobei die notwendige Unterscheidung zwischen Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit herausgestellt worden ist. Am Ende der Veranstaltung stand die Bewertung der Schutzwürdigkeit von Pedotopen mit einem Schwerpunkt auf der biologischen Bewertung im Vordergrund. Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse zur Bewertung städtischer Böden wurde für ungeeignet gehalten. Betont wurde die Notwendigkeit von Leitfunktionen und eines eigenen Bewertungskonzeptes für urbane Räume. Die Einbeziehung der Daten der Bodenschätzung ist in diesem Zusammenhang sehr sinnvoll.

Auf der in diesem Jahre abgehaltenen Tagung stand der angewandte Aspekt des Pedotopschutzes im Vordergrund (s. auch die Beiträge von Buttschardt (2001), Gunreben (2001) und Sauer (2001) in diesem Band). In Anknüpfung an das vorausgegangene Treffen ist zuerst die Bedeutung der Lebensraumfunktion im urbanen Raum diskutiert worden. Unterschiede im Hinblick auf die Bewertung von landwirtschaftlichen Nutzflächen, Waldflächen und städtischen Flächen sind vorzunehmen. Ein besonderes Problem stellen im letztgenannten Fall die fehlenden Referenzflächen dar. Die Frage ist, mit welchen „Musterböden“ im urbanen Raum verglichen werden soll. Die Bodenschätzung wird als eher

1 Dr. Gabriele Broll, Institut für Landschaftsökologie, Universität Münster, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster, brollg@uni-muenster.de
2 PD Dr. Stefan Schrader, Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Spielmannstr. 8, 38092 Braunschweig, st.schrader@tu-bs.de

ungeeignet zur Bewertung der Lebensraumfunktion eingestuft. Die Erhaltung der Lebensraumfunktion verursacht im urbanen Raum größere Probleme als in naturnäheren Räumen, weil z.B. belastete Flächen oder solche mit extremen Mikroklimaschwankungen vorliegen. Es sollte nicht von „dem“ urbanen Raum gesprochen, sondern eine Differenzierung vorgenommen werden. In hochverdichteten Bereichen ist ein Minimum an Boden zu erhalten. Einen breiten Raum nahm die Diskussion zum Thema Bodenschutz und Naturschutz ein. Für den Naturschutz ist auch ein Rohboden unter Umständen schützenswert, aus Bodenschutzsicht ist ein voll entwickeltes Bodenprofil höher zu bewerten. Dieser Problemkreis kommt z.B. bei Entsiegelungsmaßnahmen zum Tragen. Hierbei ist auch zu bedenken, welcher Bodentyp den Standort vor der Versiegelung charakterisierte. Es sollten nicht nur die Bodenfunktionen, sondern auch der Boden an sich geschützt werden. Ein Konflikt zwischen Natur- und Bodenschutz ist möglichst zu vermeiden.

Zur Zeit wird die Lebensraumfunktion des Bodens bei Planungen im urbanen Raum nicht berücksichtigt. Ein erster Ansatz liegt mit einem Konzept zur Bodenbewertung für die Stadt Hamburg vor (Gröngroft et al. 1999). Eine spätere Effizienzkontrolle durchgeführter Maßnahmen wird auf jeden Fall befürwortet, stößt aber auf Finanzierungsprobleme seitens der Kommunen. Aus Sicht der Planer gibt es derzeit unüberwindbare Schwierigkeiten, die Einbeziehung der Lebensraumfunktion politisch durchzusetzen. In stark verdichteten Räumen kann eher mit der Klima- oder der Erholungsfunktion argumentiert werden. Ersatzböden in der Stadt, z.B. Dachbegrünungen, sind als Minderungsmaßnahme und nicht als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme zu verstehen.

Literatur

Gröngroft, A., Hochfeld, B. & G. Miehlich (1999): Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen. Kurzfassung des Gutachtens im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg. Hrsg. von der Umweltbehörde Hamburg, 46 S.

Buttschardt, T.K. (2001): Der Beitrag extensiver Dachbegrünungen zum Bodenschutz. Mitteilungen der DBG, in diesem Band.

Gunreben, M. (2001): Entsiegelung von Böden. Ein Beitrag zur Kompensation der Flächeninanspruchnahme durch bodenversiegelnde Nutzungen? Mitteilungen der DBG, in diesem Band.

Sauer, S. (2001): Bodenschätzungsergebnisse als bodenkundliche Datengrundlage im urbanen Raum: Beispiel Niederschlagsversickerung. Mitteilungen der DBG, in diesem Band.

Der Beitrag extensiver Dachbegrünungen zum Bodenschutz

TILLMANN K. BUTTSCHARDT

Abstract

Parallel with the increasing of built-up areas strategies are needed on how to compensate natural potentials, especially as soil functions and soil fauna. Rooftop greenings are one possibility to minimize those negative impacts on environment and landscape. This paper focusses on the ecological potentials of extensive rooftop greenings. The study compares two sorts of roofs, which, except for one were all situated in Karlsruhe, Germany. On the one hand modern rooftop greenings were investigated which contribute to the actual state of the art and are offered by several manufacturers. All of them consist of one to three functional layers: the upper layer functions as substrate similar to natural soil which carries the vegetation. Separated by a special fleece, there follows a draining material such as lava or tuff and the roof sealing sheet. The age of these roofs was, from the beginning of the investigations, at least two years, the oldest one was nine years old. On the other hand, rooftop greenings were studied on which plants and vegetation appeared which had settled completely on their own (age: 40 to 110 years). The study was able to show that living conditions for plants and animals are extreme in many aspects. On days with high solar radiation, especially in late spring, the substrate heats up to 60 °C (measured in 3 cm). Rooftop greenings accumulate heavy metals such as Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn in doses that exceed the limits of the precaution-level of the BBodSchV. To describe rates and quantity of the decomposition processes of organic matter bait-lamina-tests were used. They showed the highest activity in early spring, which calmed down in summer and partly recovered in autumn. The maximum rates could be observed on system rooftop greenings in the early spring months. The study shows that rooftop greenings are partly suitable to transfer environmental potentials on the surface of buildings and could partly be used to compensate for negative impacts on nature and landscape.

1. Einleitung

Einerseits gilt heute mehr denn je der Grundsatz des nachhaltigen und sparsamen Umgangs mit den Ressourcen der Natur. Auf der anderen Seite sind Flächenverbrauch, Versiegelung und Zersiedelung der Landschaft noch immer ungebrochen. Es muss daher das Ziel der Verantwortlichen in Planung und Verwaltung sein, dennoch notwendige Flächeninanspruchnahmen so naturverträglich und umweltschonend wie möglich zu realisieren. Der Naturschutz besitzt hier mit der Eingriffsregelung des Bundes-Naturschutzgesetzes das geeignete Instrumentarium, derartige Maßnahmen umfassend zu bewerten und für eine bestmögliche Ausgestaltung der Baumaßnahmen zu sorgen. Dachbegrünungen bieten die Möglichkeit, am Bauwerk selbst durch biologisch aktive Oberflächen bestimmte wesentliche naturhaushaltliche Funktionen zu verankern.

In diesem Beitrag soll ausschließlich auf den Boden als zentrale Schnittstelle zwischen geogener Verwitterung, Pflanzenwachstum und Bestandsaufbau, Streufall und Bestandsabbau sowie erneuter Mobilisierung der Nährstoffe durch die Zersetzungsrbeit des Edaphons eingegangen werden. Eine detaillierte Auseinandersetzung mit weiteren Umweltmedien erfolgt bei STEUSLOFF (1998) sowie BUTTSCHARDT (2001). Unter dem Blickwinkel des Bodenschutzes sind den Böden verschiedene Funktionen zugeordnet, wie z.B. Regelungsfunktion, Wasserhaushaltsfunktion, Produktionsfunktion oder die Naturschutzfunktionen im engeren Sinne, wie sie beispielsweise auch in § 2 BBodSchG zum Ausdruck kommen. Extensive, das sind weitgehend selbsterhaltende, pflegelose Dachbegrünungen, mit Schichtaufbau-Mächtigkeiten < 20 cm, können hierbei einen Teil der o.a. Bodenfunktionen übernehmen.

2. Sind extensive Dachbegrünungen Böden? Eine Einordnung in die bodenkundliche Systematik

Die Fachöffentlichkeit sieht in den Vegetationstragschichten von Dachbegrünungen zunächst nur *Substrate* (z.B. KRUPKA 1992). Nach ALTERMANN & KÜHN (1999:4) ist aus bodenkundlicher Sichtweise „Substrat“ das Material, aus dem die Festsubstanz des Bodens besteht. Vor diesem Hintergrund stand bislang ausschließlich die begrünungstechnische und nicht die bodenkundliche

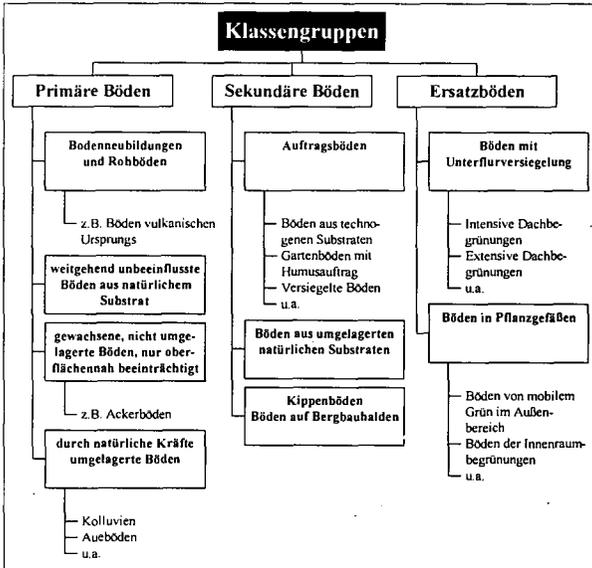


Abb. 1: Vorschlag zur Gliederung von Bodenbildungen unter Berücksichtigung natürlicher (primärer), anthropogener (sekundärer) und künstlicher (Ersatz-)Böden

Sichtweise bei der Untersuchung von Dachbegrünungen im Vordergrund. Die Ergebnisse der Forschungen zu geeigneten Begrünungssubstraten haben im FLL-Regelwerk (FLL 1995) ihren Niederschlag gefunden, in welchem genaue Vorgaben für die Zusammensetzung und Beschaffenheit der Substrate gegeben werden. Neben der rein abiotischen Sichtweise der Dachbegrünungssubstrate wird vor allem die Eignung als Pflanzenstandort und weniger als Ökosystem erörtert. Derzeit nur am Rande diskutiert wird die Frage, ob es sich bei den Substrataufbauten der Dachbegrünungen um Böden handelt. In der relevanten Literatur zur Dachbegrünung findet sich die Bezeichnung Boden allenfalls am Rande. Bodenwissen-

schaftler sprechen in diesem Kontext dagegen von „begrünte[r] Versiegelung“ (FRÜND & KEPLIN 1995:41), Unterflurversiegelung (BLUME et al. 1989) oder „Ersatzböden“ (KEPLIN 2000:5).

In Abbildung 1 wird ein Vorschlag unterbreitet, wie verschiedene Bodengruppen unter Berücksichtigung des anthropogenen Einflusses benannt werden könnten. Ich nehme die hierzu bereits geprägten Begriffe auf und orientiere mich an der in Ökologie und Naturschutz gebräuchlichen Bezeichnung primärer und sekundärer Lebensräume: Dachbegrünungen wären demnach als *unterflurversiegelte Ersatzböden* zu bezeichnen. Auch wenn extensive Dachbegrünungen bei der Einstufung in die bodenkundliche Taxonomie Schwierigkeiten bereiten, so ist doch eine Zuordnung in die Systematik der bodenbildenden Substrate ohne weiteres möglich (ALTERMANN & KÜHN 1999). Sie sind demnach in die Substratarten-Hauptgruppe Anthroskelettsand (o-vs) einzuordnen. Allerdings muss diese Einstufung sensu lato gesehen werden, da z.B. in das Grundmaterial neben anthropogenen Schlacken, Blähton und Bauschuttresten auch natürliche Bestandteile wie vulkanische Tuffe eingearbeitet werden. Hinzu kommen zusätzlich immer auch organogene Beimischungen.

3. Methoden

Der allgemeine methodische Ansatz beruht auf dem Vergleich von extensiven Dachbegrünungen, ausgeführt nach Norm-Vorgaben (= Systembegrünungen), mit spontanbegrüntem, gründerzeitlichen Grasdächern (= Spontanbegrünungen) und verschiedenen ebenerdigen Referenzflächen. Hierzu wurden das Alter der Dachflächen (Zeit-durch-Raum-Substitution), ihre Lage sowie Nachbarschaftsbeziehungen berücksichtigt. Die spontanbegrüntem Dachflächen sind zwischen 40 und 110 Jahren alt; die Systembegrünungen besaßen zum Zeitpunkt der Untersuchungen ein Alter zwischen 5 und 9 Jahren. Die untersuchten Dach- und Referenzflächen liegen bis auf eine Ausnahme alle im zentralen Stadtgebiet von Karlsruhe, einer südwestdeutschen Großstadt (268.000 EW) in weitgehend ebener Niederterrassenlage (114 m.ü.NN). Hohe sommerliche Lufttemperaturen und milde

Winter kennzeichnen das Untersuchungsgebiet als eine der wärmsten Regionen Deutschlands. Die jährlichen Niederschläge liegen bei etwa 750 mm.

Die bodenkundliche Methodik folgte der einschlägigen Praxis der Feld- und Labormethoden (DIN bzw. VDLUFA). Die Schwermetallgehalte wurden im aufgemahlene Feinerdeanteil sowohl im Königswasseraufschluss als auch im EDTA-Eluat mittels AAS bestimmt. Auf drei Dächern wurden mit einem ein Langzeit-Datalogger (UNIDAN^{PLUS}, Fa. ESYS) kontinuierliche Bodentemperaturmessungen durchgeführt (gespeichert als 10-Minuten-Mittelwerte). Die biologische Aktivität der Dachböden wurde mittels der Köderstreifenmethode mit Standardsubstrat der Fa. Terra-Protecta, Berlin (vgl. KRATZ 1998) zu drei Zeitpunkten im Jahresverlauf erfasst. Die Expositionszeit betrug jeweils 20 Tage.

4. Ergebnisse und Diskussion

Es zeigte sich, dass die auf Dachflächen herrschenden Randbedingungen, wie hohe Temperaturamplituden, tiefe reichende Austrocknung (WG < 1 Gew.-%) verbunden mit kurzzeitig auftretender Stauwärme und verminderten Abflüssen, zu einer Anreicherung von organischer Substanz und Schwermetallen in beträchtlichem Umfang führen. Die Messwerte der Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn liegen auf allen Dachflächen überwiegend über den Vorsorgewerten der Bundesbodenschutzverordnung, teilweise um ein Vielfaches (Abbildung 2). Filter-, Puffer- und Transformationsfunktionen des Bodens sind gerade auf begrünten Dachflächen somit hervorragend ausgebildet. Zugleich bedeutet dies aber auch ein erhebliches Belastungspotenzial, da nachgewiesen werden konnte, dass sich die pH-Werte auf Spontanbegrünungen im Vergleich zu Messungen in den 60er Jahren des letzten Jahrhunderts in Göttingen um eine Stufe erniedrigt haben. Demnach sollte im Sinne eines vorsorgenden Bodenschutzes darauf hingewirkt werden, die Auswahl der Substratkomponenten auf schadstoffarme Produkte zu beschränken. Um so mehr, weil bereits bei neu angelegten Begrünungen etliche Vorsorgewerte deutlich überschritten sind.

Die Hochsommertemperaturen im Substrat überstiegen häufig die strahlungsgeschützt gemessenen Oberflächenwerte: es wurden Spitzenwerte der Bodentemperatur von über 60 °C (in 3 cm Substratiefe) gemessen. Auch knapp über der unteren Grenze der Vegetationstragschicht wurden selbst bei Substratauflagen von 14 cm Maxima von 44 °C gemessen.

Die physikalischen Eigenschaften zeichnen Dachböden als sehr gut dränende, skelettreiche und grobe Böden aus mit einem überwiegenden Anteil an weiten Grobporen. Die Kornsummenkurven

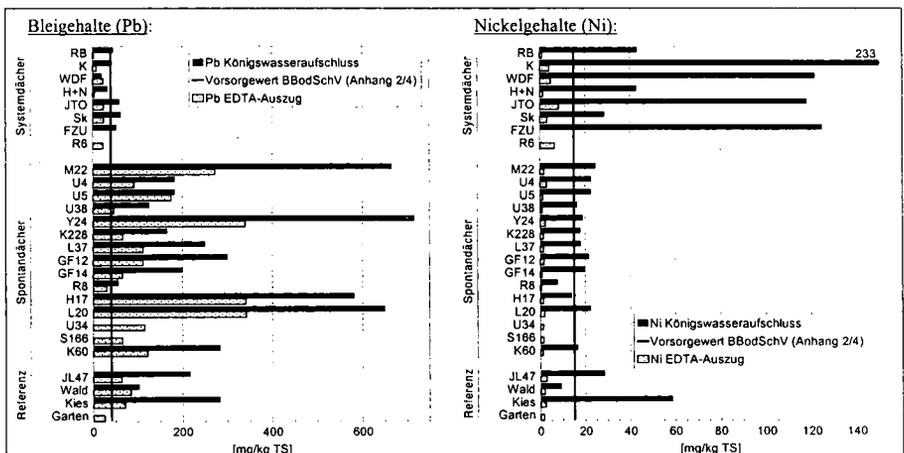


Abb. 2: Vergleich der Schwermetallgehalte im Königswasseraufschluss und EDTA-Auszug

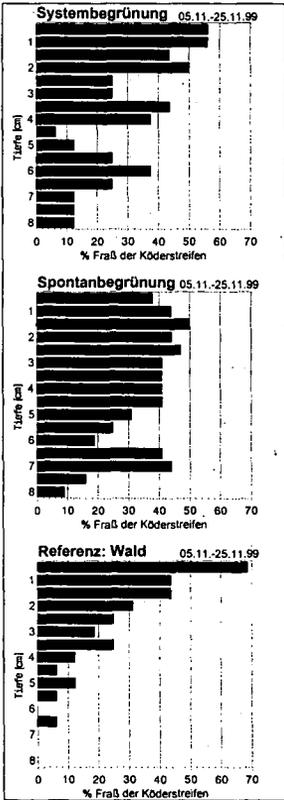


Abb. 3: Tiefenverteilung der Fraßaktivität, Beispiele der verschiedenen Standorte

zeigen für die Systembegrünungen größere Ähnlichkeiten mit der Referenz Kiesdach, für die Spontanbegrünungen dagegen hohe Übereinstimmungen mit der Vergleichsfläche Waldboden. Alle in situ untersuchten Dachflächen erfüllten die vorgegebene Norm in Bezug auf die Korngrößenverteilung nicht (mehr). Es muss daher darauf hingewirkt werden, zur Verbesserung der Lebensraumfunktionen für Flora und Fauna, den Substraten verstärkt feinere Anteile beizumengen. Insbesondere die Korngröße Schluff stellte sich in den Vergleichsanalysen als maßgebliche Größe für die Nährstoffsituation einerseits sowie die Besiedelung durch Bodentiere andererseits heraus.

Die biologische Aktivität ist auf den Dachflächen im Frühjahr am höchsten und dort sogar größer als an den Referenzflächen. Sie nimmt zum Hochsommer sehr stark ab und ist auch im Herbst relativ niedrig. Demgegenüber zeigen die ebenerdig Referenzstandorte gleichbleibende Aktivitätsraten. Dies heißt einerseits, dass die Fraßleistung auf Dachbegrünungen in sehr viel stärkerem Maße als am Boden wirklich von der Mesofauna ausgeht, andererseits übernehmen Dipterenlarven die Rolle der Makrofauna. Hoch- und spätsommerlich finden sich – bedingt durch ihren Lebenszyklus – von allen Tieren nur geringe Abundanzen. Das Tiefenprofil der Fraßaktivität entspricht in seiner Ausprägung eher demjenigen von Ackerflächen (Abbildung 3).

5. Fazit

Insbesondere Regelungs- und Lebensraumfunktionen können von extensiven Dachbegrünungen teilweise erfüllt werden. Im Rahmen der Bauleitplanung und der darin festzuschreibenden Minderungsmaßnahmen der Eingriffsregelung (§ 8 BNatSchG) – und zu diesen sind Dachbegrünungsmaßnahmen zu zählen – sollte daher verstärkt auf eine entsprechende Ausgestaltung relevanter Bodeneigenschaften geachtet werden. Detaillierte Angaben finden sich bei BUTTSCHARDT (2001).

6. Literatur

ALTERMANN, M., & D. KÜHN (1999): Systematik der bodenbildenden Substrate. In: BLUME, H.-P., P. FELIX-HENNINGSEN, W.R. FISCHER, H.-G. FREDE, R. HORN & K. STAHR (Hrsg.): HANDBUCH DER BODENKUNDE. (Ergänzbare Handbuch incl. 6. Ergänzungslieferung). Landsberg/Lech.

BLUME H.-P., W. BURGHARDT, E. CORDSEN, G. FRIED, R. GRENZUS, W. KNEIB, W. KUES, E. PLUQUET, W.-G. SCHIRAPS & H.-K. SIEM (1989): Kartierung von Stadtböden. Berlin, UBA-Texte, Bd./Jg. 18/89.

BUTTSCHARDT, T.K. (2001): Extensive Dachbegrünungen und Naturschutz. Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie (KSzGG), Bd. 13. Karlsruhe.

FLL (FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND LANDSCHAFTSBAU) (Hrsg.) (1995): Richtlinien für die Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen. Troisdorf.

FRÜND, H.-C. & B. KEPLIN (1995): Bodenökologie und Stadtökosysteme sowie Industrie- und Bergbaufolgelandschaften. Mitt. Dt. Bodenkd. Ges., Bd. 78:39-44.

KEPLIN, B. (2000): Stand der Kenntnisse über die ökologischen Prozesse und Lebensgemeinschaften in städtischen Böden. Mitt. Dt. Bodenkd. Ges., Bd. 93:3-6.

KRATZ, W. (1998): The bait-lamina test. General aspects, applications and perspectives. ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res. Jg. 5, H. 2:94-96.

KRUPKA, B.W. (1992): Dachbegrünung. Pflanzen- und Vegetationsanwendung an Bauwerken. Stuttgart.

STEFUSLOFF, S., (1998): Input and output of airborne substances on green roofs in Karlsruhe. In: BREUSTE, J., H. FELDLMANN & O. UHLMANN (Hrsg.) (1998): Urban ecology. 144-148. Berlin, Heidelberg.

Entsiegelung von Böden

- Ein Beitrag zur Kompensation der Flächeninanspruchnahme durch bodenversiegelnde Nutzungen?

von

Dr. Marion Gunreben¹

1 Einführung

Die Bodenbelastungen durch Flächenverbrauch und Versiegelung sind eine der Hauptbelastungsfaktoren, die das Schutzgut Boden und hier insbesondere seine natürlichen Bodenfunktionen beeinträchtigen. Die Versiegelung von Böden hat gravierende Folgen für das Ökosystem Boden. Versiegelte Böden verlieren ihre Funktion als Pflanzenstandort, als Lebensraum von Organismen und als Grundwasserspender und -filter. Vor dem Hintergrund eines stetig steigenden Flächenverbrauches durch Überbauung und Versiegelung kommt der Entsiegelung von Böden zunehmend Bedeutung zu. Für die Entsiegelung von Böden müssen aber insbesondere Anforderungen an die zu entsiegelnden Flächen und Maßnahmen zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen festgelegt werden. Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ) hat zu diesem Thema in Zusammenarbeit mit dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB) einen Leitfaden erstellt, der voraussichtlich im Frühjahr 2001 in Druck geht (GUNREBEN & SCHNEIDER, in Druck).

2 Flächenverbrauch und Bodenversiegelung

Im Zeitraum von 1950 bis 1996 stieg die Siedlungs- und Verkehrsfläche in den alten Bundesländern von 1,7 Mio ha auf 3,3 Mio ha und damit um mehr als 80% (ENQUETE-KOMMISSION, 1998) an. Nach Berechnungen des Statistischen Bundesamtes wäre die Bundesrepublik Deutschland bei Fortdauer des jetzigen Flächenverbrauches (mehr als 100 ha pro Tag) im Jahre 2077 vollkommen umgewandelt in eine Siedlungs- und Verkehrsfläche.

In Niedersachsen liegt die Flächeninanspruchnahme durch Siedlungs- und Verkehrsflächen derzeit bei etwa 11,5% (sog. Bruttoversiegelung). Zur Ermittlung der tatsächlich versiegelten Fläche hat das NLÖ erstmalig für das Land Niedersachsen auf Grundlage von flächengenauen Kartierungen die Versiegelung der Böden auf Gemeindeebene ermittelt und damit die statistischen Angaben zur Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsfläche konkretisiert. Danach beträgt der Anteil der tatsächlich versiegelten Böden 4,5% der Landesfläche (Bezugsjahr: 1997). Die Schwerpunkte der Versiegelungsentwicklung mit einer Versiegelungsrate von bis zu 25% liegen dabei in den Gemein-

¹ Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Dezernat Bodenschutz und Altlasten, An der Schariacke 39, 31135 Hildesheim, e-Mail: marion.gunreben@nlöe.niedersachsen.de

den der Verdichtungsräumen (Hannover, Oldenburg, Osnabrück, sowie das Umland von Hamburg und Bremen) und entlang der Hauptverkehrsstraßen (z.B. entlang der BAB A2 und BAB A7). Die versiegelte Fläche in Niedersachsen nimmt im Schnitt täglich um 44000 m² pro Tag zu, was in etwa dem heutigen Bedarf an Wohnfläche von 1100 Menschen entspricht.

3 Rechtliche Möglichkeiten für die Entsiegelung von Böden

Den rechtlichen Rahmen sowohl für die Eindämmung der Neuversiegelung von Böden als auch für deren Entsiegelung bilden in erster Linie die **Raumordnung** (z.B. §2 Raumordnungsgesetz, Landesraumordnungsprogramm) und das **Baurecht** mit der Bauleitplanung. Neben der Bodenklausel (§1 BauGB) ist von zentraler Bedeutung das Rückbau- und Entsiegelungsgebot (§179 BauGB). Die naturschutzrechtliche **Eingriffsregelung** (§8 BNatSchG) stellt mit ihren Vermeidungs-, Minimierungs- und Kompensationsgeboten ein geeignetes Instrument zur Begrenzung der Flächenversiegelung dar. Das neue **Bodenschutzrecht** gibt darüber hinaus begrenzte weitere Möglichkeiten, eine Entsiegelung von Böden durchzuführen (§5 BBodSchG). Es bietet die Ermächtigungsgrundlage für eine Entsiegelungsverordnung, ist allerdings nachrangig zum Baurecht. Festsetzungsmöglichkeiten bieten sich nur außerhalb der Bebauungspläne.

4 Entsiegelungspotenziale

Nicht immer benötigen alle Siedlungs- und Verkehrsflächen eine voll versiegelte, wasserundurchlässige Deckschicht. Weniger benutzte Parkplätze, Grundstückszufahrten, oder auch Fuß- und Radwege in Grünanlagen können durchaus auch wasserdurchlässige Oberflächen haben, die nicht in Beton eingefasst sind. Bei Schulhöfen sowie Innenhöfen und Freiräumen an öffentlichen Gebäuden kann geprüft werden, inwieweit ein Rückbau oder ein Belagwechsel ohne Einschränkung der Funktion der Fläche möglich ist.

Teilweise lassen sich durch den **Rückbau** des Versiegelungsprofils die durch die Versiegelung beeinträchtigten Bodenfunktionen wiederherstellen (z.B. Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate, Verbesserung des Bodenlebens). Die konsequente Nutzung von Bodenentsiegelungs- und Belagänderungspotenzialen ist damit Teil der Umsetzung von Bodenschutzzielen bei der Nutzung von Siedlungs- und Verkehrsflächen. Neben dem Rückbau versiegelter Flächen können auch einzelne Flächen qualitativ durch eine **Belagänderung** mit versickerungsfähiger Teilversiegelung aufgewertet werden (z.B. Schotterrasen oder Pflasterbeläge anstelle von Beton- und Asphaltdecken).

Bundesweit wird das Entsiegelungspotenzial (ohne Gewerbebrachen und Konversionsflächen) auf etwa 10% der versiegelten Fläche geschätzt. Die größten Entsiegelungspotenziale mit etwa 20% liegen dabei in Flächen der öffentlichen Hand (z.B. öffentliche Plätze, Schulhöfe, Rückbau von Parkplätzen). Für private Entsiegelungsmaßnahmen (z.B. bei Garagenzufahrten, Mitarbeiterparkplätzen, Abstellplätzen, Brach- und Konversionsflächen) haben eine Reihe von Kommunen Förderprogramme aufgelegt, um Wohn- oder Gewerbegebiete dort, wo es möglich ist zu entsiegeln bzw. zurückzubauen. Das Potenzial von Entsiegelungsmaßnahmen im privaten Bereich wird auf 10-15%

geschätzt. Eine Verringerung der Bodenversiegelung kann auch durch eine Änderung des Bodenbelages erreicht werden. Potenziale für eine Belagänderung sind vor allem im Nichtwohnbaubereich hoch. Insgesamt könnte nach Schätzungen des Bundes auf mehr als 20% der versiegelten Fläche der Belag geändert werden (DOSCH, 1996).

5 Fachliche Anforderung an die Entsiegelung von Böden

Das Ziel von Entsiegelungsmaßnahmen muss es aus Sicht eines an der Vorsorge orientierten Bodenschutzes sein, die standortgerechten Bodenbedingungen wieder herzustellen. Der (ehemals) am Standort vorhandene natürliche Boden ist so weit wie möglich wieder herzustellen. Im Mittelpunkt der fachlichen Durchführung einer Entsiegelungsmaßnahme steht daher aus Bodenschutzsicht die **Rekultivierung der ehemals versiegelten Bodenschicht**.

Die Entscheidung für die Durchführung einer Entsiegelung ist immer vom Einzelfall abhängig. Vor der Durchführung von Maßnahmen zur Entsiegelung ist zu klären, ob ein **Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung** vorliegt. Dies kann der Fall sein bei einem Überschreiten der Prüf- bzw. Maßnahmenwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung oder bei sonstigen Hinweisen auf eine schädliche Bodenveränderung durch die Nutzungshistorie.

Die nutzungsabhängigen **Zielwerte des entsiegelten Bodens** sollten sich dabei an den Werten des Bodens orientieren, die natürlicherweise am Standort vorzufinden ist. Als Bewertungsmaßstab können dabei die entsprechenden Angaben der Fläche durch die bodenkundliche Landesaufnahme herangezogen werden. Zu den wichtigsten Zielwerten zählen hierbei: Bodentypologische Klassifikation, Bodenhorizonte, Bodenarten der einzelnen Horizonte, Grundwasserstand, Bodenkundliche Feuchtestufe, Gehalt an organischer Substanz (Humusgehalt), Carbonatgehalt, sowie die Lagerungsdichte.

Nach der Groborientierung und Zieldefinition erfolgt durch Feldbegehung und Bodenkartierung die **Bewertung der konkreten Standortgegebenheiten** der zu entsiegelnden Fläche (z.B. durch Probebohrungen). Hierbei kann der Grad und die Intensität der Überprägung des Bodens durch Feldansprache und Laboranalytik ermittelt werden, u.a.

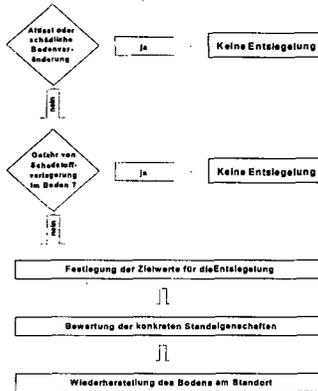
- Ausmaß der Verdichtung und der Profilüberprägung,
- verwendete (mit Schadstoffen belastete?) Baumaterialien.

Mit der Orientierung an den Zielwerten werden die **Maßnahmen für die Wiederherstellung des Bodens** festgelegt. Bei der Wiederherstellung der Bodenschicht sind Anforderungen an die Durchwurzelbarkeit sowie die Anpasstheit an den Standort bezüglich des Wasser- und Nährstoffgehaltes und an die Schadstofffreiheit zu beachten.

Durch die Entsiegelung muss ausgeschlossen sein, dass Schadstoffeinträge (z.B. durch abfließendes Regenwasser) die Böden und das Grundwasser gefährdet.

Die fachlichen Anforderungen zum Ablauf einer Bodenentsiegelung sind in Abbildung 1 zusammengestellt.

Abbildung 1: Ablaufschema Bodenentsiegelung



Bei der Wiederherstellung und Rekultivierung des Bodens sind die Anforderungen der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung hinsichtlich der Anforderungen an die Auf- und Einbringung von Materialien zu beachten (§12 BBodSchV). Bei Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht muss danach insbesondere auch die Sicherung bzw. Wiederherstellung der natürlichen Bodenfunktionen gewährleistet werden. Die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung darf nicht bestehen.

Fachliche Anforderungen an die Verwertung von Bodenmaterial können der DIN 19731 (Bodenbeschaffenheit - Verwertung von Bodenmaterial) entnommen werden. Dort sind insbesondere auch Angaben zur stofflichen Eignung der Zusammensetzung von Aufbringungsmaterial und Standortsubstrat gegeben.

6 Literatur

DOSCH, F. (1996) Ausmaß der Bodenversiegelung und Potentiale zur Bodenentsiegelung, BfLR-Arbeitspapier 1/1996, Bonn

ENQUETE-KOMMISSION (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Deutschen Bundestages. In: Zur Sache 4/98, Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit

GUNKREBEN, M. & J. SCHNEIDER (in Druckvorbereitung): Entseelung von Böden: Wann und Wie? Hildesheim/Hannover

Bodenschätzungsergebnisse als bodenkundliche Datengrundlage im urbanen Raum: Beispiel Niederschlagswasserversickerung

Stephan Sauer

1 Einleitung

Das Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz veröffentlichte im Mai 1998 den „Leitfaden Flächenhafte Niederschlagsversickerung - Handlungsempfehlungen für Planer, Ingenieure, Architekten, Bauherren und Behörden“ (DEMUTH et al. 1998) mit dem Ziel der Förderung einer ökologischen Niederschlagswasserbewirtschaftung in Baugebieten. Mit diesem Leitfaden wird eine Vorgehensweise zur bodenkundlichen Auswahl und Bewertung von Flächen für die Niederschlagsversickerung vorgeschlagen.

Für die konkrete Planung stellen die in den Schätzungskarten und Grablochbeschreibungen hinterlegten Ergebnisse der Bodenschätzung aufgrund ihrer Großmassstäbigkeit und ihres flächenhaften Vorliegens eine einmalige bodenkundliche Wissensbasis dar. Daher wurde am Beispiel zweier Baugebiete bei Dreis-Brück (Eifel) und bei Simmern (Hunsrück) ein Konzept zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten als Planungsgrundlage für die Flächenversickerung von Niederschlagswasser entwickelt (SAUER & HARRACH 2000). Die Ergebnisse werden exemplarisch für das Baugebiet bei Dreis-Brück vorgestellt.

2 Konzept zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten als Planungsgrundlage für die Versickerung von Niederschlagswasser

Der 1. Arbeitsschritt ist die direkte Nutzung der Klassengrenzen und -zeichen der Schätzungskarten. Sie vereinfacht eine Übersichtsbodenkartierung und hilft, Flächen für detailliertere Untersuchungen zu bestimmen:

- Übernahme der Klassengrenzen zur Regionalisierung von Flächentypen unterschiedlicher Wasserversickerungseignung,
- Nutzung der Klassenzeichen zur Aggregation von Flächen mit ähnlichen Bodeneigenschaften,
- Bestimmung von Extremflächen, deren versickerungsfähiges Bodenvolumen (Gründigkeit) als für die Versickerung von Niederschlagswasser zu gering erscheint. Dieses sind Flächen der Zustandstufe 6 (bei Vorliegen der Gesamtbodenart S, SI, IS oder SL) und 7 für Ackerflächen sowie der Bodenstufe III für Grünlandböden.

In einem 2. Arbeitsschritt werden die bestimmenden Grablöcher bodenkundlich angesprochen. Diese feldbodenkundliche Arbeit dient einerseits der Überprüfung der Bodenschätzung, andererseits der Erstellung einer Regressionskurve zur Ableitung des versickerungsfähigen Bodenvolumens und der nutzbaren Feldkapazität aus der Bodenzahl (vgl. PETER et al. 1999). Der fakultativ 3. Arbeitsschritt mit hohem Zeitaufwand ist die Auswertung der Grablochbeschreibungen der Schätzungsbücher (SAUER 1998) zur Ableitung versickerungsrelevanter Bodenkennwerte. Auch diese Bearbeitungsebene ersetzt keine Infiltrationsmessungen.

3 Das Untersuchungsgebiet

Das Baugebiet „Rädersberg“ der Gemarkung Brück, Gemeinde Dreis-Brück, liegt in der südlichen Hocheifel auf etwa 600 m ü. NN. Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt zwischen 6 und 6,5°C, der Jahresniederschlag im langjährigen Mittel bei etwa 830 mm. Im Bereich des Baugebietes stehen mehrere Meter mächtige tertiäre Basalt-Schlacken mit eingeschalteten Aschenlagen und Basaltgängen an. In Abhängigkeit vom Relief wurde besonders auf den südostexponierten Hängen Löß abgelagert. Ausgangssubstrate der rezenten Bodenbildung sind periglaziäre Solifluktionsdecken mit unterschiedlichen Lößanteilen. Der verbreitetste Bodentyp ist die Braunerde, die in unterschiedlichem Maße kolluvial überlagert ist. Die Bodenschätzung wurde im Juli 1957 durchgeführt.

4 Überprüfung des Konzeptes am Beispiel des Baugebietes „Rädersberg“

Im etwa 20 ha großen Baugebiet und auf unmittelbar angrenzenden Flächen wurden auf Grundlage der amtlichen Bodenschätzungskarten die bestimmenden Grablöcher mit dem Pürckhauer-Bohrstock bis auf einem Meter und - falls möglich - mit der Nutstange auf zwei Meter Bodentiefe abgebohrt und nach KA4 beschrieben.

4.1 Nutzung der Klassengrenzen und Auswertung der Klassenzeichen zur Ausweisung von Flächentypen

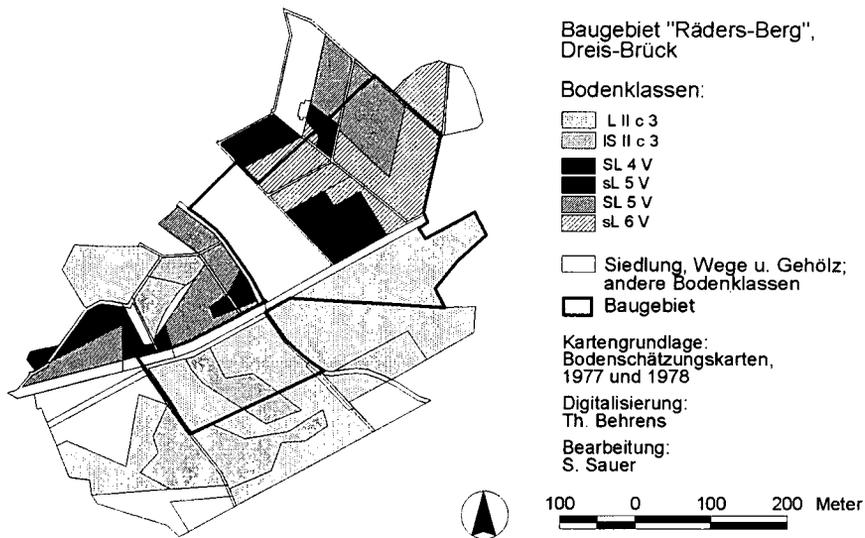
Es lassen sich direkt aus dem Klassenzeichen Flächen ähnlicher Bodeneigenschaften zu einheitlichen hydrologischen Flächentypen aggregieren. Es sind die vier Flächen der Bodenklasse sL 6 V, drei Flächen der Bodenklasse SL 5 V, je zwei Flächen der Bodenklasse sL 5 V und sL 4 V sowie drei Flächen der Bodenklasse IS II c3 und vier Flächen der Bodenklasse L II c3 (Karte 1). Durch die Übernahme der Klassengrenzen und die Zusammenfassung von Flächen vergleichbarer Bodeneigenschaften kann die bodenkundliche Feldarbeit erheblich reduziert werden.

4.2 Bodenkundliche Interpretation der Bodenzahl der Schätzungskarten

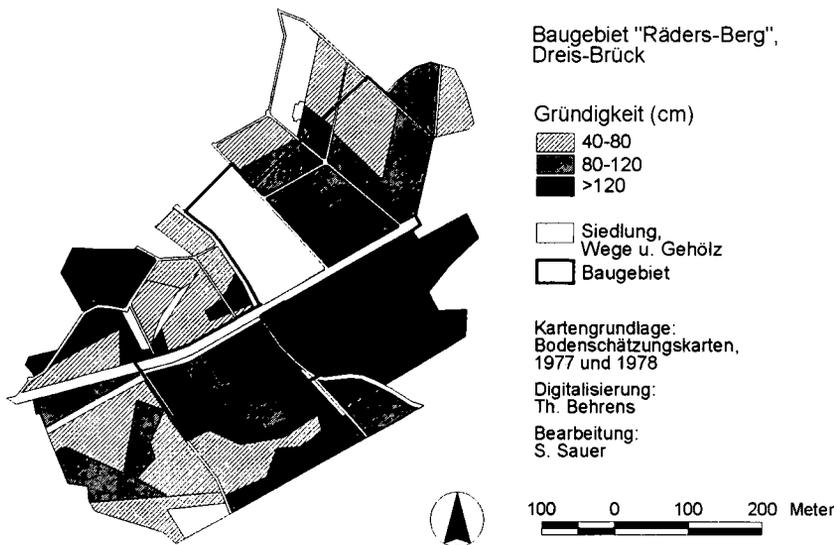
Der mit der eigenen Bodenansprache bestimmte durchwurzelbare Bodenraum, der mit der Gründigkeit bzw. dem versickerungsfähigen Bodenvolumen (DEMUTH et al. 1998) gleichzusetzen ist, wurde in Beziehung zu der Bodenzahl bzw. Grünlandgrundzahl gesetzt. Die nach Acker- und Grünland getrennten Regressionsgleichungen lassen sich mit einer logarithmischen Funktion beschreiben, sind naturraumspezifisch und besitzen regionale Gültigkeit (vgl. PETER et al. 1999). Über die Ausgleichskurven lässt sich jeder Klassenfläche der Bodenschätzung über die Bodenzahl bzw. Grünlandgrundzahl eine Gründigkeit zuordnen. So entspricht einer Gründigkeit von 40 cm eine Bodenzahl von 34 (Grünlandgrundzahl 24), einer Gründigkeit von 80 cm eine Bodenzahl von 41 (Grünlandgrundzahl 33) und einer Gründigkeit von 120 cm eine Bodenzahl von 44 (Grünlandgrundzahl 37). Das Ergebnis ist eine Karte der Gründigkeit für das Baugebiet und angrenzende Flächen (Karte 2). Entsprechend lässt sich ebenfalls eine Karte der nutzbaren Feldkapazität erstellen, die mit ausreichender Genauigkeit die Bewertung der Böden als Zwischenspeicher für Niederschlagswasser ermöglicht.

4.3 Auswertung der Grablochbeschreibungen der Schätzungsbücher

Die Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung wurden entsprechend den bei BENNE et al. (1990) und SAUER (1998) beschriebenen Verfahren in die moderne bodenkundliche Nomenklatur übersetzt. Die dominierende Bodenart des Oberbodens ist ein schwach sandiger Lehm, während die eigene Feldansprache der Oberböden mit einem mittel schluffigen Lehm deutlich schluffreicher und sandärmer ausfällt. Es muss davon ausgegangen werden, dass der Bodenschätzer den Sandgehalt aufgrund der sommerlichen Austrocknung zur Zeit der Erstschätzung (Juli) überschätzt hat. Im Gegensatz dazu steht die Überschätzung des Tongehaltes hydromorph geprägter, lößbetonter Unterböden. Der Vergleich zwischen dem aus den Grablochbeschreibungen



Karte 1: Nutzung der Klassenzeichen zur Aggregation von Flächen mit ähnlichen Bodeneigenschaften



Karte 2: Versickerungsfähiges Bodenvolumen (Gründigkeit), abgeleitet aus der Bodenzahl

abgeleiteten und dem im Gelände ermittelten durchwurzelbarem Bodenraum zeigt, dass in der Realität der Wurzelraum oftmals größer ist als der aus der Grablochbeschreibung z.B. über das Kürzel „VulkanV“ für Vulkanverwitterung oder „GrauwV“ für Grauwackeverwitterung abgeleitete. Zusammenfassend muss festgehalten werden, dass die Auswertung der Grablochbeschreibungen zur Ableitung bodenkundlicher Parameter - z.B. der Bodenart - für die Gemarkung Dreis-Brück nicht empfohlen werden kann. Auf die indirekte Ableitung von weiteren Bodenkennwerten wie der kf-Wert oder die Luftkapazität des Oberbodens wird aufgrund der geschilderten Unzulänglichkeiten verzichtet.

5 Schlussbetrachtung

Die praktische Anwendung eines Konzeptes zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten als Planungshilfe für die Niederschlagswasserversickerung in Baugebieten zeigt, dass die Bodenschätzung weniger zur Ableitung konkreter bodenkundlicher Kenngrößen der Regenwasserinfiltration genutzt werden sollte, als vielmehr zur Vereinfachung der Ausweisung von Flächentypen gleicher Versickerungseignung.

Die Ergebnisse belegen aber auch, dass diese flächendeckend, großmaßstäbig und parzellenscharf für die landwirtschaftliche Nutzfläche vorliegenden Bodenschätzungsergebnisse eine wichtige Grundlage für Planungen im urbanen Raum sein kann: Einerseits ermöglicht die Auswertung, Aussagen über bereits versiegelte, ehemals landwirtschaftlich genutzte Flächen zu treffen. Andererseits liefert die Auswertung bodenkundliche Grunddaten für bodenschutzrelevante Aussagen in Neubaugebieten.

6 Literatur

- Benne, I., H.-J. Heineke & R. Nettelmann (1990): Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung - Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel. Technische Berichte zum NIBIS. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- Demuth, N., A. Meuser, W. Burghardt, N. Bädger, C. Dornau, O. Steinberg, S. Terhorst, D. Twer & G. Winzig (1998): Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserversickerung - Handlungsempfehlungen für Planer, Architekten, Bauherren und Behörden. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland - Pfalz. LfW-Bericht Nr. 208/98.
- Peter, M., S. Sauer & S. Siebert (1999): Die Bodenschätzung als großmaßstäbliche Datenbasis für Bodenschutzplanungen. Bodenschutz 2/99, 62-68.
- Sauer, S. (1998): Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 88, 285-288.
- Sauer, S. & T. Harrach (2000): Überprüfung eines Konzeptes zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten als Planungsgrundlage für die Flächenversickerung von Niederschlagswasser in der Gemarkung Dreis-Brück (Eifel). Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, November 2000, 29 S.

Ich danke dem Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Am Zollhafen 9, 55118 Mainz, Tel.: 06131-6301-0, für die Förderung des Projektes.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der gemeinsamen Tagung Kommission VIII
und der Fachgruppe „Bodenfunktion und Bodenbelastungen“ des BVB
03. und 04. April 2001 in Essen

Band 95

2001

Begrüßung und einleitende Worte zur Vortragsveranstaltung „Bodenkundliche Fragen der Anwendung des Bodenschutzrechts – Erfahrungen, Defizite, Lösungsvorschläge“ am 03./04. April 2001 in Essen

von

LAVES, D.^{*)}

Sehr geehrter Herr Professor Burghardt,
meine sehr geehrten Damen und Herren,

im Namen der Vorstände der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft und des Bundesverbandes Boden begrüße ich Sie zur Vortragsveranstaltung der DBG-Kommission Bodenschutz und der BVB-Fachgruppe Bodenfunktionen und Bodenbelastungen zum Thema „Bodenkundliche Fragen der Anwendung des Bodenschutzrechts – Erfahrungen, Defizite, Lösungsvorschläge“.

Seit Juli 1999 existiert in Deutschland die bundesweite Durchführungsbestimmung zum Bodenschutzrecht. Einige Bundesländer hatten bereits davor Bodenschutzgesetze- und -verordnungen erlassen. Dies war für die Veranstalter der Anlass, im Rahmen einer Vortragsveranstaltung zur Anwendung des Bodenschutzrechts, einen Erfahrungsaustausch zu organisieren. Dabei wurde das Thema im Sinne einer Sachstandsanalyse bewusst sehr allgemein gehalten. Der zögerliche Verlauf von Vortragsanmeldungen trotz rechtzeitiger Bekanntgabe in den einschlägigen Publikationsorganen und im Internet und trotz gezielter Werbung unter den Bodenschutzakteuren rechtfertigt die Verfahrensweise, den Erfahrungsaustausch nicht zu sehr auf spezielle Themen ausgerichtet zu haben.

Im ersten Vortragsblock des heutigen Tages werden Anregungen gegeben und Ergebnisse vorgestellt zur Nutzung vorliegender Bodeninformationen für den Vollzug des Bodenschutzrechts

- im Hinblick auf die Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten
- bei der Darstellung von Vorranggebieten für die Bodenschutzplanung in urbanen Gebieten auf der Grundlage der funktionsbezogenen Bodenbewertung
- zur Gewährleistung des vorsorgenden Bodenschutzes in der Bauleitplanung und dem Baugenehmigungsverfahren und
- zur Handhabung des Prüfinstrumentariums gemäß BBodSchV für den Nachweis von Altlastenverdachtsfällen.

Im folgenden Vortragsblock werden bei der stofflichen Verwertung organischer Abfälle Defizite im Bodenschutzrecht angesprochen sowie heute und morgen Ergebnisse zum vorsorgenden Bodenschutz und zur Abwehr von Bodenschäden durch die gute fachliche Praxis mitgeteilt im Hinblick auf Bodenverdichtung und Bodenerosion.

Die Pflicht zur Vorsorge (§4BBodSchG) erfüllt der Landbau als flächengrößter Bodennutzer durch die gute fachliche Praxis nach §17BBodSchG mit dem Ziel, die Fruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit der Böden, d.h. ihre Ertragsfähigkeit nachhaltig zu sichern. Dies ist erreichbar durch eine effiziente Beratung auf der Grundlage standortangepasster, nutzungsspezifischer Handlungsempfehlungen.

^{*)} Dr. Detlef Laves, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, FB 10, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

Unter Federführung des Bundeslandwirtschaftsministeriums wurde eine entsprechende Handlungsrahmenrichtlinie erarbeitet und im Bundesanzeiger veröffentlicht. Sie dient den Bundesländern als Richtschnur bei der Abfassung und Anwendung eigener regionalspezifischer Beratungsunterlagen und zur Durchsetzung von Handlungsempfehlungen auf Betriebsebene.

Seit Februar dieses Jahres existiert der Entwurf des Bund-Länder-Papiers "Vorsorge gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion", den eine Gruppe aus 18 Experten von Forschungseinrichtungen, Fachbehörden, Fachverbänden und Länderministerien unter Leitung des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft erarbeitet und mit Beispielen von Schutzmaßnahmen einzelner Bundesländer gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion untersetzt hat.

Dieses Bund-Länder-Papier konkretisiert die Bodenschutzvorsorge gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion nach folgendem Stufenprogramm der guten fachlichen Praxis

1. Abschätzung der
 - standortbedingten potentiellen Gefährdung
 - aktuellen Gefährdung zum Zeitpunkt der Bodenbearbeitung, Bestellung, Ernte und des Transportes
 - nutzungsbedingten Gefährdung im Verlauf einer Fruchtfolge.
2. Erarbeitung und Durchsetzung von Handlungsempfehlungen und Schutzmaßnahmen durch standortangepasste Nutzung unter Berücksichtigung der physikalischen Beschaffenheit der Böden und sonstiger Standortmerkmale auf regionaler bis schlagspezifischer Ebene, wie Bodenart, Bodengefüge, Bodenfeuchtigkeit, Bodendruck der Maschinen und Geräte bei der Bodenbewirtschaftung, Hangneigung, Wasser- und Windverhältnisse sowie Bodenbedeckung.
3. Bereitstellung von Indikatoren, damit der Ausgangszustand beurteilt und die Wirkung der Vorsorgemaßnahmen gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion bewertet werden kann.

Gute fachliche Praxis im Landbau erfüllt sowohl die Vorsorgepflicht, um Bodenbelastungen zu vermeiden, als auch die Pflicht, Gefahren abzuwehren, die von schädlichen Bodenveränderungen ausgehen. Bei Feststellung eines Gefahrentatbestandes und Unterlassung der guten fachlichen Praxis kann diese von der zuständigen Behörde gegenüber dem Landbewirtschafter angeordnet werden.

An die Informationen zum Bodenschutzrecht aus dem Bereich der Gefahrenabwehr von schädlichen physikalischen Bodenveränderungen schließen sich Informationen zum Schutz der Böden vor Schadstoffbelastungen an im Hinblick

- auf den Novellierungsbedarf bei der Bundes-Bodenschutzverordnung für Maßnahmen-, Prüf- und Vorsorgewerte von Torfböden
- auf die Ausschöpfung der Vorsorgewerte gemäß Bundes-Bodenschutzverordnung infolge der stofflichen Belastung der Böden in Nordrhein-Westfalen
- auf Maßnahmen zur Gefahrenabwehr für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze.

Ergebnisse zum Schutz terrestrischer und aquatischer Böden, insbesondere vor Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelüberschüssen als Folge von Überproduktion und übermäßiger Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen beschließen den morgigen Vortragsteil.

Zur Thematik dieser Vortragsveranstaltung werden auch drei Poster präsentiert, wobei der Beitrag zur Schutzwürdigkeit von Paläoböden ein treffendes Beispiel ist für die gesetzlich unter Schutz gestellte Archivfunktion zur Naturgeschichte der Böden.

Meine Damen und Herren, wie eingangs erwähnt, wird diese Vortragsveranstaltung gemeinsam von der DBG-Kommission Bodenschutz und der BVB-Fachgruppe Bodenfunktionen und Bodenbelastungen durchgeführt. Die Anregung dazu gab Herr Dr. König bei Absprachen über den geplanten Veranstaltungsort. Die Kommission Bodenschutz der DBG hat den Vorschlag sofort aufgegriffen, um den Erfahrungsaustausch zu dieser Thematik in einer gemeinsamen Veranstaltung zu bündeln und auf diesem Wege möglichst viele Akteure des Bodenschutzes zu erreichen. Meines Erachtens ist es effektiver, wenn die existierenden Bodenschutzgruppierungen bei der Diskussion der vielfältigen Sachthemen kooperieren als Überlegungen darüber anzustellen, wie man sich wirksamer abgrenzen und Zuständigkeiten besser regeln sollte. Jede Bodenschutzaktivität ist nützlich und wertvoll. Für Erfahrungsaustausche von Experten sind bestimmte vorgegebene Organisationsstrukturen hilfreich, aber nicht zwingend. Sie werden mir zustimmen, dass die Organisationen dazu dienen, Aktivitäten des Bodenschutzes wirksam zu fördern und – überspitzt gesagt – nicht umgekehrt.

Als Veranstaltungsort wurde bewusst Essen gewählt mit seinen Merkmalen

- als Großstadt im bevölkerungsreichsten Bundesland Nordrhein-Westfalen,
- als Industriestandort des Ruhrgebietes mit seiner starken Inanspruchnahme von Bodenressourcen,
- als Sitz des Landesumweltamtes NRW mit der schlagkräftigen Abteilung Bodenschutz und schließlich
- als Universitätsstadt, wo sich unter Leitung von Herrn Professor Burghardt der Forschungsschwerpunkt „Stadtböden“ etablierte und allgemein große Anerkennung erwarb.

Herr Professor Burghardt und Herr Dr. Hiller sorgten dafür, dass wir unsere Vortragsveranstaltung in diesem Hörsaal kostenlos durchführen können. Des weiteren halfen sie tatkräftig bei der Vortragsübernahme und Bekanntmachung der Veranstaltung vor Ort. Dafür danke ich im Namen der Veranstalter Herrn Professor Burghardt und seinen Mitarbeitern sehr herzlich.

Darf ich Sie, lieber Herr Burghardt, als den Hausherrn nun um Ihre Worte zur Eröffnung bitten?

Einbindung bodenkundlicher Auswertungen in den Vollzug des Bodenschutzrechts

Wilhelm König

1. Einführung

Der Vollzug des Bodenschutzrechts benötigt für verschiedene Fragestellungen und auf verschiedenen Maßstabebenen Bodendaten, die durch EDV-gestützte Auswertungen den zuständigen Behörden bereit gestellt werden müssen. Als vorrangige Fragestellungen für solche Auswertungen werden in Nordrhein-Westfalen insbesondere folgende betrachtet:

- Empfindlichkeit gegenüber Nutzungseinflüssen (Erosion, Verschlammung, Verdichtung)
- Beeinflussung von Ausmaß und Wirkungen stofflicher Belastungen (natürliche Grundgehalte, Mobilitätsverhalten)
- Erfüllungsgrad von Bodenfunktionen
- Grad der menschlichen Beeinflussung/Naturnähe von Böden

Datengrundlagen dazu sind in Nordrhein-Westfalen die vom Geologischen Dienst NRW entwickelte flächendeckende digitale Bodenkarte 1:50.000 sowie die – allerdings noch nicht vollständig vorliegende und bisher erst in geringen Teilen digitalisierte – Bodenkarte 1: 5.000.

2. Auswertungen

2.1 Empfindlichkeit gegenüber Nutzungseinflüssen

Auswertungen zu dieser Fragestellung werden vor allem für die „Beratung zur Guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft nach § 17 BBodSchG“ benötigt. Mit dem Geologischen Dienst NRW, dem Landesumweltamt NRW und den Landwirtschaftskammern wurden dazu folgende Auswertungen abgestimmt:

- Erosions- und Verschlammungsgefährdung
Der Auswertungen lehnen sich an die Allgemeine Bodenabtragsgleichung an und sind auf Ackerflächen begrenzt. Die landesweiten Ergebnisse sind auf einer CD-ROM auf Grundlage der digitalen Bodenkarte 1: 50.000 verfügbar (Auswertungsbeispiel siehe Abb. 1).
- Verdichtungsgefährdung
Entsprechende Auswertung sind in Vorbereitung. Dazu ist vorab noch eine Abklärung der Bewertung zur mechanischen Belastbarkeit im Zusammenhang mit DIN 19688 erforderlich.

Beide Auswertungen sind in einen Erlass mit Datum vom 29. Juni 2000 für die Beratung zur „Guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft“ nach § 17 BBodSchG eingebunden worden.

Informationssystem Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen
Bearbeitungsmaßstab 1 : 50 000

Erosions- und Verschlammungsgefährdung (Ausschnitt Blatt: L 4304 Wesel)

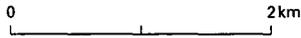
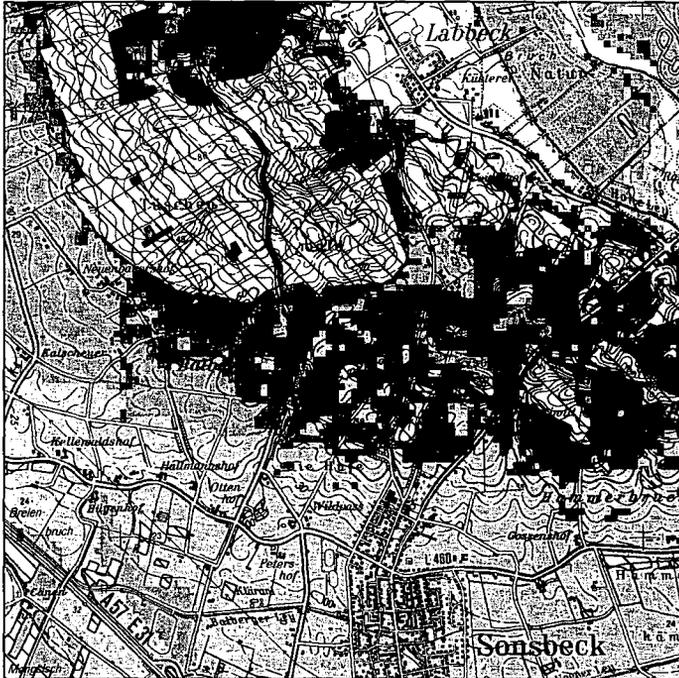


Abb. 1 Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung der Böden in Nordrhein-Westfalen (Ausschnitt - Geologisches Landesamt, 2000)

2.2 Beeinflussung von Ausmaß und Wirkungen stofflicher Belastungen

Als Datengrundlage für die Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten werden Auswertungen über die Schwermetallgrundgehalte oberflächennaher Gesteine durchgeführt, in die Angaben der Bodenartenschichtung und der Substratarten einfließen. Sie dienen als Korrekturfaktoren für die Ermittlung der natürlichen Grundgehalte von Schwermetallen in Böden. Bodenbelastungskarten sind Grundlage für Gefahrenabwehr und Vorsorge bei schädlichen Bodenveränderungen gemäß §§ 4 und 7 BBodSchG. Die Methodik ist im Merkblatt Nr. 24 vom Juli 2000 des Landesumweltamtes NRW beschrieben.

Aufbauend auf die Darstellung der stofflichen Belastung eines Gebietes sind folgende weitergehenden Auswertungen geplant:

- Bindungsstärke/Mobilisierbarkeit von sorbierten Stoffen (SM, PSM, p.o.S.)
- Austragsgefährdung nicht sorbierter Stoffe (NO₃, Cl)

2.3 Erfüllungsgrad von Bodenfunktionen

Als Bodenschutzfachbeitrag zum Gebietsentwicklungsplan werden den Bezirksplanungsbehörden folgende Auswertungen zur „Schutzwürdigkeit von Böden“ als Abwägungsgrundlage zur Verfügung gestellt (Erlass vom 16. Januar 1997):

- Böden mit extremen Wasser- und Nährstoffverhältnissen
- Böden mit hoher natürlicher Ertragsfähigkeit als Produktionsgrundlage für die Landwirtschaft
- Regional typische und / oder besonders seltene Böden als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte

Zur Berücksichtigung des vorsorgenden Bodenschutzes in Bauleitplanung und Baugenehmigungsverfahren ist – aufbauend auf die vorgenannten Auswertungen – die Einbindung folgender Anwendungen in Vorbereitung:

- Bewertung des Grades der menschlichen Beeinflussung von Böden (Naturnähe / Hämerobiegrad in Anlehnung an die Methodik der Konzeptkarte der Stadtbodenkartierung). Auf dieser Grundlage soll ein Vorrang der Wiedernutzung von anthropogen veränderten Böden erreicht werden.
- Böden mit regional hoher natürlicher Bodenfruchtbarkeit
- Regionaltypische und/oder besonders seltene Böden (Auswertungsbeispiel siehe Abb. 2)

3. Schlussbemerkung

Als Fazit aus den Erfahrungen mit der Entwicklung und Umsetzung dieser Auswertungen ergibt sich als

- Forderung an die Bodenkunde, die Auswertungsmethoden stärker auf die Fragestellungen des Bodenschutzes auszurichten
- und als
- Forderung an die Administration, bodenbezogene Auswertungen stärker in Vollzugsregelungen einzubinden.

Informationssystem Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen Bearbeitungsmaßstab 1 : 50 000

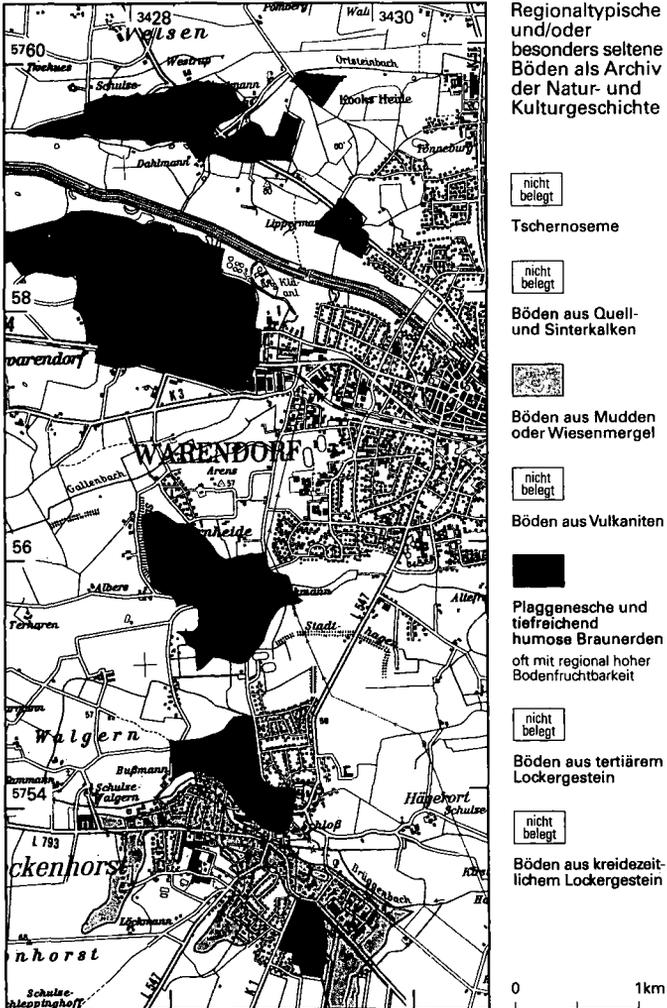


Abb. 2 Karte der regionaltypischen und/oder besonders seltenen Böden in Nordrhein-Westfalen (Ausschnitt - Geologisches Landesamt, 2000)

Funktionserfüllung und Leitbilder im Bodenschutz der Stadt

Wolfgang Burghardt*

Einleitung

Stadtböden werden sehr einseitig als Gefahrenquelle infolge der erhöhten Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Schadstoffen wahrgenommen. Die Bedeutung der Böden ist jedoch nicht auf ihre Schadstoffe und deren Wirkung beschränkt. Immerhin sind Städte zu 85% Lebensraum für die heute verstädterte Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland. Daraus ergibt sich, daß an Böden eine Vielzahl von Anforderung gestellt werden. Entsprechend werden Bodenfunktionen auch in Städten in Anspruch genommen.

Für das im Bundesbodenschutzgesetz entwickelte Konzept der Bodenfunktionen konnten Stadtbodenkundliche Belange kaum berücksichtigt werden. Es fehlten bisher ausreichend Kenntnisse über diese Böden und eine Diskussion der Anwendung dieser Kenntnisse, wenn man von den Altlasten und stofflich belasteten Böden absieht. Aber auch hier sind Fragen offen.

Der Arbeitskreis Stadtböden der DBG befaßt sich zur Zeit mit den Funktionen von Böden in der Stadt. Eine systematische Darstellung liegt daher noch nicht vor. Mit dem vorliegenden Beitrag sollen einige grundsätzliche Vorstellungen zur Diskussion gestellt werden.

Städte weisen wie Naturräume einen individuellen Charakter auf. Wir stellen heute fest, daß diese individuelle Ausprägung sowohl in den Naturräumen wie auch in den Städten durch menschliche Eingriffe immer mehr nivelliert wird. Dies bringt für die weitere Entwicklung der Städte und Landschaften Nachteile und Risiken. Diese sollen hier nicht weiter behandelt werden.

Jedoch zur Stärkung der Lebensqualität, der Identitätsstiftung der Bevölkerung mit ihrer Stadt, Profilbildung, Individualisierung und der Ausstrahlung einer Stadt reichen vorbildliche Erfüllungen von Funktionen nicht aus. Dazu müssen Leitbilder entwickelt werden. Leitbilder sind eine altes Instrumentarium der Planung. Auch der Boden kann Bestandteil der Entwicklung von Leitbildern sein. Wir sollten hier nicht zu sehr nur Kostenargumenten folgen. Eine konsequente leitbildorientierte Planung führt zu nachhaltigeren Entwicklungen als eine rein funktionsorientierte. Das große Beispiel ist der Stadtbau von Paris in der 2. Hälfte des 19. Jh. durch Haussmann zu einer letztlich verkaufsorientierten und ihren Reichtum zeigenden Stadt, die zugleich damit ihre Entsorgungsprobleme löste (Benevolo 1999). Dies war für Europa beispielgebend. Letztlich sollten Bodenqualitäten sich mit Raumqualitäten verbinden lassen.

Bodenfunktionen

Die Bundesbodenschutzgesetzgebung weist drei Gruppen von Bodenfunktionen aus. Als erste Gruppe werden natürliche Funktionen genannt. Hier stellt sich die Frage, was unter natürlich zu verstehen ist bzw. was ist nicht mehr natürlich. Als zweite Gruppe werden Bodenfunktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte angeführt. Hier liegt in den Städten eine äußerst große Vielfalt vor, die weit über das hinaus geht, was in der natürlichen Landschaft auftritt. Hier stellt sich die Frage, was sollte wir beachten und wie sollte man es in die Bodennutzung einbeziehen. Die dritte Gruppe sind Nutzungsfunktionen, wobei im städtischen Raum die Funktionen als Fläche für Siedlungen und als Standort für wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung eine besondere Rolle einnehmen. Hier stellt sich die Frage, wieweit dies noch in Einklang mit der Bodenschutzgesetzgebung steht, deren Ziel eine Vermeidung schädlicher Bodenveränderungen ist.

* Fb.9, Angewandte Bodenkunde, Universität Essen, 45117 Essen, Fax. 0201-183-2390,
Email: wolfgang.burghardt@umi-essen.de.

Natürliche und technische Funktionen

Unbebaute Stadtflächen bestehen aus

- Restbeständen natürlicher Böden,
- durch fortlaufende Bearbeitung allmählich sich verändernden Böden, und nach kurzem menschlichen Eingriff aus
- überprägten Böden,
- Böden auf freigelegten oder aufgetragenen Substraten,
- Böden aus Einnischungen und Aufträgen von technogenen Substraten.

Zu beachten ist, daß diese Böden auch nach Eingriff durch den Menschen Merkmale und Verhaltensweisen aufweisen, wie sie natürlichen Böden unterstellt werden, d.h. sie sind

- Lebensgrundlagen für Organismen,
- Bestandteil von Wasser- und Nährstoffkreisläufen, und somit Senken, Quellen und Transportmedium für Stoffe,
- Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium.

Dies sind Merkmale von Ökosystemen. Sie sind bei technogenen Produkten, z.B. Schlackensanden genauso wie bei natürlich entstandenen Flußsanden zu finden. Böden mit besonders hohem Potential zur Erfüllung natürlicher Funktionen sind rezente und relikte Hortisole. Sie sollten dringend erfaßt werden und einen Schutzstatus erhalten. Als Gartenböden alter Siedlungen sind sie besonders gefährdet.

Die Natürlichkeit besteht darin (Burghardt 1993), daß

- Prozesse nicht durch den Menschen geregelt werden,
- Prozesse unter dem Einfluß der Pedosphäre, Biosphäre, Atmosphäre und Hydrosphäre ablaufen, d.h. in einem offenen System,
- die Prozesse physikalischer, chemischer und biologischer Natur sind,
- als Ergebnis eine räumliche und zeitliche Differenzierung der Böden eintritt,
- einzelne Böden Individuen sind,
- aber untereinander verwandtschaftliche Beziehungen aufweisen.

Im technischen System sind

- die Prozesse geregelt,
- laufen in weitgehend geschlossenen Systemen ab,
- Produkte sind uniform und weisen keine individuellen Differenzierungsmerkmale auf.

Die Natürlichkeit definiert sich somit über die Zugehörigkeit zu Ökosystemen, im vorliegenden Fall zum Ökosystem der Stadt.

Die Böden im Ökosystem weisen drei Merkmale auf

- sie besitzen, anlog der Umwelt Biotop der Organismen, ebenfalls eine Umwelt, die hier als Pedotop bezeichnet werden soll (Burghardt 1999). Nutzbar ist dies z.B. für die Ausweisung von Ersatzflächen.
- Ökosysteme sind an Räume gebunden. Böden sind als Pedotopkomplexe darstellbar und Funktionen als Pedofunktionstope (Burghardt 1999). Bodenfunktionen werden dadurch räumlich darstellbar.
- Böden erfahren in ihrem Ökosystem eine Differenzierung, d.h. sie entwickeln sich. Junge Böden sind oft Rohböden. Es gibt aber auch in kurzer Zeit neue, morphologisch am Profil als Horizonte erfäßbare Bodenbildungen (Regosole, Pararenzinen, Reduktosole, Intrusole, Carbonatosole, Dialeimmasole oder Interruptosole (Burghardt 1995)).

Leitbilder

Kriterien zur Leitbildentwicklung können sehr unterschiedlich sein. Sie müssen sich auch nicht gegenseitig ausschließen. Hier möchte ich zwei Leitbilder kurz anführen, die einerseits durch ökologische und hier auch bodenkundliche Ansprüche die Wahrung der Natürlichkeit des städtischen

Raumes in den Vordergrund rücken, andererseits den städtischen Raumes hinsichtlich seiner Tragfähigkeit, und hier die seiner Böden für eine Konzentration des modernen Menschens und seiner Aktivitäten darstellen.

1. Bodenbetonte Leitbilder

Typische, für einzelne Städte bzw. Stadtteile individuelle Bodenlandschaften bestehen aus Mischungen, Mustern, Flächen verschiedener Größe und gestalt von

- Relikten der ursprünglichen Bodenlandschaften
- Rohböden
- neue, bisher unbekannte Böden auf natürlichen und technogenen Substraten
- Böden auf versiegelten Flächen (z.B. Dachbegrünung, Begrünung von Tiefgaragen)

2. Bodenverbundene nutzungs- und bedarfsbetonte Leitbilder

- hoher Durchgrünungsgrad, hohes Grünvolumen
- viel Straßengrün
- viel Verbundgrün
- Erhalt natürlicher Elemente
- gesundes Leben, schadstoffarm
- klimawirksam
- Erholung wohnungsnah
- familienfreundlich, z.B. reichlich naturnahe Spiel- und Sportflächen für Kinder
- hoher Grad an Selbstregulierung, Puffervermögen, Schutz vor Schadstoffen

Dies sind selten vollständige Leitbilder, sondern eher Elemente von Leitbildern. Für einzelne Städte und Stadtquartiere werden sich die Leitbilder aus mehreren dieser Elemente zusammensetzen.

Archiv der Natur- und Kulturgeschichte der Stadt

Die im Bodenschutzgesetz angeführten Bodenfunktion als Archiv schützt archeologische Dokumente und solche von besonderen Ereignissen in der Landschaftsgeschichte. Die Böden in der freien Landschaft sind dagegen Schutzgegenstand der Naturschutzgesetzgebung. Mit diesem Konzept ist jedoch der Boden in der Stadtlandschaft hinsichtlich seiner Archivfunktion nur unvollständig darstellbar, da möglicherweise schutzwürdige Teile der Ergebnisse menschlichen Handelns am Boden fehlen. Dazu wären zu rechnen Böden als Dokument und Teil der

- Restnatur der ursprünglichen Stadtlandschaft, z.B. Braunerden, Parabraunerden, Podsole, Rendzinen,
- Historischen Stadtentwicklung, z.B. Braunerden und Pararendzinen auf Trümmerschutt oder verfüllten Stadtgräben,
- Flächennutzungsgeschichte, z.B. mehrschichtige Regosol-Pararendzinen als Dokument von industrieller Prosperität und Rezession, Haftnässepseudogleye bei Abdeckung belasteter Flächen,
- Technikentwicklung, z.B. Regosole auf Aschen verschiedener Industrialisierungsstadien,
- Verkehrsentwicklung, Partikelintrusole alter Bahnanlagen, flache Stauwasserböden auf staubbedeckten Straßen.
- Sozialgeschichte, Einwanderung, z.B. Hortisole, Nekrosole (Friedhofsböden),
- stadt- und industrietypischer Bodenentwicklungen, neue Böden der Stadt, z.B. Carbonatosole und Reduktosole, Haftnässepseudogleye.

Für den Umgang mit diesen Dokumenten verbinden sich u.A. die Fragen

- wie weit soll man solche Böden schützen und was sind die Kriterien,
- wie gehen wir mit schnellen Folgen unterschiedlicher bodenprägenden Nutzungen um,
- ist die Planung bereit, diese Böden als Teil ihrer Grünflächengestaltung zu nutzen,
- Ist es möglich, die Böden infolge ihrer Eigenschaften als Vegetationsstandort sichtbar zu machen, d.h. sind sie wie die landeskulturellen Maßnahmen, die zur Kulturlandschaft führten, z.B. auch in der Vegetation sichtbar,

- besteht die Bereitschaft für einen Pedotopschutz analog zum Biotopschutz, eignen sich Pedotope als Flächen für Ersatzmaßnahmen.

Nutzungsfunktionen

Wir stehen in der Stadt vor dem Problem, daß durch hohe Grundstückspreise auf Grundstücken jeder Bodenqualität Bebaubarkeit wirtschaftlich herstellbar ist. Ausnahmen können Böden mit sehr hohen Sanierungskosten infolge hoher stofflicher Bodenbelastung sein. Hier wird aber im öffentlichen Interesse der Gefahrenabwehr der Boden soweit hergestellt, daß seine Funktion als Siedlungs- und Infrastrukturfäche möglich ist.

Die Nutzung als Siedlungs- und Infrastrukturfäche selbst führt in der Regel zu umfänglichen schädlichen Bodenveränderungen, was gerade durch das Bodenschutzgesetz vermieden werden sollte. Schädliche Bodenveränderungen sind somit nachrangig für viele städtische Nutzungsfunktionen (Fläche für Siedlung, Standort für wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung) bzw. entstehen erst durch diese Nutzungsfunktionen.

Schutz der Nutzungsfunktionen als Siedlungs- und Infrastrukturfäche kann hier eine möglichst sparsame Verwendung von Fläche und Boden bedeuten, um Fläche und Boden für zukünftige Stadtentwicklungsziele zu erhalten.

Dem stehen entgegen

- Totalerosion durch Aushub von Böden
- starke Bodenverdichtung mit versiegelungsgleicher Wirkung
- Versiegelung, Verminderung bis Unterbindung der natürlichen Bodenfunktionen
- Hoher Steingehalt, d.h. Reduzierung des Feinbodengehaltes als Träger der natürlichen Bodenfunktionen.

Lösungswege liegen hier außerhalb der Bodenkunde, so Bauen unter der Erdoberfläche, Bauen auf kleiner Fläche, vertikale an Stelle horizontaler Produktions-, Lager-, Verkaufsfächen, Ständerung von Bauten, spezielle Bautenformen, mehr Konsum von geistigen Gütern an Stelle von materiellen und Ausbau der Internetmedien zur Einschränkung des Verkehrs. Ähnlich wird eine bessere Ausnutzung von Büroflächen wirken, z.B. durch Flexibilisierung der Arbeitszeiten. Bodenschutz durch Einschränkung des Flächenverbrauches muß daher vielfältiger eingefordert werden, als dies bisher geschieht. Bautechnik, Stadplanung und Sozioökonomie sind hier mit dem Schutz vor Flächenverbrauch zu vereinbaren.

Zusammenfassung

- in der Stadt sollten natürliche und technische Funktionen deutlich getrennt und begründet werden
- generell sollten Bodenfunktionen in ihrem Raumbezug dargestellt werden, z.B. als Pedofunktionstope
- Leitbilder sind hinsichtlich Stadtodenlandschaften und Bodennutzungen entwickelbar
- Stadtböden sind sehr vielfältige Dokumente
- für Pedotopschutzflächen zur Bodenentwicklung ist auch die Umwelt der Böden zu schützen
- Bodenverdichtung und Gefügerstörung sind wesentliche Siedlungsfolgen
- die Stadt kennt die Totalerosion, sie wie auch
- die Versiegelung sie sind Probleme, die nicht bodenkundlich, sondern technisch und sozioökonomisch zu lösen sind.

Als Grundlage eines Stadtbodenschutzes ist eine **Bodenkartierung** erforderlich. Die Kosten werden mit 0,03 bis 0,10DM/m² veranschlagt.

Literatur

- Benevelo, L.: Die Stadt in der europäischen Geschichte. Beck'sche Reihe BsR 4021, Verlag C.H.Beck, München.
- Burghardt, W. (1993): Bodenschutz in urbanen Ökosystemen. 49. Deutscher Geographentag Bochum. Bd. 2, Hrsg. D. Barsch u. H. Karrasch, Franz Steiner Verlag, Wiesbaden, 56-64.
- Burghardt, W. (1995): Zur Gliederung der Stadtböden und ihrer Substrate. Mitt. DBG, Bd.76/2, 997 - 1000.
- Burghardt, W. (1999): Städtische Pedotope und ihre Funktionalisierung. Mitt. DBG, Bd.91/2, 941 - 944.

**Die Stellung von organischen Abfällen und Komposten
im Bodenschutz- und Umweltrecht**
von B. Rothstein und D. Schröder

Einleitung

Die Deponierichtlinie des Rates vom 26. April 1999 (1999/31/EG) fordert in Artikel 5, daß die Menge der zur Deponierung bestimmten biologisch abbaubaren Abfälle stufenweise innerhalb eines Zeitraumes von fünfzehn Jahren drastisch reduziert wird. Die Reduzierung ist in den folgenden drei Stufen vorzunehmen:

1. Spätestens fünf Jahre nach Ablauf der Umsetzungsfrist muß die zu deponierende Menge biologisch abbaubarer Siedlungsabfälle auf 75 (Gewichts-) Prozent der Gesamtmenge von 1995 verringert werden;
2. Spätestens acht Jahre nach Ablauf der Umsetzungsfrist muß die zu deponierende Menge biologisch abbaubarer Siedlungsabfälle auf 50 (Gewichts-) Prozent verringert werden;
3. Spätestens fünfzehn Jahre nach Ablauf der Umsetzungsfrist muß die zu deponierende Menge biologisch abbaubarer Siedlungsabfälle auf 35 (Gewichts-) Prozent verringert werden.

Somit wird das Ablagern von organischen Stoffen auf Deponien extrem eingeschränkt.

In die gleiche Richtung zielt auch die TA Siedlungsabfall, die verlangt, daß ab dem 1. Juni 2005 organisch belastete Abfälle nur noch nach Vorbehandlung auf Deponien abgelagert werden dürfen. In erster Linie kommt dafür eine thermische Behandlung in Müllverbrennungsanlagen in Betracht (BMU 1999 c, S. 2). Daneben verfolgt die TASI aber auch das Ziel einer flächendeckenden Biokompostierung; zum einen, um bestehende Verwertungspotentiale auszuschöpfen, zum anderen, um das Gefährdungspotential bei der Deponierung von Hausmüll durch Verringerung seiner organischen Bestandteile zu reduzieren.

Es bleibt festzuhalten, daß sowohl die Deponierichtlinie, als auch die TASI, das Ziel einer umfassenden Kompostierung, Vergärung oder Verbrennung von organischen Abfällen verfolgen. Daraus läßt sich auch für die Zukunft eine wachsende Bedeutung für das Aufbringen von organischen Reststoffen auf den Boden ableiten.

Im Bodenschutzrecht finden sich dazu keine expliziten Regelungen. In § 3 Abs. 1 BBodSchG wird dem Abfallrecht Vorrang eingeräumt. Dabei ist insbesondere die BioAbfV zu berücksichtigen, die die Voraussetzungen bestimmt, unter denen Bioabfälle und Komposte auf den Boden aufgebracht werden dürfen.

Der § 8 KrW-/AbfG sieht vor, daß nur geeignete organische Abfälle als Sekundärrohstoffdünger auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht werden dürfen. Zu diesem Zweck soll die BioAbfV die ordnungsgemäße und schadlose Verwertung von Bioabfällen zu Kompost sicherstellen, so daß nur hochwertige Komposte auf den Boden gelangen. Allerdings betrachtet die BioAbfV Komposte als „Abfälle zur Verwertung“, was u. a. obligatorische Bodenuntersuchungen und Schwermetalluntersuchungen zur Folge hat, die bei anderen zugelassenen Düngemitteln nicht vorgeschrieben sind.

Bundesgütegemeinschaft Kompost

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) ist ein rechtsfähiger Verein, der als Initiative auf Seiten der Kompostproduzenten Produktnormen zwischen Erzeugern und Anwendern vereinbart hat. Diese Produktnormen sind einer unabhängigen und kontinuierlichen Qualitätsüberwachung unterstellt (MEIER-STOLLE 2000, S. 47). Die BGK hat, passend zu den unterschiedlichen Ansprüchen der Nutzer, für Fertig-, Frisch-, Substrat- und Mulchkompost jeweils anwendungsorientierte Qualitätskriterien und Güterichtlinien entworfen. Dabei werden die Produkteigenschaften gegenüber den Kunden zuverlässig gekennzeichnet. Gegenwärtig sind etwa 410 Kompostierungsanlagen Mitglied der BGK. In diesen Anlagen werden ca. 5 Mio. m³ Kompostprodukte mit Gütezeichen verarbeitet.

Die BioAbfV sieht Erleichterungen für Kompostanlagenbetreiber vor, die Mitglied der BGK sind. Das Zwei-Wege-System der BioAbfV ist in der Abbildung 1 dargestellt.

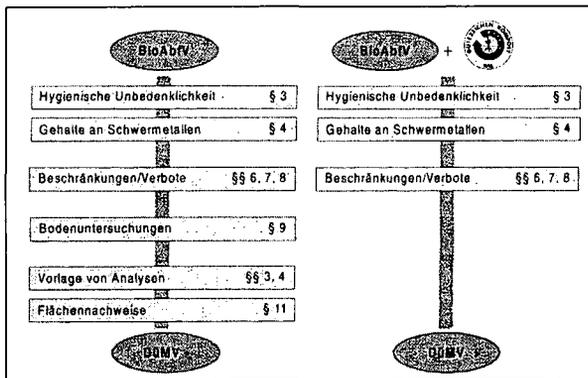


Abbildung 1: Zwei-Wege-System der Bioabfallverordnung

Quelle: Kopie aus KEHRES 2000 c, S. 130

Dennoch kann im Einzelfall die zuständige Behörde die Vorlage von Untersuchungsergebnissen verlangen und die ausgesprochene Befreiung jederzeit widerrufen (§ 11 Abs. 3 BioAbfV).

Die BioAbfV enthält zwar Befreiungstatbestände für gütegesicherte Komposte, allerdings werden diese Erleichterungen nur sehr zögerlich und uneinheitlich auf Seiten der Behörde umgesetzt. Somit wird ein „normales“ Recycling, wie es bei Glas, Papier oder Altmetallen selbstverständlich ist, zum Teil erheblich erschwert.

Abfall/Produkt

Dadurch, daß die BioAbfV nicht zwischen behandelten und unbehandelten Stoffen, also Bioabfällen und Komposten, unterscheidet, sind sämtliche Kompostierungsanlagen Anlagen, die Bioabfälle zwar behandeln, der Input aber ebenso wie der Output „Bioabfälle“ darstellen. Daher ist laut Gesetz eine begriffliche Wertzunahme durch den Behandlungsprozeß nicht zu erkennen. Seit 1999 sind keine neuen Anlagen mehr eröffnet worden. Dies wird unter anderem als eine Folge der BioAbfV angesehen.

In der Vergangenheit gab es verschiedene Versuche eine Grenze zwischen Abfällen und Produkten zu ziehen. Die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) hat sich als erste

bemüht, eine Klarstellung zwischen den Begriffen „Abfall“ und „Produkt“ zu erreichen, indem sie Kriterien zur Abgrenzung der beiden Begriffe erarbeitet hat. Im Herbst 1997 verfaßte die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft (Bund-Länder-AG) ein Papier mit dem Titel „Abfallbegriff, Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz“, das letztendlich ebenfalls nicht zu einer Klärung beigetragen hat. Ein Entwurf einer Verwaltungsvorschrift des Bundes hat sich ebenfalls bemüht Klarheit zu schaffen. Die inzwischen nicht weiter verfolgte Verwaltungsvorschrift hat auf dem von der Umweltministerkonferenz (UMK) gebilligten Bund-Länder-Papier aufgebaut. Die Verwaltungsvorschrift war Bestandteil eines Entwurfspaketes, welches den Titel „TA Verwertung“ trägt. Im April 2000 hat das Bundesumweltministerium auf Druck der Länder sein Vorhaben bezüglich der TA Verwertung gestoppt. Damit ist die Diskussion wieder am Nullpunkt angelangt (STAECK 2000, S. 12 f).

Im Januar 1999 ist der Europäischen Kommission eine Beschwerde zur BioAbfV vorgelegt worden, die allerdings ebenfalls nicht zur endgültigen Klärung der Begriffe Abfall-Produkt beigetragen hat.

Rechtlicher Rahmen

Die Abbildung 2 zeigt zusammenfassend die derzeit relevanten Rechtsvorschriften für die Ausbringung und Verwertung von Kompost.

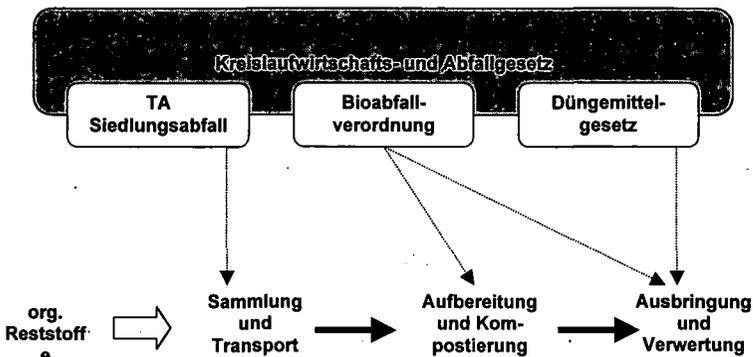


Abbildung 2: Relevante Rechtsvorschriften für die Ausbringung und Verwertung von Kompost

Quelle: eigene Darstellung (in Anlehnung an WEILAND 1997, S. 208)

Aus Sicht des Bodenschutzes sind die qualitativen Anforderungen an Kompost bzw. Sekundärrohstoffe entscheidend. Die derzeitige Gesetzeslage ordnet mit der Klassifizierung „Kompost = Abfall“ bzw. „Wirtschafts- und Mineraldünger = Produkt“ den beiden für den Boden wichtigen Eintragungspfade für Nähr- und Schadstoffe verschiedene gesetzliche Regelwerke zu. Dies hat zum einen zur Folge, daß die mengenmäßig sehr viel bedeutsameren Wirtschaftsdünger und die darin enthaltene Schwermetallfracht bei Bodenschutzüberlegungen fast vollständig unberücksichtigt bleibt (FRICKE ET AL. 2000, S. 355). Auf der anderen Seite wird die Ausbringung hochwertiger Kompostprodukte durch die abfallrechtliche Überwachung erschwert. Diese rechtliche Benachteiligung erstrangiger Kompostprodukte ist sowohl aus ökologischen als auch aus ökonomischen Gründen nicht wünschenswert. Kompost verfügt in Deutschland durch die BGK – und nun auch durch die QLA des VDLUFA – über

anerkannte Qualitätssicherungssysteme, die eine gleichbleibende Produktqualität und Produktsicherheit gewährleisten. Dadurch ist Kompost heute eines der am besten kontrollierten Dünge- und Bodenverbesserungsmittel (KEHRES 1997, S. 55). Grundsätzlich sollten Schadstoffeinträge in den Boden so weit wie möglich vermieden werden. Allerdings darf dieser Vorsatz - vor dem Hintergrund der allgemeinen Grundbelastung und dem Schwermetalleintrag durch Mineral- und Wirtschaftsdünger nicht zu einseitig betrachtet werden, da die Konzentration an Schwermetallen in einem Produkt nur wenig darüber aussagt, wieviel Schwermetalle tatsächlich auf den Acker kommen. So wäre eine Gleichbehandlung der verschiedenen Düngemittel dann gegeben, wenn die Nährstoff- und Schwermetallgehalte im Düngemittelrecht einheitlich geregelt würden und nicht in einzelnen Verordnungen (KTBL 2000, S. 4; STEINMANN ET AL. 2000, S. 48).

Zusammenfassung

Die gegenwärtigen gesetzlichen Vorschriften garantieren Mindeststandards. Aus Sicht des Bodenschutzes ist es ratsam, freiwillige Maßnahmen im Bereich der umweltverträglichen Abfallverwertung, die zu einer verminderten Schadstoffbelastung des Bodens führen, zu fördern und nicht durch überzogene gesetzliche Anforderungen zu behindern (PROPFE 2000, S. 5).

Dieser unbefriedigende Zustand dokumentiert, daß im Bodenschutzrecht noch einige Unklarheiten bei der Aufbringung von Kompost auf den Boden existieren. Umweltgesetze dürfen den Anwendungsmöglichkeiten nicht nachteilen, sie müssen diese vielmehr gestalten. Konkret bedeutet dies, daß Komposte, die einem zugelassenen Düngemitteltyp entsprechen und eine anerkannte Gütesicherung aufweisen, rechtlich als Produkte behandelt werden und damit anderen Düngemitteln gleichgestellt werden. Zur Sicherstellung einer hohen Qualität ist bei allen Düngern eine Untersuchung auf Schwermetalle - wenn auch in gewissen zeitlichen Rastern - unerlässlich.

Literaturverzeichnis

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1999 c): PRESSEMITTEILUNG vom 20.08.1999. In: <http://www.bmu.de/fset1024.htm>;
- FRICKE, MICHAEL; HÖHL, HANS-ULRICH (2000): Schadstoffeintrag in Böden. In: Müll und Abfall 6/00. 350 - 355.
- KEHRES, BERTRAM (1997): In der Mehrheit verwertbar. In: ENTSORGA-Magazin 4/97. 55 - 59.
- KEHRES, BERTRAM (2000 c): Märkte und Marktentwicklung für gütegesicherte Kompostprodukte. In: WIEMER, KLAUS; KERN, MICHAEL (Hrsg.) (2000): Bio- und Restabfallbehandlung IV. Witzhausen. 120 - 131.
- KTBL (Hrsg.) (2000): Bioabfallverordnung und landwirtschaftliche Kofermentation. Positionspapier. Darmstadt.
- MEIER-STOLLE, GEREON (2000): Mehr Markt. In: ENTSORGA-Magazin 1-2/00. 47 - 48.
- PROPFE, HERBERT THEODOR (2000): Qualitätsanforderungen bei der landbaulichen Verwertung von Sekundärrohstoffen. In: Bodenschutz 1/00. 4 - 5.
- ROTHSTEIN, BENNO; SCHRÖDER, DIETMAR (2001): Kompost - Abfall oder Produkt? Eine juristische, naturwissenschaftliche und ökonomische Betrachtung. Köln.
- STAECK, FLORIAN (2000): Tabula rasa. In: ENTSORGA-Magazin 5/00. 12 - 17.
- STEINMANN, OLAF; NOELLE, CHRISTIAN (2000): Entwicklung auf dem Markt für landwirtschaftliche Kompostdünger. Köln.

Hintergrundwerte zur Beurteilung von Bodenverdichtung auf der Basis von Bodenregionen

Catharina Bickmeier* und Wolfgang Burghardt**

1. Hintergrund und Problemstellung

Das Bodengefüge bedingt die Art und Intensität aller im Boden ablaufenden Prozesse, die die Bodenfunktionen (Ertrags-, Regelungs- und Lebensraumfunktion) steuern. Durch die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung [BUNDESMINISTERIUM DES INNERN, 1985] und die Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes wurde dem nachhaltigem Schutz des Bodens, seiner Funktionen und damit besonders auch dem Schutz des Bodengefüges eine hohe Priorität eingeräumt. Nach dem Vorsorgeprinzip (§ 7, BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ, 1998) soll der Boden unter anderem vor Verdichtung durch Nutzer geschützt werden. Für die Landwirtschaft gilt hierbei die sogenannte „gute fachliche Praxis“ als Grundlage.

Als Problem stellt sich hierbei u.a. für die Land- bzw. Forstwirtschaft aber im Sinne des Naturschutzes für mögliche Ausgleichs- oder geplante Versickerungsflächen die Beurteilung des Verdichtungszustandes der Böden: „Wann ist ein Boden verdichtet, wie kann man eine Verdichtung erkennen und woran kann man ihr Ausmaß messen?“ Ziele der vorliegenden Untersuchung waren die Entwicklung eines Hintergrundwertes zur Beurteilung der Böden hinsichtlich ihrer Verdichtung, um Aussagen treffen zu können, welche Dichte in welchen Böden erwartet werden kann, um nicht jeden dichten Boden gleich als anthropogen belastet einzustufen bzw. um nicht von Natur lockere Böden einer pflanzenbaulich noch akzeptablen Verdichtung auszusetzen. Dies würde den Grundsatz der Erhaltung der natürlichen Diversität gefährden.

2. Vorgehensweise

Zur Entwicklung des Hintergrundwertes wurde die Bezugsebene „Rohdichte“ gewählt und untersucht, ob auf Grundlage eines Meßwertes eine Aussage hinsichtlich der Verdichtung von Böden möglich ist. Für die Entwicklung von Bewertungskriterien zur Beurteilung und Maßnahmenkonzepten zur Vermeidung von Verdichtungszuständen ist die Kenntnis des allgemeinen Ist-Zustandes Voraussetzung, da auch natürliche Verdichtungsprozesse in der Bodenentwicklung vorkommen. Natürlich dichte Böden entstehen aus dichtem Gestein [BLUME, 1968], durch Einlagerungen, Sackungen, usw. und durch Eisdruck der Gletscher (Geschiebemergel) [SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998].

Um den Ist-Zustand der Böden zu charakterisieren, wurden Bodenprofile aus den Exkursionsführern der Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Göttingen, Daten der PRODAT-Datei der Bundesanstalt für Rohstoffe und Geowissenschaften (BGR), Hannover und Daten der Bodenaufnahmen ausgewertet, die im Rahmen von Studien- oder Diplomarbeiten und Praktika der Abteilung Bodenkunde an der Universität-GHS Essen durchgeführt wurden. Der Hintergrundwert wird in Anlehnung an die Entwicklung von Hintergrund- und Richtwerte für Böden der BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, 1995 erstellt. Hintergrundwerte für Böden geben die naturbedingten Grundgehalte bzw. -zustände sowie die allgemein vorhandene anthropogene Zusatzbelastung der Böden an [BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT, BODENSCHUTZ, 1995]. Als Toleranzbereich für „natürlich“ dichte Böden wird der Percentilbereich zwischen dem 10. und 90. Percentil angenommen. Böden mit Dichten über dem 90. Percentil sollen als anthropogen verdichtet gelten. Die Hintergrundwerte werden sowohl für die Oberböden (A-Horizonte) als auch für die Unterböden (B-, S-, G- und P-Horizonte) ermittelt, da diese differenzierte Betrachtungsweise besonders für die Beurteilung von Verdichtungserscheinungen landwirtschaftlich genutzter Böden notwendig erscheint. Der ermittelte Percentilbereich der Forstböden stellt den Ist-Wert der Verdichtung dar. Anhand dieser Hintergrundwerte (Toleranzbereich 10. bis 90. Percentil) können Acker-, Grünlandböden, aber auch potentielle Ausgleichs- oder Versickerungsflächen beurteilt werden.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ermittlung der Hintergrundwerte (Abb. 1) ergab für die Lößböden einen Wert von $0,92 \text{ g/cm}^3$ (10. Percentil). Und $1,4 \text{ g/cm}^3$ (90. Percentil) für den Oberboden. Im Unterboden wurde der Bereich zwischen $1,37 \text{ g/cm}^3$ und $1,62 \text{ g/cm}^3$ ermittelt. Ähnliche Werte liegen für die Sandböden vor. Die Ähnlichkeit könnte

*Dipl. Umweltwiss. Cathrin Bickmeier, Schönleinstr. 2, 45131 Essen, ** Fb. 9, Angewandte Bodenkunde, Universität Essen, 45117 Essen, Email: wolfgang.burghardt@uni-essen.de

an der Körnung liegen, da auch bei den Lößböden Sandlöss mit einbezogen worden sind und bei den Sandböden auch alle Variationen der Bodenarten vorkommen. Die Werte entsprechen auch den Hintergrundwerten, die für diese Bodenarten entwickelt wurden.

Dagegen unterscheiden sich die ermittelten Hintergrundwerte der Geschiebemergel und der Magmatite entscheidend. Für die Magmatite beträgt der Hintergrundwert im Oberboden 0,57 g/cm³ bis 1,1 g/cm³, im Unterboden liegen die Perzentile bei 0,65 g/cm³ (10. Perzentil) und 1,39 g/cm³ (90. Perzentil). Durch die lockere Lagerung der Böden aus magmatischen Gesteinen liegen niedrigere Dichten vor. Das bedeutet für die Bewertung im Sinne des Bodenschutzes, daß schon bei geringeren Dichten, im Gegensatz zu den Sand- oder Lößböden, Verdichtungen vorliegen, die entsprechende Maßnahmen (Gewicht der Maschinen, Termin der Bearbeitung (Witterung), Stilllegung der Fläche, Zwischenfrüchte) nach sich ziehen müssen.

Da generell lockere Böden als stärker verdichtungsgefährdet gelten [KWETON und ZUCKER, 1993] und dadurch der Hintergrundwert schnell überschritten wird, müssen bei diesen Böden besonders strikte Bearbeitungsmaßnahmen vorgeschrieben werden. Bei der Bewertung natürlich dichter Böden, wie z.B. der Geschiebemergel in Norddeutschland (hier wurde der Hintergrundbereich von 1,1 g/cm³ bis 1,55 g/cm³ für die Oberböden und 1,52 g/cm³ bis 1,7 g/cm³ für die Unterböden ermittelt) liegen andere Bewertungsmaßstäbe zu Grunde. Hier kann schon von Natur aus ein hoher Dichtewert erwartet werden, so daß die Kennzeichnung eines Bodens als verdichtet erst bei höheren Dichten als bei den Magmatiten erfolgt. Diese Böden sind schon von Natur aus verdichtungsunempfindlicher.

Für die Geschiebemergel der Region [3.2] in den Voralpen sind dagegen niedrigere Dichten für den Hintergrundwert ermittelt worden. Die Hintergrundwerte des 90. Perzentils liegen bei 0,79 g/cm³ für die Oberböden und 1,39 g/cm³ für die Unterböden. Dies zeigt, daß trotz gleichen geologischen Ausgangsmaterials (Geschiebemergel) regionale entstehungsbedingte Unterschiede auftreten können, welche eine unterschiedliche Bewertung nach sich ziehen.

Der Hintergrundwert auf Grundlage der Rohdichte macht nur geringe ökologische Aussagen und

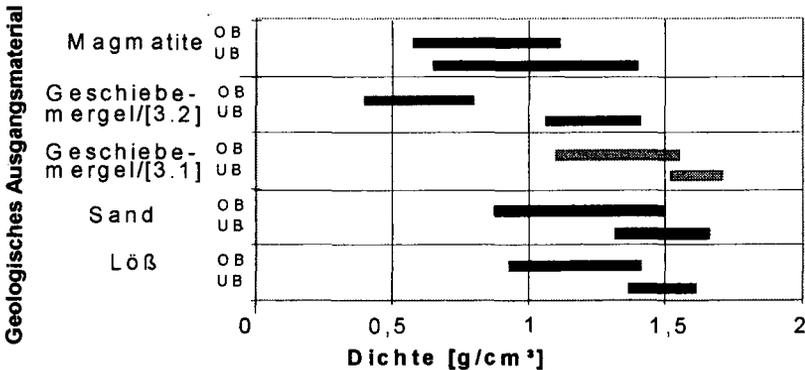


Abbildung 1: Hintergrundwerte der Ober (OB)- und Unterböden (UB) für die unterschiedlichen geologischen Ausgangsmaterialien. Die Spanne gibt den Bereich vom 10. bis 90. Perzentil an.

reicht für eine ökologische Bewertung der Ansprüche der Pflanzen an den physikalischen Bodenzustand nicht aus [SOMMER, 1998]. Dies ist aber auch nicht die Aufgabe dieses Hintergrundwertes. Ziel ist es, die unterschiedliche Dichte von Böden und ihre regionalen Unterschiede darzustellen. So könnte durch die Kenntnis des geologischen Ausgangsmaterials bereits eine Aussage getroffen werden, welche Dichte im Boden erwartet werden kann, um nicht jeden dichten Boden gleich als anthropogen belastet einzustufen. In einem zweiten Schritt kann mit dem entsprechenden Hintergrundwert die Verdichtung eines Bodens beurteilt und entsprechende Maßnahmen im Sinne des Naturschutzes getroffen werden.

Im Sinnes des Naturschutzes wird der Diversität von Böden Vorrang gegeben. Das bedeutet, daß die Böden mit ihrer spezifischen Bodendichte so erhalten werden sollen und angepaßte Landwirtschaft gefordert werden muß. Dies gilt sowohl für natürliche dichte Böden, als auch für natürlich lockere Böden. Ziel ist es einheitlich dichte Böden zu vermeiden (z.B. bei Stadtböden) und ihre Vielfalt zu erhalten.

In der folgenden Tabelle 1 werden die Hintergrundwerte mit Ackerflächen in den einzelnen Bodenregionen verglichen. Zusätzlich wurde bei den Ackerböden zwischen neuen und alten Bundesländern unterschieden.

In der Tabelle 1 wird deutlich, daß vor allem in den Oberböden der Ackerflächen das 90. Perzentil der Hintergrundwerte deutlich überschritten wird. Zum Unterboden hin, nimmt der Verdichtungszustand ab. Unterbodenverdichtung und eine dichte Pflugsohle wurde insbesondere in den Regionen aufgefunden, die eine große durchschnittliche landwirtschaftliche Fläche pro Betrieb aufweisen. Dies betrifft vor allem die neuen Bundesländer, im Einzelnen sind dies Teile der Regionen [3.1], [4.1], [6/H] [7/G] und [10/E], so daß hier schon von regionaler Verdichtung gesprochen werden kann.

In den neuen Bundesländern scheint die Verdichtung der Ackerböden soweit ein länder- bzw. regional spezifisches Problem zu sein, da dort große landwirtschaftliche Flächen vorliegen (Ø 175 ha [LANDWIRTSCHAFTSKAMMER, RHEINLAND, 1999]) und somit die Gefahr der häufigen Überrollung sehr hoch ist [DÜRR et al., 1995]. Zudem war in der damaligen DDR der Ausstattungsgrad mit mobiler Landtechnik im Rahmen des typenmäßig sehr begrenzten Sortiments

Tabelle 1: Gesamtüberblick über die ermittelten Hintergrundwerte und den Verdichtungszustand der Ackerböden in den einzelnen Bodenregionen

Geologisches Ausgangsmaterial	ermittelte Hintergrundwerte für den Ober- und Unterboden (s. Kapitel 6)			Verdichtungszustand der Ackerböden																
				Ergebnisse der untersuchten Ackerböden der einzelnen Regionen im Überblick. Der erste Werte gibt die Dichte (Median) des Oberbodens an, der zweite die Dichte der Pflugsohle, der dritte Wert stellt die Dichte des Unterbodens dar. a = alte Bundesländer n = neue Bundesländer.																
				10. ¹	50.	90.	3.1n ²	3.1a	4.1 n	4.1 a	4.2	5	6/H	6/D	6/W	7/Gn	7/Ga	9	10/H	10/E
Löß	0,92 1,37	1,24 1,50	1,40 1,62	--	--	1,51 1,51 1,63	--	--	1,40 1,50 1,60	1,51 1,57 1,63	1,53 1,55 1,63	1,24 1,35 1,36	1,51 1,54 1,78	1,41 1,54 1,53	1,34 1,53 1,41	1,39 1,46 1,57	--	--	--	
Sand	0,87 1,31	1,24 1,50	1,49 1,65	1,63 1,63 1,63	1,55 1,70 1,60	1,62 1,63 1,63	1,30 1,52 1,49	1,32 1,28 1,50	1,50 1,62 1,60	1,61 1,50 1,50	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Geschie- bemergel	1,10 ³ 1,52	1,30 1,64	1,55 1,70	--	--	1,71 1,73 1,75	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	0,38 ⁴ 1,06	0,64 1,22	0,79 1,39	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Magma- tite	0,57 0,65	0,75 0,99	1,10 1,39	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1,64 1,55 1,68	1,27 1,47 1,15

nahezu einheitlich und auch die Landnutzung aufgrund vorgegebener Anbauverhältnisse sehr ähnlich, so daß von einem weitgehend gleichartigen bewirtschaftungsbedingten Lasteintrag ausgegangen werden kann [DÜRR et al., 1995]. Zum Beispiel stuft HORN [1993] über 10 % der Böden in Thüringen, infolge von großen/schweren Maschinen, die zu allen Jahreszeiten eingesetzt werden, als schadverdichtet ein.

Deutlich werden die Belastungen zusätzlich an der Tatsache, daß trotz geringerer mittlerer jährlichen Niederschlagsmenge [UMWELTBUNDESAMT, 1997] die Böden stärker verdichtet sind als in den alten Bundesländern. In den untersuchten Ackerprofilen im Kraichgau [Region 6/W] mit ähnlichen Klimaverhältnissen, aber geringeren Ackerflächengrößen, wurden keine Verdichtungen anhand des Hintergrundwertes ermittelt.

Für die alten Bundesländer scheint schon allein aufgrund unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen, Fruchtfolgen und Nutzung verschiedenster Landtechnik das Problem der Verdichtung der Ackerflächen nur bewirtschaftungs- oder situationsbedingt zu sein. Zum Beispiel wurde in Rheinland-Pfalz die Verdichtung der Böden aufgrund des Einsatzes von Zuckerrübenverladegeräten oder schwerer Erntemaschinen auf beregneten Flächen mit Gemüse, das termingerecht marktverfügbar sein muß, festgestellt [WILHELM, 1993 zitiert in DÜRR et al., 1995].

In Schleswig-Holstein wurde, z.B. sowohl ein Acker mit sehr starker Verdichtung, als auch ein Acker, der weniger stark verdichtet war, untersucht (hier muß jedoch beachtet werden, daß nur zwei Standorte für die Untersuchung zur Verfügung standen und somit generelle Aussagen nicht möglich sind). Dennoch könnte dies wiederum ein Hinweis darauf sein, daß in den alten Bundesländern die Verdichtung bewirtschaftungs- oder situationsbedingt ist.

¹ 10. Perzentil: Böden mit einer geringeren Dichte als das 10. Perzentil des Hintergrundwertes gelten als überlockert, 50. Perzentil (Median) 90. Perzentil: Böden mit einer höheren Dichte als das 90. Perzentil des Hintergrundwertes gelten als verdichtet

² 3.1 Jungmoränenlandschaft Norddeutschland, 4 Altmoränenlandschaft 4.1. Norddeutschland, 4.2 Voralpen, 5 Deckschotterplatten und Tertiärhügelländer, 6 Löß- und Sandlößlandschaften: D: bei Düsseldorf, H: Halle/Hannover W: Wiesbaden/Kraichgau, 7 Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphem Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löß G: Region bei Göttingen, 9 Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphem Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen, 10 Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten H: Harz, E: Erzgebirge, 11/rs Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Schluff- und Tonsschiefern (Rheinisches Schiefergebirge).

³ dieser Hintergrundwert gilt nur für die Region [3.1], für die Altmoränenlandschaften [4] konnten keine Hintergrundwerte ermittelt werden
⁴ dieser Hintergrundwert gilt nur für die Region [3.2]

Auch in der Lößlandschaft bei Düsseldorf [6/D] wurden stärkere Verdichtungen in den Ackerflächen vorgefunden, als in den anderen Regionen der alten Bundesländer. Da diese Region durch intensive landwirtschaftliche Nutzung und relativ hohe Niederschläge geprägt ist, könnte in dieser Lößregion eventuell nicht von einer bewirtschaftungs- und situationsbedingten Verdichtung ausgegangen, sondern diese Region als generell anthropogen verdichtungsgefährdet eingestuft werden.

Aufgrund der Tatsache, daß die Konflikte zwischen Bodenzustand und Nutzungstermin (Saattermin, marktgerechte Lieferung usw.) zunehmen und der politische Druck auf die Landwirte größer wird, sollte die „nur“ situations- oder bewirtschaftungsbedingte Verdichtung nicht verharmlost werden. Zudem zeichnet sich auch in den alten Bundesländern der Trend zu größeren Familienbetrieben ab [BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1998], so daß Vorsorgemaßnahmen und eine genauere Definition des Verdichtungszustandes nach § 17 BBodSchG nötig sind. Aber auch im Sinne des Naturschutzes ist es wichtig, daß der natürliche Verdichtungszustand von Böden bekannt ist, um notwendige Schutzmaßnahmen bzw. Einschränkungen zu erlassen, um zusätzliche oder neue Verdichtungen zu vermeiden und die Diversität der Böden zu erhalten.

4. Zusammenfassung

Zusammenfassend ist festzustellen, daß der geologische Untergrund wesentlichen Einfluß auf die Dichte eines Bodens hat und der Indikator Rohdichte geeignet ist den Verdichtungszustand von Böden im Rahmen des Bodenschutzes zu charakterisieren. Des weiteren zeigt die Untersuchung, daß nicht nur das geologische Ausgangsmaterial betrachtet werden muß, sondern auch eine Unterteilung in Bodenregionen nötig ist.

Auf Grundlage individueller Hintergrundwerte können nun spezifische Maßnahmen entwickelt werden, um die Diversität der Böden zu wahren und neue bzw. weitere Verdichtungen zu vermeiden.

Diese Untersuchung liefert den ersten Ansatz für die Entwicklung von Hintergrundwerten. Für die Festlegung konkreter Werte für alle Bodenausgangsmaterialien, -regionen und ihre kleinräumliche Variabilität sind weitere Untersuchungen mit einer höheren Datendichte notwendig. Zudem gilt es, den Grenzwert (90. Perzentil), der in Anlehnung an die Hintergrundwerte für Schadstoffe der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ übernommen wurde, noch zu verifizieren oder falsifizieren.

5. Literatur

- BICKMEIER, C. (1999): Verdichtungszustand von Böden in der Bundesrepublik Deutschland, Diplomarbeit an der Universität GHS Essen
- BLUME, H.P. (1968): Die natürliche Entstehung von Bodenverdichtungen, Landwirtschaftliche Forschung, 22. Sonderheft: Stand und Leistung Agrikulturchemischer und Agrarbiologischer Forschung XV, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, S. 44 - 49
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1998): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland; 42. Jahrgang, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup
- BUNDESMINISTERIUM DES INNERN (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), Bonn
- BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO), (1995): Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.): Hintergrund- und Richtwerte für Böden, Bodenschutz, Heft 4
- DÜRR, H.J., PETELKAU, H. und SOMMER, C. (1995): Literaturstudie Bodenverdichtung, Umweltforschungsbericht des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit- Bodenschutz- Nr. 10702004/09, UBA-FB 95036, Berlin
- HORN, R. (1993): Mechanische Prozesse in landwirtschaftlich intensiv genutzten Böden und Möglichkeit der Wiederauflöckerung von verdichteten Bodenstrukturen, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft Band 72, Göttingen, S. 1455 - 1458
- KWETON, A. und ZUCKER, A. (1993): Versuch eines Bewertungsrasters der Verdichtungsempfindlichkeit, Allgemeine Forstzeitschrift Band 15, BLV Verlagsgesellschaft, München, S. 772 - 777
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER, RHEINLAND (1999): Landwirtschaftliche Betriebe und landwirtschaftlich genutzte Fläche in der Bundesrepublik Deutschland, mündliche Mitteilung, Bonn
- SCHAEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Daten zur Umwelt, der Zustand der Umwelt in Deutschland, Erich Schmidt Verlag, Berlin

Danksagung: Der Bundeanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover danken wir für die fachliche Unterstützung der Arbeit.

Zustände der Bodenverdichtung bei Wald-, Grünland-, Acker- und städtischer Nutzung

Wolfgang Burghardt*

Einleitung

Bodendegradation hat verschiedene Erscheinungsformen. Die meisten Untersuchungen konzentrieren sich auf Schadstoffanreicherungen. Bodenverdichtung findet nur im Landbau Beachtung. Die dringende Notwendigkeit auch andere Flächen zu erfassen zeigten Kulli et al. (2000), die sich mit der Bodenverdichtung beim Fernleitungsbau befaßten. Short et al.(1986) zeigten Beispiele der städtische Bodenverdichtung in Washington.

Die Bodenverdichtung nimmt heute besonders stark im städtischen Raum zu. Ursache sind die nicht angepaßten Transport-, Ablagerungs- und Bautechniken. Die Bodenverdichtung wird durch die Angewohnheit, alles mit einer Decke aus natürlichen Mineralboden zu versehen, zur dominierenden Degradationsform der Böden unserer Städte. Im Vergleich zur ländlichen Bodenverdichtung werden nachfolgend Beispiele unterschiedlicher Bodendichtezustände aus der Stadt vorgestellt.

Material und Methoden

Die untersuchten Böden stammen aus dem Ruhrgebiet. Das bodenbildende Substrat sind Lößlehme. Natürlich entwickelten sich **Parabraunerden**, wie sie unter Wald, Grünland und Acker angetroffen werden. Bei jahrzehntelanger Gartennutzung entstanden **Hortisole** mit einer Entwicklungstiefe von 40cm, die teilweise Merkmale von Staunässe aufzeigen. Daneben treten auf Friedhöfen **Nekrosole** auf. Auf Anschüttungen zur Talverfüllung, der Geländeaufhöhung, der Überdeckung von Altstandorten und der Unterbringung von Aushub aus Lößlehm entstanden **Regosole** und, wenn Bauschuttbeimengungen auftreten, **Pararendzinen**. In der Bodendecke einer Müllkippe entstand ein **Pseudogley-Reduktosol**.

Ergebnisse

Als naturnah kann der Bodendichtezustand der Waldböden angesehen werden. Abbildung 1 zeigt den lockeren Zustand im Oberboden. Die Unterböden sind durch die Toneinlagerung der Parabraunerdebildung von Natur aus dichter. Aus der Abbildung 1 ist deutlich die Aufteilung der freien Landschaft in drei Stufen der Bodendichte erkennbar, d.h. in diejenige der Wald-, der Grünland- und der Ackernutzung. Die Ackerbeispiele zeigen auch deutlich die Pflugsohlenverdichtung.

Die Oberböden der heute relikten Hortisole sind sehr locker (Abbildung 2). Mit der Tiefe nimmt jedoch die Rohdichte trocken bereits im humosen Oberboden zu. Der Unterboden entspricht derjenigen der Parabraunerden.

Abbildung 1: Tiefenverteilung der Rohdichte trocken von Lössböden bei Nutzung als Wald, Grünland und Acker

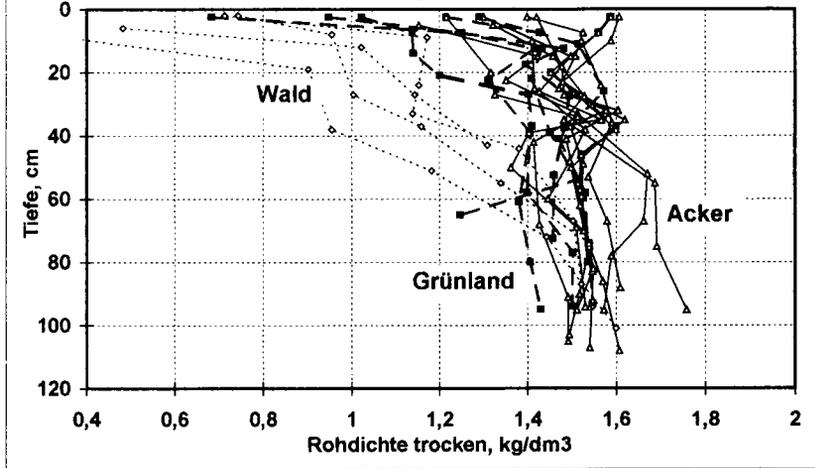


Abbildung 2: Tiefenverteilung der Rohdichte trocken von Hortisolen über Lösslehm

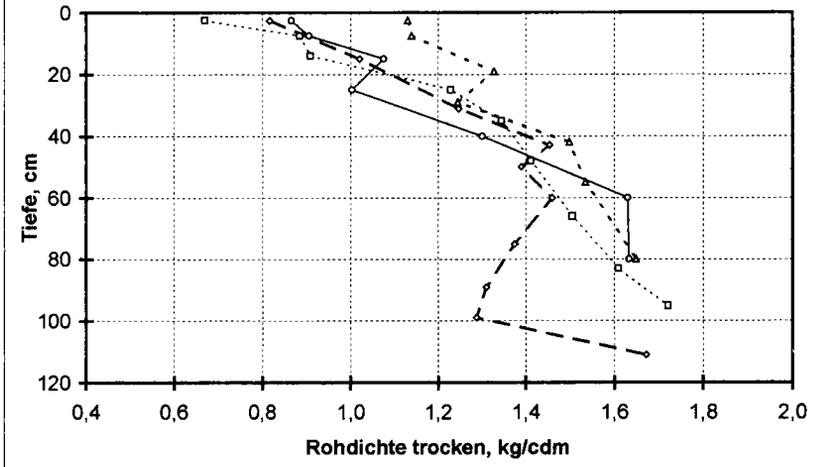


Abbildung 3: Tiefenverteilung der Rohdichte trocken lockerer Böden aus LößlehmanSchüttungen Parks, Gärten und Friedhöfen

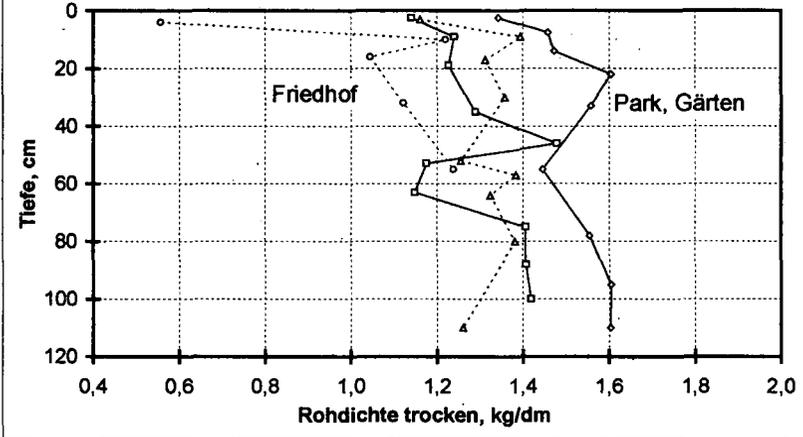


Abbildung 4: Tiefenverteilung der Rohdichte trocken von verdichteten LößlehmanSchüttungen

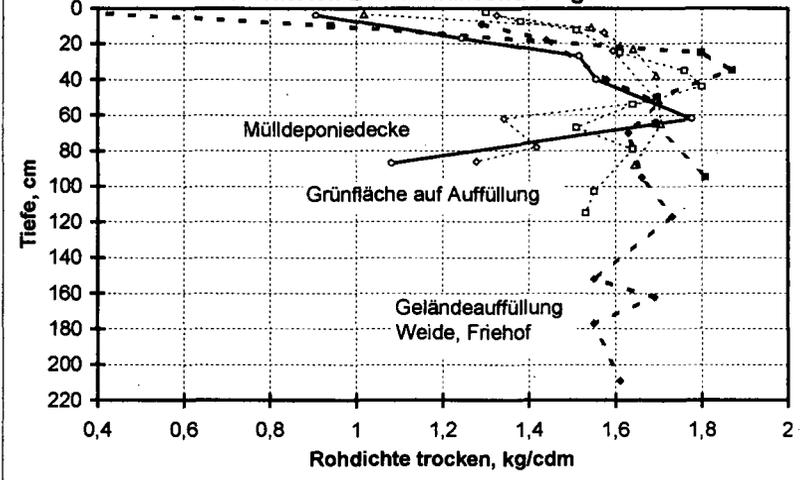


Abbildung 3 zeigt Beispiele geringerer Bodendichten. Der Parkboden stammt aus der Zeit um 1950. Er wurde wahrscheinlich noch mit Loren herangebracht und per Hand eingeebnet. Beide Friedhofsböden weisen infolge der Grabstellennutzung geringe Bodendichte auf. Der ältere Garten einer Krankenanstalt ist im Oberboden auch noch relativ locker. Diese Böden sind bis in große Tiefen locker und zeigen nicht die Verdichtung des B₁-Horizontes von Parabraunerden auf.

Abbildung 4 zeigt Beispiele extremer städtischer Bodenverdichtungen. Sie liegt weit über die bei Böden des ländlichen Raumes beobachtete Verdichtung. Ein weiteres Merkmal ist, daß sie große Mächtigkeiten, mitunter mehrere Meter erreichen kann. Damit liegt im Siedlungsraum eine Form der Bodendegradation vor, wie sie im Naturraum des Ruhrgebietes bisher unbekannt war. Aufgrund des hohen Aufkommens an Bodenaushub und der Praxis, belastete Böden nicht mehr zu reinigen, sondern mit einer mächtigen Bodendecke als Trenn- und Schutzschicht zu versehen, wächst der Anteil sehr stark verdichteter Böden in der Stadt sehr schnell und wird in Zukunft die Stadtböden dominieren.

Schlußfolgerungen

Es läßt sich feststellen

- der Verdichtungszustand vieler Böden ist ein Ergebnis der Bodennutzung
- der Verdichtungszustand nimmt von der Flächennutzung als Wald, Grünland, Acker zur modernen Siedlungsfläche zu
- alte Stadtböden können hingegen sehr locker sein.

Daraus ergibt sich für den vorsorgenden Bodenschutz die Notwendigkeit, dass

- lockeren Siedlungsböden wie auch den häufig noch lockeren Waldböden besonderer Schutz vor Verdichtung zuteil werden muß.
- moderne Transport- und Bautechniken hinsichtlich ihrer bodenzerstörenden Wirkung überprüft werden müssen.

Unterbleibt dies, dann

- werden wir nur noch einheitlich hochverdichtete und damit hinsichtlich Rohdichte nicht mehr differenzierte Bodendecken im Siedlungsraum vorfinden.

Literatur

- Kulli, B., M. Berli and Gisy, M. (2000) *Advances in Geoecology* 32, 278-283
Short, J.R., Fanning, D.S., MacIntosh, M.S., Foss J.E. and Patterson J.C. (1986) *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 699-710.

Paläoböden im Saarland – ein Beitrag zur Bodenfunktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte nach Bodenschutzrecht

Karl Dieter Fetzer¹ und Katja Drescher-Larres²

1. Einleitung

Als landschaftsgeschichtliche Urkunden besitzen Böden einen hohen Dokumentationswert für die Entwicklung unserer Lebensräume. Böden aus vergangenen Epochen sind besonders wertvoll, da sie ein Fenster mit Blick in die wechselvolle Geschichte des Eiszeitalters bis hin zu früheren geologischen Zeiträumen bilden. Diese Paläoböden haben daher einen hohen archivarischen Wert für die Naturgeschichte eines Landes und sind im direkten Kontext zu § 2, Abs. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bodenfunktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte) zu sehen (BUNDESREGIERUNG 1998).

2. Material und Methoden

Für das Saarland wurde auf der Basis einer Verknüpfung vorhandener bodenkundlicher (DRESCHER-LARRES et al. 2001a) und geologischer Kartenwerke (MÜLLER et al. 1989) eine Quartärkarte erstellt. Weitere Informationen wurden aus der einschlägigen Fachliteratur beigesteuert (u. a. EDELMAN & ZANDSTRA 1956, FIRTION & FISCHER 1955, FISCHER 1956, HABBASCH 1978, LIEDTKE 1969, STÖHR et al. 1982, SCHRÖDER et al. 1985 und ZÖLLER 1985). Aufgrund der kombinierten bodenkundlich-quartärgeologischen Arbeitsweise dokumentiert die Karte drei große Abschnitte (DRESCHER-LARRES et al. 2001b):

- Periglaziäre Lagen über präquartärem Untergrund als Ergebnis intensiver frostdynamischer Prozesse im Pleistozän
- Eigenständige pleistozäne Ablagerungen
- Paläoböden als Zeugen quartärer bis prä-quartärer Epochen mit im Vergleich zu heutigen Verhältnissen differenten Klima- und Umweltbedingungen.

¹ Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Don-Bosco-Straße 1, 66119 Saarbrücken; E-mail: KD.Fetzer@lfu.saarland.de

² ARK Umweltplanung und -consulting, Paul-Marien-Straße 18, 66121 Saarbrücken; E-mail: ark@ark-partnerschaft.de

3. Ergebnisse

Die Quartärkarte des Saarlandes weist neben **holozänen Ablagerungen** (anthropogene Aufschüttungen, Auenlehme und -sande, Hochflutlehm, Kolluvien, Sinterkalk), **pleistozäne äolische Ablagerungen** (Flugsand, niveo-äolische Sande, Löß, Lößlehm, Lößlehmfließerden), **fluviatile Ablagerungen** (Nieder-, Mittel-, Haupt- und Höhenterrassensande und -kiese) und **parautochthone Deckschichten** aus. Für die Bereiche ohne eigenständige quartären Ablagerungen wurden die Abfolgen der periglaziären Lagen (Hauptlage/(Mittellage)/Basislage) dargestellt.

Auf der Basis der Quartärkarte wurden die im Hinblick auf die Bodenfunktion als Archiv der Naturgeschichte relevanten Vorkommen in der Auswertungskarte „**Das Quartär im Saarland (quartäre Ablagerungen, periglaziäre Lagen, Paläoböden) und seine Bedeutung als Archiv für die Naturgeschichte nach § 2 BBodSchG (Bodenfunktion als Archiv der Natur- und Landschaftsgeschichte)** (BUNDESREGIERUNG 1998)“ dargestellt. Hierzu zählen neben flächenhaften Vorkommen von quartären Ablagerungen (Löß - da lediglich 1 Vorkommen im Saarland bekannt, Flugsand, Niedermoortorf) insgesamt 16 Standorte von Paläoböden, die, soweit ihr Erhaltungszustand es rechtfertigt, künftig als schutzwürdige Pedotope vorgeschlagen werden sollen. Die Vorkommen dieser fossilen Böden wurden unter betont (paläo-)pedologischen Gesichtspunkten ausgewählt. Nach Genese und Eigenschaften können sie folgenden Bildungsprozessen zugeordnet werden:

- Paläoböden, die sich auf sog. alten (hier: triassischen und permischen) Landoberflächen unter betont aridem Paläoklima während einer Sedimentationsruhe durch Ausfällung von Carbonaten aus aszendendem Wasser entwickelt haben. In einer zweiten, durch eine Klimaänderung eingeläuteten Phase wird Kieselsäure ausgefällt, die anschließend die Carbonate metasomatisch verdrängt. Die nachfolgende Grobschüttung arbeitet teilweise Material des Untergrundes auf, konserviert den Paläoboden jedoch weitgehend (Violette Grenzzone [VG] im Mittleren Buntsandstein (MÜLLER 1954).
- Paläoböden auf sog. alten (hier: alt-pleistozänen bis tertiären) Landoberflächen, die sich aus einer Rendzina entwickeln, wenn der silikatische und tonreiche Lösungsrückstand eines Kalk- oder Gipsgesteins bzw. Dolomits versauert und durch Verbraunung zusätzlich Eisen freigesetzt wird. Sie sind insbesondere in erosionsfernen Situationen erhalten und wurden durch periglaziäre Lagen (vorwiegend Hauptlage) häufig plombiert (Terrae Fuscen).
- Paläoböden mit Eisen- und Manganausscheidungen (als Limonitkrusten bzw. Eisenschwarten bezeichnet) aus dem Grundwasser als Merkmale fossiler Vergleyung: diese Bildungen kommen in zahlreichen Landschaften vor und können beispielsweise durch eine Eintiefung der Vorfluter entstanden sein. Im diagnostischen Sinne bieten sie wenig Aussagekraft, doch liefert ihre weite Verbreitung im Saarland (Mittlerer Buntsandstein und Oberrotliegendes (Kreuznach Formation)) und insbesondere die pleistozäne solimixtive Überprägung in der Gestalt eines Steinpflasters Argumente für eine Berücksichtigung in Gestalt eines exemplarischen Vorkommens.
- Akkumulative Paläoböden entstanden aus der Verwitterung von Carbonatgesteinen: die Lösungsverwitterung hinterläßt dem Boden hirsekorn- bis erbsengroße Brauneisenkonkretionen (Bohnerze). Diese Konkretionen wurden im Pleistozän krypturbat und solifluidal so bewegt, daß sie in der Bodenmatrix verteilt wurden. In der Literatur werden sie auch als „Bohnerzlehme“ beschrieben (WITTMANN 1982).

- Paläoböden in periglaziären Lagen: abgesehen von quartären Sedimenten stellen diese Lagen i. d. R. das Ausgangsgestein auch der rezenten Bodenbildung dar. In der Basislage können fossile Böden erhalten oder in kryoturbat bzw. solimixtiver Form aufbereitet auftreten („Paläo-Basislage“). Die Genese dieser Paläoböden kann mit der Warmzeit eines Interglazials in Zusammenhang stehen.
- Paläoböden in äolischen Sedimenten (Lößlehmen) und quartären Terrassen: fossile Böden in Lößlehmen können verschiedenen Epochen des Quartärs (Spät-, Hoch- bzw. Frühglazial oder Interglazialen) zugeordnet werden. Hinsichtlich der Bodenbildungsprozesse sind es vorwiegend fossile Parabraunerden (fBt-Horizonte), als Weiterentwicklung aus der Parabraunerde sekundäre Pseudogleye (intensiv marmorierte fSd-Horizonte) bis hin zu Tundraaßböden (fG-Horizonte), häufig mit zahlreichen Fe- und Mn-Konkretionen vergesellschaftet. Die fossile Bodenentwicklung kann dabei auch auf den die Lößlehme unterlagernden Terrassenkörper durchgreifen. Paläoböden aus den Warmzeiten von Interglazialen können eine klimabedingte, intensive Verwitterung zeigen. Liegen vollständige Profile mit Lößlehmen verschiedener Generationen vor, so können diese für eine Quartärstratigraphie genutzt werden (SCHRÖDER et al. 1985).
- Paläoböden im weiteren Sinne: bei der Zusammenstellung der im Saarland vorkommenden fossilen Böden wurden auch Standorte berücksichtigt, die nicht sicher zu den Paläoböden gestellt werden können. Hierzu zählen die niveo-äolischen Sande, deren ältere Facies kryoturbate Strukturen (Frostkeile, Taschen) aufweist, ein Niedermoor mit einer wechselvollen holozänen Entwicklungsgeschichte und die intensive Peloturbation eines Vertisol-artigen Pelosols mit „slicken sides“-Bildung. Eine Sonderform pleistozäner Aufbereitung der Bodenzone kann in der Gestalt von Blockmeeren und Steinringen erhalten sein.

4. **Schlussfolgerungen und Ausblick**

Die Auswertungskarte zeigt die hinsichtlich der Natur- und Landschaftsgeschichte relevanten Vorkommen von Paläoböden im Saarland. Ziel der künftigen Planungen ist es, einen Schutzstatus für Böden und Quartärvorkommen zu verwirklichen. Noch ist offen, welcher Verfahrensweg hierzu beschritten werden kann. Eine Möglichkeit bietet das saarländische Naturschutzgesetz (SNG), das in § 2 **Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege**, unter Ziffer 13 die Erhaltung von historischen Kulturlandschaften und -landschaftsteilen einschließlich der Umgebung geschützter oder schützenswerter Kultur-, Bau- und Bodendenkmäler vorsieht (SAARLAND 1993).

5. **Literatur**

BUNDESREGIERUNG (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (BBodSchG).- Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998, Teil I, Nr. 16, S. 502-510, Bonn 1998.

DRESCHER-LARRES, K., K. D. FETZER & J. WEYRICH (2001a): Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte des Saarlandes i. M. 1:100.000 (BÜK 100).- Veröffentl. L.-Amt f. Umweltschutz Saarland, 159 S., 12 Tab., Saarbrücken (in Druckvorbereitung).

- DRESCHER-LARRES, K., K. D. FETZER & J. WEYRICH (2001b): Erläuterungen zur Karte der quartären Ablagerungen, periglaziären Lagen und Paläoböden im Saarland i. M. 1:100.000.- Veröffentl. L.-Amt f. Umweltschutz Saarland, 52 S., 5 Tab., 2 Abb., Saarbrücken (in Druckvorbereitung).
- EDELMAN, C. H. & K. J. ZANDSTRA (1956): Niveo-äolische Sande im Saargebiet. - Proceedings Koninkl. Nederl. Akademie van Wetenschappen, Series B, 59, No. 3, S. 253-258; Amsterdam.
- FIRTION, F. & F. FISCHER (1955): La dépression de Losheim; aperçu morphologique et palynologie d'un dépôt tourbeux. - Ann. Univ. Sarav., Sc., 4, S. 80-87; Saarbrücken.
- FISCHER, F. (1956): Beiträge zur Morphologie des Flußgebietes der Saar. - Arbeiten Geograph. Inst. Univ. Saarland, Bd. 2; 192 S.; Saarbrücken.
- HABBASCH, W. (1978): Entstehung, Herkunft und Alter einiger Höhenlehme im Saarland. - Ann. Univ. Sarav., Math.-Nat. Fak., 14, S. 60-89; Saarbrücken.
- LIEDTKE, H. (1969): Grundzüge und Probleme der Entwicklung der Oberflächenformen des Saarlandes und seiner Umgebung. - Forschungen zur Deutschen Landeskunde, Bd. 183, 63 S., 1 Kt.; Bad Godesberg.
- MÜLLER, E. M. (1954): Beiträge zur Kenntnis der Stratigraphie und Paläogeographie des Oberen Buntsandsteins im Saar-lothringischen Raum. - Ann. Univ. Sarav., III/3; S. 176-201; Saarbrücken.
- MÜLLER, E. M., H.-P. KONZAN, A. MIHM & H. ENGEL (1989): Erläuterungen zur Geologischen Karte des Saarlandes 1:50.000; Geol.-L.-Amt Saarland, 46 S., 14 Abb.; Saarbrücken.
- SAARLAND – STAATSKANZLEI (1993): Gesetz über den Schutz der Natur und die Pflege der Landschaft (Saarländisches Naturschutzgesetz – SNG).- Amtsblatt des Saarlandes vom 26.04.1993, S. 346-359; Saarbrücken.
- SCHRÖDER, S., S. STEPHAN & L. ZÖLLER (1985): Paläoböden in Lokallössen des Mittlere Saartals. - Zeitschrift für Geomorphologie, N.F., Suppl.-Bd. 56, S. 125-142; Berlin, Stuttgart.
- STÖHR, W. T., K. AGSTEN & H. BRÜNING (mit Beiträgen von H. J. KONRAD & E. M. MÜLLER) (1982): Paläoböden in Rheinland-Pfalz und im Saarland. - Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Bd. 14, S. 129-163; Hannover.
- WITTMANN, O. (1982): Paläoböden in Nordbayern und im Tertiärhügelland. - Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Bd. 14, S. 45-62; Hannover.
- ZÖLLER, L. (1985): Geomorphologische und quartärgeologische Untersuchungen im Hunsrück-Saar-Nahe-Raum. - Forschungen zur Deutschen Landeskunde, Bd. 225, 240 S., 34 Abb., 17 Tab., 10 Fot., 5 Kt.; Trier.

Abgrenzung und Darstellung von Gebieten mit Überschreitung der Vorsorge-, Prüf- oder Maßnahmenwerte

Reinirkens, P. & R. Oelze¹

Einführung

Die Umsetzung von Bodenuntersuchungen in planendes Verwaltungshandeln war bisher dadurch erschwert, dass keine flächenhafte Darstellung zur Verbreitung von Bodenbelastungen möglich war. Durch den Einsatz von digitalen Bodenbelastungskarten ist diese Informationslücke geschlossen worden. Es besteht jetzt die Möglichkeit, belastete Flächen auszuweisen und abzugrenzen.

Das Landesbodenschutzgesetzes (LbodSchG) Nordrhein-Westfalen empfiehlt in §5 digitale Bodenbelastungskarten auch als eine Möglichkeit zur Erfassung von Verdachtsflächen auf schädliche Bodenveränderung. Dafür sind allerdings spezielle Auswertungen der digitalen Bodenbelastungskarten notwendig. Diese Auswertungen folgen den beiden gesetzlichen Leitlinien Vorsorgeprinzip und Gefahrenabwehr.

Ausgegangen wird von den stoffspezifischen Ergebniskarten der digitalen Bodenbelastungskarte und weiteren flächenhaften Bodeninformationen. Bewertet wird nach den Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten der die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV). Die Ergebnisse werden in drei Karten dargestellt.

In diesen Karten sind die Gebiete abgegrenzt und dargestellt, in denen Vorsorge-, Prüf-, oder Maßnahmenwerte für mindestens einen Stoff überschritten sind. Daher kommen diese Karten mit einer zweistufigen Legende aus.

Vorsorgewerte-Vergleich

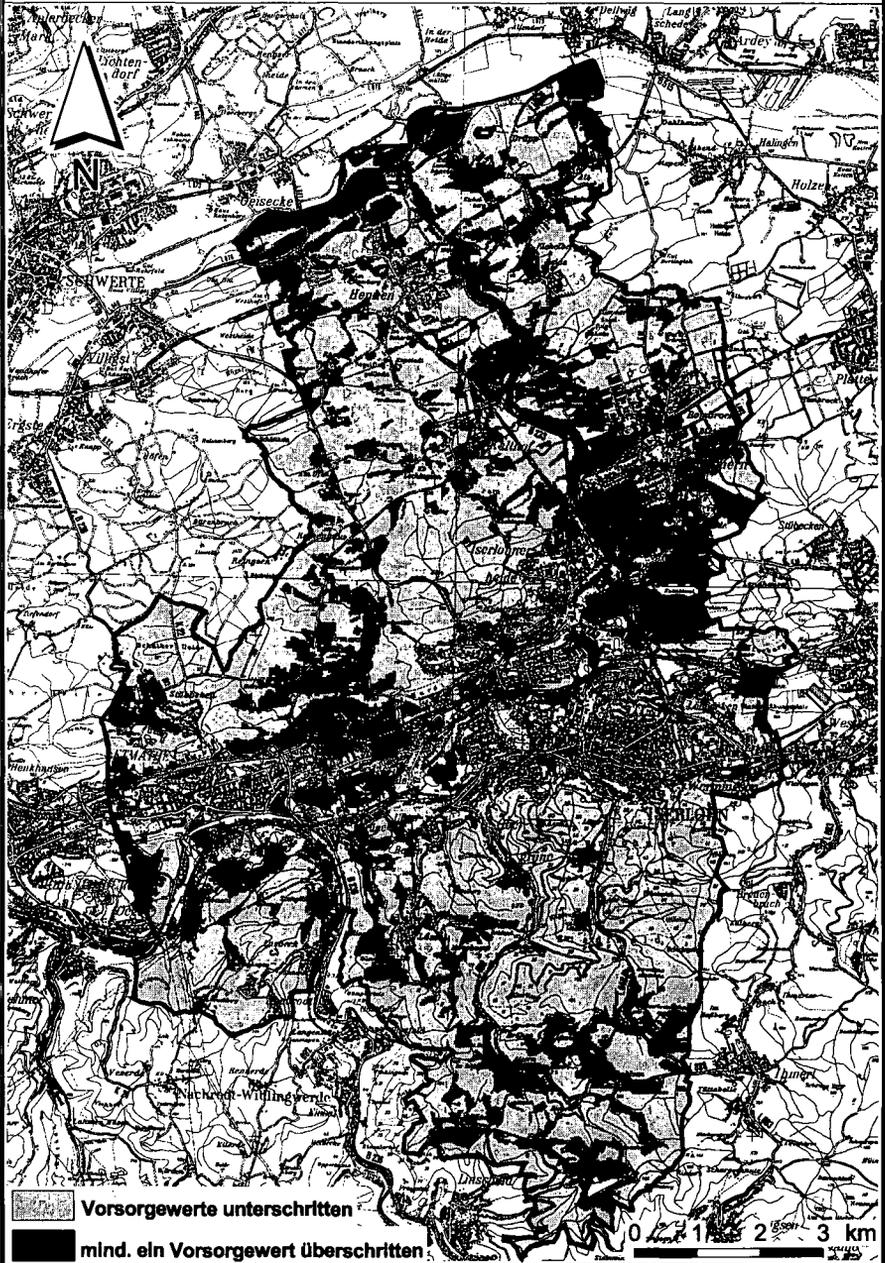
Die Vorsorgewerte für Böden (BBSchV, Anhang 2 Nr. 4) berücksichtigen die Puffereigenschaft von Böden, die sie gegenüber Schadstoffeinträgen besitzen. Als Verfügbarkeitsparameter sollen der pH-Wert, der Humusgehalt und die Bodenart verwendet werden. Daher gelten keine einheitlichen Werte, sondern für jeden Stoff maximal drei, und zwar in Abhängigkeit von den genannten Bodenmerkmalen. Um die Gebiete abgrenzen zu können, in denen die Vorsorgewerte für die in Anhang 2 Nr. 4 genannten Stoffe überschritten sind, sind Karten über die Verbreitung der pH-Werte, Humusgehalte und Bodenarten erforderlich. Da weder die erforderlichen Daten noch solche Karten zu diesen Themen vorliegen, müssen diese Karten aus vorhandenen Daten abgeleitet und mit vorhandenen Abgrenzungen kombiniert werden. Für die räumlichen Abgrenzungen können die digitale Bodenkarte (BK 50) und ATKIS (DLM II) benutzt werden. Dabei sind eine Reihe Annahmen erforderlich, die es bei der Benutzung der Auswertungskarten zu beachten gilt.

Grundlage für die Ausweisung der Verbreitung unterschiedlicher Bodenarten ist die nordrhein-westfälische BK 50 dig. Kombiniert werden die darin enthaltenen Abgrenzungen der Bodeneinheiten mit einer speziellen Auswertung der Legende hinsichtlich Bodenartenschichtung und Körnung. Verwendet werden die oberflächennah anstehenden Substrate und die in der Bodeneinheit dieser Schicht dominierende Bodenart.

Für die Nutzungen Acker und Grünland werden die von den Landwirtschaftskammern im Rahmen der guten fachlichen Praxis empfohlenen Ziel-pH-Werte der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Rheinland in Bonn für die jeweilige Bodenart herangezogen. Die pH-Werte für Ackernutzung liegen in Abhängigkeit von der Bodenart zwischen 6,0 und 7,0, die pH-Werte für Grünlandnutzung dagegen zwischen 5,0 und 6,0.

¹ Institut für Stadtökologie und Bodenschutz, Alfred-Herrhausen-Str. 44, 58455 Witten, www.isb-reinirkens.de

Auswertungskarte Vorsorgewerte-Vergleich



Für die genannten Nutzungen werden Humusgehalte von $\leq 8\%$ angenommen. Liegen die tatsächlichen Humusgehalte im Einzelfall über 8% (z.B. bei einigen Standorten unter Grünlandnutzung) werden auch für diesen Fall die Vorsorgewerte für Böden mit einem Humusgehalt von unter 8% herangezogen. Die Humusgehalte der Waldböden werden mit $> 8\%$ angenommen.

Die dargestellte Karte ist eine Kombination aus neun Einzelkarten. Sie berücksichtigt die Stoffe Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, B(a)P und PCB₆. Für jeden Stoff wurden die Gebiete mit Überschreitungen der Vorsorgewerte abgegrenzt.

Überschreitungen treten in allen betrachteten Nutzungen auf. Räumlich sind die Umgebungen der Siedlungskerne genauso betroffen wie ländlichere Gebiete. Teilweise gehen Überschreitungen auf kleinräumigere Wechsel der Bodenarten Lehmr/Schluff zu Sanden zurück.

Prüfwerte-Vergleich

Wie bei den Vorsorgewerten ist zu beachten, dass für einen Stoff mehr als ein Wert gilt. Auch hier sind die Geltungsbereiche der Werte vorab zu ermitteln, um dann über Kombinationen mit den Karten der Stoffgehalte die Überschreitungsgebiete abgrenzen zu können. Da bei allen Wirkungspfaden nutzungsdifferenzierte Prüfwerte herangezogen werden sollen, kann die Verbreitungskarte der stoffspezifischen Prüfwerte aus ATKIS entwickelt werden. Bewertet worden sind die Nutzungen Acker, Grünland und Wald, wobei für Wald die Prüfwerte für Park- und Freizeitanlagen Verwendung finden.

Ein Problem im Rahmen der Bewertung stellen die verschiedenen Aufschlussmittel dar, die bei den Bodenuntersuchungen eingesetzt werden. Die Prüfwerte beim Pflanzenpfad (Ackerbau, Nutzgarten) für Blei ($0,1 \text{ mg/kg}$) gelten für einen NH_4NO_3 -Aufschluss und mussten daher in Gesamtgehalte (Königswasseraufschluss) umgerechnet werden. Hierbei wurden der von der Landwirtschaftskammer angegebene Ziel-pH-Wert ($6,0$) und die Bodenart, die auch für die Vorsorgewerte verwendet wurde, berücksichtigt. Das ergibt einen Prüfwert für Blei von 150 mg/kg .

Prüfwertüberschreitungen treten bei klaren Belastungsursachen auf. Es sind die Böden eines Baches betroffen, der seit Gründung der Stadt im frühen Mittelalter alle Abwässer transportiert hat. Ansässig waren auch metallverarbeitende Betriebe einschließlich Galvanischer Anstalten. Hinzu kommen offensichtliche Immissionsbelastungen durch Abgase aus ehemaligen industriellen Anlagen im Westen der Stadt.

Maßnahmewerte-Vergleich

Die dargestellte Karte der Gebiete mit Überschreitungen von Maßnahmewerten ist nach der gleichen Vorgehensweise wie die beiden anderen Karten erstellt worden. In der Darstellung fällt sofort auf, dass für Park- und Freizeitanlagen (Wälder) keine Werte vorliegen.

Für jeden Schadstoff wurden die Gebiete ermittelt und abgegrenzt, in denen eine Überschreitung der vorhandenen Maßnahmenwerte besteht. Für diese Gebiete besteht ein Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung.

Ein Vergleich aller Karten zeigt, dass ein Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen zum jetzigen Kenntnisstand nur für sehr kleine und begrenzte Gebiete ausgesprochen werden muss. Er reduziert sich auf Abschnitte von Talböden, die offensichtlich durch übermäßige Aufkonzentration der eingeleiteten und abgelagerten Stoffe gekennzeichnet sind.

Fazit

Digitale Bodenbelastungskarten liefern die erforderlichen flächenhaften Informationen über die Bodenbelastung mit einzelnen Schadstoffen. Mittels vorliegender digitaler Karten und Daten sowie einigen Annahmen lassen sich die fehlenden Rauminformationen erzeugen, die für die Anwendung der Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte erforderlich sind. Die Verarbeitung aller Informationen in einem Geo-Informationssystem erlaubt dann die Erstellung der vorgestellten Auswertungskarten.

Auswertungskarte Prüfwerte-Vergleich



Auswertungskarte Maßnahmenwerte-Vergleich



Modifikation von Vorsorgewerten nach BBodSchV für Böden aus Torf.

V. Schweikle

Nach BBodSchV, Anhang 2 Punkt 4, 4.3 d), können Behörden für Böden mit > 8 % Humusgehalt gebietsbezogene Festsetzungen treffen. Im Folgenden wird gezeigt, wie für den Wirkungspfad Boden-Pflanze und für Böden aus Torf sachgerechte Festsetzungen erarbeitet werden können. Bezugsbasis für Schadstoffe i. R. der BBodSchV für Vorsorge- und andere Werte ist die Bodenmasse. Pflanzen durchwurzeln nun allerdings an Volumina gebundene Bodenmasse. Für Wurzeln wichtig ist die Verteilung von Schadstoffen im Raum und deren Zugänglichkeit:

- Schadstoffe im Raum = Masse Schadstoffe im Einheits-Boden-Volumen (EBV)
- Zugänglichkeit = durchwurzelbarer Raum im EBV

mit einem Einheits-Bodenvolumen (EBV) von $1\text{m}^2 \cdot$ durchwurzelbarer Tiefe (m).

In Torfen ist die Masse im EBV wesentlich geringer als in Mineralböden. Bei gleicher Schadstoffmasse im EBV wie bei Mineralböden bedeutet dies wesentlich höhere Vorsorgewerte:

$$\text{Vorsorgewert in Torf} = \text{Vorsorgewert BBodSchV} \cdot \frac{\rho_b}{\rho_t} \quad (1)$$
$$\rho_b = \text{Raumgewicht Mineralboden}, \quad \rho_t = \text{Raumgewicht Torf}$$

In Torfen ist das durchwurzelbare Volumen (Porendurchmesser > $10 \mu\text{m} \triangleq \text{pF } 2,5$) im EBV wesentlich größer, als in Mineralböden, d. h., die Schadstoffe sind besser erreichbar:

$$\text{Zugänglichkeit von Schadstoffen in Torf} = \frac{V_b}{V_t} \quad (2)$$

V_b = durchwurzelbarer Raum im EBV im Mineralboden

V_t = durchwurzelbarer Raum im EBV im Torfboden

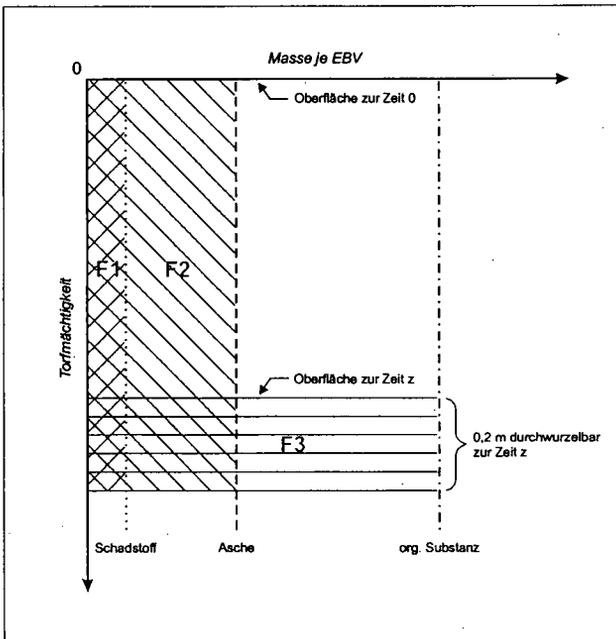
Zusammengefasst ergibt sich folgender Korrekturwert:

$$\text{Vorsorgewert in Torf} = \text{Vorsorgewert BBodSchV} \cdot \frac{e_b}{e_t} \cdot \frac{V_b}{V_t} \quad (3)$$

Unterstellt man die Bodenart Ton, entsprechend der hohen Kationenaustauschkapazität von Torfen, dann sind, abhängig vom Zersetzungsgrad und Raumbgewicht der Torfe, die Vorsorgewerte BBodSchV mit dem Faktor 2 bis 3,5 zu multiplizieren ($e_b = 1,0$ gesetzt!).

Dränierter Torfe werden zersetzt. Es erfolgt eine Residual-Akkumulation von anorganischen Stoffen. Der zukünftig zu erwartende Schadstoffgehalt wird aus Tiefenfunktionen und ortsgegebenen Randbedingungen (ohne Berücksichtigung einer eventuellen mechanischen Setzung) errechnet:

$$\text{Schadstoffgehalt zur Zeit } z = \frac{F_1}{F_2 + F_3} \quad (4)$$



Skizze zur Gleichung (4)

Regeln der Anpassung von Vorsorgewerten an Böden aus Torf sollten auch für Prüf-, Maßnahmen- und anders bezeichnete Werte gelten.

Inwiefern königswasserlösliche Gehalte bei xxx-Werten in oxidierenden semiterrestrischen Böden für Prognosen zur Pflanzenverfügbarkeit taugen, sollte geprüft werden.

Literatur:

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage. Schweizerbart, Stuttgart.

BBodSchV = Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (Bundesgesetzblatt I Seite 1554 / Bundesgesetzblatt III, 2129 – 32 – 1).

Bolt, G. H. (1966): Basic elements for soil chemistry and physics, part II soil physics. Post-graduate training programme. University of Wageningen.

Schweikle, V. (1990): Physik des Torfes und der Moorböden (in Göttlich, Kh. Moor- und Torfböden, Seite 272 – 283). Schweizerbart, Stuttgart.

Schutz anthropogen belasteter terrestrischer und aquatischer Böden aus der Sicht ihrer Nährstoffhaushalte insbesondere von Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Phosphor (P) und Schwefel (S)

Klaus Isermann und Renate Isermann ¹⁾

1. Einleitung: Problemstellung

Die C-, N-, P- und S-Haushalte der durch die Landwirtschaft und Energiewirtschaft (einschließlich Verkehr) hypertrophierten terrestrischen Böden sowie entsprechende Lösungsansätze zu ihrer hinreichenden und ursachenorientierten Sanierung sind im wesentlichen hinreichend bekannt, nicht hingegen jene der aquatischen (subhydrischen) Böden. Die Geringschätzung dieser aquatischen Böden findet auch darin ihren Ausdruck, daß diese einerseits von der Bodenkunde und ihren Gesellschaften (z.B. DBG) kaum Gegenstand der Forschung sind und andererseits von der Limnologie und Ozeanologie nur als „Sedimente“ betrachtet werden. Hinreichend wird eigentlich nur ihre Hydrosphäre als „Oberflächengewässer“ beschrieben und erforscht. Entsprechend gibt es zwar Abkommen zum Schutz der Oberflächengewässer, aber keine Gesetze zum Schutz der aquatischen Böden. Vornehmlich hinsichtlich ihrer N- und P- aber auch der C- und S-Haushalte sollen neben den terrestrischen nun diese aquatischen Böden am Beispiel Deutschlands nachfolgend auch unter den Aspekten ihrer Bodenfunktionen und des Bodenschutzes näher betrachtet werden.

2. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die Bereiche Ernährung (Landwirtschaft /Humanernährung /Abwasser- und Abfall) sowie Energie (einschließlich Verkehr) werden im wesentlichen durch ihre C-, N-, P- und S-Haushalte geprägt, also durch Konsumtion, dementsprechende Produktion bzw. Gewinnung und Emission („Entsorgung“) ihrer (potentiell) reaktiven Verbindungen. Zentrale Bedeutung haben hierbei wegen der wechselseitigen Durchdringung aller Umweltbereiche sowohl die terrestrischen als auch die aquatischen Böden. Weltweit entfallen auf die terrestrischen Böden nur 30%, auf die aquatischen Böden aber 70% der Erdoberfläche. Anthropogen extrem mit C, N, P und S belastet sind hierbei die aquatischen Böden der Binnengewässer sowie die Kontinentalränder (Schelfbereiche) der Meere, welche ohne die naturnahe Antarktis und naturnahe Teilbereiche der Arktis ca. 24% der Erdoberfläche ausmachen. So gelangen über die Flüsse z.B. ca. 18 Mio. t N gelöst (davon 15% auf der südlichen, aber 85% auf der nördlichen Hemisphäre) sowie 20 Mio. t partikulärer N jährlich in die Küstenbereiche sowie weitere 20 Mio. t N über die Atmosphäre in die Weltmeere mit einem insgesamt anthropogenen Anteil von ca. 80% (Galloway 2000). Wie sollen diese aquatischen Ökosysteme solche zusätzlichen Belastungen denn dauerhaft verkraften?

So verdeutlicht **Tab. 1**, daß z.B. bei annähernd vergleichbaren N- und P-Gehalten sowie N/P-Verhältnissen die flächenspezifischen Biomassen (TS) des Benthos nur ca. 1% jener der Pflanzenbestände der Landwirtschaft ausmachen, jedoch die durchschnittlichen (zu ca. 90% anthropogenen) N- und P-Einträge z.B. in die Ostsee und Nordsee ca. 6-8 bzw. 3-11fach oder gar in den Küsten- und Schelfbereichen der Meere ca. 60-70fach höher sind als die N- und P-Aufnahme (Entzüge) des Benthos. Entsprechend ermittelten Guhr et al. (2000), daß die N- und P-Zufuhr in einen Schaugraben der Elbe den N- und P-Entzug der Wasserpflanzen um das 143 bzw. 14fache übertraf. Demgegenüber betragen die N- und P-Zufuhren z.B. in die Pflanzenbestände der Landwirtschaft Deutschlands „nur“ das 1,7fache ihres N-Eintrages bzw. entsprechen ihren P-Entzügen (Tab. 1).

¹⁾ Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur, Heinrich-von-Kleist-Str. 4

D 67374 Hanhofen; Tel./Fax: (06344) 29 83 / 93 72 64; e-mail: isermann.bnla@t-online.de

Tab. 1

Vergleich der : 1. Biomassen

2. N- und P-Gehalte, N/P-Verhältnisse, N- und P-Aufnahmen, N- und P-Entzüge mit der Ernte sowie (anthropogene) N- und P-Zufuhren (Inputs)

A) Maximaler Benthos-Biomassen und

B) Landwirtschaftlicher Pflanzenbestände von Deutschland (1995)

	A) Maximale Benthos-Biomassen (Vorfluter / Fließgewässer, Marine Oberflächengewässer)		B) Landwirtschaftliche Pflanzenbestände von Deutschland (1995)	
1. Biomassen (kg TS ha ⁻¹ a ⁻¹)	100 ¹⁾		ca. 8 000	
2. Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P):	N	P	N	P
2.1 Nährstoffgehalte (% i.d. TS)	7,2	1,0 ¹⁾	4,0 (2,0-6,0)	0,55 (0,3-0,8)
2.2 N / P -Verhältnisse	7,2 / 1,0 (Redfield-Verhältnis)		7,3 / 1,0	
2.3 N- und P-Aufnahme (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	7,2 [1]	1,0 [1]	-	-
2.4 N- und P-Entzüge mit der Ernte (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	> 0	> 0	118 [1]	23 [1]
2.5 Nährstoff-Zufuhren (ca. 90% anthropogen) (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	z.B. Marine Oberflächengewässer ²⁾		198 [1,7]	21 [0,9]
	a) Nordsee	Ostsee		
	61 / 43	11 / 3		
	[8] / [6]	[11] / [3]		
	b) Küsten-, Schelfbereiche (Welt)			
	487 (170-892)		57 (14-78)	
	[88]		[57]	

¹⁾ Edwards et al. (2000) ²⁾ Vollenweider (1992)

Die N- und P-Aufnahme (Assimilation) des Benthos, bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands, beträgt aber nur 0,131 kg N ha GF⁻¹ bzw. 0,018 kg P ha GF⁻¹ (Tab. 2). Demgegenüber betragen gesamthaft die o.e. kritischen N- und P-Frachten bereits das 23 bzw. 17fache, die gesamten gegenwärtigen (1993/97) N- und P-Einträge das 175 bzw. 58fache. Bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche Deutschlands sind die gegenwärtigen (1995) N- und P-Überschußsalzen mit 154 kg N ha LF⁻¹ a⁻¹ bzw. 12,1 kg P ha LF⁻¹ a⁻¹ sogar 535 bzw. 303fach größer als die entsprechende maximale N- und P-Aufnahme des Benthos, und die in den Böden der Landwirtschaft umsetzbaren N- und P-Mengen übertreffen die N- und P-Aufnahme des Benthos gar um ca. das 4200-21000 bzw. 8250fache.

Durch C-, N-, P- und S-Austräge (Emissionen) bzw. Einträge (Immissionen) aus diesen anthropogen hypertrophierten terrestrischen Böden einerseits sowie andererseits durch zusätzliche entsprechende Nährstoff-Einträge aus den Verursacherbereichen Landwirtschaft / Humanernährung sowie Abwasser- und Abfallwirtschaft und Energiewirtschaft (einschl. Verkehr) sind die aquatischen Böden (und ihre Hydrosphäre) vornehmlich der Binnengewässer und Küstengewässer (Schelfbereiche der Meere) auch angesichts vernachlässigbarer Nährstoff-Entzüge ihrer Biosphäre in noch viel stärkerem Maße hypertrophiert als die terrestrischen Böden. Es bedarf also auch des Schutzes der aquatischen Böden vor den mit C-, N-, P- und S hypertrophierten terrestrischen Böden. Die anthropogen bewirkten N- und P-Anreicherungen in den Oberflächengewässern und aquatischen Böden lassen sich letztlich zurückführen auf die Dichte und Aktivität der menschlichen Bevölkerung in ihren Einzugsgebieten hinsichtlich Entwaldung (=>Landwirtschaft), Landwirtschaft, Abwasser- und Abfallwirtschaft sowie beim atmosphärisch eingetragenen N zusätzlich hinsichtlich der Energiewirtschaft einschließlich des Verkehrs (Peierls et al. 1991, Isermann 1993): Dauerhaft, d.h. mehr als 50 Menschengenerationen (≅ 1000-1500 a) Anreicherung von C-, N-, P- und S findet nur in den Tiefseeböden unterhalb der 4° C Schichtlinie des Wassers ohne seine Turbation statt. Zunehmende Hypertrophierung der

Tab. 2

Vergleich: A) der Boden-Vorräte, Bilanzen und Einträge an Stickstoff (N) und Phosphor(P) der Landwirtschaft und der diffusen und Punkt-Quellen Deutschlands in seine Fließgewässer
 B) mit der N- und P-Aufnahme der maximalen aquatischen Biomasse (Benthos) seiner Binnengewässer

1. Gesamtfläche(GF): 35, 7 Mio. ha 2. Landw.genutzte Fläche(Netto):LF _{Netto} 16, 2 Mio.ha 3. Wasserfläche(Netto) WF _{Netto} : 650 000 ha ± 0,0182 ha WF · ha GF ⁻¹ ; ± 0,0401 ha WF · ha LF ⁻¹	STICKSTOFF (N)			PHOSPHOR (P)		
	Absolut	Relativ		Absolut	Relativ	
A) 1. Gesamt-Bodenvorräte (kg ha LF⁻¹)¹⁾	7 200 (2 400- 12 000)	25 000	-	2 100 (380- 3 800)	52 500	-
...davon:1.1 umsetzbar (kg ha ⁻¹ LF a ⁻¹)	N _{ums}			CAL / DL-P		
1.1.1 Soll	1 355 (677-2 032)	4 700	-	256 (171-3 42) [C]	6 400	-
1.1.2 Ist	1 200-6 000(600-9 000)	4 200-21 000	-	ca. 330 (<114- >7 614)	8 250	-
1.2 Umgesetzt (kg ha ⁻¹ LF a ⁻¹)				Pflanzen-minus Verkaufszug		
1.2.1 Soli	4% von N _{ums} : 54 (27-81)	188	-	4 (=10 minus 6)	100	-
1.2.2 Ist	2 (1-3)% von N _{ges} : 48-240 (24-360)	167-833	-	18 (5-30)	450	-
2. Nährstoff-Bilanz: Input=Output	198,0	688	-	20,6	515	-
... davon: (kg ha ⁻¹ LF a ⁻¹)						
2.1 Verkaufsprodukte	44,0	153	-	8,5	213	-
2.2 Überschussaldo, davon:	154,0	535	-	12,1	303	-
2.2.1 Akkumulation im Boden	-10,0	-35	-	10,95	274	-
2.2.2 Einträge in Fließgewässer						
2.2.2.1 Ist-Zustände (1993/97)						
2.2.2.1.1 Nur Landwirtschaft						
a) (kg ha ⁻¹ LF a ⁻¹)	30,9	107	-	1,15	29	-
b) (kg ha ⁻¹ GF a ⁻¹)	14,0		107	0,52	-	29
2.2.2.1.2 Diffuse u. Punktquellen (kg ha ⁻¹ GF a ⁻¹)	22,9		175	1,04	-	58
2.2.2.2 Soli-Zustände (2015)						
2.2.2.2.1 Nur Landwirtschaft						
a) (kg ha ⁻¹ LF a ⁻¹)	3,0	10	-	0,180	5	-
b) (kg ha ⁻¹ GF a ⁻¹)	1,4		10	0,090	-	5
2.2.2.2.2 Diffuse u. Punktquellen (kg ha ⁻¹ GF a ⁻¹)	3,0		23	0,300	-	17
B) Nährstoff-Aufnahme Benthos-Binnengewässer (10g TS m⁻², 7,2% N und 1,0% P)						
1. (kg · ha ⁻¹ LF a ⁻¹)	0,288	1	-	0,040	1	-
2. (kg ha ⁻¹ GF a ⁻¹)	0,131	-	1	0,018	-	1

¹⁾ Durchschnittliche Bodentiefe 25,4 cm ± 3 800 t · ha LF⁻¹

Oberflächengewässer bedeutet nicht nur (zeitweilige) Anreicherung von C, N, P und S, sondern als Folge entsprechend erhöhten Umsatzes über das Primärwachstum, zunehmend Anaerobie in den aquatischen Böden. Daraus ergibt sich zeitlich und räumlich (in Tiefe und Breite) ein zunehmender Übergang von der normalen (aeroben) Kohlenhydrat-Atmung mit gleichgewichtigem CO₂-Umsatz zur Nitrat-, Sulfat- und Carbon-Atmung sowie Methanogenese: Die Oberflächengewässer und die aquatischen Böden werden zunehmend zu Emittenten von versauernd wirkenden Gasen (z.B. NH₃, NO_x, (CH₃)₂S) und (in-)direkt klimarelevanten Spurengasen (z.B. CO₂, NO_x, NO₂, NH₃, COS, NMVOC, CH₄), die ihrerseits wieder die Hypertrophierung der Oberflächengewässer und ihrer aquatischen Böden sowie der terrestrischen Böden zu steigern vermögen (Fritsche 1985, Isermann 1993, Isermann und Isermann 2000). Hinzu kommt die Remobilisierung insbesondere von N und P mit entsprechend reaktiven wasserlöslichen Formen sowohl in terrestrischen als auch in aquatischen Böden, welche bei letzteren sogar die Entfernung der Sedimente erforderlich machen (Shuncai und Chen 2000). Auch in Deutschland werden gegenwärtig keines der Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft tatsächlich eingehalten (Kahlenborn und Kraemer 2000). Infolgedessen sind scheinbare Retention von C, N, P und S sowie „Elimination“ von NO₃⁻ in der Landschaft über das natürliche Ausmaß hinaus keine Bestandteile zur nachhaltigen Sanierung der C-, N-, P- und S-Haushalte von Landschaften, sondern gleichbedeutend mit Verschwendung und Plünderung der Ver- und Entsorgungsressourcen (Isermann und Isermann 2000). Mit Ausnahme der o.e. Tiefseeböden gibt es keine letztlichen Senken für C-, N-, P- und S (Brunner 1999, Galloway 2000, Isermann und Isermann 2000). **Bodenfunktionen wie z.B. Pufferungsvermögen, Filtervermögen, Abbau- bzw. Umbau (Transformations-)Vermögen, Retention, Retardation, Elimination bedürfen dringend zugleich einer sozialen, ökologischen und ökonomischen Bewertung. Anzustreben sind nachhaltige, d.h. aus sozialer, ökonomischer und ökologischer Sicht hinreichende Sanierungskonzepte ursachenorientiert ansetzend und somit bei der Minderung der C-, N-, P- und S-Emissionen an der Quelle zum Schutz u.a. auch der terrestrischen und aquatischen Böden. Arbeitsgruppen und Arbeitskreise der DBG befassen sich nur mit terrestrischen Böden und innerhalb dieser im besonderen nur mit urbanen Böden sowie Waldböden. Deshalb wird wegen der o.e. Sachverhalte von den Autoren ein Arbeitskreis „Aquatische Böden“ innerhalb der DBG für notwendig erachtet.**

3. Literatur:

- Brunner, P.H.(1999): In search of the final sink. Environ. Sci & Pollut. Res. 6(1) 1-Edwards, A.C., Twist, H., Codd, G.A: (2000): Assessing the impact of terrestrially derived phosphorus on flowing water systems. J. Environ. Qual. 29, 117-124.-Galloway, J.N. (2000): Nitrogen mobilisation in Asia. Nutrient Cycling in Agroecosystems 57, 1-12. -Guhr, H., Meissner, R., Schonert, P. Seeger, J., Chambers, P. (2000): Der Entzug von Nährstoffen durch Wasserpflanzen am Beispiel des Schaugrabens. 22. ATV / DVWK-Schriftenreihe (2000), 305-306. -Isermann, K. (1993): Naturschutz-Landwirtschaft-Düngung unter dem Aspekt der Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer. Landwirtschaft im Spannungsfeld von Bodenschutz und Naturschutz und wirtschaftlichem Überleben. - Gemeinsame Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e.V. und des Bundesarbeitskreises Düngung am 20./21.04.93 in Würzburg. Hrsg.: Industrieverband Agrar e.V., Fachbereich Düngung, Frankfurt/Main, 68-101. -Isermann, K. und Isermann, R. (2000): Scheinbare Retention von Stickstoff (N) und Phosphor (P) sowie „Elimination“ von Nitrat-Stickstoff in der Landschaft sind keine Bestandteile zur nachhaltigen Sanierung der N- und P-Haushalte von Landschaften oder gar der Oberflächengewässer und des Grundwassers. UFZ-Berichte 24/2000, 92-95.-Kahlenborn, W., Kraemer, R.A. (2000): Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft und ihre Anwendung in Deutschland. Wasser und Boden 52/1+2, 36-39. -Peierls, B., Caraco, N.F., Pace, M.L. and Cole, J.J. (1991): Human influence on river nitrogen. Nature 350, 386-387-Shuncai, S., Chen, Z. (2000): Nitrogen distribution in the lakes and lacustrine of China. Nutrient cycling in Agroecosystems 57, 23-31. -Vollenweider, R.A. (1992): Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Marine coastal eutrophication. Supplement. (Eds.: Vollenweider, R.A., Marchetti, R. and Viviani, R.), The Science of the Total Environment. Elsevier, Amsterdam-London-New York-Tokyo, 1-29

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der AG „Böden in Schleswig-Holstein“

zum Thema

Bodenschutz in der Landschafts-, Regional- und Stadtplanung

- zielorientierte Bewertung der natürlichen und der Nutzungsfunktionen von Böden

04. April 2001 in Osterrönfeld



Operationalisierung der Bodenfunktionen am Beispiel des Raumes Bad Bramstedt auf Grundlage der Bodenübersichtskarte 1:200.000 und der Bodenkarte 1:25.000

BRUHM, I.; JENSEN-HUB, K.

1 Einleitung

Die zunehmende Beachtung des Bodenschutzes in den verschiedenen Planungsebenen führt zu einer Nachfrage an geeigneten Verfahren zur Beschreibung und Bewertung der natürlichen Bodenfunktionen, wie sie im Bundes-Bodenschutzgesetz, in der Bodenschutz- und Altlastenverordnung aber auch in den verabschiedeten oder im Entwurf vorliegenden Ländergesetzen definiert sind. Für die Wahl der einzusetzenden Methoden zur Charakterisierung der natürlichen Bodenpotenziale sind zum einen die betrachtete Planungsebene und zum anderen die **verfügbaren Bodeninformationen** von Bedeutung. In der vorliegenden Studie wurde geprüft, inwieweit sich Informationen der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) und der Bodenkarte 1:25.000 (BK 25) für den Einsatz und Aussagen in der Landschaftsrahmenplanung, also für eine mittlere Maßstabebene, eignen. Dafür wurde das BK25-Blatt ‚Bad Bramstedt‘ und der entsprechende BÜK-200-Ausschnitt aus dem Blatt ‚Neumünster‘ ausgewählt. Im folgenden wird unter den natürlichen Bodenpotenzialen die Lebensraumfunktion, die Regelungsfunktion sowie die Produktionsfunktion verstanden. Letztere nimmt zwar nach Bundesbodenschutzgesetz eine Zwischenstellung zwischen den natürlichen (*Lebensgrundlage für den Menschen*) und den Nutzfunktionen (*Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung*) des Bodens ein, doch mehr als alle anderen Nutzfunktionen wird diese von den natürlichen Bodeneigenschaften bestimmt.

Im Rahmen zweier Projekte, die im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg 1994 bis 1996 durchgeführt wurden, wurde das Konzept erarbeitet, das eine Bewertung des Zustandes der natürlichen Bodenfunktionen vor dem Hintergrund aktueller Nutzungsansprüche auf mittlerer Maßstabebene ermöglicht. Aus den Ergebnissen lassen sich Vorschläge für eine funktionsgerechte Nutzung von Böden ableiten, die als Planungsempfehlungen Eingang in die Landschaftsrahmenplanung finden können. Für die Anwendung der Vorgehensweise im genannten Beispielraum Bad Bramstedts im Auftrage des Ökologie-Zentrums der CAU Kiel erfolgten einige regionalspezifische Anpassungen.

2 Bewertungskonzept

Der Ansatz bewertet zum einen die Fähigkeit des Bodens, seine natürlichen Funktionen aufgrund seiner spezifischen **Potenziale/Eigenschaften** zu erfüllen, zum anderen berücksichtigt er die sich aus der **Nutzung** ergebenden Ansprüche bzw. Einflüsse auf die natürlichen Bodenfunktionen.

Aufgrund ihrer Eigenschaften sind die Böden in unterschiedlichem Maße geeignet, **Regelungs-, Lebensraum- und auch Produktionsfunktionen** zu übernehmen. Die Eigenschaften bestimmen somit das Potenzial der Böden, spezifische Leistungen für den Naturhaushalt und den Menschen zu erbringen. Zur Ermittlung der Eignung bzw. des Potenzials der Böden, die natürlichen Funktionen zu erfüllen, wurden charakteristische Teilfunktionen und Aspekte ausgewählt, die die genannten Hauptfunktionen für die betrachteten Maßstäbe hinreichend genau beschreiben (vgl. Tab.1). Jede Bodeneinheit wurde hinsichtlich sechs Aspekten anhand einer 5-stufigen Skala (sehr gering - sehr hoch) auf sein Potenzial hin bewertet und kartographisch dargestellt. Auf dieser Ebene ist es möglich, für einzelne Sachverhalte Aussagen für Bodenschutzbelange zu liefern. Es lassen sich z.B. Bereiche mit hohem Biotopentwicklungspotenzial für Naturschutzplanungen ausgrenzen und bauliche Tabuzonen definieren. Daraus ergab sich im Endergebnis für jede zu prüfende Bodeneinheit eine Rangfolge, die anzeigt, welche der drei Hauptfunktionen der betreffende Boden am besten wahrnehmen kann und welche weniger gut. Dieser Sachverhalt wird unter dem Begriff der **"potentiellen Bodenfunktionen"** zusammengefasst. Auf diese Weise ergaben sich insgesamt sechs gleichberechtigte Klassen, die durch eine unterschiedliche Reihenfolge der Funktionen gekennzeichnet sind (vgl. Tab. 2).

Tab. 1: Operationalisierungsmethoden natürlicher Bodenfunktionen zur Bestimmung der Eignungsrangfolge

Funktion	Teilfunktion	Aspekt	Methode	Parameter
Regelungs-funktion	Bodenwasserhaushalt	Grundwasserneubildungsrate	Dörhofer & Josupait (1980)	Bodenart Grundwasserflurabstand Relief Verdunstung Niederschlag Bewuchs
	Regelung des Wasserhaushaltes	Wasserrückhaltevermögen (Retention)	Gäth & Wohlrab (1995)	Bodenart Humusgehalt Grundwasserflurabstand Relief Verdunstung Niederschlag Bewuchs
	Regelung des Stoffhaushaltes	Schwermetallimmobilisierung (Beispiel: Cd) Immobilisierung organischer Stoffen (Beispiel: Diesel)	Müller et al. (1992)/NIBIS	Bodenart pH-Wert Humusgehalt Auflagehorizont Grobbodenanteil
Lebensraumfunktion	Biotopotential	Entwicklung von Extremstandorten	ARUM (1989)	bodenkundliche Feuchtestufe pH-Wert Nährstoffstufe/Bodenzahl
Produktionsfunktion	nutzungsspezifische Produktionsfunktion	landwirtschaftliches und gartenbauliches Ertragspotential	Bodenschätzung der Finanzverwaltung	Bodenzahl/ Grünlandgrundzahl
		forstwirtschaftliches Ertragspotential	Forstl. Standortkartierung + Gröngroft et al. (1999)	Phytomasseproduktivität

In gleicher Weise lassen sich auch jedem **Nutzungstyp** die Bodenfunktionen in der Reihenfolge ihrer Bedeutung bzw. ihres Einflusses auf die Nutzung zuordnen. Jede Nutzung ist mit spezifischen Ansprüchen an den Boden verbunden, von denen positive oder negative Einflüsse auf die Bodenfunktionen ausgehen, die sie fördern (stärken, wie etwa eine Kalkung sich förderlich auf die Regelungsfunktion auswirkt) oder fordern (beanspruchen/beeinträchtigen, wie z.B. Versiegelung negativ auf die Wasserregelungsfunktion wirkt). Dieser Sachverhalt wird unter dem Begriff der "**aktuellen Bodenfunktionen**" zusammengefasst.

Tab. 2: Klasseneinstufung der Rangfolge der potentiellen bzw. aktuellen Bodenfunktionen

Rangfolge Eignung zur Erfüllung der Bodenfunktionen bzw. Intensität der Inanspruchnahme	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 6
Hoch	R	R	L	L	P	P
↓	L	P	R	P	R	L
gering	P	L	P	R	L	R

R= Regelungsfunktion L= Lebensraumfunktion P= Produktionsfunktion

Je nach Intensität der Inanspruchnahme der natürlichen Bodenfunktionen werden die Nutzungstypen wie im abgebildeten Schema der Tab. 2 den Klassen der aktuellen Bodenfunktionen zugeordnet.

3 Datengrundlagen

Für die GIS-gestützte Bearbeitung sind Karten in digitaler Form erforderlich, die ggf. noch zu erstellen sind. **Bodenkarten** (BÜK 200, BK25) sind notwendig zur Ermittlung der räumlichen Verteilung der Bodeneinheiten und -typen. Zur Ableitung der pedologisch-ökologischen Parameter für die Operationalisierung und Zuordnung der **potentiellen Bodenfunktionen** werden ergänzend Bodenschätzungskarten und topographische Karten (Relief) sowie Profildaten (pH-Wert, Humusgehalte, Feuchte etc.), Angaben zum Bewuchs und zum Niederschlag benötigt.

Zur Operationalisierung der **aktuellen Bodenfunktionen** sind **Nutzungsinformationen** unerlässlich. Sie liegen flächendeckend als Realnutzungskarten im Maßstab 1:25.000 im ATKIS vor. Daneben sind Informationen zu "überlagernden Nutzungen" wie Landschafts- und Naturschutzgebiete, Trinkwasserschutz- und -schongebiete zu berücksichtigen. Nicht zuletzt sind auch Unterlagen zu Altlasten, Spülfeldern, Deponien, Abgrabungsflächen und Rieselfelder hinzuzuziehen.

4 Vorgehensweise zur Ermittlung flächenhafter Ergebnisse

Die Auswertung erfolgt in mehreren Schritten. Die Übertragung der Ergebnisse in die Fläche erfolgte mit dem Geographischen Informationssystem ARC/INFO und ARC/VIEW. Es wurden sowohl für die BÜK200 als auch für die BK25 auf Legenden- und Profilbeschreibungen zurückgegriffen, um die einzelnen Polygone zu charakterisieren.

- **Ausweisung der potentiellen Bodenfunktionen**

Es werden den Bodeneinheiten die 6 Klassen der potentiellen Bodenfunktionen zugeordnet (vgl. Tab. 2). Dies erfolgt, indem die einzelnen genannten Aspekte (vgl. Tab. 1) mittels einer fünfstufigen Skala bewertet werden. Jeder Aspekt wird zunächst berechnet und kartographisch mit Hilfe des GIS abgebildet. Diese einzelnen Aspekte können bereits für spezielle Fragestellungen und Aussagen genutzt werden. Die Einzelbewertungen werden zu einem Gesamturteil zusammengeführt, indem jedem Bodentyp eine Funktionsrangfolge und damit der jeweilige Klassentyp (vgl. Tab. 2) zugewiesen wird.

- **Ausweisung der aktuellen Bodenfunktionen**

Im nächsten Schritt werden den aktuellen Nutzungen die 6 Klassen unterschiedlicher Funktionsreihenfolge zugeordnet (vgl. Tab. 2). Bei den Nutzungstypen Acker, Grünland, Gartenbau und Forst steht angesichts der ökonomischen Intention die Produktionsfunktion im Vordergrund, während die Lebensraumfunktion an letzter Stelle rangiert. Bei den anthropogen ungenutzten Typen (Feucht- und Trockenbiotop sowie Brache) weist die Lebensraumfunktion die höchste Priorität auf, während die Produktionsfunktion unbedeutend ist. Bei den Siedlungs-, Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsflächen rangiert die Regelungsfunktion an erster Stelle, weil diese durch die Versiegelung und Verdichtung aber auch durch Stoffeinträge am stärksten beeinflusst wird. Die Produktionsfunktion ist unerheblich, so daß an zweite Stelle die Lebensraumfunktion zu setzen ist. Schließlich werden noch "überlagernde Nutzungsansprüche" berücksichtigt. In Naturschutzgebieten wird die Lebensraumfunktion grundsätzlich an die erste Stelle gesetzt, während die Produktionsfunktion die letzte Position bekleidet. Für Trinkwasserschutzgebiete ist die Regelungsfunktion vorrangig. Da die Flächen bei entzugsorientierter Nutzung häufig weiterbewirtschaftet werden, wird die Produktionsfunktion an zweite Stelle gesetzt. Abbau und Entsorgung werden nicht zugeordnet, da sie alle Bodenfunktionen zerstören.

- **Ausweisung von Flächen optimaler Bodenzustände**

Die **Überlagerung der aktuellen mit den potentiellen Bodenfunktionen** mit Hilfe des Geographischen Informationssystems erlaubt eine flächendeckende Darstellung, inwieweit Übereinstimmungen zwischen funktionsbezogenen Bodenpotenzialen und aktuellen Nutzungsanforderungen bestehen. Bei Klassenübereinstimmungen zwischen den aktuellen und potentiellen Bodenfunktionen wird der Bodenzustand als

optimal bezeichnet. In diesem Fall wird der Boden entsprechend seines natürlichen Potenzials genutzt, so dass kein konkreter Handlungsbedarf besteht.

• Ausweisung von Konfliktflächen

Für die Bodenschutzplanung von größerer Bedeutung ist, ob und wo Abweichungen zwischen den prioritären aktuellen und potentiellen Bodenfunktionen bestehen. Die Ermittlung derartiger **Konfliktflächen** wird über mehrere Auswertungsstufen vollzogen, wobei die Ausweisung mit jedem Schritt konkreter wird. So wird zunächst ermittelt, wo generell Abweichungen zwischen den Hauptfunktionen erkennbar sind (Verdachts-flächen). Im nächsten Schritt werden Konfliktflächen mit potentiell bodengefährdenden Zuständen ausgewiesen. Dazu werden die Verdachtsflächen im Hinblick auf mögliche Konflikte zwischen ihrem natürlichen Potential und dem aktuellen Nutzungsanspruch ausgewertet. Dabei werden Leitbilder definiert wie z.B.:

- ▶ Böden mit prioritärer Lebensraumfunktion (LPR oder LRP) sollen nicht konventionell landwirtschaftlich oder gärtnerisch (Stoffeintrag, Degradation) genutzt werden. Sie sollten ebenso nicht der Siedlungs-, Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsnutzung (Versiegelung und auch Stoffeintrag) unterliegen.
- ▶ Spülfelder, Deponien und Abgrabungen sind stets bodengefährdend, da sie natürlich gewachsene Böden zerstören.
- ▶ ...

In einem letzten Schritt wird auf die wertvollen und zugleich fehlgenutzten Böden fokussiert, da hier die höchste Handlungspriorität besteht. Als "hochwertig" im Sinne eines funktionsorientierten Bodenschutzes werden diejenigen Böden bezeichnet, die hinsichtlich eines Aspektes eine sehr hohe Eignungsbeurteilung aufweisen(> Stufe 4). **Ergebnis dieses Schrittes ist eine Karte, die aufzeigt, welche Funktionen hochwertiger Böden durch die aktuelle Nutzung gefährdet sind. Hier ist prioritärer Handlungsbedarf angezeigt.**

5 Einsatzfähigkeit der BÜK 200 und der BK25 für die Landschaftsrahmenplanung

Die Anwendung der Vorgehensweisen zur Beschreibung der natürlichen Bodenfunktionen am Beispiel des Raumes Bad Bramstedt hat gezeigt, dass prinzipiell planungsrelevante Aussagen erarbeitet werden können, wobei naturgemäß der größere Maßstab auch eine differenziertere Aussagekraft ermöglicht. Von besonderer Bedeutung ist bei der Bearbeitung, dass der jeweiligen Bodeneinheit ein repräsentatives Bodenprofil zugeordnet werden kann, dem die relevanten beschreibenden Parameter auf Horizontniveau zu entnehmen sind. Fehlen Angaben so sind diese pauschal aber realistisch abzuschätzen, wie dies z.B. beim pH-Wert notwendig wurde. Aufgrund des Generalisierungsgrades der Bodeneinheiten der BÜK 200 empfiehlt sich deren Einsatz vor allem auf der obersten Ebene des Landschaftsprogramms. Für den Maßstab der Landschaftsrahmenplanung (1:100.000) lassen sich nur grobe bodenschutzrelevante Aussagen für die Planung ableiten, indem z.B. bestimmte Bereiche aufgrund der Bedeutung für die Lebensraumfunktion oder des Retentionspotentials für die Siedlungsnutzung ausgeschlossen werden können.

Die Bodenkarte 1:25.000 (BK25) eignet sich für Aussagen im Landschaftsrahmenplan als mittlere Planungsebene. Es können funktionsbezogene Aussagen getroffen werden, Vorranggebiete und Tabuzonen ausgegrenzt werden, aber auch Empfehlungen zur Minderung der Bewirtschaftungs- und Beanspruchungsintensität bis hin zu generellen Nutzungsänderungen in definierten Räumen gegeben werden.

6 Literatur

- ARGUMENT (1995): Operationalisierung der Bodenfunktionen unter dem Gesichtspunkt der Bodennutzung und der Bodeneigenschaften - am Beispiel des Kreises Oberhavel.
- ARGUMENT (1996): Operationalisierung der potentiellen und aktuellen Bodenfunktionen – am Beispiel der Kreise Potsdam-Mittelmark und Teltow-Fläming.
- ARGUMENT (2000): Operationalisierung der Bodenfunktionen am Beispiel des Raumes Bad Bramstedt auf Grundlage der Bodenübersichtskarte 1:200.000 und der Bodenkarte 1:25.000

Böden vergessen nicht

-Böden als Archive der Natur- und Kulturgeschichte Schleswig-Holsteins-

B. Burbaum, P. Janetzko, M. Filipinski, E. Cordsen*

Besondere Böden und geologisch schützenswerte Objekte Schleswig-Holsteins wurden als Geotope in das Landschaftsprogramm 1999 (Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein 1999) mit schutzbezogenen Ziel- und Entwicklungskonzepten aufgenommen. Dabei sind die schutzwürdigen Bodenformen in Tab. 3 aufgeführt. Seitdem werden diese zum Beispiel bei der Landschaftsplanung und bei Umweltverträglichkeitsprüfungen berücksichtigt.

Böden besitzen ein hohes „Erinnerungsvermögen“ in Bezug auf natürliche und anthropogene Einflüsse. Dieses Erinnerungsvermögen von Böden wird im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) als Archivfunktion bezeichnet und von den natürlichen Funktionen und den Nutzungsfunktionen abgegrenzt. Das Gesetz sieht einen besonderen Schutz der Archivfunktion vor, denn schon in der Zweckbestimmung (§1 BBodSchG) wird die Archivfunktion zusammen mit den natürlichen Bodenfunktionen in den Vordergrund gerückt. Böden können sowohl Archive, also Zeugen, der Natur- als auch der Kulturgeschichte sein. Eine solche Archivfunktion erfüllt letztlich jeder Boden, für die Planung ist allerdings die Frage nach der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit entscheidend. Dies lässt sich an zwei Beispielen erläutern.

Ein Reduktosol einer Müllkippe erfüllt die Funktion als Archiv der Kulturgeschichte in besonderer Weise, ob er deshalb aber auch schutzwürdig ist, darf zumindest in Zweifel gezogen werden. Andererseits dürfte die Schutzwürdigkeit einer Schwarzerde als Archiv der Naturgeschichte unbestritten sein, ihre Schutzbedürftigkeit im Sinne der Auferlegung von Nutzungseinschränkungen, abgesehen von Bodenzerstörungen, ist jedoch als gering anzusehen. Für die Planung bedeutet dies, dass nach Feststellung der Archivfunktion an sich zunächst ihre Schutzwürdigkeit und im zweiten Schritt ihre Schutzbedürftigkeit geprüft werden muss, um dann letztlich den Bedarf an Schutzmaßnahmen zu formulieren.

Im Zusammenhang mit der Archivfunktion werden häufig auch die sogenannten „seltenen Böden“ angeführt. Für diese gilt das oben gesagte gleichermaßen, denn ein Boden kann nicht wegen seiner Seltenheit allein schützenswert sein, er ist dies nur im Zusammenhang mit einer besonderen Archivfunktion. Unter dem Stichwort Seltenheit ist auch die Frage der Größe des betrachteten Raumes und damit des Maßstabs sowie der landschaftlichen Einordnung interessant. Ein Podsol aus Dünensand im Jungmoränengebiet Schleswig-Holsteins könnte unter dem Aspekt der Archivfunktion anders bewertet werden als die gleiche Bodenform in der Vorgeest.

Im Landschaftsprogramm der Landesregierung sind vier Auswahlkriterien für schutzwürdige Bodenformen bezüglich der Naturgeschichte (Auswahlkriterium 1), der Stoffverlagerung in der Landschaft (Auswahlkriterium 2), der Seltenheit (Auswahlkriterium 3) und der Kulturgeschichte (Auswahlkriterium 4) aufgeführt. Hier wird eine daran angelehnte Gliederung verwendet.

Böden als Archiv der Naturgeschichte Schleswig-Holsteins

Böden als Archiv der Naturgeschichte können unter anderem in die Kategorien

- Böden als Zeugen der Klimaentwicklung
- Böden als Zeugen geologischer Prozesse
- Böden als Zeugen landschaftlicher Zusammenhänge
- Böden als Zeugen besonderer Pedogenese eingeordnet werden.

Zu den Böden als Zeugen der Klimaentwicklung ist beispielsweise die Fehmaraner Schwarzerde zu zählen, die als pedologischer Ausdruck eines Steppenklimas während des Boreals angesehen wird. Auch der sogenannte „Rote Podsol“ (Lockerbraunerde), der aus der Osterau-Niederung bekannt ist, zählt als Zeuge einer vermutlich tertiären Verwitterung zu den Böden als Archiv der Klimaentwicklung.

Geologische Prozesse lassen sich nicht immer von klimatischen Veränderungen trennen, wie das Beispiel einer Braunerde über Parabraunerde der Altmoräne zeigt: Die Entwicklung der Parabraunerde im Geschiebelehm während der Eem-Warmzeit wird hier durch die Überlagerung mit weichselzeitlichen, periglazialen Deckschichten, in denen im Holozän die Entwicklung zur Braunerde stattfand, konserviert (JANETZKO & BURBAUM 2000). Das Bodenprofil ist somit sowohl Zeuge und Beweis geologischer als auch klimatischer Veränderungen bzw. Prozesse. Ein rein geologisch begründetes Archiv der Naturgeschichte ist der Syrosem aus Anhydritgestein des „Segeberger Kalkberges“, der für die Salztektonik in diesem Gebiet steht.

Zu den Böden, die die landschaftlichen Zusammenhänge insbesondere den Stoffhaushalt betreffend besonders gut erkennen lassen, zählt der Brauneisengley mit Raseneisenstein. Vergleichbare Anreicherungsprozesse mit lateraler Stoffzufuhr zeigen im Jungmoränengebiet der Kalkgley und in Niederungsgebieten das Niedermoor mit Vivianitanreicherung.

Zu den Böden mit besonderer Pedogenese zählt in Schleswig-Holstein beispielsweise der Pseudogley-Pelosol aus Lauenburger Ton, der in seinem Sd-P Horizont ein starkes Absonderungsgefüge (Prismengefüge) zeigt.

Aus den gegebenen Beispielen wird deutlich, dass nicht immer eine klare Trennung in die oben genannten Kategorien möglich ist, mithin mehrere Kategorien zutreffen. Dies gilt auch für das letzte Beispiel, wo ja erst durch das besondere Ausgangsgestein (Lauenburger Ton) die außergewöhnliche Pedogenese möglich wurde.

Böden als Archiv der Kulturgeschichte

Hierzu können vor allem Böden gezählt werden, die nicht mehr gebräuchliche Siedlungs-, Wirtschafts- oder sonstige menschliche Handlungsweisen widerspiegeln. Es lassen sich z.B. folgende Kategorien auseinanderhalten:

- Böden als Zeugen prähistorischer Handlungsweisen
- Böden als Zeugen nicht mehr gebräuchlicher landwirtschaftlicher Handlungsweisen
- Böden als Zeugen nicht mehr gebräuchlicher Siedlungsweisen
- Böden als Zeugen industrieller und postindustrieller Handlungsweisen

Zu den Böden als Zeugen prähistorischer Handlungsweisen zählen in Schleswig-Holstein beispielsweise Böden der Hügelgräber und Böden prähistorischer Siedlungsplätze.

Für die Böden als Zeugen nicht mehr gebräuchlicher landwirtschaftlicher Handlungsweisen können Plaggengesche und Moorkultivierungen (Tiefumbruch, Sanddeck- oder Sandmischkulturen) exemplarisch genannt werden.

Zu der Kategorie Böden als Zeugen nicht mehr gebräuchlicher Siedlungsweisen zählen die Böden der Warften in der Alten Marsch, die im Zuge der Anlage von hochwassergeschützten Siedlungsplätzen entstanden sind.

Die folgende Karte zeigt einige Lagepunkte von Böden mit herausragender Archivfunktion für Schleswig-Holstein.

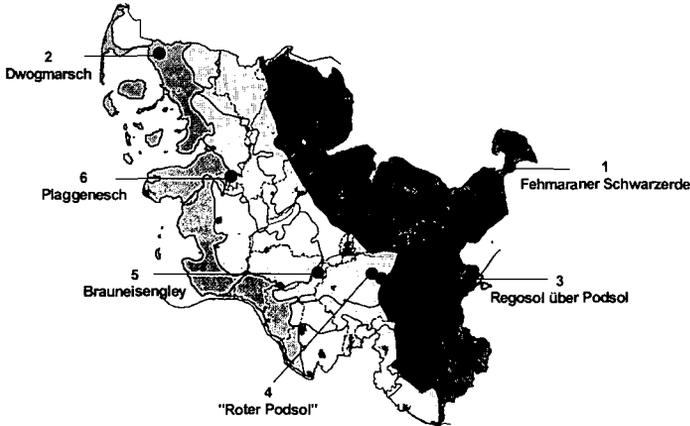


Abb. 1: Beispiele von Böden als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte Schleswig-Holsteins

Die in der Abbildung genannten Böden werden im Folgenden hinsichtlich ihrer Entstehung und Archivfunktion erläutert:

1. Fehmaraner Schwarzerde: Der Bodentyp mit der Lokalbezeichnung „Fehmaraner Schwarzerde“ zeichnet sich durch die schwarze Farbe und die Mächtigkeit seines humosen Oberbodens aus. Die Entstehung ist in der wissenschaftlichen Literatur umstritten (SCHIMMING & BLUME 1993), wobei die Deutung als echte Schwarzerdeentwicklung unter Steppenvegetation immer wieder auftaucht. Andere Faktoren wie die vorherrschende Staunässe spielen aber sicherlich auch eine Rolle. Hinsichtlich der Archivfunktion ist die Schwarzerdeentwicklung hervorzuheben, weil sie Ausdruck eines trockenen, sommerwarmen Klimas in der Nacheiszeit (Boreal) wäre.
2. Dwogmarsch: Dwogmarschen sind Böden aus tidalen Meeresablagerungen mit einem begrabenen (fossilen) Horizont (Dwog). Das Ausgangsmaterial der Bodenentwicklung des Dwoges gehört dabei zu einem anderen Sedimentationszyklus als das Ausgangsmaterial oberhalb des Dwoges. Der Dwog zeigt damit einen Transgressionsstillstand oder eine Regressionsphase, mithin einen Klimawechsel im Holozän an (JANETZKO et al. 1998).

3. Regosol über Podsol: Regosole sind junge Böden mit geringer Bodenentwicklung. Regosole aus Dünen sand sind daher Zeugen junger Flugsandumlagerungen (z.B. mittelalterlich). Einige Regosole weisen mehrere geringmächtige Ansätze von Humusakkumulationen (fAh- oder fAi-Horizonte) auf, die durch spätere Flugsandsedimentation wieder überlagert worden sind. Hier befindet sich unterhalb des Regosols ein Podsol aus spätglazialen Dünen sand. Regosole aus mittelalterlichem Flugsand können auch als Zeugen mittelalterlicher Waldrodungen, die die Winderosion begünstigt haben, angesehen werden.
4. „Roter Podsol“ (Lockerbraunerde): Bei dem sogenannten „roten Podsol“ handelt es sich nicht um einen Podsol im bodentypologischen Sinn, vielmehr handelt es sich um einen Boden aus tertiärem Material (pliozäner Kaolinsand), welches im Tertiär unter tropischen Bedingungen vorverwittert ist, dann glazial und periglazial umgelagert wurde und unter Wassereinfluss geraten ist. Beide Prozesse bewirkten die in dem heute grundwasserfernen Boden intensive Rotfärbung. Nach der gültigen Bodensystematik (AG Boden 1994) ist dieser Boden als Lockerbraunerde mit ferritischem Bfv-Horizont anzusprechen. Die Zuordnung zu den Böden als Archiv der Naturgeschichte erfolgt aufgrund des im Bfv-Horizont erkennbaren Klimawandels seit dem Tertiär, denn unter heutigen Klimabedingungen könnte sich ein derart hämatitreicher Horizont nicht entwickeln.
5. Brauneisengley: Dieser Bodentyp entwickelte sich in den Niederungen der Geest an Stellen wo ihm stark eisen- und aluminiumhaltiges Grundwasser zugeführt wurde. Das aus den Böden der Umgebung stammende gelöste Eisen oxidierte im Grundwasserschwankungsbereich des Brauneisengleys und führte dort zur Ausbildung von Bänken mit bis zu 50% Eisen. Böden mit derartigen Stoffanreicherungen belegen in besonderer Weise die Stoffflüsse in Landschaften und gehören daher zu den Böden als Archiv der Naturgeschichte.
6. Plaggenesch: Plaggenesche sind in Schleswig-Holstein besonders von den Inseln mit Geestkernen und der küstennahen Geest bekannt. Sie sind Ausdruck einer bestimmten landwirtschaftlichen Praxis mit dem Effekt der Verbesserung des Ertragspotentials nährstoffarmer, meist trockener Standorte. Auf diese wurden jahrzehntelang vorher als Einstreu genutzte Heide- oder Grasplaggen aufgebracht, so dass ein regelrechter Esch-Horizont entstehen konnte. Dieser ist schwach humos, so dass sich die Plaggenesche gegenüber den ungeplagigten Böden der Umgebung durch eine bessere Wasser- und Nährstoffversorgung für Kulturpflanzen auszeichnen. Die Wirtschaftsweise, durch welche die Plaggenesche entstanden sind, wird schon lange nicht mehr praktiziert, weshalb Plaggenesche als Musterbeispiel für Böden als Archiv der Kulturgeschichte gelten.

Literatur:

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung 4. Aufl.- Hannover.

Janetzko, P., Filipinski, M. & Cordsen, E. (1998): Schutzwürdige „seltene“ Böden. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 87, S. 3-6.

Janetzko, P. & Burbaum, B. (2000) : Bodenentwicklung auf quartären Substraten – mit Beiträgen zu Bodenkartierung und Bodenschutz in Schleswig-Holstein. In: Brandenburgische Geowiss. Beitr. 7 (2000), 1/2, S.73-81.

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) (1999): Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein 1999. Kiel.

Schimming, C.-G. & Blume H.-P. (1993): Exkursion A - Landschaften und Böden Ostholsteins -. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 70, S. 47-78.

Entwicklung von Verfahren und Instrumenten zur Umsetzung eines gebietsbezogenen Bodenschutzes

Dirk-Christian Elsner und Eckhard Cordsen *
Wolfram Dietrich Kneib **
Ernst-Walter Reiche ***

Einleitung

Böden besitzen eine räumliche Ausdehnung und bilden in ihrem Zusammenhang ein Kontinuum, das durch die Ausbildung von Wirkungsgefügen inhaltliche Verknüpfungen aufweist. Einwirkungen und Nutzungseinflüsse auf Böden werden raumbezogen wirksam. Dementsprechend erfordert der Schutz der Böden raumbezogene Maßnahmen.

Böden verfügen regional differenziert über unterschiedliche Fähigkeiten, *Funktionen im Landschafts- und Naturhaushalt* wahrzunehmen. Die unterschiedlichen Ausprägungen dieser Fähigkeiten in der Zusammenschau mit den Nutzungsansprüchen an Böden entscheiden darüber, ob und welche Maßnahmen zum Schutz der Böden erforderlich sind. Grundlage für diesbezügliche Bewertungen zur entsprechenden Klassifikation von Böden sind dementsprechend raumbezogene Informationen über ihren Aufbau und ihre Verbreitung, über ihre Beschaffenheit und ihren Zustand, über ihre Entwicklung und ihre Veränderungen.

Die Länder können Gebiete, in denen flächenhaft schädliche Bodenveränderungen auftreten oder zu erwarten sind, und die dort zu ergreifenden Maßnahmen bestimmen sowie weitere Regelungen über gebietsbezogene Maßnahmen des Bodenschutzes treffen (§ 21 Abs. 3 BBodSchG).

Maßnahmen zum Schutz der Böden sind grundsätzlich raumbezogen zu definieren. Die Entwicklung diesbezüglicher Instrumente ist durch das Bundes-Bodenschutzgesetz der Kompetenz der Länder zugeordnet. *Vorsorgender Bodenschutz* ist ohne die Entwicklung, die Umsetzung und den Einsatz entsprechender Instrumente nicht durchführbar.

Die Umsetzung gebietsbezogener Maßnahmen des Bodenschutzes ist auch auf anderen rechtlichen Grundlagen mit bodenschützenden Inhalten möglich, die neben dem Bodenschutzrecht vorhanden sind. Instrumente anderer Rechtsbereiche müssen vom Bodenschutz angemessen ausgefüllt und genutzt werden. Der Natur- und Umweltschutz bedarf einer Integration der diesbezüglichen Rechtsbereiche mit dem Ziel einer Vereinheitlichung und Vereinfachung der gesetzlichen und untergesetzlichen Regelungen.

Leitbild

Vorsorgender Bodenschutz bedeutet *Schutz der Bodenfunktionen*. Im Gesetz sind die natürlichen Bodenfunktionen als bevorzugt zu schützende Rechtsgüter der Allgemeinheit verankert. Dazu zählen die Funktionen der Böden als Lebensraum, als Bestandteil des Naturhaushaltes sowie als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium. Daneben sind jedoch auch die Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte sowie die Nutzungsfunktionen zu schützen. Mit Blick auf die nachhaltige Leistungsfähigkeit der Böden ist die Multifunktionalität langfristig nur durch den Schutz der natürlichen Bodenfunktionen zu schützen. Der Gesetzauftrag und das Handlungsziel lauten daher: *Bewahrung vielfältiger und naturnaher Böden*. Denn natürliche Böden nehmen natürliche Bodenfunktionen am besten wahr, da sie diese im Laufe ihrer Entwicklung optimiert haben. Jede anthropogene Überprägung beeinträchtigt die nachhaltige Leistungsfähigkeit von Böden als Ganzes. Eine Verbesserung einzelner Bodenfunktionen geschieht fast immer überproportional auf Kosten anderer Bodenfunktionen. Eine Nutzung der Böden hat demzufolge bodenverträglich zu erfolgen.

* beide Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek

** Bodenschutzdienst für Städte und Gemeinden GmbH, Kiel

*** Digitale Systemanalyse und Landschaftsdiagnose GmbH, Husby

Informationsgrundlagen

Bevor ein Gebiet für den vorsorgenden Bodenschutz bewertet werden soll, müssen alle verfügbaren digitalen Informationen gesammelt werden. Dazu zählen vor allem Daten zum bodenkundlichen Inventar, zum Relief, zum Wasserhaushalt und zur Nutzungsgeschichte.

Bodenbewertung

Zu den Eingangsparametern, die für die Bewertung von Bodenfunktionen herangezogen werden, zählen physikalische Bodeneigenschaften, die das Bodenwasser- und Stoffhaltevermögen von Böden beschreiben genauso, wie Reliefcharakteristika (z.B. Hang, Ebenen oder Senkensituation) sowie Grundwasser-Flurabstandsklassen. Mittels Computersimulation wird das Verhalten von Wasser und Nähr- bzw. Schadstoffen standortspezifisch u.a. in Abhängigkeit vom Klimageschehen sowie unter Einbeziehung nutzungsbedingter Bodenbearbeitungsmaßnahmen beschrieben. Ein wesentlicher Vorteil des Modelleinsatzes ist die Möglichkeit, Wasser- und Stoffbilanzen auf der Basis unterschiedlicher Vorgaben zur Flächennutzung zu berechnen. Um die im Bundes-Bodenschutzgesetz hervorgehobenen natürlichen Bodenfunktionen einstufen zu können, erfolgt ein Vergleich ausgewählter Stoff- und Wasserbilanzgrößen berechnet zum einen unter naturnahen Vegetationsbedingungen, zum anderen unter aktuellen Nutzungsbedingungen. Die Abweichungen der für diese zwei Szenarien ermittelten Parameterausprägungen kennzeichnen den Funktionserfüllungsgrad.

Zur Zeit können Böden mittels der beschriebenen Methodik in Hinblick auf ihre Funktion als *Lebensraum* für Pflanzen und Mikroorganismen, als Bestandteil des Naturhaushaltes mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen sowie hinsichtlich ihres Schadstoffverhaltens als *Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium* eingestuft werden. Hierzu werden u.a. folgende bewertungsrelevanten Kenngrößen errechnet:

- Jährliche Gesamtverdunstung ($l/m^2/a$),
- Anteil schneller Abflusskomponenten (Drän- und Oberflächenabfluss) am gesamten Wasserabfluss ($l/m^2/a$),
- Stickstoffverluste durch Denitrifikation und durch Nitratversickerung ($kg N/ha/a$),
- Anteil des im System Boden-Pflanze zirkulierenden Stickstoffs ($kg N/ha/a$),
- Menge des durch Bodenerosion verlagerten bzw. in Oberflächengewässer transportierten Phosphors ($kg P_2O_5/ha/a$),
- Menge des bei konstantem Eintrag im Oberboden adsorbierten Cadmiums ($mg Cd/kg$ Boden),
- Höhe der Cadmiumkonzentration ($\mu g Cd/l$) im Bodensickerwasser (Bezugstiefe 100 cm).

Um für die Einteilung von Bewertungsstufen eine möglichst nachvollziehbare, an schleswig-holsteinischen Bodenverhältnissen geeichte Rangfolge zu erzielen, wurden Parameterausprägungen für Testgebiete bestimmt, die den unterschiedlichen Naturräumen des Landes angehören (östliches Hügelland, Geest, Marsch).

Bodenschutzplanung

Für eine planerische Umsetzung des BBodSchG und seiner Verordnung ist es zweckmäßig für die jeweiligen Planungsräume festzulegen, welche der im BBodSchG genannten Bodenfunktionen vorrangig zu schützen sind. Diese Zuordnung sollte flächenscharf und flächendeckend erfolgen.

Sie setzt voraus, dass es entsprechend der gesetzlichen Vorgaben und hierarchisch gegliedert nach Maßstabsbereichen ein Zielsystem des Bodenschutzes gibt, das eine klare Strukturierung der Bodenschutzplanung entsprechend dem Leitbild der jeweiligen Maßstabsebene gibt (siehe auch nachfolgende Tabelle).

Tabelle zur Hierarchie der Leitbilder – Maßstabsbereiche

Zentrales Leitbild Leitbilder 1., 2. und 3. Ordnung	Indikator (Schutzkriterium) der Abweichung vom Leitbild/ Erfüllung des Leitbilds (ausgewählte Beispiele)
Oberziel 1000 Nachhaltige Erhaltung der Leistungsfähigkeit der Böden	Landesbodenschutzgesetz/ -verordnung
Hauptziel 1100 Nachhaltige Erhaltung natürlicher Bodenfunktionen des Standorts	Verhältnis der Erhaltungsflächen/ Pflegeflächen/ Wiederherstellungsflächen im Planungsraum
1110 als naturnaher/ vielfältiger Lebensraum	Naturnähe und Vielfalt
1111 durch Erhaltung natürlicher, standorttypischer Ausstattung (schutzwürdig)	Intaktheit, Eingriffsfolgen

Eine solche Hierarchie der Leitbilder wurde für alle folgenden Hauptziele des Zielsystems erarbeitet:

Hauptziel 1100 Nachhaltige Erhaltung natürlicher Bodenfunktionen des Standorts als ...
Hauptziel 1200 Nachhaltige Erhaltung von Nutzungsfunktionen als Standort von ...
Hauptziel 1300 Nachhaltige Vermeidung schädlicher Bodenveränderungen
Hauptziel 1400 Nachhaltiger Schutz des Grundwassers

Die methodische Umsetzung beruht auf der bodenkundlich fachgerechten und zielorientierten Aufbereitung der oben genannten vorhandenen Eingangsdaten und ergänzender stichprobenartiger Erfassungen. Eine zentrale Rolle kommt dabei der *Bestimmung der Naturnähe und Intaktheit* der Böden bezüglich Stoffbestand, Stoffanordnung und biotischem Besatz zu, die über eine Bewertung der Folgen von Eingriffen (wie Bodenabtrag, Auftrag, Durchmischung, Verdichtung, Versiegelung u.a.) oder über eine entsprechende Klassifizierung der Nutzungswandeltypen der Standorte erreicht werden kann. Für die Bewertung der Nutzungsfunktionen sind die diesbezüglichen Eignungen zum Beispiel als Standort für pflanzlichen und tierischen Produktion oder der forstlichen Bewirtschaftung zu ermitteln, die Abbauwürdigkeit von Rohstoffen oder die als Standort von Siedlung und Verkehr, Ver- oder Entsorgung.

Die Flächenausweisungen der *Vorranggebiete des Schutzes natürlicher Funktionen* und der Nutzungsfunktionen können sich überlagern und Konflikte beinhalten, die es fachlich abzuwägen und zu entscheiden gilt. Das Ergebnis fließt als Vorschlag des Bodenschutzes in querschnittsorientierte Planungen (zum Beispiel auf allen Ebenen der Landschaftsplanung) oder in Fachplanungen (zum Beispiel der Bauleitplanung) ein.

Ausblick

Ergebnisse anhand eines Beispiels aus der lehmigen Jungmoränenlandschaft beweisen die Funktionsfähigkeit des Verfahrens zur *Umsetzung eines gebietsbezogenen vorsorgenden Bodenschutzes*. In der Jungmoränenlandschaft gewonnene Erkenntnisse lassen sich allerdings nicht ohne weiteres auf die Marsch übertragen, weil sich Bodenformen und Relief nicht miteinander vergleichen lassen. Wesentliche Aufgabe in nächster Zeit wird daher sein, dieses Verfahren für das gesamte Land zur Anwendungsreife zu

bringen. Dazu muss dieses Verfahren in weiteren typischen Landschaftsausschnitten getestet werden. Vorgesehen sind Gebiete aus sandigeren Randgebieten der Jungmoränenlandschaft, der sandigen Vorgeest, der lehmigeren Hohen Geest, aus moorigen Flussniederungen und aus schluffig-tonigen Marschen.

Ein weiteres wichtiges Ziel ist die Anwendung dieses Verfahrens auf verschiedene Planungsmaßstäbe, von der örtlich-detaillierten Planung bis hin zur landesweit-verallgemeinerten Planung.

Am Ende soll ein Verfahren stehen, das allen Besonderheiten der Böden des Landes gerecht wird und auf alle planerischen Fragestellungen aus verschiedenen Rechtsbereichen anwendbar ist. Damit können Belange des Bodenschutzes nicht nur im eng umgrenzten Bodenschutzrecht eingebracht werden, sondern fachlich angemessen auch in nicht primär bodenkundliche Rechtsbereiche oder Fragestellungen integriert werden.

Literatur

BUNDESGESETZBLATT (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17.März 1998. Jahrgang 1998, Teil 1, Nr.16

BUNDESGESETZBLATT (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12.Juli 1999. Jahrgang 1999, Teil 1, Nr.36

BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (1995): Empfehlungen zur planerischen Umsetzung von Bodenschutzzielen; Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch, 18. Lfg. V, Ordnungsnummer 9005, Schmidt, Berlin

BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (1995): Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren, Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch, 28. Lfg. XII, Ordnungsnummer 9010, Schmidt, Berlin

H.-P. BLUME (HRSG.) (1992): Handbuch des Bodenschutzes, 2.Aufl., Ecomed

P. SCHACHTSCHABEL, H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.-H. HARTGE UND U. SCHWERTMANN (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, 14.Aufl., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart

Bodenfunktionsbewertung im urbanen Bereich – Beispiele aus der Praxis

Beitrag aus dem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Verbundvorhaben 'Regionalisierende Erfassung und Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen als Fachbeitrag Boden zur Integration in die Landschaftsrahmenplanung/Regionalplanung' der Universität Kiel (Prof. Dr. Blume), der Universität Greifswald (Prof. Dr. Zöltz-Möller) und der BSD GmbH Kiel (Dr. Kneib)

Wolfram D. Kneib)*

1. Probleme der Funktionsbewertung auf der Grundlage des BBodSchG

Die folgenden Ausführungen fassen die planungsrelevanten Aspekte der trotz des Gesetzes bestehenden Defizite zusammen.

Bei der Bodenschutzplanung geht es zunächst um eine *fachliche Klassifizierung* und nachfolgend um eine *Bewertung für die Planung*, die es den meist querschnittsorientierten Planern erlaubt, die relevanten Befunde direkt zu verwenden. Dazu bedarf es nicht fachlicher Klassen in der Verbalisierung „hoch oder tief“ beziehungsweise „wenig oder viel“, sondern Wertungen wie „richtig oder falsch“ im Sinne der Leitbilder der Regelungen beziehungsweise „gut oder schlecht“. Das heißt jedoch, die meisten der bislang publizierten Vorschläge sind planerisch so nicht direkt umsetzbar (z. B. LFU-BW, 1995 oder Umweltbehörde Hamburg, 1999). Zielführend in diesem Sinne sind eher Ansätze z.B. des Umlandverbandes Frankfurt (1998).

Die Konkretisierung der im BBodSchG formulierten Bodenfunktionen in diesem Sinne ist problematisch:

- Der Boden als Lebensraum ist nicht an sich wertvoll oder wertlos, sondern nur zum Beispiel im Zusammenhang mit einer bestimmten Artenzusammensetzung oder Sukzessionsfolge, einer spezifischen Lagebeziehung oder bestimmten räumlichen Verbreitung oder Verteilung (oder durch alles zusammen).
- Ebenso wenig ist es möglich, bestimmte Böden an sich als wertvolle oder weniger wertvolle Bestandteile des Naturhaushaltes zu bezeichnen, genauso wenig wie es gute oder schlechte Ökosysteme „an sich“ gibt.
- Gleichermaßen problematisch ist die planerische Umsetzbarkeit von Klassen des Filter- und Puffervermögens. Eine starke Pufferkapazität kann aus Sicht des Schutzes von Böden kontraproduktiv sein, weil sie zu einer stärkeren Ausnutzung seiner Belastbarkeit oder zur größeren Belastung führt. Eine geringe Puffer- oder Filterleistung hält den Boden möglicherweise von Belastungen frei, kann aber unerwünschte Folgen in benachbarten Kompartimenten des Ökosystems oder Populationen verursachen. Vergleichbares gilt für die Stoffumwandlungseigenschaften.
- Auch für die räumliche Konkretisierung von Archivfunktionen bedarf es zunächst einmal konkreter Leitbilder des Schutzes, um sie operationalisierbar auszuweisen.
- Böden, gleich welcher Ausstattung, erfüllen zunächst grundsätzlich alle diese genannten Funktionen. Das heißt jedoch, hieraus leitet sich kein bestimmter Schutzauftrag ab, wenn man nicht Qualitäts- und Handlungsziele (Leitbilder) formuliert, die eine Differenzierung erlauben.
- Demgegenüber lassen sich bestimmte Nutzungsfunktionen relativ leicht mit Anforderungen an die Böden (und mit Leitbildern) verknüpfen und unter diesem Blickwinkel optimieren und räumlich darstellen.

In der Konsequenz bedeutet dies, daß eine Umsetzung des Bodenschutzes im Sinne des BBodSchG und der fachlichen Anwendungsgebiete, insbesondere in der Vorsorge, zunächst eine Konkretisierung der jeweiligen Leitbilder (Qualitäts- und Handlungsziele) erfordert. Zum Beispiel über eine Optimierung der mit der jeweiligen Planung verbundenen Eingriffsfolgen (der Minimierung negativer Auswirkungen und Maximierung positiver Auswirkungen von Abtrag, Auftrag, Eintrag, Austrag, Einmischung, Durchmischung, Versiegelung, Entwässerung, Bewässerung usw.) oder durch praktikable funktionsorientierte Maßnahmenkataloge, die sich an den Instrumentarien der jeweiligen gesetzlichen und untergesetzlichen Regelungen orientieren z. B. durch Schutz, Pflege und Entwicklung/ Wiederherstellung.

2. Probleme in der Operationalisierung der Klassifizierung von Bodenfunktionen

Neben der fehlenden Orientierung am Leitbild gibt es für die meisten bestehenden fachlichen Klassifizierungen von Bodenfunktionen zusätzliche Probleme, die aus der Variabilität und Diversität der

Böden und aus der Frage der notwendigen Setzung von Prioritäten resultieren.

Da die meisten Vorschläge auf den Profildaten und den dazu gehörigen Standortdaten (Faktoren der Bodenbildung) basieren, wird die Möglichkeit der flächenscharfen Regionalisierung (unabdingbare Voraussetzung für jede Planung) durch die bekannte bodentypologische kleinräumige Diversität und Variabilität bestimmt. Beide hängen ab von der natürlichen standörtlichen Ausprägung und der Vielfalt der Eingriffe des Menschen in den Stoffbestand und die Stoffanordnung.

Selbst wenn man in der Lage ist, diese Varianz flächenscharf abzubilden, erhält man für jede Fläche (in Abhängigkeit von der Differenzierung der Bodenfunktionen) diverse meist unterschiedliche Klassen. Das heißt jedoch, es bedarf der Setzung von Prioritäten zwischen den natürlichen Bodenfunktionen ebenso wie zwischen den Nutzungsfunktionen und dann noch einer wohlbegründeten Abwägung zwischen den natürlichen – und den Nutzungsfunktionen. Es ist anzuraten, daß sich der Bodenschutz diese Setzung von Prioritäten und deren Abwägung vorbehält und mit einem klar strukturierten maßstabsorientierten Zielsystem umsetzbar macht.

3 Zielsystem des Bodenschutzes (Qualitäts- und Handlungsziele)

Das übergeordnete Leitbild im Gesetz ist es, schädliche Bodenveränderungen zu vermeiden und damit eine nachhaltige Sicherung der Leistungsfähigkeit der Böden sicherzustellen.

Da die Feststellung einer unerwünschten Veränderung stets erforderlich macht, den erwünschten Ausgangsstatus zu kennen, stellt diese Frage in Bezug auf den Boden den entscheidenden Teil einer Diskussion über die im Bodenschutz relevanten **Leitbilder** und gleichzeitig über die Bezugspunkte einer Ausweisung von Vorranggebieten des Bodenschutzes dar.

Wenn man bezüglich der genannten natürlichen Funktionen davon ausgeht, daß ein Boden, der sich im vom Menschen weitgehend ungestörten Zustand entwickelt hat, das Ergebnis einer möglicherweise über Jahrtausende abgelaufenen Bodenbildung ist, dann stellt er mit seinem spezifischen Stoffbestand, seiner individuellen Stoffanordnung, seinem speziellen biotischen Besatz und seinen daraus resultierenden Potentialen und Funktionen in dieser offensichtlich weitgehend stabilen Ausprägung einen nicht kurzfristig wiederherstellbaren Teil des Ökosystems dar.

Wenn man darüber hinaus davon ausgeht, daß wir aufgrund unserer bisherigen Kenntnisse über die Gesamtfunktion von Böden im Ökosystem nicht in der Lage sind, das Ausmaß des Schadens von Eingriffen tatsächlich anzugeben, ist jede Veränderung des naturnahen Zustands als in ihren Risiken derzeit nicht abschätzbar anzusehen, dies gilt regional und mehr noch global.

Daraus folgt, daß es ein wesentliches Leitbild (oder Handlungsziel) im Sinne des Gesetzes sein muß, die Erhaltung der Naturnähe oder Intaktheit von Böden und deren Vielfalt als wichtiges Schutzkriterium einzuführen und daraus ergibt sich die Formulierung der wichtigsten Leitbilder wie folgt.

Das **Zielsystem des Bodenschutzes** im Sinne BBodSchG/V mit einer hierarchischen und zunehmenden Detaillierung und damit für entsprechende, unterschiedliche Maßstabbereiche umsetzbar, ist in der Tabelle 1 zusammengefaßt.

Das zentrale Leitbild (Oberziel) und die Leitbilder 1. Ordnung (Hauptziele) sowie zweiter Ordnung sind vornehmlich auf der Übersichtsebene (< 1:100.000) und der mittelmaßstäbigen Ebene (1:100.000 bis etwa 1:25.000) zu realisieren, die Leitbilder dritter Ordnung werden wegen des zunehmenden Detaillierungsgrades und der damit erwartbaren kleinräumigen Variabilität und der differenzierten Datenanforderungen vornehmlich großmaßstäbig (also >1:25.000 bis 1:10.000) umgesetzt werden können. Weitere kleinräumige Planungen zur Umsetzung von lokalen Bodenschutzaspekten über die Leitbilder der 4. Ordnung erfordern Detailmaßstäbe von >1:10.000. Damit ergeben sich vier Maßstabbereiche und Ebenen der Betrachtungsweise: Die *übersichts- und mittelmaßstäbige* sowie *groß- und detailmaßstäbige* Ebene der Bearbeitung und Planung.

Allerdings ist anzumerken, daß auch Leitbilder höherer Ordnung für größere Räume bearbeitet werden können, wenn die notwendigen Daten digital vorliegen, eine Aggregierung und Generalisierung automatisiert (über die EDV) möglich ist und damit eine Verarbeitung zeit- und kostengünstig bleibt.

Da das System hierarchisch aufgebaut ist, gelten die Wertsetzungen der jeweils voran stehenden Ordnung auch für die nachfolgende, z. B. 1111 steht für die nachhaltige Erhaltung natürlicher Bodenfunktionen als naturnaher/ vielfältiger Lebensraum durch Erhaltung natürlicher standorttypischer Ausstattung.

Tabelle 1: Hierarchie der Leitbilder/ Bodenfunktionen, Schutzkategorien und Indikatoren

Zentrales Leitbild Leitbilder 1. und 2. Ordnung	Leitbild 3. Ordnung Qualitäts-/Handlungsziel (Schutzkategorie)	Leitbild 4. Ordnung (Beispiele)	Indikator (Schutzkriterium) der Abweichung vom Leitbild/ Erfül- lung des Leitbilds (Beispiele)
Oberziel 1000 Nachhaltige Erhaltung der Leistungsfähigkeit der Böden			
Hauptziel 1100 Nachhaltige Erhaltung natürlicher Bodenfunktionen des Standorts			Verhältnis der Erhaltungsflächen/ Pflegeflächen/ Wiederherstellungsflächen im Planungsraum
1110 als naturnaher/ vielfältiger Lebensraum			Naturnähe und Vielfalt
	1111 durch Erhaltung natürlicher, standorttypischer Ausstattung (schutzwürdig)		Intaktheit, Eingriffsfolgen
	1112 durch Erhaltung seltener oder charakteristischer natürlicher standorttypischer Dynamik (schutzwürdig)		Qualitative Besonderheit wie Monofunktionalität oder Multifunktionalität
		1112a lokale Besonderheit	Seltenheit, Naturnähe, Vorbelastung

Das Zielsystem umfaßt das Hauptziel 1100 (siehe oben) mit den Leitbildern 2. Ordnung 1110 (siehe oben), 1120 als naturnaher/ vielfältiger Wasser-/ Stoffkreislauf, 1130 als naturnahes/ vielfältiges Abbau-/ Ausgleichs- und Aufbaumedium und 1140 als naturhistorisches Archiv; das Hauptziel 1200: Nachhaltige Erhaltung von Nutzungsfunktionen mit den Leitbildern 2. Ordnung 1210 der landwirtschaftlichen Produktion, 1220 der forstwirtschaftlichen Pflanzenproduktion, 1230 eines kulturhistorischen Archivs, 1240 für Siedlungstätigkeit (Wohnen und Verkehr), 1250 für Rohstoffgewinnung im Tagebau, 1260 für sonstige wirtschaftliche Nutzungen sowie das Hauptziel 1300: Nachhaltige Vermeidung von schädlichen Bodenveränderungen, 1310 durch stoffliche Belastungen, 1320 durch nichtstoffliche Belastungen und das Hauptziel 1400: Nachhaltiger Schutz des Grundwassers, 1410 vor stofflichen Einträgen, 1420 vor einer Minderung der Vorräte. Eine weitere Unterteilung erfolgt über die Leitbilder 3. und 4. Ordnung. Das Zielsystem gilt für den Freiraum gleichermaßen wie für den suburbanen oder urbanen Bereich. Inwieweit die bestehenden Klassifizierungen der Bodenfunktionen als Indikatoren benutzt werden können, ist von Fall zu Fall zu entscheiden, meist werden sie sich nur für die Konkretisierung der Leitbilder höherer Ordnung und häufig nur in Kombination benutzen lassen.

4. Umsetzung im urbanen Bereich

Unter Nutzung eigener Studien zur Bodenschutzplanung z. B. für den Kommunalverband Ruhrgebiet, die Städte Herne, Dortmund, Hamburg, Lübeck und Kiel sowie Erfahrungen des Arbeitskreises Stadtböden der DBG in der Kartierung und Funktionalisierung, z. B. aus Rostock, Hannover, Eckernförde, Halle, Saarbrücken, Stuttgart und München lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

Das Ausmaß der kleinräumigen Variabilität und Diversität folgt der natürlichen Ausstattung im Freiraum, nimmt im suburbanen Bereich zu und geht mit zunehmender Überformung im Stadtkern zumindest für die Diversität der Böden wieder deutlich zurück.

Dieses Phänomen ist über die Ausweisung von Typen des Nutzungswandels ebenso zu regionalisieren wie das potentielle Ausmaß der schädlichen stofflichen Bodenveränderungen. Vergleichbares gilt für alle Fragen der Naturnähe oder Intaktheit der Böden. Alle räumlichen Abgrenzungen, den Stoffkreislauf und den Wasserhaushalt betreffend, lassen sich über die Typen des oberflächennahen Bodenwasserhaushalts festsetzen. Die spezifische Besonderheit von Bodenqualitäten, Bodeneignungen und die Degradationsanfälligkeit sind direkt aus der Verteilung der Bodenformengesellschaften (oder indirekt über die bodenbildenden Faktoren) räumlich festzulegen. Die wesentlichen Indikatoren sind damit generell auch

für Stadtböden zu regionalisieren. Entscheidend bleibt jedoch für die Umsetzung die Festlegung auf die bodenrelevanten Qualitäts- und Handlungsziele und die städtebaulichen Leitbilder.

Der Aufbau unserer Städte ist geprägt durch stark urbanisierte Kernstädte hoher Versiegelungsgrade, übergehend in Stadtteile offener Siedlungsbebauung mit mittleren Versiegelungsgraden und einen mehr oder weniger unversiegelten Grüngürtel (häufig Kleingärten, stadtnahe Erholungsflächen und Stadforsten), in den die landwirtschaftliche Nutzung des Freiraums ebenso hineinreichen wie die urbanen und suburbanen Siedlungsformen der Nachbargemeinden und deren jeweiliger Grüngürtel.

Die derzeitige städtebauliche Diskussion wird geprägt durch die andauernde Stadtflucht, sowie einen unverminderten Flächenverbrauch zu Lasten des Freiraums (überwiegend landwirtschaftliche Nutzfläche) und als „Antwort“ der Städte die weitere Verdichtung im Innenbereich sowie die zum Teil extrem verdichteten neuen Siedlungsformen auf den verbliebenen städtischen Freiflächen (mit Versiegelungsgraden von 75% und höher). Die Gefahren der Zersiedelung und des Flächenverbrauchs dienen schlagwortartig gleichzeitig sowohl den Naturschützern als auch denen, die von der künstlichen Verknappung des Baulands profitieren; als Argument an diesen Leitlinien festzuhalten: Dabei stellt sich durchaus die ketzerische Frage, ob diese Leitbilder wirklich der optimalen sozial und ökologisch verträglichen Bodennutzung im urbanen und suburbanen Raum dienen? Oder ob es mit einer veränderten dezentralen Erschließung in Bezug auf Ver- und Entsorgung und mit einem verlangsamten Verkehr, einer Bevorzugung kellerfreier und gründungsarmer Bauformen, der Begrenzung von Versiegelung und der Regelung des bodenverträglichen Umgangs auf Pacht- und Privatgrundstücken sowie einer gezielten Mischung von natürlichen - und ausgewählten Nutzungsfunktionen in den Freiräumen zwischen den urbanen Zentren nicht auch eine offensive Überplanung der suburbanen Bereiche und des Grüngürtels geben könnte, die einen besseren Boden- und Naturschutz ausmacht.

Qualitäts- und Handlungsziele für den urbanen Bereich (Leitbilder):

- Erhaltung oder Wiederherstellung einer flächendeckenden Ausstattung mit Böden, die gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse sichern (1310).
- Erhaltung aller städtischen Freiflächen mit dem Ziel des Aufbaus eines multifunktionalen Pflanzenbestands als Sicht-, Licht- Lärm- und Emissionsschutz, sowie als erholsamer Landschaftsraum und Voraussetzung eines grünen Stadtbildes (1111, 1112a).
- Entsiegelung von innerstädtischen Flächen, soweit mit der Belastung und dem Bodenwasserhaushalt vereinbar (1120, auch 1420).
- Erhaltung und Entwicklung (Dachbegrünung und ähnliches) monofunktionaler Standorte zur Sicherung der Vielfalt von besonderen innerstädtischen Lebensräumen (1112).
- Pflege und Entwicklung von Böden multifunktionaler Potentiale, soweit nicht ausreichend vorhanden (1112).

Zusätzliche Qualitäts- und Handlungsziele für den suburbanen Bereich:

- Erhaltung offener Wohnbebauung, Verzicht auf Hinterlandbebauung, Zertifizierung bodenverträglicher Nutzung auf Privatflächen (1100).
- Vermehrung öffentlicher Grünflächen durch Vergabe an Nutzergruppen (1100).

Qualitäts- und Handlungsziele für die abgestimmte Grüngürtelnutzung zwischen Städten und Nachbargemeinden:

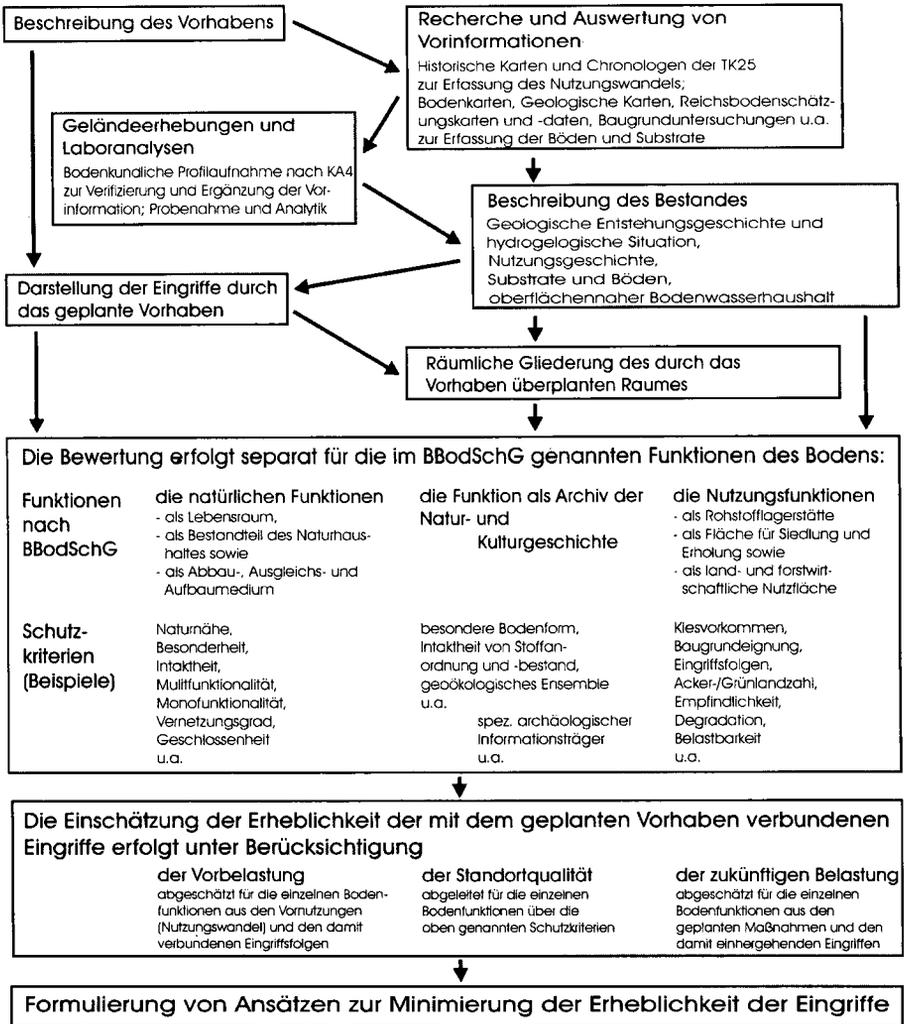
- Ausweisung von Vorranggebieten der Erhaltung schutzwürdiger Böden (kein Abtrag, Auftrag, Eintrag), zugleich Flächen des Naturschutzes und der Archivfunktion (1111, 1112, 1120, 1130, 1140).
- Ausweisung extensiv gepflegter Grünflächen zur Nutzung für Kinder (1100, auch 1220)
- Ausweisung von Pachtflächen für die ökologisch-verträgliche gartenbauliche Nutzung (1211).
- Ausweisung von Pachtflächen vornehmlicher versiegelungsarmer Ziergarten- und Wochenendnutzung (1100).
- Ausweisung von Flächen für die oben genannten bodenverträglichen Klein-Siedlungsformen (1240).
- Ausweisung von Flächen für emissionsfreie Gewerbe unter Beachtung der gleichen Grundsätze (1260).

Ausdrücklich ausgeblendet aus diesem Bereich wird die landwirtschaftliche Nutzung und die für Rohstoffgewinnung im Tagebau. Eine solche Strategie der offensiven Planung könnte für den urbanen Boden- und Naturschutz erfolgreicher sein, als ständig aus einer Abwehrposition heraus nur Restflächenschutz durchzusetzen. Die ausführliche Fassung dieses Artikels mit konkreten Beispielen aus der Praxis und die Literaturliste wird in Kürze unter www.bodenschutz-praxis.net, dem Forum der Praxis des Bodenschutzes für Praktiker zu finden sein.

Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung

Kneib, W. D.; Schemschat, B.*

Generelles Ablaufschema der Untersuchung



*BODENSCHUTZDIENST für Städte und Gemeinden GmbH, Rehsenweg 75, 24148 Kiel

Bewertung natürlicher Bodenfunktionen mit Hilfe von Verfahren der digitalen Landschaftsanalyse und -modellierung

von

Reiche, E.-W., Behnken, C., Kessler, M. *

Als Bestandteil von Umweltinformationssystemen sollen Modelle umweltrelevante Zustandsvariable so beschreiben, daß u.a. flächenbezogene Aussagen über Belastungs- und Gefährdungssituationen abgeleitet werden können. Welcher Modelltyp für die jeweils spezifische Fragestellung der geeignete ist, hängt u.a. anderem von der Größe des zu betrachtenden Raumausschnittes, dem gewünschten Differenzierungsniveau und nicht zuletzt vom vorgefundenen Datenbestand ab.

Der im Rahmen zahlreicher Forschungsprojekte getestete Ansatz „DILAMO“ zur digitalen Landschaftsanalyse und -modellierung bietet die Möglichkeit, für Gebiete unterschiedlicher naturräumlicher Ausstattung bzw. nutzungsbedingter Überprägung maßstabdurchgängig Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen stofflichen Einträgen, struktureller Ausstattung und den das System verlassenden Stoff- und Wassermengen aufzuzeigen und räumlich zuzuordnen. Es liefert wesentliche Informationen für eine nutzungsorientierte Flächenbewertung. Einzelne Indikatorgrößen werden dabei unter Einbeziehung eines funktionsbezogenen Landschaftsbewertungskonzeptes zu Indizes zusammenfaßt. Auf der Grundlage eines dynamischen Modellsystems kann unter Verwendung zeitlich variierender Eingangsgrößen (Wetterdaten, Bewirtschaftungsdaten etc.) räumlich differenziert die Dynamik von Wasser-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorflüssen abgebildet werden. Die Resultate zeigen in Form wichtiger Indikatorgrößen die Umwelteffekte gegenwärtiger bzw. veränderter Nutzungsbedingungen an (Szenariotechnik).

Damit geht die Methodik über eine konventionelle strukturorientierte Landschaftsanalyse hinaus. Der ökologisch orientierten Planung werden insbesondere dadurch neue Möglichkeiten geboten, dass auf unterschiedlichen räumlichen Hierarchieebenen die Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Stoff-, Wasser- und Energieeinträgen, dem abiotischen und biotischem Landschaftsinventar und den das System verlassenden Stofffrachten und Abflusmengen aufgezeigt und kleinräumig zugeordnet werden können.

1 Methodenüberblick

Im einzelnen werden die genannten, zumeist aus amtlichen Datenbeständen überführbaren Informationsebenen so aufbereitet, daß eine flächen- bzw. linienbezogene Tabularisierung einzelner Landschaftselemente möglich wird (z. B. Anteil bestimmter Reliefformen, Substrattypen, Bodentypen, Grundwasserabstandsklassen, Biotop- und Nutzungstypen, Gewässertypen). Eine solche Bestandsaufnahme kann in Abhängigkeit vom gewählten Gewässerabschnitt auf unterschiedlichen räumlichen Hierarchieebenen erfolgen. Die im System „DILAMO“ integrierten Werkzeuge zur boden-, relief- und hydrologiebezogenen Gebietsanalyse („BOSSA“, „TOPNEW“, „TOPTRA“) liefern - in Kombination mit einem GIS - einerseits strukturbezogene Aussagen zu einzelnen Teilfunktionen des Landschaftshaushaltes (z. B. Regelungsfunktion, Lebensraumfunktion, Produktionsfunktion), andererseits stellen sie den für die Anwendung des dynamischen Simulationsmodells WASMOD notwendigen Eingangsdatensatz bereit.

* DigSyLand GbR, Zum Dorfteich 6, 24975 Husby

Eine über die Flächengröße von einzelnen Ökosystemen bzw. Versuchsstandorten hinausgehende Überprüfung der entwickelten Verfahren erfolgt auf der Ebene von Gewässereinzugsgebieten. Hier können an Pegelstationen erhobene, zeitlich hoch aufgelöste Meßergebnisse zum Gebietsabfluß und zur Stickstofffracht herangezogen werden, um die Aussageschärfe der Verfahren zu bestimmen und Entwicklungsbedarf im Sinne einer Verfahrensoptimierung zu formulieren. Entsprechend wurden für Einzugsgebiete unterschiedlicher Größe (bis 1000 qkm) Verfahrensanwendungen durchgeführt.

Tab. 1: DILAMO ein Methodenpaket zur digitalen Landschaftsanalyse und Modellierung

Informationsebenen			
Boden	Relief	Gewässernetz und andere linienhafte Landschaftselemente	Flächennutzung und Vegetation
Datenquellen			
Kartierergebnisse, Profilbeschriebe (Bodenschätzung).	Digitale Höhenmodelle (DGM 5; DGM 25).	ATKIS Geometrien und Attributinformationen, DGK-5, Aufzeichnungen der Wasser u. Bodenverbände.	Biotoptypenkartierung der Landesämter, Fernerkundung, Gemeinde- und Agrarstatistik.
Auswertungsmethoden und Modelle			
„BOSSA-SH“ profilbezogene Ableitung relevanter Bodenkenngrößen, Bewertung der Bodenfunktionen.	„TOPNEW“ Analyse der Reliefsituation (Hang- u. Senkenidentifikation, Abgrenzung topographischer Einzugsgebiete, Erosionsabschätzung).	„TOPTRA“ Kalkulation von Grundwasserleichen u. Analyse der Abflußsituation, flächenbezogene Oberflächen- u. Grundwasserabflußzuordnung	„WaSMOD“ flächenhafte dynamische Modellierung von Stoff- u. Wasserflüssen in der Biosphäre, Pedosphäre u. Hydrosphäre.
Ergebnisse			
Bodenarten/typenkennzeichnung, Zuordnung bodenphysikalischer Eigenschaften, Einordnung in ein funktionsbezogenes Bewertungsschema.	Rasterbezogene Angaben zur Hanglänge, -form und -neigung, Angaben zum mittleren jährlichen Bodenabtrag.	Mittlere Grundwasserstände, Kennzeichnung von Abflußbarrieren und Einzugsgebietsgrenzen.	Polygon- und vorfluterbezogene Berechnung von Wasser-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorbilanzen.

2 Ableitung von bodenbezogenen Funktionsindikatoren für eine ökosystemar ausgerichtete Einstufung natürlicher Bodenfunktionen

Ein besonderer Vorteil dieses Systems ergibt sich dadurch, dass unter der Vorgabe von Anfangsbedingungen die Systemveränderungen unter unterschiedlichen Nutzungsbedingungen abgebildet werden können. Dadurch ist es möglich, im Sinne des Konzeptes zur "ökologischen Integrität" den naturnahen Zustand als Maßstab für die Bewertung des Istzustandes bzw für die Bewertung von möglichen zukünftigen Zuständen (Szenarienzustände) zu nutzen. D.h., für die Einstufung natürlicher Bodenfunktionen werden jeweils zwei Modellanwendungen durchgeführt:

1. Simulation der Systementwicklung unter naturnahen Bedingungen (die vorgegebene Vegetation entspricht der PNV).
2. Simulation der Systementwicklung unter den Bedingungen der aktuellen Nutzung.

Auf diese Weise kann bewertet werden, inwieweit das System die jeweilige Funktion im Vergleich zum naturnahen (integren) Zustand erfüllt. Ein Unterschreiten der jeweilig unter naturnahen Bedingungen erreichten Parameterausprägung führt zu einer Minderbewertung des jeweiligen Teilfunktions-Erfüllungsgrades. Bei der Definition der stoff- und wasserhaushaltsbezogenen Indikatoren lassen sich so die für die Bewertung heranzuziehenden Optimierungsrichtungen (Maximierung, Minderung) mit einbeziehen:

Mit Hilfe dieses Konzeptes wird eine Einstufung natürlicher Bodenfunktionen basierend auf dem Ansatz der ökosystemaren Integrität möglich. Hierzu wurde eine Auswahl von Indikatorgrößen vorgenommen, die sich eng an den Vorgaben des Gesetzestextes hält.

Tab 2: Gegenüberstellung wichtiger Teilfunktionen und den im BBodschG genannten natürlichen Bodenfunktionen

Bodenfunktion nach BbodSchG	Betrachtete Teilfunktionen erster und zweiter Ordnung
1a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	1a.1) Lebensgrundlage für Pflanzen und Bodenorganismen
1b) Bestandteil der Naturhaushalte, insbesondere mit seinen Wasser- und Stoffkreisläufen.	1b.1) Boden als Bestandteil des Wasserkreislaufes 1b.1.1) Minimierung schneller Abflusskomponenten 1b.1.2) Speicherung und Wasserabgabe durch Evapotranspiration 1b.2) Boden als Bestandteil des Nährstoffkreislaufes 1b.2.1) Boden als Bestandteil des Stickstoffkreislaufes 1b.2.2) Boden als Bestandteil des Phosphorkreislaufes 1b.2.3) Boden als Bestandteil der Kreisläufe sonstiger Makronährstoffe (Alkali- und Erdalkalielemente)
1c) Abbau-, Ausgleichs und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers	1c.1) Ausgleichmedium bei Schwermetalleinträgen 1c.2) Ausgleichs- und Abbaumedium bei Einträgen von organischen Schadstoffen 1c.3) Ausgleichsmedium bei Säureinträgen

Zur Zeit wurden die Funktionen "Bestandteil der Kreisläufe sonstiger Makronährstoffe und Ausgleichsmedium bei Säureinträgen" noch nicht weiter konkretisiert, da eine geeignete Ableitungsmethodik fehlt. Für die Einstufung der Lebensraumfunktion wird ein ordinal skaliertes Bewertungsschema herangezogen, durch welches der Grad der Funktionserfüllung statisch von Standortdaten abgeleitet wird.

Die stoff- und wasserbezogenen Regelungsfunktionen werden dagegen auf der Grundlage von Parametern eingestuft, welche modellgestützt, d.h. dynamisch unter Einbeziehung variierender Witterungs- und Nutzungsbedingungen zu berechnen sind. Die Verwendung des Methodenpakets DILAMO setzt nur solche boden- bzw. standortbezogenen Eingangsdaten voraus, wie sie beispielsweise durch die bodenkundliche Landesaufnahme sowie durch landesweit vorhandene Informationen zur Topographie, zum Relief und zum Klima vorliegen. Die für die Bewertung natürlicher Bodenfunktionen durch das System DILAMO zur Zeit quantifizierbaren Einzelaspekte werden in Tabelle 3 aufgelistet.

Tab 3: Liste der Parameter, die zur Zeit als Ergebnis der DILAMO-Methodik für die Bewertung natürlicher Bodenfunktionen nutzbar sind und ihr Bezug zum Bundes-Bodenschutz Gesetz (in Klammern angegeben Verweise beziehen sich auf Tab. 2, Spalte 1).

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • Maximierung der Evapotranspiration (1.b) • Minderung schneller Abflusskomponenten (1.b) • Maximierung des Gebiets-Wasservorrats (1.b) • Maximierung des Gebiets-Kohlenstoffvorrats (1.b) • Maximierung der Biomasseproduktion (1.b) • Optimierung der N-Kreislaufführung (1.b) • Minderung gasförmiger und gelöster Stickstoffverluste (1.b) • Minderung gewässerbelastender Phosphoreinträge (1.b) • Minderung von erosionsbedingten Bodenverlusten bzw. Umlagerungen (1.a,b,c) • Charakterisierung des der Akkumulationsrate von Schadstoffen im Oberboden (1.c) • Minimierung der Schadstoffverlagerung ins Grundwasser (1.c) • Abbaugeschwindigkeit als Kenngröße für den Abbau organischer Schadstoffe (1.c) |
|--|

Literatur:

1. Reiche, E.-W. (1998): Bodenschätzungs-Standardauswertung Schleswig-Holstein: Eine Methode zur computergestützten Übersetzung, Parameterisierung und planungsbezogenen Bodenbewertung. Mitteil. d. Dtsch. Bodenk. Gesellsch., 87, 93-42. Reiche 1998 (Mitt. d. Deutsch bodenk. Gesellschaft)
2. Reiche E.-W., Dibbern, I. & Meyer, M. (1999): Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes "DILAMO". In: Blaschke, T.: Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. H. Wichmann Verlag, Heidelberg. (Im Druck).
3. Fink, M. & Reiche, E.-W. (1999): Erprobung und Anwendung einer Methode zur digitalen flächenhaften Übertragung von punktbezogenen Bodeninformationen. H. Wichmann Verlag, Heidelberg. In Vorbereitung

Erfassung und Bewertung ausgewählter Funktionen des Wasserhaushaltes für die Regionalplanung

Matthias Röder*

1. Einleitung

Die Ermittlung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes über Landschaftsfunktionen und Naturraumpotentiale ist heute allgemein anerkannt, bietet sie doch gegenüber der Betrachtung von ökologisch relevanten Einzelparametern den Vorteil einer höher integrierten Sichtweise. Landschaftsfunktionen werden als „von der Landschaft realisierte Leistungen im weitesten Sinne“ definiert (Bastian & Schreiber 1999) und in Regulationsfunktionen (ökologische Funktionen), Produktionsfunktionen (ökonomische Funktionen) sowie Lebensraumfunktionen (soziale Funktionen) unterteilt. Der zentralen ökosystemaren Bedeutung des Bodens wird seit 1998 auch durch den Gesetzgeber mit dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) Rechnung getragen, wobei die Bodenfunktionen in vergleichbarer Weise klassifiziert sind. Zu den Bodenfunktionen können auch bestimmte Wasserhaushaltsfunktionen (z. B. Grundwasserneubildung, Wasserrückhaltevermögen) gezählt werden.

Bei der Bestimmung von Bodenfunktionen in großen Räumen (z. B. im Zuge der Regionalplanung) treffen zwei unterschiedliche Philosophien aufeinander. Einerseits wird versucht, solche Funktionen möglichst detailliert und flächenkonkret unter Verwendung großmaßstäbiger Daten zu ermitteln und anschließend über mehr oder weniger geeignete Methoden in den jeweiligen Maßstabbereich zu transferieren (sog. „upscaling“), andererseits wird gefordert, von vornherein mit maßstabsadäquaten Daten und Methoden zu arbeiten. Im ersten Fall wird man hauptsächlich mit Problemen des Maßstabsüberganges und der Datenfülle konfrontiert, im letztgenannten mit der Heterogenität der Flächen sowie häufig fehlenden Methoden.

Je nach zu beurteilender Funktion, Raumcharakteristik, Datenlage und Modellverfügbarkeit bieten sich drei generelle Lösungsmöglichkeiten an (vgl. Bastian et al. 1999):

- **gesamträumlicher Ansatz**

Bewertung heterogener Räume als Ganzes mit regionalisierten Daten und Methoden. Zu favorisieren bei Funktionen die großräumig wirksam sind (z. B. Grundwasserneubildung).

- **teilräumlicher Ansatz**

Disaggregation in verschiedene Teilräume mit anschließender Reaggregation, wobei die Teilflächen konkret oder relativ verortet sein können. Bei großer Heterogenität bzw. ungenügender Parameterkorrelation zu bevorzugen (z. B. ackerbauliches Ertragspotential).

- **einzelflächenbezogener Ansatz**

Isolierte Betrachtung kleinster, weitgehend homogener Areale und Aggregation der Ergebnisse. Nur bei lokalen Prozessen mit geringen räumlichen Beziehungen (z. B. spezielle Filterfunktionen) zu empfehlen.

2. Bodenkundliche Grundlagen

Die Ermittlung von Wasserhaushaltsfunktionen für die Regionalplanung sollte grundsätzlich auf Basis annähernd maßstabsadäquater Bodenkarten bzw. Informationssysteme erfolgen. Nur in Ausnahmefällen sind Maßstäbe von 1:10000 oder größer (BK 10, Bodenschätzung) hinsichtlich des Verhältnisses von Aufwand und Zielsetzung sinnvoll.

Tabelle 1 zeigt die derzeit im Freistaat Sachsen verfügbaren Kartenwerke. Es wird deutlich, daß moderne Bodenkarten fehlen (BK 5/10, BK 25) oder noch in der Phase der Erhebung sind (BK 50, BÜK 200). Aus diesem Grunde ist man in Sachsen bei großräumigen Untersuchungen nach wie vor auf die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK 100/25) und die Forstliche Standortkartierung (FSK 10) angewiesen, die zusammengenommen mit Ausnahme der Siedlungen Flächendeckend sind.

* Dr. Matthias Röder, Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsstelle Naturhaushalt und Gebietscharakter, Neustadter Markt 19, 01097 Dresden

Der Nachteil unterschiedlicher Nomenklaturen und Maßstäbe wurde in der Naturraumkarte von Sachsen (NRK 50, vgl. SMU 1997) durch Aggregation der FSK 10 auf das Niveau der MMK 100/25 behoben. Die NRK 50 eignet sich auf Grund der mehrere Quadratkilometer großen Räume aber eher für ganze Planungsregionen oder landesweite Übersichten.

Tabelle 1: Im Freistaat Sachsen verfügbare Bodendaten (Stand: Januar 2001, ohne Bodenschätzung)

Kartenwerk	Art der Daten	Darstellung	Nomenklatur	in Sachsen verfügbar
BÜK 400	Flächen	Bodengesellschaften	hybrid	flächendeckend
BÜK 200	Flächen, FIS	Bodengesellschaften	KA4	Blatt Leipzig
MMK 100 (25)	Flächen, Dokumentationsblätter	Leitbodenformen, Begleitbodenformen	MMK	landwirtschaftliche Nutzfläche
BK 50	Flächen, Punkte, FIS	Bodenformen	KA4	Blätter Freiberg, Olbernhau
NRK 50	Flächen, GIS, Dokumentationsblätter	Leitbodenformen, Begleitbodenformen	MMK	flächendeckend
FSK 10	Flächen, Punkte, Erläuterungsbände	Lokalbodenformen	FSK	forstwirtschaftliche Nutzfläche

BÜK-Bodenübersichtskarte, BK-Bodenkarte, FSK-Forstliche Standortskarte, MMK-Mittelfmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortskarte, NRK-Naturraumkarte, FIS-Fachinformationssystem, GIS-Geographisches Informationssystem, KA4-Bodenkundliche Kartieranleitung (4. Auflage)

Im folgenden soll die Eignung von MMK 100/25 und BK 50 (Sachsen) für planerische Fragestellungen kurz skizziert werden.

In der **MMK 100/25** sind die Bodenmerkmale nicht konkret verortet, sondern über Flächenanteilstufen inventarisiert. Die Arbeitskarten (1:25000) sollten zur genaueren Abgrenzung der Areale unbedingt herangezogen werden, enthalten aber keine wesentlich detaillierteren Informationen. Erst über die Dokumentationsblätter erschließen sich notwendige Informationen (z. B. Bodenformeninventar, Wasserverhältnisse, Hangneigung, Gefüge). Bodenfunktionen, die ausschließlich mit der frei erhältlichen MMK 100 bestimmt wurden, sind deshalb nicht hinreichend abgesichert und zu verwerfen. Aber auch einige Merkmale aus den Dokumentationsblättern weisen Schwächen auf. Das betrifft insbesondere auf die Hangneigung (fragwürdige Quelle) und die Wasserverhältnisse (Hangwasser) zu.

Das zukünftige bodenkundliche Standardkartenwerk für Sachsen ist die **BK 50**. Es existieren zwar erst zwei Blätter, weitere sind jedoch in Arbeit. Auf Grund der vorhandenen Basisdaten in Ostdeutschland sind die dargestellten Bodenformen relativ weit gefaßt und entsprechen eher Bodenformengefügen. Das Fachinformationssystem (FIS) Boden enthält mit 28 Feldern für Flächendaten und 60 für Punktdaten einen sehr umfangreichen und brauchbaren Datenbestand. Eine Studie der TU-Dresden (Kramer et al. 2001) anhand des Blattes Freiberg deckt aber auch folgende Mängel auf:

- unzureichende Anzahl und inhomogene Verteilung (Repräsentanz) von Profildaten,
- mangelhafte Übereinstimmung zwischen Flächen- und Punktdaten,
- gegenwärtig sehr viele nicht vollständig belegte Datenfelder,
- unpräzise Kennzeichnung von Relief- (Hangneigung) und Flächennutzungsmerkmalen.

Bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzfläche haben sowohl die MMK 100/25 als auch die BK 50 den Datenbestand der Bodenschätzung mit genutzt. Natürlich wurde versucht, diesen zu aktualisieren, jedoch aus Kapazitätsgründen nicht flächendeckend, sondern stichprobenartig. Bodenveränderungen sind deshalb trotz Dauerbeobachtungsflächen nach wie vor nur ungenügend inhaltlich und flächenhaft dokumentiert. Ein Beispiel dafür sind die von Röder et al. (1999) nachgewiesenen Veränderungen durch Dränung, Gewässerausbau, Flächennutzungs- und Bewirtschaftungswandel im Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“.

Für die Verwendung o. g. Bodendaten in der Regionalplanung ergeben sich deshalb folgende **Schlußfolgerungen**:

1. detaillierte Kenntnis über die inhaltlichen Stärken und Schwächen sind erforderlich,
2. es sollten nur hinreichend abgesicherte Datensätze in die Funktionsbestimmung einfließen,

3. nicht bodenkundliche Informationen sind besser mit externen Datensätzen abzudecken (z. B. DGM, ATKIS, CIR-Luftbilder),
4. zusätzliche Erhebungen zu Bodenveränderungen bzw. deren Ursachen (z. B. Entwässerung, Nutzungswandel) können notwendig werden.

3. Ermittlung der Grundwasserneubildung

Als Grundwasserneubildung wird der Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser bezeichnet (DIN 4049). Neben der direkten Messung (z. B. Lysimeter, Tracer) können Analysen der Grundwasserdynamik und von Abflußganglinien vorgenommen sowie Wasser- und Wärmehaushaltsmodelle eingesetzt werden. Nicht alle Methoden ermitteln jedoch die Grundwasserneubildung im Sinne der DIN 4049. Mit Ausnahme von Standortwasserbilanzen (einzelflächenbezogener Ansatz) können Wasser- und Wärmehaushaltsmodelle generell, Abflußganglinienuntersuchungen mit Einschränkungen (Einzugsgebietsproblematik) für die Regionalplanung empfohlen werden. Wasser- und Wärmehaushaltsmodelle bieten den Vorteil meist flexibler Bezugseinheiten und einem relativ geringen Aufwand bei ausreichender räumlicher Auflösung und hoher Modellverfügbarkeit.

Ein in seinen Grundzügen bereits für die Mesoskala angelegtes Verfahren ist das von **Dörhöfer & Josopait (1980)**. Es wurde im Süden Niedersachsens entwickelt und seitdem mehrfach überarbeitet (z. B. Röder 1992). Eine ausführliche Beschreibung befindet sich in Bastian & Schreiber (1999). Die Subroutine zur Berücksichtigung des Direktabflusses erlaubt seine Anwendung auch im Hügel- und Bergland und wurde in zahlreiche Modelle (z. B. Schrey 1992) übernommen. Es existiert zwar keine spezielle EDV-Version, die Berechnung läßt sich mit Standardsoftware (z. B. Excel) aber ohne weiteres programmieren.

Die Anwendung des Modells in Nationalpark und Nationalparkregion „Sächsische Schweiz“ (Landschaftsrahmenplan) und im „Westlausitzer Hügel- und Bergland“ (Projekt: NRK 50) erbrachte gute, von Hydrologie und Wasserwirtschaft anerkannte Ergebnisse. Folgende Einschränkungen sind jedoch zu beachten:

- Anwendung nur bei Vorhandensein einer Bodendecke, sonst Anpassung notwendig,
- bei stark von 600 mm/a abweichender potentieller Verdunstung Eichung an vorhandenen Erhebungen erforderlich,
- kein „downscaling“ in große Maßstabsbereiche möglich.
- Routine zur Ermittlung des Direktabflusses führt im Tiefland zu nicht plausiblen Ergebnissen. Dort sollten besser spezielle „Tieflandsmodelle“ (z. B. ABIMO, Glugla & Fürtig 1997) eingesetzt werden.

Ein generelles Problem aller Wasser- und Wärmehaushaltsmodelle ist die Notwendigkeit Grundwasserflurabstände bzw. Bodenfeuchtedaten zu benötigen, die gewöhnlich sehr variabel sind. Mittlere Werte für lange Zeiträume sind jedoch aus modernen Bodenkarten über Grundwasserhoch- und -tiefstände oder bodensystematische Einheiten ableitbar.

Abschließend sei noch auf die Möglichkeiten der **Abflußganglinienanalyse** (z. B. Schwarze 1985) hingewiesen, die besonders im Hügel- und Bergland bei kleinen Einzugsgebieten exakte Werte mit hinreichender Flächendifferenzierung aus den Durchflußdaten liefern kann.

4. Ermittlung des Wasserrückhaltevermögens (Retentionsvermögen, Abflußregulation)

Darunter wird das Vermögen des Landschaftshaushaltes verstanden, zu ausgeglichenen Abflußverhältnissen beizutragen (Marks et al. 1992). Erkenntnisse dazu können durch Standortwasserbilanzen, Niederschlags-Abfluß-Modelle, Abflußganglinienanalysen, Flußlaufzeitmodelle und empirische Ansätze gewonnen werden.

Rein hydrologische Methoden haben oft den Nachteil indifferenzierter Einzugsgebiete, obwohl gerade hier in letzter Zeit erhebliche Fortschritte gemacht wurden (z. B. Vohland et al. 2000). Standortwasserbilanzen dagegen erfordern einen sehr hohen Aufwand für große Gebiete und sind zur Zeit nur bei sehr guter Datenlage realistisch. Nicht ohne Grund wird deshalb bei der Beurteilung des Wasserrückhaltevermögens häufig auf empirische Ansätze zurückgegriffen. Karl (1997) benutzt

dazu das Verhältnis von nutzbarer Feldkapazität und Sickerwassermenge, ein bereits erfolgreich mit dem FIS-Boden der BK 50 in Sachsen erprobtes Verfahren (Kramer et al. 2001). Marks et al. (1992) entwickelten ein Punktbewertungsverfahren mit den Parametern Flächennutzung, Hangneigung, Infiltrationskapazität und nutzbare Feldkapazität. Schließlich kann die Abflußregulation auch über Wertzahlen aus relativem Direktabflußanteil und Flächennutzungsindex ermittelt werden (Bastian et al. 1999). Sollte die im Hydrologischen Atlas von Deutschland geplante Karte „Direktabfluß“ realisiert werden, verfügt die Regionalplanung über diesbezüglich ausreichende Grundlagen. Die Beurteilung einzelner Hochwasserereignisse kann jedoch nach wie vor nicht über mittlere Retentionsvermögen der daran beteiligten Flächen erfolgen, dafür sind ereignisbezogene Bodenfeuchtedaten notwendig.

5. Umsetzung in der Regionalplanung

Im Landschaftsrahmenplan Nationalpark und Nationalparkregion „Sächsische Schweiz“ sowie dem Biosphärenreservatsplan „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ wurden o. g. Wasserhaushaltsfunktionen bestimmt und in der Planung berücksichtigt. Die Regionalplanung Sachsens ist seitdem durch Primärintegration der Landschaftsrahmenplanung gekennzeichnet. Für den ersten Durchgang der Regionalpläne kam das Projekt „Naturräume und Naturraumpotentiale Sachsens“ (NRK 50) zu spät. In der gegenwärtigen Phase der Überarbeitung werden sowohl dessen räumliche Grundlagen als auch methodische Ansätze zur Bestimmung von Landschaftsfunktionen und Leitbildern einbezogen. Dennoch bestehen aus landschaftsökologischer Sicht nach wie vor Defizite bei der Erarbeitung des Zielkonzeptes und der notwendigen Optimierung von Landschaftsfunktionen in den Regionalplänen. Folgende Optimierungsprinzipien werden vorgeschlagen und anhand von Beispielen demonstriert:

1. **Hierarchieprinzip** (Behandlung nach inhaltlichen und/oder räumlichen Vorrangprinzipien entsprechend der gesellschaftlichen und/oder ökologischen Bedeutung).
2. **Partielle Kombinatorik** (Optimierung einer reduzierten Anzahl gleichrangiger Funktionen und Elemente und ggf. Ergänzung nach dem Hierarchieprinzip).
3. **Multikriterielle Optimierung** (Ermittlung der bestmöglichen Ausprägung aller wichtigen Funktionen und Elemente).

Literatur

- Bastian, O., Schreiber, K.-F. (Hrsg. 1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 2. Aufl., 564 S.
- Bastian, O., Syrbe, R.-U., Röder, M. (1999): Bestimmung von Landschaftsfunktionen für heterogene Bezugsräume. Naturschutz und Landschaftsplanung Bd. 31, H. 10, S. 293-300.
- Dörhöfer, G.; Josopait, V. (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. Geologisches Jahrbuch C 27, S. 46-65.
- Glugla, G., Fürtig, G. (1997): Dokumentation zur Anwendung des Rechenprogrammes ABIMO. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin, unveröff. Manuskript.
- Karl, J. (1997): Bodenbewertung in der Landschaftsplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung Bd. 29, H. 1, S. 5–17.
- Kramer, M. (Hrsg. 2001): Ableitung von Bodenfunktionskarten für Planungszwecke aus dem Fachinformationssystem Boden. Dresdner Geographische Beiträge, im Druck.
- Marks, R.; Müller, M. J.; Leser, H.; Klink, H.-J. (Hrsg. 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Forschungen zur deutschen Landeskunde Bd. 229, Trier, 2. Aufl., 222 S.
- Röder, M. (1992): Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate für Planungen im Maßstab 1:50000. Naturschutz und Landschaftsplanung Bd. 24, H. 2, S. 54-57.
- Röder, M., Syrbe, R.-U., Bastian, O. (1999): Bodenveränderungen und Landschaftswandel im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. Die Erde, Bd. 130, H. 3-4, S.297-313
- Schrey, H. P. (1992): Simulation des Bodenwasserhaushaltes auf der Grundlage der digitalen Bodenkarte 1:50000 von Nordrhein-Westfalen. LfU-Schriften (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg) Karlsruhe.
- Schwarze, R. (1985): Gegliederte Analyse und Synthese des Niederschlag-Abfluß-Prozesses von Einzugsgebieten. Diss. Univ. Dresden, Inst. für Hydrologie und Meteorologie, 96 S.
- SMU (Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, 1997): Naturräume und Naturraumpotentiale des Freistaates Sachsen. Materialien zur Landesentwicklung H. 2, 62 S.
- Vohland, M., Treis, A., Krein, A., Udelhoven, T., Hill, J. (2000): Landnutzungsbezogene Modellierung hochwasserrelevanten Abflußkomponenten im Ruwer-Einzugsgebiet. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Bd. 44, H. 4, S. 190-200.

Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen
- Stand und Entwicklung der Bewertung von Bodenfunktionen
auf Basis der Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1 : 50 000 -

Heinz Peter Schrey

Schutzwürdige Böden des Landes Nordrhein-Westfalen werden vom Geologischen Dienst NRW auf der Grundlage der digitalen Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 EDV-gestützt in einer landesweit einheitlichen Karte "Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen" für Ausgaben in den Maßstäben 1 : 25.000 bis 1 : 100.000 ausgewiesen, auf CD-ROM vorgelegt sowie als "Bodenschutz-Fachbeitrag zum Gebietsentwicklungsplan" bereitgestellt.

Die Auswertungskarte fasst die Einheiten der zu Grunde liegenden Bodenkarte in drei Kategorien zusammen, in denen die Böden mit besonderem Erfüllungsgrad dargestellt werden in ihrer Funktion als:

- natürlicher Lebensraum,
- Produktionsgrundlage der Landwirtschaft,
- Archiv und Dokument der Natur- und Kulturgeschichte.

I) Böden mit extremen Wasser- und Nährstoffangeboten als natürlicher Lebensraum

In diese Kategorie fallen Moore, Anmoor- und Naßgleye mit weitgehend natürlichem Wasserhaushalt, regional Auenböden mit rezenter Überflutung, Stagnogleye und Pseudogleye mit starker bis sehr starker Staunässe, trockene, tiefgründige, nährstoffarme Sand- und Schuttböden sowie trockene Felsböden. Die Ausweisung basiert auf Bodentyp, Bodenwasserhaushalt und Ausgangssubstrat der Bodenbildung. Die ausgewiesenen Böden sind häufig Extremstandorte und haben als Teil des natürlichen Lebensraums eine hohe Bedeutung für die Biotopentwicklung.

Ia) **Moorböden**

Hochmoore und Niedermoore
mit natürlichem Wasserhaushalt oder nur geringfügig abgesenktem Wasserstand

Ib) **Grundwasserböden**

Moorgleye, Anmoorgleye, Naßgleye, z. T. Gleye,
mit natürlichem Wasserhaushalt oder nur geringfügig abgesenktem Wasserstand,
regional Auenböden mit rezenter Überflutung

Ic) **Staunässeböden**

Stagnogleye, Anmoorpseudogleye, Pseudogleye
mit starker bis sehr starker Staunässe

I d) **trockene, meist tiefgründige Sand- und Schuttböden**

Podsol-Braunerden, Braunerde-Podsole, Podsole und Regosole

Ie) **extrem trockene, flachgründige Felsböden**

Rohböden, Ranker und Rendzinen

- II) Böden mit hoher natürlicher Ertragsfähigkeit als Produktionsgrundlage für die Landwirtschaft
Hierzu zählen Böden regional hoher Bodenfruchtbarkeit, meist (Para-) Braunerden, Kolluviole und Braunaueböden. Die Ausweisung selektiert Bodentypen, die erfahrungsgemäß eine hohe und sichere landwirtschaftliche Produktion ermöglichen. Bewertungsmaßstab ist hier die nutzbare Feldkapazität als Kennwert für die Speicherung pflanzenverfügbaren Bodenwassers und die Kationenaustauschkapazität als Maß für die Nährstoffspeicherefähigkeit. Die Selektion wird abgestützt durch die Wertzahlen nach der Bodenschätzung. Schutzwürdig und sicherungsbedürftig ist hier die hohe Bodenfruchtbarkeit als natürliche, standortgebundene Produktionsgrundlage für die Landwirtschaft.

Böden mit regional hoher Bodenfruchtbarkeit

meist Parabraunerden und Braunaueböden

- III) Regionaltypische und/oder besonders seltene Böden als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte

Dargestellt werden Böden, die als Archive der Natur- und Kulturgeschichte Bodenentwicklungen auf sehr seltenen Ausgangssubstraten dokumentieren. Sie sind schutzwürdig einerseits aufgrund der Seltenheit ihrer Merkmalsausprägung, andererseits aufgrund ihrer Bedeutung für Studien zur Prognose der Bodenentwicklung auf vergleichbaren Flächen.

- IIIa) **Tschernoem(relikt)e**
IIIb) **Böden aus Quell- und Sinterkalken**
IIIc) **Böden aus Mudden oder Wiesenmergel**
IIId) **Böden aus Vulkaniten**
IIIe) **Plaggenecke und tiefreichend humose Braunerden, oft mit regional hoher Bodenfruchtbarkeit vereinzelt Tiefpflukulturen, Wölbäcker o. ä.**
IIIf) **Böden aus tertiärem Lockergestein**
IIIg) **Böden aus kreidezeitlichem Lockergestein**

Zur Abschätzung der Regelungsfunktion des Bodens im Wasserhaushalt wird die mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem effektiven Wurzelraum als eigenständige **Sickerwasserkarte** herausgegeben; Erläuterungen dazu und zu den Standardauswertungen der Bodenkarten gibt die Homepage des Geologischen Dienstes NRW:

www.gd.nrw.de -> Produkte -> Bodenkarten -> Informationssystem BK50

Bodenfunktionen können durch stoffliche und mechanische Belastungen gefährdet sein.

Im Bereich der stofflichen Bodenbelastung erstellen Kommunen in NRW mit Unterstützung durch das Umweltministerium auf freiwilliger Basis eine digitale Bodenbelastungskarte. Dazu bietet der Geologische Dienst als Fachbeitrag die **Karte der oberflächennahen Gesteine** zur Ableitung der **geogenen Schwermetallgehalte der Oberböden**.

Im Bereich der nicht stofflichen Belastung wurde die **Karte der Erosions- und Verschlämmungsgefährdung** landwirtschaftlicher Nutzflächen auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung erstellt und als CD-ROM für die Konkretisierung regionalen Untersuchungsbedarfs bereitgestellt.

Die **Karte der mechanischen Belastbarkeit** nach DIN-Entwurf befindet sich zur Zeit in der fachlichen Diskussion.

Der Erhebungsmaßstab 1 : 50.000 lässt die Darstellung lokaler Besonderheiten nicht zu. Für kleinräumige Planungen und Maßnahmen kann der Geologische Dienst Nordrhein-Westfalen stärkere Detailgenauigkeit und Erkenntnisse aus großmaßstäbigen Bodenkartierungen im Maßstab 1 : 5.000 einbringen, um der räumlichen Variabilität von Böden ausreichend Rechnung zu tragen.

Die Auswertungsmethoden, die für die BK50 entwickelt wurden, werden auch auf Basis großmaßstäbiger Bodenkarten eingesetzt. Angesichts der größeren fachlichen Details wie Podsoligkeit, Nassbleichung, Humusformen, Tiefenlage von Staukörpern u. ä. können die Auswertungen ergänzt oder differenzierter vorgenommen werden. Die Auswertekarten bilden dann eine meist parzellenscharfe bodenkundliche Grundlage für die Umwelt- und Bodenschutz-Planung vor Ort.

Die Ansätze zur Bewertung der großmaßstäbig erhobenen Fachdaten sind maßstabsbedingt gegenüber den Bewertungen im Rahmen der mittelmaßstäbigen BK50 zu modifizieren. Dies gilt besonders für alle Aussagen, in die bodentypologische bzw. den Wasserhaushalt betreffende Aspekte eingehen, weil die großmaßstäbige Bodenkarte überwiegend eindeutige Angaben dazu macht, während die mittelmaßstäbige Karte oft nur abgeschätzte Angaben über Flächenanteil von Bodentypen, Bodenformen oder generalisierte Aussagen zum Bodenwasserhaushalt gibt.



Bodenkarte Maßstab 1 : 50000 – Auszug aus dem Blatt L4702 Nettetal
www.gd.nrw.de -> Produkte -> Bodenkarten -> Beispiel

Landschaftsrahmenplanung und Regionalplanung: Möglichkeiten und Defizite bei der Integration von Belangen des Bodenschutzes – Erfahrungen aus der Praxis

Hubertus von Dressler*

Mit dem Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) hat die Diskussion um die Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen in der räumlichen Planung zusätzlich an Bedeutung gewonnen. Dies zeigt sich u. a. an der in den letzten Jahren gestiegenen Zahl an Leitfäden zur Bewertung der Bodenfunktionen und zur Berücksichtigung des vorsorgenden Bodenschutzes in der Planung. Die nun auch in der Raumordnung verankerte Leitvorstellung um eine nachhaltige Raumentwicklung bietet neue Perspektiven auch im Hinblick auf die dauerhafte Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen. Für diese Zielsetzung kommt der regionalen Ebene eine wichtige Funktion zu.

Insgesamt befindet sich die räumliche Planung, also auch die Regional- und Landschaftsrahmenplanung in einer Phase der Neuorientierung. Gründe hierfür liegen u. a. in langen Aufstellungsprozessen der Pläne, ihrer mangelnden Flexibilität, zu geringer Handlungsorientierung und Akzeptanz bei den Planadressaten. Daraus resultiert eine Umsetzungsschwäche der Planung. In diesem Kontext trifft das Thema einer stärkeren Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen in der räumlichen Planung auf eine Diskussion, die zu einem Großteil, insbesondere in der Raumordnung, durch Schlagworte wie Vereinfachung, Planungsbeschleunigung, Verschlinkung und Entfeinerung geprägt wird.

Dies sind gesellschaftspolitische Rahmenbedingungen, die es auch für die Frage der Integration des Bodenschutzes in die Planung zu berücksichtigen gilt. Hieraus resultiert zum einen die Notwendigkeit, den vorsorgenden Bodenschutz nicht durch neue, sondern im Rahmen vorhandener Planungsinstrumente umzusetzen. Dies ist weiterhin bedeutsam für die Prüfung der Frage nach Aufnahme zusätzlicher Kategorien zum Bodenschutz in die Regionalplanung. Andererseits kann durch die Bereitstellung maßstabsgerechter, aktueller Bodeninformationen und entsprechender, für umweltvorsorgeorientierte Fragestellungen geeigneter Auswertungsmethoden ein wesentlicher Beitrag zur Qualifizierung von Planungsaussagen und die Verkürzung von Planungszeiten geleistet werden.

Zum Verhältnis Bodenschutz – Landschaftsplanung – Regionalplanung

Die Zielsetzungen des Bodenschutzrechts (vgl. § 1 BBodSchG) und Naturschutzrechtes (vgl. §§ 1 und 2 BNatSchG) zielen gemeinsam darauf ab, das Naturgut Boden und seine Funktionen im Naturhaushalt nachhaltig zu sichern. Insbesondere die in § 2 BBodSchG genannten natürlichen Funktionen des Bodens als Lebensraum, als Bestandteil des Naturhaushalts sowie als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium, aber auch die Archivfunktionen des Bodens für die Natur- und Kulturgeschichte stehen in engem Zusammenhang zur naturschutzrechtlichen Zielsetzung und sind damit auch Gegenstand der Landschaftsplanung. Im Hinblick auf die Nutzungsfunktionen des Bodens (i. S. d. § 2 Abs. 2 Nr. 3 BBodSchG) betonen die Grundsätze des § 2 BNatSchG einschränkende Bedingungen einer sparsamen und nachhaltigen Nutzung zum Schutz der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts. Insbesondere der auf die Eindämmung des Flächenverbrauchs bezogene „quantitative“ Bodenschutz ist im Handlungskonzept des BBodSchG nur relativ schwach ausgestaltet (vgl. WOLF, 1999). Für diese Aufgabe kommt der räumlichen Planung eine wesentliche Verantwortung zu.

Die miteinander konkurrierenden und sich teilweise gegeneinander ausschließenden Nutzungsansprüche an den Boden im Sinne einer nachhaltigen Raumentwicklung zu koordinieren und mit den unterschiedlichen Schutzbedürftigkeiten in Einklang zu bringen, stellt die wesentliche Aufgabe der Raumordnung dar. Hierfür fordern die in § 2 Raumordnungsgesetz (ROG) festgelegten Grundsätze der Raumordnung ausdrücklich eine Berücksichtigung der Belange des Bodenschutzes und ihre Umsetzung auch mit raumordnerischen Mitteln.

Durch die Landschaftsrahmenplanung werden die fachlichen Grundlagen auf regionaler Ebene problemorientiert aufbereitet und auf dieser Grundlage Ziele, Erfordernisse und Maßnahmen zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen zur Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen dargestellt. Aufgabe der Landschaftsrahmenplanung ist die Optimierung der unterschiedlichen Teilziele von Naturschutz und Landschaftspflege. Diese integrative Ausrichtung der Landschaftsrahmenplanung verleiht den Zielen zum Schutz des Naturhaushalts im planungspolitischen Kontext ein stärkeres Gewicht als die Darstellung unabgestimmter Einzelziele. Aufgabe der Regionalplanung ist dagegen die Berücksichtigung umweltfachlicher Belange unter Abwägung mit anderen raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen. Daraus ergibt sich ein struktureller Aufgabenunterschied zwischen beiden Planungen.

Landschaftsrahmenplanung

Der Landschaftsrahmenplanung kommt für die Integration bodenschutzrelevanter Inhalte in die Regionalplanung eine wesentliche Bedeutung als vorbereitende Planung zu. Für das jeweilige Plangebiet unter Berücksichtigung der jeweiligen Gegebenheiten folgende bodenschutzrelevante Inhalte zu erfassen:

* Planungsgruppe Ökologie+Umwelt, Kronenstr. 14, 30161 Hannover

Anforderungsprofil zur Berücksichtigung des Schutzguts Boden (einschließlich seiner Schutzfunktionen das Schutzgut Wasser) in der Bestandsaufnahme und Bewertung des Landschaftsrahmenplans:

- Ermittlung und Darstellung von Gebieten mit besonders schutzwürdigen Bodenausprägungen (besondere Werte von Böden):
 - Böden mit besonderen Standorteigenschaften¹ (z. B. Moorböden mit natürlichen oder nur gering abgesenktem Wasserstand, dauernasse und dauerfeuchte Gleyböden und Auenböden in aktuellen natürlichen Überschwemmungsgebieten, extrem trockene und nährstoffarme (Sand-) Böden, trockene und nährstoffarme Felsgesteinsböden).
 - Böden, die besonders die Natur-(Paläo)böden/ Moorböden) und Kulturgeschichte (Wölbäcker, Plaggensesche) einer Region prägen.
 - seltene Böden (naturräumlich, landesweit) bzw. gering durch den Menschen überformte naturnahe Böden (z. B. alte Waldstandorte).
 - Böden hoher natürlicher Fruchtbarkeit
- Ermittlung und Darstellung schutzbedürftiger Böden
 - gegenüber Erosion,
 - gegenüber Verdichtung, Zersetzung oder Senkung,
 - aufgrund geringer / hoher Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion.
- Ermittlung und Darstellung von Gebieten mit besonderen Bodenbelastungen (Schadstoffeintrag und -verlagerung, Bodenversauerung, Alltlasten)

Da bei einem wesentlichen Teil der natürlichen Bodenfunktionen vor allem die Wechselwirkungen zwischen Boden und Wasser im Mittelpunkt stehen, sehen z. B. die fachlichen Hinweise zur Bearbeitung der Landschaftsrahmenpläne z. B. in Niedersachsen eine gemeinsame Behandlung der bisher in der Regel getrennt dargestellten Naturgüter Boden und Wasser vor:

- Ermittlung und Darstellung von Gebieten mit besonderer Regulations- und Regenerationsfunktion des Bodens innerhalb von Wasser- und Stoffkreisläufen (Wasseraufnahmekapazität und Infiltrationsvermögen, Sickerwasserraten, Rückhaltekapazität gegenüber gelösten Stoffen, Pufferfunktion, Transformatorfunktion)
 - Ermittlung von Gebieten, in denen die Funktionsfähigkeit für die Wasser- und Stoffretention besonders zu schützen ist (beispielhafte Landschaftsstrukturen: naturnahe Fließgewässer; Überschwemmungsgebiete, Gebiete mit hoher Grundwasserneubildung, Höhenzüge/Kuppen jeweils mit Dauervegetation, organische Böden mit hohem Grundwasserstand, Gebiete mit abflussmindernden Strukturen in Hanglagen),
 - Ermittlung von Gebieten, in denen die Funktionsfähigkeit für die Wasser- und Stoffretention vorrangig wiederherzustellen ist (beispielhafte Landschaftsstrukturen: begradigte und ausgebaute Fließgewässer, Überschwemmungsgebiete mit Ackernutzung, entwässerte Moore).

(V. DRESSLER ET AL., 2000; MÜLLER ET AL., 2000)

Entscheidende Voraussetzung für die Umsetzung dieser Anforderungen und die verbesserte Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen in der überörtlichen Planung ist, dass durch die zuständigen Landesämter in allen Bundesländern flächendeckend bodenkundliche und geowissenschaftliche Daten als Entscheidungsgrundlagen für Fragen des vorsorgenden Bodenschutzes in hinreichender Aussagegenauigkeit und Aktualität zur Verfügung gestellt werden. Die Erfahrungen aus der Bearbeitung von Landschaftsplanungen und Beiträgen zur Regionalplanung in verschiedenen Bundesländern zeigen, dass diese grundlegende Voraussetzung in vielen Bundesländern noch immer nicht realisiert ist und z. T. auch nicht in absehbarer Zeit umgesetzt sein wird. Dies beeinträchtigt erheblich die Konkretisierung und Qualität von Planungsaussagen zum Schutz des Bodens.

Für die regionale Planungsebene sind vor allem digitale Bodenübersichts- oder Bodenkonzeptkarten in den Maßstäben zwischen 1:50.000 (ggf. 1:25.000) bis 100.000 und die für die Auswertungsmethoden erforderlichen Datensätze (zuverlässige und statistisch gesicherte Bodenparameter) notwendig. Vor dem Hintergrund der planungspraktischen Erfahrungen aus verschiedenen Bundesländern sollten vor allem Ansätze, wie sie in Niedersachsen mit dem NIBIS oder in Nordrhein-Westfalen mit der Karte der schutzwürdigen Böden in 1:50.000 beschritten werden, möglichst zeitnah auch in anderen Bundesländern umgesetzt werden. Die vorhandenen Erfahrungen und Ansätze sollten auf andere Bundesländer übertragen werden, um möglichst bald die vielerorts gravierenden Lücken in der Datenbasis einzelner Länder zu schließen. Dabei müssen für die aus unterschiedlichen Informationsquellen abgeleiteten Bodenübersichtskarten zwangsläufig Abstriche bei der Aussagegenauigkeit gemacht werden. Die Qualität der jeweiligen Karten ist abhängig von den in das jeweilige Kartenblatt eingeflossenen Grundlageninformationen und weist z. B. bei der praktischen Anwendung im Rahmen der Landschaftsrahmenplanung in Niedersachsen zum Teil noch deutliche regionale Unterschiede auf. Dies bezieht sich im besonderen Maße auf Angaben zu den Hydromorphieverhältnissen. Die umfangreiche Datenermittlung und die Bearbeitung mehrerer Naturgüter bei der Bearbeitung von Landschaftsrahmenplänen ermöglicht und setzt die Ergänzung der Daten aus Bodenübersichtskarten um weitere Informationen und Bewertungsschritte voraus. Dies gilt insbesondere für Einbeziehung von durchgeführten Biotopstrukturtypen- oder Nutzungskartierungen oder bei der Anwendung von Auswertungsmethoden z. B. von digitalen Höhenmodellen. Ferner muss derzeit noch in Kauf genommen werden, dass bei verschiedenen Bewertungen

¹ für den Landschaftsrahmenplan auch im Sinne Biotopentwicklungspotential von besonderer Bedeutung

unterschiedliche Datenquellen miteinander kombiniert werden müssen und regionale Gültigkeitsbereiche für einzelne Parameter zu wenig bekannt sind. Durch regionalisierte Datensätze (z.B. zu Humusgehalt, Durchwurzelungstiefe etc.) müsste zukünftig die Aussagesicherheit weiter verbessert werden.

Hinsichtlich der derzeit für die regionale Ebene verfügbaren Auswertungsmethoden bestehen vor allem noch Defizite für die Bewertung der Lebensraumfunktion des Bodens im engeren Sinne. Für die Ermittlung naturnaher Böden, die nicht oder kaum anthropogen überprägt worden sind, ist die Datenlage derzeit unzureichend. Hier können nur hilfswise Angaben zum Grad der Vorbelastung verarbeitet werden. Für die Darstellung der Archivfunktion und seltener Böden ergeben sich allein aufgrund der Art und des Maßstabs der Übersichtsarten deutliche Einschränkungen. Denkbar ist hier z. B. die Darstellung regional besonders charakteristischer Bodenvergesellschaftungen. Während für viele Bewertungsaspekte z. B. im Zusammenhang mit dem Bodenwasserhaushalt oder zur Erosion auf relativ zuverlässige Methoden zurückgegriffen werden kann, müssen bei anderen Methoden (Fremdstoffspeichervermögen, Versauerungsdisposition, Verdichtungsempfindlichkeit) relativ pauschale Angaben (z. B. zum Humusgehalt, pH-Wert oder zur Bodenfeuchte) einfließen, welche die Aussagekraft der Ergebnisse deutlich einschränken. Auch für die zur Anwendung kommenden Bewertungsverfahren gilt, dass sie nicht unkritisch auf verschiedene Maßstabebenen übertragen werden, sondern noch stärker maßstabsbezogen differenziert werden müssen (vgl. SCHMIDT, 1998).

Eine standardmäßige Bereitstellung thematischer Auswertungskarten durch die Landesämter allein auf der Grundlage der Eingangsgrößen z. B. einer Generallegende ohne Nutzung detailliert erhobener Daten im Rahmen der Landschaftsrahmenplanbearbeitung (Biotop-/Nutzungstypen, Höhenmodell etc.) kann bei einzelnen Auswertungsmethoden zu pauschalierten Ergebnissen führen, die den Anforderungen der Landschaftsrahmenplanung an die Formulierung möglichst konkreter Ziele und Maßnahmen nicht entsprechen. Darüber hinaus erweisen sich auch bereits weitgehend zusammengefasste Einzelbewertungen zu Gesamtbewertungen der Schutzwürdigkeit von Böden für die Landschaftsrahmenplanung als ungünstig, weil hierdurch die Ableitung landschaftsrahmenplanerischer Zielaussagen und Anforderungen an die Art und Intensität von Nutzungen erschwert bzw. verhindert wird.

Erfordernisse und Maßnahmen, die der Landschaftsrahmenplan zur Umsetzung der Ziele des Bodenschutzes entwickelt, lassen sich folgenden Bereichen zuordnen:

- Schutzgebietskategorien (insbesondere im Hinblick auf die Erhaltung naturnaher, wenig beeinträchtigter Böden und die Erhaltung der natürlichen Vielfalt von Böden sowie Böden mit besonderer natur- und kulturhistorischer Bedeutung)
- Anforderungen an die Art und Intensität von Nutzungen (insbesondere zur Verminderung und Vorsorge gegenüber Bodenbeeinträchtigungen)
- Maßstäbe für Umweltverträglichkeit von Planungen und Maßnahmen
- Vorschläge zur Aufnahme von Bodenschutzbelangen in die Instrumente der Raumordnung (einschließlich der fachlichen Untersetzung der jeweiligen Kategorien).

Regionalplanung

In die Regionalplanung sind bislang überwiegend textliche Ziele und Grundsätze mit allgemeinen Aussagen zum Schutz des Bodens eingeflossen. Eine räumliche Differenzierung konkreter Aussagen zum Bodenschutz, sofern sie über die generelle Sicherung als Freiraum hinausgehen, stellen in den derzeitigen Regionalplänen noch die Ausnahme dar. Häufig werden auch Aussagen zum Bodenschutz mit der Darstellung landwirtschaftlicher Vorrang- bzw. Vorbehaltsgebiete verbunden.

Neben der generellen Zielsetzung des sparsamen Umgangs mit Grund und Boden dient die Aufbereitung der Bodenschutzbelange zur Regionalplanung den folgenden Zielsetzungen:

- Sicherung von Böden mit besonders schutzwürdigen Ausprägungen gegenüber Flächeninanspruchnahme bzw. Beeinträchtigung durch bodenbelastende und -verbrauchende Nutzungen,
- Berücksichtigung der natürlichen Nutzungseignung, der Empfindlichkeit und/oder Vorbelastung des Bodens bei der Festlegung von Vorrangfunktionen,
- Festlegung von Sanierungs- und Entwicklungsschwerpunkten in Gebieten, die durch Profil- und Strukturveränderungen des Bodens oder aufgrund von Stoffeinträgen erheblich beeinträchtigt oder gefährdet sind.

Verschiedentlich wird gefordert, den Anforderungen des Bodenschutzes, mit einer eigenständigen Kategorie „Vorranggebiet für den Bodenschutz“ Rechnung zu tragen. Allerdings bleiben die inhaltlichen Definitionen eines solchen Gebietes auffällig unpräzise (vgl. MKRO-Entschließung, 1996²). Boden stellt aber keine Freiraumfunktion an sich dar, sondern bildet die Grundlage für die Erfüllung verschiedenster Freiraumfunktionen und steht in engen funktionalen Bezügen zu anderen Schutzgütern.

² So sieht z. B. die Entschließung der MKRO „Raumordnerische Instrumente zum Schutz und zur Entwicklung von Freiraumfunktionen“ vom 29. März 1996 die Anwendung schutzorientierter Festlegungen vor allem für folgende Bereiche vor: Bodenschutz: Gebiete mit besonders hochwertigen Bodenfunktionen bzw. erhaltungsbedürftigen funktionsfähigen Böden sowie solche mit geologisch und geomorphologisch bedeutsamen Strukturen.“

Eine Differenzierung einzelner schutzgutorientierter Vorranggebiete führt in der Praxis zu häufigen Überlagerungen von oft inhaltlich ähnlichen Festlegungen. Dies trägt weder zur notwendigen Klarheit der Planaussagen bei, noch entspricht dies der Integrationsfunktion der Raumordnung. Durch räumliche Ausweisungen zu anderen Freiraumfunktionsbereichen können die Belange des Bodenschutzes jedoch in der Regel ausreichend instrumentiert werden. Dies verlangt aber eine nachvollziehbare tatsächliche Untersetzung der Kategorien wie Vorranggebiete für Natur und Landschaft, Grundwassersicherung etc. sowie Regionalen Grünzügen durch entsprechend aufbereitete Bodenschutzbelange. Die jeweiligen Bodenschutzaspekte müssen in die entsprechenden Begründungen der jeweiligen Gebietsdarstellungen einfließen. Darüber hinaus lassen sich bei einem digital unter Einsatz eines GIS erarbeiteten Regionalplan die Begründungen (als Hintergrundinformation) der einzelnen Gebietsdarstellungen auch kartographisch darstellen. Aus diesem Grund scheint es aktuell nicht erforderlich, zusätzliche eigenständige Planelemente zum Bodenschutz einzuführen. Generell bleibt jedoch als Schwäche der Regionalplanung ihre begrenzte Einflussmöglichkeit auf die für viele Aspekte des Bodenschutzes wichtige Intensität von Nutzungen bestehen.

Bodenschutzaspekt	Darstellungskategorien im Regionalplan
Sicherung von Böden gegenüber Flächeninanspruchnahme	schutzbezogene Vorrangausweisungen; in Verdichtungsgebieten und ihren Randzonen, aber auch im Umland expandierender Oberzentren in ländlichen Räumen: Regionale Grünzüge
Böden mit besonderen Standorteigenschaften, Biopotentialentwicklungspotential	Vorrang- bzw. Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft
Böden, die besonders die Natur-(Paläoböden/ Moorböden) und Kulturgeschichte (Wölbäcker, Plaggensesche) einer Region prägen	Vorrang- bzw. Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft
gering durch den Menschen überformte (naturnahe) Böden, ggf. seltene Böden	Vorrang- bzw. Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft
Böden hoher natürlicher Fruchtbarkeit; Gebiete mit hoher Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion	Vorbehaltsgebiete Landwirtschaft
Gebiete mit besonderen Bodenbelastungen (Schadstoffeintrag und -verlagerung, Bodenversauerung, Altlasten)	Bei großräumigen Gebieten mit erheblichen Belastungen: Sanierungs- und Entwicklungsgebiete; Abwägungskriterien bei der Festlegung von flächen- bzw. umweltbeanspruchenden Nutzungen, Nutzungsempfehlungen, -einschränkungen; Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft mit Schwerpunkt Entwicklung/Sanierung
schutzbedürftige Böden <ul style="list-style-type: none"> • gegenüber Erosion, • gegenüber Verdichtung, Zersetzung oder Senkung, • geringer Filter-/Pufferfunktion 	Abwägungskriterien bei der Festlegung von flächen- bzw. umweltbeanspruchenden Nutzungen, Nutzungsempfehlungen, -einschränkungen; Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft mit Schwerpunkt Entwicklung/Sanierung bzw. Vorbehaltsgebiete Forstwirtschaft (Waldzuwachsflächen)
Gebiete mit geringer Filter-/ Pufferfunktion und Risiken für den Schutz des Grundwassers	Vorbehaltsgebiete Grundwassersicherung; ggf. auch Vorranggebiete; Abwägungskriterien bei der Festlegung von flächen- bzw. umweltbeanspruchenden Nutzungen, Nutzungsempfehlungen, -einschränkungen; Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft mit Schwerpunkt Entwicklung/Sanierung bzw. Vorbehaltsgebiete Forstwirtschaft (Waldzuwachsflächen)
Retentionsvermögen / Gebiete, in denen die Funktionsfähigkeit für die Wasser- (und Stoff-) -retention besonders zu schützen bzw. vorrangig wiederherzustellen ist	Vorrang- und Vorbehaltsgebiete Hochwasser (in Verbindung mit Auen, Fließgewässern) Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft mit Schwerpunkt Landschaftsentwicklung

H. v. DRESSLER, A. HOPPENSTEDT, H. LANGER, B. MÜLLER, K. MURKEN, G. JANSSEN & W. ERBGUTH: Weiterentwicklung der Landschaftsrahmenplanung und ihre Integration in die Regionalplanung; Bundesamt für Naturschutz, Angewandte Landschaftsökologie 29, Bonn Bad Godesberg 2000
 U. MÜLLER, I. DAHLMANN, E. BIERHALS, B. VESPERMANN & CH. WITTENBECHER: Bodenschutz in Raumordnung und Landschaftsplanung, Arbeitshefte Boden, Heft 2000/4, Hannover
 R. SCHMIDT: Wissenschaftliche Auswertung der Bodenbewertungen für die landwirtschaftlichen Nutzflächen der Altkreise Torgau, Oschatz, Eilenburg und Vorschläge zur Integration in die Landschaftsrahmen-/Regionalplanung; Beitrag zum FuE-Vorhaben 809 01 002 Weiterentwicklung der Landschaftsrahmenplanung und ihre Integration in die Regionalplanung, unveröffentlichtes Manuskript, Eberswalde 1998
 R. WOLF: Bodenfunktionen, Bodenschutz und Naturschutz – Zum Verhältnis von Bodenschutz- und Naturschutzgesetz, Natur und Recht, 1999, Heft 10, 545-554

Bodenfunktionsbewertung als Beitrag des vorsorgenden Bodenschutzes für die mittlere Planungsebene

Beitrag aus dem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Verbundvorhaben „Regionalisierende Erfassung und Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen als Fachbeitrag Boden zur Integration in die Landschaftsrahmenplanung/Regionalplanung“ der Universität Kiel (Prof. Dr. Blume), der Universität Greifswald (Prof. Dr. Zölitz-Möller) und der BSD GmbH Kiel (Dr. Kneib)

Wiebke Werwer*

1. Zielsetzung

Bei steigender Bodenbelastung wird dem vorsorgenden Bodenschutz in Planung und Politik erhebliches Gewicht beigemessen. Dies erfolgt allgemein als Teil des Nachhaltigkeitsparadigmas, aber auch in planungsrelevanten Gesetzen. Es resultiert daraus das Erfordernis einer flächendeckenden Erfassung und Bewertung des Zustandes von Böden unter Berücksichtigung der oft eingeschränkten Datenlage sowie der Integrierbarkeit der Ergebnisse in die Landschafts- und schließlich Regionalplanung - was bislang nur völlig unzureichend erfolgt. Ziel des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Vorhabens „Regionalisierende Erfassung und Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen als Fachbeitrag Boden zur Integration in die Landschaftsrahmen- und Regionalplanung“ war es - exemplarisch für ausgewählte Untersuchungsgebiete eines Planungsraumes in Schleswig-Holstein - bestehende Verfahren zur regionalisierenden Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen auf ihre Anwendbarkeit hin zu überprüfen, wobei neben der Regelungs-, der Lebensraum- und der Produktionsfunktion auch die Archivfunktion berücksichtigt wurde.

Auf den Ergebnissen des Praxistests aufbauend sollen schließlich Empfehlungen für ein Gesamtkonzept zur Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen formuliert und Wege aufgezeigt werden, die eine Integration von - aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes - prioritären Inhalten in die Landschaftsrahmenplanung- und Regionalplanung besser als bisher ermöglichen.

2. Methodik

Nach einer Analyse der Verfügbarkeit bodenbezogener Grundlagendaten sowie deren Verwendbarkeit für Bodenfunktionsbewertungen auf mittlerer Maßstabebene, sind für drei repräsentative Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein - für den ländlichen Bereich Stolpe (Östliches Hügelland) und Bad Bramstedt (Geest), für den urbanen Bereich Eckernförde (Östliches Hügelland) - die relevanten Datengrundlagen - Bodenkarte i. M. 1:25.000 (BK 25), Bodenübersichtskarte i. M. 1:200.000 (BÜK 200), Stadtbodenkarte Eckernförde i. M. 1:12.500, ATKIS-Daten, Profilbeschreibungen - zusammengestellt und digital aufbereitet worden. Der eigentlichen Methodenanwendung vorausgehend ist überprüft worden, in welcher Form die relevanten bodenkundlichen Daten für eine flächendeckende Bodenfunktionsbewertung auf regionaler Ebene am geeignetsten einzusetzen sind und wie eine Regionalisierung der - in eine Bewertung - eingehenden Aspekte am sinnvollsten erfolgen kann. Diese Vorprüfung ist - mit vier Varianten - auf Ebene der in die Bewertungen einfließenden ökologischen Kennwerte (Bodenkundliche Feuchtestufe, nutzbare Feldkapazität, Feldkapazität, Luftkapazität, potentielle Kationenaustauschkapazität, Wasserdurchlässigkeit) auf Grundlage der BK 25 sowie der zugehörigen Profilbeschreibungen berechnet worden.

* Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Schauenburgerstr. 112, 24118 Kiel,
Tel.: 0431-8803275, email: wiebke-w@wundl.uni-kiel.de

Nach Auswahl der geeignetsten Regionalisierungsvariante erfolgte die Methodenanwendung, bei der die in Tabelle 1 genannten Aspekte Berücksichtigung fanden.

Tabelle 1: Angewendete Methoden zur Bewertung der Bodenfunktionen

BODENFUNKTION	ASPEKT	QUELLE	BEREICH*
PRODUKTIONSFUNKTION (Eignung)	Standort für Kulturpflanzen	LEHLE et al. (1995)	B,S
	Ertragszahlen	VOERKELIUS et al. (1989)	B,S
	Landwirtschaftliches Ertragspotential	ARGUMENT (1995)	B
	Standortbezogenes ackerbauliches Ertragspotential	MÜLLER (1997)	S
PRODUKTIONSFUNKTION (Empfindlichkeiten)	Erodierbarkeit	KA4	B,S
	Verschlämmungsneigung	MÜLLER (1997)	B,S
	Potentielle Verdichtungsempfindlichkeit	MÜLLER (1997)	B,S
	Potentielle Erodierbarkeit durch Wind und Wasser	ARGUMENT (1995)	B
LEBENSRAUMFUNKTION	Standort für die natürliche Vegetation	LEHLE et al. (1995)	B, S
	Biotopentwicklungspotential	ARGUMENT (1995)	B
	Biotopentwicklungspotential	MÜLLER (1997)	S
REGELUNGSFUNKTION (Wasserhaushalt)	Ausgleichskörper im Wasserkreislauf	LEHLE et al. (1995)	B,S
	Wasserrückhaltevermögen	ARGUMENT (1995)	B
	Grundwasserneubildung	ARGUMENT (1995)	B
REGELUNGSFUNKTION (Stoffhaushalt)	Filterfunktion	VOERKELIUS et al. (1989)	B,S
	Schwermetallimmobilisierung	ARGUMENT (1995)	B
	Immobilisierung organischer Schadstoffe	ARGUMENT (1995)	B
	Nitratwaschgefährdung	MÜLLER (1997)	S
ARCHIVFUNKTION	Seltene und besonders schützenswerte Geotope; Schutzwürdige Bodenformen (Lapro SH)	MUNF SH (1999)	

* B = Bad Bramstedt, S = Stolpe

Den Rahmen für die Anwendung dieser Algorithmen zur Bewertung ausgewählter Aspekte bildete eine Vorauswahl an bestehenden Gesamtkonzeptionen, die neben unterschiedlichen fachlichen Ansätzen für Bodenfunktionsbewertungen (ARGUMENT 1995; LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN 1996; LEHLE et al. 1995; VOERKELIUS et al. 1995) zum Teil darüber hinausgehende weitere Operationalisierungen bis hin zur Formulierung planerischer Handlungsansätze vorschlagen (ARGUMENT 1995; BODENSCHUTZDIENST...1997; BSD 1994; KNEIB et al. 1995, 1996; LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN 1996; VOERKELIUS et al. 1995). Unterstützt wurden die Projektarbeiten dabei durch die Mithilfe der Fa. ARGUMENT GmbH, des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung sowie durch die Fa. BSD GmbH. Der Schwerpunkt für den Unterauftrag an die Fa. ARGUMENT GmbH lag dabei in einer Überprüfung der Übertragbarkeit des von ihr selbst entwickelten Konzeptes auf schleswig-holsteinische Verhältnisse (am Beispiel des Bereiches Bad Bramstedt) sowie in einem Vergleich der planerischen Aussagekraft der BK 25 und der BÜK 200. Über den Unterauftrag an das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung sollte die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit ausgewählter - in der Methodenbank des NIBIS vorgehaltener - Algorithmen zur Bewertung ausgewählter Bodenfunktionsaspekte (MÜLLER 1997) auf schleswig-holsteinische Gegebenheiten geprüft werden. Der Schwerpunkt der Zuarbeit durch die BSD GmbH lag neben der - noch in Bearbeitung befindlichen - Anwendung des eigenen Bewertungskonzeptes für den Raum Eckernförde auf der Überprüfung der planerischen Umsetzbarkeit des im Bundesbodenschutzgesetz formulierten Konzeptes des Funktionsschutzes.

3. Ergebnisse

Die auf Ebene der ökologischen Parameter durchgeführte Vorprüfung hat ergeben, daß die Heterogenität der betrachteten Parameter innerhalb der in der BK 25 ausgewiesenen Bodeneinheiten zwar sehr hoch ist, für die meisten relevanten Kennwerte lassen sich aber unter Mittelwertbildung auf Grundlage der Bodenform trotz der Streuung für die mittlere Maßstabsebene

brauchbare Ergebnisse erzielen; dies gilt insbesondere für jene Parameter, die aus dem Substrat ableitbar sind. Generell problematisch erweist sich hingegen – die für die meisten Aspekte wesentliche – Einstufung der Hydromorphie. Teilweise in den Legenden der Bodenkarten verfügbare Angaben zum Grundwasserstand der ausgewiesenen Bodeneinheiten können ebenso wie mögliche Ableitungen der Grundwasserverhältnisse über den Bodentyp zu ‚historischen‘ Ergebnissen und damit zu gravierenden Fehleinschätzungen auf allen Standorten, deren Wasserhaushalt durch Meliorationsmaßnahmen verändert wurde, führen. Eine grobe Abschätzung der aktuellen Hydromorphiesituation wird über die Angabe der Nutzung mit den ATKIS-Daten möglich. Ein weitere Schwierigkeit besteht in der Zuordnung von - für die Bewertung einzelner Aspekte (z.B. Biotopentwicklungspotential) - doch entscheidenden Informationen zum pH-Regime. Wegen der hohen räumlichen Heterogenität und oft auch fehlender Datengrundlagen muß man sich hier unter Berücksichtigung naturräumlicher Gegebenheiten mit pauschalen Zuordnungen begnügen, die am besten über die Nutzung (auch in Kombination mit dem vorherrschenden Substrat) zu erzielen sind.

Für die Methodenanwendung sind schließlich die genannten Punkte ausschlaggebend, d.h. die Anwendbarkeit der jeweiligen Methodik ist viel mehr von der (digitalen) Verfügbarkeit von Grundlagendaten sowie der fachlich begründeten Zuordnung der in den jeweiligen Methoden vorgesehenen Parametern abhängig als von der Methodik selbst. Die Beispiele aus den Ländern mit flächendeckend verfügbaren bodenkundlichen Datengrundlagen im Maßstabsbereich 1:50.000 – 1:100.000 (Niedersachsen, NRW, neue Bundesländer) zeigen deutlich, daß die Etablierung einer entsprechenden bodenkundlichen Datengrundlage nicht nur die Voraussetzung für flächendeckende Bodenschutzprogramme und –maßnahmen ist, sondern das damit auch eine Grundlage für eine systematische Weiterentwicklung bestehender Methoden des Bodenfunktionsschutzes gegeben ist.

Als wesentliches Ergebnis der Zuarbeit durch die BSD GmbH kann festgehalten werden, daß eine direkte planerische Umsetzung des im Bundesbodenschutzgesetz formulierten Konzeptes die Formulierung von Leitbildern (Handlungszielen) erfordert, die als Bindeglied zwischen einer fachlichen Bewertung der Bodenfunktionen und einer Bewertung für die Planung vermitteln. Die BSD GmbH formuliert – aufbauend auf einem entwickelten Zielsystem des Bodenschutzes - die wichtigsten Leitbilder und nennt Schutzkriterien, die als Boden- bzw. Standortmerkmal die formulierten Leitbilder zu konkretisieren vermögen.

4. Fazit

Bisher lassen sich für Bodenfunktionsbewertungen auf mittlerer Maßstabsebene folgende Schlußfolgerungen als Zwischenergebnis aus der Projektarbeit formulieren:

- Als bodenkundliche Datengrundlagen sind digitale Bodenkarten i. M. 1:50.000 – 1:100.000 als optimal einzustufen. Eine Nutzung der BK 25 erhöht zwar sowohl inhaltliche als auch die räumliche Aussageschärfe, ist aber wegen bislang nicht flächendeckender Verfügbarkeit einerseits sowie der mangelnden Übereinstimmung zur Maßstabsebene der Landschafts- und Raumplanung auf regionaler Ebene (1:50.000 – 1:100.000) nur eingeschränkt einsetzbar.
- Den Vorteilen der BÜK 200 (bundesweit einheitliche Konzipierung, (mittelfristig) flächendeckende digitale Verfügbarkeit) stehen die mit der Aggregierung der ausgewiesenen Bodeneinheiten einhergehenden Schwächen der höheren Generalisierung gegenüber: Letzteres muß bei Nutzung der BÜK 200 durch entsprechende Anpassungen berücksichtigt werden: Beispielsweise kann dem höheren Generalisierungsgrad dadurch begegnet werden, daß Bewertungen nicht wie oft üblich 5-stufig, sondern - auch aus planerischen Aspekten auf dieser Maßstabsebene durchaus erwünscht - drei-stufig durchgeführt werden und daß auszuweisende Raumkategorien durch entsprechende, auf den höheren Generalisierungsgrad verweisende Symbolik gekennzeichnet werden.

- Die Ergänzung der bodenkundlichen Informationen mit weiteren – für die Bewertungen erforderlichen - Informationen durch Verschneiden der genannten Bodenkarten mit den flächendeckend digital verfügbaren ATKIS-Daten und/oder (in Abhängigkeit des betrachteten Aspektes) einem digitalen Höhenmodell ist zu empfehlen.
- Für Bereiche, in denen Bodenkarten i. M. 1:25.000 – 1:50.000 noch nicht vorliegen, ist zu empfehlen, die Bodenkartierung künftig stärker auch auf planungsorientierte Aspekte auszurichten. Es wird vorgeschlagen, als Bearbeitungsgrundlage neben topographischen Karten auch die Grenzen der oberflächlichen Gewässereinzugsgebiete mit hinzuzuziehen, um auf dieser Basis Bodenvergesellschaftungskarten zu erarbeiten, bei denen die Hauptgrenzen zwischen den Gesellschaften durch Wassereinzugsgebiete bestimmt werden: damit könnte - insbesondere für Fragestellungen, die den Stofftransport in der Landschaft betreffen - eine bessere Planungsgrundlage bereit gestellt werden.

5. Literatur

- AG BODEN (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl. - Hannover
- ARGUMENT GMBH (1995): Operationalisierung der Bodenfunktionen unter dem Gesichtspunkt der Bodennutzung und der Bodeneigenschaften - am Beispiel des Kreises Oberhavel - Abschlußbericht. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.- Kiel
- BODENSCHUTZDIENST FÜR STÄDTE UND GEMEINDEN GmbH; KNEIB, W. D.; LALUBIE, C.; SCHEMSCHAT, B. & SCHNAUDT, A. (1997): Bodenökologische Konzeptkarten und Karte der Vorranggebiete für den Bodenschutz als Grundlage der Landschaftspflege. Abschlußbericht, im Auftrag des Umweltamtes der Hansestadt Lübeck
- BSD (1994): Maßnahmenkarten zum Bodenschutz und zum Schutz des oberflächennahen Grundwassers. Fachbeitrag zur Fortschreibung des Landschaftsplans der Landeshauptstadt Kiel, Aspekt Boden und oberflächennahes Grundwasser, Abschlußbericht.- Kiel
- KNEIB, W. D.; LALUBIE, C. SCHEMSCHAT, B. & SCHNAUDT, A. (1996): Karte der Vorranggebiete zum Bodenschutz der Stadt Dortmund. Konzepte und Methoden zum regionalen und kommunalen Bodenschutz. Im Auftrag des Umweltamtes Dortmund.
- KNEIB, W. D.; LALUBIE, C.; SCHEMSCHAT, B. & SCHNAUDT, A. (1995): Konzepte und Methoden zum regionalen und kommunalen Bodenschutz im Gebiet des Kommunalverbandes Ruhrgebiet. büro für bodenbewertung, Kiel; im Auftrag des Kommunalverbandes Ruhrgebiet
- LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN (1996): Landesweite Analyse der Landschaftspotentiale in Mecklenburg-Vorpommern im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Textzusammenfassung
- LEHLE, M.; BLEY, J.; MAYER, E.; VEIT-MEYA, R. & VOGL, W. (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. In: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Luft- Boden . Abfall, H. 31
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1999): Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein.- Kiel
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS).- Hannover
- VOERKELIUS, U.; SPANDAU, L.; WEINBRUNN, R. & ZILBAUER, G. (1989): Bodenschutz - Mögliche Anwendungen eines Bodeninformations-Systems. Operationalisierung der Bodenfunktionen als Bilanzgrößen am Beispiel eines ausgewählten Raumes. UBA-Texte 8/89.- Berlin

Bodenschutz und räumliche Planung

Beitrag aus dem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Verbundvorhaben „Regionalisierende Erfassung und Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen als Fachbeitrag Boden zur Integration in die Landschaftsrahmenplanung/Regionalplanung“ der Universität Kiel (Prof. Dr. Blume), der Universität Greifswald (Prof. Dr. Zölitz-Möller) und der BSD GmbH Kiel (Dr. Kneib)

Reinhard Zölitz-Möller¹⁾

Das Medium „Boden“ in Umweltschutz und Planung

Obwohl der Boden im ökosystemaren Kontext das zentrale Medium und eine wichtige funktionale Schnittstelle ist, hat sich die Umweltpolitik und –gesetzgebung erst vergleichsweise spät explizit mit dem Schutz der Böden befasst. Der erste Regierungsentwurf für ein deutsches Bodenschutzgesetz (BBodSchG) entstand 1985, und es dauerte dann noch einmal 14 Jahre, bis es am 1.3.1999 in Kraft trat (Buchwald & Engelhardt 1999). Man muss dabei jedoch berücksichtigen, dass bodenschutzbezogene Belange auch in den Gesetzesgrundlagen zahlreicher anderer Fachplanungen und der räumlichen Gesamtplanung berücksichtigt werden. Sie alle hier aufzuzählen, sprengt den Rahmen dieses Beitrags (vgl. dazu Frielinghaus & Schäfer 1999); verwiesen sei stellvertretend auf die häufig zitierte Aussage des Baugesetzbuches; mit Grund und Boden sei sparsam umzugehen, und für Schleswig-Holstein z.B. auf das Landesnaturschutzgesetz von 1993, das als Inhalt der Landschaftsplanung auch die Erfordernisse und Maßnahmen „zum Schutz, zur Verbesserung der Qualität und zur Regeneration von Boden, Gewässer, Luft und Klima“ (LNatSchG SH, §6a, 4d) definiert und in §1 als Grundsatz des Naturschutzes u.a. fordert: „Mit dem Boden ist schonend umzugehen. Die verschiedenen Bodenformen sind mit ihren ökologischen Funktionen, ihrem natürlichen Nährstoffgehalt und übrigen chemischen, physikalischen, biologischen und auch natur- und kulturgeschichtlichen Eigenarten zu erhalten. Der natürliche Aufbau der Böden und ihre Pflanzendecke ist zu sichern. Maßnahmen, die zu Bodenerosionen führen können, sind zu vermeiden.“ (LNatSchG SH, §1, 2-3)

Im Planungskontext wird der Boden heute üblicherweise als Träger von Funktionen bzw. Potentialen des Natur- oder Landschaftshaushaltes verstanden. Diese Sichtweise macht das Thema fachlichen und planerischen Bewertungen zugänglich. Mit den Begriffen „Funktion“ und „Potential“ wird zum Ausdruck gebracht, dass die konkreten, zu bewertenden Landschaftsausschnitte hinsichtlich der von ihnen zu erbringenden Teilaufgaben - je nach ihren Eigenschaften - unterschiedliche Leistungen erbringen. In der Planungspraxis wird dabei die Komplexität des „Naturhaushaltes“, der „Ökosysteme“ bzw. der „Landschaft“ vereinfachend in Umweltmedien aufgliedert, die aus Gründen der Praktikabilität weitgehend mit den in einschlägigen Gesetzen genannten Schutzgütern identisch sind und von denen einer der Boden ist (Zölitz-Möller 2001).

¹⁾ Geographisches Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Friedrich-Ludwig-Jahnstr. 16, D-17487 Greifswald, Tel. 03834-86-4500, Fax: -4501, e-mail: zoelitz@uni-greifswald.de

Defizite der Planungspraxis in Schleswig-Holstein

Die rechtlichen Grundlagen für eine Berücksichtigung des Bodenschutzes in der räumlichen Planung sind im Grundsatz vorhanden - von der Diskussion um die zu schwache Stellung des vorsorgenden Bodenschutzes im BBodSchG sei hier einmal abgesehen, zumal im vorliegenden Kontext für den Bodenschutz eben auch durch die Naturschutzgesetze die rechtliche Basis gelegt ist. In Schleswig-Holstein hat darüber hinaus die im LNatSchG von 1993 enthaltene weitgehende Verpflichtung zur Aufstellung von örtlichen Landschaftsplänen dazu geführt, dass heute die meisten Gemeinden des Landes über Landschaftspläne verfügen oder an ihrer Aufstellung arbeiten.

Mit dieser grundsätzlich positiven Einschätzung der rechtlichen Basis für eine planerische Berücksichtigung des Bodenschutzes in Deutschland und speziell in Schleswig-Holstein kontrastieren in auffälliger Weise die zu beklagenden Defizite der Planungspraxis auf allen Ebenen der Landschaftsplanung. Die örtlichen Landschaftspläne berühren die abiotischen Faktoren und insbesondere die Bodenfunktionen in der Regel völlig ungenügend. Eine Abhandlung des Themas „Boden“ in Bestandsbeschreibung und Bewertung auf nur einer Textseite, günstigenfalls illustriert mit einer Karte der Bodenzahlen und Bodenarten, ist keine Seltenheit. Solches Vorgehen bleibt weit hinter den tatsächlich bestehenden und inzwischen auch in Schleswig-Holstein erprobten Möglichkeiten einer planerischen Auswertung z.B. der Daten der Bodenschätzung zurück (vgl. Reiche 1998; Herzog & Zölitz-Möller 1999). Auch am anderen Ende der Maßstabshierarchie der Landschaftsplanung, im aktuellen Landschaftsprogramm Schleswig-Holsteins, ist es um die Berücksichtigung des Bodenschutzes nicht besser bestellt: Hier sind die Geotope der einzige in einer Karte (und nicht nur in einer Textabbildung) dargestellte Sachverhalt zum Thema „Böden und Gesteine“ – genau genommen ein Etikettenschwindel.

Zur Verstärkung der planerischen Wirksamkeit des Bodenschutzes ist eine räumliche Konkretisierung der Aussagen notwendig. Dies gelingt nur durch eine kartographische Darstellung der räumlich differenzierten, planerischen Feststellungen. Rein textliche Formulierungen in Plänen und Programmen entfalten erfahrungsgemäß eine ungenügende Wirksamkeit. Ähnlich verhält es sich mit Kartendarstellungen von nicht für die planerische Aufgabe aufbereiteten Bestandsdaten, etwa bei der kartographischen Abbildung von Bodentypen oder Bodenformen – planungsrelevant ist nicht die Information über das räumliche Mosaik der zudem noch pedogenetisch definierten Bodentypen, sondern die Kenntnis der bewerteten Bodenfunktionen.

Die Ursachen der bislang schwachen Stellung des Bodenschutzes in der räumlichen Planung Schleswig-Holsteins liegen unter anderem

- in der unzureichenden Datenaufbereitung der Bodenschätzung, die mit ihren Profilbeschreibungen und Schätzfolien – bereitgehalten im Bodeninformationssystem des Landes – eine wichtige Planungsgrundlage auf örtlicher Ebene werden könnte;
- für die mittlere Planungsebene in der nicht nur räumlich unvollständigen (< 50% Flächendeckung), sondern auch inhaltlich inhomogenen Kartengrundlage der Bodenkarte 1:25.000 (BK25), deren Inhalt zudem in Richtung auf die planerisch relevante Bodenfunktionsbewertung noch aufzubereiten ist;

- in den bislang noch nicht konsolidierten bzw. vereinheitlichten fachlichen Bewertungsverfahren, die u.a. dafür benötigt werden und die sich zur Zeit noch durch große Methodenvielfalt auszeichnen;
- in den ebenfalls noch fehlenden einheitlichen Leitbildern und Handlungszielen für das Schutzgut „Boden“; diese werden benötigt, da Bewertungen immer Soll-Ist-Vergleiche sind, in denen der aktuelle, in der Landschaftsanalyse ermittelte Zustand mit einem in Umweltqualitätszielen definierten (und anhand von Umweltqualitätsstandards konkretisierten) Zielzustand verglichen wird.

DBU-Projekt zur Bodenfunktionsbewertung in Schleswig-Holstein

Die genannten Sachverhalte führen letztlich zu unpräzisen und deshalb insgesamt unbefriedigenden Aussagen des Bodenschutzes in der Landschaftsplanung und räumlichen Gesamtplanung des Landes. Diese Situation war auch der Ausgangspunkt für das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Projekt „Regionalisierende Erfassung und Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen als Fachbeitrag Boden zur Integration in die Landschaftsrahmen- und Regionalplanung“. In diesem Vorhaben wurden – exemplarisch für ausgewählte Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein – bestehende und vornehmlich für die mittlere Planungsebene entwickelte, GIS-gestützte Verfahren zur regionalisierenden Bewertung ökologischer Bodenfunktionen auf ihre Anwendbarkeit geprüft. Dabei wurde auch untersucht, welche bewertenden Aussagen bereits heute, bei gegebener Datenlage, gemacht werden können und wie valide diese sind. Das Vorhaben konnte in einer Kooperation der Universitäten Kiel (Prof. Blume) und Greifswald (Prof. Zöhlitz-Möller) unter Einbeziehung von Vertretern der Planungs- (Dr. Kneib) und Verwaltungspraxis (Landesamt für Natur und Umwelt Schl.-Holst.) durchgeführt werden.

Die Ergebnisse dieses Praxistests können als Grundlage für Vorschläge zur Verbesserung der Integration von Bodenschutzbelangen in die Landschaftsrahmen- und Regionalplanung dienen.

Integration von Belangen des Bodenschutzes in die räumliche Planung

Die Aussagen der Landschaftsplanung und damit die ggf. darin enthaltenen Belange des Bodenschutzes erlangen Verbindlichkeit durch ihre Integration in die räumliche Gesamtplanung. Auf der mittleren Ebene gilt es also, die Bodenschutzbelange zunächst innerhalb der Landschaftsrahmenplanung zu konkretisieren und zu regionalisieren. Dies könnte gelingen in der Form von Kartendarstellungen der schutzwürdigen Bodenflächen, wobei diese inhaltlich und räumlich nach Bodenfunktionen zu differenzieren sind (vgl. folgenden Beitrag von W. Werwer). Von der Schaffung einer eigenständigen Raumkategorie wie z.B. „Vorranggebiete für den Bodenschutz“ in der Regionalplanung wird abgeraten. Zu diesem Schluss kamen bereits Kistenmacher et al (1993, S. 255) : „Die Anwendung eigenständiger regionaler Planelemente für den Bodenschutz ist [daher] weder sinnvoll noch erforderlich“. Sie begründeten diese Aussage mit der Argumentation, dass „Boden“ keine Freiraumfunktion an sich darstelle, sondern die Grundlage für die Erfüllung verschiedenster Freiraumfunktionen bilde und der Bodenschutz folglich durch Planelemente anderer Funktionsbereiche erreicht werden könne, wenn diese die Grundsätze für die

vorsorgende und dauerhafte Erhaltung des Bodens mit berücksichtigten. Zum selben Ergebnis kamen die Teilnehmer eines Werkstattgespräches im Rahmen unseres DBU-Vorhabens, an dem Behördenvertreter der Regional- und Landschaftsplanung Schleswig-Holsteins beteiligt waren. Im Ergebnis stellten sie – vor dem Hintergrund der präsentierten Projektergebnisse – u.a. fest, dass:

- räumliche Konkretisierungen der Bodenfunktionsbewertung auch auf bestehender Datengrundlage bereits möglich und gewünscht sind,
- dabei eine inhaltlich und räumlich möglichst weitgehende Aggregation der Aussagen der mittleren und oberen Planungsebene angemessen wäre,
- eine Integration der Ergebnisse in bestehende Gebietskategorien der Landschaftsrahmenplanung sinnvoller als die Ausweisung ggf. zahlreicher neuer Gebietskategorien des Bodenschutzes wäre,
- und dass diese letztgenannte Aussage ihre Begründung nicht nur in der zu erwartenden Zahl von inhaltlichen Überlagerungen unterschiedlicher Schutzgebiete findet, sondern auch in der begrenzten öffentlichen Akzeptanz neuen Schutzgebietskategorien gegenüber.

Literatur

- Buchwald, K. & Engelhardt, W. (1999) (Hg.): Umweltschutz – Grundlagen und Praxis. Band 4: Schutz des Bodens. Economica-Verlag, Bonn.
- Frielinghaus, M. & Schäfer, H. (1999): Umsetzung des praktischen Bodenschutzes. In: Buchwald & Engelhardt (1999)) (Hg.): Umweltschutz – Grundlagen und Praxis. Band 4: Schutz des Bodens. Economica-Verlag, Bonn, S. 96-117.
- Haber, W., Lang, R., Jessel, B., Spandau, L., Köppel, J. & Schaller, J. (1993): Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen nach §8 des Bundesnaturschutzgesetzes. Nomos-Verlag, Baden-Baden.
- Herzog, C. & Zölitz-Möller, R. (1999): Nachhaltigkeitsaspekte in der gemeindlichen Landschaftsplanung. Beispiel aus der Planungspraxis der angewandten Ökosystemforschung. Standort – Zeitschrift für Angewandte Geographie, 1/1999, S. 28-37.
- Kistenmacher, H., Domhardt, H.-J., Geyer, T. & Gust, D. (1993): Planinhalte für den Freiraumbereich. Handlungsmöglichkeiten der Regionalplanung zur Differenzierung von Planinhalten für den Freiraumbereich. Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Bd. 126, Hannover
- Reiche, E.W. (1998): BOSSA-SH: Bodenschätzung Standardauswertung Schleswig-Holstein – Bodenschätzung für die Landschaftsplanung. CD-ROM und Programmdokumentation, erstellt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein. Kiel.
- Zölitz-Möller, R., Heinrich, U. & Nachbar, M. (1997): Environmental planning with help of geographical information and the ecosystem approach. GIS - Geo-Informationssysteme, Heft 6/1997, S. 20-24.
- Zölitz-Möller, R. (1999): Umweltinformationssysteme, Modelle und GIS für Planung und Verwaltung? Kritische Thesen zum aktuellen Stand der Dinge. In: T. Blaschke (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. Wichmann- Verlag, Wichmann- Verlag, Heidelberg, S. 183-190.
- Zölitz-Möller, R. (2001): Landschaftsbewertung. In: Landschaftsplanung – Spektrum-Lehrbuch. Hrsg. v. W. Riedel & H. Lange. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg (im Druck).

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der gemeinsamen Tagung der
Kommissionen III und VI
„Böden, Abfälle, Altlasten“
08. und 09. April 2001 in Gießen



Chemische und biologische Aspekte der Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf ehemaligen Riesefeldern in Berlin

Metz, R.¹; H. Böken¹; S. Pieper² und C. Hoffmann²

1. Problemstellung und Ausgangsbedingungen

Großflächig, flachgründig schadstoffbelastete Standorte können durch Einträge von Abwasser, Abprodukten, Industrie- oder Verkehrsemissionen entstehen. Derartige Böden sind mit den heute bekannten Möglichkeiten nicht oder nur unvollständig zu sanieren. Die Nutzung im Non-Food-Bereich wird empfohlen und auch Umwidmungen sind Wege zur Gefahrenabwehr (METZ et al. 2000.1 & 2000.2).

Auf flachgründig belasteten Flächen, wie den Berliner Riesefeldern, sind erhebliche Überschreitungen der Schadenswerte für Schwermetalle, Sulfat und Nitrat festzustellen (SCHLENTHER et al. 1996, HOFFMANN et al. 1998). Nach der ackerbaulichen Flächenstilllegung und forstlicher Umwidmung treten Bodenversauerungen durch einsetzende Mineralisierung der verrieselungsbedingt, standortuntypischen zwei- bis dreifach überhöhten Gehalte an organischer Bodensubstanz auf. Damit einher gehen die Freisetzung der Schwermetalle und ihre Verlagerung in das Grundwasser (HOFFMANN et al. 1998)

2. Methodisches Vorgehen

Das sandige und tonarme Material der sickerwasserbestimmten Rieselfeldböden kann durch die Einbringung von unbelastetem Geschiebelehm und -mergel, wie er auf Berliner Baustellen in großen Mengen anfällt, in seiner Sorptionskraft und seinem Wasserhaushalt deutlich verbessert werden (HOFFMANN et al. 1999 & 2000, METZ et al. 1999, BÖKEN et al. 2000). Typisch für die Rieselfelder sind Regosole oder Braunerden die eine saure Bodenreaktion aufweisen. Auf einer 20 ha großen planierten ehemaligen Rieselfeldfläche wurde unbelasteter Bauaushub in einer Schichtdicke von 30 cm aufgetragen und mit einer Spezialfräse zwischen 60 und 80 cm tief eingefräst. Dadurch wurde eine Mischung von Rieselfeldboden: Mergel von 1:1 hergestellt. Seit über zwei Jahren werden physikalische, chemische und biologische Bodenveränderungen erfasst, um die Auswirkungen des meliorativen Eingriffes zu verfolgen und zu dokumentieren (HOFFMANN et al. 1998, 1999, 2000)

3. Bodenchemische Veränderungen

Bereits im ersten Jahr nach dem Einfräsen war der pH-Wert von 4,5 auf 7,0 angestiegen. Das eingebrachte Material hatte einen pH-Wert von über 8. Der Humusgehalt war von 3 auf 2 % gesunken. Durch den Verdünnungseffekt war der Schwermetallgesamtgehalt (KW-Aufschluss) um 27 % (Zn) bzw. 34 % (Cu) gesunken.

Wesentlich wirksamer war der Anstieg der Sorptionsleistung für Schwermetalle. Die mobilen Anteile gingen zwischen 20% (Cu) und 97% (Zn) zurück. Die geringere Wirkung beim Element Kupfer lässt sich durch die pH-Werterhöhung und den Rückgang des Sorptionsträgers Humus

¹ Institut für Pflanzenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin, Dorfstr.9, 13051 Berlin

² Techn. Universität Berlin, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 10587 Berlin

Tab. 1: Veränderung der Schwermetallgehalte (SM-Gehalte) [mg/kg] in einem Rieselfeldboden durch Mischung mit lehmhaltigem Erdaushub (1999)

	SM-Gesamtgehalte			Mobile SM-Gehalte (NH ₄ NO ₃)		
	Cd	Cd	Cu	Zn	Cu	Zn
Lehm	0,09	<0,01	0,03	0,01	7,60	46,25
Rieselfeld	4,25	0,12	0,45	9,33	54,75	224,25
Mischung 1:1	3,03	0,02	0,36	0,24	36,00	164,5
Rückgang %	29%	83%	20%	97%	34%	27%

erklären, gleichzeitig kann sich die Mobilität des Kupfers durch die Bildung von Cu-organischen Komplexen bei hohen pH-Werten verstärken.

4. Boden- Pflanzentransfer

Durch die Veränderung der Schwermetallverfügbarkeit konnte ein deutlicher Rückgang des Schadstofftransfers in die Pflanze (geprüft bei *Sinapis alba*) ermittelt werden. Die geringste Wirkung war erwartungsgemäß beim Element Kupfer und die höchste bei Zink zu registrieren.

Tab. 2: Veränderung der Schwermetallaufnahme [mg/kg TM] im Senfspross auf einem Rieselfeldboden durch Mischung mit lehmhaltigem (1999)

	SM-Pflanzengehalte (<i>Sinapis alba</i>)		
	Cd	Cu	Zn
Lehm	0,14	3,72	53,41
Rieselfeld	7,04	11,46	927,39
Mischung 1:1	3,13	7,05	196,56
Rückgang %	56%	39%	79%

Ähnlich gute Ergebnisse waren bei den Wildpflanzen Wegrauke, geruchlose Kamille sowie bei der Quecke zu verzeichnen. Damit wird auch der Transfer zu den Wildtieren herabgesetzt.

5. Bodenbiologische Parameter

Die wichtigste Grundlage für das Bodenleben ist die Versorgung mit organischer Substanz. Über die Prüfparameter CO₂-Atmung und Zelluloseabbau wird entlang eines Transektes von 180 Metern die große Heterogenität der Untersuchungsfläche dargestellt.

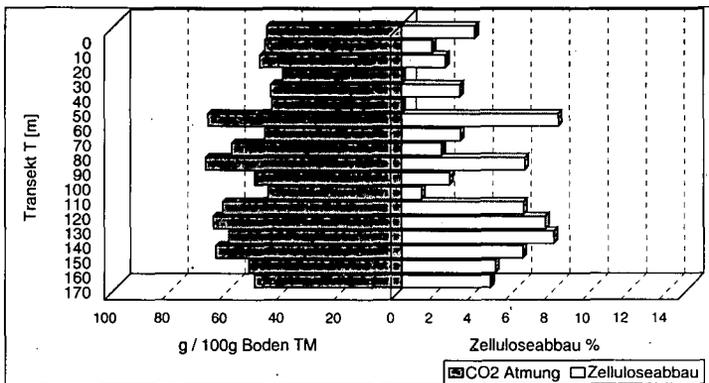


Abb. 1: Bodenatmung und Zellulosezersetzung entlang des Transektes "T", Messung September 2000

Bei einer Ordnung der Humusgehalte ergibt sich der bekannte Bezug zur CO₂-Atmung in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot für das Bodenleben.

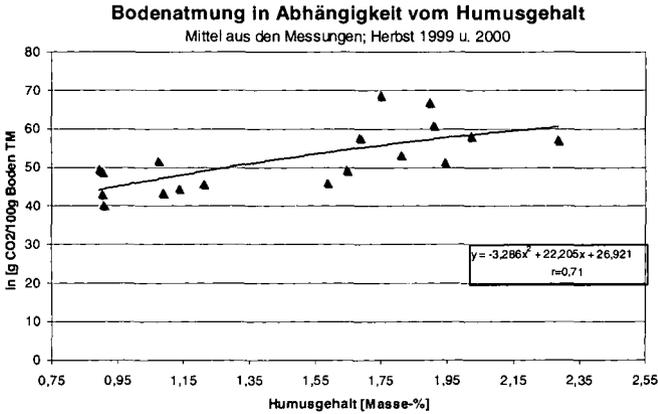


Abb. 2: Bodenatmung in Abhängigkeit vom Humusgehalt, Mittel aus den Messungen im Herbst 1999 und 2000

Die biologische Aktivität spiegelt sich auch in der Verbesserung der Krümelstabilität wider, wobei auch der Lehmeintrag einen Anteil an der Verkittung des sandigen Substrates einbringt. Auch bei der Mesofauna werden schon im zweiten Jahr nach dem Lehmeintrag hohe Besiedlungsdichten nachgewiesen, wobei die bedeutende Zunahme im Frühjahr 2000 sicher auf die dann günstigeren Feuchtebedingungen zurückzuführen ist. Die nachgewiesenen Individuenzahlen erreichen die Höhe von unbelastetem Acker- oder Grünland.

Tab. 2: Besiedlungsdichten der untersuchten Großgruppen

	Milben (o. Hornmilben)	Collembolen	Hornmilben	and. Gruppen
Herbst 1999 Individuen / m ²	70.000	22.000	1.600	2.200
Frühjahr 2000 Individuen / m ²	184.000	110.000	6.700	2.600

6. Schlussfolgerungen

- Schadstoffbelastete Standorte können eine Gefahr für die Transferpfade vom Boden zum Grundwasser bzw. zu -Pflanze, -Tier und -Mensch darstellen.
- Großflächig kontaminierte Böden sind mit den bisher bekannten Methoden ökologisch und ökonomisch vertretbar nicht zu sanieren.
- Auf flachgründig belasteten Rieselfeld- und Klärschlammflächen hat sich das kontrollierte Einmischen von schadstofffreiem Lehm- und Mergel-Bauaushub bewährt.
- Es treten ein nachhaltiger Verdünnungseffekt von 30-40% und eine Verringerung der Mobilität von 20 % (Cu) bis 97 % (Zn) auf.
- Der Boden-Pflanzetransfer (*Sinapis alba*) verringert sich um 39 % (Cu) bis 79 % (Zn).
- Die biologische Aktivität hat sich -ein Jahr nach dem Lehmeintrag- auf standorttypische Werte von unbelastetem Grünland bzw. Ackerland entwickelt.

Literatur

- HOFFMANN, C., B. MARSCHNER & M. RENGER (1998): Influence of DOM-quality, DOM-quantity and water regime on the transport of selected heavy metals. *Phys. Chem. Earth* 23(2): 205-209.
- SCHLENTHER, L., B. MARSCHNER, C. HOFFMANN & M. RENGER (1996): Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch. *Verh. Ges. Ökol.* 25: 349-359.
- METZ, R., H. BÖKEN, C. HOFFMANN (2000.1): Boden - Pflanzentransfer und Ertragsbeeinflussung durch Schadstoffe auf Klärschlammdeponieflächen. *Veröff. Inst. f. Kulturtech. Siedlungswawi. Uni Rostock. Tagungsband zur 3. Rostocker Abwassertagung 18.-19.09.00: Abwasser- und Schlammbehandlung - Standards und neue Trends.*
- METZ, R., H. BÖKEN, C. HOFFMANN (1999): Verwendung von unbelastetem Bodenaushub zur Sicherung großflächig, schadstoffkontaminierter Flächen. *Beiträge der 19. Arbeitstagung Mengen- und Spurenelemente, Jena 3.-4.12.1999, Verl. H. Schubert Leipzig, S. 541-546.*
- METZ, R., H. BÖKEN, C. HOFFMANN (2000.2): Schwermetalle in der Nahrungskette, im Pfad Boden-Pflanze-Tier-Mensch.
- HOFFMANN, C., R. METZ, O. ZEUSCHNER, A. JÄNICKE & M. RENGER (1999.4): Verwendung von Bodenaushub zur Sicherung schwermetallbelasteter großflächiger Altlastenstandorte. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 91(3): 1225-1228.
- HOFFMANN, C., H. BÖKEN, R. METZ & M. RENGER (2000): Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf schwermetall-belasteten ehemaligen Rieselfeldern in Berlin. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 93:
- BÖKEN, H.; R. METZ & C. HOFFMANN (2000): Using excavated Material for the Remediation of Sewage Farm Land in Berlin and Brandenburg. *Proceedings of the EPA: Phytoremediation - State of the Science Conference, 01.-02.05.00 Boston, Massachusetts USA*
- HOFFMANN, C., R. METZ, G. GINZEL & M. RENGER (1998): Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch. *Abschlußbericht Projektphase 1, im Auftrag der Berliner Forsten.* 78 S.
- HOFFMANN, C., S. PIEPER, R. METZ, H. BÖKEN & G. WESSOLEK (2000): Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch. *Ergänzender Bericht zu den bodenbiologischen und -zoologischen Untersuchungen der Projektphase 2, im Auftrag der Berliner Forsten.* 50 S.
- HOFFMANN, C., S. PIEPER, R. METZ, H. BÖKEN, G. GINZEL & M. RENGER (1999): Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch. *Abschlußbericht Projektphase 2, im Auftrag der Berliner Forsten.* 49 S.

Rothstein, Schröder

Differenzierung zwischen organischem Abfall und Produkt
- eine juristische, naturwissenschaftliche und ökonomische Betrachtung -

1. Einleitung

Zur Zeit wird in der EU heftig darüber diskutiert, worin sich generell Abfälle von Produkten unterscheiden. Diese Diskussion schließt auch die Frage ein, worin sich behandelte organische Abfälle (Komposte) von Produkten unterscheiden. Dies geschieht vor dem Hintergrund, daß der Gesetzgeber bislang weder in Europa noch in Deutschland zwischen behandelten und unbehandelten organischen Abfallstoffen differenziert.

Da die Unterscheidung zwischen Abfall und Produkt in erster Linie eine juristische Setzung ist, reichen zur Beantwortung dieser Problematik naturwissenschaftliche Kriterien alleine nicht aus. Daher werden zunächst die gesetzlichen Rahmenbedingungen in Deutschland und der EU kurz dargestellt, sowie technisch-organisatorische und naturwissenschaftliche Aspekte aufgezeigt. Danach schließt sich eine ökonomische Betrachtung an, bei der vor allem auf die Besonderheiten bei der Vermarktung von Kompost eingegangen wird. Somit werden mehrere relevante Aspekte dieses Themas diskutiert.

2. juristische Aspekte

Die Abfallrahmenrichtlinie von 1975 stellt die Grundlage des Abfallrechts dar. In ihr ist mit der sog. Abfallhierarchie“ festgelegt, daß Abfälle in erster Linie an der Quelle vermieden werden sollen. Ist dies nicht möglich, sollen sie einer Verwertung zugeführt werden und erst als letzte Möglichkeit entsorgt werden. Bei einer stofflichen Verwertung liegt der Hauptzweck der Maßnahme in der Nutzung des Abfalls und nicht in der Beseitigung des Schadstoffpotentials. Die Kompostierung organischer Abfälle stellt somit eine stoffliche Verwertung des Abfalls dar.

Unter Abfällen werden nach § 3 Abs. 1 und 2 KrW-/AbfG bewegliche Sachen verstanden, die unter die im Anhang I aufgeführten Gruppen fallen und deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muß. Des weiteren wird unterschieden zwischen Abfällen zur Verwertung und Abfällen zur Beseitigung. Festzuhalten bleibt, daß im derzeitigen Abfallrecht keine genauen Aussagen über die Dauer der Abfalleigenschaft gemacht werden. Naheliegender wäre z. B., daß die Abfalleigenschaft eines behandelten Abfalls dann endet, wenn die Eigenschaften der gewonnenen Stoffe mit den Merkmalen der zu ersetzenden Primärrohstoffe oder Produkte vergleichbar sind.

Produkte unterliegen Qualitätsvereinbarungen wie Normen und Standards, deren Einhaltung in immer wiederkehrenden Kontrollen überprüft werden. Es existieren Produktregeln mit wenigen Begrenzungen außerhalb des Produktes selbst. Eine weitere Eigenschaft von Produkten ist, daß sie frei gehandelt werden können.

Zum Begriff des „Sekundärrohstoffs“ bemerkt das Abfallrecht in § 4 KrW-/AbfG, daß die stoffliche Verwertung u. a. die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen (sekundäre Rohstoffe) beinhaltet.

Auf Seiten des Düngemittelrechts werden seit der Änderung der DüMV Dünger aus Bioabfällen als „Sekundärrohstoffdünger“ bezeichnet. Allerdings bleibt Kompost, selbst wenn er nach der DüV in der Landwirtschaft anzuwenden ist, immer noch Abfall.

Zwar berücksichtigt die Bioabfallverordnung (BioAbfV) die RAL-Gütesicherung, allerdings wird die Befreiung von Untersuchungen auf Seiten der Behörde nur sehr zögerlich und uneinheitlich umgesetzt.

Bislang gab es verschiedene Versuche in Bezug auf eine Klarstellung zwischen den Begriffen Abfall und Produkt. Allerdings schaffte weder das LAGA-Abgrenzungspapier von 1996 noch eine Bund-Länder-AG von 1997 Klarheit. Eine Verwaltungsvorschrift zum Abfallbegriff vom Dezember 1999 ist ebenfalls verworfen worden, und das Beschwerdeverfahren 99/4111 zur Bioabfallverordnung trug ebenfalls nicht zur Klarstellung bei. Abzuwarten bleibt, ob die Europäische Kompostrichtlinie Aufklärung schaffen wird.

3. Technisch-organisatorische und naturwissenschaftliche Aspekte

Durch die getrennte Sammlung von Abfall werden in Deutschland pro Jahr etwa 7 Mio. Tonnen Bioabfälle erfaßt, was etwa 3 Mio. Tonnen Kompost entspricht. Für die Qualität von Bioabfall ist die Minimierung von Störstoffeinträgen am wichtigsten. Dies ist zum Beispiel durch eine angepaßte Öffentlichkeitsarbeit, einen Verzicht auf anonyme Bioabfall-Sammelbehälter und einen finanziellen Anreiz für störstofffreie Bioabfälle erreichbar. Die Qualität von Kompost wird in Deutschland bislang vor allem durch die Bundesgütemeinschaft Kompost (BGK) überwacht. In ihr sind bereits über 410 Kompostierungsanlagen Mitglied, die über 5 Mio. m³ Kompostprodukte (Frisch-, Fertig-, Substrat- und Mulchkompost) produzieren. Die Aufgaben der BGK erstrecken sich von der Überwachung der Kompostqualität über die Vergabe von Gütezeichen (RAL-Gütezeichen 251) bis hin zu fachgerechten Anwendungsempfehlungen. Neben der BGK betreibt der VDLUFA mit der „Qualitätssicherung landbauliche Abfallverwertung“ (QLA) ein Qualitätssicherungssystem, das nicht nur behandelte Abfälle (z.B. Kompost) zertifiziert, sondern auch zur Verwertung geeignete Abfälle und die landbauliche Verwertung von Kompost beurteilt. Sowohl die BGK mit dem RAL-Gütezeichen 251, als auch der VDLUFA mit der QLA gewährleisten, als freiwillige Selbstordnungsmaßnahme, eine gleichbleibende Produktqualität und Produktsicherheit. Dadurch ist Kompost heute eines der am besten kontrollierten Dünge- und Bodenverbesserungsmittel (KEHRES 1997, S. 55). Während die BGK gütegesicherte Komposte als Produkt ansieht, betrachtet der VDLUFA zertifizierte Komposte weiterhin als Abfall.

In diesem Zusammenhang ist jedoch darauf hinzuweisen, daß die Ausbringung von Kompost ein Umverteilungsvorgang von Schadstoffen ist, während die Einträge von Schadstoffen mit Mineräldüngern „echte“ Neueinträge darstellen. Die Gehalte an Nähr- und Schadstoffen im Kompost sind letztlich auch ein Spiegelbild dessen, was die Landwirte zuvor an Nähr- und Schadstoffen aufgebracht haben - sofern keine Störstoffe im Bioabfall vorhanden sind. Deswegen sollte ein sinnvoller Bodenschutz bei den primären Eintragsquellen für Schadstoffe in die Umwelt ansetzen.

Wie Tabelle 1 zeigt, tragen Komposte im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern und Depositionen nur in geringem Umfang zur Anreicherung von Schadstoffen im Boden bei. Selbst bei einem völligen Verzicht einer Ausbringung von Komposten würde es zu einer deutlichen Akkumulation von Schwermetallen im Boden kommen.

Tabelle 1: Vergleich der Schadstofffrachten [g/ha*a] in Böden differenziert nach Eintragspfad
Quelle: FRICKE ET. AL 2000, S. 355

Schwermetallfracht	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Wirtschaftsdünger	1,68	21,74	406,23	34,75	26,28	1237,70	0,06
Mineraldünger	1,11	31,12	6,55	5,10	9,30	47,50	?
Ernterückstände	0,23	1,09	12,76	3,10	4,65	104,79	0,01
Deposition	6	7	160	25	190	540	?
Kompost	0,04	1,71	3,32	1,09	3,95	14,02	0,02
Klärschlamm	0,19	5,24	25,42	2,76	8,27	95,64	0,19

Die Unterschiede lassen sich besonders dadurch verdeutlichen, daß die Schwermetallfracht aus Kompost gleich Eins gesetzt wird, und die Frachten aus Wirtschaftsdüngern und Depositionen als Vielfaches davon aufgelistet werden (siehe Tabelle 2). Wie am Beispiel des Kupfereintrages deutlich wird, tragen Wirtschaftsdünger das 122fache der Menge ein, die aus Komposten in die Böden gelangen. Über den Eintrag aus der Luft wird die 150fache Menge eingetragen.

Tabelle 2: Direkter Vergleich der Schadstofffrachten aus Wirtschafts-, Mineraldüngern, Deposition und Komposten
Quelle: FRICKE ET. AL 2000, S. 355

Schwermetallfracht	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Wirtschaftsdünger	42	12,7	122	31,9	6,7	88,3	3
Mineraldünger	27,8	18,2	2	4,7	2,4	3,4	?
Deposition	150	4,1	48,2	22,9	48,1	38,5	?
Kompost	1	1	1	1	1	1	1

Viele Versuche haben gezeigt, daß der Einsatz von Kompost aus kontrollierter Herstellung mit Gütesiegel in der Landwirtschaft problemlos möglich ist. Selbst bei einer 100%igen Ausbringung des produzierten Kompostes würden nur 2,3 % der landwirtschaftlichen Fläche benötigt (FRICKE ET. AL 2000, S. 354 f). Eine unsachgemäße Anwendung ist allerdings auszuschließen – dies gilt für Kompost ebenso wie für andere Dünger.

4. ökonomische Aspekte

Beim Kompost ist das Prinzip „Angebot und Nachfrage“ außer Kraft, denn die Herstellung von Kompostprodukten ist als Resultat abfallwirtschaftlicher Maßnahmen zu sehen, unabhängig davon, ob eine Nachfrage vorhanden ist oder nicht. Das Angebot wird somit nicht durch die Nachfrage gesteuert, sondern durch die Verwertung. Dadurch kann, zumindest regional, ein Überangebot entstehen. Dennoch bleibt festzustellen, daß für Kompost ein Markt mit wirtschaftlicher Nachfrage vorhanden ist. Dies ist neben den hohen Qualitätsauflagen auch auf die Diversifizierung der Kompostproduktpalette zurückzuführen.

Die Landwirtschaft tritt als Nachfragegruppe nur bedingt auf, da Wirtschaftsdüngern (Stallmist, Gülle, Jauche) auf landwirtschaftlichen Betrieben Vorrang vor allen anderen Düngern zu gewähren ist. Daher schlägt sich der Einsatz von Wirtschaftsdüngern, der je nach Gülleverordnung auf 2 bis 3 Dungeinheiten (DE/ha*a) begrenzt ist, bedeutend auf den Einsatz von Kompost nieder. Auf längere Sicht ist eine Reduzierung auf 1,5 bis 1 DE/ha*a und damit eine Reduzierung der Kompostaufnahmepotentiale zu erwarten (STEINMANN ET AL. 2000, S. 34). Allerdings prognostiziert das BMU dennoch, daß die Landwirtschaft auch zukünftig der Hauptabnehmer für Kompostprodukte bleiben wird (BMU 1999 a, S. 31). Eine Betrachtung der Phosphatströme in der Landwirtschaft durch das Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz ergab, daß zukünftig anfallende Mengen an Bioabfallkompost und die damit

verbundene Phosphatfracht problemlos in Rheinland-Pfalz auf den vorhandenen landwirtschaftlichen Flächen verwertet werden könnten. Selbst nach dem Einsatz sämtlicher sekundärer Rohstoffe zur Düngung verbliebe demnach ein Phosphatdefizit, welches durch mineralische Düngung ausgeglichen werden müsse (KLEPISZEWSKI ET AL. 1999, S. 669).

Der Garten- und Landschaftsbau (GaLa-Bau) zeigt ein wirtschaftliches Interesse an Kompostprodukten, weil er zum einen erheblichen Bedarf an preisgünstigen Bodenverbesserungsmitteln hat und zum anderen auch geringerwertige Kompostqualitäten verwenden kann. Daneben treten der Erwerbs- und Hobbygartenbau, als größter Verbraucher an Torf in Deutschland, als weitere Nachfragegruppe auf. Allerdings sind die Ansprüche des Erwerbsgartenbaus (Homogenität, niedrige pH- Werte, geringe Nährstoffgehalte, hohe Wasserspeicherkapazität, geringer Salzgehalt) sehr hoch, so daß Torf nicht vollständig durch Kompost ersetzt werden kann (FISCHER 1998, S. 295).

Die zuletzt genannten Bereiche verfügen zwar über ein begrenztes Flächenangebot, dafür ist jedoch ein echte Nachfrage, im marktwirtschaftlichen Sinne, gegeben.

5. Zusammenfassung

Aus Sicht des Bodenschutzes sind die qualitativen Anforderungen an Kompost bzw. Sekundärrohstoffen entscheidend. Sowohl für den Boden, als auch für die Pflanze ist nicht ausschlaggebend, ob Kompost rechtlich als Abfall oder Produkt bezeichnet wird, sondern ausschließlich wie hoch die Einträge an Nährstoffen, bodenverbessernden Inhaltsstoffen und Schadstoffen sind. Dies gilt nicht nur für Kompost, sondern auch für sämtliche andere Handelsdünger. Deswegen sollte eine Gleichbehandlung der Düngemittel vorgenommen werden. Eine Ungleichbehandlung liegt derzeit insofern vor, als für Düngemittel nur die Nährstoffuntersuchungen, im Gegensatz dazu für Kompost und Klärschlamm aber zusätzlich Schwermetalluntersuchungen vorgeschrieben sind. Im Sinne des Bodenschutzes sind Schwermetalluntersuchungen wichtig. Deswegen sollten sie für alle Düngemittel vorgeschrieben werden.

Als abschließendes Ergebnis wird festgestellt, daß aus Sicht des Bodenschutzes hohe qualitative Anforderungen an Kompost bzw. Sekundärrohstoffe gerechtfertigt sind, eine weitere rechtliche Benachteiligung erstklassiger Kompostprodukte aus vielen Gründen aber nicht akzeptabel ist.

6. Literaturverzeichnis

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1999 a): Einsatz von Kompost als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoff und Kultursubstrat. In: Umwelt 1/99. 30 – 32.
- FISCHER, PETER (1998): Kompostqualität für Substrate. In: Humuswirtschaft & Kompost 4/98. 295 – 296.
- FRICKE, MICHAEL; HÖHL, HANS-ULRICH (2000): Schadstoffeintrag in Böden. In: Müll und Abfall 6/00. 350 – 354.
- KEHRES, BERTRAM (1997): In der Mehrheit verwertbar. In: ENTSORGA-Magazin 4/97. 55 – 59.
- KLEPISZEWSKI, KAI; SCHMIDT, SONJA; WELKER, ANTJE; SCHMITT, THEO (1999): Genug Platz für Bioabfallkompost in Rheinland- Pfalz. In: Müll und Abfall 11/99. 669 – 673.
- ROTHSTEIN, BENNO; SCHRÖDER, DIETMAR (2001): Kompost – Abfall oder Produkt, eine juristische, naturwissenschaftliche und ökonomische Betrachtung. Köln.
- STEINMANN, OLAF; NOELLE, CHRISTIAN (2000): Entwicklung auf dem Markt für landwirtschaftliche Kompostdünger. Köln.

