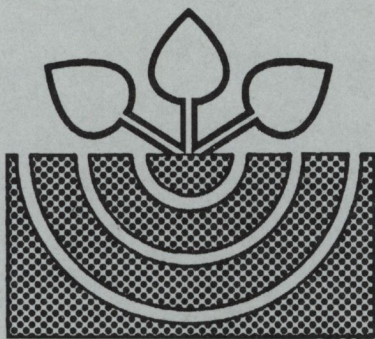


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 83
1997

ISSN-0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

unredigierte Mitgliederinformationsschrift

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

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Band 83

1997

M I T T E I L U N G E N
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Gemeinsamer Workshop der Kommissionen II und VII
30.09.- 02.10.1996
TRIER

Referate

Tagung der AG Bodenerosion
29. u. 30.10.1996
NEUBRANDENBURG

Referate

Tagung zum Thema
"Bodenökologie und Rekultivierung"
der AG Bodenökologie
14.- 16.11.1996
COTTBUS

Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und VI
"Bioabfallverwertung im Spannungsfeld
zwischen Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz"

25. - 27.02.1997

GIESSEN

Referate

Gemeinsame Tagung der AG Bodenerosion der DBG und der Schweizer
Bodenkundlichen Gesellschaft zum Thema:
"GIS-Anwendungen für Bodenerosion und Bodenschutz"

22.- 24.04.1997

BASEL

Band 83

1997

INHALT

Band 83

Seite

GEMEINSAMER WORKSHOP DER KOMMISSIONEN II UND VII

Döring, U.; Marschner, B.	Oberflächensorption von Schadstoffen in Gegenwart von DOM	3
Dultz, S.	Mineraloberflächen und Reaktivität des Silikatpuffers in Waldböden aus pleistozänen Sedimenten	7
Eckelhoff, A.; Berendes-Moelter, B.; Hirner, A.V.	Untersuchungen zur Adsorption und zum Solubilisierungsvermögen von Natriumlaurylsulfat an einer Parabraunerde	11
Fischer, W.R.; Böckenhoff, K.; Buhrke, A.	Einfluß sorbierter Kationen auf die Oberflächenladung und das Kolloidverhalten von Tonen	15
Hadeler, A.; Kofod, M.; Isenbeck-Schröter, M.	Oberflächeneigenschaften natürlicher Eisenhydroxid-Anreicherungen	17
Herwig, U.; Klumpp, E.; Narres, H.-D.	Physikochemische Wechselwirkungen in s-Triazin/Tensid/Tonmineral-Systemen	21
Hild, A.; Séquaris, J.-M., Narres, H.D., Schwuger, M.J.	Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten des Neutralpolymeren Polyvinylpyrrolidon (PVP) an Tonmineraloberflächen: Vergleich Ca-Bentonit/ Na-Montmorillonit	25
Kaiser, K.	Charakterisierung von sorbierter natürlicher organischer Substanz auf verschiedenen Mineralphasen mittels FTIR-Spektroskopie	29
Kammerer, G.; Kaupenjohann, M.; Pfeiffer, S.	Der Nachweis von Schwefelfestphasen auf Gibbsiteoberflächen mittels SEM, XPS und XFA	33
Kretzschmar, R. I	Einfluß der Oberflächenchemie auf Kolloidmobilität in porösen Medien	37
Pestke, F.M.; Hirner, A.V.	Entwicklung eines Routinetests für organische Schadstoffe zur Risikoabschätzung von belasteten Böden und Abfällen	41
Rützel, H.; Pohlmeier, A.; Narres, H.D.*	Wechselwirkung von Huminsäuren/ Tonmineralen mit organischen Umweltchemikalien und Schwermetallen. 2: Schwermetallionen	45
Simon, F.; Jacobasch, H.-J.	Elektrokinetische Phänomene - Ursache und Interpretation	49

		Seite
Vermöhlen, K.; Lewandowski, H.; Pohlmeier, A.; Rützel, H.; Séquaris, J.-M.; Schwuger, M.J.	Ladungsdichtebestimmung von Huminsäuren - Methodenvergleich	53
Wagner, A.; Kofod, M.; Miehlich, G.	Oberflächenladungsmessungen an natürlichen Bodenpartikeln mit dem Particle Charge Detektor (PCD 02 der Fa. Mütek)	57
Wais, A.; Burauel, P.; deGraaf, A.A.; Förstel, H.; Meyer, M.; Führe, F.	Untersuchungen zur Genese von unselektiven mit unterschiedlichen Kohlenstoffisotopen angereicherten organischen Bodenkolloiden (Huminsäuren)	61
Wais, A.; Burauel, P.; Witte, E.G.; Philipp, H.	Wechselwirkungen von Huminsäuren/ Tonmineralen mit organischen Umweltchemikalien und Schwermetallen: 1. Anwendungsbeispiel mit organischen Umweltchemikalien	65
 <u>TAGUNG DER AG BODENEROSION</u>		
Kneip, W.D.	Fachliche Eckpunkte zur Regelung der Vorsorge und der Gefahrenabwehr bei Bodenveränderungen durch Bodenerosion	71
Dann, T.; Ratzke, U.	Aufgaben und Erfahrungen des Geologischen Landesamtes Mecklenburg-Vorpommern im Bodenschutz	75
Frielinghaus, M.	Bodenerosion und Bodenschadverdichtungen im Bundesbodenschutzgesetz	79
Bork, H.-R., Frielinghaus, M.	Zur Tolerierbarkeit von Bodenabtrag	83
Botschek, J.; Sauerborn, P.; Skowronek, A.; Wolff, R.	Tolerierbarer Bodenabtrag und Bodenreubildung -Konzepte und Perspektiven-	87
Prasuhn, V.	Rechtliche Grundlagen des physikalischen Bodenschutzes in der Schweiz	91
Deumlich, D.; Winnige, B.	Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung im Einzugsgebiet der Kittendorfer Peene	95
Winnige, B.; Frielinghaus, M.	Abschätzung erosionsbedingter Stoffeinträge im Wassereinzugsgebiet der Peene als Voraussetzung zur Erarbeitung von Schutzkonzepten für das Peenetalmoor	99

		Seite
Prasuhn, V.; Braun, M.	Abschätzung der Reduktionspotentiale von Maßnahmen gegen Phosphorverluste durch Bodenerosion im Kanton Bern - unter Berücksichtigung der neuen agrarpolitischen Rahmenbedingungen in der Schweiz	103
Funk, R.; Frielinghaus, M.	Berechnung potentieller Bodenabträge durch Wind für ausgewählte Böden Mecklenburg-Vorpommerns	107
Schatz, Th.; Bork, H.-R.; Dalchow, C.	Bodenkundlich-landschaftsökologische Untersuchungen an einem Hangstandort im südlichen Vorpommern	111
Prasuhn, V.; Schaub, D.	Bodenerosionskarte der Schweiz	115
Schmidt, W.	Die Niedermoore in Mecklenburg-Vorpommern als Schutzgut und als Quelle stofflicher Belastung	119

TAGUNG ZUM THEMA "BODENÖKOLOGIE UND REKULTIVIERUNG" **DER AG BODENÖKOLOGIE**

1. Bodenökologie und Rekultivierung

Augustin, J.; Jacob, H.-J.; Merbach, W.	Wechselbeziehungen zwischen Borbelastung, Pflanzenwachstum und N-Umsatz im Boden auf Rekultivierungsflächen des Braunkohlebergbaus	125
Buchner, W.; Portz, A.	Aspekte einer standortgerechten Fruchtfolgegestaltung auf Rekultivierungsstandorte der Rheinbraun AG	129
Bungart, R.; Dageförde, A.; Klem, D.; Kolk, A.; Mitschke, E.; Sammel, H.; Weber, E.; Wüstrich, D.; Hüttl, R.F.	Biologische Melioration im Waldboden - Eine Sondermaßnahme zur Rekultivierung im Tagebau Reichwalde	133
Dageförde, A.; Keplin, B.; Hüttl, R.F.	Streufall und -abbau durch Bodenorganismen in einem 30 Jahre alten Kiefernbestand auf Kippensubstrat	137
Dunger, W.	Bodenbiologische Forschung zur Rekultivierung ostdeutscher Braunkohlehalden	141
Emmerling, C.; Liebner, C.	Förderung bodenmikrobiologischer Eigenschaften von Kuppenböden durch den Einsatz organischer Reststoffe	145

		Seite
Feldwisch, N.	Erodierbarkeit von anthropogenen Löß-Auftragsböden und Einfluß biogener Makroporen auf das Erosionsausmaß	149
Fromm, H.; Hahn, B.; Wiegleb, G.	Bodenfauna und Mikroorganismen in "Substraten" der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft - Initiale für eine Bodenentwicklung?	153
Golldack, J.; Münzenberger, B.; Hüttl, R.F.	Untersuchungen zur Mykorrhizierung der Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i> L.) auf forstlich rekultivierten Kippenstandortend des Lausitzer Braunkohlereviere	157
Höflich, G.; Wiehe, W.	Möglichkeiten zur Beeinflussung von Pflanzen-Mikroorganismen-Interaktionen in Böden von Bergbaufolgelandschaften	161
Katzur, J.; Haubold Rosar M.	Auswirkungen des Klärschlammensatzes bei der landwirtschaften Rekultivierung von Kippenböden auf die Stofffrachten der Sickerwässer	163
Keplin, B.	Forschungen zur Bodenökologie und Rekultivierung am Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung der BTU Cottbus	167
Kleber, M.; Niklaus, P.; Stahr, K.	Klärschlamm als Hilfsmittel bei der Rekultivierung von Bergehalden - Beispiel Reden	171
Liebner, F.; Katzur, J.	Reduktionsprozesse in der gesättigten Zone belüfteter kohlehaltiger Tertiärsubstrate des Lausitzer Braunkohlereviere	175
Mayer, S.; Wilden, R.; Scherzer, J.	Initiale Prozesse der Stoffumsetzung auf reststoffmeliorierten Kippstandorten - Teil b: C/N-Dynamik	179
Rodenkirchen H.	Rekultivierungsversuche auf einer extrem sauren, schwermetallreichen Schwefelkies-Bergbauhalde	183
Rumpel, C.; Keplin, B.; Kögel-Knabner, I.; Hüttl, R.F.	Bodenökologische Parameter eines Kippenbodens unter Laubwald-Aufforstung	187
Schaaf, W.	Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernökosystemen auf rekultivierten Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlereviere und deren Beitrag zu bodenökologischen Fragestellungen	191
Schneider, H.; Schröder, D.	Der Einfluß ausgewählter Bodentiergruppen auf die Entwicklung von rekultivierten Böden des Braunkohleabbaus im Kölner Raum, untersucht anhand eines Laborversuchs	195
Schneider, R.; Schneider, H.; Schröder, D.	Der Einfluß acker- und waldbaulicher Nutzung auf die Eigenschaften von rekultivierten Böden	199
Seiffert, S.; Abo-Rady, M.	Eigenschaften von Kippböden an verschiedenen Standorten Sachsens	203

		Seite
Skambracks, D.; Gemese, O.; Topp, W.	Einfluß von Regenwürmern auf den Wasserhaushalt eines Rekultivierungs-Substrates	207
Skambracks, D.; Stengele, U.; Topp, W.	Verteilungsmuster von Laufkäfern (Carabidae) auf der Außenkippe Sophienhöhe	211
Tenholtern, R.; Harrach, T.	Durchwurzelung von Kippböden aus Löß nach einer Melioration	215
Topp, W.	Bodenökologische Forschung zur Rekultivierung in den alten Bundesländern	219
Vetterlein, D.; Heinkele, T.; Schaaf, W.; Waschkies, C.; Meyer, G.; Weiß, U.; Hüttl, R.F.	Initiale Prozesse der Stoffumsetzung auf reststoffmeliorierten Kippstandorten a.) Zielsetzung des Gesamtprojektes, Hypothesen, Standorte, Versuchsanlage	223
2. Ergebnisse der Arbeitsgruppensitzungen		
Beyer, L.; Klem, D.; Rumpel, C.	Bodenökologische Aspekte der organischen Substanz und methodische Probleme ihrer Erfassung von Böden auf Rekultivierungsflächen	225
Kandeler, E.; Mayer, S.	Methoden in der Bodenökologie und ihre Anwendbarkeit für Fragen der Rekultivierung	229
Keplin, B.; Düker, C.; Joschko, M.; Eisenbeis, G.	Bodenorganismen und Rekultivierung	233
Schaaf, W.; Faß, H.-J.; Broll, G.	Bodenökologie, Stoffkreisläufe und Rekultivierung	237
Wiehe, W.; Merbach, M.; Schmincke, B.	Rekultivierung und Rhizosphärenprozesse	239

3. Bodenökologie im Ausland		Seite
Fox, C.A.; Clapperton, M.J.; Biederbeck, V.O.; Rochette, P.; Drury, C.F.; Behan-Pelletier, V.M.; Lupwayi, N.Z.; McRae, T.	Soil Ecology in Agriculture and Agri-Food Canada	245
Krebs, M.	Bodenökologische Forschung in Frankreich	251

GEMEINSAME SITZUNG DER KOMMISSIONEN II UND VI
"BIOABFALLVERWERTUNG IM SPANNUNGSFELD ZWISCHEN
KREISLAUFWIRTSCHAFT UND BODENSCHUTZ"

Gäth, S.	Bioabfallverwertung im Spannungsfeld zwischen Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz	259
Auerswald, K.; Weigand, S.; Weissroth, M.	Freisetzung von P und DOC durch Totholzhecken aus Straßenbaumschnitt	261
Bannick, C.; Bertram, H.-U.; Dreher, P.	Anforderungen an die abfall- und düngemittelrechtlichen Regelungen bei der Verwertung von organischen Abfällen	263
Beisecker, R.; Gäth, S.; Frede, H.-G.	Flächenhafte Verwertung von organischen Abfällen und landwirtschaftlichen Wirtschaftsdüngern im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft	267
Brandt, M.; Wildhagen H.	Inhaltsstoffe und Stofffrachten von Grünguthäcksel bei der Direktverwertung auf landwirtschaftlich genutzten Böden	271
Delschen, Th.	Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Bioabfallverwertung im Bereich Landschaftsbau/ Rekultivierung	275
Eschenbach, A.; Wienberg, R.; Mahro B.	Einsatz von Kompost und Rindenmulch bei der biologischen Altlastensanierung PAK-kontaminierter Bodenmaterialien	279
Eurich-Menden, B.; Wegener, H.-R.; Hackenberg, S.	Mengen-, Nährstoff- und Schwermetallaufkommen organischer Reststoffe in der Bundesrepublik Deutschland	283
Feise, D.	Konzeption und Aufbau eines GIS-gestützten AbklärV-Katasters am Beispiel eines Teilgebiets des LK Göttingen	287
Filip, Z.K.	Appearance, structural characteristics and fate of humic substances in municipal wastes	291

		Seite
Gäth, S.	Verhalten ausgewählter Schwermetalle im Boden nach langjähriger Müllkompostanwendung	293
Grünekle, C.E.	Die Kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland	299
Hackenberg, S.; Wegener, H.-R.	Schwermetallgehalte von Inputmaterialien zur Herstellung von Biokompost	305
Hütsch, B.W.; Asche, E.; Steffens, D.	Methanoxidation im Boden unter dem Einfluß von Bioabfallkomposten	309
Kehres, B.	Schadstoffsituation von Komposten - Konzentration und Schwankungsbereiche	313
Klein, T.; Wegener, H.-R.; Moll, W.	Vergleich der Stofffrachten in der Bodenlösung von drei verschiedenen Waldböden nach einer Bioabfallkompost-Anwendung	321
Kluge, R.; Schaaf, H.; Severin, K.; Riess, P.	VDLUFA - Standpunkt - Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate	325
Kosak, G.	Gütesicherung von Kompost in der Region Südwest	335
Kreft, H.	Kontrollierbarkeit von Schwermetallgehalten in Kompost im Rahmen eines umfassenden Kompost-Qualitätsmanagements	341
Leitfeld, J.; Siebert, S.; Kögel-Knabner, I.	Einfluß unterschiedlicher Düngungsvarianten auf organische Stoffgruppen in Böden	347
Marschner, B.; Baschien, Ch.; Sarnes, M.	Der Einfluß der biologischen Aktivität auf die Mobilisierbarkeit organischer Schadstoffe in einem Rieselfeldboden	351
Ozols, U.; Brandt, M.; Wildhagen H.	Nährstoffausträge mit dem Oberflächenabfluß nach Kompost- und Grünguthäcksel-Anwendung	355
Pape, H.; Brough, D.; Steffens, D.	S- und N-Mineralisation von Biokomposten im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern	359
Pluquet, E.; Scheffer, B.	Wirkungen und Nachlieferung von Stickstoff in Bodensubstraten nach hohen Kompostgaben	363
Schartel, T.; Benckiser, G.; Ottow, C.J.G	Lachgas- (N ₂ O-) Quantifizierung während der Mineralisations- und Stabilisierungsphase organischer Abfälle in Kompostierungsboxen und Kompostmieten	367

		Seite
Schmidt, B.; Brandt, M.; Wildhagen, H.	Einfluß von Grünguthäcksel- und Kompostanwendung auf physikalische Parameter einer Ackeroberfläche	371
Schweikle, V.; Bley, J.; Monn, L.; Rheinfelder, H.; Thater, M.	Bedingungen für den Auftrag von Abfall auf Boden	375
Sellschopp, N.; Wöhler, I.; Handt, S.	Möglichkeiten zur Besiedlung saurer Waldböden mit Regenwürmern zur chemischen und biologischen Beeinflussung tieferer Bodenschichten	379
Siebert, S.; Leitfeld, J.; Kögel-Knabner, I.	Mineralisierungsprozesse bei der Anwendung von Bioabfallkomposten auf Böden	383
Wöhler, I.; Sellschopp, N.	Chemische Analyse der Calciumdrüsen in Regenwürmern (<i>Lumbricus terrestris</i> L.)	387
Zauner, G.; Stahr, K.	Kompost- und Grünguthäckselanwendung in der Landwirtschaft - Erste Ergebnisse zu bodenphysikalischen und -mikrobiologischen Parametern	391

GEMEINSAME TAGUNG DER AG BODENEROSION DER DBG UND DER SCHWEIZER BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT ZUM THEMA:

"GIS-ANWENDUNGEN FÜR BODENEROSION UND BODENSCHUTZ"

Brixy, I.	Erfassung erosionsgeschädigter Böden in der Lößlandschaft des Querfurter Raumes im Mitteldeutschen Trockengebiet anhand von Daten des LANDSAT THEMATIC MAPPER.	395
Deumlich, D.; Kocmit, A.	Erosionsbedingte Stoffeinträge im deutsch-polnischen Odereinzugsgebiet	399
Dräyer, D.; Graf, Th.	Das Basler GIS-gestützte Bodenerosionsmodell - Bestimmung der erosionsgefährdeten Areale unter Verwendung amtlicher GIS-Daten	403
Feldwisch, N.; Fett, A.; Gündra, H.; Moevius R.	GIS-gestützter Vergleich der Erosionsabschätzung nach ABAG- und Richter-Methodik am Beispiel Baden-Württembergs	407
Frauchinger, R.; Tobias, S., Fritsch, M.	Die Auswirkungen des differenzierten Hochwasserschutzes auf die Bodennutzung	411
Gerlinger, K.; Kunzmann, M.; Prinz, D.	Infiltrationsvermögen und Erosionsneigung der Böden in einem Einzugsgebiet der Mata-Atlântica-Region SE-Brasilien	415

		Seite
Gerlinger, K.; Scherer, U.	Quantifizierung und Modellierung des Feststoff- und Phosphatabtrages von landwirtschaftlichen Nutzflächen	419
Hebel, B.; Klik, A.	Simulation von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag in einem kleinen Einzugsgebiet in Österreich	423
Hecker, J.M.; Hennig, A.; Diestel, H.; Grunert, J.	Lokalisierung einer Rutschungsgleitfläche mittels Computertomographie und -grafik	427
Helming, K.; Römkens, M.J.M.; Sommer, H.	Nutzung digitaler Höhenmodelle zur Bestimmung von Abflußmustern in verschiedenen Skalen	431
Höke, S.; Burghardt, W.	Partikelgrößen und Gehalte potentieller toxischer Metalle bodenbürtiger und industrieller Deposite im Ruhrgebiet	435
Huber, P.; Behrendt, H.	GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragungspotentials in Fließgewässer	439
Kagerer, J.; Brandhuber, R.	Erosionsgefährdungskarten bei Verfahren der Flurneuordnung in Bayern	443
Pagenkopf, W.; Winnige, B.; Frielinghaus, M.	Wassererosionspfade in der Landschaft - Aufnahme Informationsverarbeitung - Kartographie	447
Prietzsch, C.; Bachem, A.; Frielinghaus, M.; Winnige, B.	Möglichkeiten der Ableitung des Bodenerosionsrisikos aus Daten eines optischen Scanners (DAEDALUS)	451
Renschler, C.; Dieckrüger, B.; Mannaerts, C.	Spatial and temporal variability in soil erosion risk evaluation for land use changes under Mediterranean conditions	455
Rolli, S.; Meier-Zielinski, S.	Modellierung der Bodenerosion in chorischer Dimension. Probleme und Perspektiven aus Sicht der Forschungsgruppe Bodenerosion Basel	459
Schaub, D.; Wüthrich, C.; Sieberth, C.	Einfluß der Bodenerosion auf den Stoffhaushalt in unterschiedlichen schweizerischen Agrarlandschaften	463
Siegrist, S.	Untersuchungen zur Erodierbarkeit einer langjährigen Erosionstestparzelle im Länenbachtal (CH)	467
Thiere, J.; Deumlich, D.; Völker, L.	Vergleichende Standortbewertung mit VERMOST (VERgleichsMethode_Standort)	471

Voges, J.;
Bierbaum, J.;
Duttmann, R.;
Mosimann, Th.

Maßstabsübergreifende Prognose des Stoffeintragsrisikos für Gewässer

Seite
475

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Gemeinsamer Workshop der Kommissionen II und VII

30.09.- 02.10.1996

TRIER

Band 83

1997

Oberflächensorption von Schadstoffen in Gegenwart von DOM

von

Döring, U.; Marschner, B.*

Einleitung:

Zu der Gruppe hydrophober organischer Schadstoffe gehören die polychlorierten Biphenyle (PCB) sowie die polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), die ubiquitär, insbesondere in ballungsraumtypischen Ökosystemen, verbreitet sind. Diese Stoffe werden im oberen humosen Bereich der Böden angereichert (LITZ & BLUME, 1989), können aber unter gegebenen Umständen mit im Bodenwasser gelösten Humusverbindungen (Dissolved Organic Material, DOM) unter Bildung von Assoziaten in Wechselwirkung treten (McCARTHY & ZACHARA, 1989). Desweiteren spielen für DOM-induzierten Transport die chemischen Parameter in der Bodenlösung eine große Rolle. Veränderungen, wie z. B. Ionenart und -konzentration sowie pH, können die Assoziatbildung entscheidend beeinflussen (RYAN & ELIMELECH 1996). Ziel dieser Untersuchung ist es, den Beitrag von DOM zur Schadstofflöslichkeit am Beispiel eines Vertreters beider Schadstoffgruppen - 2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl (PCB 52) und Benzo(a)pyren (BaP) - qualitativ als auch quantitativ zu erfassen.

Material und Methoden

Die in den Untersuchungen zum Einsatz gekommenen A-Horizonte der Böden (Tab. 1) sind durch unterschiedliche Grundkontaminationen als auch unterschiedliche C_{org} -Gehalte charakterisiert. Die hier als Ref B, gbB und nPCB bezeichneten Böden entstammen einer Rieselfeldfläche bei Berlin-Buch, die bis 1986 in Benutzung war. Im Vergleich dazu wurde eine ehemals gekalkte Waldfläche (PD) sowie eine unbehandelte Waldfläche (PK), die beide durch sehr hohe C_{org} -Gehalte gekennzeichnet sind, verwendet. Die Bodenextrakte wurden sowohl mit bidest. Wasser als auch mit 0,01 mol/l $CaCl_2$ -Lösung bei einem Boden-Lösungsverhältnis von 1 : 2 (m:m) hergestellt.

Tab. 1 : Charakteristische Werte der A-Horizonte der zum Einsatz gekommenen Böden

Boden	pH H ₂ O	C_{org} [%]	PCB 52 [mg/kg TS]	BaP [mg/kg TS]
Rieselfelder:				
Ref B	5,6	2,3	0,03	0,130
gbB	5,9	0,6	<0,01	<0,050
nPCB	4,8	5,5	0,21	0,200
Wald:				
PK	3,9	7,4	n.n.	0,029
PD	4,3	6,2	n.n.	0,056

*Institut f. Ökologie der TU Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin.

Untersucht wurde der Einfluß dieser Bodenextrakte auf die Schadstoffsorption an die Oberfläche von den Reaktionsgefäßen, die durch Zugabe von Glasperlen noch vergrößert werden konnte. Die Lösungen wurden in 30 ml Schraubdeckelgläsern (Benetzungsfläche: 82,65 cm²) unter Zugabe von ¹⁴C PCB 52 (spez. Aktivität: 1,73 MBq/mg) oder ³H-BaP (spez. Aktivität: 9,22 GBq/mg) in unterschiedlichen Konzentrationsstufen, die maximal eingesetzte Schadstoffkonzentration betrug die Hälfte der jeweiligen Wasserlöslichkeit (PCB 52: 60 µg/l; BaP: 3,6 µg/l), über einen Zeitraum von 24 h ins Gleichgewicht gebracht. Für jede Versuchsreihe wurden drei bis fünf Parallelen eingesetzt. Bei Versuchsende wurde die Aktivität der wässrigen Lösungen mit einem Liquid Szintillation Analyser (Fa. Beckmann Instruments) bestimmt, sowie die oberflächensorbierten Schadstoffe nach Extraktion mit einem organischen Lösungsmittel in gleicher Weise quantifiziert.

Der DOC-Gehalt der filtrierten Extrakte (Celluloseacetat, Porengröße 0,45 µm) wurde mittels C/N-Analyse bestimmt und in Anlehnung an AIKEN et al. (1992) sowie OTTO et al. (1994) in hydrophobe und hydrophile Bestandteile unter Einsatz von XAD 8-Harz aufgetrennt und quantifiziert. Desweiteren wurden mittels UV/VIS-Messungen der Aromatenanteil (ABS₂₅₄), normiert auf den DOC-Gehalt der Lösung, und das E₄/E₆-Verhältnis (Hinweis auf die Molekülgröße) (CHEN et al., 1977) in den Extrakten bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Bei den Untersuchungen zur Oberflächensorption aus rein wässrigen Lösungen konnte für beide Stoffe ohne Zugabe der Glasperlen eine geringere Sorption an der Benetzungsfläche festgestellt werden als mit Glasperlen (Tab. 2). Bei beiden Stoffen kann das Sorptionsverhalten nach Freundlich beschrieben werden, so daß bei der Sorption an die Gefäßwand für PCB 52 ein größerer Verteilungskoeffizient (K_f 0,274 ml/cm²) ermittelt werden konnte als für BaP (K_f 0,063 ml/cm²). Für die Sorption an Glasperlen konnte dagegen für BaP ein deutlich größerer Verteilungskoeffizient (K_d 6,61 ml/cm²) berechnet werden als für PCB 52 (K_d 0,877 ml/cm²). An der Gefäßwand wurde mehr PCB 52 sorbiert, während an den Glasperlen mehr BaP sorbiert wurde. Folglich liegt hier keine Abhängigkeit von der Größe der Oberfläche sondern eine materialspezifische Sorption vor.

Tab. 2: Experimentell bestimmte K_f-Werte der Schadstoffe PCB 52 und BaP für die Gefäßwand und K_d-Werte für Glasperlen (479 cm²).

Gefäßwand			Glasperlen		
	PCB 52	BaP		PCB 52	BaP
log K _f	-0,563 ± 0,03	-1,20 ± 0,20	log K _d	-0,057 ± 0,01	0,820 ± 0,04
K _f [ml/cm ²]	0,274	0,063	K _d [ml/cm ²]	0,877	6,610
r ²	0,998 ± 0,03	0,993 ± 0,10	r ²	0,999 ± 0,01	0,998 ± 0,04

Entsprechende Ergebnisse wurden von HERBERT et al. (1993) für Pyren mit 9,6 x 10⁻⁴ ml/cm² beschrieben. Eigene Untersuchungsergebnisse stehen in Übereinstimmung mit den Angaben in der Literatur und bestätigen das Vorliegen systemspezifischer Konstanten.

Die Ergebnisse für die Sorption von PCB 52 und BaP unter Einfluß unterschiedlicher Bodenextrakte sind in den Abb. 1a) und 1b) dargestellt. C/C₀ gibt die Wiederfindung der Schadstoffkonzentration in Lösung nach 24 h wider. Auf die PCB 52-Sorption hatten weder die mit bidest. Wasser noch die mit CaCl₂ hergestellten Rieselfeldbodenextrakte im Vergleich zur Kontrolllösung einen nachweisbaren Einfluß: Dagegen konnte die BaP-Sorption mit den bidest.-Extrakten zum Teil erheblich reduziert werden. Die deutlich sorptionsvermindernde Wirkung der mit bidest. hergestellten PK-, PD- und gbB-Extrakte, steht in keiner Beziehung zu den DOC-Konzentrationen der Lösungen, die mit 72, 26 und 11 mg/l sowohl über als auch unter den Werten der anderen Lösungen lagen.

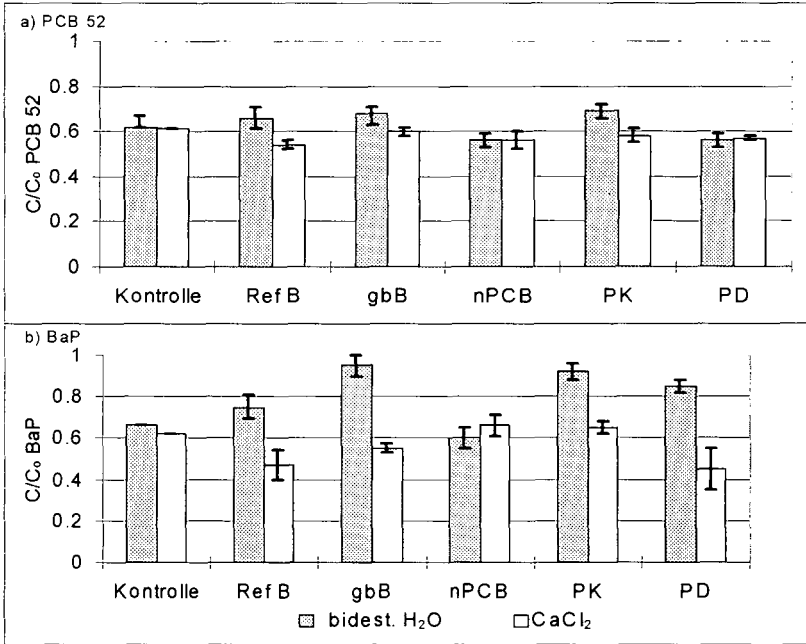


Abb. 1: Einfluß von bidest.- und CaCl₂-Bodenextrakten auf die Sorption von PCB 52 (a) und BaP (b) an die Gefäßwand im Vergleich zur Kontrolle

Dagegen fiel auf, daß der gbB-Extrakt den höchsten Anteil an hydrophoben Verbindungen (HOS) aufwies (72 %) und auch die Waldbodenextrakte mit 50 und 55 % höher als die anderer Bodenextrakte lagen (Tab. 3). Weiterhin deuten die spezifischen Adsorptionswerte bei 254 nm (ABS₂₅₄) darauf hin, daß der Aromatenanteil in den Waldbodenextrakten hoch ist. Außerdem konnte in den sorptionsvermindernden Extrakten eine geringe Ionenkonzentration (ausgedrückt durch die elektrische Leitfähigkeit EC) im Vergleich zu den übrigen Extrakten nachgewiesen werden.

Tab. 3: Charakteristische Werte der zum Einsatz gekommenen bidest.- und CaCl₂-Bodenextrakte

bidest. H ₂ O:	pH	EC	DOC	HOS	ABS ₂₅₄	CaCl ₂	pH	EC	DOC	HOS	ABS ₂₅₄
		[µS/cm]	[mg/l]	[%]	lcm/mgC			[µS/cm]	[mg/l]	[%]	lcm/mgC
Ref B	5,9	448	18	26	3,2	5,7	2340	13	47	3,1	
gbB	6,1	61	11	72	1,5	5,2	1976	5	37	1,0	
nPCB	4,4	290	18	27	1,2	3,9	2130	12	26	1,7	
PK	4,2	68	74	50	2,4	3,2	1819	30	47	2,7	
PD	4,7	69	26	55	4,3	4,0	1804	19	37	2,4	

In den CaCl₂-Extrakten kam es dagegen im Falle von Ref B und von PD zu einer deutlichen Sorptionserhöhung von BaP, während bei den anderen Extrakten keine Effekte auftraten. Alle Extrakte wiesen im Vergleich zu den bidest.-Extrakten geringere DOC-Konzentrationen auf, allerdings lag der Anteil hydrophober Verbindungen bei Ref B höher, während er in PD niedriger als im bidest.-Extrakt war. Es fehlen daher Anhaltspunkte, um die unterschiedliche Wirkung auf die BaP-Oberflächensorption zu erklären. Eine Sorptionsverstärkung ließe sich durch Ausbildung von

BaP-Oberflächensorption zu erklären. Eine Sorptionsverstärkung ließe sich durch Ausbildung von Bilayer-Phasen erklären, d. h. durch Belegung der Glasoberfläche mit DOM kommt es zu Wechselwirkungen zwischen der polaren Benetzungsfläche und den polaren Bereichen des DOM. Entsprechend wird das an den apolaren Regionen assoziativ angelagerte BaP somit indirekt am Sorbens festgelegt (RYAN & ELIMELECH, 1996).

Deutlich ist ein direkter Einfluß von Ca^{2+} -Ionen sowohl auf die Wechselwirkung zwischen DOM und Schadstoff als auch auf die Freisetzung von DOM und seiner damit verbundene Zusammensetzung zu erkennen (SCHLAUTMAN et al., 1993). Offensichtlich ist für die DOM-Schadstoff-Wechselwirkung nicht die Konzentration sondern die Zusammensetzung bzw. die Qualität von DOM maßgebend.

Dieser Sachverhalt wird durch Ergebnisse bestätigt, die bei Untersuchungen mit Waldbodenextrakt (PK) und BaP erhalten wurden. Durch Verdünnung der Ausgangslösung (DOC 73 mg/l) mit bidest. Wasser konnte schon bei geringen DOC-Konzentrationen ein Einfluß auf die BaP-Sorption an Glas (C/C_0 : 0,8) festgestellt werden. Folglich beeinflussen hydrophobe Substanzen oder Moleküle mit hydrophoben Bereichen die Ausbildung derartiger Assoziate.

Schlußfolgerung:

Das Sorptionsverhalten an Grenzflächen ist stark von den physiko-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe abhängig, woraus sich stoffabhängige und systemspezifische Konstanten herleiten lassen. Aus Untersuchungen der "aktiv" auf die Sorption wirkenden DOM-Lösungen ergab sich, daß die Verknüpfung zwischen Schadstoff und DOM einerseits abhängig von der DOM-Zusammensetzung ist, andererseits die Gegenwart bivalenter Kationen Einfluß auf die Sorption nimmt. Somit kann die Wechselwirkung zwischen DOM und Schadstoff vermindert werden, wogegen eine Wechselwirkung in der Form stattfinden kann, indem das Assoziat erneut an die feste Phase sorbiert wird.

Literatur:

- AIKEN, G. R.; MCKNIGHT, D. M.; THORN, K. A.; THURMANN, E. M. (1992): Isolation of hydrophilic organic acids from water using nonionic macroporous resins. *Org. Geochem.* 18, 567-573
- CHEN, Y.; SENESI, N.; SCHNITZER, M. (1977): Information Provided on Humic Substances by E4/E6 Ratios. *Soil Sci. Am. J.* 41, 352-358
- HERBERT, J.; BERTSCH, P. M.; NOVAK, J. M. (1993): Pyrene Sorption by Water-Soluble Organic Carbon. *Environ. Sci. Technol.* 27, 398-403
- LITZ, N.; BLÜME, H.-P. (1989): Verhalten organischer Chemikalien in Böden und dessen Abschätzung nach einer Kontamination. *Z. Kulturtechn. Landentw.* 30, 355-364
- MCCARTHY, J. F.; ZACHARAR, J. M. (1989): Subsurface transport of contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 23, 496-502
- OTTO, S.; LAMBERT, J.; LIESEGANG, W.; ZULLEI-SEIBERT, N.; KÖGEL-KNABNER, I. (1994): Eigenschaften von DOM anthropogener Substrate. Teil A: Charakterisierung von Klärschlamm-Eluaten mittels DOM-Fraktionierung und ^{13}C -NMR-Spektroskopie. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 74, 457-460
- RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. (1996): Colloid mobilization and transport in groundwater. *Coll. & Surf.* 107, 1-56
- SCHLAUTMAN, M. A.; MORGAN, J. J. (1993): Effects of Aqueous Chemistry on the Binding of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Dissolved Humic Materials. *Environ. Sci. Technol.* 27, 961-969

Mineraloberflächen und Reaktivität des Silikatpuffers in Waldböden aus pleistozänen Sedimenten

von

Dultz, S.*

Einleitung

Die Größe der Mineraloberflächen ist neben vielen Faktoren wie die Art und der Anteil verwitterbarer Silikate und die Intensität der Versauerung ein wichtiges Kriterium für die Reaktivität der Pufferung durch Silikate. Bei der Reaktion von Protonen mit Silikaten werden Metallkationen, die zum Teil als Nährelemente fungieren, freigesetzt. Im Vergleich zu anderen Puffersystemen hat der Silikatpuffer in Böden aus pleistozänen Sedimenten die höchste Kapazität. Hier ist die Geschwindigkeit der Pufferung durch Silikate, die hauptsächlich auf Feldspäten und verschiedenen Dreischichtsilikaten beruht, jedoch gering. Praktisch alle Waldböden liegen im Bereich des Aluminiumpuffers, der Silikatpuffer ist „durchgeschlagen“. Gleichwohl und durch die abgesunkenen pH-Werte noch intensiviert läuft Silikatverwitterung ab. Die Größe der Mineraloberflächen in Böden ist abhängig von den Anteilen der Minerale in den Korngrößenfraktionen sowie der Korngrößenzusammensetzung des Mineralbodens. In diesem Beitrag sollen die Größe der Oberflächen von Silikaten in Böden aus verschiedenen pleistozänen Sedimenten mit ihrer Veränderung durch Bodenentwicklung dargestellt und ihre Bedeutung für die Protonenpufferung und Elementfreisetzung beschrieben werden.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden als typisch zu bezeichnende Waldböden aus den pleistozänen Lockersedimenten Löß, Geschiebemergel, Geschiebelehm und Geschiebedecksand ausgewählt. Die mineralogische Zusammensetzung der Korngrößenfraktionen wurde mittels Karl-Fischer-Titration über die Wasserfreisetzung ab einer bestimmten Temperatur (DULTZ und GRAF VON REICHENBACH, 1995), chemischer Analyse und IR-Spektroskopie (TARRAH, 1989) bestimmt. Die äußeren Oberflächen der Mineralarten wurden durch Stickstoff-Tieftemperatur-Adsorption und Auswertung nach BET an aus Böden gewonnenen Korngrößenfraktionen sowie an Fraktionen reiner Mineralproben erhalten. Die Bilanzierung der Oberflächen wurde nach SCHLICHTING et al. (1995) durchgeführt. Die Langzeitextraktionen wurden mit HCl (pH 2,4), 0,5g Bodeneinwaage, einer Perkolationsrate von 15ml/Tag und einer Dauer von 2400 Stunden durchgeführt. Die freigesetzten Elementmengen werden in Beziehung zu den Oberflächen und dem chemischen Stoffbestand gesetzt.

Ergebnisse und Diskussion

Als Beispiel für den mineralogischen Stoffbestand und seine Veränderungen durch Bodenentwicklung sind in Abb. 1 die Dreischichtsilikatgehalte der verschiedenen Korngrößenfraktionen der Braunerde aus Geschiebedecksand dargestellt. Auf diese Mineralgruppe ist im wesentlichen die Magnesiumfreisetzung in diesen Böden zurückzuführen. An der Zusammensetzung der als Summe erfaßten Dreischichtsilikate dominiert die dioktaedrische Phase. Der Anteil der trioktaedrischen Phase an der Zusammensetzung der Dreischichtsilikate nimmt zur Feintonfraktion hin ab, was die leichtere Verwitterbarkeit der trioktaedrischen Phase anzeigt.

* Inst. f. Bodenkunde, Univers. Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

Die Veränderungen durch Bodenentwicklung beruhen in den Schlufffraktionen auf einer Abnahme an Dreischichtsilikaten in den oberen Horizonten. In den Tonfraktionen werden in diesen Horizonten anzunehmende Verluste während der holozänen Bodenentwicklung durch Überführung aus größeren Fraktionen zumindest teilweise ausgeglichen. Bei der Beschreibung der Umsetzungen sind aber auch die Veränderungen der übrigen Minerale zu berücksichtigen.

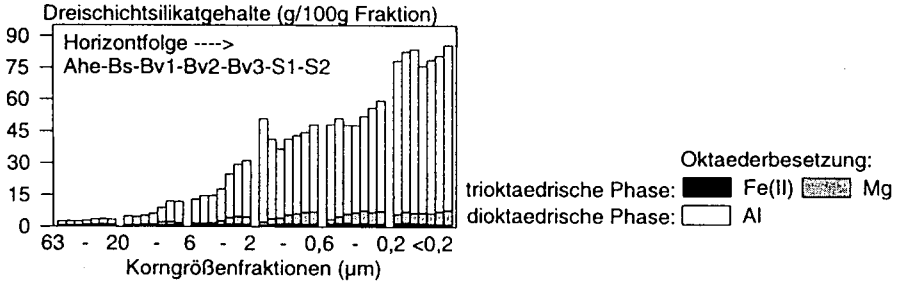


Abb. 1: Dreischichtsilikatgehalte der Einzelfractionen in der Horizontfolge mit Angabe des tri- und dioctaedrischen Anteils an der Zusammensetzung. (Braunerde aus Geschiebedecksand)

Die gemessenen äußeren Oberflächen der Korngrößenfraktionen weichen zum Teil erheblich von denen ab, die sich unter Annahme bestimmter geometrischer Formen der Mineralarten berechnen lassen. So liegen die gemessenen äußeren Oberflächen in der Tonfraktion weit unterhalb denen der berechneten, während in der Sandfraktion die Verhältnisse umgekehrt sind. In der Sandfraktion ist dies darauf zurückzuführen, daß die Kornrundung häufig stark unvollkommen ist und in Feldspäten Lösungshohlformen vorliegen. Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen der Tonfraktionen zeigen, daß die Korndimensionen von Quarz und Feldspäten mit den Fraktionsgrenzen weitgehend übereinstimmen, aber Schichtsilikate mit erheblich größerem Korndurchmesser als den Fraktionsgrenzen entsprechen vorliegen. Unstimmigkeiten bei der Korngrößenanalyse können für Schichtsilikate u.a. auf Schwierigkeiten bei der Berechnung des Strömungswiderstandes (WESTFEHLING, 1987) sowie Unschärfen bei der Angabe der Dichte zurückgeführt werden.

Obwohl Quarz und Feldspäte die häufigsten Minerale in den untersuchten Böden darstellen, ist ihr Anteil an der Gesamtoberfläche gering (Abb. 2). Dies ist zum einen in ihrer Kornform, zum anderen darin begründet, daß sie höchste Anteile an der Zusammensetzung der Kornfraktionen in den Schluff- und Sandfraktionen erreichen.

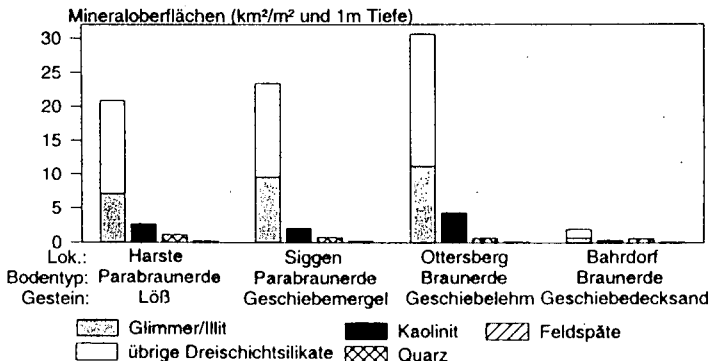


Abb. 2: Größe der äußeren Mineraloberflächen von Dreischichtsilikaten, Kaolinit, Quarz und Feldspat in Böden aus verschiedenen pleistozänen Sedimenten.

Größte Mineraloberflächen weisen die Dreischichtsilikate in der Braunerde aus Drenthe-Geschiebelehm auf. In diesem altpleistozänem Sediment ist der Anteil an Feinton an der Zusammensetzung der Tonfraktion bedeutend höher als bei den übrigen Böden. Die geringste Höhe an Mineraloberflächen weist die Braunerde aus Geschiebedecksand auf.

Die Veränderungen durch Bodenentwicklung beruhen neben absoluten Abnahmen von Silikaten durch Auflösung auch auf Teilchenzerkleinerung (DULTZ, 1994). Diese wirkt der Verringerung der Oberflächen durch Verluste von Mineralteilchen entgegen. Die Oberflächenbilanz der Feldspäte als auch der Dreischichtsilikate ist positiv, d.h. während der Bodenentwicklung nehmen die Mineraloberflächen zu. Dies ist für die Dreischichtsilikate (Abb. 3) stärker ausgeprägt als für Feldspäte. Die Umsetzungen im Laufe des Holozäns bestehen aus Abnahmen in den Schluff- und der Grobtonfraktionen und Zunahmen in der Mittel- und vor allem Feintonfraktion.

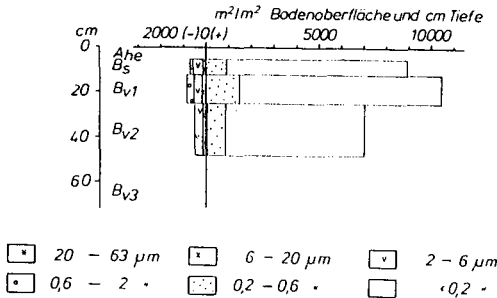


Abb. 3: Bilanz der äußeren Oberflächen für Dreischichtsilikate, Darstellung der Verluste und Gewinne, Bezugshorizont: Bv3, Indexsubstanz: Quarz der Fraktion 2-2000µm, Braunerde aus Geschiebedecksand

Extraktionen bei pH-Werten über 2,4 zeigen, daß labile Elementfraktionen wie die der austauschbaren Kationen oder der bereits stark verwitterten Mineralstrukturen nur unvollkommen erschöpft werden. Eine lineare Beziehung zwischen freigesetzten Elementmengen pro Zeiteinheit wird im Extraktionsversuch bei pH 2,4 erst ab 1000 h erhalten. Die extrahierten Elementmengen entstammen danach überwiegend der Auflösung weitgehend intakter Silikate.

Im Langzeitextraktionsversuch erreicht die Elementfreisetzung für Natrium, Kalium und Calcium im Vergleich von Bodenhorizonten mit dem Ausgangsgestein eine ähnliche Höhe. Für diese Elemente hat die Bodenentwicklung zu keinen Veränderungen der Elementfreisetzung aus dem Feinboden geführt, während für Magnesium ein starker Gradient der Freisetzung festzustellen ist (DULTZ, 1996). Ergebnisse von Verwitterungsexperimenten (ZAREI et al., 1993) zeigen, daß die Stoffvorräte an Magnesium stärker beansprucht werden als die von Kalium. Während der Bodenentwicklung ist offenbar ein so starker Verlust an trioktaedrischen Dreischichtsilikaten eingetreten, der auch durch die Oberflächenvergrößerung der Dreischichtsilikate (Abb. 3) nicht ausgeglichen wurde. Da für Feldspäte eine durch die Vergrößerung der Oberflächen zu erwartende Erhöhung der Elementfreisetzung nicht eintritt, ist auch hier die selektive Abreicherung besonders verwitterungslabiler Mineralspezies anzunehmen.

Die engste Zusammenhang zwischen der Elementfreisetzungsrates und der Mineraloberfläche ergibt sich für Magnesium. Diese Beziehung ist für Natrium, Kalium und Calcium, wo die extrahierten Elementmengen deutlich geringer sind wie für Magnesium, weniger stark ausgeprägt. Die Proben der Braunerde aus Geschiebedecksand weisen für Kalium bei relativ geringer Oberfläche von Glimmer/Illit und Feldspat noch eine bedeutende Kaliumfreisetzung auf. Dies zeigt, daß neben den Mineraloberflächen auch noch andere Faktoren, wie der Versauerungszustand und der Gehalt an sekundären Oxiden der Böden zu berücksichtigen sind. Die Bedeutung der Mineraloberflächen für die Reaktivität des Silikatpuffers zeigt sich auch darin, daß die Beziehung der Elementfreisetzung zu den Elementvorräten weniger eng ist als die zu den Mineraloberflächen.

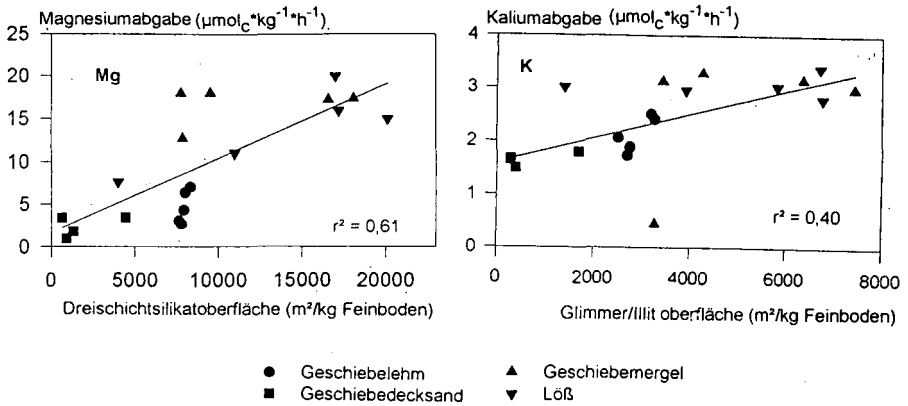


Abb. 4: Beziehung zwischen bei pH 2,4 löslichem Magnesium und Kalium und der Dreischichtsilikat- bzw. Glimmer/Illitoberfläche. Langzeitextraktionsversuch von Böden aus verschiedenen pleistozänen Sedimenten.

Zusammenfassung

Die Größe der Mineraloberflächen in Böden aus pleistozänen Sedimenten wird in stärkerem Maß von der Korngrößenzusammensetzung und insbesondere von der Korngrößenverteilung innerhalb der Tonfraktion beeinflusst als von der mineralogischen Zusammensetzung der Korngrößenfraktionen. Höchste Anteile an Feinton werden in einer Braunerde aus Drenthe-Geschiebelehm erreicht. Während der Pedogenese nehmen die Oberflächen von Feldspäten und Dreischichtsilikaten durch Teilchenzerkleinerung zu. Für Natrium, Kalium und Calcium ist kein ausgeprägter Gradient in der Freisetzung im Langzeitextraktionsversuch zwischen den Bodenhorizonten festzustellen, während für Magnesium im Oberboden deutlich geringere Mengen als im Ausgangsgestein freigesetzt werden. Dies ist auf den starken Abbau der relativ verwitterungslabilen trioktaedrischen Dreischichtsilikate während der Bodenentwicklung zurückzuführen. Trotz absoluter Verluste an Feldspäten und hier der besonders verwitterungslabilen Mineralspezies tritt in den Bodenhorizonten durch Oberflächenvergrößerung kein Rückgang in der Natrium- und Calciumfreisetzung ein. Für die Höhe der Elementfreisetzung wird eine deutliche Gruppierung der Böden erreicht, die in enger Beziehung zu den Mineraloberflächen steht.

Literatur

- DULTZ, S., 1994: Beitrag der Teilchenzerkleinerung zur Veränderung der mineralogischen Zusammensetzung der Tonfraktion während der Pedogenese. Ber. d. Deutsch. Ton u. Tonmineralgruppe, Jahrestagung Regensburg 1994, 101-110. DULTZ, S., 1996: Bestand und Dynamik von Kalium silikatischer Bindung in Waldböden aus glazialen Sanden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 79, 317-320. DULTZ, S., H. GRAF V. REICHENBACH, 1995: Quantitative Mineralbestimmung in der Schlufffraktion von Böden auf der Grundlage der chemischen Analyse und unter Anwendung der Karl-Fischer-Titration. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 158, 453-464. SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME, K. STAHR, 1995: Bodenkundliches Praktikum. 2. neubearb. Aufl. Pareys Studentexte 81, Blackwell. TARRAH, J., 1989: Verwitterungsbilanzen von Böden auf der Basis modaler Mineralbestände. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, 52. WESTFEHLING, R., 1987: Über den Ladungsnullpunkt von Tonmineralen. Dissertation, C.-A.-Univ. Kiel, 96 S. ZAREI, M., K. STAHR, K. H. PAPENFUSS, 1993: Verhalten von Bärhaldegranit und Buntsandstein im Verwitterungsexperiment. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1317-1320.

Untersuchungen zur Adsorption und zum Solubilisierungsvermögen von Natriumlaurylsulfat an einer Parabraunerde

von

Eckelhoff, A.; Berendes-Moelter, B.; Hirner, A. V.¹

Einleitung

Zur systematischen Bewertung der Ökotoxizität von Umweltchemikalien ist neben dem Gehalt des Schadstoffes sein Mobilitäts- bzw. Mobilisierbarkeitsverhalten entscheidend. Im Boden befinden sich eine Vielzahl von Substanzen, die durch Wechselwirkungen mit dem Bodenwasser als natürliche Lösungsvermittler wirken können. Ein Beispiel dafür sind die Huminstoffe, die im besonderen Blickpunkt der aktuellen Forschung stehen, wie zahlreiche Veröffentlichungen zeigen [1,2].

Tenside, die aufgrund ihrer grenzflächenaktiven Eigenschaften in vielen Bereichen eingesetzt werden und in großen Mengen in die Umwelt gelangen, sind wegen ihrer lösungsvermittelnden Eigenschaften von besonderem Interesse und werden als Modellschadstoffe zur Klärung der Mechanismen der Schadstoffmobilisierung verwendet. Diese Tenside erhöhen die Mobilität organischer Substanzen, was einerseits bei der Risikoabschätzung durch natürliche Lösungsvermittler, andererseits bei der Entwicklung von Sanierungsverfahren kontaminierter Böden genutzt wird.

Das Ziel der Arbeit ist den Mechanismus der Adsorption von Tensiden an Böden und den Ablauf der Solubilisierung von hydrophoben, organischen Schadstoffen zu verstehen. Dazu wurde sowohl der Einfluß der kritischen Mizellbildungskonzentration (cmc) und der Zusammensetzung des Tensids als auch die charakteristischen Stoffgrößen der Schadstoffe untersucht.

Material und Methoden

Die Adsorptions- und Solubilisierungsversuche erfolgten an vier Horizonten einer Parabraunerde, deren wichtigsten Bodenparameter in Tabelle 1 zusammengestellt sind.

Die einzelnen Bodenhorizonte wurden zunächst mit den hydrophoben Chemikalien 3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl (PCB 77) und 2,3,4,5,3'-Pentachlorbiphenyl (PCB 106) kontaminiert, so daß eine Konzentration von jeweils 10 mg/kg Boden vorlag. Die Wasserlöslichkeit der PCB liegt im Bereich von 29 - 52,5 mg/L [3].

¹ Institut für Umweltanalytik, Universität-GH Essen, Universitätsstr. 3-5, 45141 Essen

Tab.1: Bodenparameter der Parabraunerde

Horizont	Bodenart	C _{org} [%]	KAK [mmol(z)/100g]	A _s * [m ² /g]
HZ1/A _h	Ut3	2,08	9,04	8,3
HZ2/A _l	Ut4	1,66	9,50	19,0
HZ3/B _l	Ut4	0,37	8,54	17,4
HZ4/C(B _v)	Ut4	0,44	6,72	20,1

* A_s = spezifische Oberfläche nach BET

Desweiteren wurden drei Produktvarianten des anionischen Tensids Natriumdodecylsulfat (SDS, CH₃-(CH₂)₁₁-OSO₃Na) verwendet, die durch folgende Zusammensetzung charakterisiert sind:

- SDS 99% : reines Natriumdodecylsulfat
- SDS 95% : bestehend aus 66,9% Dodecylsulfat, 27,3% Myristylsulfat (C₁₄) und 5,3% Cetyl-sulfat (C₁₆)
- Texapon : technisches Produkt der Firma Henkel, bestehend aus 35% Dodecylsulfat und als Nebenbestandteil Dodecylalkohol

Für die Adsorptionsversuche wurden jeweils 8g Boden mit 80 mL SDS-Lösung 24 Stunden geschüttelt und die Konzentrationen in der Ausgangs- und der Gleichgewichtslösung potentiometrisch bestimmt. Aus der Differenz der Konzentrationen ergibt sich die adsorbierte Menge Tensid (*Differenzmethode*). Anschließend wurde der Boden nochmals mit Methanol extrahiert und die SDS-Konzentration in dem Eluat ermittelt (*Extraktionsmethode*).

Ein Teil der Gleichgewichtslösung wurde zur Bestimmung des Schadstoffgehaltes und der effektiven cmc nach der Farbstoffmethode [4] verwendet. Die cmc der SDS-Varianten konnten mit Hilfe der Wilhelmy-Methode erfaßt werden [5]. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tab. 2: cmc-Werte der SDS-Varianten

SDS-Variante	cmc ¹ [mg/L]	effektive cmc ² [mg/L]
SDS 99%	1772	2406
SDS 95%	698	1456
Texapon	746	1253

¹ Vermessung der SDS-Ausgangslösungen

² Vermessung nach dem Schütteln mit Boden

Ergebnisse

Die Abbildungen 1-3 zeigen die Adsorptionsisothermen der Horizonte 2 und 3 nach der Differenz- bzw. der Extraktionsmethode für die eingesetzten SDS-Varianten. Horizont 1 und 4 zeigen ähnliche Verläufe der Isothermen, so daß auf deren Darstellung verzichtet wurde.

Beide Methoden ergeben übereinstimmende Adsorptionsisothermen, wobei die Differenzmethode nur bis 10 g/L SDS ausgewertet werden kann, da bei höheren Konzentrationen zum Teil negative Adsorptionswerte gemessen wurden. In diesem Bereich stören herausgelöste Bestandteile des Bodens bzw. dispergierte Bodenpartikel die potentiometrische Titration.

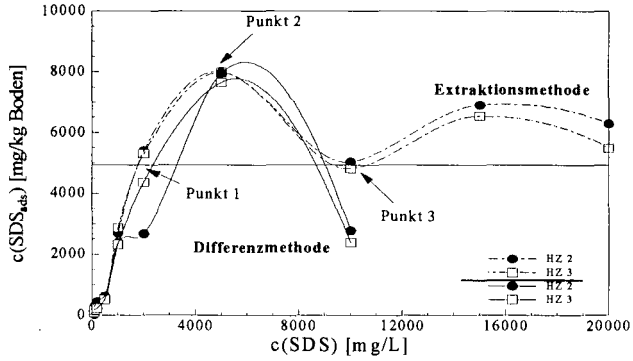


Abb. 1: Adsorptionsisothermen von SDS 99%

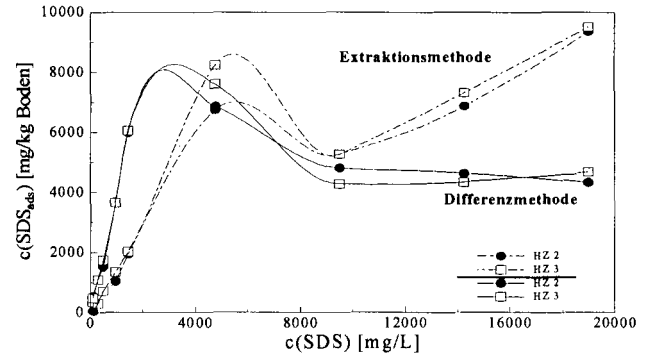


Abb. 2: Adsorptionsisothermen von SDS 95%

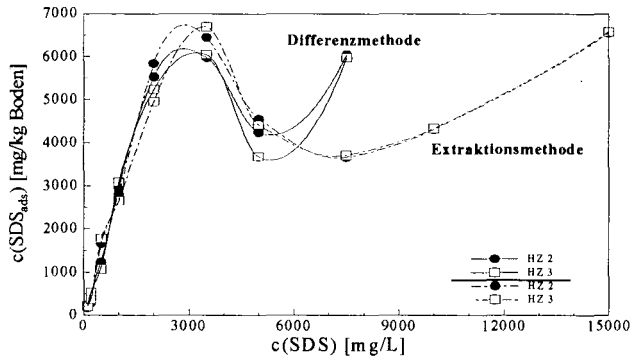


Abb. 3: Adsorptionsisothermen von Texapon

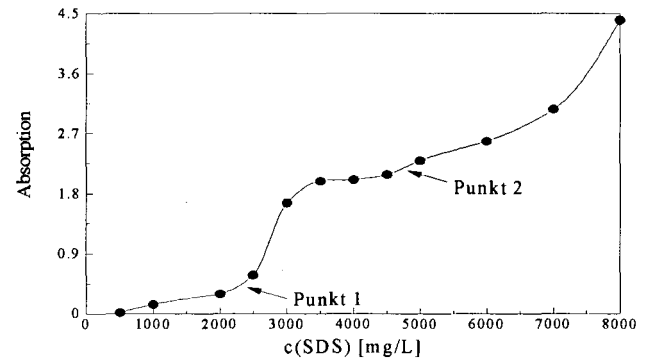


Abb. 4: Bestimmung der effektiven cmc von SDS99%

Qualitativ unterscheiden sich die SDS-Varianten nicht voneinander, wobei die Isothermen jeweils ein Adsorptionsmaximum durchlaufen.

Quantitativ unterscheiden sich die Varianten in der adsorbierten Menge an SDS, wobei SDS99% und SDS95% nahezu identische Werte aufweisen. Bei Texapon ist die adsorbierte Menge deutlich niedriger, da hier auch der nicht umgesetzte Alkohol adsorbiert. Die Maxima treten bei unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen auf, die durch die effektiven cmc der SDS-Produkte bedingt sind. Je kleiner die cmc ist, desto niedriger ist die Ausgangskonzentration im Maximum.

Anhand der Darstellung zur Bestimmung der effektiven cmc von SDS99% (Abb.4) und den in Abbildung 1 eingezeichneten Punkten kann der unten beschriebene Adsorptionsmechanismus vorgeschlagen werden.

Bis zu der Ausgangskonzentration im Punkt 1 ist die Adsorption bestimmend. In der Gleichgewichtslösung wird die effektive cmc erreicht. Somit tritt die Mizellbildung in Konkurrenz zur Adsorptionsreaktion. Im Bereich zwischen den Punkten 1 und 2 wird weniger SDS adsorbiert, da sich Mizellen in der Volumenphase bilden. Hier erfolgt die Adsorption wahrscheinlich durch die Bildung einer Doppelschicht, d. h. über hydrophobe Wechselwirkungen der Kohlenwasserstoffketten. Dies korreliert qualitativ mit der ermittelten spezifischen Oberfläche. Zwischen den Punkten 2 und 3 ist die Mizellbildung die bestimmende Reaktion. Die zunächst gebildete Doppelschicht wird desorbiert. Das Auftreten der höchsten Mobilisierungsraten in diesem Bereich belegt diesen Mechanismus. Die charakteristischen Punkte werden bei der Bestimmung der effektiven cmc mittels Farbstoffmethode bestätigt.

Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu den in der Literatur beschriebenen Mechanismus, daß das Adsorptionsmaximum aufgrund der Ausfällung von schwerlöslichen Salzen des Laurylsulfats hervorgerufen wird [6-8]; weitere Arbeiten zu dieser Thematik befinden sich in Vorbereitung.

Die Mobilisierungskurven der Schadstoffe, die in Abbildung 5 dargestellt sind, verlaufen entsprechend zu den Adsorptionsisothermen. Texapon mobilisiert die PCB besser als SDS99%, da beim Texapon der nicht umgesetzte Alkohol als Cotensid wirkt (Mikroemulsion). PCB 106 wird aufgrund der räumlichen Struktur stärker mobilisiert als PCB 77. Texapon und SDS95% zeigen qualitativ gleiche Mobilisierungskurven.

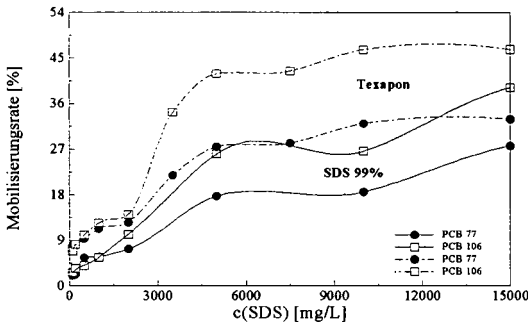


Abb. 5: Mobilisierung der PCB durch SDS99% und Texapon

Literatur

- [1] B. Raber und I. Kögel-Knabner, *Mittlgn. Dtsch. Bodenkl. Gesellsch.* **76I** (1995) 421.
- [2] B. Raber, *Dissertation* (1996) Universität Bochum.
- [3] R. Koch: *Umweltchemikalien*, Verlag Chemie, Weinheim, 2. Auflage (1991), S. 24.
- [4] K. G. Furton und A. Norelus, *J. Chem. Educ.* **70** (1993) 254.
- [5] C. Weser, *GIT-Fachz. Lab.* **24** (1980) 642.
- [6] B. Burg, M. Liphard, B. Schreck und H. D. Speckmann, *Progr. Colloid Polm. Sci.* **83** (1990) 127.
- [7] C. T. Jafvert und J. K. Heath, *Environ. Sci. Technol.* **25** (1991) 1031.
- [8] D. B. Hough und H. M. Rendall, in: G. D. Parfitt und C. H. Rochester (Hrsg.): *Adsorption from solution at the solid/liquid interface*, London (1983) 247ff.

Einfluß sorbierter Kationen auf die Oberflächenladung und das Kolloidverhalten von Tonen

von

Fischer, W.R.*; Böckenhoff, K.; Buhrke, A.

Die Adsorption von Kationen verändert die Oberflächenladung (OL) von Tonen und das Flockungsverhalten von Böden. Je nach Art und Wertigkeit der adsorbierten Kationen verändert sich auch die OL in unterschiedlichem Maß. Mit Hilfe von elektrokinetischen Messungen des Strömungspotentials und einer gleichzeitigen Titration mit ladungsneutralisierenden Polyelektrolyten kann die OL quantitativ berechnet werden (FISCHER, 1993; FISCHER UND BÖCKENHOFF, 1995).

Der Ladungsverlust an Tonoberflächen erfolgt durch die Sorption von Schwermetallen nicht äquivalent. So nimmt die Ladung erheblich weniger ab, als aufgrund der Konzentration des sorbierten Pb zu erwarten wäre. Ein ähnliches Ladungsverhalten zeigen Tone, wenn ihnen Ca in unterschiedlichen Konzentrationen angeboten wird. Bei Ca-Konzentrationen bis zu 2,5 mmol/L Ca verringert sich die OL durch das spezifisch adsorbierte Ca logarithmisch, bei steigenden Konzentrationen erfolgt die Ladungsabnahme dann linear. Bei Schwermetall- und Ca-Sorption werden die negativ geladenen Tonminerale nicht umgeladen. Im Gegensatz zu anorganischen Kationen erfolgt die Adsorption von organischen Kationen nicht nur über Kationenaustausch. Die Belegung eines Tons mit einem Alkylammonium (Hexadecylpyridiniumchlorid-HDPY) zeigt, daß sich die OL bei geringen HDPY-Konz. zunächst in äquivalenten Anteilen reduziert. Bei einer Belegung von 60% der KAK des Tons wird der isoelektrische Punkt erreicht und bei einer weiteren Belegung kommt es zum Ladungsumschlag. Neben dem Kationenaustausch spielen auch hydrophobe Wechselwirkungen zwischen den Alkylketten eine Rolle.

FISCHER, W.R. (1993): Veränderung der Ladung organischer und anorganischer Bodenpartikel durch Schwermetallkomplexierung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft.* **72**, 339-343.

FISCHER, W.R. K. BÖCKENHOFF (1996): Oberflächenladung der Tonfraktion mitteldeutscher Schwarzerden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft.* **76**, 1385-1388.

* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuserstr. 2, D-30429 Hannover

Oberflächeneigenschaften natürlicher Eisenhydroxid-Anreicherungen

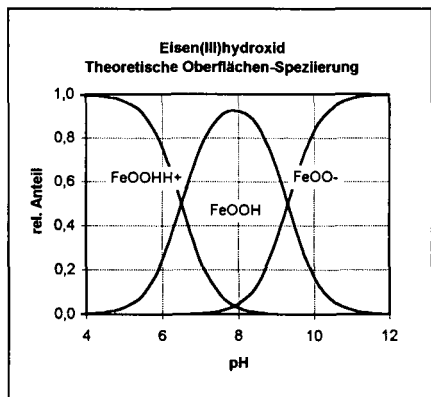
von

Astrid Hadeler, Max Kofod, Margot Isenbeck-Schröter *)

Einleitung

Eisenhydroxide besitzen aufgrund ihrer Sorptionseigenschaften eine Senkenfunktion für umwelt-relevante Stoffe. Entsprechend intensiv wurden die physikochemischen Eigenschaften von Eisenhydroxiden untersucht, wobei meist unter Standardbedingungen verunreinigungs-frei gefällte Minerale eingesetzt wurden (vgl. DZOMBAK & MOREL, 1990; FISCHER & BRÜMMER, 1993). Dabei lassen sich als bestimmende Fixierungsprozesse für Spurenstoffe an den Präzipitaten die Mitfällung, Sorption und Oberflächenfällung unterscheiden. Für das Verständnis und die Modellierung dieser Vorgänge bietet die Oberflächenkomplexierungstheorie ein adäquates Werkzeug, das die Prozesse an der Oberfläche in Abhängigkeit vom chemischen Milieu beschreibt (vgl. GOLDBERG, 1992).

Bei Verwendung auf dieser Theorie basierender Modelle werden als Eingangsparameter v.a. die spezifische Oberfläche sowie die Oberflächenladung des Feststoffes benötigt. Eisenhydroxide besitzen variable Ladungen, da die Hydroxylgruppen an der Oberfläche in Abhängigkeit vom pH-Wert als Säure- oder als Basegruppe wirken. Bei niedrigem pH-Wert entstehen durch Anlagerung von Protonen positive, bei hohem pH-Wert durch Dissoziation von Protonen negative Oberflächenladungen (Abb. 1). An diese Ladungen können in der diffusen Doppelschicht über elektrostatische Bindungen entgegengesetzt geladene Ionen angelagert werden. Diese Art der Bindung wird als außersphärische Komplexierung, häufig auch als unspezifische Sorption oder als Ionenaustausch bezeichnet.



Daten-Quelle: SIGG & STUMM, 1981

Abb.1

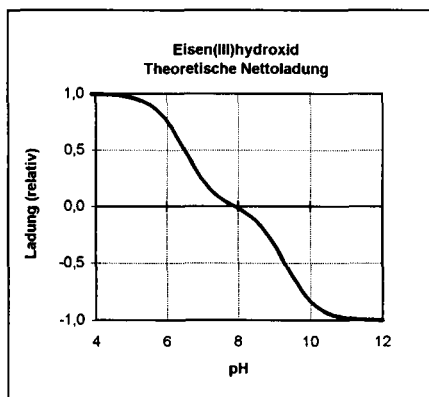


Abb.2

Der Ladungsnullpunkt (isoelektrischer Punkt) liegt bei reinen Eisenhydroxiden zwischen pH 7,9 und pH 8,1. Sinkt der pH-Wert unter diesen Wert, steigt die Anzahl der positiven Oberflächen-ladungsplätze an (Abb.2). Eine auf elektrostatischen Kräften beruhende Adsorption von kationischen Stoffen ist folglich nicht mehr möglich. Beobachtet werden kann jedoch, das auch im pH-

*) Universität Bremen, FB Geowissenschaften, Klagenfurter Straße, 28359 Bremen

Bereich unterhalb des Ladungsnullpunktes kationische bzw. oberhalb anionische Stoffe gebunden werden. Dieses Phänomen läßt sich durch eine sogenannte innersphärische Komplexierung erklären, d.h. der entsprechende Stoff geht mit Hydroxylgruppen der Oberfläche eine chemische Bindung ein. In der Bodenkunde werden diese Sorptionsprozesse beschreibend auch als spezifische Sorption bzw. als Chemisorption bezeichnet.

Bekannt ist, daß spezifisch sorbierende Stoffe die Sorptionseigenschaften von Eisenhydroxiden und anderen Bodenkomponenten verändern (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992). Durch Sorption mehrwertiger entgegengesetzter Ionen oder organischer Substanz kann es sogar zur „charge reversal“, d.h. zu einer Umkehr der Oberflächenladung, kommen (WANN & UEHARA, 1978; STUMM & MORGAN, 1996).

Fragestellung

Bei der natürlichen Bildung von Eisenhydroxiden erfolgt i.d.R. immer eine Mitfällung und spezifische Sorption von im Wasser vorhandenen Stoffen und gelöster organischer Substanz. Daher ist zu erwarten, daß die Oberflächeneigenschaften natürlicher Eisenhydroxide z.T. erheblich von denen synthetischer Minerale abweichen. Bei der Fällung unterhalb von pH 8 werden insbesondere Oxoanionen wie Phosphat spezifisch sorbiert, die in der Folge zu einer starken Erniedrigung der isoelektrischen Punkte führen würden. Derartig verunreinigte Minerale müßten unter natürlichen pH-Bedingungen entsprechend als Kationenaustauscher wirken und Ladungsnullpunkte deutlich unter pH 8 aufweisen. Ziel der Untersuchungen war es, zu prüfen, welche Oberflächenladung natürliche Eisenhydroxid-Anreicherungen aufweisen und inwieweit eine Beeinflussung insbesondere durch Phosphatsorption festgestellt werden kann.

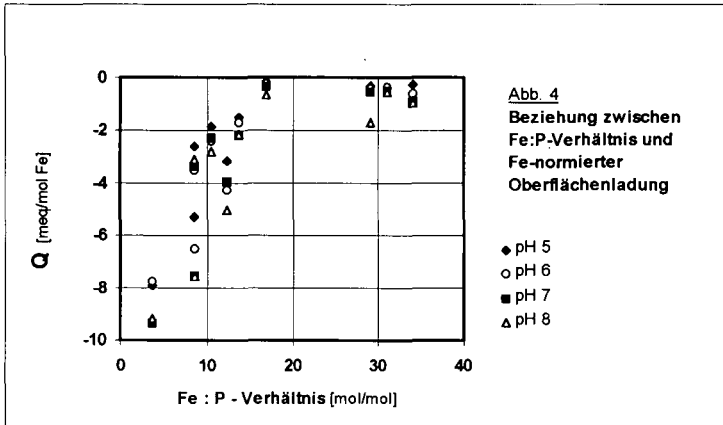
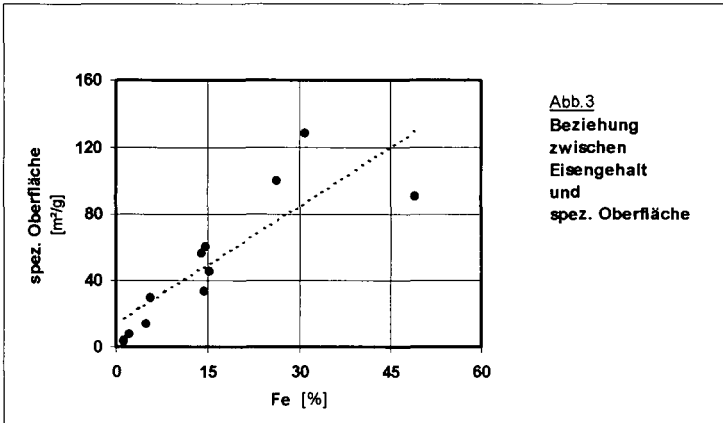
Material und Methoden

Natürliche Eisenhydroxid-Ausfällungen unterschiedlicher Herkunft wurden auf ihre Oberflächeneigenschaften hin analysiert und mit ihren geochemischen Merkmalen in Beziehung gesetzt. Die Proben wurden zunächst aufgeschlossen (HNO_3 -Druck-aufschluß) und die Gehalte an Eisen, Phosphat sowie Ca, Mg, Mn, Zn, etc. gemessen. Die Bestimmung der spezifischen Oberfläche erfolgte nach der BET-Methode (N_2). Mithilfe eines Partikelladungsdetektors der Fa. Müttek (PCD 03-pH) wurde die Oberflächenladung bei unterschiedlichen pH-Werten (5-8) titrimetrisch bestimmt. Der Gehalt an organischer Substanz wurde coulometrisch gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

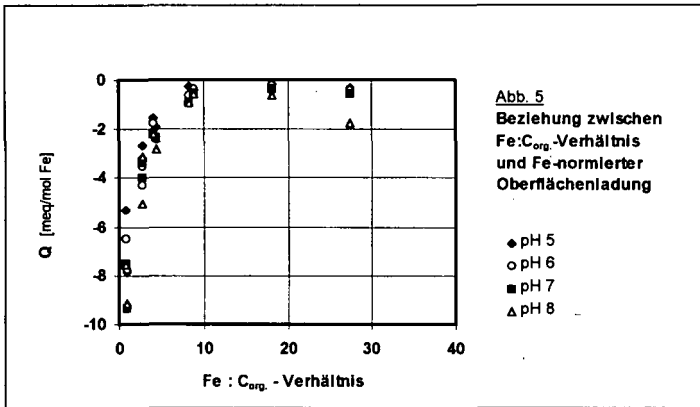
Als erster Indikator diente das molare Fe:P-Verhältnis. Vorversuche, in denen synthetisches Eisenhydroxid gezielt mit Phosphat „verunreinigt“ wurde, zeigten eine signifikante Veränderung der Oberflächenladung bereits bei Fe:P-Verhältnissen von $> 40:1$. Entsprechend den theoretischen Erwartungen führten derartig geringe Mengen an sorbiertem Phosphat zu einer starken Verschiebung des Ladungsnullpunktes auf unterhalb von pH 4 (vgl. RYDEN et al. 1977; KUO & MCNEAL, 1984).

Die hier untersuchten natürlichen Eisenhydroxid-Proben wiesen ein Fe:P-Verhältnis zwischen 4:1 bis 35:1 sowie Ladungsnullpunkte unterhalb von pH 3.5 auf. Eine Veränderung der Oberflächenladung durch Phosphatsorption war daher sehr wahrscheinlich. Diese Vermutung wird durch die Korrelation zwischen der auf den Eisengehalt normierten Oberflächenladung bei pH 5, 6, 7, 8 und dem Fe:P-Verhältnis bestätigt (Abb. 4). Zudem besteht ein enger Zusammenhang zwischen der Größe der BET-Oberfläche und dem Eisengehalt, der zwischen 2 und 50 % variierte (Abb.3).



Die Proben wurden zwar wegen ihrer deutlich erkennbaren Eisenhydroxid-Ausfällungen ausgewählt, enthielten aber zusätzlich zwischen 3 bis 5 % organischen Kohlenstoff. Das molare Verhältnis von $Fe:C_{org}$ lag z.T. unterhalb von 1:1. Die Anlagerung organischer Substanz an Hydroxid-Oberflächen kann folglich auch zu einer veränderten Oberflächenladung geführt haben. Wie in Abbildung 5 dargestellt, zeigt die Oberflächenladung ebenfalls eine statistische Abhängigkeit vom $Fe:C_{org}$ -Verhältnis.

Wodurch die Oberflächenladungscharakteristik der untersuchten Probenmaterialien zustande kommt, läßt sich statistisch aus den vorhandenen Daten nicht weiter herausfiltern, da die betrachteten Parameter gleichermaßen miteinander korrelieren. In jedem Fall kann festgehalten werden, daß die als natürliche Eisenhydroxid-Bildungen angesprochenen Proben deutlich andere Oberflächeneigenschaften aufweisen als synthetische Minerale. Dies ist auch nicht anders zu erwarten, da die Eisenhydroxid-Bildungen entstehungsbedingt immer mit Komponenten verunreinigt sind, die mit der Oberfläche spezifische Wechselwirkungen eingehen.



Fazit

Besonders hervorzuheben ist, daß alle untersuchten Probematerialien im pH-Bereich von 4 bis 8 im allgemeinen als Kationenaustauscher fungieren, obwohl sie als Eisenhydroxid-Anreicherungen angesprochen werden. Die Senkenfunktion der natürlichen Eisenhydroxid-Bildungen für umweltrelevante Stoffe ist durch die spezifische Sorption geprägt. Die direkte Verwendung von Sorptionsdaten aus Untersuchungen mit synthetischen Eisenhydroxiden zur Modellierung von Stofftransport in natürlichen Systemen kann daher zu falschen Ergebnissen führen.

Literatur

- DZOMBAK, D.A.; MOREL, F.M.M. 1990: Surface Complexation Modeling - Hydrus Ferric Oxide. New York.
- FISCHER, L.; BRÜMMER, G.W. 1993: Schwermetallbindung durch Goethit: Adsorption, Diffusion und Festlegung verschiedener Schwermetalle. Mitteilgn. Dt. Bodenkundl. Gesell., 72: 335-338.
- GOLDBERG, S. 1992: Use of Surface Complexation Models in Soil Chemical Systems. Advances in Agronomy, 47: 233-329.
- KUO, S.; MCNEAL, B.L. 1984: Effects of pH and phosphate on cadmium sorption by a hydrous ferric oxide. Soil Sci. Soc. Am. J., 48: 1040-1044.
- RYDEN, J.C.; MCLAUGHLIN, J.R.; Syers, J.K. 1977: Mechanisms of phosphate sorption by soils and hydrous ferric oxide gel. J. Soil Sci., 28: 72-92.
- SCHAEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- SIGG, L.; STUMM, W. 1981: The interaction of anions and weak acids with the hydrous goethite (α -FeOOH) surface. Colloids and Surfaces, 2: 101-117.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. 1996: Aquatic Chemistry - Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. New York.
- WANN, S.S.; UEHARA, G. 1978: Surface charge manipulation of constant surface potential soil colloids: I. Relation to sorbed phosphorus. Soil Sci. Soc. Am. J., 42: 565-570.

Physikochemische Wechselwirkungen in s-Triazin/Tensid/Tonmineral-Systemen

von

Herwig, U.; Klumpp, E.; Narres, H.-D.

Einleitung

Atrazin und Simazin sind weltweit eingesetzte Pflanzenschutzmittel zur Unkrautbekämpfung und damit zur Sicherung der Ernte. Zur besseren Handhabung während der Ausbringung der Substanzen sind in Pflanzenschutzmittelformulierungen Tenside enthalten. Diese dienen als Benetzungshilfen und verbessern die Dispergierung. Die Tenside ändern die Hydrophobizität der Bodenkolloide und damit deren Sorptionseigenschaften (Klumpp et al. 1993, Schieder et al. 1994, Edwards et al. 1994, Herwig et al. 1995). Dies kann eine Veränderung des Transports von Umweltchemikalien in tiefere Bodenschichten und ebenfalls eine Änderung ihrer mikrobiellen Abbaubarkeit bewirken.

In dieser Studie wurden die Sorptionseigenschaften von Atrazin und Simazin an Calcium-Bentonit in Gegenwart der drei Tenside Dodecyltrimethylammoniumbromid (DTAB), Dodecylglykoether (C12E8) und Natriumdodecylsulfat (SDS) untersucht. Alle drei Tenside bestehen aus einer Dodecylkette und unterscheiden sich aber in der Ladung der hydrophilen Kopfgruppe.

Ergebnisse

Die Adsorptionsisothermen der drei Tenside an Calcium-Bentonit zeigen verschiedene Formen. Das kationische DTAB wird über einen Ionenaustauschmechanismus adsorbiert, nach der Klassifizierung von Giles (Giles et al. 1974) hat die Isotherme eine H-Form. Der Anfangsbereich ist sehr steil. Bei kleinen Konzentrationen wird das gesamte Tensid aus der Lösung adsorbiert. Ab einer bestimmten Oberflächenbelegung mit Tensid knickt die Isotherme ab und geht in ein Plateau über. Dieser Punkt liegt bei dem untersuchten Calcium-Bentonit bei 600 $\mu\text{mol/g}$.

Die Isotherme des C12E8 zeigt eine L-Form, der Anfangsbereich ist nicht so steil wie beim DTAB. Die Tensidmoleküle erfahren laterale Wechselwirkungen schon am Beginn der Adsorptionsisotherme (Levitz et al. 1984). Nachdem die kritische Mizellbildungskonzentration (CMC) überschritten ist, geht die Isotherme in ein Plateau über.

Die SDS-Isotherme weist eine S-Form auf. Nachdem das Löslichkeitsprodukt des Calciumdodecylsulfats ($\text{Ca}(\text{DS})_2$) überschritten wird, präzipitiert das $\text{Ca}(\text{DS})_2$ an der Oberfläche des Calcium-Bentonits. Wird die Konzentration des SDS in der Lösung weiter erhöht und die CMC erreicht, so wird ausgefälltes $\text{Ca}(\text{DS})_2$ in den Mizellen solubilisiert, wodurch die Isotherme wieder abfällt.

Die Adsorptionskonstante K der Atrazinadsorption an nativem Bentonit beträgt $K = 119 \text{ ml/g}$. Sogar bei sehr kleinen adsorbierten DTAB Mengen, die ca. 5% der Kationenaustauschkapazität (CEC) des Calcium-Bentonits entsprechen, kann man eine Verstärkung der Atrazinadsorption auf $K = 130 \text{ ml/g}$ beobachten. Durch die leichte Hydrophobierung wird die Bentonitoberfläche attraktiver für das Atrazin.

Mit steigender Tensidbelegung des Bentonits steigt auch die adsorbierte Menge des Atrazins linear an. In Abb. 1 ist die Abhängigkeit des Koeffizienten der Atrazinadsorption (K) von der

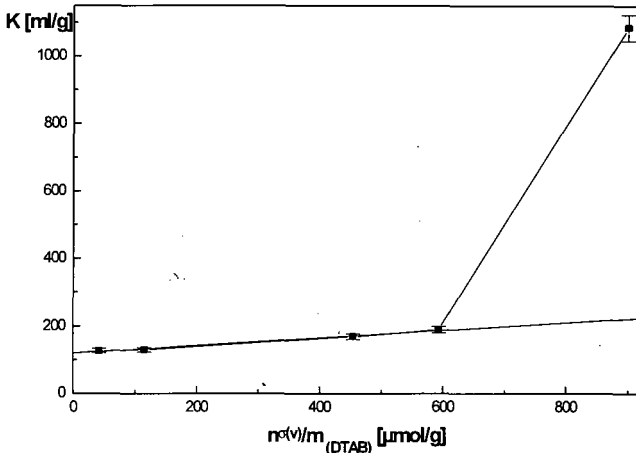


Abbildung 1: Abhängigkeit der Atrazinadsorption an Bentonit von der Belegung mit Dodecyltrimethylammoniumbromid

Belegung des Bentonits mit DTAB ($n^{\sigma(v)}/m$) dargestellt. Es ergibt sich eine lineare Abhängigkeit. Daher läßt sich ein auf den Kohlenstoffgehalt an der Oberfläche bezogener Adsorptionskoeffizient (K_{OM}) errechnen, dessen Logarithmus mit $\log K_{OM} = 2.8$ in der Nähe des n -Oktanol/Wasser- Verteilungskoeffizienten ($\log K_{OW} = 2.5$) liegt. Die mit DTAB belegte Bentonitoberfläche scheint also eine ähnlich gute Verteilungsphase für Atrazin zu sein wie das n -Oktanol. Ein Vergleich der Adsorption von Atrazin und Simazin zeigt, daß der Adsorptionskoeffizient an einem DTAB-Bentonit für Simazin geringer ist als der des Atrazins. Gleiches gilt für den n -Oktanol/Wasser- Verteilungskoeffizienten. Daher kann man davon ausgehen, daß der Mechanismus der s -Triazinadsorption an einer tensidbelegten Bentonitoberfläche ein Verteilungsmechanismus ist. Diese Annahme wird durch Desorptionsexperimente belegt. Im Gegensatz zu einem nativen Bentonit, an dem die Desorption des Atrazins eine Hysterese zeigt (Herwig et al. 1995), kann das Atrazin von einem DTAB-Bentonit vollständig desorbiert werden. Abbildung 2 zeigt die Desorptionsisothermen des Atrazins von einem DTAB-Bentonit (Belegung=100 %CEC). Bei den Desorptionsexperimenten wurde von vier verschiedenen Belegungen des DTAB-Bentonits mit Atrazin ausgegangen und durch sukzessive Verdünnung das Atrazin desorbiert. Die Desorptionsisothermen sind deckungsgleich mit der Adsorptionsisothermen (gestrichelte Linie), d.h. es existiert keine Hysterese.

Steigt die Belegung des Bentonits mit DTAB über den Wert von 600 $\mu\text{mol/g}$, das entspricht dem Punkt, an dem die Tensidisotheime von der Ordinate abknickt und einen flacheren Verlauf nimmt, wird die Atrazinadsorption überproportional verstärkt. Dies deutet auf das Zustandekommen einer die Atrazinadsorption begünstigenden Tensidstruktur auf der Oberfläche hin. Wurden die DTAB-Moleküle vor diesem Punkt als Einzelmoleküle adsorbiert, so bildet sich jetzt eine Bischoicht.

Das nichtionische Tensid C12E8 verstärkt die Atrazinadsorption effektiver als das kationische DTAB. Der auf die Kohlenstoffmenge der Bentonitoberfläche bezogene Adsorptionskoeffizient (K_{OM}) des Atrazins ist mit $\log K_{OM} = 3.4$ ungefähr eine Größenordnung höher als im

Falle des DTAB. Daraus läßt sich ableiten, daß die adsorbierte Tensidstruktur des C12E8 eine andere ist, als die des DTAB.

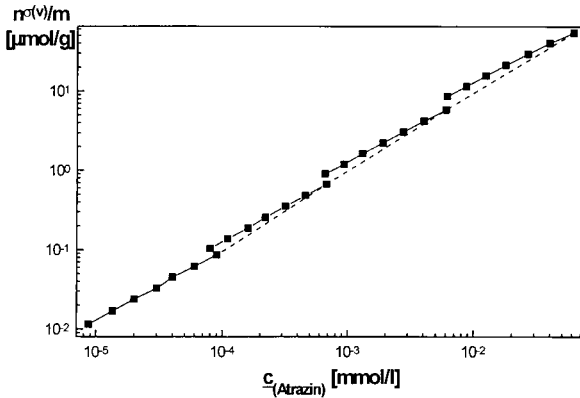


Abbildung 2: Desorption des Atrazins von einem DTAB-Bentonit

Schon bei sehr kleinen Tensidbelegungen bilden sich laterale Wechselwirkungen (Levitz et al. 1984) aus, so daß das C12E8 Aggregate auf der Oberfläche ausbildet, an denen das Atrazin effektiver adsorbiert wird als an einzelnen Tensidmolekülen. Erhöht man die Tensidkonzentration weiter, so daß sich in der Lösung Mizellen ausbilden, wird Atrazin in diesen Mizellen solubilisiert und die adsorbierte Atrazinsmenge nimmt wieder ab.

Das SDS zeigt ein völlig anderes Verhalten bezüglich der Atrazinadsorption, als die beiden vorher beschriebenen Tenside. Bei sehr kleinen Belegungen, die hinsichtlich der adsorbierten Kohlenstoffmenge einer 5%igen DTAB-Belegung entsprechen, wird die Atrazinadsorption abgeschwächt. Wird die Belegung des Bentonits mit SDS weiter erhöht, so steigt die Atrazinadsorption wieder an. Bei maximaler SDS-Sorption erreicht die Atrazinadsorption wieder einen Wert, der dem Adsorptionskoeffizienten an nativem Calcium-Bentonit entspricht.

Eine Erklärung dieses Verhaltens liefert die SDS-Sorptionsisotherme. Im Anfangsbereich, wenn das Löslichkeitsprodukt von $\text{Ca}(\text{DS})_2$ noch nicht erreicht ist, wird SDS an den positiven Kanten des Schichtsilikats adsorbiert. Diese Menge ist aber vernachlässigbar gering. Mit steigender Gleichgewichts-konzentration wird also nicht die Bentonitoberfläche hydrophobiert, wie beim DTAB, sondern die Lösung. Dadurch wird die Löslichkeit des Atrazins erhöht, was sich wiederum auf die Atrazinadsorption in der Weise auswirkt, daß sie im Vergleich zu einem nativen Bentonit verringert wird. Die Attraktivität der tensidreichen Volumen-Phase wird für das Atrazinmolekül gesteigert. Bei weiterer Erhöhung der SDS-Gleichgewichtskonzentration wird das Löslichkeitsprodukt des $\text{Ca}(\text{DS})_2$ überschritten, die Oberfläche wird hydrophobiert und die Atrazinadsorption steigt wie bei den anderen beiden Tensiden an.

Literatur

Edwards, D.A., Adeel, Z., Luthy, R.G. (1994): Distribution of Nonionic Surfactant and Phenanthrene in Sediment/Aqueous System. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1550-1560

Giles, C., Smith, D., Huitson, A., (1974): A General Treatment and Classification of the Solute Adsorption Isotherms. I. Theoretical. *J. Colloid Interface Sci.* 47, 755

Herwig, U., Klumpp, E., Narres, H.D. (1995): Physikochemische Wechselwirkungen von s-Triazininen mit Bodenbestandteilen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 76, 289

Klumpp, E., Heitmann, H., Schwuger, M.J. (1993): Synergistic Effects between Cationic Surfactants and Organic Pollutants on Clay Minerals. *Colloids and Surfaces A*, 78, 97

Levitz, P., Van Damme H. (1984): Fluorescence Decay Study of the Adsorption of Nonionic Surfactants at the Solid-Liquid Interface. I. Structure of the Adsorbed Layer on a Hydrophilic Solid. *J. Phys. Chem* 88, 2228

Schieder, D., Dobias, B., Klumpp, E., Schwuger, M.J. (1994): Adsorption and Solubilization of Phenols in the Hexadecyltrimethylammonium Chloride Adsorbed Layer on Quartz and Corundum. *Colloids and Surfaces A*, 88, 103

Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten des Neutralpolymeren Polyvinylpyrrolidon (PVP) an Tonmineraloberflächen: Vergleich Ca-Bentonit/ Na-Montmorillonit

von

Hild, A.; Séquaris, J.-M., Narres, H.D., Schwuger, M.J.

Problemstellung:

Wasserlösliche Polymere finden zunehmend Verwendung in verschiedenen Bereichen von Industrie und Technik, wie z. B. als "soil conditioner" ⁽¹⁾ oder als Waschmittelpolymer ⁽²⁾, die zu einem Eintrag in die aquatische und terrestrische Umwelt und damit zu einer möglichen Wechselwirkung mit den Tonmineralien in Böden und Sedimenten führen.

Für die wasserlöslichen Polycarboxylate konnte gezeigt werden, daß die Kanten der Tonmineralien die reaktiven Adsorptionszentren darstellen ^(3,4,5,6). Adsorptionsuntersuchungen des synthetischen Neutralpolymeren Polyvinylpyrrolidon (PVP) an Na-Kaolinit zeigen eine hohe Oberflächenbelegung (mg/m^2) ⁽⁷⁾. Um Einblicke in das Adsorptionsverhalten von PVP an quellfähigen Tonmineralen zu erhalten, wurden Untersuchungen mit PVP verschiedener Molmassen (M_w von 5.000 bis 400.000 g/mol) an Ca-Bentonit (Gesamtoberfläche $\approx 500 \text{ m}^2/\text{g}$) und Na-Montmorillonit (Gesamtoberfläche $\approx 750 \text{ m}^2/\text{g}$) bei einer Ionenstärke von 0,01 M durchgeführt, welche in etwa der des Bodenelektrolyten entspricht. Ferner wurde der Einfluß der Ionenstärke auf das Adsorptionsverhalten an quellfähigen und der Einfluß der PVP-Molmasse an quellfähigen und nicht quellfähigen Schichtsilikaten untersucht.

Ergebnisse:

Einfluß der PVP-Molmasse auf das Adsorptions- und Interkalationsverhalten an Ca-Bentonit und Na-Montmorillonit

Für PVP geringer Molmasse ($M_w = 5.000 - 44.000 \text{ g}/\text{mol}$) erhält man an beiden Schichtsilikaten die für Polymeradsorptionen typischen H-Isothermen mit hoher Oberflächenbelegung (vgl. Abb. 1a). An Na-Montmorillonit ($I = 0,01 \text{ M}$) zeigt sich auch für PVP hoher Molmasse eine starke Adsorption, wohingegen die Adsorptionstendenz bei Ca-Bentonit deutlich geringer ist (vgl. Abb. 1b).

Diese unterschiedlichen Adsorptionstendenzen spiegeln sich auch in den mittels Röntgen-diffraktometrie gemessenen Schichtebenenabständen d_{001} der quellfähigen Schichtsilikate wider. Während für die kleinen PVP-Molmassen an beiden Schichtsilikaten eine starke Schichtaufweitung zu beobachten ist (vgl. Abb. 2a), zeigen sie sich bei den hohen Molmassen nur für die Untersuchungen im Na-Montmorillonitsystem. Bei der Adsorption von PVP hoher Molmasse an Ca-Bentonit ist keine Aufweitung des Schichtebenenabstandes d_{001} feststellbar (vgl. Abb. 2b), so daß

man davon ausgehen kann, daß es für PVP hoher Molmasse nicht möglich ist, in die Zwischenschichten des Ca-Bentonits zu interkalieren. Die PVP-Adsorption der hohen Molmassen findet nur an den äußeren Oberflächen der Bentonitpartikel statt.

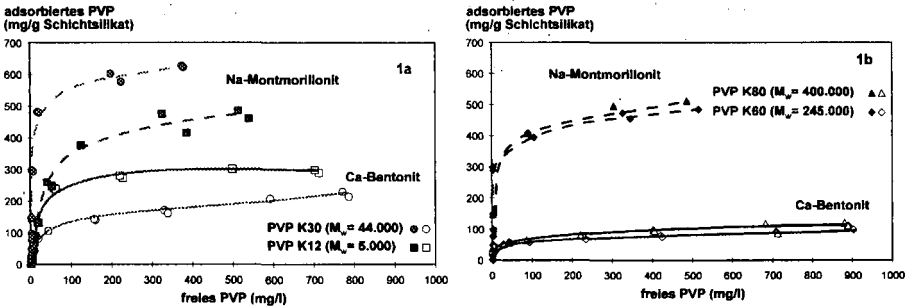


Abb. 1: Einfluß der PVP-Molmasse auf das Adsorptionsverhalten an Na-Montmorillonit und Ca-Bentonit (I= 0,01 M, pH=5,5)

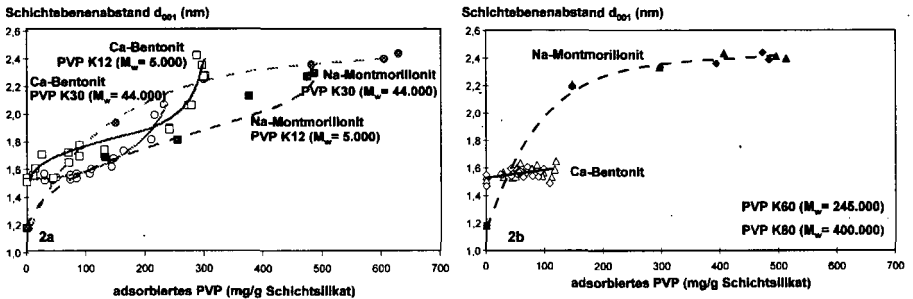


Abb. 2: Einfluß der PVP-Molmasse auf das Interkalationsverhalten an Na-Montmorillonit und Ca-Bentonit

Abschätzung der Ca-Bentonit-Schichtstruktur durch Adsorption eines Neutralpolymeren

Mit Hilfe von Adsorptionsmessungen an dem nicht quellfähigen Schichtsilikat Na-Kaolinat konnte die maximale Oberflächenbelegung (mg PVP/ m² Oberfläche) ermittelt werden (7). Unter der Annahme, daß der kleinsten PVP Molmasse K12 (M_w= 5.000) alle Ca-Bentonit -Oberflächen für Adsorptionsprozesse zur Verfügung stehen, wobei die Konformation des Polymeren auch bei der Interkalation weitgehend erhalten bleibt und der Annahme, daß die großen Molmassen K60 und K80 (M_w= 245.000 und 400.000) überhaupt nicht interkalieren, kann die Taktoidalstruktur des Ca-Bentonits wie folgt abgeschätzt werden:

- * Für K12 Plateaubereich der Isotherme: 0,6 mg/m²
- * Für K60 / K80 Plateaubereich der Isothermen: 1,2 mg/m²

Für K12 liegt das Plateau der Adsorptionsisotherme bei 300 mg/g Ca-Bentonit (vgl. Abb. 1a)

→ Die Gesamtoberfläche des Ca-Bentonits beträgt hiernach 500 m²/g .

Für K60 / 80 liegt das Adsorptionsplateau bei 100 mg/g Ca-Bentonit (vgl. Abb. 1b)

→ Die äußere Bentonitoberfläche kann auf 83 m²/g geschätzt werden.

$$\Rightarrow \frac{500 \text{ (m}^2\text{/g)}}{83 \text{ (m}^2\text{/g)}} = 6 \Rightarrow \mathbf{6 \text{ Schichten}}$$

Mit Hilfe der Adsorptions- und Interkalationsuntersuchungen kann für die Taktoidalstruktur des Ca-Bentonits in Lösung eine 6-Schicht-Struktur abgeschätzt werden.

Einfluß der Ionenstärke auf das Adsorptions- bzw. Interkalationsverhalten von PVP (M_w = 400.000 g/mol) an Na-Montmorillonit

Der Quellungsgrad des Na-Montmorillonits hängt von elektrostatischen und osmotischen Kräften ab. Durch drastische Erhöhung der Elektrolytkonzentration verringert sich der Schichtebenenabstand im Na-Montmorillonit ⁽⁸⁾, so daß der Schichtebenenabstand im Na-Montmorillonit bei I ≈ 0,3 mol/l dem des Ca-Bentonits bei I=0,01 mol/l entspricht. Untersucht man nun den Einfluß der Ionenstärke auf die adsorbierte PVP-Menge so erhält man die in Abb. 3 aufgezeigten Abhängigkeiten.

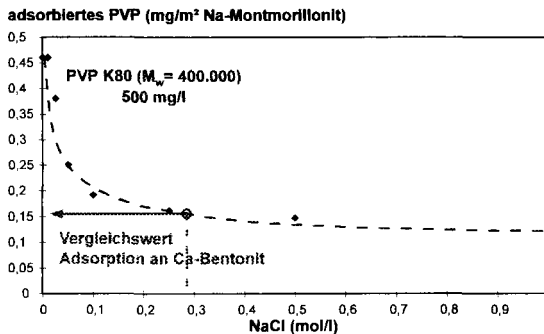


Abb. 3: PVP-Oberflächenbelegung an Na-Montmorillonit in Abhängigkeit von der Ionenstärke

Durch drastische Erhöhung der Elektrolytkonzentration reduziert sich die adsorbierte PVP-Menge (M_w = 400.000 g/mol) an Na-Montmorillonit auf ein ähnliches Niveau wie bei der Adsorption an Ca-Bentonit. Das Ergebnis bestätigt, daß das Adsorptionsverhalten von PVP an bzw. in quellbaren Schichtsilikaten hauptsächlich von der Größe des für Interkalationsprozesse zur Verfügung stehenden Zwischenschichtabstandes abhängt.

Einfluß der PVP-Molmasse auf das Adsorptionsverhalten an drei verschiedenen Schichtsilikaten

Abschließend soll der Einfluß der PVP-Molmasse auf die Adsorptionskapazität (mg/m^2) an Na-Kaolinit, Na-Montmorillonit und Ca-Bentonit bei einer Ionenstärke von 0,01 M aufgezeigt werden (vgl. Abb. 4).

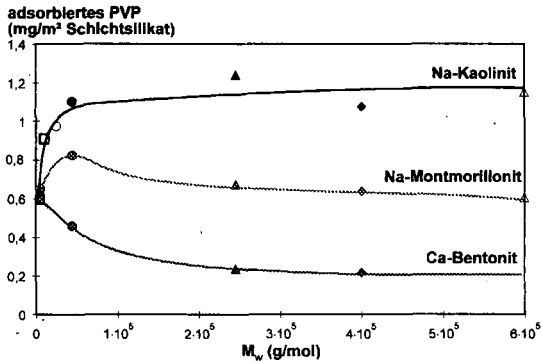


Abb. 4: maximale PVP-Oberflächenbelegung für drei unterschiedliche Schichtsilikate in Abhängigkeit von der PVP-Molmasse ($I=0,01 \text{ M}$)

- Ca-Bentonit erfüllt Prinzip der Polymeradsorption an porösen Adsorbentien: die adsorbierte PVP-Menge fällt mit M_w
- Na-Kaolinit erfüllt bis $M_w \leq 44.000$ Prinzip der Polymeradsorption an nicht porösen Adsorbentien: die adsorbierte PVP-Menge steigt mit M_w
- Na-Montmorillonit zeigt keinen systematischen Verlauf von adsorbierter PVP-Menge und M_w

Referenzen:

- 1 M.F. De Boedt, in "Soil Colloids and Their Associations in Aggregates" (M.F. De Boedt, M.H.B. Hayes and A. Herbillon, Ed.) Chap. 19, Plenum Press, New York (1990)
- 2 H.-U. Jäger, Journales del comite espanol detergemica, Barcelona vol. 24 (1993)
- 3 J.-M. Séquaris, in "Detergents in the Environment", Surfactants Science Series, (M.J. Schwuger, Ed.) Chap. 7, Dekker, New York (1997)
- 4 N.V. Sastry, J.-M. Séquaris and M.J. Schwuger, J. Colloid Interface Sci., **171**, (1995) 224
- 5 F. Blockhaus, J.-M. Séquaris, H.D. Narres and M.J. Schwuger, Progr. Colloid Polym. Sci., **101** (1996) 23
- 6 F. Blockhaus, J.-M. Séquaris, H.D. Narres and M.J. Schwuger, J. Colloid Interface Sci., **185** (1997)
- 7 A.Hild, J.-M. Séquaris, H.D. Narres and M.J. Schwuger, Colloids and Surfaces, in press
- 8 G. Lagaly, H. Stange und A. Weiss., Kolloid Z. Z. Polym., **250**, (1972) 675

Charakterisierung von sorbierter natürlicher organischer Substanz auf verschiedenen Mineralphasen mittels FTIR-Spektroskopie

von

Kaiser, K.*

Einleitung

In Böden und Sedimenten kontrolliert Sorption an mineralische Oberflächen die Mobilität von gelöster organischer Substanz (DOM) (McDowell & Likens, 1988; McCarthy et al., 1993) und mit ihr assoziierter Stoffe (z.B. N, P, Metalle, Xenobiotika; Qualls & Haines, 1991; Berggren et al., 1990; Kukkonen et al., 1990). Die wichtigsten Sorbenten sind Metalloxide und -hydroxide sowie Schichtsilikate (Tipping, 1981; Jardine et al., 1989). Durch die Sorption werden z.B. die Sorptions-, Säure-Base-, und Kolloideigenschaften der Sorbenten verändert (Tipping, 1981; Murphy et al., 1992). Die DOM-Sorption stellt somit einen wichtigen geochemischen Prozess dar und ist in letzter Zeit Gegenstand vielfältiger Untersuchungen.

Die Untersuchung des Verbleibs von Strukturelementen im Zusammenhang mit der DOM-Sorption an Böden und Mineralen kann deshalb Auskunft darüber geben, welche funktionellen Einheiten der DOM für die Bindung verantwortlich sind. Sie lassen möglicherweise auch Schlüsse auf Mobilisierung/ Immobilisierung sowie Transport von Metallen und organischen Schadstoffen zu (Gu et al., 1995). In dieser Untersuchung wurden an die Oberflächen von verschiedenen Mineralen sorbierte DOM mittels FTIR-Spektroskopie charakterisiert. Als DOM wurden die sogenannten hydrophoben Säuren (HoS) verwendet, stellen sie doch definitionsgemäß die gelösten Huminstoffe dar (Aiken & Leenheer, 1993).

Material und Methoden

Mineralphasen

Die Herstellung von 2-Linien-Ferrihydrit erfolgte durch Neutralisation einer FeCl_3 -Lösung mit NaOH (Schwertmann & Cornell, 1991). Goethit ($\alpha\text{-FeOOH}$) wurde nach Atkinson et al. (1967) hergestellt. Hämatit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) entstand durch Umwandlung von Ferrihydrit bei 90°C und pH 7 (Schwertmann & Cornell, 1991). Zur Gewinnung von amorphem $\text{Al}(\text{OH})_3$ wurde eine $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ -Lösung mit NaOH auf pH 4.5 eingestellt (Huang et al., 1977). Kaolinit und Illit ($< 2 \mu\text{m}$) wurden aus Unterböden von Gleyen gewonnen. Die beiden Schichtsilikate wurden mit 0.1 M NaOH gewaschen und mit Ca belegt. Die Merkmale der Mineralphasen sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

DOM

Die Gewinnung der DOM erfolgte aus dem Oh-Horizont eines Fichten-Rohhumus. Von der Gesamt-DOM wurden die HoS durch Sorption an ein Adsorberharz (Amberlite XAD-8) bei pH 2 (Aiken & Leenheer, 1993) abgetrennt. Die HoS wurden mit 0.1 M NaOH eluiert, mit einem stark sauren Kationenaustauscher protoniert und gefriergetrocknet.

Charakterisierung von an Festphasen sorbierten DOM

Für die Sorptionversuche wurden Lösungen mit HoS-C-Konzentrationen von 4.0 und 8.0 mmol L^{-1} hergestellt. Dazu wurde die gewünschte HoS-Menge zu einer Lösung der gleichen ionaren Zusammen-

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

setzung wie die Ausgangs-DOM-Lösung gegeben. Jeweils 0.1 g amorphes $\text{Al}(\text{OH})_3$, Ferrihydrit bzw. Goethit und 0.2 g Illit, Kaolinit bzw. Hämatit wurden mit 40 ml Initiallösung versetzt und 24 h bei 5°C horizontal geschüttelt. Die Lösung wurde mit 0.45 μm Polysulfonfilter von den Mineralphasen getrennt. In den Filtraten wurden die HoS-C-Konzentrationen gemessen (Shimadzu TOC-5050). Die Mineralphasen wurden gefriergetrocknet. Von den HoS sowie den Mineralen mit und ohne sorbierte HoS wurden DRIFT-Spektren aufgenommen (Bruker IFS 66v). Die Differenz zwischen den Spektren der Minerale mit und ohne sorbierte HoS charakterisiert die an die Minerale gebundene organische Substanz (z.B. Gu et al., 1994). Die Zuordnung der Banden erfolgte nach Bellamy (1975) und Niemeyer et al. (1992).

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Mineralphasen.

Mineral	Fe _d	Fe _o g kg ⁻¹	Al _o	SO m ² g ⁻¹	pH CaCl ₂	LNP	KAK _{pH7}	AAK _{pH4} mmol _c kg ⁻¹
Illit	0.3	0.2	0.9	77	6.2	nb	161	39
Kaolinit	0.3	0.2	0.4	16	6.9	nb	55	38
amorphes $\text{Al}(\text{OH})_3$	nn	nn	268	280	4.5	9.2	14	295
Ferrihydrit	561	541	nn	195	5.0	8.5	18	146
Hämatit	691	8	nn	32	7.1	7.9	18	41
Goethit	633	57	nn	47	7.3	8.0	27	117

SO = spezifische Oberfläche; LNP = Ladungsnulppunkt; nn = nicht nachweisbar; nb = nicht bestimmt

Ergebnisse und Diskussion

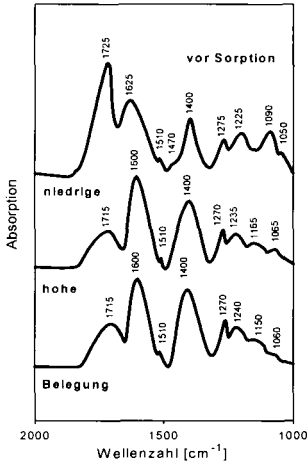
Das Spektrum der HoS vor Sorption (Abb. 1 - 4) ist geprägt durch Banden von Carboxyl-Gruppen. Deutlich sind die C=O-Streckschwingungen von undissoziierten COOH-Gruppen bei 1725 cm^{-1} und von Carboxylat-Gruppen bei 1625 cm^{-1} . Die Bande bei 1400 cm^{-1} wird vermutlich durch chelatisierte Carboxylat-Gruppen verursacht. Eine starke Bande bei 1400 cm^{-1} tritt laut Parfitt et al. (1977) auf, wenn Fulvosäuren mit Fe-Ionen zu Fe-Fulvaten reagieren. Ebenfalls auf Carboxyl-Gruppen ist die Bande bei 1225 cm^{-1} zurückzuführen (C-O-Streckschwingungen und/oder O-H-Deformationsschwingungen). Die Bande bei 1625 cm^{-1} kann auch durch die C=C-Schwingungen von Aromaten und Olefinen mitverursacht sein. Eine aufgrund dieser Strukturen häufig in Fulvo- und Huminsäuren beobachtete Schulter bei etwa 1580 cm^{-1} tritt nicht auf. Dafür ist eine schwache Bande bei 1510 cm^{-1} zu erkennen. Die Schulter bei 1465 cm^{-1} wird durch C-H-Deformationsschwingungen von CH_3 - und CH_2 -Gruppen verursacht. Für die Bande bei 1270 cm^{-1} können C-O-Streckschwingungen von phenolischen Gruppen verantwortlich sein. Banden zwischen 1000 und 1100 cm^{-1} (C-O-Streckschwingungen) deuten auf Kohlenhydrate hin. Sie sind nur schwach ausgeprägt.

Die auffälligsten Veränderungen in den Spektren der an die Minerale sorbierten HoS (Abb. 1 -4) gegenüber dem Spektrum vor Sorption (Abb. 1 - 4) ist die Abnahme der Bnade bei 1715 cm^{-1} (protonierte Carboxyl-Gruppen). Im Falle von $\text{Al}(\text{OH})_3$ verschwindet sie nahezu vollständig, bei Goethit wird sie auf Schultern an der Bande bei 1600 cm^{-1} reduziert. Die geringste Abnahme tritt bei Hämatit auf. Ein Rückgang der Bande bei 1715 cm^{-1} gilt als charakteristisch für Reaktionen von Carboxyl-Gruppen mit Metallen (Schnitzer & Ghosh, 1982). Die Verschiebung der Carboxylat-Bande von 1625 nach 1600 cm^{-1} wird mit Ligandenaustausch-Reaktionen der Carboxyl-Gruppen mit der Mineraloberfläche in Verbindung gebracht (Parfitt et al., 1977; Gu et al., 1994, 1995). Einen weiteren Hinweis auf die Bindung von Carboxyl-Gruppen stellen zunehmende Intensitäten der Bande bei 1400 cm^{-1} dar. Der starke Rückgang der Absorptionen im Bereich von 1715 cm^{-1} bei $\text{Al}(\text{OH})_3$ und Goethit läßt auf eine hohe Anzahl von Bindungen pro sorbiertem Molekül schließen ("Oktopus-Effekt"; Podoll et al., 1987). Dies dürfte eine Desorption stark behindern. Bei höherem Belegungsgrad der Oberfläche (Abb. 1 - 4) treten bei allen Mineralen die Banden bei 1715 cm^{-1} wieder deutlicher hervor. Anscheinend stören sich die Moleküle bei dichterem Belegung der Oberfläche zunehmend. Entsprechend können weniger Liganden Bindungen eingehen (Podoll et al., 1987).

1: HoS auf Goethit

niedrige Belegung: 33.8 mmol C m⁻²

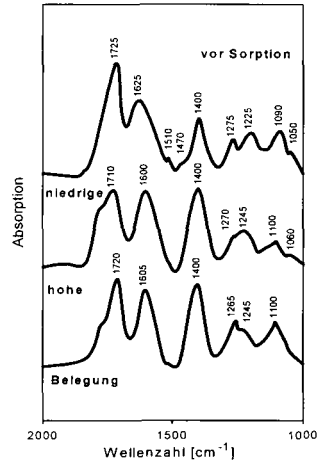
hohe Belegung: 63.4 mmol C m⁻²



2: HoS auf Hämatit

niedrige Belegung: 20.9 mmol C m⁻²

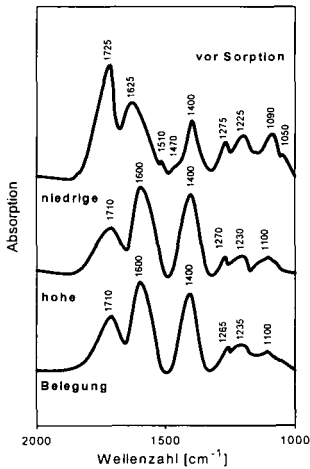
hohe Belegung: 36.6 mmol C m⁻²



3: HoS auf Ferrihydrit

niedrige Belegung: 8.1 mmol C m⁻²

hohe Belegung: 14.8 mmol C m⁻²



4: HoS auf amorphem Al(OH)₃

niedrige Belegung: 5.5 mmol C m⁻²

hohe Belegung: 11.0 mmol C m⁻²

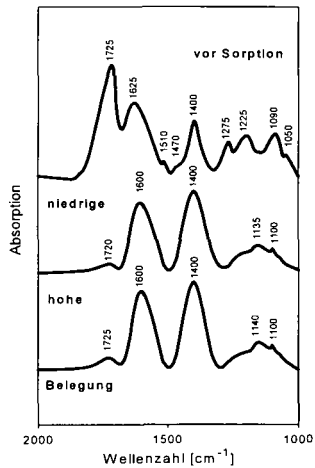


Abb. 1 - 4: DRIFT-Spektren von HoS vor Sorption und an Minerale gebunden. Die sorbierten HoS sind für jeweils zwei unterschiedliche Oberflächenbelegungen dargestellt.

Bei den Fe-Mineralen treten im Bereich phenolischer Strukturen (1265 cm^{-1}) intensivere Absorptionen auf (Abb. 1 - 3). Dies stimmt mit den Ergebnissen von Gu et al. (1994, 1995) überein, die eine Beteiligung phenolischer OH-Gruppen bei der Bindung von DOM an Hämatit gefunden haben. Auf diese Möglichkeit würde auch von Jekel (1986) für $\text{Al}(\text{OH})_3$ hingewiesen. Allerdings kann dies aufgrund der vorliegenden Ergebnisse nicht bestätigt werden (Abb. 4). Die durch CH_3 - und CH_2 -Gruppen verursachte Bande tritt in den Spektren der sorbierten HoS nicht mehr auf. Aliphatische Strukturen scheinen also bei der Bindung diskriminiert zu werden. Für Goethit und $\text{Al}(\text{OH})_3$ sind im Bereich der Kohlenhydrat-Strukturen ($1000 - 1100\text{ cm}^{-1}$) geringere Intensitäten festzustellen (Abb. 1 und 4). Für Ferrihydrit und Hämatit finden sich dagegen zunehmende Intensitäten, was mit den Ergebnissen von Gu et al. (1994, 1995) übereinstimmt (Abb. 2 und 3). An den Oberflächen von Hämatit und Ferrihydrit scheinen H-Brücken zwischen C-O-Gruppen und der Oxidoberfläche eine Rolle zu spielen. Dagegen scheinen H-Brückenbindungen an der Oberfläche von Goethit und $\text{Al}(\text{OH})_3$ im Vergleich zur Bindung über Carboxyl-Gruppen von untergeordneter Bedeutung zu sein.

Teilweise tritt bei den sorbierten HoS eine neue, zusätzliche Bande um $1150 - 1165\text{ cm}^{-1}$ auf. Sie geht vermutlich auf sorbiertes SO_4^{2-} zurück. Sulfat ist zwar in den HoS vor der Sorption nicht enthalten (Abb. 1 - 4), wurde aber mit dem Hintergrundelektrolyt bei den Sorptionsexperimenten zugegeben.

Im Unterschied zu allen anderen Spektren tritt bei den an Hämatit sorbierten HoS bei etwa $1760 - 1780\text{ cm}^{-1}$ eine Schulter auf (Abb. 2). Ihre Herkunft ist unbekannt.

Ferrihydrit hat im Vergleich zu Goethit eine höhere Sorptionskapazität (7.8 bzw. $4.5\text{ mol HoS-C kg}^{-1}$). Bei annähernd gleicher Menge an sorbiertem HoS-C ist der Grad der Oberflächen-Belegung bei Ferrihydrit deutlich geringer als der von Goethit. Trotz der dichteren C-Belegung scheinen die an Goethit sorbierten Moleküle aber mehr Bindungen ausbilden zu können als an der Oberfläche des Ferrihydrit. Dies zeigt sich in den Spektren der an Ferrihydrit sorbierten HoS an intensiveren Banden im Bereich protonierter Carboxyl-Gruppen. Vermutlich unterscheiden sich Ferrihydrit und Goethit, was die sterische Anordnung bindender Gruppen angeht. Die Goethit-Oberfläche scheint für die Bindung von HoS günstigere Eigenschaften aufzuweisen.

Für Kaolinit und Illit konnte nur eine maximale Oberflächenbelegung von 2.45 bzw. $1.79\text{ mmol C m}^{-2}$ erreicht werden. Dies erwies sich als nicht ausreichend für die Aufnahme von Differenzspektren.

Literatur

- Aiken, G. & Leenheer, J. 1993. *Chemistry and Ecology* **8**, 135-151.
- Atkinson, R.J., Posner, A.M. & Quirk, J.P. 1967. *Journal of Physical Chemistry*, **71**, 550-558.
- Bellamy, L.J. 1975. *The Infra-Red Spectra of Complex Molecules*. Chapman & Hall, London.
- Berggren, D., Bergkvist, B., Falkengren-Grerup, U., Folkesson, L. & Tyler, G. 1990. *The Science of the Total Environment*, **96**, 103-114.
- Brümmer, G.W., Gerth, J. & Herms, U. 1986. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **149**, 382-398.
- Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L. & McCarthy, J.F. 1994. *Environmental Science and Technology*, **28**, 38-46.
- Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L. & McCarthy, J.F. 1995. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **59**, 219-229.
- Huang, P.M., Wang, T.S.C., Wang, M.K., Wu, M.H. & Hsu, N.W. 1977. *Soil Science*, **123**, 213-219.
- Jardine, P.M., Weber, N.L. & McCarthy, J.F. 1989. *Soil Science Society of America Journal*, **53**, 1378-1385.
- Jekel, M.R. 1986. *Water Research*, **20**, 1535-1542.
- McDowell, W.H. & Likens, G.E. 1988. *Ecological Monographs*, **58**, 177-195.
- Niemeyer, J., Chen, Y. & Bollag, J.-M. 1992. *Soil Science Society of America Journal* **56**, 135-140.
- Parfitt, R.L., Fraser, A.R. & Farmer, V.C. 1977. *Journal of Soil Science*, **28**, 289-296.
- Podoll, R.T., Irwin, K.C. & Brendinger, S. 1987. *Environmental Science and Technology*, **21**, 562-568.
- Qualls, R. & Haines, B.L. 1991. *Soil Science Society of America Journal*, **55**, 1112-1123.
- Schnitzer, M. & Ghosh, K. 1982. *Soil Science*, **134**, 354-363.
- Schwertmann, U. & Cornell, R.M. 1991. *Iron Oxides in the Laboratory*. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Tipping, E. 1981. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **45**, 191-199.
- Wilson, W.A. 1987. *NMR Techniques and Applications in Geochemistry and Soil Chemistry*. Pergamon Press, Oxford.

Dank: Die Studie wurde über das DFG-Schwerpunktprogramm "ROSIG" finanziert (Ze 154/17-2)

Der Nachweis von Schwefelfestphasen auf Gibbsiteoberflächen mittels SEM, XPS und XFA

von

Kammerer, G.¹; Kaupenjohann, M.²; Pfeiffer, S.³

Einleitung

Nach bisherigen Untersuchungen fungieren saure Böden des Fichtelgebirges bei schwankendem Input als temporäre S-Speicher. Insbesondere auf stark depositionsbelasteten Standorten erfolgt die S-Speicherung zunehmend in anorganischer Bindung (Böttcher, 1992). Obwohl wiederholt Aluminiumhydroxosulfate definierter Stöchiometrie als Schwefelsenken postuliert wurden (Prenzel, 1982, Lückewille und Prenzel, 1993, Nordstrom, 1982), konnten bis heute die anorganischen Festphasen nicht zweifelsfrei identifiziert werden.

Indirekte Ansätze, etwa Löslichkeitsbetrachtungen, sind für so heterogene Dreiphasensysteme wie sie Böden darstellen nur bedingt aussagekräftig, da beobachtete Phänomene meist durch eine Vielzahl denkbarer Prozesse erklärt werden können. So konnten mit Hilfe naßchemischer Untersuchungen bislang keine genauen Angaben über Festlegungsmechanismen und die dazugehörigen Festphasen gemacht werden (Prenzel 1982, Süsser 1987). Sposito (1985) sowie Xu und Harsh (1995) konnten zeigen, daß Kalkulationen auf der Basis von Ionenaktivitätsprodukten keine zweifelsfreien Rückschlüsse auf löslichkeitsbestimmende Festphasen zulassen. Grundsätzlich denkbare Retentionsmechanismen für Sulfat in Böden sind (1) Adsorption auf protonierten (Hydr)Oxidoberflächen, (2) Bildung von Al-SO₄ Oberflächenpräzipitaten und (3) Fällung definierter Salze aus der Lösung. Alle drei Hypothesen wurden bislang ausgiebig diskutiert, wobei allerdings zur Frage der Natur der anorganischen Sulfatspeicher sehr widersprüchliche Interpretationen geliefert wurden. Es wurde daher in der vorliegenden Arbeit versucht, mit spektroskopischen und mikroskopischen Methoden Schwefelfestphasen auf Mineraloberflächen (Gibbsit) direkt zu identifizieren.

Material und Methoden

Um einzelne Prozesse zu studieren wurde Gibbsit, ein typisches Mineral versauerter Unterbodenhorizonte, als Modellsubstanz verwendet. Der Gibbsit stammte aus Ouro Preto, Minas Gerais, Brasilien. Das Mineral wurde in Form großer Gesteinsbruchstücke geliefert. Nach Berner und Holdren (1979) ist für Sorptions- bzw. Verwitterungsexperimente aus Gründen der Probenhandhabung die Sandfraktion vorzuziehen.

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

² Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Fachgebiet Bodenchemie, Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart

³ Limnologische Station der Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Da der Gibbsit durch Eisenoxide verunreinigt war, bedurfte es einer aufwendigen Vorreinigung, um das Mineral in hinreichender Reinheit zu erhalten: Nach dem Brechen, bzw. Mahlen wurde der Gibbsit in Millipore-Wasser suspendiert und mit Ultraschall behandelt, bis der Überstand klar blieb. Danach wurde das Material von Hand verlesen und anschließend durch die Behandlung mit Dithionit die pedogenen Eisenoxide reaktiv entfernt.

In Säulenversuchen wurde das Mineral mit schwefelsauren Al-Salzlösungen (pH = 3.2-4.5) behandelt. Die Temperatur wurde konstant auf 283 K gehalten. Ein und drei Monate nach Versuchsbeginn wurden Proben entnommen und diese mittels Rasterelektronenmikroskopie (SEM), Röntgenphotoelektronenspektroskopie (XPS) und Röntgenfluoreszenzanalyse (XFA) untersucht.

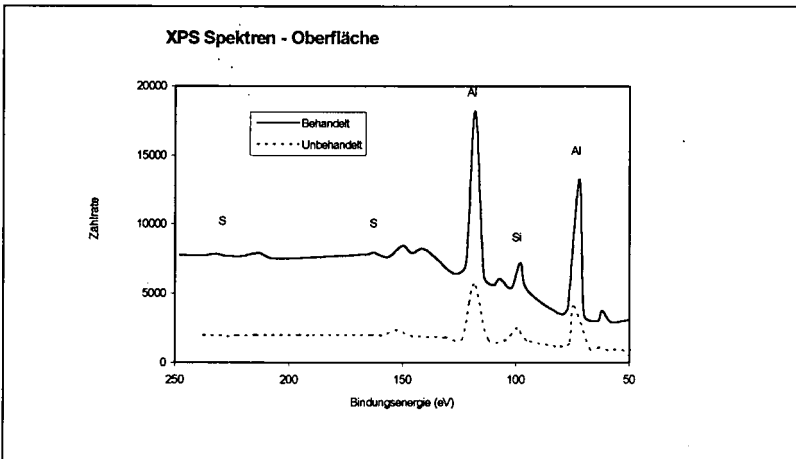
Ergebnisse

Schwefelanreicherung konnte weder in der Gesamtprobe (XFA) noch auf der Oberfläche (XPS) nachgewiesen werden (Tab. 1 und Abb. 1).

Es wurden jedoch mittels Rasterelektronenmikroskopie (SEM-EDX) Spots von wenigen Mikrometern Durchmesser und hoher Schwefelkonzentration (bis zu 40 % ohne Sauerstoffdetektion) gefunden (Abb. 2 und 3).

Diese Spots findet man meist in Spalten, Löchern und an Orten nichtidealer Kristallstruktur.

Abb. 1: Elektronenspektren der Oberflächen von behandeltem und unbehandeltem Gibbsit



Tab. 1: Elementgehalte (%) der Gesamtprobe, behandelt und unbehandelt, aus XFA-spektren

Probe	Al	Si	S	Na+K+Ca+Mg	Mn	Fe
behandelt	32.28	0.51	0.04	0.18	0.02	0.16
unbehandelt	31.12	1.15	0.04	0.81	0.03	0.51

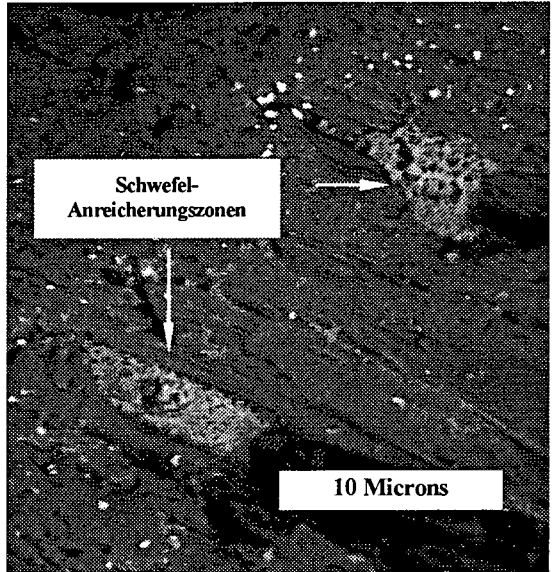
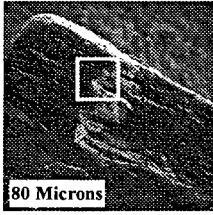
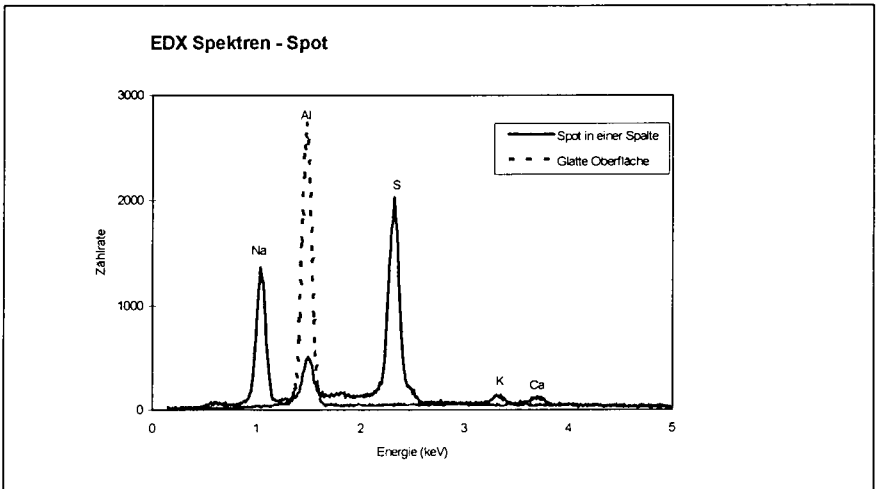


Abb.2: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen eines Gibbsitkorns. (a) Oben: Sekundärelektronenbild; (b) rechts: Rückstreubild, markierter Ausschnitt aus (a)

Abb.3: Energiedispersive Röntgenspektren eines S-reichen Spots und der unveränderten Gibbsitoberfläche



Schlußfolgerungen

Schwefelanreicherung auf Gibbstitoberflächen wird meist an Orten nichtidealer Kristallstruktur wie Spalten, Löchern oder kristallinen Fehlstellen beobachtet.

Die Anreicherungszone sind klein (\varnothing ca. 10 μ m). Im EDX-Spektrum dieser Spots werden Schwefelgehalte bis zu 40 % des Gesamtelementbestands (ohne Sauerstoff) gemessen. Dieser hohe Schwefelanteil weist eher auf die Existenz eines Präzipitats als eines Sorbats hin.

Da weder mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (XFA) der Gesamtprobe, noch durch Elektronenspektroskopie (XPS) auf der gesamten Oberfläche Schwefel gefunden werden konnte, verlangt der Nachweis dieser schwefelhaltigen Festphasen Mikroanalysemethoden mit hoher vertikaler und horizontaler Auflösung, z.B. Rasterelektronenmikroskopie (SEM).

Literatur

- Berner, R.A. und G.R. Holdren (1979) Mechanism of feldspar weathering - II - Observations of feldspars from soils; *Geochim. Cosmochim. Acta*, **43**, 1173-1186
- Böttcher, G. (1992) Wechselwirkungen zwischen Festphase und Lösung in fünf Profilen über verschiedenen Gesteinen in der Sösemulde (Oberharz), *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, **A**, **93**, 84 S.
- Lückewille, A. und J. Prenzel (1993) Reconstruction of water acidification in a forested catchment, western Harz Mountains, Germany, *Appl. Geochem. Suppl.*, **2**, 131-134
- Nordstrom, D.K. (1982) The effect of sulfate on aluminum concentrations in natural waters: Some stability relations in the system Al_2O_3 - SO_3 - H_2O at 298 K. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **46**, 681-692
- Prenzel, J. (1982) Ein bodenchemisches Gleichgewichtsmodell mit Kationenaustausch und Aluminiumhydroxosulfat, *Göttinger Bodenkundl. Ber.* **72**, 105 S.
- Sposito, G. (1985) Distinguishing adsorption from surface precipitation. In: Davis, J.A. und K.F. Hayes (ed), *Geochemical processes at mineral surfaces*, ACS, Washington, DC, 217-228
- Süsser, P. (1987) Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Mineralbodenhorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges, *Dis.*, TU München, 135pp
- Xu, S. und J.B. Harsh (1995) Influence of autocorrelation and measurement errors on interpretation of solubility diagrams, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**, 1549-1557

Einfluß der Oberflächenchemie auf Kolloidmobilität in porösen Medien

von

Kretzschmar, R.¹

Einleitung

Kolloidale Partikel können in Böden und Grundwasserleitern mobilisiert und über größere Distanzen mit dem Wasserfluß transportiert werden (MCCARTHY & ZACHARA, 1989; RYAN & ELIMELECH, 1996). Mobile Kolloide in natürlichen porösen Medien bestehen meist aus Tonmineralen, Oxiden, oder organischen Bestandteilen. Auch Biokolloide, wie z.B. bestimmte Viren oder Bakterien, können über weite Strecken transportiert werden (MCDOWELL-BOYER et al., 1986). Auf Grund ihrer geringen Größe haben Kolloide oft sehr hohe spezifische Oberflächen und sind effiziente Sorbenten für Schadstoffe. Sie können daher als "carrier" für stark sorbierende Schadstoffe dienen und bei deren Verlagerung eine wichtige Rolle spielen (MCCARTHY & ZACHARA, 1989; GROLIMUND et al., 1996). Ziel dieser Präsentation war es, den Einfluß der Oberflächenchemie und Lösungsschemie auf die Kinetik der Deposition von Kolloiden in natürlichen porösen Medien zu diskutieren.

Theorie

FILTRATION OF BROWNIAN PARTICLES

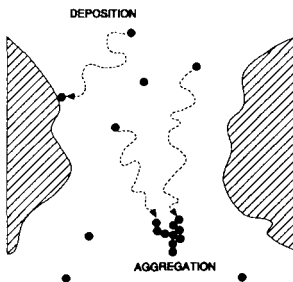


Abb. 1: Deposition und Aggregation führen zur Immobilisierung von Kolloiden (<math><1 \mu\text{m}</math>) in porösen Medien. Die Kinetik ist durch die Häufigkeit von Kollisionen sowie den Anteil der Kollisionen, der in einer Anhaftung resultiert, limitiert.

Die Kolloidmobilität in porösen Medien wird stark durch die Prozesse *Aggregation* und *Deposition* beeinflusst (Abb. 1). Die Aggregation von Kolloiden führt zur Bildung größerer Aggregate, die durch Sedimentation oder physikalische Filtration im porösen Medium zurückgehalten werden. Deposition von Kolloiden führt zur dagegen zur Immobilisierung einzelner Kolloide an stationären Matrixoberflächen. Die Kinetik beider Prozesse wird einerseits von der Häufigkeit von Partikelkollisionen, und andererseits durch den Anteil an Kollisionen, der in einer Anhaftung resultiert (*collision efficiency*, α), limitiert. Die Anhaftung der Partikel hängt von anziehenden und abstoßenden Kräften zwischen den Partikeln ab (ELIMELECH et al., 1995). Anziehende Kräfte sind vor allem die van der Waals Wechselwirkungen und, bei entgegengesetzt geladenen Partikeln, die elektrostatische Anziehung. Wichtige abstoßende Kräfte sind die elektrostatische Abstoßung gleichgeladener Partikel und die Born'sche Abstoßung. Zusätzlich können andere Kräfte eine Rolle spielen, wie zum Beispiel sterische Interaktionen durch adsorbierte makromolekulare Huminstoffe (KRETZSCHMAR et al., 1993).

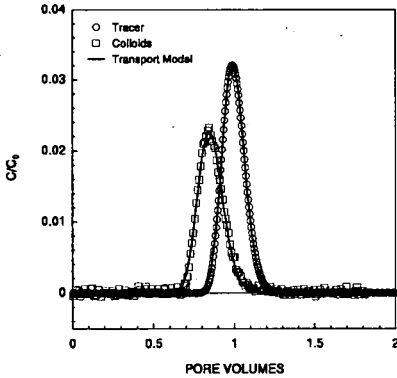


Abb. 2: Transport eines konservativen Tracers (NO_3^-) und mit Huminsäure beschichtete Hämatitkolloide durch einen sandigen Boden. Beide Durchbruchkurven lassen sich durch eine Konvektions-Dispersions Transportgleichung sehr gut beschreiben. Die Transportgleichung für Kolloide berücksichtigt irreversible Deposition von Kolloiden mit Kinetik erster Ordnung (Gleichung 2).

Glaskugeln und Latexkolloiden (ELIMELECH & O'MELIA, 1990; ELIMELECH et al., 1995).

Für natürliche Systeme, wie Boden- oder Aquifermaterial, kann man auf Grund von Oberflächenrauigkeit, Ladungsheterogenität, und Polydispersität die Depositionsraten nicht theoretisch voraussagen. Die Mobilität von Kolloiden in natürlichen Systemen kann deshalb nur experimentell untersucht werden. Solche Untersuchungen sind dringend erforderlich, wenn man zu einem besseren Verständnis über die Rolle von Kolloiden bei der Verlagerung von stark sorbierenden Schadstoffen in Böden und Grundwasserleitern gelangen will.

Makroskopisch läßt sich der Transport von Kolloiden durch poröse Medien mit Hilfe einer Konvektions-Dispersions Transportgleichung beschreiben (SAIERS et al., 1994):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_p \frac{\partial C}{\partial x} - k_d C + \frac{\rho_b}{\theta} k_r S \quad (1)$$

mit C = Kolloidkonzentration in der Lösung, t = Zeit, x = Distanz, v_p = durchschnittliche Porengeschwindigkeit für Kolloide, ρ = Lagerungsdichte, θ = volumetrischer Wassergehalt, k_d = Depositionsrate, k_r = Remobilisierungsrate, und S = Menge an sorbierten Kolloiden. Die Remobilisierungsrate von Kolloiden ist oft sehr gering, zumindest solange die Flußrate und Lösungsschemie nicht verändert werden (MCDOWELL-BOYER, 1992; KRETZSCHMAR et al., 1995). Die Remobilisierung von Kolloiden kann daher in kurzfristigen Durchbruchexperimenten oft vernachlässigt werden, wodurch sich die Transportgleichung reduzieren läßt auf (Abb. 2):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_p \frac{\partial C}{\partial x} - k_d C \quad (2).$$

Für einfache, sehr gut charakterisierte Modellsysteme kann man die Depositionsraten theoretisch berechnen (ELIMELECH et al., 1995). Dies gelingt relativ gut, wenn es keine abstoßenden Kräfte zwischen den Kolloiden und den Matrixoberflächen gibt. Unter solchen Bedingungen führt jede Kollision zwischen Kolloiden und Matrixoberflächen zur Deposition, so daß die Kinetik allein durch die Häufigkeit von Kollisionen limitiert ist (*schnelle Deposition*, collision efficiency $\alpha=1$). Bei Anwesenheit von abstoßenden Kräften zwischen Kolloiden und Matrixoberflächen führt nicht jede Kollision zur Deposition, und die Kinetik ist damit stark durch den Anteil an Kollisionen, die in Deposition resultieren, limitiert (*langsame Deposition*, collision efficiency $\alpha < 1$). Unter solchen Bedingungen unterschätzt man mit theoretischen Berechnungen die Depositionsraten oft um mehrere Größenordnungen. Hierfür werden derzeit verschiedene Gründe diskutiert, unter anderem die Rauigkeit und Heterogenität von Oberflächen, selbst von gut definierten Systemen wie

Experiment

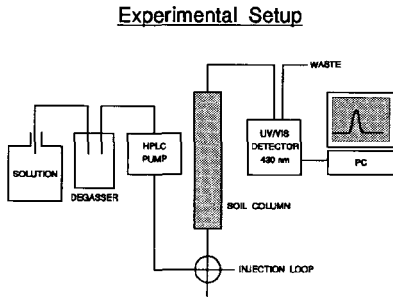


Abb. 3: Experimenteller Aufbau zur Bestimmung von Depositionsraten von Kolloiden in gepackten Boden- oder Aquifersäulen.

Die Kinetik der Kolloiddeposition in natürlichen porösen Medien kann mit Hilfe von Säulenexperimenten unter gut kontrollierten chemischen und physikalischen Bedingungen untersucht werden. Der Aufbau eines solchen Säulenexperimentes ist in Abb. 3 schematisch dargestellt. Mit Hilfe eines Injektionsloops werden kurze Pulse von Kolloidsuspensionen oder einem konservativen Tracer (z.B., NO_3^-) unter konstanten Flußbedingungen eingespritzt. Die Durchbruchkurven werden mit einem geeigneten Detektor online gemessen und direkt mit einem PC aufgezeichnet (Abb. 2). Durch Auswertung der Durchbruchkurven lassen sich Depositionsraten von Kolloiden unter verschiedenen experimentellen Bedingungen bestimmen (KRETZSCHMAR et al., eingereicht).

Einfluß der Elektrolytkonzentration

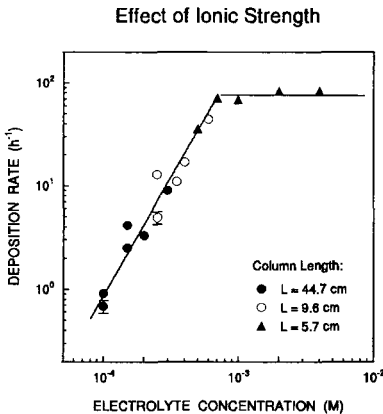


Abb. 4: Einfluß der CaCl_2 Konzentration in Lösung auf die Depositionrate von ca. 120 nm großen Hämatitkolloiden. Die Hämatitkolloide wurden mit Huminsäure beschichtet und sind dadurch negativ geladen.

Der starke Einfluß der Elektrolytkonzentration auf die Kinetik der Kolloiddeposition ist in Abbildung 4 illustriert. Dieses Beispiel zeigt die Depositionsrate von Fe Oxid Kolloiden ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$, ca. 120 nm Durchmesser) in einem sandigen Boden als Funktion der CaCl_2 Konzentration in der Lösung. Die Fe Oxid Kolloide waren mit Huminsäure beschichtet, und daher negativ geladen (Abb. 5A). Bei Konzentrationen von über 0.8 mM CaCl_2 ist die Depositionsrate unabhängig von der Elektrolytkonzentration. Diesen Bereich bezeichnet man als "schnelle Deposition", da hier abstoßende Kräfte keinen Einfluß auf die Kinetik der Kolloiddeposition haben und jede Kollision in Deposition resultiert ($\alpha=1$). Wird die Elektrolytkonzentration aber unter 0.8 mM CaCl_2 gesenkt, dann beobachtet man eine sehr starke Abhängigkeit der Depositionsrate von der Elektrolytkonzentration. In diesem Bereich ("langsame Deposition") führt nicht jede Kollision zur Deposition ($\alpha<1$). Die Depositionsrate ist hier durch elektrostatische Abstoßung zwischen den negativ geladenen Kolloiden und Matrixoberflächen deutlich limitiert.

Einfluß der Oberflächenladung

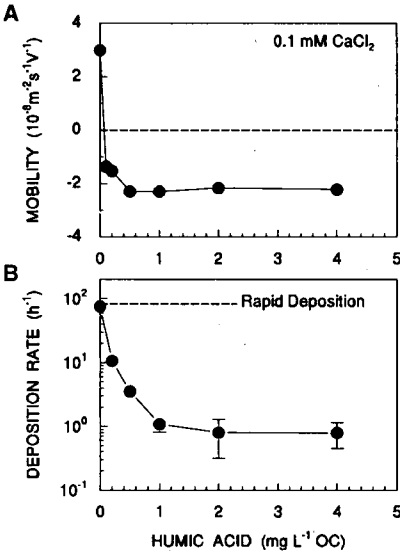


Abb. 5: Einfluß der Huminsäurekonzentration auf die elektrophoretische Mobilität (A) und die Depositionsrates (B) von Hämatitkolloiden in einem sandigen Boden. Positiv geladene Kolloide unterliegen der schnellen Deposition. Die Sorption von Huminsäure an Hämatit führt zu einer Ladungsumkehrung und einer starken Reduzierung der Depositionsrates.

Ein Beispiel für den Einfluß der Oberflächenladung auf die Kolloiddeposition ist in Abbildung 5 dargestellt. In diesem Beispiel wurde die Deposition von Hämatitkolloiden in einem sandigen Boden als Funktion der Huminsäurekonzentration in der Suspension gemessen (pH 5.8; 0.1 mM CaCl_2). Abbildung 5A zeigt die elektrophoretische Mobilität der Hämatitkolloide als Funktion der Huminsäurekonzentration. Der reine Hämatit ist bei pH 5.8 positiv geladen. Zugabe von sehr geringen Huminsäurekonzentrationen führen jedoch zu einer Ladungsumkehrung von positiver nach negativer Oberflächenladung. Abbildung 5B zeigt, wie sich diese Ladungsumkehrung auf die Depositionsrates der Hämatitkolloide im Boden auswirkt. Die positiv geladenen Hämatitkolloide (ohne Huminsäure) unterliegen der schnellen Deposition, d.h., sie werden mit der gleichen Rate aus der Suspension entfernt wie die mit Huminsäure beschichteten Hämatitkolloide bei Ca^{2+} Konzentrationen größer als 0.8 mM (Abb. 4). In Anwesenheit von bereits geringen Huminsäurekonzentrationen ist die Depositionsrates dagegen um zwei Größenordnungen kleiner ($\alpha \approx 0.01$)

Schlußfolgerung

Die Oberflächenchemie von Kolloiden und Matrixoberflächen und die Lösungchemie kontrollieren die Mobilität von Kolloiden in natürlichen porösen Medien, wie Böden oder Grundwasserleitern.

Danksagung

Mein Dank gilt H. Sticher, M. Borkovec, D. Grolimund, und K. Barmettler für ihre Unterstützung. Diese Arbeit wurde finanziert durch die ETH-Zürich.

Literatur

- Elimelech, M., O'Melia, C.R., *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1528-1536, 1990.
- Elimelech, M., Gregory, J., Jia, X., Williams, R.A., *Particle Deposition and Aggregation. Measurement, Modelling, and Simulation.* Butterworth-Heinemann, 1995.
- Grolimund, D., Borkovec, M., Barmettler, K., Sticher, H., *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3118-3123, 1996.
- Kretzschmar, R., Robarge, W.P., Weed, S.B., *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1277-1283, 1993.
- Kretzschmar, R., Robarge, W.P., Amoozegar, A., *Water Resour. Res.*, 31, 435-445, 1995.
- Kretzschmar, R., Barmettler, K., Grolimund, D., Yan, Y., Borkovec, M., Sticher, H., (eingereicht).
- McCarthy, J.F., Zachara, J.M., *Environ. Sci. Technol.*, 23, 496-502, 1989.
- McDowell-Boyer, L.M., Hunt, J.R., Sitar, N., *Water Resour. Res.*, 22, 1901-1921, 1986.
- Ryan, J.N., Elimelech, M., *Colloids and Surfaces A*, 107, 1-56, 1996.
- Saier, J.E., Hornberger, G.M., *Water Resour. Res.*, 30, 2499-2506, 1994.

Entwicklung eines Routinetests für organische Schadstoffe zur Risikoabschätzung von belasteten Böden und Abfällen

von

Pestke, F.M.; Himer, A.V.¹

1 Einleitung

Bislang stehen für hydrophobe organische Schadstoffe (HOC) keine allgemein anerkannten Verfahren zur Abschätzung der potentiellen Mobilisierung in Feststoffen zur Verfügung.

In Deutschland wird z.Z. häufig auf DIN 38414 Teil 4 zurückgegriffen. 100 g Feststoff werden dabei 24 h mit 1 L Wasser eluiert. Dieser Elutionstest ist für HOC aufgrund seiner besonderen Transport- und Adsorptionsmechanismen ungeeignet. Die Mobilisierbarkeit wird nicht durch das unmittelbare Verteilungsgleichgewicht zwischen frei im Wasser gelösten und am Feststoff adsorbierten HOC, sondern vom Ausmaß und von der Beschaffenheit der organischen Substanz im Feststoff und im Eluat bestimmt.

Daher wurde ein Elutionsverfahren auf der Basis wäßriger Tensidlösungen entwickelt, mit dessen Hilfe es möglich sein soll, die Wirkung natürlicher Lösungsvermittler hinsichtlich der Mobilisierbarkeit unterschiedlicher organischer Schadstoffgruppen in belasteten Böden und Abfällen abzuschätzen.

Dazu mußte die schadstoff-solubilisierende Wirkung der Tenside in Abhängigkeit von ihrer Konzentration und der Elutionszeit untersucht werden. Durch Perkulationsversuche wurde geklärt, inwieweit aus den Ergebnissen von Elutionsversuchen auf den Schadstoffaustrag unter realitätsnahen Bedingungen geschlossen werden kann.

Anschließend konnte die Schadstoffmobilisierung von naturnahe Lösungsvermittler enthaltenden Lösungen mit jener tensidischer Lösungen verglichen und die Abbildungseigenschaft des Elutionstests beurteilt werden.

2 Eingesetzte Lösungsvermittler

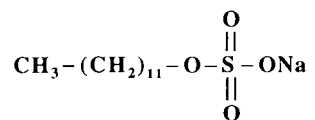
Als naturnahe Lösungsvermittler wurde u.a. ein Huminsäuresalz und Phospholipide eingesetzt.

Die schadstoffmobilisierende Wirkung der Huminsäure beruht v.a. auf der Anreicherung der HOC an lipophilen Strukturen. Die Schadstoffe unterliegen dann der Dynamik der in Wasser wesentlich mobilen organischen Carrier.

Phospholipide wurden aufgrund ihres amphiphilen Charakters und des starken Vorkommens in der Natur ausgewählt. Sie ordnen sich zu laminaeren Phasen oder zu Vesikeln, in deren Lipidschichten HOC eingelagert werden können

Für die Entwicklung des Elutionstests wurde u.a. das anionische Tensid Natriumdodecylsulfat (SDS) ausgewählt.

Abb. 1: Natriumdodecylsulfat



¹ Institut für Umweltanalytik und Angewandte Geochemie, Universität GH Essen, 45117 Essen

3 Untersuchte Proben

Tabelle 1 charakterisiert eine Auswahl der untersuchten belasteten Böden und Abfälle aus NRW.

Tab.1: Substratmerkmale der untersuchten Proben

Probenbezeichnung	Substrat/Ausgangsgestein
Teerpappenfabrik	umgelagerter Sand und Lößlehm mit Bauschutt und nativen Steinen; ehem. Teerpappenfabrik
Rußfabrik	sandiger Kies einer grundwasserführenden Rheinterrassenschicht; ehem. Rußfabrik
Sportplatz	Anschüttung eines Sportplatzes aus Rostasche, gebrannter Berge, koksartiger Asche, Ziegel- und Mörtelschutt, Berge
Schredderfraktion	inhomogenes Gemisch aus humusartigen Bestandteilen sowie Holz, Glas Kunststoff, Fe-Metall; Leichtfraktion eines Schredderbetriebes
Grünanlage	umgelagerter Lößlehm einer Wassersperrschicht von derzeitiger Grünanlage
Halde	Sediment eines Auffangbeckens der Sickerwasserfassung einer nicht näher bezeichneten Halde
Kokereiboden	Löß aus 2-4 m Tiefe; ehem. Zeche und Kokerei
Anschüttung /Kokerei	Anschüttung auf dem Gelände einer Zeche und Kokerei; Konglomerat aus Berge, koksartiger Asche, Erdaushub, Eisenhüttenschlacke

4 Vergleich der HOC-Mobilisierung durch unterschiedliche Eluenten

Die eluierten Schadstoff-Anteile durch Wasser unterschiedlichen pH-Wertes liegen zwischen 1% und 15% (Abb. 2). Mit steigender Alkalität werden bei den Proben "Schredderfraktion", "Grünanlage" und "Kokereiboden" zunehmend probeneigene Huminstoffe verseift, wodurch organische Substanz aus dem Feststoff herausgelöst wird und als Carrier fungieren kann.

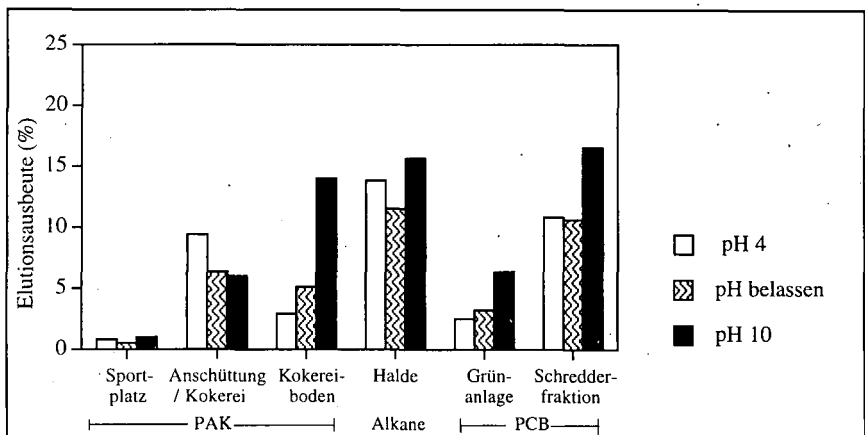


Abb.2: Mobilisierter HOC-Anteil durch Wasser unterschiedlichen pH-Wertes

Bei "Anschüttung/Kokerei", führt pH 10 zu einer Verminderung der PAK-Mobilität. Bei den Proben "Sportplatz" und "Halde" ist kein eindeutiger Trend erkennbar. In diesen drei Proben liegt kohlebürtiger Kohlenstoff vor. Vermutlich geht in diesen Fällen aufgrund des geringen Anteils funktioneller Gruppen an der organischen Substanz mit steigendem pH keine Bildung von gelöster organischer Substanz einher. Der durch Phospholipide und Huminsäure eluierte HOC-Anteil wird mit dem durch Wasser und SDS-Lösung mobilisierten Anteil verglichen (Abb. 3).

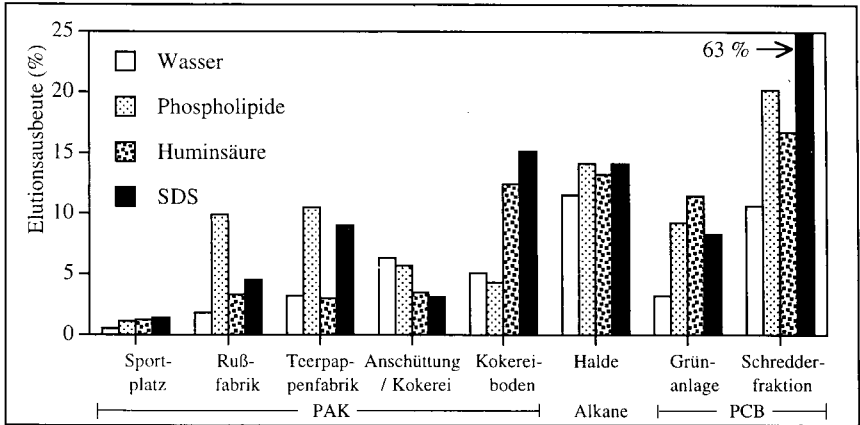


Abb.3: Mobilisierter HOC-Anteil durch Wasser und Lösungsvermittler

Die Ergebnisse zeigen für die meisten Proben ähnlich hohe Elutionsausbeuten durch SDS, wie durch den effektiveren der beiden naturnahen Lösungsvermittler. Die Elutionsausbeuten sind dabei unterschiedlich groß. Eine Abschätzung der Schadstoffmobilität aufgrund von Gesamtgehalten ist nicht möglich. Das Ausmaß der Mobilisierung wird offensichtlich durch probenspezifische Prozesse zwischen Boden und dem Eluenten limitiert.

Beim SDS werden unabhängig von der Probenmatrix jeweils diejenigen Schadstoffe mobilisiert, die sich durch mindestens einen der auftretenden naturnahen Desorptionsprozesse in das Eluat überführen lassen.

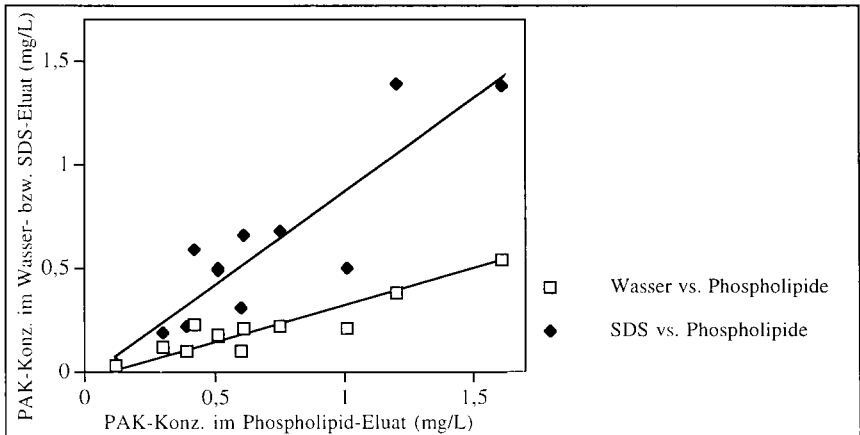


Abb.4: Abbildungseigenschaften von Wasser und SDS gegenüber Phospholipiden für die Probe "Teerpap-fabrik"

Abb. 4 zeigt für die Probe "Teerpappenfabrik" eine lineare Beziehung zwischen den einzelnen PAK-Konzentrationen des SDS-Eluats und des Wasser-Eluats zu den PAK-Konzentrationen des Phospholipid-Eluats. Das Bestimmtheitsmaß kann als Qualitätskriterium für die Abbildungseigenschaften der jeweiligen Schadstoffmuster interpretiert werden. Bei einer Steigung von 0,9 wird in diesem Beispiel die Wirkung der Phospholipide durch SDS leicht unterschätzt. Wasser als Eluent führt zu erheblichen Minderbefunden.

Die Gesamtheit der Vergleiche führte zu dem Schluß (Tab. 2), daß Wasser allein nicht in der Lage ist, das Ausmaß der durch naturnahe Lösungsvermittler mobilisierten Schadstoffe zu simulieren. Die Minderbefunde der Wasser-Elution sind darüber hinaus uneinheitlich groß, so daß auch nach Interpolation der Ergebnisse nicht auf eine potentielle Schadstofffraktion geschlossen werden kann. Die Vergleiche deuten auf grundsätzlich verschiedene Mobilisierungsvorgänge hin.

Tab. 2: Abbildbarkeit der Schadstoffmobilisierung von nativen Lösungsvermittlern durch SDS und Wasser

Probe	SDS/native Lösungsvermittler		Wasser/native Lösungsvermittler	
	Steigung	R ²	Steigung	R ²
Teerpappenfabrik	0,90	0,80	0,30	0,84
Rußfabrik	1,11	0,97	0,21	0,48
Sportplatz	0,35	0,35	0,19	0,10
Schredderfraktion	2,58	0,71	0,42	0,99
Grünanlage	-0,66	0,86	0,14	0,49
Halde	1,15	0,97	1,03	0,99
Kokereiboden	0,62	0,76	0,41	0,98
Anschüttung /Kokerei	0,81	0,98	1,15	0,99

5 Schlußfolgerungen

Die verwendete SDS-Lösung kann für die untersuchten Proben die mobilisierenden Eigenschaften natürlicher Lösungsvermittler gegenüber HOC innerhalb des Systems "Schüttelversuch" zuverlässig simulieren. Unabhängig von der Probenmatrix werden jeweils diejenigen Schadstoffe mobilisiert, welche sich durch naturnahe Desorptionsprozesse in die wäßrige Lösung überführen lassen.

Die Relation von so gewonnenen und quantifizierten Schadstoffen zur Masse extrahierbarer Schadstoffe im Feststoff liefert Hinweise, inwieweit hydrophobe HOC unter ungünstigsten Milieu-Bedingungen vom Feststoff desorbiert und mit der wäßrigen Phase mobilisiert werden können.

Die SDS-Elution kann als nahezu universeller Routinetest zur Abschätzung mobilisierbarer HOC eingesetzt werden.

Danksagung:

Diese Arbeit wurde vom Land Nordrhein-Westfalen finanziell unterstützt. Die Ergebnisse sind Teil eines Projektes im Auftrag des Landesumweltamtes NRW.

Wechselwirkung von Huminsäuren/ Tonmineralen mit organischen Umweltchemikalien und Schwermetallen. 2: Schwermetallionen

von

Rützel, H.; Pohlmeier, A.; Narres, H.D.*

Einleitung:

Wichtige Komplexbildner für Schwermetallionen in Böden sind Tonminerale und Huminsäuren [1]. Die Untersuchung der Bindung von Schwermetallionen an reinen Komponenten ist aber nur bedingt auf Böden übertragbar. Daher ist es sinnvoll, Untersuchungen an definierten Modellsystemen durchzuführen: Tonmineral-Huminsäure (TM-HS) Komplexe mit HS aus Parabraunerde.

Material und Methoden:

Huminsäure wurde aus Parabraunerde isoliert und durch Dialyse gereinigt. Durch Bestimmung der Komplexierungskapazität wurde die Zahl der Bindungsplätze für 2-wertige Kationen zu 1.5 mmol/g bestimmt. Die *Tonminerale* wurden durch Sedimentation fraktioniert (<2 µm), anschließend durch Ionenaustausch mit NaCl in die homoionische Na-Form gebracht und schließlich durch Lyophilisierung gereinigt [2]. Die *Komplexe* wurden durch Adsorption von Huminsäure und anschließendes 3-faches Waschen dargestellt. Die Bestimmung der gebundenen Huminsäure erfolgte durch die TOC-Methode, die Ergebnisse finden sich in Tabelle 1.

Tabelle 1:

<i>Na-Montmorillonit:</i>	1.5	mg
<i>HS/g</i>		
<i>Na-Illit:</i>	4.8	"
<i>Na-Kaolinit:</i>	4.3	"

Ergebnisse:

Es wurden definierte TM-HS Komplexe der Tonminerale Illit, Montmorillonit und Kaolinit dargestellt und durch TOC-Bestimmung sowie die Aufnahme von Ad-/Desorptionsisothermen charakterisiert. Abb. 1 zeigt schematisch die Ad- und Desorptionsisotherme von Huminsäure an Na-Montmorillonit. Die Hysterese zeigt, daß der größte Teil der HS desorbierbar, und damit reversibel gebunden ist, ein kleiner Teil bindet irreversibel. Dadurch ist die Präparation von stabilen Schichtsilikat-HS Komplexen

* ICG-7, Forschungszentrum Jülich, D-52425 Jülich

möglich.

An diesen TM/HS Komplexen werden nun Bindungsisothermen von Cd^{2+} aufgenommen. Die Analytik durch Invers-Voltammetrie (DPASV) in der Suspension verhindert dabei Fehlerquellen durch Zentrifugation bzw. Filtration [3]. Die Abb. 2 zeigt die gebundene Menge Cd^{2+} an reinem Montmorillonit (Δ), reiner HS (\square) und am Komplex (O). Die Steigung der Isothermen ist relatives Maß für

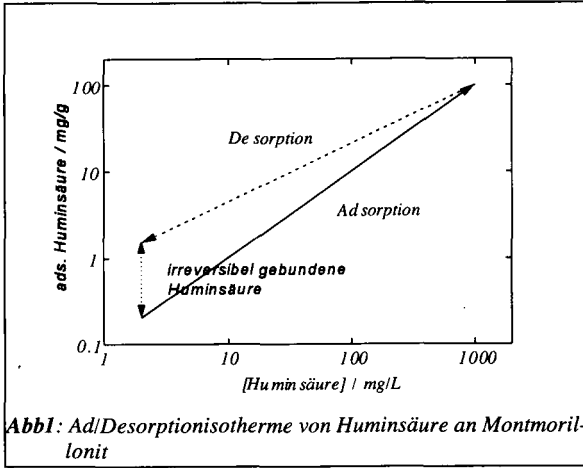


Abb. 1: Ad/Desorptionisotherme von Huminsäure an Montmorillonit

die Affinität von Cd^{2+} zur Bindungsstelle. Das heißt: durch geringe Mengen an gebundener HS (1.5 mg/g) erhöht sich die Affinität von Cd^{2+} zu Montmorillonit deutlich. Abb. 3 zeigt zum Vergleich die gebundene Menge Cd^{2+} am System Huminsäure/Illit. Man erkennt, daß im Gegensatz zu Montmorillonit durch geringe Mengen an gebundener HS (1.5 mg/g) die Affinität von Cd^{2+} zu Illit herabgesetzt wird. Am Kaolinit-HS Komplex wurde ein analoges Ergebnis erhalten (nicht gezeigt).

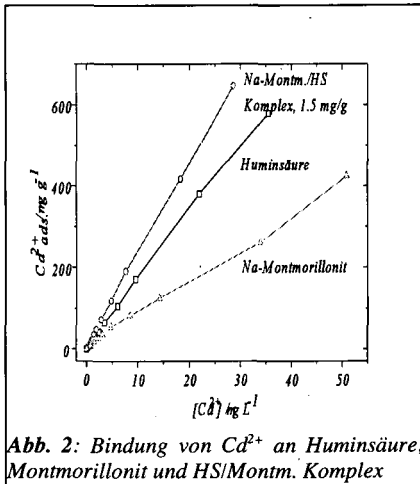


Abb. 2: Bindung von Cd^{2+} an Huminsäure, Montmorillonit und HS/Montm. Komplex

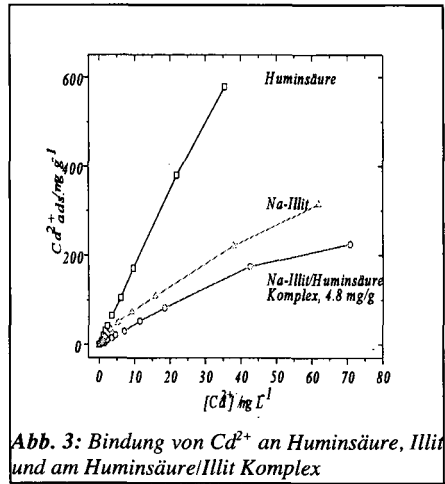


Abb. 3: Bindung von Cd^{2+} an Huminsäure, Illit und am Huminsäure/Illit Komplex

Diskussion:

Der Reaktion läßt sich formal durch $Z^{2-} + Cd^{2+} \rightleftharpoons ZCd^{2+}$ beschreiben. Daraus ergeben sich die Affinitätskoeffizienten:

$$K_{aff} = \frac{m_{ZCd}}{m_Z m_{Cd}}$$

für den Fall daß $m_{Na} \gg m_{Cd}, m_{ZCd}$ (mit m = Molarität)[3]. Tabelle 2 zeigt die erhaltenen Koeffizienten für die untersuchten Systeme. Die Ergebnisse zeigen, daß die Bindung von Huminsäure am *quellfähigen* Schichtsilikat Montmorillonit eine Erhöhung der Bindungsaffinität für Cd^{2+} bewirkt, während bei den *nicht* quellfähigen Schichtsilikaten Illit und Kaolinit eine Erniedrigung der Bindungsaffinität gefunden wird. Eine mögliche Ursache kann eine sterische Blockade der Bindungsstellen an den nicht quellfähigen Tonmineralen sein, da die gesamte Anzahl der Bindungsplätze hier deutlich niedriger ist (s. Tab. 2). Es besteht aber noch ein großer Forschungsbedarf, um die Struktur der Tonmineral-Huminstoffkomplexe zu verstehen.

Tabelle 2: Affinitätskoeffizienten

Z_{max} = maximale Zahl der Bindungsplätze für Cd^{2+} , HS = Huminsäure

	HS/TM mg/g	$\log(K_{aff} / \text{Lmol}^{-1})$ reine Komponente	$\log(K_{aff} / \text{Lmol}^{-1})$ HS/TM-Komplex	$Z_{max, TM}$ mMol/g	$Z_{max, HS}$ mMol/g	$Z_{max, Komplex}$ mMol/g
HS	-	4.1	-	-	2.0	-
Illit	4.8	4.6	4.4	0.134	-	0.141
Kaolinit	4.3	4.7	4.3	0.022	-	0.028
Montmorillonit	1.5	4.2	4.7	0.475	-	0.477

Referenzen:

- 1) Buffle, J. und van Leeuwen, H.P. *Environmental Particles*, Lewis Publishers, Boca Raton 1993
- 2) Jasmund, K. und Lagaly, G. *Tone und Tonminerale*, Steinkopff, Darmstadt (1993)
- 3) Pohlmeier, A., und Rützel, H, *Kinetics and Equilibrium of Cadmium Complexation with Heterogeneous Complexants: A Stopped-Flow Study at Na-Illite* J. Coll. Int. Sci. **181**, 297 (1996)

Elektrokinetische Phänomene - Ursache und Interpretation

von

Simon, F.*; Jacobasch, H.-J.**

Elektrokinetische Erscheinungen können an heterogenen Systemen, d.h. an Systemen, die Grenzflächen enthalten, beobachtet werden. Bringt man beispielsweise einen Festkörper mit einer Flüssigkeit in Kontakt, so ändert sich als Folge der Einstellung des chemischen Gleichgewichts die Ladungsverteilung an der Grenzfläche fest-flüssig. Enthält die Flüssigkeit freibewegliche Ionen, können diese aus der Volumenphase der Flüssigkeit an der Festkörperoberfläche adsorbiert werden, oder funktionelle Gruppen der Festkörperoberfläche können einer Dissoziation unterliegen. In der Literatur werden verschiedene weitere Mechanismen diskutiert, die an einer Grenzfläche fest-flüssig zu einer anderen Ladungsverteilung als in den jeweiligen Volumenphasen führen können [1]. Die Anreicherung von Ladungsträgern im Gebiet einer Phasengrenze wird als elektrochemische Doppelschicht bezeichnet. Der prinzipielle Aufbau und die Eigenschaften einer elektrochemischen Doppelschicht können durch verschiedene Modelle beschrieben werden [2]. In Abb. 1 ist das allgemeingültige Gouy-Chapman-Stern-Grahame-Modell (GCSG-Modell) [3, 4] der elektrochemischen Doppelschicht dargestellt.

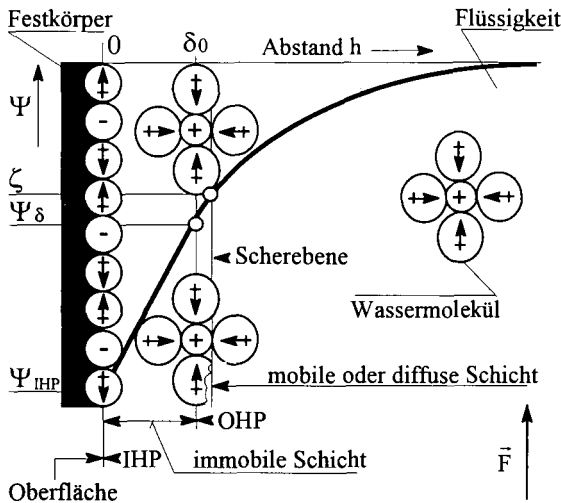


Abb. 1: Das Gouy-Chapman-Stern-Grahame-Modell (GCSG-Modell) der elektrochemischen Doppelschicht

* Institut für Polymerforschung Dresden e.V., Hohe Straße 6, D-01069 Dresden, e-mail frsimon@argos.ipfdd.de

** Institut für Polymerforschung Dresden e.V., Hohe Straße 6, D-01069 Dresden, e-mail jacob@argos.ipfdd.de

An der Festkörperoberfläche erfolgt eine feste Adsorption von Ionen aus der flüssigen Phase bzw. eine Dissoziation von funktionellen Oberflächengruppen in die flüssige Phase. Bei der Adsorption verlieren die Ionen aus der flüssigen Phase ihre Hydrathüllen partiell oder vollständig. Der mit dem Verlust der Hydrathülle verbundene Entropiegewinn des Gesamtsystems ist in vielen Fällen (insbesondere bei hydrophoben Festkörperoberflächen) die Triebkraft für die stattfindende Ionenadsorption. Dissoziationsreaktionen funktioneller Oberflächengruppen sind immer Folge einer vorherigen OH⁻-Ionenadsorption, wobei die freie Bildungsenthalpie des Reaktionsprodukts Wasser die freie Reaktionsenthalpie der Dissoziationsreaktion wesentlich beeinflusst. Die erste fest adsorbierte Ionenschicht wird als *Inner Helmholtz Plane* (IHP) bezeichnet.

Als Folge der Ausbildung der IHP kommt es zur Adsorption von Gegenladungen aus der flüssigen Phase in der *Outer Helmholtz Plane* (OHP). Die Coulombkräfte, die zwischen den entgegengesetzt geladenen Ionen wirken, nehmen mit zunehmendem Abstand von der Festkörperoberfläche ab. Die ungerichtete thermische Bewegung (Brownsche Molekularbewegung) beeinflusst zunehmend die Struktur der Ladungswolke adsorbierter Gegenionen. Es kommt zur Ausbildung des diffusen Teils der elektrochemischen Doppelschicht. Die effektive Dicke der elektrochemischen Doppelschicht ist reziprok zu dem Debye-Hückel-Parameter und hängt damit von der Wertigkeit und der Konzentration der Ionen in der flüssigen Phase ab [5].

Die unterschiedliche Anzahl von Nettoladungen in den einzelnen Ebenen der elektrochemischen Doppelschicht bedingt elektrische Potentiale Ψ zwischen den einzelnen Ebenen. Das GCSG-Modell (Abb. 1) zeigt den Potentialverlauf innerhalb der Phasengrenze. *Inner* und *Outer Helmholtz Plane* bilden aufgrund der geordneten Struktur der Ladungsträger einen Plattenkondensator (Kondensatormodell von Helmholtz), in dem mit zunehmendem Abstand das Potential von Ψ_{IHP} linear auf das Sternpotential Ψ_s abfällt. Ab Ψ_s wird infolge der zunehmenden Beweglichkeit in der Ladungswolke ein exponentieller Abfall beobachtet (Gouy-Chapman-Modell).

Legt man an das in Abb. 1 dargestellte System senkrecht zur Oberflächennormale der Festkörperoberfläche ein äußeres Kraftfeld \vec{F} so an, daß es zwischen Festkörper und Flüssigkeit zu einer Relativbewegung kommt, so wird der fest adsorbierte Teil der elektrochemischen Doppelschicht an der Festkörperoberfläche verbleiben, während sich der diffuse Teil mit der Flüssigkeit bewegt. Das Potential in der Scherebene zwischen fest adsorbierten Ionen und diffuser Schicht wird als *elektrokinetisches Potential* oder als *Zetapotential* ζ bezeichnet. Der physikalische Sinn der Größe Zetapotential resultiert aus dem Kräftegleichgewicht in der Scherebene, das zwischen der attraktiven Wechselwirkungskraft, die vom Festkörper auf die Ionen ausgeübt wird, und der Kraft des äußeren angelegten Feldes besteht. Aus der Kenntnis des äußeren Kraftfeldes kann das Zetapotential eines gegebenen Systems experimentell ermittelt werden.

In Tabelle 1 sind verschiedene experimentelle Methoden aufgeführt, aus deren Meßgrößen das Zetapotential bestimmbar ist. Die unterschiedlichen Methoden ergeben sich aus den unterschiedlichen Formen und Größen der zu untersuchenden Festkörper und ihrer Konzentration in der jeweiligen flüssigen Phase. Das Prinzip aller bekannten experimentellen Methoden beruht auf dem Erzeugen einer Relativbewegung zwischen Festkörper und Flüssigkeit durch äußere Krafteinwirkung.

Tab. 1: Ausgewählte experimentelle Möglichkeiten zur Bestimmung des Zetapotentials

Methoden	angelegtes Kraftfeld	Meßgröße	Lit.
Partikelektrophorese	elektrisches Feld	elektrophoretische Beweglichkeit	[6]
Elektroosmose	elektrisches Feld	elektroosmotischer Volumenstrom	[7]
Strömungspotentialmessungen	hydrodynamischer Druck	Strömungspotential (dU/dp)	[7]
Strömungsstrommessungen	hydrodynamischer Druck	Strömungsstrom (dI/dp)	[7]
Sedimentationspotential	Gravitationsfeld	Sedimentationspotential	[8]
Electrokinetic Sonic Amplitude	elektrisches Wechselfeld	elektroakustische Druckwelle	[9]

Da die elektrokinetischen Erscheinungen immer an die Existenz einer Phasengrenze gebunden sind, widerspiegelt das Zetapotential die Eigenschaften des Festkörpers und der kontaktierenden Flüssigkeit. Zetapotentiale sind somit Relativgrößen und keine Stoffkonstanten.

Möchte man die unbekanntenen Oberflächeneigenschaften eines Festkörpers beschreiben, so kann man als kontaktierende flüssige Phase Modellflüssigkeiten wählen, deren Eigenschaften bekannt sind. Solche bekannten Eigenschaften können die chemische Zusammensetzung, die Konzentrationen der Elektrolytionen (c^∞), der Anteil gelöster Stoffe, der pH-Wert (pH) oder bei nichtwässrigen Flüssigkeiten deren Acceptor- oder Donorstärke sein. Die Einstellung des chemischen Gleichgewichts zwischen Festkörper und Flüssigkeit führt zur Ausbildung der elektrochemischen Doppelschicht. Das Zetapotential wird als „Sonde“ benutzt, um eine charakteristische Information zum Aufbau der elektrochemischen Doppelschicht zu erhalten. Ändert man die Eigenschaften der flüssigen Phase (z.B. pH-Wert oder Elektrolytkonzentration), so ändert sich mit der Neueinstellung des chemischen Gleichgewichts auch der Aufbau der elektrochemischen Doppelschicht und mit ihm das entsprechende Zetapotential. Wird der Aufbau der elektrochemischen Doppelschicht durch Modelle hinreichend genau beschrieben, kann aus der Abhängigkeit der Zetapotentialwerte von den gewählten Eigenschaften der flüssigen Phase (z.B. aus den Funktionen $\zeta = \zeta[pH, c^\infty]$) auf die Lage der chemischen Gleichgewichte an den Grenzflächen im untersuchten System geschlossen werden.

Anhand solcher Untersuchungen ist es möglich, die Reaktivität von Festkörperoberflächen hinsichtlich ihrer Säure-Base-Eigenschaften und ihres Adsorptionsverhaltens qualitativ und quantitativ einzuschätzen. Bereits 1924 zeigte Stern [3], daß es möglich ist, aus der Abhängigkeit des Zetapotentials von der Elektrolytkonzentration den nicht-elektrostatistischen Term der freien molaren Adsorptionenthalpien (Adsorptionspotentiale) der jeweiligen Kationen und Anionen zu bestimmen. Da auch die elektrostatistischen Anteile der freien molaren Adsorptionenthalpien aus elektrokinetischen Messungen bestimmt werden können, ist eine Beschreibung der pH- und Konzentrationsabhängigkeit des Adsorptionsverhaltens einer

gegebenen Festkörperoberfläche möglich. Analog läßt sich auch das Adsorptionsverhalten einer Festkörperoberfläche gegenüber gelöster Stoffen analysieren [7].

Brønstedsaure Oberflächeneigenschaften einer Festkörperoberfläche (z.B. Metalloxide) lassen sich mit dem *site dissociation model* quantifizieren [10]. Aus der Abhängigkeit des Zetapotentials vom pH-Wert wäßrigerer Elektrolytlösungen kann auf die Säurekonstante (pK_a -Wert) und auf die Anzahl der sauren Gruppen, die bei einem gegebenen pH-Wert einer Dissoziation unterliegen, geschlossen werden. Thermodynamische Größen zur Beschreibung der Säure-Base-Gleichgewichte amphoterer und brønstedbasischer Festkörperoberflächen können aus elektrokinetischen Messungen unter Verwendung des *two site dissociation models* [11] ermittelt werden.

Sind neben den potentialbestimmenden Ionen H^+ und OH^- auch Elektrolytionen potentialbestimmend, d.h. unterliegen sie einer spezifischen Adsorption, verändert sich die Lage des isoelektrischen Punktes (pH-Wert, bei dem $\zeta = 0$ ist) in Abhängigkeit von der Elektrolytkonzentration. Ionenadsorption und Dissoziationsreaktionen laufen in diesem Fall simultan ab. Eine Modellierung der Verhältnisse in der elektrochemischen Doppelschicht kann dann durch komplexere Modelle (z.B. [12], [13]) erfolgen, die es erlauben, eine Vielzahl von denkbaren Gleichgewichtsreaktionen zu integrieren.

Zusammenfassung

Elektrokinetische Verfahren sind geeignet, um chemische Gleichgewichte in Fest-Flüssig-Systeme zu untersuchen. Die Bestimmung des Zetapotentials kann mittels verschiedener experimenteller Methoden hinreichend genau und reproduzierbar erfolgen. Die Kenntnis des prinzipiellen Aufbaus der elektrochemischen Doppelschicht erlaubt das Bestimmen thermodynamisch interessanter Größen, die qualitativ und quantitativ die Reaktivität von Festkörperoberflächen beschreiben.

Literatur

- [1] Lyklema, J.: Fundamentals of Interface and Colloid Science, VOL 2, Academic Press, London (1996)
- [2] Jacobasch, H.J.; Simon, F.; Werner, C.; Bellmann, C.: Elektrokinetische Meßmethoden - Grundlagen und Anwendungen, Technisches Messen, im Druck
- [3] Stern, O.: Zur Theorie der elektrischen Doppelschicht, Zeitschrift für Elektrochemie 30 (1924), S. 508-516
- [4] Grahame, D.C.: The electrical double layer and the theory of electrocapillarity, Chem Rev 41 (1947), S. 441
- [5] Brdicka, R.: Grundlagen der physikalischen Chemie, Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin (1982), Kap. 7.9, S. 657-663
- [6] Henry, D.C.: The cataphoresis of suspended particles. Part I. The equation of cataphoresis, Proc Roy Soc (London), A 133 (1931), S. 106-129
- [7] Jacobasch, H.J.: Oberflächenchemie faserbildender Polymere, Akademie-Verlag, Berlin (1984)
- [8] Hidalgo-Alvarez, R.: On the conversion of experimental electrokinetic data into double layer characteristics in solid-liquid interfaces, Adv in Coll Interf Sci 34 (1991), S. 217-341
- [9] O'Brien, R.W.: Electroacoustic effects in a dilute suspension of spherical particles, J Fluid Mech 190 (1988), S 71-86
- [10] Ottewill, R.H.; Shaw, J.N.: Stability of monodisperse polystyrene latex dispersions of various size, Discussions of the Faraday Society 42 (1966), S. 154-163
- [11] Healy, T.; White, R.L.: Ionizable surface group models of aqueous interfaces, Advances in Colloid and Interface Science 9 (1978), S. 303-345
- [12] James, R.O.; Parks, G.A.: Surface and Colloid Science, VOL 2, (ed. E. Matijevic) Wiley-Interscience, New York (1980)
- [13] Börner, M.; Jacobasch, H.-J.; Simon, F.; Churaev, N.V.; Sergeeva, I.P.; Sobolev, V.D.: Zeta potential measurements with fibre plugs in 1:1 electrolyte solutions, Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 85 (1994), S. 9-17

Ladungsdichtebestimmung von Huminsäuren - Methodenvergleich

von

Vermöhlen, K.; Lewandowski, H.; Pohlmeier, A.; Rützel, H.; Séquaris, J.-M.; Schwuger, M.J.*

Einleitung

Huminstoffe spielen eine wesentliche Rolle beim Transport und Verbleib von organischen und anorganischen Schadstoffen im Boden. Die Fähigkeit diese Stoffe zu binden, beruht unter anderem auf den Ladungseigenschaften, das heißt hauptsächlich auf der Anzahl der Carboxyl- und Phenolgruppen. Damit ist die **Ladungsdichte** eine wichtige Kenngröße zur Charakterisierung der Huminstoffe.

In diesem Poster werden die gängigen Meßmethoden zur Bestimmung der Ladungsdichte (**Säure/Base-Titration** und **Bariumhydroxid-Methode nach Schnitzer**) einigen anderen, nicht so verbreiteten Methoden gegenübergestellt (**Potentiometrische Kolloidtitration**, **Cd-Komplexbildungskapazität** und **Polyelektrolyttitration**). Es werden die Meßmethoden beschrieben, Vor- und Nachteile aufgezeigt und Ergebnisse der Ladungsdichtebestimmung an einer selbst extrahierten Huminsäure verglichen.

Huminsäure

Die verwendete Huminsäure wurde mit 0,5 mol/L Natronlauge aus dem Ap-Horizont einer Parabraunerde (Jülich-Merzenhausen) extrahiert, mit HCl ausgefällt und dann nach der Dialyse gefriergetrocknet.

Polyelektrolyttitration [Lit. 1]

Die Titration beruht auf der Bildung eines **1:1 Polysalzes** aus einem **Polyanion** (hier Huminsäure) und einem **Polykation** (Titrant) (Abb.1 Gl.1) mit der Gleichgewichtskonstanten K_1 . Überschüssiges Polykation reagiert dann mit einem **anionischen Farbstoff** (Abb.1 Gl.2), wobei der Endpunkt der Titration durch eine charakteristische Änderung im UV-Spektrum des Farbstoffes (**hypsochrome Verschiebung**) angezeigt wird. Eine exakte Endpunktbestimmung ist nur möglich, wenn gilt: $K_1/K_2 \geq 100$. Beide Reaktionen beruhen sowohl auf elektrostatischen als auch auf hydrophoben Effekten.

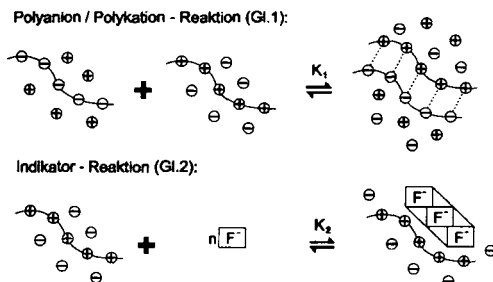


Abb.1: Schematische Darstellung der Reaktionen bei der Polyelektrolyttitration

Als Titrant wird 3,6-Ionenbromid (**Polybren**) verwendet und **EriochromschwarzT** als Indikator. Mit einem Ammoniakpuffer wird der pH-Wert auf ca. 11 eingestellt, um alle Carboxyl- und Phenolgruppen zu deprotonieren. Da mehrwertige Metallkationen die Polysalzbildung stören, wird EDTA als Komplexbildner zugegeben.

Die Messungen erfolgen mit einem **BASF-Phototitrator** (Abb.2), der bei zwei Wellenlängen (635nm,565nm) die Lichtintensitäten mißt und diese als synchron verstärkte Differenz ausgibt.

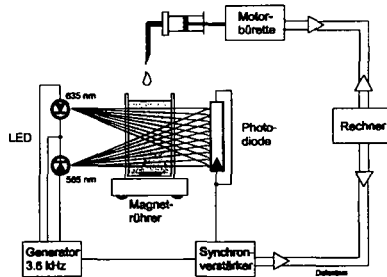


Abb.2: Blockschema des BASF-Phototitrators

Potentiometrische Kolloidtitration [Lit.2]

Titriert man ein **Polyanion** mit einem **Kationensid**, reagieren sie miteinander zu einem stöchiometrischen Komplex, in dem das Kationensid **Aggregate auf der Polymeroberfläche** bildet (Abb.3). Die Komplexbildung beruht auf elektrostatischen und hydrophoben Wechselwirkungen. Auf der Grundlage dieser Reaktion erfolgt die **Kolloidtitration** mit dem Kationensid **Hexadecylbenzyl-dimethylammoniumchlorid (HBDACl)** und einer **I/ISE Elektrode**.

Nach einer stöchiometrischen Neutralisierung reagieren am Endpunkt der Titration der Polyanion/Tensid-Komplex und das überschüssige Kationensid mit der Elektrodenoberfläche, wodurch sich das Gleichgewichtspotential ändert. Es wird bei einer Iodidkonzentration von $3 \cdot 10^{-6} \text{ mol/L}$ gearbeitet.

(Titroprozessor 670, I/ISE-Elektrode und Ag/AgCl-Elektrode; Fa. Metrohm)

Polyanion / Kationensid - Reaktion:

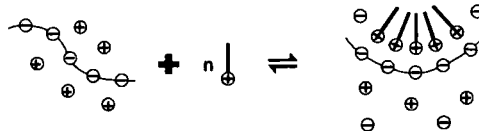


Abb.3: Neutralisierungsreaktion bei der Kolloidtitration

Cadmium-Komplexierungskapazität

Die Cd-Komplexierungskapazität von Huminsäure wird **differentialpulsvoltammetrisch** bestimmt. Dabei wird die Stromstärke bei verschiedenen Cd^{2+} -Konzentrationen einmal ohne Huminsäure (Referenzmessung) und einmal in Anwesenheit von Huminsäure gemessen. Erreicht die Steigung der Kurve $I = f(C_{\text{Cd}})$ mit Huminsäure wieder den gleichen Wert wie bei der Referenzmessung, wird kein zusätzliches Cadmium mehr gebunden, die maximale Komplexierungskapazität ist erreicht (Abb. 4). Der pH-Wert wird mit 0,005 mol/L PIPES Puffer auf 7,02 eingestellt.

Differentialpulsvoltammetrie: 5mV/s; $\Delta E = 50\text{mV}$; $t_s = 0,5\text{s}$; $E_p = -0,56\text{V}$ vs. (Ag/AgCl)

(Polarographic Analyzer Model 174A, Elektrode: Model 303; Fa. EG&G)

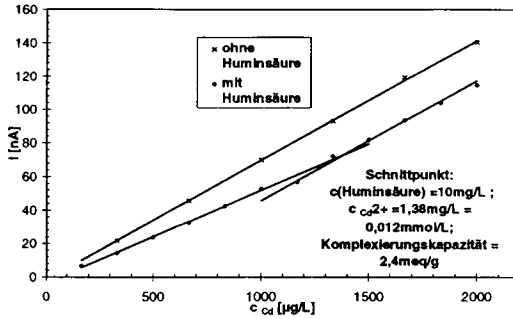


Abb.4: Bestimmung der Cd-Komplexierungskapazität von Huminsäure aus einem Konzentration/Stromstärke-Diagramm

Säure/Base-Titration

Damit alle Carboxyl- und Phenolgruppen protoniert vorliegen, wird die Huminsäure erst mit dem Ionentauscher Serdolit behandelt und dann mit NaOH titriert. Eine erneute Zugabe erfolgt, wenn die Drift kleiner als 0,5mV/min ist oder nach 215s.

(Titroprozessor 670, kombinierte pH-Glaselektrode; Fa. Metrohm)

Ergebnisvergleich

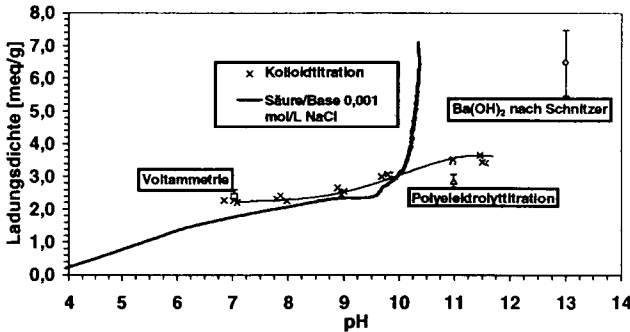


Abb.5: pH-Abhängigkeit der Ladungsdichte (Huminsäure Merzenhausen), Vergleich unterschiedlicher Methoden

Tab.1: Methodenvergleich

Methode	Detektionsart	Konzentration [mg/L]	pH-Bereich	Elektrolyt [mol/L]	Zeit	Ladungsdichte [meq/g]
Polyelektrolyt-titration	photometrisch	1- 100	>10	$1 \cdot 10^{-3}$ NaNO ₃	10 - 20 Min pro Titration	2,9 ± 0,2; pH=11
Kolloid-titration	Ionensensitive Elektrode	5-50	7 - 11	$1 \cdot 10^{-3}$ NaCl	ca. 1h	2,24 ± 0,03; pH=7; 3,03 ± 0,03; pH=9,8
Cd-Komplexierung	voltammetrisch	10	7	$5 \cdot 10^{-3}$ PIPES	ca. 3h	2,4 ± 0,2; pH=7
Säure-/Base Titration	pH-Elektrode	345	3,5 - 10	$1 \cdot 10^{-3}$ NaCl	ca. 24h	1,77 ± 0,01; pH=7; 3,10 ± 0,01; pH=10

Zusammenfassung

- **Polyelektrolyttitration:** schnelle Routinebestimmung der Ladungsdichte bei pH10-11; geringfügig zu kleine Werte durch sterische Abschirmung eines Teils der Huminsäureladung.
- **Kolloidtitration:** rel. schnelle Messung der tatsächlichen Ladungsverhältnisse im pH-Bereich 7-11.
- **Cd-Komplexierung:** Komplexierungskapazität bestätigt Ladungsdichte der anderen Methoden, aber zu aufwendig für Routinemessungen.
- **Säure/Base-Titration:** sehr detaillierte Informationen über den pH-Bereich 3-10, langen Meßzeiten \Rightarrow Hydrolyse bei pH>10 (Anstieg Abb.5).
- **(BaOH)₂ nach Schnitzer:** Ba(OH)₂ sehr aggressiv und lange Meßzeiten (24h) bei pH 13 \Rightarrow Hydrolyse

Alle Methoden, außer Ba(OH)₂, liefern die gleichen Ergebnisse für den jeweiligen pH-Bereich. Bei langen Reaktionszeiten und pH-Werten > 10 (Säure/Base-Titration, Ba(OH)₂) besteht Hydrolysegefahr und damit auch die Gefahr, daß man nicht mehr die ursprünglich eingesetzte Huminsäure untersucht.

Literatur

- [1] Waßmer, K.-H.; Schröder, U. und Horn, D., *Characterization and Detection of Poly-anions by Direct Polyelectrolyte Titration*. Makromol. Chem., 553-565 (1991).
- [2] Séquaris, J.-M. und Kalabokas, P., *Application of an Iodide Ion-Selective Electrode to the Determination of Anionic Polyelectrolytes and Colloids with a Cationic Surfactant*. Anal. Chim. Acta **281**, 341-346 (1993).

Danksagung

Wir danken Frau C. Walraf für die Durchführung der Kolloid- und Säure/Base-Titrationen und Frau Dipl. Chem. C. Roggelin (IRA, Forschungszentrum Jülich) für die Bariumhydroxid-Messungen.

Oberflächenladungsmessungen an natürlichen Bodenpartikeln mit dem Particle Charge Detektor (PCD 02 der Fa. Müttek)

von

Wagner, A.¹; Kofod, M.²; Miehlisch, G.¹

1. Einleitung

Das Verfahren zur Messung von Oberflächenladung mit einem 'streaming current detektor' wie dem PCD 02 wurde bisher v.a. im industriellen Bereich angewendet (Papier- und Keramikherstellung, Farben- und Lackindustrie und Lebensmitteltechnologie). Seit einigen Jahren findet diese Methode auch in der bodenkundlichen Forschung Anwendung (WEIS et al. 1989 zitiert in FISCHER 1993). Die Messung mit dem PCD könnte eine Methode darstellen, um die Oberflächenladungen von Partikeln mit wenig Aufwand zu bestimmen, bzw. Informationen zur Bindungsstärke der Ionen zu gewinnen. Ihre Eignung zur Untersuchung der Ladungsverhältnisse von natürlichen Bodenpartikeln, Huminstoffen sowie von künstlichen und natürlichen Eisenhydroxiden und die Interpretation der Meßergebnisse befindet sich noch in der Diskussion.

Im Rahmen des DFG-Teilprojekts 'Veränderung bodenchemischer Eigenschaften durch Mineralölverunreinigung' des SFB 188: 'Reinigung kontaminierter Böden' wurden Messungen mit dem PCD durchgeführt. Hauptuntersuchungsziel des Teilprojekts war es, den Einfluß einer Mineralölkontamination auf den Kationenaustausch und die Oberflächeneigenschaften von Bodenfeststoffen zu beschreiben.

2. Fragestellung

Hinsichtlich der Messungen mit dem PCD stellten sich insbesondere folgende Fragen:

- Lassen sich mit dem PCD die Oberflächenladungen von Bodenpartikeln erfassen und von welchen Materialeigenschaften der Proben wird der PCD-Wert am stärksten beeinflusst?
- In welchem Verhältnis steht die mit dem PCD bestimmte Oberflächenladung zu der Kationenaustauschkapazität, die mit den 'traditionellen' Methoden bestimmt wird (z.B. Standard-Schüttelversuch)?
- Kann durch Messung mit dem PCD ein Einfluß von Mineralöl auf die Oberflächenladung von natürlichen Bodenmaterialien nachgewiesen werden?

3. Messung der KAK und der Oberflächenladung

KAK (Standard-Schüttelversuch)

- KAK_{effektiv} - mehrmalige Zugabe von NH₄Cl-Lösung als Austauschlösung, Waschen mit Isopropanol, NH₄-Rücktausch mit KCl, Bestimmung am Photometer
- KAK_{potentiell} - mehrmalige Zugabe NH₄Acetat-Lösung als Austauschlösung, weiter wie oben

PCD (Oberflächenladungsmessung)

- Messung des Strömungspotentials in einer bewegten Suspension (ausführlich in MÜLLER 1996)
- Ladungskompensierende Titration mit einem kationischen Polyelektrolyten (Poly-DADMAC: Poly-diallyl-dimethyl-ammoniumchlorid) bis zum Strömungspotential-Nullpunkt, aus dem kationischen Bedarf wird die spezifische Ladungsmenge q [$\mu\text{eq/g}$] berechnet. Titration und Meßwerterfassung erfolgten rechnergestützt.

¹ Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde, Allende-Platz 2, D 20146 Hamburg

² Universität Bremen, FB Geowissenschaften -Geochemie und Hydrogeologie-, Postfach 330440, D 28334 Bremen, e-mail: maxkofod@geochemie.uni-bremen.de

Die Messungen wurden durchgeführt mit:

- Material aus dem Ah- und Bt-Horizont einer Parabraunerde (Kenndaten vgl. WAGNER & MIEHLICH 1992)
- Klei- und Klei/Torf - Material einer Kleimarsch
- Lagerstätten-Tonmineralen: Ca-Bentonit, Illit, Kaolinit (Mineralienkontor Fa.Krantz, Bonn)
- Dränocker (Eisenoxihydrat)
- org. Substrat: Bunkerde (vererdeter oberster Horizont eines Moores)

Zur KAK-Bestimmung wurde die Fraktion < 2 mm dieser Materialien eingesetzt (Einwaage 5 g). Da die Messung im PCD an suspendierbaren Partikeln erfolgen muß, wurde die Fraktion < 100 µm gewonnen. Aus dem Bt und Klei-Material wurde zusätzlich die humusbefreite Tonfraktion < 2 µm eingesetzt. Die ohnehin feinkörnigen Tonminerale und der Dränocker konnten im Originalzustand verwendet werden. Beim PCD wurden jeweils 33 mg Probe in 10 ml H₂O_{Dest} suspendiert und in die Meßzelle eingebracht. Die Ölkontamination wurde durch Zugabe von 10 % (gew.) Shell-Schmieröl an luftgetrockneten Proben gezielt hergestellt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Reproduzierbarkeit

Die Abbildung 1 zeigt die Reproduzierbarkeit der Meßwerte zur Oberflächenladung aller eingesetzten Proben. Es ist jeweils der Variationskoeffizient (Standardabweichung in % des Mittelwertes) gegen den Mittelwert aus 5 Einzelmessungen aufgetragen.

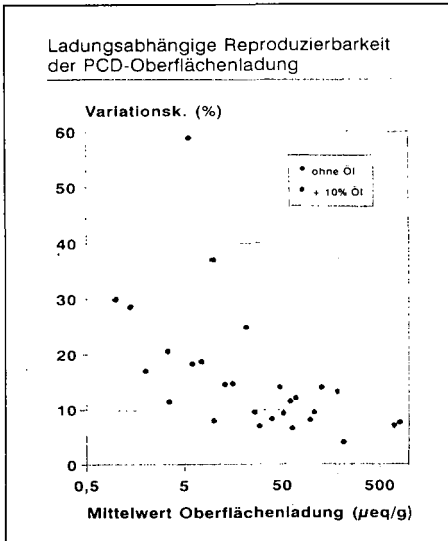


Abb. 1: Reproduzierbarkeit der PCD-Messungen

Der Variationskoeffizient liegt bei Oberflächenladungen von $x > 20 \mu\text{eq/g}$ zwischen 5 - 15 %, bei Werten $< 20 \mu\text{eq/g}$ bei ca. 30 % (max. 60 %). Es ist keine Abhängigkeit zur Ölbelegung erkennbar, weshalb reine Benetzungsprobleme als Ursache für höhere Schwankungen auszuschließen sind. Die schlechtere Reproduzierbarkeit bei niedrigen Werten ist vornehmlich auf die, in diesem Meßbereich niedrigen Titrationsmengen an Polyelektrolytlösung und die damit verbundene Ungenauigkeit zurückzuführen. Hier sollte die Feststoffkonzentration erhöht werden. Auch längere Zeiträume zur Gleichgewichtseinstellung vor der Messung können die Reproduzierbarkeit erhöhen (FISCHER mündl. Mittlg.).

4.2 Vergleich der PCD-Messung mit der KAK

In Abbildung 2 werden die Werte der Oberflächenladung (PCD) mit denen der Kationenaustauschkapazität (Standard-Schüttelversuch) verglichen. Die PCD-Werte sind in % der effektiven und potentiellen KAK für die einzelnen Bodenmaterialien und -komponenten dargestellt (ölfreie Proben; potentielle KAK liegt nicht für alle Bodenkomponenten vor).

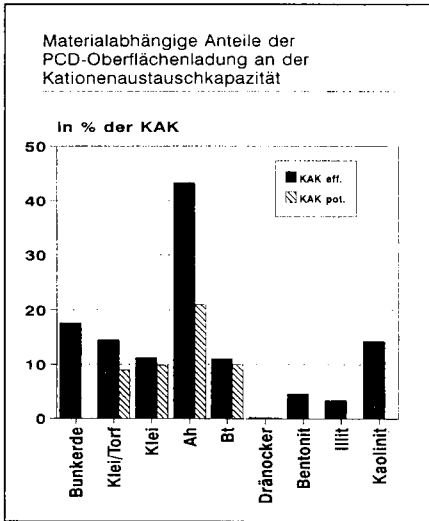
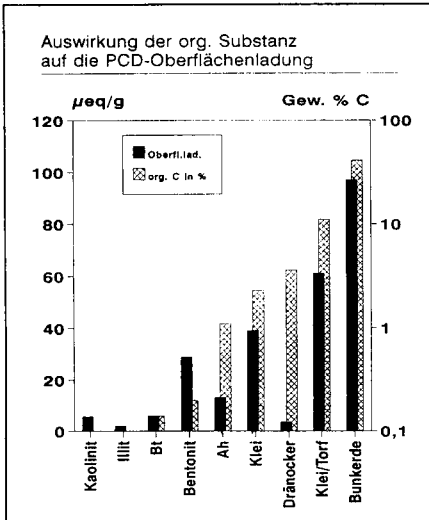


Abb. 2: Anteil der Oberflächenladung aus der PCD-Messung in Prozent der KAK_{eff} und KAK_{pot}

Die mit dem PCD bestimmte Oberflächenladung liegt deutlich niedriger als die KAK. Sie liegt, abgesehen vom Ah und Dränocker, zwischen 3,4 und 18 %. Dies ist insofern plausibel, da mit dem PCD meßtechnisch bedingt nur die beweglichen Gegenionen der diffusen Schicht kompensiert werden (MÜLLER 1996; Fa. MÜTEK o.A.). Die geringen Werte bei den Tonmineralen (v.a. Bentonit) zeigen, daß die inneren Oberflächen wie zu erwarten nicht erfaßt werden. Beim Ah ist der Anteil mit 21 bzw. 43 % relativ hoch, weil durch die Probenfraktionierung der hohe Sandanteil abgetrennt bzw. die Austauscherfraktion angereichert wurde (KAK < 2 mm, PCD < 0,1 mm). Der niedrige Anteil beim Dränocker wird durch sehr hohe KAK-Werte bedingt. Der Dränocker zeigt nicht das typische Verhalten eines reinen Eisenoxihydrats. Er weist eine negative Oberflächenladung auf. Nach HADELER et al. (1997, in diesem Band) ist diese durch Sorption von org. Substanz und Phosphaten zu erklären. Der Grund für den sehr geringen Anteil der Oberflächenladung an der KAK ist letztlich noch unklar.



Wie die Abbildung 3 verdeutlicht, wird die Höhe der spez. Oberflächenladung v.a. durch die organische Substanz bedingt. Es ist ein Zusammenhang zwischen der, mit dem PCD gemessenen Oberflächenladung und dem Gehalt an org. Kohlenstoff erkennbar, der allerdings nicht sehr eng ist.

Abb. 3 : Spezifische Oberflächenladungsmenge (PCD) in Relation zum Gehalt an org. Kohlenstoff

4.3 Einfluß von Schmieröl auf die Oberflächenladung

Der Einfluß einer 10 % igen Schmieröl-Kontamination auf die spezifische Oberflächenladungsmenge ist in Abbildung 4 dargestellt. Es sind die Wertepaare der öbelegten und der unkontaminierten Proben gegeneinander aufgetragen. Neben der Winkelhalbierenden ist eine Gerade eingefügt, die den Bereich abgrenzt, der durch die Meßvarianz und die verminderte Einwaage bedingt wird (Feststoffgehalt sinkt bei gleichbleibender Einwaage um die Menge der Ölzugabe). Nur Punkte unterhalb dieser beiden Linien zeigen einen signifikanten Öleffekt. Es kann ausgeschlossen werden, daß Öl die Messung stört (z.B. durch Elektrodenverschmutzung) oder selber meßbare Ladungen trägt. Dies wurde anhand der Anfangsströmungspotentiale und durch Messungen an stabilen Öl/Wasser-Emulsionen überprüft. Ablösungen des Öls wurden allg. nicht beobachtet.

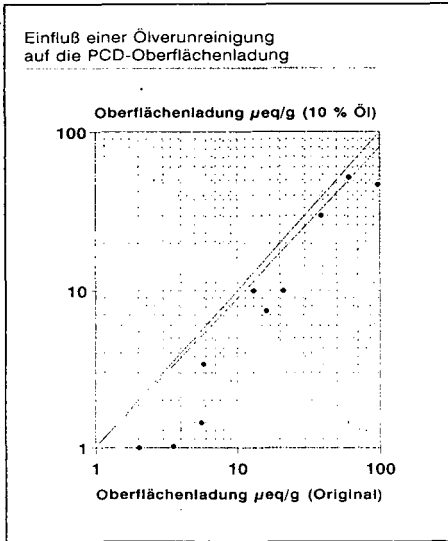


Abb. 4: Einfluß einer Schmieröl-Kontamination auf die spezifische Oberflächenladungsmenge (PCD)

Eine 10 % ige Schmierölverunreinigung bewirkt bei den meisten Proben eine Verringerung der Oberflächenladung. Bei folgenden Proben tritt eine Reduktion auf:

- bei dem Bt-Material und der Bunkererde um 42 bzw. 52 %
- beim Dränocker um 71 % und den Tonmineralen Illit und Kaolinit um 100 % bzw. 75 % (der Bentonit zeigt trotz der hohen Kontaminationsstufe eine kaum verminderte Oberflächenladung)
- bei der Tonfraktion des Bt- und Klei-Materials um jeweils 50 %

Die Proben, bei denen eine Reduktion der Oberflächenladung auftritt, zeigen als Gemeinsamkeit, daß es sich um tonreiche Materialien mit relativ geringen Meßwerten für die spez. Oberflächenladung handelt (mit Ausnahme der Bunkerde).

5. Zusammenfassung:

Die PCD-Meßwerte zur spez. Oberflächenladung von natürlichen Bodenpartikeln lassen sich ausreichend reproduzieren. Die PCD-Werte liegen erwartungsgemäß unterhalb der Kationenaustauschkapazität, lassen sich aber noch nicht durch Materialkonstanten quantifizieren. Die PCD-Werte zeigen jedoch eine Abhängigkeit vom Gehalt an org. Substanz. Die Ladungen von Tonen wird nur zu einem Bruchteil erfaßt, offensichtlich werden die Ladungen innerer Oberflächen nicht mitbestimmt. Eine Schmieröl-Kontamination führt bei einer Reihe von Proben zu verringerten, mit dem PCD erfassbaren Oberflächenladungen. Die erwartete, starke Abschirmung von Oberflächenladungen durch die hohe Ölbelegung ist jedoch nicht zu erkennen. Um zu definieren, welche Anteile der Oberflächenladung mit dem PCD erfaßt werden, sind weitere Versuchsreihen erforderlich.

Literatur:

- FISCHER, W.R. (1993): Veränderung der Ladung organischer und anorganischer Bodenpartikel durch Schwermetallkomplexierung. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Gesell., **72**, 339-342.
- HADELER, A., KOFOD, M. & M. ISENBECK-SCHRÖTER (1997): Oberflächeneigenschaften natürlicher Eisenhydroxid-Anreicherungen. In diesem Band.
- MÜLLER, R.H. (1996): Zetapotential und Partikelladung in der Laborpraxis. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- MÜTEK (Hersteller)(ohne J.Angabe): Betriebsanleitung zum Partikelladungsdetektor PCD 02.
- WAGNER, A. & G. MIEHLICH (1992): Kationenaustausch in künstlich ölkontaminierten Bodenmaterialien. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Gesell., **68**, 301-304.
- WEIS, M., VALERA, F.S., F.H. FRIMMEL (1989): Streaming current detection for determination of metal complexation capacities of aquatic humic substances. Z. Wasser-Abw.-Forsch. **22**, 253-257.

Die vorgestellten Arbeiten sind im Teilprojekt D1 des SFB 188 'Reinigung kontaminierter Böden' entstanden. Der SFB wird von der DFG gefördert. Für die Bereitstellung des PCD und die Unterstützung bei den Messungen danken wir der AG Prof. Werther (TP A5) der TU-Hamburg Harburg.

Untersuchungen zur Genese von unselektiven mit unterschiedlichen Kohlenstoffisotopen angereicherten organischen Bodenkolloiden (Huminsäuren)

von

Wais, A.*; Burauel, P.*; deGraaf, A.A.**; Förstel, H.*; Meyer, M.; Führe, F.*

Einleitung

Bei der Betrachtung kovalent gebundener Rückstände von ^{13}C -markierten Pflanzenschutzmitteln mit Hilfe ^{13}C NMR spektroskopischer Verfahren wird bei Verwendung „künstlicher“, ^{13}C -abgereicherter Huminstoffe eine Unterdrückung der Signale der Huminstoffe erreicht (u.a. WAIS ET AL., 1995A,B,C). Die hierbei betrachteten Huminstoffe wurden durch Humifizierung von ^{13}C -abgereicherter Maisstroh gewonnen. Der Mais wurde hier nach HEINEMEYER ET AL. (1985) in einer $^{12}\text{CO}_2$ -Atmosphäre gezogen. Die Verwendbarkeit dieser Huminstoffe bei der Betrachtung kovalent gebundener Rückstände wurde von WAIS ET AL. (1996) gezeigt. Auf gleiche Art wie bei WAIS ET AL. (1996) beschrieben, kann auch eine ^{14}C -Markierung von Huminstoffen erreicht werden. Maisstroh mit einer ^{12}C - wie auch mit einer ^{14}C -Anreicherung sowie Maisstroh natürlichen Isotopenverhältnisses wurde in der vorliegenden Art zur Betrachtung der Genese von Huminstoffen mit Hilfe der ^{13}C NMR Spektroskopie und einer Radiotracerung verwendet. Weitergehende Betrachtungen der Huminsäuren über Radio-GPC und IRMS werden bei WAIS (1997) vorgestellt.

Material und Methoden

Die Humifizierung sowohl von Maisstroh mit natürlicher Isotopenhäufigkeit als auch der ^{12}C - und ^{14}C -markierten Strohproben wurde, wie in *Tabelle 1* beschrieben, durchgeführt. Sie erfolgte in Abbauefäßen nach ANDERSON (1975) 25 °C im Dunkeln unter aeroben Bedingungen und Ausschluß von atmosphärischem Kohlendioxid für 6 bzw. 12 Wochen. Die Feuchte wurde mit dest. Wasser auf 17,5 %-abs., entsprechend 40 % WK_{max} des A_p der verwendeten Parabraunerde eingestellt und wöchentlich kontrolliert. Ggf. wurde dest. Wasser ergänzt. Vor Beginn der Umsetzung wurde zusätzlich Stickstoff als Kalkammonsalpeter (KAS, 27 % N) zugeführt (74 mg Dünger/100 g Boden \equiv 20 mg Stickstoff/100 g Boden).

Tab. 1: Varianten der Maisstrohhumifizierung.

Variante	Durchführung
50/50	50 g geglähter und 50 g feldfrischer Boden plus 4 g Maisstroh (Typische Parabraunerde, A_p)
Quarz/Initial (QI)	100 g Quarzsand plus 4 g Maisstroh (geimpft mit einer grobfiltrierten Mischung aus 5 g frischem Boden (Typische Parabraunerde, A_p) und 15 mL Wasser)

* Institut für Radioagronomie, Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52428 Jülich;

A. Wais (neue Anschrift): RCC Umweltchemie AG, CH-4452 Itingen (Basel)

** Institut für Biotechnologie (IBT/1), Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52428 Jülich

Ergebnisse und Diskussion

Die Humifizierung von mit unterschiedlichen C-Isotopen markierten Maistroh hatte folgende Gründe. (1) Die radioaktive Markierung diente zur Bestimmung der Verteilung des Radio-Strohkohlenstoffs auf die einzelnen Huminstofffraktionen. (2) Das unmarkierte Experiment sollte über ^{13}C NMR Spektroskopie Aufschluß über die erhaltenen Huminsäurenstrukturen geben. (3) Während beim ^{13}C -abgereicherten Material die Signale des Stroh im ^{13}C NMR Spektrum weitestgehend ausgeblendet werden sollten, und somit nur der Einfluß der mikrobiellen Umsetzung auf die vorliegenden Huminsäurenstrukturen beobachtet wird.

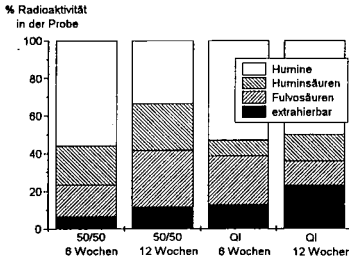


Abb. 1: Verteilung der Radioaktivität auf die unterschiedlichen organischen Bodenfraktionen nach Humifikation von ^{14}C -markiertem Maistroh in unterschiedlichen Bodenansätzen.

Die erste Auftrennung in die einzelnen Huminstofffraktionen fand nach 6, die zweite nach 12 Wochen Humifizierung statt. Auf eine weitere Probenahme zu einem späteren Zeitpunkt wurde verzichtet, da von WAIS ET AL. (1996) gezeigt wurde, daß spätestens nach 26 Wochen die strukturellen Merkmale der Modell-Huminsäuren denen der nativen Huminsäuren weitestgehend entsprechen.

Betrachtet man nun Ergebnisse der Fraktionierung über die Verteilung des markierten Kohlenstoffs ^{14}C (Abb. 1), so zeigt sich, daß bei der Variante 50/50 die Ergebnisse von SAUERBECK UND FÜHR

(1968) bestätigt werden. D.h. der Anteil der Radioaktivität in den Fulvosäuren nimmt von der 6. bis zur 12. Humifizierungswoche zu (17 - 30 %). Im gleichen Zeitraum nimmt dabei der Anteil der Radioaktivität in der Fraktion der Humine ab (56 - 34 %), während der in den Huminsäuren nur leicht steigt (21 - 25 %). Der Anteil der organisch extrahierbaren Bestandteile (niedermolekulare Zucker, Aminosäuren, Fette, Öle, Wachse usw.) liegt mit ca. < 10 % im Bereich der Literaturwerte (STEVENSON, 1982). Ihr Anteil nimmt in der Gesamtheit etwas zu (6 - 11 %). All diese Beobachtungen sind leicht erklärbar, da daß das Pflanzenmaterial durch die Mikroorganismen zersetzt wird, und somit die Fraktionen der Humin- und Fulvosäuren aufgebaut werden, bzw. die Bestandteile des ursprünglichen Pflanzenmaterials in die bestehenden Huminstoffstrukturen eingebaut werden. Dabei können auf Grund des fast vollständig erhaltenen mikrobiellen Charakters der Bodenmatrix bei dieser Variante der Anteil der niedermolekularen Bestandteile einen Schwellenwert von ca. 10 % des eingesetzten Pflanzenmaterials nicht übersteigen, da diese von den Mikroorganismen leicht abgebaut werden.

Völlig anders gestaltet sich die Betrachtung zum Zeitpunkt der 6. bzw. 12. Humifizierungswoche der Variante QI. Hier bleibt ohne native Bodenmatrix (nur grobfiltrierte Bodensuspension zur Inokulation) der Anteil der Radioaktivität der Humine relativ konstant (53 - 50 %), der Radioaktivitätsanteil der Fulvosäuren nimmt stark ab (26 - 13 %), während die Anteile der Huminsäuren (8 - 14 %) und der organisch löslichen Komponenten (13 - 23 %) zunehmen. Dabei scheint der Abbau der Fulvosäuren zu Gunsten niedermolekularer Bestandteile zu erfolgen. Deren Abbau ist aber anscheinend durch die geringe Anzahl an Mikroorganismen in der Matrix gehemmt. Die Zunahme bei den Huminsäuren kann z.T. über die, wenn auch geringe, Abnahme bei den Huminen erklärt werden. Hier wird die Betrachtung der ^{13}C NMR Spektren der Huminsäuren und ihrer GPC-Chromatogramme auf Grund der scheinbaren „Stabilität“ von besonderem Interesse sein.

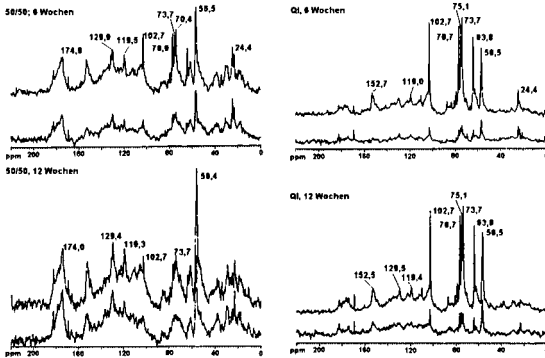


Abb. 2: ^{13}C NMR Spektren von Huminsäuren aus Umsetzungen von natürlichem Maisstroh und ^{13}C -abgereichertem Maisstroh in unterschiedlichen Umgebungen. Links: 50/50; rechts: QI; obere Paare: nach je 6 Wochen Humifizierung; untere Paare: nach je 12 Wochen Humifizierung. Das jeweils obere Spektrum jeden Paares stammt aus Umsetzungen mit natürlichem Maisstroh, das untere aus Umsetzungen mit ^{13}C -abgereichertem Maisstroh.

Die ^{13}C NMR Spektren der Huminsäuren, sowohl nach Humifizierung des ^{13}C -abgereichertem (^{12}C) als des Strohs mit natürlichem Kohlenstoffisotopenverhältnis (nat. CIR), sind in *Abbildung 2* zusammengefaßt. Bei ihrer Interpretation sollen insbesondere Unterschiede zwischen den vier Spektren jeder Variante (50/50 bzw. QI) herausgearbeitet werden.

Nach 6wöchiger Humifizierung spiegelt das NMR Spektrum der Variante 50/50 nat. CIR die Summe aller Signale der Spektren der nativen Huminsäuren des A_p -Horizonts der eingesetzten Prabraunerde und des direkten Alkalieextrakts aus Stroh wider. Lediglich das Signal um $\delta \approx 152$ ppm (O- oder N-substituierte aromatische C-Atome) erscheint überproportional, da es weder in den nativen Huminsäuren noch in dem direkten Strohextrakt derart dominant ist. Da das entsprechende Spektrum 50/50 ^{12}C nach 6 Wochen dem Spektrum der nativen Huminsäuren entspricht, muß das Signal um $\delta \approx 152$ ppm im 50/50 nat. CIR Spektrum zunächst aus Umsetzungen der Strohbestandteile resultieren. Daß auch der bodenbürtige Kohlenstoff während der folgenden 6 Wochen

eine Umwandlung erfährt, geht aus dem Spektrum der Huminsäuren 50/50 ^{12}C nach 12 Wochen hervor. Denn hier zeigt sich im Vergleich zu dem 6 Wochen-Spektrum auch das Signal um $\delta \approx 152$ ppm, allerdings mit geringerer Intensität als bei der Variante 50/50 nat. CIR. Dies wiederum deutet auf eine mikrobielle Umwandlung der Bodenuminstoffe, induziert durch die Strohumwandlung und durch die N-Zugabe (KAS), hin. Hierbei könnte auch eine von HERTKORN UND FREITAG (1994) beschriebene substitutionelle Anlagerung von N an aromatische Strukturen der Bodenuminstoffe eine wichtige Rolle spielen. Untereinander sind die Spektren 50/50 nach 12 Wochen relativ ähnlich, wenn auch registriert wird, daß die Lignin- ($\delta \approx 57$ ppm) und Kohlenhydratensignale ($\delta \approx 75$ ppm und 103 ppm) bei den Huminsäuren aus der nat. CIR Umsetzung noch deutlich erkennbar sind. Die nach 6wöchiger Humifizierung noch vorliegende Dominanz haben sie allerdings verloren, so daß das Gesamtspektrum schon dem der nativen Huminsäuren sehr nahe kommt.

Die Spektren 50/50 der ^{12}C -Varianten weisen, abgesehen von dem Signal um $\delta \approx 152$ ppm, relativ zueinander nur marginale Unterschiede auf. So erscheint der paraffinische Bereich im Spektrum nach 12wöchiger Humifizierung auf Grund der Abnahme des Signals um $\delta \approx 24$ ppm, welches wahrscheinlich Methyl-Gruppen in Acetaleinheiten repräsentiert (HIMMELSBACH UND BARTON, 1980), geschwächt. Dies ist allerdings auch bei den 50/50 nat. CIR-Varianten auffällig. Da dieses Signal im Spektrum des Strohs fehlt und bei den nativen Huminsäuren nicht so ausgeprägt erscheint, ist sein Auftreten nur schwer zu erklären. Da es auch in der Variante QI nach 6wöchiger Humifizierung bei beiden Versuchen (^{12}C und nat. CIR) vorkommt, in der 12. Woche aber wieder verschwindet, und seine Intensität unabhängig vom C-Isotopenverhältnis des

Strohmaterials ist, kann vermutet werden, daß es während der Humifizierung aus den natürlichen organischen Bodenbestandteilen gebildet wird. Dies könnte entweder durch einen mikrobiellen Abbau von längeren Seitenketten zu Methyleinheiten oder durch ein mikrobiell induziertes Aufbrechen größerer Moleküle entstehen.

Die Variante QI weist in den ^{13}C NMR Spektren eine mit der Variante 50/50 übereinstimmende Tendenz auf. Dies besonders im Bezug auf die Signale um $\delta \approx 24$ ppm und $\delta \approx 152$ ppm. Abgesehen davon entspricht das Spektrum der Huminsäuren QI nat. CIR nach 6wöchiger Umsetzung fast dem des Extrakts des pflanzlichen Ausgangsmaterials. Interessant ist allerdings, daß bis zur 12. Woche hier nur eine kleine Veränderung beobachtet wird. So erscheinen die Signale bei $\delta \approx 57, 64, 75$ und 103 ppm, die im wesentlichen aus dem Stroh stammen, besonders im Vergleich zu den aromatischen und carboxylischen Signalen noch zu ausgeprägt, um eine Zunahme der Aromaten oder Carbonsäuren quantifizieren zu können.

Schlußfolgerungen

Genrell ist anzumerken, daß dieser anscheinend geringe Umwandlungsgrad von der 6. bis zur 12. Woche auch in den GPC Chromatogrammen und bei den IRMS-Messungen nicht in der Art beobachtet wird, sondern, daß es sich hier eher um meßtechnische bedingte Artefakte der ^{13}C NMR Spektroskopie handelt. Dies ist auch deshalb nicht auszuschließen, da mit der ^{13}C NMR Technik nur C-Atome in einer relativen Nahordnung beobachtet werden. Eine qualifizierte Aussage über die jeweiligen Positionen in Makromolekülen hingegen ist nicht möglich. Um allgemeingültige Aussagen über die Veränderung der Strukturen in den Huminstoffen während ihrer Genese machen zu können, reichen die gezeigten Versuche nicht aus. Sie können lediglich Hinweise auf einige Dinge geben, die bisher nur vermutet werden konnten.

Literatur

- Anderson, J.P.E. (1975). Einfluß von Temperatur und Feuchte auf Verdampfung, Abbau und Festlegung von Diallat im Boden. Z. Pflanzkr. Pflanzensch., Sonderheft Z, 141 - 146.
- Heinemeyer, O., Haider, K., Mosier, A.R. und Mack, D. (1985). Experimenteller Aufbau von Phytotronversuchen zur Bestimmung des Einflusses wachsender Pflanzen auf den Kohlenstoffeintrag und die Denitrifikation. Landwirtsch. Forsch., 38, 95 - 103.
- Hertkorn, N. und Freitag, D.: Unveröffentlichte Ergebnisse (1994).
- Himmelsbach, D.S. und Barton, F.E.: ^{13}C nuclear magnetic resonance of grass lignins. J. Agric. Food Chem., 28, 1203 - 1208 (1980).
- Sauerbeck, D. und Führ, F.: Alkali extraction and fractionation of labelled plant material before and after decomposition - a contribution to the technical problems in humification studies. In „Isotopes and Radiation in Soil Organic-Matter Studies“. International Atomic Energy Agency, Wien, Österreich, 3 - 11 (1968).
- Stevenson, F.J.: „Humus Chemistry“. John Wiley and Sons, New York, U.S.A. (1982).
- Wais, A., Haider, K., Spitteller, M., de Graaf, A.A., Burauel, P. und Führ, F. (1995a). Using ^{13}C -NMR spectroscopy to evaluate the binding mechanism of bound pesticide residues in soils. 1. Solution high resolution NMR spectroscopy. J. Environ. Sci. Health, B30, 1 - 25.
- Wais, A., Witte, E.G., de Graaf, A.A., Mittelstaedt, W., Haider, K., Burauel, P. und Führ, F. (1995b). Spectroscopic demasking of soil organic matter bound anilazine by ^{13}C NMR techniques. BCPC Monograph No. 62 "Pesticide Movement to Water", 201 - 206.
- Wais, A., Witte, E.G., Burauel, P., Haider, K., Helal, H.M. und Führ, F. (1995c). ^{13}C -CP/MAS-NMR-Untersuchungen der Bindung von Xenobiotika an Pflanzenmaterial und Modellhuminstoffe. Mitteilg. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76, 477 - 480.
- Wais, A., Burauel, P., de Graaf, A.A., Haider, K. und Führ, F. (1996). Using ^{13}C -NMR spectroscopy to evaluate the binding mechanism of bound pesticide residues in soils. 2. Investigations of model humic acids. J. Environ. Sci. Health, B31, 1 - 24.
- Wais, A. (1997). Nichtextrahierbare Pflanzenschutzmittelrückstände im Boden: Analyse von Huminstoffen und möglicher Bindungsformen von Wirkstoffen und Metaboliten an Huminstoffe. Dissertation Universität Bonn. im Druck.

Wechselwirkungen von Huminsäuren/ Tonmineralen mit organischen Umweltchemikalien und Schwermetallen:

1. Anwendungsbeispiel mit organischen Umweltchemikalien

von

Wais, A*; Burauel, P.*; Witte, E.G.**; Philipp, H.

Einleitung

Die wichtigsten Komplexbildner in Böden, welche die Bindung organischer Substanzen und Schwermetallionen kontrollieren, sind Tonminerale (TM) und Huminsäuren (HS). Beide Kolloide treten i.d.R. nicht unabhängig voneinander, sondern als Komplexe auf, in denen die Huminsäuren als Polyelektrolyte an den Tonmineralen gebunden sind. Es wurden folgende Fragestellungen bearbeitet: Wie werden organische Verbindungen an native oder Modellhuminsäuren gebunden? Welche Möglichkeiten bietet diesbezüglich der Einsatz der ^{13}C NMR-Spektroskopie?

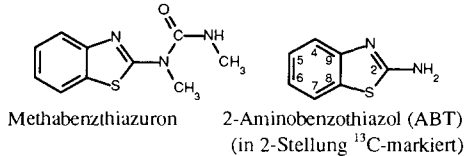
Wie werden Methabenzthiazuron und seine Metaboliten an Huminsäuren gebunden?

Das Reaktionsverhalten von Pflanzenschutzwirkstoffen und deren Metaboliten gegenüber Huminsäuren wurde am Beispiel des 2-Aminobenzothiazols (ABT) und einer aus Braunkohle extrahierten Huminsäure untersucht. ABT bildet als Metabolit des Harnstoff-Herbizids Methabenzthiazuron gebundene Rückstände im Boden. Durch ^{13}C -Markierung des ABT in 2-Stellung und Anwendung der ^{13}C -Festkörper-NMR-Spektroskopie konnten unterschiedliche chemische Bindungsarten in den Huminsäure-ABT-Addukten nachgewiesen werden.

Material und Methoden:

Präparationen: ABT-2- ^{13}C wurde über die Zwischenstufe von Phenylthioharnstoff- ^{13}C (carbonyl- ^{13}C) aus Anilin und ^{13}C -markiertem Kaliumthiocyanat synthetisiert. Das ^{13}C -markierte ABT wurde in wässriger Lösung bei 50 °C und pH 7 sowohl unter Argon als auch unter Sauerstoff 30 Tage mit Huminsäure aus Braunkohle umgesetzt und die Addukte durch Dialyse gereinigt. Der Charge-Transfer-Modellkomplex ABT-p-benzochinon (2:1) wurde durch Umsetzung von ABT mit p-Benzochinon bei Raumtemperatur in etherischer Lösung dargestellt.

^{13}C -NMR-Spektroskopie: Die ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektren wurden mit einem Bruker-CXP 200-NMR-Spektrometer bei einer ^{13}C -Frequenz von 50 MHz und einer Rotationsfrequenz von 5 kHz aufgenommen.



Ergebnisse:

Die Aufnahme des ABT durch die Huminsäure erfolgte in Gegenwart von Sauerstoff deutlich schneller als unter Argon. Das ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektrum des unter Sauerstoff erhaltenen Addukts (Abb. 1a) und das Differenzspektrum (Addukt - HS: Abb. 1c) zeigen intensive Peaks bei 169 und 157/158 ppm. Der Hauptpeak (169 ppm) entspricht den C-2 Signalen des reinen ABT-2- ^{13}C (167/169 ppm, Abb. 1d) und des Charge-Transfer-Modellkomplexes ABT-p-benzochinon (2:1) (168/170 ppm, Abb. 2). Er wird daher wahrscheinlich durch nicht-kovalente Wechselwirkungen wie z. B. Wasserstoff-Brückenbindungen, Einschlüsse in die makromolekulare Matrix der Huminsäure und Charge-Transfer-Wechselwirkungen verursacht. Letztere scheinen

* Institut für Radioagronomie (ICG 5), Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 Jülich

** Institut für Erdöl und Organische Geochemie (ICG 4), Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 Jülich

allerdings aufgrund der Instabilität des Charge-Transfer-Komplexes in wässriger Lösung keine dominante Rolle bei der Bindung des ABT an die Huminsäure zu spielen.

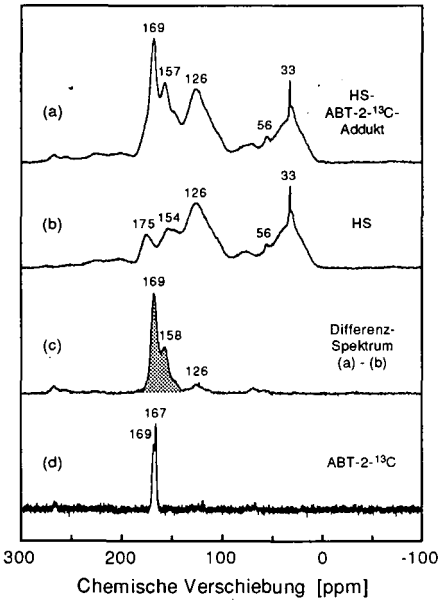


Abb. 1: ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektren von (a) Huminsäure-ABT- ^{13}C -Addukt, (b) Huminsäure und (d) ABT- ^{13}C . (c) Differenzspektrum (a)-(b).

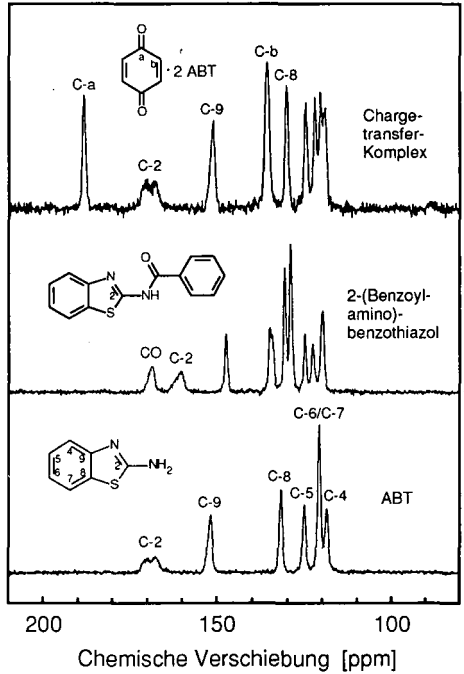


Abb. 2: ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektren des Charge-Transfer-Modellkomplexes ABT-p-benzoquinon (2:1), 2-(Benzoylamino)benzothiazol und ABT.

Der kleinere Peak (158 ppm, Abb. 1c) weist auf eine teilweise kovalente Bindung des ABT an die funktionellen Gruppen der Huminsäure hin. So wird das ABT- ^{13}C -Signal z. B. durch die Bildung einer Amidbindung in der Modellsubstanz 2-(Benzoylamino)benzothiazol nach etwa 161 ppm verschoben (Abb. 2, Mitte). Die Gegenwart von Sauerstoff begünstigt die Bildung kovalenter Huminsäure-ABT-Bindungen. Inwieweit unterschiedliche Strukturelemente in den Huminsäuren die Wechselwirkung mit Metaboliten des Methabenzthiazurons beeinflussen, sollen weitere Experimente zeigen, in denen die Verwendung von Bodenhuminsäuren geplant ist.

Eignen sich Huminsäuren aus Strohumsatz, um die Bindung von nicht extrahierbaren Pflanzenschutzmittelrückständen aufzuklären?

Die Konzentrationen sog. nicht extrahierbarer Rückstände in der Huminstoffmatrix ist gering. Es erfolgt eine Signalerhöhung bei Einsatz der ^{13}C -NMR-Spektroskopie auf zwei Wegen:

1. Einzelne Kohlenstoffatome der Testsubstanz werden mit ^{13}C -Kohlenstoff angereichert und dann in Bodenproben inkubiert.
2. ^{12}C -Maisstroh wird humifiziert, so daß die ^{13}C Signale des Huminstoffuntergrunds zurücktreten. Die Struktur der Huminsäuren aus 'Strohumsatz' sind in Abb. 3 mit denen nativer Huminsäuren vergleichend dargestellt.

Material und Methoden

Herstellung eines 'künstlichen Bodens' durch Umsatz des Maisstrohs: 100 g Boden (90/10 = 90 g geglühter Boden (48h bei 600°C) mit 10 g Krumboden der Parabraunerde (Standort Merzenhausen), vermischt mit 2 g Stroh bei 40% Wk_{max} , 25°C, Inkubationszeit 26 Wochen.

Ab der dritten bis zur achten Woche wurde wöchentlich erneut 1 g Stroh untergemischt.

Gewinnung der Huminsäuren: nach einer Extraktion mit organischen Lösungsmitteln erfolgte die Lösung der Huminsäuren mit 0,5 M NaOH, 24h. Die Lösung wurde auf pH<2 angesäuert. Die dabei ausgefallenen Huminsäuren wurden erneut in Natronlauge aufgenommen, gegen bidest. Wasser dialysiert und gefriergetrocknet.

¹³C-NMR- Spektroskopie: die Flüssigkeitsmessungen wurden mit einem AMX 400 Bruker NMR Spektrometer (100,6 MHz) mit invers geschalteter Entkopplung durchgeführt. Als externer Standard diente Dioxan mit einer chemischen Verschiebung von $\delta = 67,4$ ppm relativ zu Tetramethylsilan. Die Probenröhrchen (\varnothing 8 mm) enthielten 15-20 mg Huminsäuren/ml 0,5 M NaOD.

Ergebnisse:

Der Vergleich der NMR Spektren nativer Huminsäuren mit Modell-Huminsäuren aus Strohumsatz zeigt eine gute Übereinstimmung (Abb. 3), speziell im Bereich der rein aliphatischen, paraffinischen und der aliphatischen O- bzw. N-substituierten Kohlenstoffatome ($\delta = 0 - 45$ ppm und $\delta = 45 - 110$ ppm).

Die ausgeprägten Signale der Modell-Huminsäure um $\delta \approx 102$ ppm und $\delta = 73 - 78$ ppm stammen von Kohlenhydratbestandteilen.

Tab. 1: Kohlenstoffgehalt und C/N-, C/S-Verhältnisse von Huminsäuren unterschiedlicher Herkunft

Huminsäuren	C-Gehalt [%]	C/N-Verhältnis	C/S-Verhältnis
aus A _p MERzerzhausen, nativ	40,6	6,3	50,8
aus Maisstroh (90/10)	43,4	6,8	108,5
Fluka	46,7	35,9	25,9
aus Braunkohle (Tagebau Hambach)	64,0	64,0	128,0

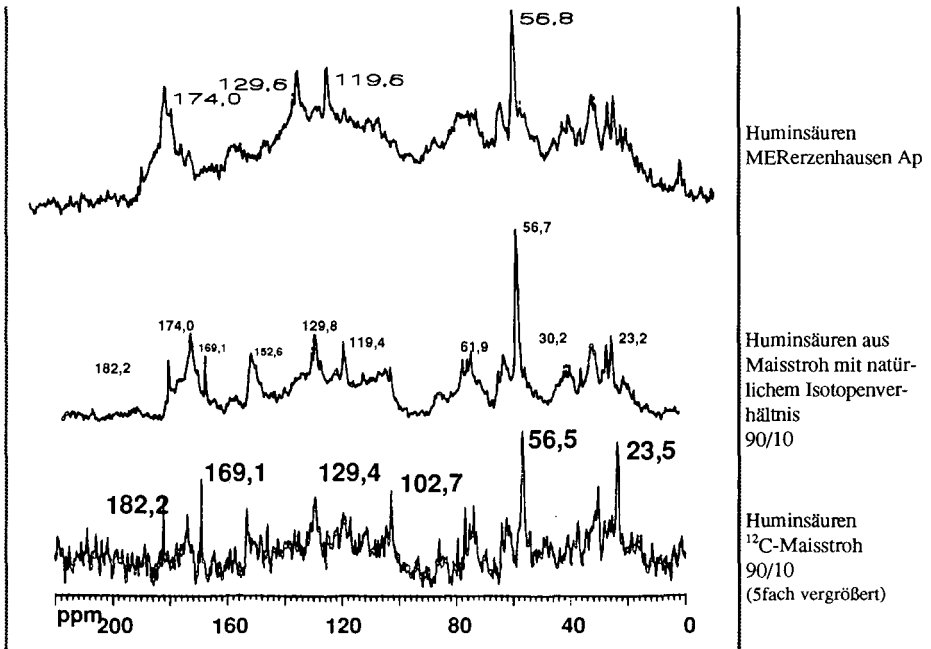


Abb. 3: ¹³C-NMR-Spektren von nativen Huminsäuren und Huminsäuren aus Maisstroh nach einer Humifizierungsphase von 26 Wochen (90/10 = 90 g geglühter Boden mit 10 g Krumboden vermischt). Die Spektren wurden auf das Signal bei ca. $\delta = 57$ ppm (Signal der O-CH₃-Gruppen von Ligninen) normiert.

Die Modellhuminsäuren zeigen im Vergleich zu den Huminsäuren der Parabraunerde (MER) ausgeprägtere Signale im aromatischen Bereich ($\delta = 110 - 160$ ppm, sauerstoffs-substituierte aromatische Ligninkohlenstoffatome oder stickstoffs-substituierte Aromaten).

Im Bereich der Carboxyl- und Carbonyl-C-Atome fallen neben dem markanten Signal der Carboxyl-Gruppen um $\delta = 174$ ppm die diskreten Signale um $\delta = 169$ ppm (hauptsächlich CO_3^{2-} oder auch O-substituierte Aromaten) und $\delta = 182$ ppm (evtl. nicht deprotonierte Carbonsäuregruppen, wenn die Deprotonierung sterisch behindert ist) auf.

Anwendungsbeispiel: [Triazin-U- ^{13}C]-markiertes Anilazin inkubiert in Bodenproben

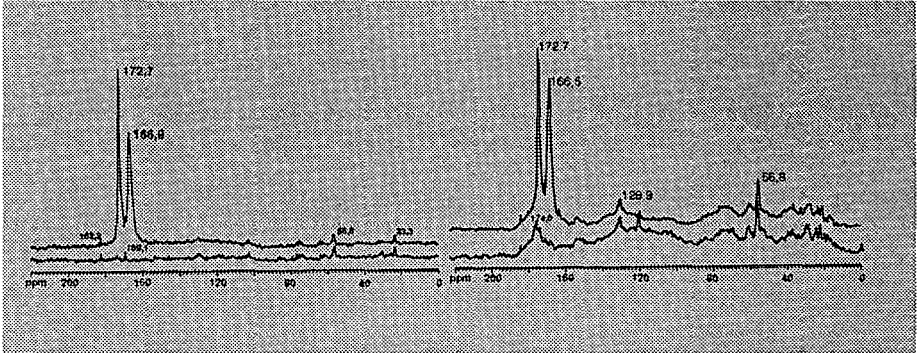


Abb. 4: ^{13}C -NMR-Spektren von Huminsäuren in 0,5 M NaOD-Lösung. Links: künstlicher Boden aus der Humifizierung des ^{12}C Maisstrohs; rechts: Parabraunerde. Oben: mit ca. 200 ppm ^{13}C -Anilazin inkubiert; unten: ohne Inkubation (Phenylbrücken-Kohlenstoffatom des Triazinrings (Dimethoxy-Anilazin) 166,5-166,9 ppm; Restliche Kohlenstoffatome des Triazinrings (Dimethoxy-Anilazin) 172,7 ppm).

Weiterführende Literatur:

- Brumhard, B. (1991) Lysimeterversuche zum Langzeitverhalten der Herbizide Metamitron (GOLTIX) und Methabenzthiazuron (TRIBUNIL) in einer Parabraunerde mit besonderer Berücksichtigung der Transport- und Verlagerungsprozesse unter Einbeziehung von Detailuntersuchungen. PhD Thesis, University Bonn, 1 - 225.
- Rouchaud J., Roucourt P., Van Himme M., Benoit F., Ceustermans N., Gillet J., Plumier W. and Vulsteke G. (1988) Metabolism of methabenzthiazuron in the soil of pea crops. *J. Agric. Food Chem.* **36**, 642-645
- Wais, A., Haider, K., Spittler, M., de Graaf, A.A., Burauel, P. und Führ, F. (1995) Using ^{13}C -NMR spectroscopy to evaluate the binding mechanism of bound pesticide residues in soils. 1. Solution high resolution NMR spectroscopy. *J. Environ. Sci. Health*, B30(1), 1 - 25.
- Wais, A., Burauel, P., de Graaf, A.A., Haider, K., und Führ, F. (1996) Using ^{13}C -NMR spectroscopy to evaluate the binding mechanism of bound pesticide residues in soils. 2. Investigations of model humic acids. *J. Environ. Sci. Health*, B31(1), 1 - 24.
- Wilson, (1987) "NMR Techniques and Applications in Geochemistry and Soil Chemistry" Pergamon Press, Oxford.
- Witte, E.G.; Philipp, H.; Schenk, H.J.; Schwochau, K. (1995) Interaction between metabolites of the urea herbicide methabenzthiazuron and humic acids. In: *Organic Geochemistry: Developments and applications to energy, climate, environment and human history - Selected papers from the 17th International Meeting on Organic Geochemistry, Donostia-San Sebastian 1995* (Grimalt, J.O.; Dorronsoro, C., eds.), pp. 624-626. A.I.G.O.A., Donostia-San Sebastian.

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Tagung der AG Bodenerosion

29. u. 30.10.1996

NEUBRANDENBURG

Band 83

1997

Fachliche Eckpunkte zur Regelung der Vorsorge und der Gefahrenabwehr bei Bodenveränderungen durch Bodenerosion

von

Kneip, W.D.

Der Entwurf zum Bundes-Bodenschutzgesetz (vom 22.03.1996) unterscheidet zwischen den Vorschriften der Gefahrenabwehr bei schädlichen Bodenveränderungen und den Vorschriften zur Vorsorge vor dem Eintreten neuer Belastungen. Der **Begriff "schädliche Bodenveränderungen"** bezieht sich dabei nicht nur auf die chemische Belastung, sondern erstreckt sich auch auf die physikalische und biologische Beschaffenheit. Im Zusammenhang mit Erosionserscheinungen stellt sich die Frage nach der Ausgestaltung im untergesetzlichen Regelwerk. Dazu wurden in einer Studie für das Umweltbundesamt zusammenfassend dargestellt der Stand von Wissenschaft und Technik, der aktuelle Status der Erosion anhand von Fallbeispielen, der Regelungsbedarf und seine Indikatoren sowie Empfehlungen zum Ablauf des Vollzugs.

Die im Gesetzentwurf genannten Kriterien **Leistungsfähigkeit** und **Nachhaltigkeit** sind zur Bewertung von Bodenabtrag/-auftrag nur dann geeignet, wenn sie durch die Aspekte **Multifunktionalität**, **Intaktheit**, **Wiederherstellbarkeit** bzw. **Empfindlichkeit** und **Besonderheit** ergänzt werden. Im Bereich der Bewertung von Bodenerosion besteht weiterhin F+E-Bedarf, die beschreibende Erfassung und Maßnahmen zur Abwehr und Sanierung sind ausreichend erarbeitet. Die Konzepte in den Bundesländern - bei unterschiedlicher Einschätzung des Problemdrucks - berücksichtigen die notwendige sachgerechte regionale Anpassung der Erfassung und Bewertung. Es ist durch eine Rahmensetzung allerdings sicherzustellen, daß gleiche Erosionsrisiken vergleichbarer Naturräume auch den gleichen Vollzug auslösen.

Es ist kein Problem, katastrophale Schäden durch Abtrag und die Akkumulation andernorts über das Gesetz zu regeln. Die Fallbeispiele zur Beschreibung des Status in der Bodenerosion beziehen sich deshalb auf die unspektakulären und damit mehrheitlichen Fälle, in denen Bodenerosion im Sinne einer Diagnose "unauffällig" abläuft.

Drei generelle Aspekte der Bodenerosion sind dabei vorab zu erörtern.

Der sogenannte **tolerierbare Bodenabtrag** kann sich nur darauf beziehen, die jeweilige ackerbauliche Nutzung am Ort nachhaltig zu sichern, er hat dann die **Neubildungsrate von Böden** als Maß. Wenn man das Fortschreiten der Verwitterungsfront in unseren Breiten mit maximal 0,3 mm/a (d.h. ca. 4t/ha/a Abtrag) ansetzt, dann erscheint ein tolerierbarer Bodenabtrag von < 1t/ha/a auch ökosystemar vertretbar.

Die Ablagerung humosen Oberbodens und damit verbesserte Standorteignung am **Ort der Akkumulation** ist nur ein kurzfristiger Effekt, weil sich in unseren Reliefsituationen Abtrags- und Auftragsflächen flächenmäßig nicht die Waage halten, sondern zu Lasten der Abtragsflächen gehen. Als dritte Vorbemerkung ist darauf hinzuweisen, daß der **prognostizierte Klimawandel** sowohl die Wasser- als auch die Winderosion verstärken wird.

Aus der Darstellung der Fallbeispiele in vier Szenarien folgt, daß unter der Voraussetzung mittlerer Abtragsraten von 3t/ha/a in 500 Jahren ackerbaulicher Nutzung auf bis zu 21% der Flächen der BRD folgende **Vorschädigungen** erwartet werden können:

- Die ökosystemare und z. T. auch ackerbauliche Multifunktionalität ist erheblich beeinträchtigt,
- die Intaktheit der Böden hat durch Erosion und Pflugarbeit erheblich gelitten,
- die Wiederherstellbarkeit ist nur teilweise und lediglich mit einer starken standortangepaßten guten fachlichen Praxis langfristig gegeben,
- die Besonderheit und damit Schutzwürdigkeit bezogen auf charakteristische Bodenlandschaften wurden nicht berücksichtigt.

Die spezielle (ackerbauliche) Leistungsfähigkeit auf diesen Flächen und deren Nachhaltigkeit wurde "erkauft" durch Einsatz eines immer spezielleren Fachwissens, höherer Düngergaben und vermehrten Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln sowie eine intensivere Bodenbearbeitung.

Wenn dieses System nicht mehr finanzierbar ist, werden sich die Auswirkungen gleich doppelt negativ für den Landwirt auswirken: Durch einen Preisverfall und durch eine nicht mehr kompensierbare Bodendegradation und daraus folgend erhebliche Ertrageinbußen.

Der Regelungsbedarf ergibt sich nicht vornehmlich aus der Gefahrenabwehr katastrophaler Ereignisse, sondern vielmehr aus der Abwehr der Gefahr einer latenten Bodenverschlechterung.

Das **Umweltqualitätsziel Schutz des Bodens vor Erosion** muß sich aus mindestens drei Teilen zusammensetzen:

- *Verminderung der Bodenabträge durch Wasser- und Winderosion
- *Erhaltung natürlicher bodenökologischer Standorteigenschaften
- *Erhaltung des Ertragspotentials für die landwirtschaftliche Nutzung, insbesondere des Humusgehalts, des Nährstoffangebots und der Durchwurzelungsfähigkeit

Die Umsetzung des Umweltqualitätsziels sollte in einem Stufenplan erfolgen, der in Kooperation mit den Beteiligten die unmittelbare Gefahrenabwehr, mittelfristige Vorsorge und langfristige Nachhaltigkeit akzeptabel macht.

Der Vollzug gliedert sich nach dem Gesetz in vier Teilaspekte:

- **Feststellung von Anhaltspunkten für eine schädliche Bodenveränderung (Anfangsverdacht)**
- **Maßnahmen zur Ermittlung des Sachverhalts (z.B. Anordnung zur Gefährdungsabschätzung durch den Pflichtigen)**
- **Feststellung der schädlichen Bodenveränderung**
- **Beschränkungsmaßnahmen, Sanierung**

Die fachliche Konkretisierung des Bundes-Bodenschutzgesetzes sollte wie folgt lauten:

Die **Begründung eines Anfangsverdachts** für schädliche Bodenveränderungen durch Boden-Erosion gemäß E-BBodSchG sind gegeben wenn:

1. von einem Standort in erheblichem Ausmaß ein dauerhafter, flächen- oder linienhafter Abtrag oder Auftrag von Bodenmaterial z.B. durch Wasser oder Wind angenommen (ermittelt) wird,
2. Ackerbau auf Standorten mit mehr als 12% Gefälle und Hanglängen > 100m (LS-Faktor >3 AG Bodenkunde, 1982) durchgeführt wird,
3. Grünland oder vergleichbar erosionsmindernde Nutzungen auf erosionsgefährdeten Standorten zu erosionsfördernden Nutzungen umgewidmet werden,
4. durch Erosionsvorgänge umgelagertes Bodenmaterial zu erheblichen Nachteilen auf angrenzenden Böden, Nachbargrundstücken und in Oberflächengewässern führte oder führt.

Bei der **Bewertung von Bodenschäden** sollte nach folgendem Stufenkonzept eines **Umwelthandlungsziels Erosion** vorgegangen werden:

Zur Einhaltung **langfristig vorsorgender Aspekte** sind tolerable Bodenabträge im Sinne des ganzheitlichen Anspruchs des Gesetzes unter 1t/ha/a anzustreben (siehe oben).

In der ackerbaulichen Praxis gelten im Sinne einer **mittelfristigen Vorsorge** die folgenden Prüfwerte als zunächst akzeptabel:

Bei einem dauerhaften Bodenabtrag z.B. durch Wasser- und/oder Winderosion auf tiefgründigen Böden von 12t/ha/a, auf flachgründigen Böden von 5t/ha/a liegt in der Regel eine schädliche Bodenveränderung vor. Diese Abtragungsraten gelten nur für solche Ereignisse, die sinnvollerweise durch eine Schätzung, Modellierung oder Kartierung der Bodenerosion als **mittlere Abtragungsraten** erfaßt werden können.

Maßnahmen der **Gefahrenabwehr** sind dann einzuleiten, wenn die vorher genannten Werte um mehr als 50% überschritten werden, ausgelöst durch chronisch durch die Nutzung mitverursachte Abträge.

Die Bewertung hat auch einschlägig durch Erosion und Sedimentation von erodiertem Material ausgelöste Schäden in angrenzenden Gebieten oder Verunreinigungen von Gewässern zu berücksichtigen. Dabei ist zu beachten, daß eine Schädigung von Gewässern bereits zu befürchten ist, wenn nur Bruchteile des obengenannten Abtrags regelmäßig eingetragen werden.

Besondere Ereignisse wie Rutschungen, Muren, Materialverluste und -ablagerungen aufgrund von Hochwasser sind gesondert im Einzelfall zu bewerten.

Untersuchungen aus Baden-Württemberg und Erfahrungen aus Bayern belegen, daß eine Abtragsrate $< 1\text{t/ha/a}$ durch geeignete Fruchtfolgen und Mulchsaat durchaus erreicht werden kann. Schweizerische Bodenschutzaktivitäten verfolgen mittels Regeln zur integrierten Produktion (Stand 1996) entsprechende Ansätze.

Die Möglichkeiten zur **Kooperation zwischen Behörden und Nutzer** sollten wie folgt angelegt sein.

Bereits im **Rahmen der Sachverhaltsermittlung** kann der Pflichtige Maßnahmen zur Verminderung der Bodenerosion vorschlagen und insoweit weitere Anordnungen vermeiden und auch Untersuchungen entbehrlich machen.

Mit dieser "Interventionsregel" zugunsten des Pflichtigen soll der landwirtschaftlichen Praxis entgegengekommen werden (Verhältnismäßigkeit und Differenzierungsvorbehalt).

Liegt aufgrund von Bodenerosion eine schädliche Bodenveränderung vor, sollen nach Lage des Einzelfalls geeignete Maßnahmen zur Abwehr weiteren Bodenabtrags getroffen werden.

Maßnahmen zur Abwehr weiteren Bodenabtrages durch Bodenerosion sollen eine "Null-Erosion" nicht unrealistischerweise anstreben, sondern sollen so festgelegt werden, daß die Bodenerosion mittelfristig stufenweise vermindert wird und dadurch das im Rahmen der guten fachlichen Praxis der Landbewirtschaftung unvermeidbare und auf dem Standort vertretbare Maß angestrebt wird. (Verbesserungsgebot und ggfs. Unterlassungsanordnung).

Der Pflichtige kann der Behörde wiederum Maßnahmen zur Verminderung der Bodenerosion vorschlagen und insoweit weitere Anordnungen vermeiden. Mit dieser "Interventionsregel" zugunsten des Pflichtigen soll der landwirtschaftlichen Praxis entgegengekommen werden (s.o.).

Die **Arbeitsteilung zwischen Bund, Ländern und Kommunen/Nutzern** läßt sich folgendermaßen zusammenfassen.

Das generelle Leitbild formuliert der Bund im Gesetz. Zielobjekte und Bewertungsverfahren bestimmen generell die untergesetzlichen Regelungen des Bundes, ihre regionale Präzisierung obliegt den Ländern ebenso wie die Festlegung der Organisation und Kontrollmethodik. Den generellen Verfahrensablauf gibt der Bund vor, die speziellen Maßnahmen regeln die Länder mit den Kommunen und Eigentümern.

In einer solchen Arbeitsteilung bleibt im Rahmen einer zentralen Basisregelung ausreichend Spielraum den Bodenschutz dezentral effektiv zu organisieren und regional angepaßt umzusetzen.

(Eine Literaturliste ist in der Studie dokumentiert).

Aufgaben und Erfahrungen des Geologischen Landesamtes Mecklenburg-Vorpommern im Bodenschutz

von

Dann, T.; Ratzke, U.*

Aufgaben und Erfahrungen des Geologischen Landesamtes Mecklenburg-Vorpommern im Bodenschutz

von

Dann, T. und U. Ratzke *

Das von der Natur so reich ausgestattete und vor allem von den Gletschern der jüngsten Eiszeit(Weichsel-Glazial) geprägte Land Mecklenburg-Vorpommern hat neben den intensiv genutzten Kulturlandschaften einen relativ hohen Anteil an erhalten gebliebener Natur und Landschaft.

Die Böden sind darin ein wichtiger Bestandteil dieser Ökosysteme. Ihr Schutz gewinnt daher in der Umweltverwaltung des Landes stärkere Bedeutung.

Innerhalb der Umweltverwaltung befassen sich mit dem Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern im wesentlichen folgende Behörden:

**Ministerium für Bau, Landesentwicklung
und Umwelt**

Abt. Altlasten/Bodenschutz

Landesamt für Umwelt und Natur (LAUN),
Güstrow-Gülzow

Geologisches Landesamt (GLA),
Schwerin

Staatliche Ämter für Umwelt und Natur
(StÄUN),
Lübz, Neubrandenburg, Ueckermünde,
Rostock, Schwerin, Stralsund

**Ministerium für Landwirtschaft
und Naturschutz**

Abt. Landwirtschaft (Bodenschutz)

Abt. Naturschutz (Bodenschutz)

Landesforschungsanstalt für
Landwirtschaft und
Fischerei, Güstrow-Gülzow

Landesnaturparkamt, Speck bei Waren

Ämter für Landwirtschaft
Altentreptow, Stralsund, Ferdinandshof,
Parchim, Wittenburg, Bützow

Landwirtschaftliche Untersuchungs- und
Forschungsanstalt (LUFA), Rostock

* Geologisches Landesamt M-V, Pampower Straße 66-68, 19061 Schwerin

Das Geologische Landesamt nimmt nach der Aufgabenverteilung insbesondere den vorsorgenden Bodenschutz wahr. Daneben werden geologische und bodenkundliche Grundlagen für den technischen Bodenschutz sowie für die Raumordnung und die Landwirtschaft federführend bearbeitet.

Für Fragestellungen des Bodenschutzes verfügt das Geologische Landesamt aus dem Bereich der geologischen und bodenkundlichen Landesaufnahmen über folgende Unterlagen:

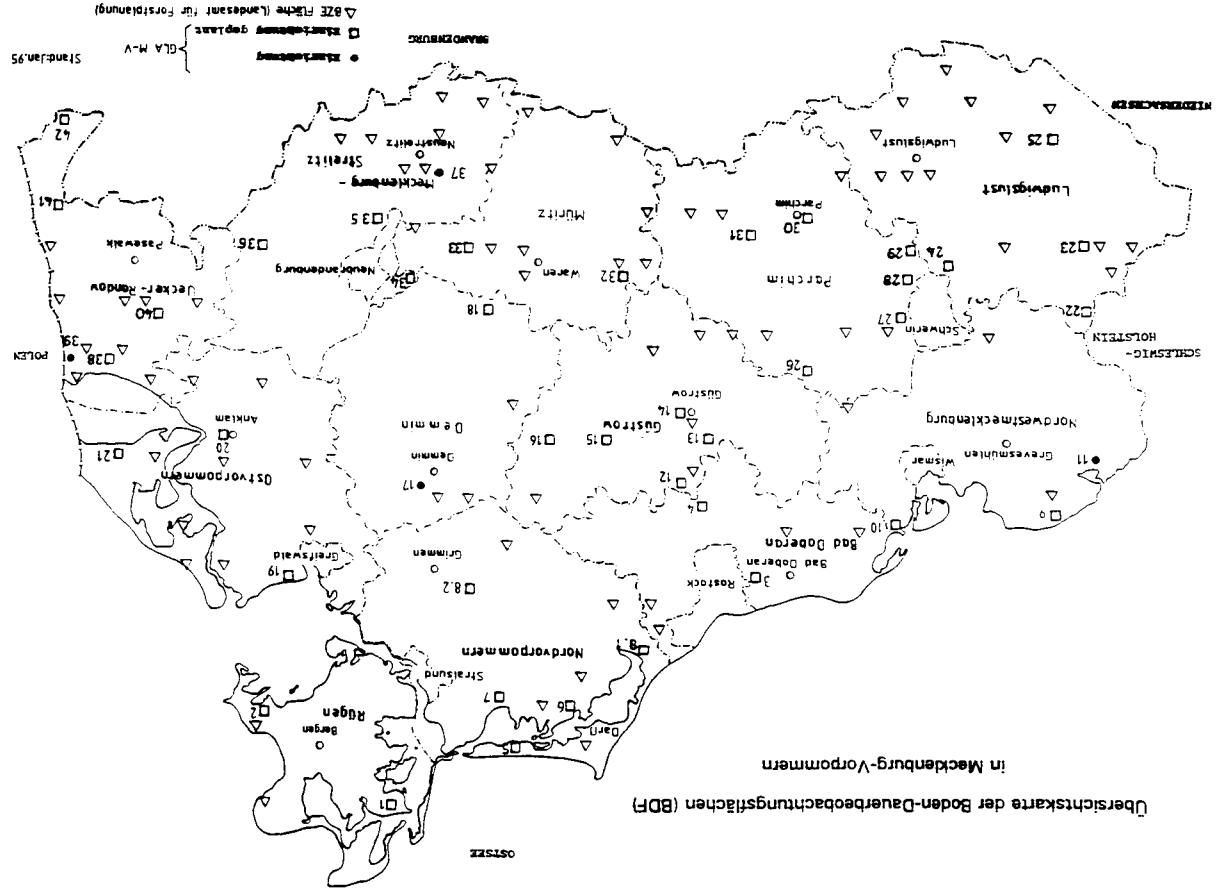
- geologische Oberflächenkarte, M 1 : 100 000 (gedruckt) und
M 1 : 25 000 (Arbeitskarte)
- Lithofazieskarte M 1 : 50 000 (Holozänkarte- gedruckt)
- Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK)
M 1 : 100 000 (gedruckt und digital) und
M 1 : 25 000 (Arbeitskarte)
- Klassenflächenkarten der Bodenschätzung, M 1 : 10 000 (Arbeitskarte)
- Hangneigungskarte, M 1 : 10 000 (Arbeitskarte)
- Standortuntersuchungen der Melioration (Kataster der Meliorationsprojekte)

In der Praxis zeigt sich, daß die Nachfrage und der Rückgriff auf diese grundlegenden Daten groß ist. Das unterstreicht die Notwendigkeit einer kontinuierlichen Fortführung der geologischen und bodenkundlichen Landesaufnahme.

Im Bereich des vorsorgenden Bodenschutzes werden folgende Aufgaben durch das GLA wahrgenommen:

- Einrichtung und Betreuung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF).
Die Arbeiten erfolgen in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Forstplanung und in Absprache mit dem LAUN und der LUFÄ. Konzipiert ist die Einrichtung von ca. 50 Flächen auf Acker- und Grünlandstandorten und ca. 60 BZE - Flächen (bereits eingerichtet) auf Waldstandorten. Gemeinsame Grundlage für die Anlage und den Betrieb ist die BDF-Konzeption von der SAG der LABO.
- Erarbeitung von Hintergrundwerten für Böden.
Die Daten sind die Grundlage für die Umsetzung des untergesetzlichen Regelwerkes zum zukünftigen Bundesbodenschutzgesetz in Mecklenburg-Vorpommern.

Übersichtskarte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF)
in Mecklenburg-Vorpommern



- Untersuchungen zur Abschätzung und Prognose des Bodenabtrages durch Wasser- und Winderosion.
Durch Untersuchungsprogramme in Zusammenarbeit mit dem Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) Müncheberg ist es das Ziel, landesweit Aussagen zu potentiell stärker gefährdeten Gebieten zu erlangen. Ein Schwerpunkt bezieht sich dabei auf die Abschätzung erosionsbedingter diffuser Nähr- und Schadstoffeinträge in die Vorfluter.
- Erarbeitung eines Moorstandortkataloges.
Die Erfassung der Niedermoore mit den Schwerpunkten ihrer räumlichen Verbreitung, ihres Schichtenaufbaues und der Nutzung dient als Grundlage für ein Niedermoorschutzprogramm in Mecklenburg-Vorpommern.
- Aufbau der Fachinformationssysteme (FIS) Boden, Geologie, Hydro und Geochemie als Teile eines Bodeninformationssystems (BIS) in Mecklenburg-Vorpommern

Auf dem Gebiet des technischen Bodenschutzes arbeitet das Geologische Landesamt an der

- Erstbewertung von Altlastverdachtsflächen (geologische-hydrogeologische Verhältnisse, hydraulische Bedingungen),
- Auswahl neuer Deponiestandorte bzw. Weiterführung bestehender Anlagen und am
- Geowissenschaftlichen Untersuchungsbericht im Bereich der Sondermülldeponie Ihlenberg.

Die oben dargestellte Struktur der Umweltverwaltung in Mecklenburg-Vorpommern zeigt, daß der Umweltschutz in den Händen von zwei Ministerien liegt. In der Praxis erweist sich das zumindest für den Bodenschutz als Nachteil, da der nicht immer klar voneinander zu trennende vorsorgende und technische Bodenschutz in der Verantwortung verschiedener Ministerien liegt.

Die Ende 1994 für den Umweltschutz vollzogene Umstruktuirung des ehemaligen Umweltministeriums in die oben aufgeführten Ministerien hat hier negative Auswirkungen.

Für die Umsetzung des Bodenschutzes insbesondere bei Inkrafttreten des zukünftigen Bundesbodenschutzgesetzes und den entsprechenden Regelungen auf Landesebene ist eine klare Aufgabenverteilung notwendig.

Bodenerosion und Bodenschadverdichtungen im Bundesbodenschutzgesetz

von

Frielinghaus, M.*

Im Entwurf eines Gesetzes zum Schutz des Bodens vom 27.09.96 sind im Vierten Teil: Landwirtschaftliche Bodennutzung, §17: Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft, folgende Formulierungen enthalten: „(2) Ziel der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung ist die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürlicher Ressource. Zur guten fachlichen Praxis gehört, daß

1. die Bodenbearbeitung unter Berücksichtigung der Witterung grundsätzlich standortangepaßt zu erfolgen hat,
2. die Bodenstruktur erhalten oder verbessert wird,
3. Bodenverdichtungen, insbesondere durch Berücksichtigung der Bodenart, Bodenfeuchtigkeit und des von den zur landwirtschaftlichen Bodennutzung eingesetzten Geräten verursachten Bodendrucks soweit wie möglich vermieden werden,
4. Bodenabträge durch eine standortangepaßte Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung möglichst vermieden werden.....u.s.w.

Die Ausführungen werden in der Begründung näher erläutert. Sie sind zurückzuführen auf einen Beschluß der Agrarminister des Bundes und der Länder vom 23. September 1987 sowie einem Beschluß der Agrarminister der Länder vom 1. Oktober 1993.

Bodenbelastungen sind standort- und nutzungsspezifisch sehr unterschiedlich zu beurteilen. Allgemeingültig ist, daß es sich um offene, sich selbst regulierende Systeme handelt. Die Belastungen (z. B. mechanische und chemische Einträge) können bis zu einem gewissen Grad kompensiert werden. Die intensive Ackernutzung über mehr als 250 Jahre hinweg und die starken Lasteneinträge in den vergangenen 20 Jahren haben aber im System teilweise irreversible Veränderungen bewirkt, die nachhaltige Funktionsstörungen auf vielen Standorten sichtbar werden lassen (Umweltgutachten 1994 und 1996).

Da die Puffer-, Speicher-, Filter- und Lebensraumfunktionen des Bodens einen zentralen Stellenwert im System Pedosphäre, Atmosphäre, Hydrosphäre, Biosphäre und Lithosphäre einnehmen, müssen Bodenerosion und Schadverdichtungen nachfolgend kritisch hinsichtlich der dadurch hervorgerufenen Funktionsstörungen gewertet werden.

Rezente Bodenerosion (Wassererosion, Winderosion) wird als die durch Eingriffe des Menschen ermöglichten und durch erosive Niederschläge oder erosiven Wind ausgelösten Prozesse der Ablösung, des Transportes und der Ablagerung/Akkumulation von Bodenpartikeln verstanden und damit losgelöst von der Problematik der rein natürlichen Abtragung ohne anthropogenen Einfluß betrachtet (Bork, 1988). Ergänzend kommt eine erosionsbedingte Stoffverlagerung über den Rand der eigentlichen Erosionsfläche hinaus in benachbarte Agrar-, Grünland und Waldökosysteme und Vorfluter sowie in weiter entfernte Gewässer oder in die Atmosphäre hinzu.

Umweltqualitätsziele	<ol style="list-style-type: none"> 1. Schutz des Bodens und der Gewässer / Atmosphäre vor nutzungsbedingten Stoffverlagerungen durch Wasser- oder Winderosion 2. Schutz des Bodens vor nutzungsbedingten Schadverdichtungen
Umwelthandlungsziele	<ol style="list-style-type: none"> 1.1. Regionsspezifische Ermittlung der potentiellen Gefährdung und aktuellen Risiken der Wassererosion für die Funktionen der Böden 1.2. Regionsspezifische Ermittlung der potentiellen Gefährdung und aktuellen Risiken wassererosionsbedingter Stoffeinträge in Gewässer 1.3. Regionsspezifische Ermittlung der potentiellen Gefährdung und aktuellen Risiken der Winderosion für die Funktionen der Böden 1.4. Regionsspezifische Ermittlung der potentiellen Gefährdung und der aktuellen Risiken winderosionsbedingter Stoffeinträge in die bodennahe Atmosphäre und Eintrag in benachbarte und entfernte Flächen und Gewässer 1.5. Empfehlung und Kontrolle adäquater und daher akzeptabler Landnutzungskonzepte einschl. geeigneter Gestaltung zur Verminderung der Bodenerosion 2.1. Regionsspezifische Ermittlung der potentiellen Verdichtungsgefährdung 2.2. Landnutzungsspezifische Bewertung der notwendigen und vermeidbaren Lasteneinträge auf die Böden 2.3. Reduzierung der Lasteneinträge durch Begrenzung der Radlasten auf eine Obergrenze von 3 -4 t je Rad 2.4. Reduzierung der Überrollhäufigkeiten durch Begrenzung der Schlaglängen zur Vermeidung von Last- und Leerfahrten von Transportfahrzeugen und Bunkererntemaschinen
Methoden	<ol style="list-style-type: none"> 1.1: Festgesteinsbereich : Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG, SCHWERTMANN et al., 1987) Lockergesteinsbereich: Substrat- und Neigungsflächentypen der MMK (LIEBEROTH, 1983, präzisiert, und Höhenmodelle (FRIELINGHAUS et al., 1994) 1.2: DVWK -Kartieranleitung zur Bodenerosion durch Wasser. DVWK, Merkblätter zur Wasserwirtschaft (1996, im Druck), und Bewertung von Landnutzungsverfahren hinsichtlich der Bodenbedeckung und Schutzwirkung (FRIELINGHAUS et al., 1994) 1.3: Östliche Bundesländer: MMK s.o. (FRIELINGHAUS et al., 1994) Westliche Bundesländer: Bodenschätzung (KA4, 1995) 1.4. Kartiermethode über Satellitenauswertung (HASSENPFUG., 1996) 1.5. Auswahl von adäquaten Schutzkomplexen (FRIELINGHAUS, 1996b) 2.1. Methode zur Bestimmung der Verdichtbarkeit von Böden aus Substratflächentyp (MMK) und Bodenparametern (PETELKAU, 1987 ; DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft 1995 (HORN et al): Mechanische Belastbarkeit von Mineralböden. 2.2. Rechnerprogramm BOLA für Bewertung der Verfahren Stand 1989(PETELKAU, 1987;) Algorithmus für die Bewertung übriger Verfahren (SOMMER et al., 1991) 2.3. Empfehlungen an die Landmaschinenindustrie (UBA, Literaturstudie „Bodenverdichtungen“ DÜRR et al.; 1995) 2.4. Empfehlungen für die Schlaggestaltung (DÜRR et al.; 1995)

Wasser- und Winderosion sind globale Probleme mit erheblichen sozialen, ökonomischen und umweltrelevanten Auswirkungen (Morgan, 1996). Sie sind in Mitteleuropa ebenfalls ein Problem mit differenzierten Folgen für die ökologische Funktionsfähigkeit des Bodens (Onsite-Wirkungen) sowie für benachbarte Ökotope durch erosionsbedingte Nähr-, Schad- oder Feststoffemissionen (Offsite-Wirkungen) (Frielinghaus et al., 1993, Deumlich et al., 1994). Beide Wirkungsweisen erfordern eine Bewertung, wenn eine hohe Effizienz des Bodenschutzes erreicht werden soll. Der natürliche, pedogenetisch bedingte Verdichtungszustand der Böden wird mit dem Begriff Normalverdichtung gekennzeichnet, der vor allem aus der Gewichtskraft resultiert, die auf jede Bodenschicht eines Bodenprofils durch die Masse des darüberliegenden Boden- und Pflanzenmaterials wirkt. Jede Schicht im Profil weist eine spezifische Eigenstabilität auf, die von den zwischen den Bodenpartikeln wirkenden substrat-, gefüge- und feuchteabhängigen Kohäsionskräften und dem Winkel der inneren Reibung bestimmt wird. Wird der mobilisierbare Scherwiderstand des Bodens gegenüber einwirkenden Auflasten überschritten, kommt es zu irreversiblen Verformungen (Überdichtung). Die Verdichtbarkeit der Böden nimmt mit steigendem Tongehalt zu, die Verdichtungsempfindlichkeit, bezogen auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Bodens, ist bei mischkörnigen, humusarmen sandigen Böden besonders hoch (Dürr et al., 1995, Soane et al., 1994). Da Überverdichtungen die Bodenfunktionen nachhaltig beeinträchtigen, wird von Schadverdichtungen gesprochen.

Um die Umsetzung des Bodenschutzgesetzes etwas verbindlicher zu machen, wurden folgende Präzisierungen der Formulierungen in § 17 zu diesen beiden Schwerpunkten vorgeschlagen:

Absatz (2), Punkt 4 des Gesetzes durch folgenden Wortlaut:

„Zur guten fachlichen Praxis gehört, daß Bodenabträge und erosionsbedingte Emissionen durch eine standortangepaßte Landnutzung unter Beachtung der erosionsreduzierenden Wirkung einer zeitlich und räumlich ausreichenden Bodenbedeckung vermieden werden“

Absatz (2), Punkt 1, 2 und 3 durch folgenden Wortlaut:

„Zur guten fachlichen Praxis gehört, daß Bodenbearbeitung unter Berücksichtigung der Standortbedingungen schonend und strukturerhaltend bei Reduzierung der Eingriffe in den Boden erfolgt und die landwirtschaftliche Nutzung mit konsequenter Senkung der Überrollhäufigkeit, der weitgehenden Kombination von Arbeitsgängen, der Radlast- und Druckbegrenzung der eingesetzten Maschinen sowie der Einhaltung von Bodenfeuchtegrenzen verbunden wird.“

In den Ausführungen zur Sachverhaltsmittlung im zu verabschiedenden „Untergesetzlichen Regelwerk“ gehören als erste Voraussetzung für eine hohe Wirksamkeit der Schutzregelungen standortspezifische (nicht deutschlandweite) Festlegungen zur Risikoabschätzung und der Bewertung von Bodenerosion- und Schadversichtungen (Übersicht 1)

Handlungsziele für die Verminderung der Bodenerosion sind ausreichend bekannt und teilweise in der Praxis erprobt (Frielinghaus, 1996).

Die Handlungsziele lassen sich in 4 Komplexen zusammenfassen, die jeweils durch eine Reihe von Maßnahmen und Verfahren untersetzt werden können:

1. Komplex: mittel- und langfristig durchsetzbare Ziele auf den Gebieten einer wind- und wasserbremsenden Infrastruktur und Flurgestaltung
2. Komplex: kurz- und mittelfristig durchsetzbare Ziele auf dem Gebiet einer bodenbedeckenden Anbaugestaltung in erosionsgefährdeten Regionen
3. Komplex: kurz- und mittelfristig durchsetzbare Ziele auf dem Gebiet der bodenschonenden Bewirtschaftung gefährdeter Ackerflächen mit intensiver Nutzung
4. Komplex: kurz- und mittelfristig durchsetzbare Ziele zur Verminderung der Lasteneinträge und Spurenbelastung erosionsgefährdeter Flächen (auch gültig für Prävention gegen Verdichtung)

Alle Komplexe beinhalten ausreichende Möglichkeiten einer risikoangepaßten Reaktion, werden aber z. Z. in der Praxis wenig akzeptiert. Dieses Verhalten der Akteure ist auf ungenaue Standortanpassung der Risikoabschätzung, auf unzureichende Beratung sowie auf übergeordnete ökonomische Zwänge zurückzuführen.

Zum Schutz der Böden vor nachhaltigen bzw. persistenten Schadverdichtungen sind standortspezifischen Richtwerte der zulässigen Bodenbelastung (Maximaler Druck in der Kontaktfläche und maximale Radlasten sowie Überrollhäufigkeit der Fahrwerke) als Handlungsziele zu empfehlen (Dürr et al., 1995). Die Belastungsgrenzwerte müssen dem Verformungswiderstand des intakten, nicht schadverdichteten Bodens entsprechen. Andernfalls würde man den bereits eingetretenen Fruchtbarkeits- und Funktionsverlust schadverdichteter Böden in ihrer erheblichen Verbreitung tolerieren und weiterhin Belastungen zulassen, die zwangsläufig zur verstärkten Ausprägung von Strukturschäden führen würden (Horn et al., 1995). Häufigkeitsverteilungen der Bodenfeuchte weisen aus, daß in Deutschland bei allen termingebundenen Feldarbeiten (z. B. bei der Zuckerrübenerte) mit überhöhten Bodenwassergehalten zu rechnen ist, durch die auf empfindlichen Standorten erhebliche Schäden entstehen. Die Standortspezifika, die zu unterschiedlichen Bodenzuständen während der Hauptbefahrcampagnen führen kann, wird maximal in zwei Stufen durch entsprechende Fahrwerksrüstzustände an unterschiedliche Einsatzbedingungen (trocken-fest/feucht-nachgiebig oder abgesetzte Aggregatstruktur/überlockerte Pflugfurchen) berücksichtigt werden können. Das kann als Handlungsziel angestrebt werden.

Wie bei der Bodenerosion ist die Akzeptanz der Vermeidung von Schadverdichtungen in der Praxis nicht sehr hoch. Vorrangig sind ökonomische Zwänge negativ hinsichtlich der Lasteneinträge bei gegenwärtigen Verfahren zu beurteilen (Übersicht 2).

Möglichkeiten der Umsetzung der Komplexe 1 bis 4

Komplex	Administrative Regelungen*	Planung			Ausbildung Beratung	Instrumente zur Realisierung
		langfristig	mittelfristig	kurzfristig		
• Komplex 1 (Infrastruktur)	X	X	X		X	<ul style="list-style-type: none"> • Landschaftsplanung • Förderprogramme • Kombination von Wasser-, Boden- und Naturschutzbehörden
• Komplex 2 (Bodenbedeckung)	X		X	X	XX	<ul style="list-style-type: none"> • Beratungsdienste • Regeln zu „Guter Fachlicher Praxis“
• Komplex 3 (Konservier. Bodenbearbeitung)	X	(X)	X	X	XXX	<ul style="list-style-type: none"> • Beratungsdienste • Förderprogramme
• Komplex 4 (Bodenschonende Vorsorge)	X	(X)	X	X	XX	<ul style="list-style-type: none"> • Beratungsdienste Regeln zu „Guter Fachlicher Praxis“ • Bestandteil des BBSchG • Landmaschinenindustrie

*Wasserschutzgesetz, Naturschutzgesetz, Immissionsgesetz, Bodenschutzgesetz (in Vorbereitung)

X: ausreichend, XX: zu entwickeln, XXX: dringend zu entwickeln

Eine Schlüsselstellung sowohl für die Verminderung der Bodenerosion (Wasser- und Wind-erosion) als auch für die Vermeidung von Schadverdichtungen nimmt die konservierende Bodenbearbeitung ein (Sommer, 1996). Die Akzeptanzerhöhung dieser Bewirtschaftungsstrategie sollte für alle Standorte Deutschlands geprüft, ökonomisch und ökologisch bewertet und finanziell gefördert werden. Entsprechende Festlegungen sollten unter dem Begriff „Gute landwirtschaftliche Praxis“ in das „Untergesetzliche Regelwerk“ zum Bundesbodenschutzgesetz sowie in Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) aufgenommen werden.

Für einen längeren Übergangszeitraum ist eine ausreichende Honorierung von Leistungen der Landwirtschaftsbetriebe zur gezielten Reduzierung von Bodenerosion und Bodenschadverdichtungen empfehlenswert. Die dazu notwendigen Mittel können durch eine Modifikation der aktuellen Subventionierungspraxis bereitgestellt werden.

(Literatur beim Autor).

Zur Tolerierbarkeit von Bodenabtrag

von

Bork, H.-R. ^{*/**}, Frielinghaus, M. ^{*}

Im vorliegenden Beitrag werden wesentliche Aspekte der Tolerierbarkeit von Bodenerosion in Thesenform zusammengefaßt. Weitergehende Informationen können der zitierten Literatur entnommen oder über die Autoren zur Verfügung gestellt werden.

Thesen zu den Ursachen von Bodenerosion

- Bodenerosion wird erst durch Eingriffe des Menschen ermöglicht.
- In natürlichen (d.h. vom Menschen nicht oder kaum gestörten) Waldökosystemen Mitteleuropas entsteht aufgrund der Interzeptions- und Retentionswirkung der oberirdischen Biomasse nur in lokalen Ausnahmefällen Oberflächenabfluß (derartige Ausnahmen betreffen die Bildung von Oberflächenabfluß auf undurchlässigem Anstehenden sowie sättigungsbedingtem Oberflächenabfluß z.B. nach langanhaltenden Niederschlägen oder infolge von Schneeschmelzen).
- Die Schutzwirkung der Vegetation (Minderung der kinetischen Energie aufprallender Regentropfen) und die Oberflächenbeschaffenheit (große Mikroreliefenergie, hohe Infiltrationskapazität und eine die Mineralbodenoberfläche vor Tropfenaufprall und Oberflächenabfluß schützende Humusauflage) verhindern in den natürlichen Waldökosystemen Mitteleuropas nahezu vollständig die Ablösung von Bodenpartikeln.
- Bodenerosion wird direkt durch erosive Niederschläge, Oberflächenabfluß oder Wind auf Bodenoberflächen verursacht, die bedingt durch Eingriffe des Menschen vegetationsfrei oder -arm sind.
- Anthropogene Aktivitäten können Bodenerosionsprozesse nicht direkt auslösen, sondern nur verstärken, vermindern oder verhindern (Bodenverlagerungen, die allein durch die Bodenbearbeitung verursacht werden, bezeichnen wir nicht als Bodenerosion, da diese Vorgänge vollständig vom Menschen bestimmt werden).

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

** Universität Potsdam, Lehrstuhl für Landschaftsökologie und Bodenkunde, PF 60 15 33, 14415 Potsdam

Thesen zu den Folgen von Bodenerosion

Folgen auf den von Bodenerosion unmittelbar betroffenen Standorten ("on-site-Schäden") umfassen:

- kurzfristig Ertragsausfälle,
- mittel- bis langfristig eine Verminderung der Bodenfruchtbarkeit durch den Austrag von organischer Substanz und Pflanzennährstoffen und
- langfristig im Festgesteinsbereich eine erhebliche Verminderung der Gründigkeit, die schließlich zur Aufgabe des Ackerbaus zwingen kann.

Folgen außerhalb der Flächen, an denen Bodenerosion einsetzt ("off-site-Schäden" durch quasi-flächenhaften sowie durch konzentrierten Abfluß und durch Sedimentation):

- Agrarische oder forstliche Unteranlieger werden durch Feststoffeinträge von oberhalb liegenden Erosionsstandorten betroffen ("Überschotterung", "Versandung", "Verschlammung").
- Geschützte oder schützenswerte Feuchtbiotope werden durch Fest- und Nährstoffeinträge belastet.
- Fließende und stehende Oberflächengewässer werden episodisch in erheblichem Maß mit Schwebstoffen und Nährstoffen belastet.

Folgen von Bodenerosion und -akkumulation für größere Landschaftsausschnitte:

- Kleinere, das Relief während des älteren und mittleren Holozäns kennzeichnende Unebenheiten der Bodenoberfläche werden durch quasi-flächenhafte Bodenerosion allmählich geglättet.
- Die Heterogenität der Bodendecke wird gravierend erhöht.

Thesen zur Bodenneubildung

- Die Intensität der Bodenneubildung wird außer von den Eigenschaften des Ausgangssubstrates stark beeinflusst von
 - dem Wasserhaushalt des Standortes (insbesondere von der Menge des infiltrierenden und durch den Boden perkolierenden Wassers und des lateral zu- und abfließenden Bodenwassers)
 - dem Stoffhaushalt des Bodens (vertikaler und lateraler Stoffein- und austrag)
 - der Vegetation (Kulturfrucht im Agrarökosystem bzw. Artenzusammensetzung im Dauergrünland- sowie im Waldökosystem) und
 - der Nutzung (u.a. technische Managementmaßnahmen, Einsatz von mineralischem und organischem Dünger sowie Pflanzenschutzmitteln).
- Belastbare Forschungsergebnisse zur mittleren langfristigen Rate der Bodenneubildung liegen substratbezogen kaum vor. Einzelne Untersuchungsergebnisse lassen erwarten, daß in Mitteleuropa unter natürlicher Waldvegetation auf unverwittertem, kalkarmen oder -freien Festgestein die Bodenneubildungsraten im langjährigen Mittel wahrscheinlich nur selten eine Tonne pro Hektar und

Jahr überschreiten. Die Neubildung von Böden in Festgestein durch physikalische, chemische und biologische Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse verläuft demnach extrem langsam.

Thesen zur Tolerierbarkeit von Bodenerosion

- Die mittlere langjährige Rate der Bodenreuebildung von weniger als einer Tonne pro Hektar und Jahr vermag die an agrarisch genutzten Hangstandorten meist erheblich höhere mittlere langjährige Bodenerosionsrate im Hinblick auf die Gründigkeit nicht annähernd zu kompensieren. Maßnahmen, die keinen ausreichenden Bodenschutz bieten, führen lediglich zu einer Verzögerung des Totalabtrags eines Bodens.
- Die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse der Bodenreuebildung kompensieren nicht die durch Bodenerosion verursachten Verluste an organischer Substanz und Pflanzennährstoffen.
- Bodenerosion ist jedoch im Lockergesteinsbereich tolerierbar, wenn die Bodenfruchtbarkeit weder kurz- noch langfristig entscheidend vermindert, die Qualität der Oberflächengewässer nicht wesentlich verschlechtert und schützenswerte Biotope nicht stark beeinträchtigt werden. Diese Voraussetzungen sind jedoch nur selten sämtlich gegeben.
- Das bisherige Konzept zur Bestimmung des tolerierbaren Bodenabtrages (z.B. basierend auf einer Abtragungsschätzung durch einfache, nicht prozeßbasierte Bodenerosionsmodelle) ist vor allem aufgrund gravierender Schätzfehler und der unzureichenden Berücksichtigung spezifischer lokaler und regionaler Gegebenheiten abzulehnen.
- Ein praxisorientiertes integriertes Expertensystem zur Ausweisung wirksamer Bodenschutzmaßnahmen ist zu erarbeiten, zu prüfen und umzusetzen. Eine Quantifizierung der Tolerierbarkeit von Bodenabträgen ist in einem derartigen Expertensystem nicht erforderlich. Entscheidend ist hingegen eine qualifizierte Prüfung, ob gravierende Negativwirkungen durch die Abtragung bzw. Sedimentation von Boden in einem Landschaftsausschnitt entstehen und Maßnahmen zur Minimierung von Bodenabträgen vorzunehmen sind.

Schlußfolgerungen

- Handlungsbereich Forschung: Ein gravierendes Forschungsdefizit ist u.a. hinsichtlich der Bestimmung mittlerer Raten der rezenten Bodenreuebildung zu beheben. Eine quantitative Analyse der Intensität der rezenten Verwitterungs- und Bodenreuebildungsraten ist notwendig für die korrekte Planung von Maßnahmen zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit an erosionsgefährdeten Standorten.

- Handlungsbereich Bodenkartierung: Die Kriterien der Bodenkartierung sind zu erweitern. Insbesondere ist eine präzise Differenzierung in reliktsche und rezente Bodeneigenschaften vorzunehmen. Die bodenerosionsbedingte Profilverkürzung verdient ebenfalls eine stärkere Beachtung zur Verbesserung der Abschätzung der mittleren langfristigen Bodenerosionsgefährdung eines Standortes sowie zur Ableitung von Schutzmaßnahmen.
- Handlungsbereich Bodenschutz: Die existierenden Methoden zur Quantifizierung des tolerierbaren Bodenabtrages sind aufgrund der genannten Schwächen nicht einsetzbar. Zum Schutz des Bodens und der Oberflächengewässer sind integrierte Maßnahmenkataloge zu entwerfen und zu prüfen, die an den spezifischen regionalen und standörtlichen Gegebenheiten orientiert sind. Die Maßnahmenkataloge zum Boden- und Gewässerschutz sind in benutzerfreundliche Expertensysteme umzusetzen und in Verordnungen zum Bodenschutz aufzunehmen.

Belege für die genannten Thesen finden sich in der nachstehend aufgeführten Literatur.

Literatur

- BORK, H.-R. (1983): Die holozäne Relief- und Bodenentwicklung in Lößgebieten - Beispiele aus dem südöstlichen Niedersachsen.- In: H.-R. BORK & W. RICKEN, Bodenerosion, holozäne und pleistozäne Bodenentwicklung, CATENA SUPPL. 3: 1-93; Braunschweig.
- BORK, H.-R. (1988): Bodenerosion und Umwelt - Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion. Bodenerosionsprozesse. Modelle und Simulationen.- Von der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig angenommene Habilitationsschrift zur Erlangung der Venia legendi für das Lehrgebiet Physische Geographie und Geoökologie.- Landschaftsgenese und Landschaftsökologie 13: 249 S.; Braunschweig.
- BORK, H.-R., C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR & K.-O. WENKEL (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland.- 418 S.; Berlin (Ernst & Sohn).
- BORK, H.-R. & A. SCHRÖDER (1996): Kap. 6.3.5 Quantifizierung des Bodenabtrages anhand von Modellen. Handbuch für Bodenkunde. 2. Lieferung: 1-44.
- FRIELINGHAUS, Mo. & H. R. BORK (1997): Bodenschutz - Umweltschutz - Grundlagen und Praxis Band 4. Bonn (Economica) (in Vorbereitung)
- FRIELINGHAUS, Mo. (1995): Kap. 6.3.1.2 Erosionsformen. Handbuch für Bodenkunde. ecomed.
- ROHDENBURG, H. (1971): Einführung in die Klimagenetische Geomorphologie.- 352 S.; Gießen (Lenz-Verlag).

Tolerierbarer Bodenabtrag und Bodenneubildung -Konzepte und Perspektiven-

von

Botschek, J.*; Sauerborn, P.**; Skowronek, A.*; Wolff, R.*

1. Zur Definition von Toleranzgrenzen

Die Bedeutung des Begriffes "Tolerierbarer Bodenabtrag" änderte sich mit dem Wandel des Verständnisses von Bodenfruchtbarkeit. SMITH (1941, zit. in JOHNSON 1987) forderte erstmals einen ökonomisch orientierten Erosionsstandard und definierte den Tolerierbaren Bodenabtrag als Wert, der eine konstante oder vorzugsweise sich verbessernde Bodenfruchtbarkeit zuläßt. Auf dieser Grundlage entstanden verschiedenste Definitionen und Grenzwertangaben mit jeweils unterschiedlichen Eingangsgrößen. Der US-amerikanische Soil Conservation Service (SCS) legte 1950/1956 sieben Kenngrößen zur Ermittlung des Tolerierbaren Bodenabtrags fest, die später zu den Kriterien *Bewahren des Ertragsniveaus, Verhindern schwerer Grabenbildung und Kanalverschlämmung* sowie *Verringerung der Verluste an Pflanzennährstoffen* zusammengefaßt wurden. In der Praxis fanden schließlich die *Bodentiefe* sowie die *-textur* Anwendung zur Festlegung der Toleranzgrenze, wobei die Böden nach *erneuerbar* und *nicht erneuerbar* eingeteilt waren (vgl. AUERSWALD et al. 1991). Später setzte sich die Auffassung durch, daß die Toleranzgrenze einem "natürlichen Erosionsmaß" entsprechen sollte, womit Bildung und Erhaltung des durchwurzelbaren Solums als Basis der potentiellen Bodenproduktivität gesichert seien (SCS 1985, McCORMACK et al. 1982).

2. Ermittlung der Bodenneubildung

Abgesehen von Indices für den Verlust an Bodenfruchtbarkeit durch Bodenerosion oder für deren Sekundärschäden stellt die Bodenbildungsrate eine wesentliche Grundlage zur Festlegung von Toleranzgrenzen des Abtrags dar. Oft zitierte Werte der Geschwindigkeit der Solumvertiefung beruhen auf Beobachtungen zur kongruenten Verwitterung (GOODCHILD 1890, CHAMBERLIN 1909, zit. in JOHNSON 1987) oder auf der Annahme, daß die Bodenneubildung dem Bodenabtrag unter natürlichen rezenten Bedingungen entspricht (BENNET 1955:

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

** Seminar für Geographie, Universität zu Köln, Gronewaldstraße 2, 50931 Köln

79). Neuere Arbeiten bedienen sich der Bodenstratigraphie unter wieder bewaldeten Wüstungen (BORK 1989, SEMMEL 1995) bzw. nutzen geochemische Massenbilanzgleichungen im Einzugsgebietsmaßstab zur Bestimmung von Bodenneubildungsraten (ALEXANDER 1988, WAKATSUKI & RASYIDIN 1992). Möglicherweise kann eine räumlich stärker differenzierende Massenbilanzierung nicht nur interne Stoffumsätze in Bodenprofilen erfassen (FEGER 1992, ALGE et al. 1992), sondern auch zur Ermittlung besser abgesicherter Toleranzgrenzen des Bodenabtrages herangezogen werden.

3. Pedogenese und Tolerierbarer Bodenabtrag

Die Verwitterung als Voraussetzung für Bodenbildung wird nach MEYER (1960) und AHNERT (1977) von der Mächtigkeit der Verwitterungsdecke gesteuert. Die Verwitterungsrate nimmt nach Überschreitung einer "kritischen Tiefe" exponentiell ab. Deshalb kann die Vorstellung von einer linearen Beziehung zwischen Toleranzgrenzen des Abtrages und Bodenneubildung nicht aufrechterhalten werden. Die Bodenneubildung kommt ganz zum Stillstand, wenn der Boden sich im Klimaxstadium befindet. Wie schnell dieser Zustand erreicht wird hängt unter anderem vom Stoffbestand des Bodens (Abb. 1) und von der Art der an der Bodenentwicklung beteiligten bodenbildenden Prozesse ab (Abb. 2).

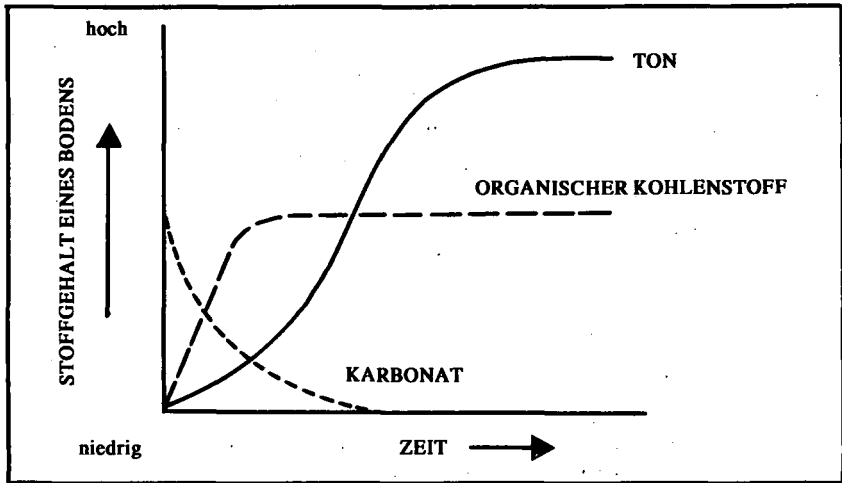


Abb. 1: Dynamik ausgewählter Bodeninhaltsstoffe (nach BIRKELAND 1984)

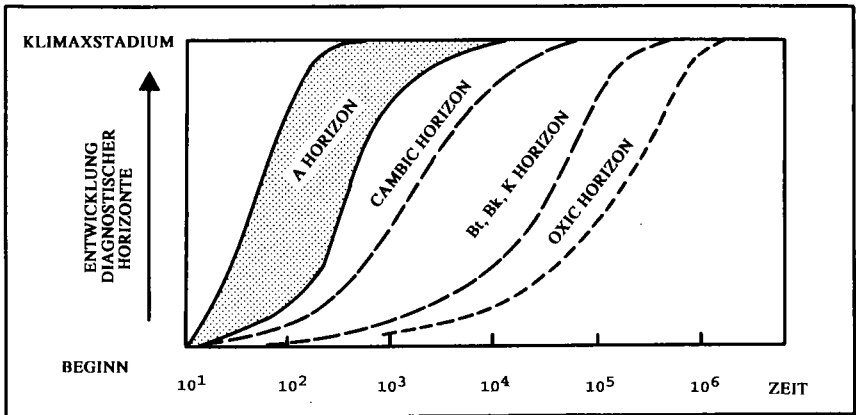


Abb. 2: Dynamik der Horizontentwicklung (nach BIRKELAND 1984)

Der Einfluß der Landnutzung auf dieses Geschehen ist bis heute unzureichend untersucht. Möglicherweise findet Bodenreubildung bei intensivem Ackerbau unter mitteleuropäischen Verhältnissen gar nicht statt (BORK 1989, SEMMEL 1995), so daß eine Kompensation der Bodenerosionsverluste nicht erfolgte. Demzufolge verringert Bodenerosion in jedem Fall das Solum des erodierten Standortes und gefährdet seine nachhaltige Funktionalität.

4. Ausblick

Die bisher angewandten Methoden zur Ermittlung von Toleranzgrenzen der Bodenerosion sind problematisch, weil sie weder die Vielfalt an Ausgangsmaterialien der Bodenbildung noch das Zusammenspiel der pedologischen Prozesse insbesondere unter Ackernutzung berücksichtigen. Zudem ist die Hypothese von der Bodenregeneration auf Erosionsstandorten in Frage zu stellen, so daß angesichts der Endlichkeit der Ressource Boden Bodenabtrag nicht toleriert werden kann. Für seine Vermeidung stehen wirksame acker- und pflanzenbauliche sowie landtechnische Verfahren zur Verfügung, deren Anwendung auch betriebswirtschaftlich sinnvoll wäre. Der Einsatz dieser Verfahren ist deshalb nicht nur für besonders erosionsgefährdete Lagen zu fordern, sondern sollte auch auf nur schwach geeigneten Ackerflächen zum Standard werden.

Literatur

- AHNERT, F. (1977): Some comments on the quantitative formulation of geomorphological processes in a theoretical model. - *Earth Surface Processes* 2, 191-201.
- ALEXANDER, E.B. (1988): Rates of soil formation: implications for soil-loss tolerance. - *Soil Sci.* 145, 37-45.
- ALGE, G, E.M. UNGER & W.W. WENZEL (1992): Chemisch-mineralogische Veränderungen in Ah- und Al-Horizonten saurer Parabraunerden des westlichen Innviertels (Oberösterreich). - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 68, 187-190.
- AUERSWALD, K., E. NILL & U. SCHWERTMANN (1991): Verwitterung und Bodenbildung als Kriterien des tolerierbaren Bodenabtrags. - *Bayer. Landw. Jb.* 68, 609-627.
- BENNET, H.H. (1955): *Elements of soil conservation*. - McGraw-Hill, New York, N.Y.
- BIRKELAND, P.W. (1984): *Soils and Geomorphology*. - New York, N.Y.
- BORK, H.-R. (1989): Does soil formation compensate soil erosion? - *Landschaftsgenese und Landschaftsökologie* 16, 165-168.
- CHAMBERLIN, T.C. (1909): Soil wastage. - *Proceedings of a conference of governors in the White House, Washington, D.C., 1908. U.S. Congress 60th, 2nd Session, House Document 1425, Washington, D.C.*
- FEGER, K.H. (1992): Abschätzung von Silikatverwitterungsraten aus Elementflüssebilanzen von Waldökosystemen und -einzugsgebieten. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 68, 195-198.
- GOODCHILD, J.G. (1890): Notes of some observed rates of weathering of limestone. - *Geol. Mag.* 3/7, 463-468.
- JOHNSON, L.C. (1987): Soil loss tolerance: fact or myth? - *J. Soil and Water Cons.* 42, 155-160.
- MCCORMACK, D.E., K.K. YOUNG & L.W. KIMBERLAIN (1982): Current criteria for determining soil loss tolerance. - In: SCHMIDT, B.L. (ed.): *Determinants of soil loss tolerance. ASA/SSSA Special Publ.* 45, 95-111.
- MEYER, B. (1960): Zeitmarken in der Entwicklung mitteldeutscher Löß- und Kalksteinböden. - *Trans. 7th Intern. Congr. Soil Sci. (Madison)* V, 177-183.
- SCS (1985): *Wisconsin Chapter. - Soil Conservation policies for the 1980s; A report of the Ad hoc committee on Land Resources, July 1985. Soil Conservation Service, U.S.A.*
- SEMMELE, A. (1995): Holozäne Bodenbildungsraten und "tolerierbare Bodenerosion" - Beispiele aus Hessen. - *Geol. Jb. Hessen* 123, 125-131.
- WAKATSUKI, T. & A. RASYIDIN (1992): Rates of weathering and soil formation. - *Geoderma* 52, 251-263.

Rechtliche Grundlagen des physikalischen Bodenschutzes in der Schweiz

von

Prasuhn, V.

1. Einleitung

Der Schutz des Bodens ist in der Schweiz schon seit längerem in verschiedenen Gesetzen bzw. Verordnungen geregelt. Dabei existierten jedoch bis vor kurzem in erster Linie nur Regelungen zum häuslichen Umgang mit dem Boden und Maßnahmen gegen Flächenverluste (Raumplanungsgesetz und -verordnung, Natur- und Heimatschutzgesetz und -verordnung, Moorschutzverordnungen, Auenverordnung etc.) sowie gegen stoffliche Belastungen (Umweltschutzgesetz, Verordnung über Schadstoffe im Boden, Stoffverordnung; Luftreinhalteverordnung etc.). Erste Ansätze zum physikalischen Bodenschutz finden sich in der 'Wegleitung zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit' (BUWAL & FAC 1991), die jedoch nur den Stellenwert einer Richtlinie und somit keine verbindliche Wirkung hat. Durch Änderungen vor allem in der Umweltschutz- und Landwirtschaftsgesetzgebung ist heute auch der physikalische Bodenschutz aufgenommen worden und relativ gut verankert, wobei jedoch verschiedene Ausführungsvorschriften erst in Bearbeitung sind.

Im Folgenden sollen die wichtigsten gesetzlichen Grundlagen zum physikalischen Bodenschutz in der Schweiz aufgezeigt werden, wobei hier der physikalische Bodenschutz nur bezüglich der (landwirtschaftlich verursachten) Bodenerosion und Bodenverdichtung dargestellt werden soll, d.h. Regelungen zu Umgang mit Aushub, Rekultivierungen, Versiegelung etc. bleiben unberücksichtigt. Es werden nur Auszüge aufgeführt, auch bei den einzelnen Artikeln werden nur die relevanten Passagen - teilweise gekürzt - hinsichtlich des physikalischen Bodenschutzes zitiert.

2. Gesetzliche Grundlagen

Die wichtigste gesetzliche Grundlage für den physikalischen Bodenschutz stellt das revidierte Umweltschutzgesetz dar, insbesondere Artikel 33 und 34. Eine Verordnung sowie Richtlinien zu diesen Artikeln sind derzeit in Bearbeitung (s. Kap. 3). Weiterhin finden sich wichtige Grundlagen in der Landwirtschaftsgesetzgebung, konkret vor allem in den Weisungen für die Anerkennung von Regeln der Integrierten Produktion (IP), (Ziffer 3 und 4), wobei betont werden muß, daß sich die Integrierte Produktion in der Schweiz deutlich von der in Deutschland unterscheidet. Da das erklärte Ziel der neuen Agrarpolitik der Schweiz eine IP- bzw. Bio-Beteiligung von 95% bis zum Jahr 2005 ist (Ist-Zustand 1996 = rund 50% der Betriebe und 56% der Landwirtschaftlichen Nutzfläche IP, 5% der Betriebe und 4% der Landwirtschaftlichen Nutzfläche Bio), kann auch diesen Grundlagen eine mehr oder weniger flächendeckende Wirkung zugesprochen werden (GANTNER & GUJER 1996)

a) Umweltschutzgesetzgebung

Umweltschutzgesetz, (USG) revidiert am 21.12.1995

Art. 1: *Menschen, Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume sind gegen schädliche oder lästige Einwirkungen zu schützen und die Fruchtbarkeit des Bodens ist zu erhalten. Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden könnten, frühzeitig zu begrenzen.*

Art. 2: *Verursacherprinzip. Wer Maßnahmen nach diesem Gesetz verursacht, trägt die Kosten dafür.*

* Eidg. Forschungsanstalt f. Agrarökologie u. Landbau (FAL), Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebfeld (IUL), CH-3003 Bern

- Art. 7: *Einwirkungen sind Bodenbelastungen, die durch die Bewirtschaftung des Bodens erzeugt werden. Bodenbelastungen sind physikalische, chemische und biologische Veränderungen der natürlichen Beschaffenheit des Bodens.*
- Art. 33: *Der Boden darf nur so weit physikalisch belastet werden, daß seine Fruchtbarkeit nicht nachhaltig beeinträchtigt wird. Der Bundesrat kann über Maßnahmen gegen physikalische Belastungen wie die Erosion oder die Verdichtung Vorschriften erlassen.*
- Art. 34: *Ist die Bodenfruchtbarkeit in bestimmten Gebieten langfristig nicht mehr gewährleistet, so verschärfen die Kantone im Einvernehmen mit dem Bund die Vorschriften über physikalische Bodenbelastungen im erforderlichen Maß. Gefährdet die Bodenbelastung Menschen, Tiere oder Pflanzen, so schränken die Kantone die Nutzung des Bodens im erforderlichen Maß ein. Soll der Boden gartenbaulich, land- oder forstwirtschaftlich genutzt werden und ist eine standortübliche Bewirtschaftung ohne Gefährdung von Menschen, Tiere oder Pflanzen nicht möglich, so ordnen die Kantone Maßnahmen an, mit denen die Bodenbelastung mindestens so weit vermindert wird, daß eine ungefährliche Bewirtschaftung möglich ist.*

Das in der **Stoffverordnung (StoV)** vom 16.9.1992, Ziffer 33, geforderte Düngeverbot auf drei Meter breiten Streifen entlang von Hecken, Feldgehölzen und oberirdischen Gewässern kann im weitesten Sinne auch als bodenphysikalische Schutzmaßnahme interpretiert werden, da dies faktisch einem Ackerbauverbot auf diesen Streifen gleichkommt und diese als Pufferstreifen anzusehen sind.

b) Landwirtschaftsgesetzgebung

Mit dem siebten Landwirtschaftsbericht leitete der Bundesrat eine Neuorientierung der Schweizer Agrarpolitik ein (SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT 1992). Im Rahmen einer ersten Etappe wurde mit der Einführung von Art. 31a und b des Landwirtschaftsgesetzes der Grundstein für den Wandel gelegt. Das Paket 'Agrarpolitik 2002' bildet die zweite Reformetappe. Am 9.6.1996 wurde per Volksabstimmung der neue Landwirtschaftsartikel der **Bundesverfassung (BV)** angenommen:

Art. 31^{octies}: *Der Bund ergänzt das bäuerliche Einkommen durch Direktzahlungen zur Erzielung eines angemessenen Entgelts für die erbrachten Leistungen, unter der Voraussetzung eines ökologischen Leistungsnachweises, und er fördert mit wirtschaftlich lohnenden Anreizen Produktionsformen, die besonders naturnah, umwelt- und tierfreundlich sind.*

Basierend auf dem neuen Verfassungsartikel hat der Bundesrat nun zuhanden des Parlaments eine Botschaft zur Reform der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2002) verabschiedet. Mit dem vorgeschlagenen neuen, total revidierten Landwirtschaftsgesetz (liegt erst als Entwurf vor) soll der Verfassungsauftrag umgesetzt werden. Neben der Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit soll auch die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung in der Landwirtschaft sichergestellt und weiterentwickelt werden. Nachfolgend werden die derzeit geltenden Gesetzesartikel aufgeführt:

Landwirtschaftsgesetz (LwG), Stand 16.12.1994

- Art. 20a: *Der Bund kann Beiträge gewähren an die vorübergehende Stilllegung von Ackerflächen, insbesondere deren Verwendung als: a) ökologische Ausgleichsflächen, b) Rotationsbrachen. Der Bund kann überdies Beiträge ausrichten für die extensive Nutzung von landwirtschaftlichen Nutzflächen.*
- Art. 31a: *Der Bund richtet zur Sicherung eines angemessenen Einkommens nach den Grundsätzen dieses Gesetzes ergänzend Direktzahlungen an die bäuerlichen Bewirtschafter aus. Diese Zahlungen sollen zusammen mit jenen nach Artikel 31b der Landwirtschaft ermöglichen, die von ihr verlangten Aufgaben und gemeinwirtschaftlichen Leistungen zu erfüllen.*
- Art. 31b: *Der Bund fördert Produktionsformen, die besonders umweltschonend und tiergerecht sind, namentlich den Biologischen Landbau, die Integrierte Produktion oder die kontrollierte Freilandhaltung in der Tierproduktion, mit Ausgleichsbeiträgen. Der Bund gewährt Beiträge für die Verwendung von landwirtschaftlichen Nutzflächen als ökologische Ausgleichsflächen. Der Bund bemißt diese Zahlungen so, daß es sich im Vergleich mit der konventionellen Landwirtschaft lohnt, derartige Leistungen zu erbringen. Die Beiträge werden mit Bedingungen und Auflagen verknüpft, die der Bundesrat festlegt.*

Oeko-Beitragsverordnung (OeBV), Stand 24.1.1996

- Art. 6 - 19: Der Bund gewährt Beiträge zum ökologischen Ausgleich auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für: a) extensiv genutzte Wiesen, Streueflächen, Hecken und Feldgehölze von 1'200.- Fr. ha/a (Ackerbauzone, Übergangszone, voralpine Hügelizele), 700.- Fr. ha/a (Bergzone I + II), 450.- Fr. ha/a (Bergzone III + IV); b) für wenig intensiv genutzte Wiesen von: 650.-, 450.-, 300.- Fr. ha/a - je nach Zone; c) für extensiv genutzte Ackerflächen und extensiv genutzte Flächen von Spezialkulturen von 3'000.- Fr. ha/a, in den Grundwasserschutzzonen S2 und S3 einen Zusatzbeitrag von 1'000.- Fr. ha/a; d) für Hochstamm-Feldobstbäume von 15.- Fr. pro Baum/a.
- Art. 20: Der Bund gewährt Beiträge an Bewirtschafter, die den gesamten Betrieb nach den Regeln der Integrierten Produktion oder nach den Regeln des Biologischen Landbaus bewirtschaften.
- Art. 21: Die landwirtschaftsrelevanten Vorschriften des Umweltschutz-, Gewässerschutz- und Tierschutzgesetzgebung müssen eingehalten werden.
- Art. 22: Das Bundesamt anerkennt die Regeln der Integrierten Produktion, wenn sie mindestens folgendes verlangen:
- a) Fruchtfolge, Kulturanteile, Wiesennutzung und Bewirtschaftung sind so zu gestalten, daß die Bodenerosion und die Ab- und Auswaschung von Nährstoffen möglichst vermieden werden;
 - b) Im Ackerbau muß die Bodenbedeckung so hoch sein, daß Bodenerosion sowie Verluste von Nährstoffen möglichst gering sind.
 - c) Die Nährstoffkreisläufe sind möglichst zu schließen und die Zahl der Nutztiere dem Standort anzupassen. Es ist eine Phosphor- und Stickstoffbilanz zu erstellen.
 - e) Die ökologischen Ausgleichsflächen müssen auf dem Betrieb mindestens 5 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche abzüglich der Rebbaufäche betragen.
 - f) Entlang von Oberflächengewässern, Hecken und Waldrändern ist ein extensiver Pufferstreifen anzulegen.
 - g) Die Nutzungsintensität muß im Futterbau differenziert sowie dem Standort und dem Pflanzenbestand angepaßt sein.
- Art. 23: Das Bundesamt anerkennt die Regeln des Biologischen Landbaus, wenn sie mindestens:
- a) die Erfordernisse für die Integrierte Produktion nach Artikel 22 enthalten und
 - b) leichtlösliche Mineraldünger und chemisch-synthetische Stickstoffdünger verbieten.
- Art. 24: Der Beitrag für IP-Betriebe beträgt für Flächen bis 50 ha pro Betrieb für Spezialkulturen 1'200.-, für die übrige offene Ackerfläche 800.- und die übrige Landwirtschaftliche Nutzfläche 430.- Fr. ha/a; für Bio-Betriebe entsprechend 1'800.-, 1'400.- bzw. 530.- Fr. ha/a. Für die Fläche über 50 ha wird die Hälfte der jeweiligen Beiträge ausgerichtet.

Weisungen über die Mindestanforderungen für die Anerkennung von Regeln der Integrierten Produktion im Feldbau (IP-Weisungen), Stand 1996

Ziffer 3: Fruchtfolge: Ziele: Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Mindestanforderungen:

- a) Der Jährliche maximale Anteil der Kulturen an der Ackerfläche wird für Betriebe mit mehr als 3 ha offener Ackerfläche wie folgt beschränkt: Getreide gesamthaft ohne Mais und Hafer (66%), Weizen und Korn (50%), Maiswiese und -mulchsaat (50%), Mais (40%), Hafer, Rüben, Kartoffeln, Raps und Sonnenblumen, Ackerbohnen, Sojabohnen, Tabak (jeweils 25%), Proteinerbsen (15%).
- b) Betriebe mit mehr als 3 ha offener Ackerfläche müssen jährlich mindestens 4 verschiedene Ackerkulturen aufweisen.

Ziffer 4: Bodenschutz: Ziele: Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit, Verminderung der Bodenerosion und der Verluste von Nährstoffen. Mindestanforderungen:

- a) Betriebe mit mehr als 1 ha offener Ackerfläche müssen einen durchschnittlichen flächengewichteten Bodenschutzindex von 50 Punkten der offenen Ackerfläche aufweisen. Die Bewertung der einzelnen Kulturen orientiert sich am Bodenbedeckungsgrad und ist der Weisung zu entnehmen. Sommerkulturen ohne bodenbedeckende Vorfrucht erhalten z.B. den Index 0.
- b) Erosionsschutz: Es dürfen keine beobachtbaren Bodenabträge auf Flächen auftreten, wo angepaßte Maßnahmen zur Erosionsbekämpfung fehlen. Als angepaßte Maßnahmen gelten: bei Kulturen mit großer Erosionsgefährdung (Mais, Rüben, Kartoffeln, Soja, Tabak, Sonnenblumen): Pfluglose Anbauverfahren mit Mulch oder Grünbedeckung von mindestens 25%, Querbearbeitung bei Hangneigungen bis 8% und Feldbreite von maximal 40 m, 3 m breite Grasstreifen am Feldrand und Feldende von Parzellen am Hang. Bei den übrigen Kulturen: gezieltes Ableiten von überschüssigem Wasser.

Verordnung über Produktionslenkung im Pflanzenbau, Stand 15.2.95

Art. 1- 19: *Der Bund gewährt Anbauprämien und Beiträge: a) für den versuchsweisen Anbau nachwachsender Rohstoffe (3'000.- Fr. ha/a); b) für die Stilllegung von Ackerflächen und Nutzung als Grünbrache (3'000.- Fr. ha/a); c) für die extensive Getreideproduktion (600.- Fr. ha/a).*

Verordnung Bewirtschaftungsbeiträge, Stand 15.2.1995

- Art. 1: *Hangbeiträge erhalten die Bewirtschafter von Flächen im Berggebiet und in der voralpinen Hügellzone mit 18 und mehr Prozent Hangneigung (Hang- und Steillagen).*
- Art. 6: *Die Ausrichtung von Beiträgen setzt eine standort- und sachgerechte Bewirtschaftung voraus, welche einen botanisch ausgewogenen Pflanzenbestand und die landwirtschaftliche Ertragskraft des Bodens langfristig erhält und der Umwelt nicht schadet.*

c) Weitere Gesetzesgrundlagen

Gewässerschutzgesetz vom 24.1.91

Art. 27: *Böden sind entsprechend dem Stand der Technik so zu bewirtschaften, daß die Gewässer nicht beeinträchtigt werden, namentlich nicht durch Abschwemmung und Auswaschung von Düngern.*

Betrachtet man die Abschwemmung von Düngern in Gewässer auch als eine Folge von Bodenverdichtung und -erosion, ist auch dieser Artikel bezüglich des physikalischen Bodenschutzes relevant. Als Stand der Technik könnte man heute z.B. durchaus konservierende Bodenbearbeitungsverfahren (Mulchsaat, Direktsaat, Streifenfrässaat) ansehen.

Über das **Natur- und Heimatschutzgesetz** können Ökologische Ausgleichsflächen ausgeschieden und finanziell abgegolten werden.

Neben der nationalen existieren auch noch **kantonale Gesetzgebungen**. So kann z.B. nach der kantonalen Bodenschutzverordnung des Kantons Bern (Stand 1.1.96) die Umstellung der Bewirtschaftung auf Direktsaat- oder Streifenfrässaatverfahren sowie auf Direktmulchlegen durch Beiträge von 400.- Fr./ha in den ersten beiden, 300.- Fr./ha im dritten und 200.- Fr./ha im vierten und fünften Umstellungsjahr unterstützt werden. Der Abschluß der Verträge zur Entrichtung von Umstellungsbeiträgen erfolgt nach Prioritäten, wobei in erster Linie Betriebe berücksichtigt werden, die in einem besonders nitratbelasteten oder erosionsgefährdeten Gebiet oder in einem Einzugsgebiet einer Grundwasserschutzzone oder von belasteten Oberflächengewässern liegen.

3. Ausblick

Mit der Revision des Umweltschutzgesetzes ist der physikalische Bodenschutz gesetzlich verankert. Es bleibt abzuwarten, wie dieser in den weiteren Ausführungsvorschriften (Verordnungen, Weisungen, Richtlinien, Wegleitungen) konkretisiert werden kann, so daß auch der praktische Vollzug bzw. die Umsetzung gewährleistet sind. Derzeit ist die Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBö) in Überarbeitung bzw. wird neu verfaßt und um den Bereich physikalischer Bodenschutz ergänzt. Ob Grenz- oder Richt- oder Toleranzwerte formuliert werden und wenn ja, welche, ist derzeit noch in Diskussion.

Das Landwirtschaftsgesetz befindet sich ebenfalls in Revision. Die derzeit geltenden Ausführungsvorschriften (z.B. die IP-Weisungen) müssen im Bereich des physikalischen Bodenschutzes mit den Regelungen in der Umweltschutzgesetzgebung abgestimmt werden.

4. Literatur:

BUWAL & FAC (1991): Wegleitung zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit. - Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Eidg. Forschungsanstalt f. Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern, 89 S.

GANTNER, U. & H. GUJER (1996): Evaluation der Ökomaßnahmen. - Bundesamt f. Landwirtschaft, Bern, 6 S.

SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT (1992): Siebter Bericht über die Lage der schweizerischen Landwirtschaft und die Agrarpolitik des Bundes. - Siebter Landwirtschaftsbericht, EDMZ Bern, 419 S.

Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung im Einzugsgebiet der Kittendorfer Peene

von

Deumlisch, D.; Winnige, B.¹

Einleitung:

Als Grundlage zur Einschätzung der potentiellen Erosionsgefährdung und zur vergleichenden Standortcharakteristik dient in den neuen Bundesländern häufig die mit der Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) gegebene Datenbasis.

Zwecks Aufklärung und Minderung von Belastungssituationen in Einzugsgebieten durch Stoffeinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen wird eine mehrstufige Analyse vorgeschlagen (Frielinghaus et al. 1996). Dabei wird von der Einschätzung der potentiellen Gefährdung als Überblicksinformation ausgegangen. Die Einschätzung der aktuellen Belastung durch Analyse der Bewirtschaftungsbedingungen und die Aufnahme (Kartierung) aktueller Eintragspfade als Voraussetzung für Schutzkonzepte schließen sich an (Frielinghaus et al. 1996; Winnige u. Frielinghaus 1997). Das Unetruchungsgebiet liegt im Hinterland der Pommerschen Haupteisrandlage der Weichselvereisung. Das gesamte Einzugsgebiet der Kittendorfer Peene hat 190 km². Es ist ein Teileinzugsgebiete der Ostpeene. Intensive landwirtschaftliche Nutzung trug neben der Einleitung kommunaler Abwässer in der Vergangenheit zu einer verringerten Wassergüte bei.

Zielstellung

Unter Nutzung gemeindebezogener und schlagbezogener Daten der Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) und der Bodenschätzung soll die potentielle Wassererosionsgefährdung am Beispiel eines Teilgebietes der Kittendorfer Peene mit der Vergleichsmethode STANDORT (VERMOST) (THIERE et al. 1991), die in DEUMLICH et al. (1996) für den Nordosten Deutschlands vorgestellt wurde, beurteilt werden.

Methodik:

Datenbasis:

gemeindebezogen und schlagbezogen digitalisierte Boden- und Standortdaten der Kartierungseinheiten der MMK (*Substratflächentyp (SFT)*, *Neigungsflächentyp (NFT)*, *Bodenart*, *Hangneigungsgruppen*).

¹ ZALF e.V.; Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Ergebnis:

Mit dem Verknüpfungsalgorithmus der MMK unter Nutzung des Substrat- und Hangneigungsflächentyps wurde zunächst die flächenkonkrete Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung gemeindeweise (veränd. nach LIEBEROTH et al. 1983) eingeschätzt (Tab. 1).

Den 5 Erosionsgefährdungsklassen wurden Vergleichsstufen (EGEF0 =VST0 ...EGEF5 = VST5) zugeordnet. Aufgrund der für den 6stufigen Vergleichsstufenschlüssel zu geringen Datenaufspaltung der Erosionsgefährdung wurde mit einem verkürzten Datenschlüssel (Verzicht auf VST1) gearbeitet. Die Berechnung des Vergleichsindex, die Zuordnung über Indexbereiche zur Indexklasse

und die Einstufung des Flächentyps waren die weiteren Schritte, die mit dem Programm „Vergleichsmethode Standort“ abgearbeitet wurden. Tabelle 1 gibt ein Beispiel der Dokumentationen.

Abb. 1: Potentielle Wassererosionsgefährdung im Einzugsgebiet der Kittendorfer Peene

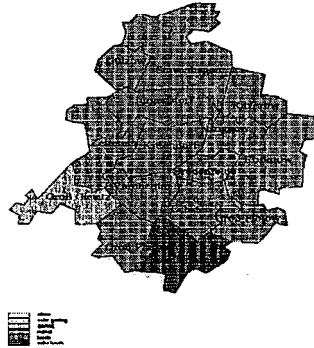


Tabelle 1: Vergleichsdaten der Gemeinden im EZG Kittendorfer Peene

Gemeinde	EGEF0	EGEF2	EGEF3	EGEF4	EGEF5	Dominanz-Tripel	Dominanz-grad	Vergleichs-Index	Vergleichs-klasse
Groß Grievitz	28,50	46,28	19,38	5,84	0,00	213	2	41	2
Ritzerow	13,06	47,52	39,36	0,00	0,00	231	2	45	3
Zettmin	20,73	30,64	38,48	10,24	0,00	321	1	48	3
Rosenow	9,92	42,19	31,41	16,80	0,00	234	2	51	3
Briggow	0,84	49,27	42,16	7,73	0,00	234	2	51	3
Varchentin	6,75	29,11	64,14	0,00	0,00	321	3	51	3
Stavenhagen	10,57	36,01	40,98	12,45	0,00	324	2	51	3
Groß Plasten	19,32	8,39	45,19	27,10	0,00	341	2	56	3
Lehsten	3,23	23,04	51,58	22,15	0,00	324	2	59	3
Bredenfelde	0,00	12,98	74,45	12,57	0,00	324	3	60	3
Groß Flotow	0,00	6,56	89,69	3,85	0,00	324	4	60	3
Kraase	0,00	0,00	81,75	18,10	0,00	34	4	64	4
Möllenhagen	2,76	17,14	35,70	44,55	0,00	432	2	64	4

Die potentielle Wassererosionsgefährdung der Gemeinden, die aus den Vergleichsklassen abzulesen ist, wurde mit gering (VK 2 mit Indexbereich 32-44) bis stark (VK 4 mit Indexbereich 64-80) eingeschätzt (Tab. 1 u. Abb. 1). Der Hauptanteil wird der mittleren Erosionsgefährdung zugeordnet. Aus dem Dominanztripel bzw. den Anteilen der einzelnen Vergleichsstufen wird ersichtlich, daß die Verteilung innerhalb der Gemeinden recht unterschiedlich ist. Deshalb wurde die potentielle Wassererosionsgefährdung der einzelnen Schläge beurteilt. Dadurch können die Schläge mit dem höchsten Gefährdungspotential charakterisiert werden. Die erhaltenen Daten sind in Tabelle 2 dokumentiert. Grundlage der Einstufung der Wassererosionsgefährdung bildet der bereits erwähnte Beurteilungsalgorithmus.

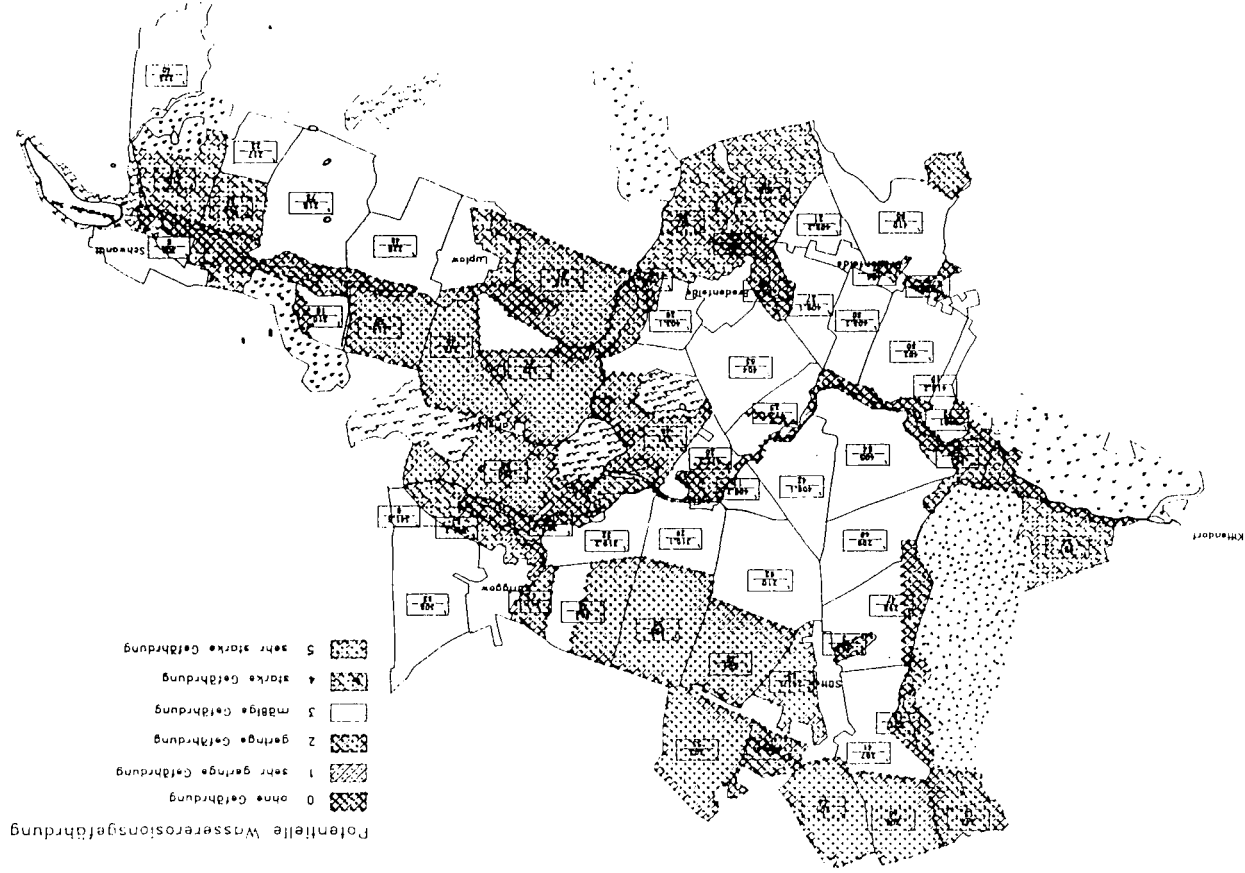


Tabelle 2: Potentielle Wassererosionsgefährdung der Schläge im Untersuchungsgebiet

pot. Erosions- gefährdung ¹	Anzahl Schläge	ha	proz. Anteil
0	11	117	6%
1	19	434	22%
2	39	1050	53%
3	10	241	12%
4	3	77	4%
keine Ang.	3	51	3%
		1970	100%

mittl. Schlaggröße = 24 ha

¹ 0 - ohne ... 5 - sehr stark

Über 50% der Schläge werden der mittleren Erosionsgefährdung zugeordnet. Damit wird das Urteil von VERMOST auch in der Schlagkala erhalten. Anhand der Schlagdaten ergibt sich in dieser feinen Aggregation somit ein gutes Bild für weitere Planungen im Sinne des Boden- und Gewässerschutzes (Abb. 2). Durch GIS-gestützte Kombination der unterschiedlichen Beurteilungen lassen sich den örtlichen Bedingungen entsprechende Lösungsvorschläge zum Ressourcenschutz erarbeiten, die durch Beteiligung aller betroffenen Interessenten meist in Form eines Kompromisses zu finden sind. Die Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung bildet dabei nur eine Vorstufe, die durch aktuelle Einschätzungen der Bewirtschaftungsbedingungen und weitere Indikatoren zu ergänzen ist.

Literatur:

- Deumlich, D.; J. Thiere u. L. Voelker (1996): Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung von naturräuml. Einheiten, Landkreisen und Gemeinden im Nordosten Deutschlands. Mitt. Dt. Bodenkd. Ges. Bd. 79, S. 367-370
- FRIELINGHAUS, Mo.; DEUMLICH, D.; HELMING, K.; FUNK, R. (1996): Einbeziehung von Aspekten der Skalenbetrachtung in der Bodenerosion im Konsens zum Landschaftsstoffhaushalt. Raumentwicklung und mweltverträglichkeit. 50. Deutscher Geographentag 1995, Band 1, S.86-92, Franz Steiner Verlag, Stuttgart
- FRIELINGHAUS, Mo.; WINNIGE, B.(1996) A Method for mapping erosion paths in the landscape. First European Conference & Trade Exposition on Erosion Control des IECA, Barcelona, Conference book, Session 6, Technical papers
- Lieberoth, I.; P. Dunkelgod; W. Gunia u. J. Thiere (1983): Auswertungsrichtlinie MMK Stand 1983. AdL, FZB Müncheberg 55 S.
- Thiere, J.; M. Altermann; I. Lieberoth u. D. Rau (1991): Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.; Berlin 35 (3), S. 171-183
- Winnige, B. u. Mo. Frielinghaus (1997): Abschätzung erosionsbedingter Stoffeinträge im Wassereinzugsgebiet der Peene als Voraussetzung zur Erarbeitung von Schutzkonzepten für das Peenetalmoor. Mitt. Dt. Bodenkd. Ges. Bd. (in diesem Band)

Abschätzung erosionsbedingter Stoffeinträge im Wassereinzugsgebiet der Peene als Voraussetzung zur Erarbeitung von Schutzkonzepten für das Peenetalmoor

von

Winnige, B.; Frielinghaus, M.*

1. Problemstellung

Die Stoffbelastung der Peene, eines Flusses, der in das Oderhaff mündet, ist eine Ursache für die Degradierung der Peenetalmoore. Sie beruht auf Schadstoffeinträgen aus verschiedenen Quellen der vergangenen Jahrzehnte. Aus dem agrarischen Bereich sind neben punktförmigen Einträgen besonders die diffusen Quellen für Nähr- und Schadstoffen von Bedeutung. Einen nicht unerheblichen Anteil an Stickstoff- und Phosphoreinträgen in die verschiedenen Zuflüsse der Peene bilden oberflächige Verlagerungen von Bodenpartikeln und daran gebundene Phosphorverbindungen sowie Stickstoffeinträge durch Oberflächenabfluß.

Am Beispiel eines intensiv agrarisch genutzten Teileinzugsgebietes, der Kittendorfer Peene, wird der Frage nachgegangen, wieviel erosionsbedingte Stoffeinträge zu erwarten und wie sie zu reduzieren sind. Das Projekt wird gemeinsam mit dem GLA M-V bearbeitet und vom Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern gefördert.

2. Beispielsgebiet und Untersuchungen

Das Teileinzugsgebiet Kittendorfer Peene wird ausschließlich landwirtschaftlich genutzt. Es zeichnet sich durch eine mäßige potentielle Wassererosionsgefährdung aus. Für Kartierungen und Beprobungen wurde aus diesem Teileinzugsgebiet der Peene ein Untersuchungsgebiet mit einer Größe von 20,5 km² ausgegrenzt. Das Untersuchungsgebiet umfaßt die an die Peene angrenzenden Flächen vom Schwandter See bis zur Meßstation der Wasserwirtschaft des STAUN Neubrandenburg in Kittendorf (Schaubereich 7). Es schließt die Gemeinden Bredenfelde, Luplow, Briggow, Sülten und Kittendorf ein. Die intensive landwirtschaftliche Nutzung der angrenzenden Flächen erfolgt teilweise direkt bis an das Fließgewässer heran, teilweise liegt ein Grünlandstreifen als Pufferzone zwischen Acker und Gewässer. Der häufige Wechsel zwischen Abschnitten ohne und mit zwischengeschalteten Filterstreifen am Rande des Vorfluters eignet sich besonders gut für die vergleichenden Untersuchungen zu den aktuellen Stoffeinträgen.

3. Schrittfolge zur Ermittlung diffuser Stoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Untersuchungsgebiet und Ergebnisse

3.1. Bestimmung der potentiellen Wassererosionsgefährdung

Die Ermittlung der potentiellen Wassererosionsgefährdung für das Kleineinzugsgebiet der Kittendorfer Peene erfolgte unter Nutzung der Algorithmen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung. Im Ergebnis wurde die potentielle Wassererosionsgefährdung der Gemeindeflächen für das Kleineinzugsgebiet bestimmt (Deumlich, 1997).

3.2. *Flächengenaue Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung* auf der Basis der Bodenschätzungsunterlagen: Um die Ergebnisse der potentiellen Wassererosionsgefährdung auf Gemeindebasis weiter zu untersetzen, wurde auf der Grundlage der Bodenschätzungsunterlagen

1:10.000 (Verknüpfung der Bodenartengruppen der Bodenschätzungskarten mit den Hangneigungsgruppen der Hangneigungskarten nach Flegel, 1967) gearbeitet. Diese Methode ermöglicht die Einschätzung der potentiellen Gefährdung jedes einzelnen Ackerschlag (Frielinghaus et al., 1991, Ratzke et al, 1992, Deumlich, 1996)

3.3. *Bestimmung der potentiellen „Thalwege“ als Abflußbahnen:* Überall dort, wo eine potentielle flächenhafte Gefährdung für Flächen des Einzugsgebietes ausgewiesen worden ist, folgen Abfluß und Abtrag in der Regel bevorzugten Pfaden, die sich aus der Oberflächenmorphologie ergeben. Im Einzugsgebiet konnte durch die Ermittlung der potentiellen "Thalwege" eine weitere Eingrenzung auf aktuell gefährdete Flächenausschnitte vorgenommen werden. Folgendermaßen wurde vorgegangen: Für das Untersuchungsgebiet wurde aus den Höheninformationen (Isolinien und Punkte) der Topographischen Karte 1:10.000 (AS) ein Höhenmodell erzeugt. Auf der Grundlage dieses Höhenmodells erfolgte die GIS-gestützte Analyse von Reliefstrukturen als Abflußbahnen in Abhängigkeit von der Hangneigung und der wachsenden Größe des jeweiligen „Einzugsgebietes“ für den Oberflächenabfluß (Pagenkopf, 1996). Im vorliegenden Beispiel wurden dafür Grenzbereiche der Hangneigung $> 2\%$ sowie der Einzugsgebietsgröße > 1 ha festgelegt, die sich aus Standortgrunddaten ableiten ließen (Abb. 1).

3.4 *Aufnahme der aktuellen Anbaustruktur und Bestimmung ihrer Schutzwirkung*

Für die Schläge im Untersuchungsgebiet erfolgte im Frühjahr jedes Untersuchungsjahres die Aufnahme der Nutzung und des Bodenbedeckungszustandes. Die angebauten Fruchtarten wurden hinsichtlich ihrer Schutzwirkung eingeschätzt. Die Grundlage dafür ist ein Schema zur Bewertung von Fruchtarten, in dem Bodenbedeckungsklassen als Kriterium für die Einschätzung der Schutzwirkung einer Fruchtart verwendet werden (Frielinghaus, 1996). Durch die Verknüpfung der potentiellen Wassererosionsgefährdung mit der aktuellen Anbaustruktur und deren Schutzfaktor konnte die aktuelle Wassererosionsgefährdung für jeden einzelnen Ackerschlag präzisiert werden. Im Untersuchungszeitraum lag ein erheblicher Flächenanteil der Schläge mit hohem Eintragungspotential unmittelbar in Gewässernähe.

3.5 *Bestimmung der aktuellen Abtrags- und Eintragungspfade*

Die Kartierung erfolgte nach einer für Nordostdeutschland entwickelten Anleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen, die sich eng an die vom Fachausschuß "Bodenerosion" des DVWK erarbeitete Methode anlehnt (Merkblätter Nr. 239/1996). Im Untersuchungszeitraum traten Erosionserscheinungen vorwiegend auf Flächen auf, die mit Winterweizen, Wintergerste, Winterraps oder Zuckerrüben bestellt waren. Es wurden flächenhaft lineare Abtragsformen mit ausgeprägtem Akkumulationsbereich kartiert. Der Wasser- und Sedimenttransport verlief bevorzugt in den Fahrspuren. Sofern keine Gewässerrandstreifen vorhanden waren, wurden wiederholt Stoffeinträge in den angrenzenden Vorfluter aufgenommen. Zur Visualisierung der Ergebnisse dienten Karten verschiedener Maßstäbe. Daneben erfolgte die Dateneingabe in einen Fachinformationsspeicher, um bei wiederholtem Auftreten von Erosionsformen diese klarer diagnostizieren und bewerten zu können.

3.6 *Bewertung der Filterwirkung der Uferzonen im Untersuchungsgebiet*

Rechts und links der Peene erfolgte eine Kartierung der vorhandenen Gewässerrandstreifen und Randzonen (Raderschall et al., 1996). Die Auswertung erfolgte auf der Grundlage der Biotop- und Nutzungstypenkartierungen oder mit Color-Infrarot-Luftbildern (CIR, Maßstab 1 : 10000). Die Dichte der Bodenvegetation wurde zur Einschätzung der potentiellen Filterwirkung ergänzt. Zusätzlich wurden die Böschungen der Gewässer beurteilt. Die Kartierergebnisse wurden unter Nutzung des Interpretationsschlüssels für die CIR-Luftbildauswertung verschlüsselt und hinsichtlich des Zustandes des Randstreifens bzw. der Böschung (Vegetationsdichte) und der Breite des Randstreifens ergänzt. Die Ablage der Informationen in Sachdatenbanken ist die Voraussetzung für den Eingang in Fachinformationssysteme Mecklenburg- Vorpommerns.

3.7 *Bestimmung der Grundfracht und Abschätzung möglicher Einträge bei Erosionsereignissen*

Auf der Basis von langjährigen Meßergebnissen aus verschiedenen Versuchen wurden Annahmen zu den mit dem Sediment und gelöst verlagerten chemischen Stoffen getroffen. Im Untersuchungszeitraum wurden zur Bestimmung der Gewässergüte in der Kittendorfer Peene an 9 Meßpunkten mehrfach Wasserproben entnommen und nach dem Grundmeßprogramm zur Untersuchung der Gewässergüte der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns untersucht. Abgeleitet aus der mittleren Durchflußmenge (langjähriges Mittel (183 l/s) und den bei der Probenahme gemessenen Inhaltsstoffe (1995) wurde die Grundfracht bestimmt. Auf der Grundlage vorhandener Untersuchungsergebnisse (Deumlich et al., 1994) wurde die mögliche mittlere und maximale Zunahme der Stofffracht durch erosionsbedingte Stoffeinträge in einem Fallbeispiel geschätzt (Tab. 1).

Tab. 1: Erhöhung der Grundfracht am Pegel Kittendorf infolge erosionsbedingter Abflüsse

	mittlere Nährstoffkonz.		maximale Nährstoffkonz.	
	mg/l		mg/l	
	N	P	N	P
	0,32	0,65	16,1	25,2
Grundfracht mg/s	1984,8	38,7	1984,8	38,7
Gehaltserhöhung mg/s	58,5	118,9	2946,3	4611,6
veränderte Fracht mg/s	2043,3	157,6	4931,1	4650,3

Weiterhin wurde eine Bodeneintragsabschätzung für das Untersuchungsgebiet durchgeführt. Für die an der Kittendorfer Peene im Untersuchungsgebiet angrenzenden Schläge wurde ausgehend von mehrfach benutzten Fahrspuren als potentielle Eintragungspfade der Bodeneintrag unter Annahme von mittleren gemessenen Bodenabträgen in einem starkregenreichen Jahr in Höhe von 14 t/ha in den Fahrspuren und 20 mm Abflußmenge geschätzt. Der mit 10 % Anteil vom Bodenabtrag unterstellte Eintrag von Sediment liegt bei 315 t/a (Tab. 2). Bei einem Gesamtabfluß von 94600 m³ können bei Annahme von 0,32 mg/l N und 0,65 mg/l P 30,3 kg gelöster Stickstoff und 61,49 kg gelöster Phosphor von den an die Kittendorfer Peene angrenzenden Ackerflächen eingetragen werden. Eine gleiche Schätzung wurde von Deumlich et al.(1994) vorgelegt.

Tab. 2: Bodeneintragsschätzung am Beispiel der Ackerflächen an der Kittendorfer Peene 1995

Schlag-Nr.	Fruchtart 1995	Schlag -	Flächenanteil der Schläge im direkten Einzugsbereich			Abtrag in den Spuren **		Abflußmenge bei 20 mm Zufluß	N-Eintrag gelöst	P-Eintrag gelöst
			ha	%	% *	ha	t			
		ha	%	% *	ha	t	t	m ³	kg	kg
310.1	Körnermais	29	100	66,3	19	269	27	5800	1,86	3,77
409.1	Silomais	10	50	66,3	3	46	5	1000	0,32	0,65
406.2	Winterraps	11	100	36,8	4	57	6	2200	0,70	1,43
228	Wintergerste	49	100	46,8	23	321	32	9800	3,14	6,37
213	Wintergerste	40	75	46,8	14	197	20	6000	1,92	3,90
402	Winterweizen	50	100	46,8	23	328	33	10000	3,20	6,50
405	Winterweizen	54	100	46,8	25	354	35	10800	3,46	7,02
403.2	Winterweizen	30	100	46,8	14	197	20	6000	1,92	3,90
413.2	Winterweizen	15	100	46,8	7	98	10	3000	0,96	1,95
216	Winterweizen	21	50	46,8	5	69	7	2100	0,67	1,37
308	Winterweizen	5	75	46,8	2	25	2	750	0,24	0,49
215	Winterweizen	34	50	46,8	8	111	11	3400	1,09	2,21
218	Winterweizen	73	75	46,8	26	359	36	10950	3,50	7,12
214	Winterweizen	35	100	46,8	16	229	23	7000	2,24	4,55
V	Winterweizen	28	100	46,8	13	183	18	5600	1,79	3,64
631	Winterroggen	34	100	46,8	16	223	22	6800	2,18	4,42
310.2	Zuckerrüben	17	100	36,8	6	88	9	3400	1,09	2,21
Summe		535			225	3153	315	94600	30,27	61,49

* nach Petelkau et al. (1986)

** nach Frielinghaus (1994)

In Abhängigkeit von der Stärke des Niederschlages kann der geschätzte Wert allerdings bereits durch ein Schadensereignis weit überschritten werden. Auf der Basis dieser Ergebnisse werden Schutzkonzeptionen für das Peeneinzugsgebiet empfohlen.
(Literaturangaben beim Verfasser)

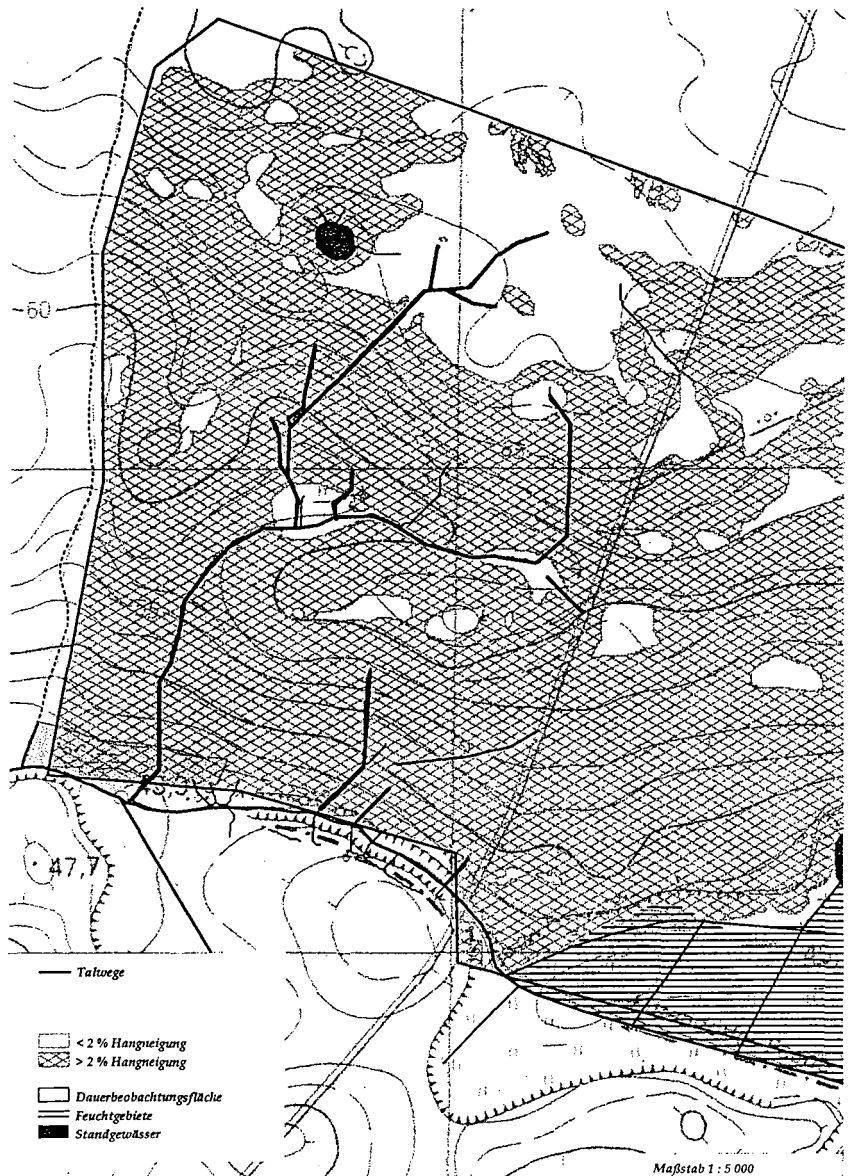


Abbildung 1: Bevorzugte „Talwege“ des Oberflächenabflusses und Bodenabtrages im Experimentalgebiet

**Abschätzung der Reduktionspotentiale von Maßnahmen gegen
Phosphorverluste durch Bodenerosion im Kanton Bern
- unter Berücksichtigung der neuen agrarpolitischen Rahmenbedingungen
in der Schweiz**

von

Prasuhn, V.; Braun, M.*

1. Einleitung

Für 20 hydrologische Einzugsgebiete im Kanton Bern (Schweiz) wurden mit Hilfe eines Stofffluß-Modells die Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer abgeschätzt (PRASUHN & BRAUN 1994a). Die Ergebnisse haben gezeigt, daß bezüglich Belastungshöhen und Eintragspfaden deutliche regionale Unterschiede bestehen (Alpen, Voralpen, Mittelland, Jura). Phosphorverluste durch Bodenerosion von Ackerland haben sich dabei als ein wichtiger Eintragspfad von Phosphor in die Gewässer im schweizerischen Mittelland ergeben (PRASUHN & BRAUN 1994b). Im folgenden werden Maßnahmen vorgestellt, die zu einer Verminderung dieser Phosphorverluste führen können. Dabei werden nur Maßnahmen aufgeführt, die vom Landwirt selbst auf seinem Schlag oder Betrieb durchgeführt werden können. Es werden die neuen agrarpolitischen Rahmenbedingungen (Landwirtschaftsgesetz, Umweltschutzgesetz, Gewässerschutzgesetz usw.) zugrunde gelegt (PRASUHN 1996). Somit wurde versucht aufzuzeigen, welche Reduktionen unter konsequenter Ausschöpfung der bestehenden Rahmenbedingungen heute erzielt werden können. Bewußt wurde auf Maßnahmen, die eine Änderung der Agrarpolitik erfordern oder aus dem Bereich der Orts- und Regionalplanung stammen, verzichtet.

2. Methodik

Zunächst wurde ein Katalog der wichtigsten Maßnahmen, die zur Verminderung der Bodenerosion bzw. zum dadurch bedingten Material- und Stoffeintrag in Gewässer führen, aufgestellt. Jede Maßnahme wird darin auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturrecherche in ihrer Wirkungsweise beschrieben. Im weiteren werden für jede Maßnahme die Rahmenbedingungen, die zur Umsetzung bzw. zum Vollzug der jeweiligen Maßnahme führen sollen, angegeben. Die Abschätzung der Reduktionspotentiale erfolgt mit dem gleichen Modell, mit dem bereits die Stoffeinträge in die Gewässer abgeschätzt wurden (PRASUHN & BRAUN 1994a). Auf der Grundlage von Literaturdaten wird mittels Analogieschlüssen die Wirkung einer Maßnahme beurteilt. Ansatzpunkte im Modell sind dafür:

* Eidg. Forschungsanstalt f. Agrarökologie u. Landbau (FAL), Inst. f. Umweltschutz u. Landwirtschaft Liebefeld (IUL), Gruppe Gewässerschutz, CH-3003 Bern

- Menge des Oberflächenabflusses,
- erodierte Bodenmenge,
- Anteil an Erosionsmaterial, welches in die Gewässer gelangt,
- Phosphorgehalt des Erosionsmaterials,
- Fläche, die von Erosion betroffen ist.

Durch Veränderung einer oder mehrerer dieser Größen im Modell ergibt sich ein neuer Wert, aus der Differenz zum Ausgangswert das Reduktionspotential einer Maßnahme. Dieses wird zunächst als prozentualer und flächenspezifischer Wert in Gramm Phosphor pro Hektare betroffener Fläche angegeben, da viele Maßnahmen sich nur selektiv auf bestimmte Flächen auswirken (z.B. Mais- oder Rebfläche). In einem zweiten Schritt wird dann beurteilt, auf wieviel Prozent der entsprechenden Fläche sich die jeweilige Maßnahme in einem Einzugsgebiet vermutlich realisieren läßt. Hierbei werden die Rahmenbedingungen (Gesetzgebung, technische Machbarkeit, Wirtschaftlichkeit, naturräumliche Gegebenheiten etc.) berücksichtigt, um ein möglichst realitätsnahes Szenario zu erhalten. Aus flächenspezifischem Wert und betroffener Fläche ergibt sich für jedes Einzugsgebiet ein absoluter Reduktionswert in Kilogramm Phosphor pro Jahr einer Maßnahme. Die Summe der absoluten Reduktionswerte aller Maßnahmen ergibt schließlich das Gesamtreduktionspotential bezüglich Phosphorverluste durch Bodenerosion von Ackerland eines Einzugsgebietes. Alle Reduktionspotentiale beziehen sich auf die Ausgangswerte der Modellberechnung, die den Stand Anfang der 90iger Jahre widerspiegeln. Zum heutigen Zeitpunkt können daher gewisse Reduktionspotentiale bereits teilweise oder ganz ausgeschöpft sein.

3. Ergebnisse und Diskussion

Es wurden neun Einzelmaßnahmen zur Verminderung der Phosphorverluste durch Bodenerosion formuliert (Abb. 1). Detaillierte Angaben dazu finden sich in KOPSE ROLLI et al. (1997) und PRASUHN et al. (1997). Aufgrund des geringen Vorkommens von Ackerflächen in den Alpen, Voralpen und im Jura kann durch die Maßnahmen nur im Mittelland eine nennenswerte Reduktion erzielt werden. Die nachfolgenden Angaben beschränken sich daher auf das Berner Mittelland. Die größte Wirkung bezüglich Phosphorverluste durch Bodenerosion bezogen auf eine Hektare Ackerland kann mit der Maßnahme 'Fruchtfolgen anpassen' erreicht werden ($847 \text{ g ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$), die kleinste mit der Maßnahme 'Bedarfsgerechte Düngung und ausgeglichene Phosphorbilanz' ($6 \text{ g ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). 'Bedarfsgerechte Düngung und ausgeglichene Phosphorbilanz' läßt sich dagegen aber auf rund 13 000 ha ($\approx 80\%$ der Ackerflächen in Hanglagen) realisieren, während 'Anlage von Terrassen und Dämmen' im Mittelland nicht umsetzbar ist (kein Rebbau). Die Maßnahmen 'Konservierende Bodenbearbeitung' und 'Fruchtfolgen anpassen' führen zu den größten absoluten Reduktionen ($2\,479$ bzw. $2\,235 \text{ kg P y}^{-1}$) und haben somit die größte Wirkung bezogen auf die Gewässerbelastung im Mittelland. Mit der Einzelmaßnahme 'Konservierende Bodenbearbeitung' lassen sich dort die gesamten Phosphoreinträge durch Bodenerosion von Ackerland um 11% verringern.

Reduktion von Phosphorverlusten durch Bodenerosion in die Gewässer

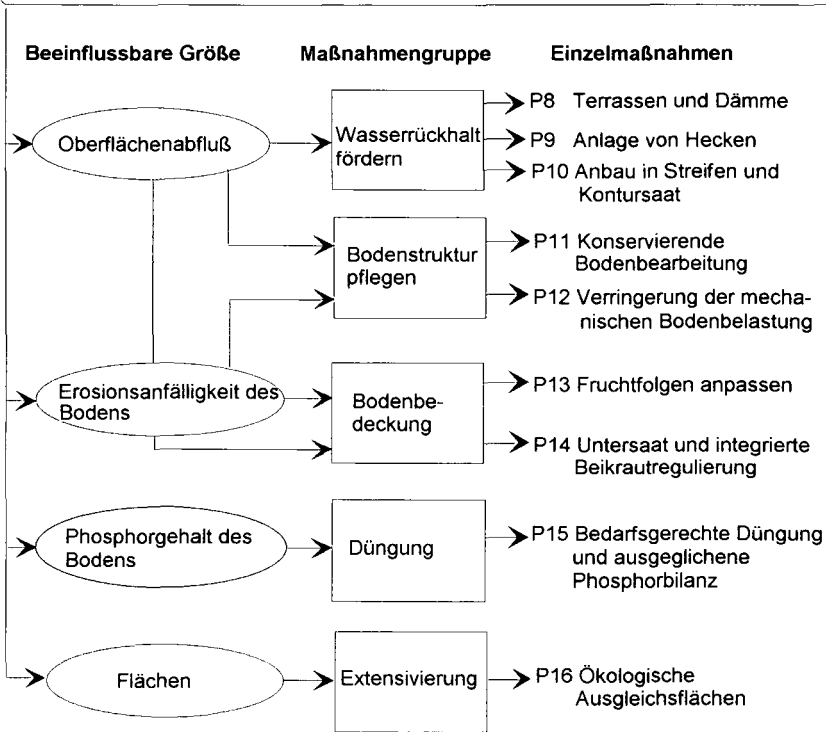


Abb. 1: Beeinflussbare Größen, Maßnahmengruppen und Einzelmaßnahmen der landwirtschaftlichen Praxis, die eine Reduktion der Phosphoreinträge durch Bodenerosion bewirken.

Die einzelnen Maßnahmen lassen sich teilweise gut miteinander kombinieren, da sie sich auf unterschiedliche Flächen beziehen oder parallel auf einer Fläche durchgeführt werden können, teilweise kann es aber auch zu Überschneidungen oder gegenseitigen Beeinflussungen kommen. Daher können die absoluten Werte der Reduktionen aller Einzelmaßnahmen nicht einfach zu einem Gesamtreduktionspotential aufsummiert werden. Eine exakte Quantifizierung der Wechselwirkungen ist allerdings kaum möglich, da erstens zu viele Kombinationsmöglichkeiten existieren und zweitens die wissenschaftlichen Grundlagen dazu fehlen. Weiterhin können sich einzelne Maßnahmen auch auf andere Stoffflüsse positiv (vereinzelt auch negativ) auswirken (z.B. auf die Phosphorabschwemmung, -auswaschung und -Drainageverluste unter Acker- und Rebflächen). Daher wird eine auf das Gesamtreduktionspotential ausgerichtete, pauschale Annahme getroffen: Die optimale Kombination aller Maßnahmen ergibt ein Reduktionspotential von 90% der Summe aller Einzelmaßnahmen.

Unter dieser Annahme könnten die Phosphoreinträge in die Gewässer des Berner Mittellandes durch Bodenerosion von Acker- und Rebflächen um 8.2 t P y^{-1} vermindert werden. Dies entspricht im Berner Mittelland je nach Bezugsgröße folgenden Reduktionspotentialen:

- Phosphoreinträge in die Gewässer durch Bodenerosion: 35%,
- partikuläre diffuse Phosphorbelastung der Gewässer: 19%,
- diffus anthropogene Phosphorbelastung der Gewässer: 13%,
- gesamte diffuse Phosphorbelastung der Gewässer: 9%
- gesamte punktuelle und diffuse Phosphorbelastung der Gewässer: 3%

4. Fazit

Mit dem vorgeschlagenen Maßnahmenpaket aus neun Einzelmaßnahmen, das unter den heutigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen in der Schweiz von einem Landwirt auf seinem Betrieb umsetzbar sein sollte, lassen sich die Phosphoreinträge durch Bodenerosion von Acker- und Rebland in die Gewässer des Berner Mittellandes um gut ein Drittel reduzieren. Weitergehende Reduktionen sind nur durch einschneidendere Maßnahmen (Stillelegung von Ackerflächen, Änderung von Betriebsstrukturen usw.) zu erwarten, die nur durch agrarpolitische Veränderungen zu bewirken wären. In Bezug auf die gesamte Gewässerbelastung wird nur eine Reduktion von 3% erreicht. Die Phosphoreinträge durch Bodenerosion stellen aber nur einen von vielen Eintragspfaden dar. Im Bereich der diffusen Quellen können durch angepasste Maßnahmen vor allem auch die Phosphorverluste durch (Gülle-)Abschwemmung von Grasland und die landwirtschaftsbedingten Direkteinträge vermindert werden (PRASUHN et al. 1997). Insbesondere sind aber auch im Bereich der punktuellen Quellen, die 68% der Gesamtbelastung im Berner Mittelland verursachen, Maßnahmen zu ergreifen.

5. Literatur:

- KOPSE ROLLI, D., BRAUN, M., PRASUHN, V. & U. SIEBER (1997): Abschätzung der Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste in die Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen. IUL Liebefeld und BUWAL Bern; (in Vorbereitung).
- PRASUHN (1996): Rechtliche Grundlagen des physikalischen Bodenschutzes in der Schweiz. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, gleicher Band.
- PRASUHN, V. & M. BRAUN (1994a): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. - *Schriftenreihe der FAC-Liebefeld Nr. 17*, Liebefeld-Bern, 113 S. + Anhang 100 S.
- PRASUHN, V. & M. BRAUN (1994b): Abschätzung der Gewässerbelastung durch Erosion im Kanton Bern (Schweiz). - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 74, 119-122.
- PRASUHN, V., BRAUN, M. & D. KOPSE ROLLI (1997): Maßnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer - dargestellt am Beispiel von 20 hydrologischen Einzugsgebieten im Kt. Bern. - *Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL), Liebefeld, (in Vorbereitung).*

Berechnung potentieller Bodenabträge durch Wind für ausgewählte Böden Mecklenburg-Vorpommerns

von

Funk, R.; Frielinghaus, M.*

1. Einleitung und Zielstellung

Die Quantifizierung von Bodenabträgen durch Wind erfordert erheblichen meßtechnischen Aufwand (KUNTZE et al. 1989) und wird durch große Abtrags-/Eintragsgebiete erschwert. So liegen bisher nur schwerpunktmäßig konkrete Angaben vor, so z. B. von SCHÄFER et al. (1989) für Niedersachsen und FUNK (1995) für Brandenburg. Da inzwischen das Zusammenspiel der wichtigsten erosionsauslösenden Faktoren an diesen Standorten bekannt ist, soll eine Übertragung der Ergebnisse anhand einfacher Algorithmen in andere Regionen vorgenommen werden.

In Fortsetzung einer im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg - Vorpommerns erarbeiteten Studie zur Kennzeichnung der potentiellen Winderosionsgefährdung im Lande (FUNK et al. 1996) wurden anhand ausgewählter Standorte Modellgrundlagen für die Berechnung potentielle Bodenabträge durch Wind entwickelt.

2. Material und Methoden

Die für die näheren Untersuchungen ausgewählten Böden stammten sämtlich aus der Erosionsgefährdungsstufe "starke Gefährdung gegenüber Winderosion" nach der MMK (vgl. FUNK et al. 1996) und entsprechen überwiegend der Bodenart Sand (vgl. Tab. 1). Die Methodik folgt in weiten Teilen NEEMANN (1991) zur Ermittlung der Erodierbarkeit Böden Niedersachsens. Allerdings wurde im Gegensatz zu NEEMANN auf eine Vorbehandlung (Siebung mit 3 mm Maschenweite) verzichtet, da dadurch ein wesentlicher Teil erosionsmindernder Bestandteile verloren gehen würde.

Die Böden wurden getrocknet und in einer ca. 10 cm starken Schicht in die Meßstrecke eines Windkanals eingefüllt. Die Meßstrecke ist 5,6 m lang und hat einen Querschnitt von 0,7 x 0,7 m. Über eine Zeit von 5 Minuten wurde die Windgeschwindigkeit kontinuierlich

* ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str.84, 15374 Müncheberg

gesteigert, bis zu einem Endwert von ca. 14 m/s. Unmittelbar am Windkanalende befindliche Meßtechnik registrierte Sedimenttransport und Windgeschwindigkeit in 5-Sekunden-Intervallen. Die Meßwerte geben Auskunft über die Intensität des Transportes und den Schwellenwind für den Sedimenttransportbeginn. Weiterhin wurden die vertikale Verteilung der Partikel sowie die Zunahme des Transportes über die Windkanalstrecke erfaßt. Versuche zur Bestimmung des maximalen Anteils auswehbarer Teilchen wurden mit 10, 12 und 14 m/s Windgeschwindigkeit durchgeführt. Dabei wurden die Versuche solange ausgedehnt, bis die Erosion durch eine Selbststabilisierung der Oberfläche zum Erliegen kam.

Da die im Windkanal erhaltenen Ergebnisse nicht direkt auf Freilandbedingungen übertragen werden können, erfolgte anschließend ein Vergleich mit Ergebnissen eines intensiv untersuchten Standortes in Brandenburg, von dem sowohl Windkanal- als auch Meßfeldergebnisse vorliegen. Die berechneten möglichen Bodenabträge beziehen sich auf ein mittleres Erosionsereignis, bei dem eine Windgeschwindigkeit von 8 m/s (in 10 m Höhe) über die Dauer einer Stunde angenommen wurde. Der Boden wird im saattbettbereiten Zustand und gut abgetrocknet angenommen. Da sich auf Sandböden nach relativ kurzen Distanzen ein Sättigungszustand des Windes mit Partikeln einstellt, sind die angegebenen Werte auch als die maximal Möglichen anzusehen, die die Feldgrenze überschreiten. Eine Erhöhung des Gesamtaustrages kann demnach nur durch eine verlängerte Dauer des Erosionsereignisses erfolgen. Die maximale Anzahl Stunden die ein Erosionsereignis auf einem Feld beliebiger Größe bei einer Windgeschwindigkeit von 8 m/s anhalten wird, kann mit *Feldlänge in Hauptwindrichtung/100* abgeschätzt werden (100 m - ungefähre Strecke bis zur Sättigung auf Sandböden).

3. Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 (kursiver Teil) sind die Ergebnisse der Windkanaluntersuchungen und die berechneten potentiellen Bodenabträge zusammengefaßt dargestellt. Es bestehen deutliche Unterschiede in den Bodenabträgen, die von weniger als 1 bis über 50 t/ha reichen können. Zum einen wird hier deutlich, wie sensitiv der Winderosionsprozeß auf nur geringe Unterschiede in der Korngrößenzusammensetzung reagiert und zum anderen welche Spannbreiten bei einer regionalisierten Betrachtung, wie über die MMK- Klassifizierung vorgenommen, innerhalb einer Klasse auftreten können.

Mit den Daten erfolgte eine regressionsanalytische Ermittlung des Einflusses der standortbedingten Parameter auf potentielle Bodenabträge. Hierbei ergaben sich die statistisch am besten gesicherten Abhängigkeiten für den potentiellen Bodenabtrag als auch die Schwellenwindgeschwindigkeit zum Sandgehalt. Der Einfluß des Sandgehaltes (in %) auf den Bodenabtrag (BA in t/ha·h) läßt sich mit folgender Gleichung ausdrücken:

$$BA = 4,2 \cdot 10^{-7} \cdot \exp(0,2 \cdot \text{Gesamtsand}) \quad r^2 = 0,61^{***} \quad (1)$$

Die kritische Windgeschwindigkeit für den Sedimenttransportbeginn (u_{krit}) in m/s kann nach folgender Gleichung über den Sandgehalt berechnet werden:

$$u_{krit} = 27,6 - 0,22 \cdot \text{Gesamtsand} \quad r^2 = 0,51^{***} \quad (2)$$

Da sich die angegebenen Werte auf ein mittleres Erosionsereignis mit 8 m/s durchschnittliche Windgeschwindigkeit und die Dauer einer Stunde beziehen, sollten für höhere Windgeschwindigkeiten kürzere Zeiten, in denen die gleiche Menge Boden abgetragen wird, angesetzt werden. Hierbei wird berücksichtigt, daß die Transportkapazität des Windes nach Überschreiten eines Schwellenwertes (7 - 8 m/s auf Sandböden) mit der 2. - 3. Potenz steigt. Bei einer Erhöhung der mittleren Windgeschwindigkeit um 2 m/s halbiert sich jeweils die Zeit, in der der gleiche Bodenabtrag stattfindet, d.h. bei 10 m/s - 30 min, 12 m/s - 15 min, 14 m/s - 7,5 min usw.. Dies erscheint unter den genannten Bedingungen als hinreichend genau.

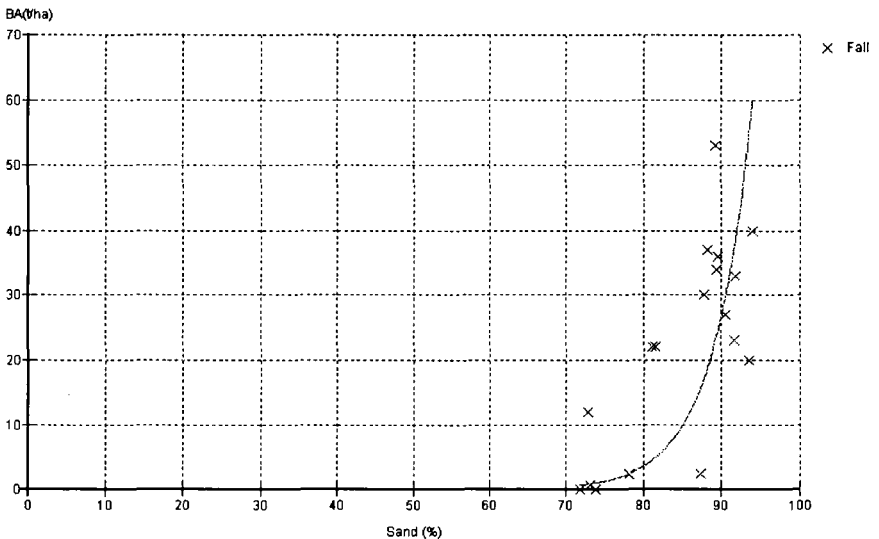


Abb. 1: Abhängigkeit des potentiellen Bodenabtrags durch Wind vom Sandgehalt eines Bodens, Meßwerte der Böden und Gleichung (1)

Tabelle 1: Charakteristik der untersuchten Böden und Ergebnisse der Windkanalversuche (kursiv)

Herkunft	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)	Bodenart	Humus (%)	K-Faktor	Sediment (g)	u krit (m/s) *	Bodenabtrag (t/ha·h)
Krusenfelde	71,9	24,96	3,13	Su2	1,44	0,44	0,01	11,8	< 1
Groß Kiesow	72,84	24,73	2,43	Su2	1,28	0,52	36,27	10,8	12
Iven	73,16	22,63	4,2	Su2	1,43	0,67	0,4	12,9	< 1
Penkow	73,84	22,37	3,8	Su2	1,35	0,70	0,01	11,0	< 1
Heinrichswalde	78,1	13,63	8,27		40,87	0,08	6,17	11,2	2,5
Sandhagen	81,22	15,73	3,03	Su2	1,13	0,60	65,85	10,2	22
Loosen	87,39	12,36	0,23	Su2	4,25	0,99	6,09	11,4	2,5
Lübtheen	87,8	9,4	2,8	fSgs	1,89	1,43	87,13	8,1	30
Brahlstorf	88,24	9,67	2,1	fSgs	1,82	1,26	108,24	8,1	37
Siggelkow 1	89,3	9,63	1,07	mSfs	1,32	0,52	98,35	8,7	> 50
Siggelkow 2	89,43	8,34	2,23	mSgs	1,32	0,34	143,2	10,1	34
Redefin 2	89,61	8,71	1,7	fSms	1,92	1,21	102,2	8,9	36
Redefin 1	90,6	8,031	1,37	fSms	1,94	1,07	78,28	8,9	27
Kloekenhagen	91,77	7,39	0,83	fSms	1,31	1,31	65,14	7,9	23
Kuhstorf	91,84	6,94	1,23	mSfs	2,42	0,78	98,16	7,8	33
Boek	93,54	6,471	0	fS	0,81	1,69	56,34	9,9	20
Plöwen	94,07	5,19	0,73	fS	1,42	1,43	116,84	8,0	40

* u krit - Windgeschwindigkeit für den Sedimenttransportbeginn

4. Literatur

- FUNK, R. (1995): Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandstandort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationswirkung. ZALF-Bericht Nr. 16, Müncheberg.
- FUNK, R., M. FRIELINGHAUS, J. THIÈRE (1996): Risikoabschätzung der Winderosion für das Land Mecklenburg-Vorpommern als Grundlage für Schutzstrategien. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., **79**, 379-382.
- KUNTZE, H. R. BEINHAEUER, G. TETZLAFF (1989): Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., **59/II**, 1089-1094.
- NEEMANN, W. (1991): Bestimmung des Bodenerodierbarkeitsfaktors für winderosionsgefährdete Böden Norddeutschlands. Geol. Jb. F25, 1-131.
- SCHÄFER, W., W. NEEMANN, H. KUNTZE (1989): Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind -Feldmessungen. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., **59/II**, 1131-1134.

Bodenkundlich-landschaftsökologische Untersuchungen an einem Hangstandort im südlichen Vorpommern

von

Schatz, Th.*; Bork, H.-R.*/**; Dalchow, C.**

Zusammenfassung:

An einem erstmals in der späten Bronzezeit (1000 v. Chr.) landwirtschaftlich genutzten Standort im südlichen Vorpommern konnte die heutige Ökosystemsituation als Ergebnis eines Wechsels pedogener Prozesse bei Oberflächenstabilität mit Phasen unterschiedlich intensiver Landnutzung und Bodenerosion nachgewiesen werden. Erstmals gelangen differenzierte Stoffbilanzierungen für drei Landnutzungsphasen in Nordostdeutschland:

1. Landnutzungsphase: Bronzezeit

Anlage einer Siedlung (ca 1000 v. Chr., Siedlungsdauer etwa 60 Jahre), Ackerbau mit schwacher Bodenerosion und Akkumulation von Kolluvien, danach Entwicklung eines Humushorizontes unter Grünland.

Fläche des von Bodenerosion betroffenen oberirdischen Wassereinzugsgebietes: 23.000 m²

Fläche des bronzezeitlichen Akkumulationskörpers: 1200 m²

mittlere Mächtigkeit der bronzezeitlichen Akkumulation: 20 cm

Mittlerer Bodenabtrag: **2,9 t/ha/a**

Bodenbildungsphase: Eisenzeit bis Mittelalter

(vom Ende der bronzezeitlichen Besiedlung bis vor den ersten mittelalterlichen Rodungen ca. 1200 n. Chr.) Nach rascher Wiederbewaldung Oberflächenstabilität, Pedogenese: Entkalkung, Verbraunung und Lessivierung.

2. Landnutzungsphase: Mittelalter und Neuzeit

(vom Beginn der mittelalterlichen Landnahme bis zur Mitte des 20. Jh.) Nach Rodung Landnutzung, Bodenerosion und Akkumulation von Kolluvien)

Fläche des mittelalterlich-neuzeitlichen Akkumulationskörpers: 5500 m²

mittlere Mächtigkeit der mittelalterlich-neuzeitlichen Akkumulation: 83 cm

Mittlerer Bodenabtrag: **4,5 t/ha/a**

3. Landnutzungsphase: Zeitraum 1935 bis 1995

Intensiver Ackerbau, Bodenerosion und Akkumulation

Fläche des jüngsten Akkumulationskörpers: 5500 m²

mittlere Mächtigkeit der neuzeitlichen Akkumulation: 55 cm

Mittlerer Bodenabtrag: **37,1 t/ha/a**

* Universität Potsdam, Institut für Geographie und Geoökologie,
Lehrstuhl Landschaftsökologie und Bodenkunde

** Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung
Eberswalder Str. 84 - D-15374 Müncheberg

Einleitung:

Begleitend zu einer vom Deutschen Archäologischen Institut durchgeführten archäologischen Grabung im Rahmen des „Oder-Projekts“ wurden bei Glasow, Kreis Uecker/Randow umfassende bodenkundlich-landschaftsökologische Untersuchungen durchgeführt. Der Grabungsbereich liegt am westlichen Rand einer Grundmoränenplatte unmittelbar oberhalb des hier eingebuchteten Hanges zur Randowniederung. (R59155/H54503)

Im Verlauf der archäologischen Grabung wurde an drei Fundstellen der Nachweis spätbronzezeitlicher Siedlungstätigkeit mit den von einer Siedlergemeinschaft genutzten Bereichen Siedlung, Kultbereich und Friedhof erbracht. Für die bodenkundlich-palökologischen Untersuchungen standen die an unterschiedlichen Reliefpositionen befindlichen Grabungsflächen zur Verfügung. Zusätzlich wurden am Übergang vom Unterhang zur Randowbucht ausgedehnte Baggerschnitte durch die dort befindlichen mächtigen holozänen Sedimente angelegt. Zwei sich kreuzende insgesamt 130 Meter lange Aufschlüsse schneiden den Schwemmfächer in seiner N-S- und W-O-Ausdehnung.

Im folgenden werden Befunde und Ergebnisse in ihrem Bezug zur Standortgenese dargestellt. Für drei Landnutzungsphasen wird eine Quantifizierung mittlerer Bodenabtragswerte vorgenommen.

1. Archäologische Fundstellen

Der Bereich der spätbronzezeitlichen Siedlung befindet sich unmittelbar am westlichen Grundmoränenplattenrand und weist zahlreiche bronzezeitliche Siedlungsgruben auf. Diese Gruben sind in ihrem oberen Teil meist vollständig entkalkt, verbraunt und lessiviert. Unterhalb einer scharfen Entkalkungsgrenze beginnen noch in den Siedlungsgruben entlang von Kluftsystemen Karbonatanreicherungen, die bruchlos in die liegenden spätglazialen Sande und Geschiebemergel übergehen. Starke Entkalkung und nachfolgende Lessivierung sind damit zweifelsfrei nach Anlage der Gruben, also postbronzezeitlich erfolgt, auch wenn die Entkalkung aufgrund geringerer Dichte und höherer Wasserleitfähigkeit in den Siedlungsgruben meist etwas tiefer reicht als in den benachbarten autochthonen spätglazialen Geschiebemergeln. Der - im Vergleich zur Umgebung - meist geringere Karbonatgehalt des untersten, noch nicht postbronzezeitlich entkalkten Füllmaterials der Siedlungsgruben weist auf karbonatärmeres Substrat hin, das zum Zeitpunkt der Verfüllung vermutlich unmittelbar neben den Gruben in Oberflächennähe lag. Damit ist eine schwache präspätbronzezeitliche Verwitterung des Karbonatgehaltes im Oberboden wahrscheinlich.

Im Siedlungsbereich, wie auch in dem als Kultbereich identifizierten Teil des Mittelhangs wurde das ehemals deutlich ausgeprägte Relief durch die mittelalterlich-neuzeitliche Bodenerosion stark eingeebnet. Archäologische Befunde wurden dadurch teilweise zerstört, so daß ein Teil der Gruben nur noch im Sohlenbereich nachweisbar ist.

Im Zentrum des spätbronzezeitlichen Friedhofs auf einer flachen Kuppe der Grundmoränenplatte finden sich Hinweise auf eine präbronzezeitliche Bodenbildung: Stark humoses, schwarzerdeähnliches und vor der späten Bronzezeit gebildetes Bodenmaterial wurde in Gruben gefüllt. Diese Füllmassen belegen eine vor der Spätbronzezeit entstandene (mächtigkeitsabhängig entweder) Pararendzina oder Schwarzerde im Kuppenbereich der Grundmoränenplatte. Autochthone Bodenrelikte sind aufgrund der exportierten Lage, der (wenn auch hier nur schwachen) mittelalterlich-neuzeitlichen Bodenerosion und der Pflugfähigkeit nicht erhalten geblieben.

2. Bodenkundliche Aufschlüsse

Der Übergangsbereich vom Hang zur Niederung weist insofern eine Parallele zum Siedlungsbereich auf, als auch hier bis zum Mittelalter ein stärker ausgeprägtes Relief vorlag.

Im Kreuzungsbereich der beiden Profile ist eine Braunerde mit initialer Tonverlagerung in Sanden und an den hangwärtigen Enden eine in Geschiebemergel gut entwickelte Parabraunerde aufgeschlossen. Aufgrund der bodenphysikalischen und bodenchemischen Verschiedenartigkeit der Substrate ist die Pedogenese im Bereich der beiden Profile unterschiedlich intensiv verlaufen. (Abb.)

Heute prägen Hydromorphieerscheinungen (Vergleyung, Pseudovergleyung) die zuvor verbraunten und lessivierten Profilabschnitte. Die damals andersartige Geosystemsituation unterscheidet sich von der agrarischen Nutzung der jüngsten Zeit insbesondere durch eine erheblich erhöhte Transpirationsleistung der Waldvegetation, unter der sich die genannten Böden bildeten, einen infolgedessen geringeren Bodenwasserfluß, eine verminderte Grundwasserneubildung und damit einen größeren Grundwasserflurabstand.

Im Al-Horizont fanden sich mehrere spätbronzezeitliche Keramikfragmente. Einige von ihnen dürften in situ aufgefunden worden sein, andere zeigen deutliche Abrollerscheinungen und sind offensichtlich hangabwärts verlagert worden. Das Ausgangssubstrat des weit überwiegenden Teils des Al-Horizontes kann daher als spätbronzezeitliches Kolluvium angesprochen werden. Wahrscheinlich noch in der Bronzezeit und damit vor der Lessivierung hat sich in diesem kolluvialen Material ein durchschnittlich 9 cm mächtiger Humushorizont gebildet, der heute einen mittleren Humusgehalt von nur noch 0,8 % aufweist. Dieser Horizont ist im Schwemmfächerzentrum autochthon erhalten, an den Flanken jedoch durch spätere (d. h. mittelalterliche Pflugtätigkeit) gestört und mit hangendem Bodenmaterial vermischt. Da der Ah-Horizont deutlich mächtiger ist und eine andere Struktur als unter Waldvegetation entstandene Humushorizonte besitzt, kann zum Zeitpunkt der Humusanreicherung von einer Grünlandnutzung der Randowbucht und des untersuchten Einzugsgebietes ausgegangen werden. Die anschließende intensive Bodenbildung im bronzezeitlichen Kolluvium kann nur unter Waldvegetation erfolgt sein. Nach Aufgabe der Grünlandnutzung ist daher von einer Wiederbewaldung auszugehen.

Über dem degradierten, im spätbronzezeitlichen Kolluvium entwickelten Humushorizont liegt eine im Zentrum des Schwemmfächers bis zu zwei Meter mächtige Sequenz aus schwach humosen, sandreichen Kolluvien, die nach Keramikdatierungen im unteren Teil in das späte Mittelalter und in der Mitte und im oberen Teil in die Neuzeit einzuordnen sind. Die Kolluvien belegen starke Bodenerosion am Hang in diesem Zeitraum, die zu einer teilweisen Zerstörung archäologischer Befunde an den Hängen und am Rand der Grundmoränenplatte geführt hat.

Quantifizierung erosionsbedingter Materialumlagerungen:

Die Ergebnisse der bodenkundlich-landschaftsökologischen Untersuchungen erlauben zusammen mit den archäologischen Befunden die Berechnung flächenbezogener Abtragswerte für drei Zeitscheiben.

Den Berechnungen liegt ein erosionsrelevantes, oberirdisches Wassereinzugsgebiet von 2,3 ha zugrunde. Der untersuchte Schwemmfächer läuft in der Randowniederung über Niedermoor rasch aus; schon wenige Meter nach seinem Ausklingen ist in der Randowniederung kein anorganisches Material mehr zu finden. Nur ein verschwindend geringer Teil des am Hang abgetragenen Bodens kann daher als feinste Sedimentfracht aus dem Untersuchungsgebiet ausgetragen worden sein. Das Volumen des im Schwemmfächer akkumulierten Bodens dürfte somit nahezu das Abtragsvolumen erreichen. So wird eine annähernd vollständige Sedimentations- und damit auch Abtragsbilanzierung ermöglicht.

Das Volumen des bronzezeitlichen Kolluviums läßt sich recht genau ermitteln. Der spätbronzezeitliche kolluviale Schwemmfächer ist im Mittel annähernd 20 cm mächtig und umfaßt ein Areal von 1200 m². Das resultierende Volumen beträgt 237 m³.

Archäologische Befunde weisen für die spätbronzezeitliche Landnutzungsperiode auf eine Mindestbesiedlungsdauer von etwa 60 Jahren hin. Unter Zugrundelegung dieses Zeitraums ergibt sich damit ein durchschnittlicher, jährlicher Bodenabtrag von 2,9 t/ha in der späten Bronzezeit. Dieser Wert stellt eine Minimalschätzung unter der Voraussetzung einer kontinuierlichen sechzigjährigen Nutzung des gesamten Einzugsgebiets des spätbronzezeitlichen Kolluviums dar.

Geschichtete, auf Sedimentation zurückzuführende Bänder in den mittelalterlich-neuzeitlichen Kolluvien, die nicht durch nachfolgende Pflugtätigkeit ge- oder zerstört wurden, belegen, daß die Mächtigkeit der Sedimentation in einigen Jahren die Pflugtiefe überschritten haben muß. Da in den mittel-

alterlich-neuzeitlichen Kolluvien weder Hinweise auf eine intensive terrestrische Bodenbildung unter Wald, noch Erosionsdiskordanzen zu finden sind, ist von kontinuierlicher Landnutzung (vorwiegend Ackerbau, möglicherweise kurzzeitig Grünlandwirtschaft) von den ersten mittelalterlichen Rodungen bis heute auszugehen.

Unregelmäßigkeiten an den Grenzen zwischen einzelnen neuzeitlichen Kolluvien können zweifelsfrei als Pflugspuren in einer Tiefe von etwa 80 cm unter der rezenten Geländeoberfläche sind auf einen mehrscharigen Dampfflug zurückzuführen, der nach Auskunft von G. Zweigler (Glasow, frdl. mdl. Mitt.) in den Jahren 1935-1937 im Untersuchungsgebiet eingesetzt wurde. Abzüglich der durchschnittlichen, nach Angaben von G. Kühn (Dedelow, frdl. mdl. Mitt.) etwa 25 cm betragenden Pflugtiefe ergibt sich eine mittlere Mächtigkeit des jüngsten, seit 1935 akkumulierten Kolluviums von 55 cm. Dadurch gelingt eine bilanzierbare Zweiteilung der mittelalterlich-neuzeitlichen Kolluvien in einen bis 1934 reichenden Zeitraum mit einem durchschnittlichen Bodenabtrag von 4,5 t/ha/a und einem Wert von 37,1 t/ha/a für die intensivere Landnutzung der letzten 60 Jahre.

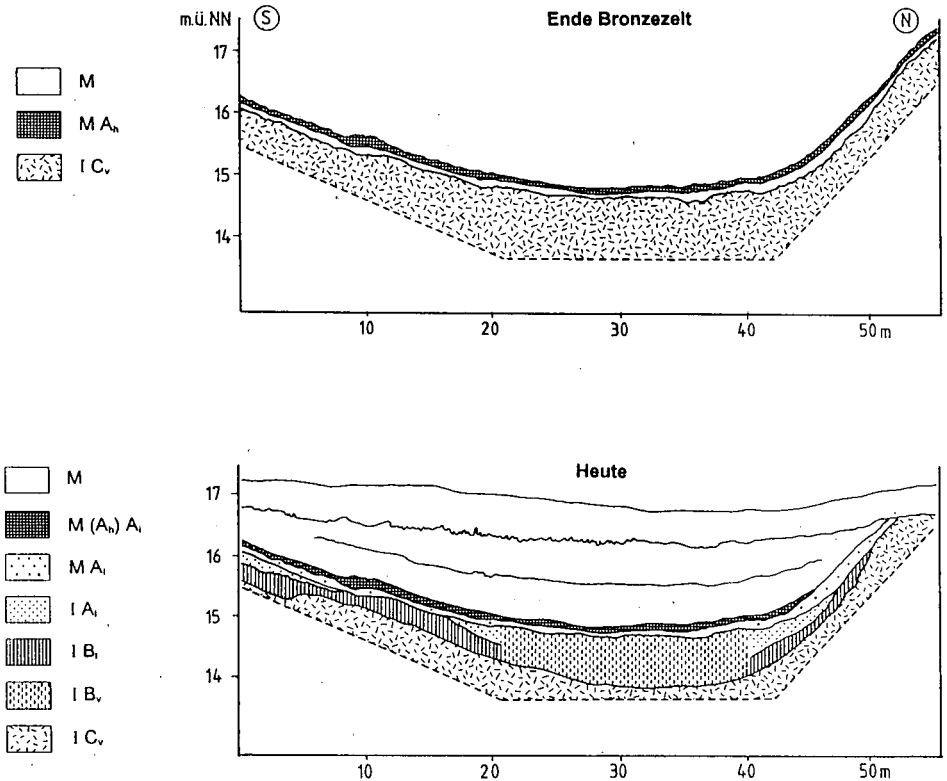


Abbildung : Genesis der Randowbucht

Bodenerosionskarte der Schweiz

von

Prasuhn, V.¹⁾; Schaub, D.²⁾

1. Einleitung

Im Rahmen der schweizerischen "Agrarpolitik 2002" sollen nachhaltige Produktionsformen gefördert werden. Direktzahlungen nach Artikel 31b Landwirtschaftsgesetz sind an bestimmte Mindestanforderungen gebunden, beispielsweise das Vermeiden von Bodenerosion auf Acker- und Rebland (Öko-Beitragsverordnung, Weisungen zur Integrierten Produktion und zum Bio-Landbau). Auch im revidierten Umweltschutzgesetz (Art. 33) ist der physikalische Bodenschutz neuerdings verankert. Danach kann der Bundesrat Vorschriften über physikalische Belastungen wie Bodenerosion oder Verdichtung erlassen. Diese werden derzeit ausgearbeitet. Als eine denkbare Grundlage zur Beurteilung der Erosionsgefährdung und zur möglichen Einführung von Bodenkonservierungsmaßnahmen wurde eine landesweite Übersicht zur Identifikation von Gebieten mit erhöhtem Bodenerosionsrisiko durchgeführt. Wegen der großen Vielfalt an Bodensubstraten, Reliefformen und Landschaftstypen in der Schweiz kann dies nicht einfach durch eine Extrapolation der Resultate von lokalen Abtragsmessungen geschehen. Andere Beispiele für landesweite Bodenerosionsabschätzungen in Mitteleuropa (AUERSWALD & SCHMIDT 1986, GÜNDRA et al. 1995) basieren auf der Adaption der Universal Soil Loss Equation (USLE) durch SCHWERTMANN et al. (1990). Da dieses Verfahren in einigen schweizerischen Testgebieten die Abtragsraten deutlich überschätzte (SCHAUB & PRASUHN 1991), wurde es nur als Konzept übernommen. Anstelle von Absolutwerten wurden aber Ordinalwerte (Klassen) der einzelnen Prozessfaktoren verwendet.

2. Methode: Herstellung der geographischen Datenbasis

Wegen des großen Datenbedarfes ist eine zuverlässige landesweite Abschätzung der Erosionsgefährdung nur mittels bereits verfügbarer Unterlagen durchführbar. Die räumliche Auflösung dieser Grundlagen bestimmt entsprechend den Detaillierungsgrad der resultierenden Karte. Durch die Koppelung der Arealstatistik (BFS 1992a) an ein digitales Geländemodell (BFS 1992b) läßt sich die Verteilung der Ackerflächen in Abhängigkeit von Hangneigungsklassen als wichtigster Prozessfaktor auf Gemeindeebene ausdrücken. Da die Gemeindegrenzen ebenfalls in digitalisierter Form verfügbar sind, wurden diese als räumliche Grundeinheiten gewählt. Gemeinden mit <5% Ackerflächen an der gesamten Landwirtschaftlichen Nutzfläche, die überwiegend in den Voralpen und Alpen liegen, wurden nicht klassifiziert, um das hohe "potentielle" Erosionsrisiko infolge großer Hangneigungen oder zunehmender Niederschlagsmengen nicht überzubewerten. Die durchschnittliche Größe der verbleibenden klassifizierten Gemeinden beträgt rund 6 km². Es wurden vier Karten zu den verschiedenen Prozessfaktoren sowie eine Karte zur Verteilung der Ackerflächen erstellt, die zu zwei Synthesekarten verknüpft wurden. Eine detaillierte Beschreibung des Vorgehens ist in Vorbereitung.

¹⁾ Eidg. Forschungsanstalt f. Agrarökologie u. Landbau (FAL), Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld (IUL), CH-3003 Bern

²⁾ Departement für Geographie, Universität Basel, Spalenring 145, CH-4055 Basel

3. Resultate

Die Erosivität der Niederschläge wurde aus der Isoerodent-Karte von SCHAUB (1989), die mit Karten der extremen Punktniederschläge, der Gewitter- und Hagelfrequenzen und des Wasseräquivalents der Schneedecke verglichen und geringfügig modifiziert wurde, abgeleitet. Die Erosivität steigt mit zunehmenden Jahresniederschlägen gegen den Jura und die Alpen an. Die höchsten Werte erreicht die Alpensüdseite, wo die Niederschläge durch den mediterranen Klimaeinfluss deutlich aggressiver sind. Im Hauptackerbaugebiet des schweizerischen Mittellandes liegt der R-Faktor zwischen 80-100 [$N h^{-1}$] und ist damit für mitteleuropäische Verhältnisse relativ hoch.

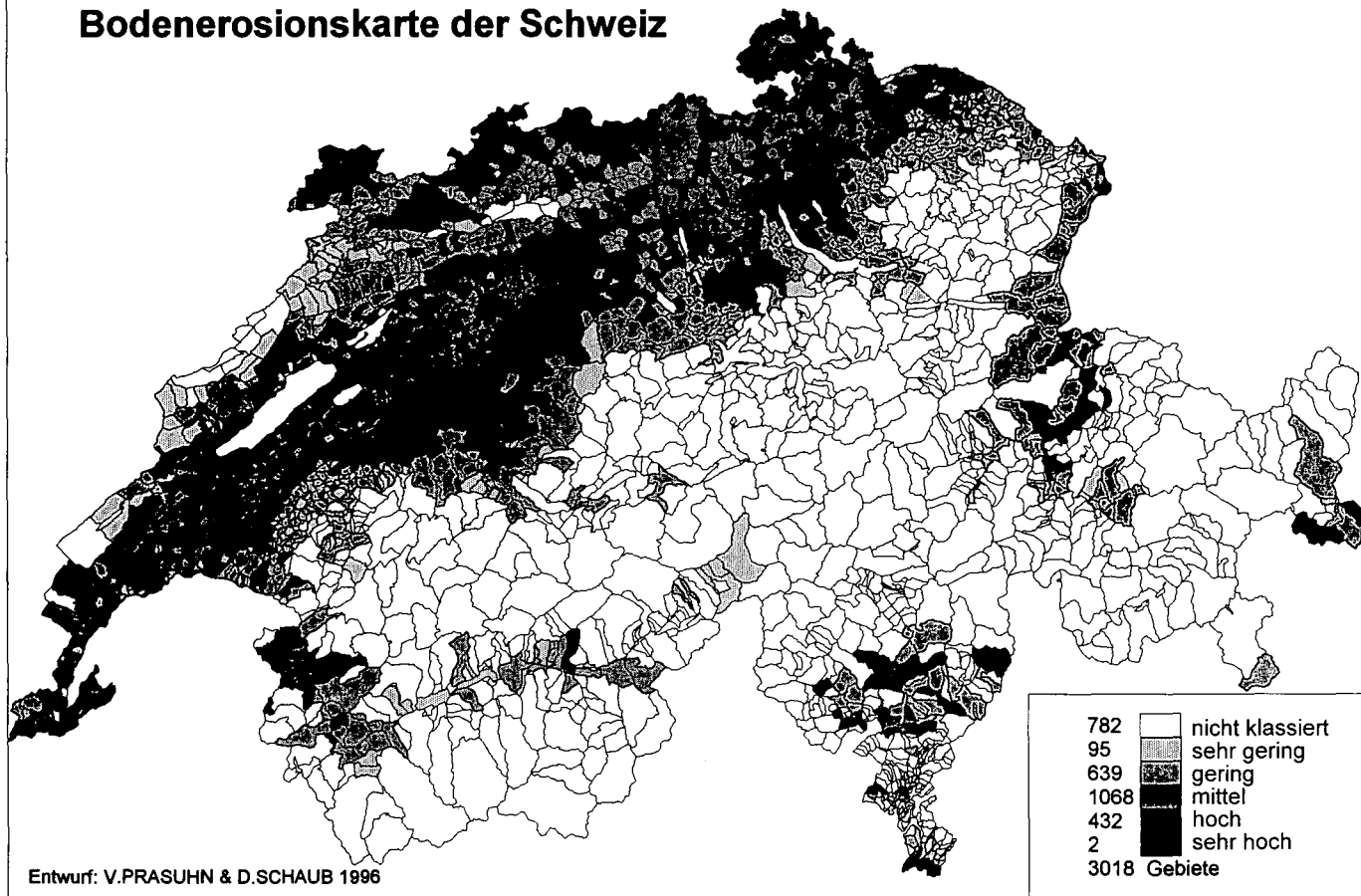
Die Bodenerodierbarkeit wurde nach dem K-Faktor der USLE ermittelt. Da solche Aufnahmen nur für wenige Gebiete vorliegen, mußte für die bodenkundlichen Grundlagen auf die Bodeneignungskarte der Schweiz (BFR 1980) zurückgegriffen werden. Gewisse Bodeneinheiten dieser Karte sind nach pedogenetischen Aspekten ausgeschieden, wodurch eine Zuordnung des K-Wertes nur durch Analogieschlüsse möglich war. Mit Ausnahme des schmalen Lössgürtels im nördlichen Teil besitzen die ackerbaulich genutzten Böden meist eine niedrige bis mittlere Erodibilität, entsprechend einem K-Wert um 0,025 [$kg h N m^{-2}$].

Wegen der kleinbetrieblichen Struktur und der starken Relieferung des Geländes liegen die Schlaggrößen in der Schweiz überwiegend zwischen 0,5-1 ha, was gleichbedeutend ist mit kurzen erosiven Hanglängen (50-100 m). Die Hanglänge wurde daher als konstant angenommen, so daß der Topographie-Faktor nur von der Hangneigung abhängig war. Aus der Verteilung der Ackerflächen in den Hangneigungsklassen wurde für jede Gemeinde eine gewichtete mittlere Hangneigung berechnet. Es zeigt sich, daß im Jura und im zentralen Voralpengebiet durchschnittlich steilere Hänge bearbeitet werden als im Mittelland und östlichen Voralpengebiet.

Der Einfluss der Fruchtfolgen ist im C-Faktor der USLE ausgedrückt. Dieser wurde gemeindeweise aus den Flächenanteilen der einzelnen Feldfrüchte anhand der Betriebszählung (BFS 1992c) ermittelt. Die Karten für mittlere Hangneigung und nutzungsbedingte Bodenbedeckung sind praktisch komplementär. Gebiete mit hohen Anteilen an erosionsgefährdeten Kulturen liegen vor allem in relativ flachen Bereichen des östlichen Mittellandes, in den alpinen Talböden und auf der Alpensüdseite. Fruchtfolgen mit geringer Erosionsgefährdung herrschen dagegen im Jura und den Voralpen vor. Allgemein ist daher die Landnutzung gut an die Topographie angepaßt.

Eine Kombination der einzelnen Prozessfaktoren mit einer Wichtung Fruchtfolgen = Hangneigung > Erodibilität > Erosivität ergibt eine auf Ackerflächen bezogene Bodenerosionskarte. Da sich hohe und niedrige Werte für die Einzelfaktoren in den meisten Gebiete ausgleichen, hebt sich keine Region durch ein besonders hohes Risiko ab. Ein Vergleich der errechneten Erosionsgefährdung mit direkten Messungen belegt die Plausibilität des-Verfahrens, beispielsweise durch die übereinstimmende Reihenfolge der Gebietsgefährdung (Tab. 1). Allerdings können auch geringe Abträge auf Einzelschlägen in Gebieten mit hohem Anteil an Ackerflächen eine kumulative Wirkung haben. Eine Überlagerung der Gefährdungskarte mit dem effektiven Anteil Ackerflächen führt zu einem umfassenderen Bild der Erosionsproblematik (Abb. 1). Viele Gemeinden im östlichen und westlichen Mittelland, sowie im schmalen Lössgürtel im Norden gelangen in eine höhere Gefährdungsklasse, so daß ein Muster mit regionalen Schwerpunkten entsteht. Von geringerer Bedeutung erscheint Bodenerosion dagegen in den Voralpen und im Jura, auf der Alpensüdseite, sowie im zentralen Mittelland mit seinem hohen Anteil von Kunstwiesen in der Fruchtfolge.

Bodenerosionskarte der Schweiz



Entwurf: V.PRASUHN & D.SCHAUB 1996

Region	Bodensubstrat, Textur	Gefährdungs-wert, -klasse	gemessene Ab-träge [t ha ⁻¹ yr ⁻¹]	Messperiode, Referenz
Hochrheintal	Löss, tU	3.10 mittel	4.0	1975-1987, SCHAUB (1989)
Tafeljura	Kalk-, Mergel-Schuttdecken, tL - IT	2.40 niedrig	0.35	1978-1990, PRASUHN (1992)
Zentrales Mittelland	Moräne, Molasse	2.28	0.3-1.0	1987-1989, MOSIMANN et al. (1991)
Napf-Bergland	IS	niedrig		
	Moräne, Molasse	2.25	0.4	1980-1982, ROHRER (1985)
Hochrheintal	IS - sL	niedrig		
	Schotter, IS - uL	2.10 niedrig	0.3	1975-1987, SCHAUB (1989)

Tab. 1: Errechnete und gemessene Gefährdung im Vergleich (Referenzen siehe SCHAUB & PRASUHN 1991).

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Mittels eines einfachen Expertensystems wurde auf der Grundlage amtlich verfügbarer Daten eine Bodenerosionskarte der Schweiz hergestellt. Mit einer räumlichen Auflösung auf Gemeindebasis von rund 6 km² erlaubt sie keine parzellenscharfen Lösungen. Ihr Zweck ist vielmehr ein nationaler Überblick zur raschen Ausscheidung von Problemgebieten, um dort in einem nächsten Schritt eine detaillierte Abschätzung zu Gefährdung und erfolgversprechenden Schutzmaßnahmen durchzuführen. Trotzdem die Abtragsraten im Vergleich zu anderen europäischen Ländern gering erscheinen, sind sie im Sinne einer nachhaltigen Bodennutzung und dem Vermeiden von off-site Schäden in einzelnen Regionen zu hoch. Ein Vergleich mit direkt gemessenen Abträgen belegt die prinzipielle Plausibilität des Verfahrens. Eine Verbesserung ist durch eine genauere Abschätzung der Erodibilität und des C-Faktors zu erwarten. Zudem sollen künftig auch die Rebflächen einbezogen werden.

5. Literatur

- AUERSWALD, K. & F. SCHMIDT (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. = GLA-Fachberichte 1, München, 74 S.
- BFS (=BUNDESAMT FÜR STATISTIK) (1992a): Die Bodennutzung der Schweiz: Arealstatistik 1979/85. Resultate nach Gemeinden. Statistik der Schweiz, Reihe 2: Raum, Landschaft u. Umwelt, Bern, 227 S.
- BFS (1992b): GEOSTAT. Benutzerhandbuch. - Statistik der Schweiz, Reihe 2: Raum, Landschaft und Umwelt, Ausgabe 12/94, Bern
- BFS (1992c): Eidg. Landwirtschafts- u. Gartenbauzählung 1990: Kulturland nach Gemeinden. - Statistische Resultate, Reihe 7, Land- u. Forstwirtschaft, Bd. 3, Bern, 163 S.
- BFR (=BUNDESAMT FÜR RAUMPLANUNG) (1980): Bodeneignungskarte der Schweiz 1 : 200 000. Bern.
- GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHROEDER, M. & R. DIKAU (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. = Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 24, Stuttgart, 76 S.
- SCHAUB, D. (1989): Die Bodenerosion im Lössgebiet des Hochrheintals (Möhliner Feld - Schweiz) als Faktor des Landschaftshaushaltes und der Landwirtschaft. = Physiogeographica 13, Basel, 228 S.
- SCHAUB, D. & V. PRASUHN (1991): Bodenerosionsmodelle. In: MONBARON, M. & W. HAEBERLI (Hrsg.): Modelle in der Geomorphologie - Beispiele aus der Schweiz. = Berichte und Forschung, Geogr. Inst. Universität Fribourg, Vol. 3, 47-59.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart, 2.Auflage, 65 S.

Die Niedermoore in Mecklenburg-Vorpommern als Schutzgut und als Quelle stofflicher Belastung

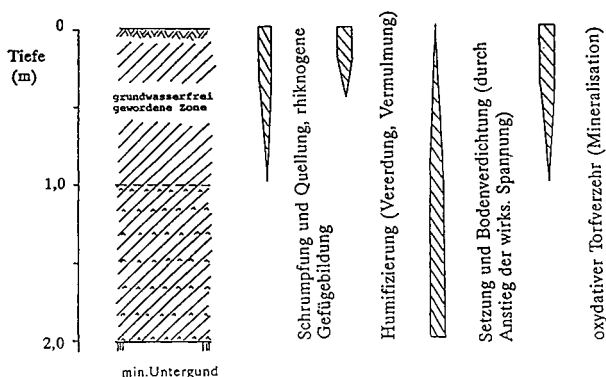
von

Schmidt, W.*

1. Ursachen und Wirkung der Bodenentwicklung

Wachsende Moore sind bis an die Oberfläche mit Wasser gesättigt. Bis auf zu vernachlässigende Ausnahmen setzen deshalb alle bisherigen Nutzungsformen der Moore ihre mehr oder weniger starke Entwässerung voraus. Damit werden die bereits in der Literatur (SCHMIDT, W. 1981, 1994) beschriebenen Vorgänge der anthropogenen Bodenentwicklung eingeleitet (Abb. 1).

Abb. 1. Wirkungsbereich der Bodenbildungsprozesse im Moorkörper



Durch die Absenkung des Grundwassers um 1 m erhöht sich die wirksame Normalspannung um knapp 10 kPa. Diese Spannung wirkt in der grundwasserfrei gewordenen Schicht, hier steigt sie von 0 auf 10 kPa an, und auf alle tieferen Schichten des Moorkörpers. Da die Spannung vor der Entwässerung in 1 m Tiefe nur 0,3 kPa betrug, ist eine Spannungserhöhung um rund das Dreißigfache eingetreten. Als Folge davon und wegen der hochkompressiblen Natur der Torfe und Mudden reagiert vor allem der im Grundwasserbereich verbliebene Teil des Moorkörpers mit Setzung und Verdichtung. Das Trockensubstanzvolumen erhöht sich dadurch im Mittel von etwa 5 auf 8 Vol. %, die Scherfestigkeit um etwa die Hälfte. Parallel dazu verringert sich der Grobporenanteil am Gesamtporenvolumen und damit die Wasserleitfähigkeit des Moorkörpers. Im grundwasserfreien Bereich wird die Wirkung der erhöhten Normalspannung durch die irreversible Erstschrumpfung weitgehend überlagert. Das Trockensubstanzvolumen des Oberbodens wächst dabei um 100 bis 300 % und das des Unterbodens um 50 % bis 100 % an. In gleicher Größenordnung liegt auch der Anstieg der Scherfestigkeit.

Ansteigende Grundwasserstände infolge Niederschlag im Wechsel mit Trockenperioden haben eine Wiederbefuchtung mit einhergehender Quellung des Torfkörpers sowie bei Wasserentzug weitere Schrumpfungprozesse zur Folge (SAUERBREI et. al., 1988). Die damit verbundene Spannung

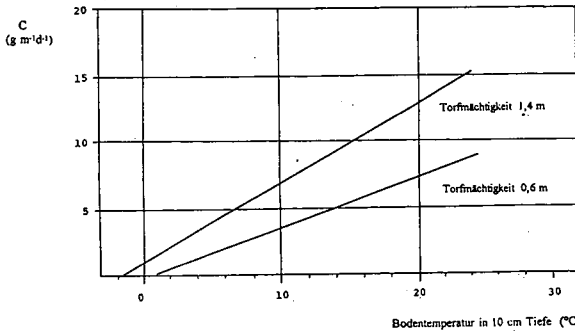
*ZALF (e. V.) Institut für Bodenlandschaftsforschung
15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

bewirkt ein Zerreißen und eine Aufgliederung des Torfkörpers. Bei mehrfacher Wiederholung dieser Vorgänge kommt es zur Herausbildung von Schwundrissen und -spalten und des aus Klumpen und Bröckeln bestehenden Aggregatgefüges im Unterboden. Durchgängige Poren und Kapillaren werden unterbrochen, wodurch sich der kapillare Aufstieg von Grundwasser in den Oberboden stark verringert. Die unter den klimatischen Bedingungen Nordostdeutschlands in der Vegetationsperiode negative klimatische Wasserbilanz und die damit verbundene Austrocknung der Moorböden führt zur Entstehung bis in den Untergrund reichender Schwundspalten. Diese führen kurzzeitige Sommerniederschläge dränartig und ohne wesentliche Befeuchtung des Bodens schnell in den Untergrund ab. In der Folge trocknet der Boden häufiger und stärker aus. Er wird dabei stärker durchlüftet, wodurch optimale Bedingungen für intensiv ablaufende mikrobielle Abbauprozesse der meist nährstoffreichen organischen Substanz der Niedermoortorfe entstehen.

2. Mineralisierung der organischen Torfsubstanz

Durch die als Mineralisierung bekannten Prozesse treten Torfverluste von bis zu $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Grünlandnutzung und bis zu $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Wald und bei Ackernutzung auf. Nach Untersuchungen von MUNDEL (1975) wird die Mineralisierung von der Bodentemperatur wesentlich beeinflusst (Abb. 2). Danach läuft die Mineralisierung der organischen Torfsubstanz überwiegend in den Sommermonaten ab.

Abb. 2. Zusammenhang Bodentemperatur - oxidativer Torfverzehr (MUNDEL 1975)



Einen ebenso starken Einfluß wie die Bodentemperatur übt der sommerliche Grundwasserflurabstand aus (Abb. 3).

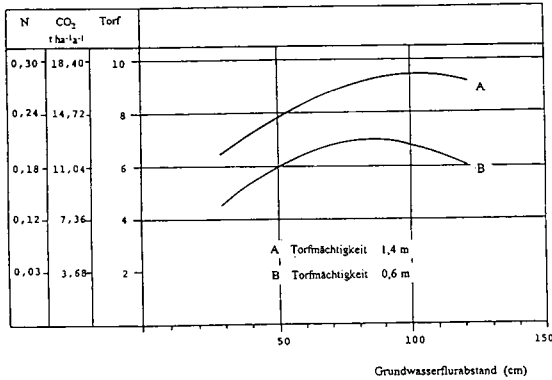
Wie zu erkennen ist, vollzieht sich die Mineralisierung nicht nur im Oberboden, sondern im gesamten grundwasserfreien Bereich des Moorkörpers. Schon bei einem Grundwasserflurabstand von $0,3 \text{ m}$ beträgt der Torfabbau noch etwa $5 \text{ bis } 6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei landwirtschaftlicher Nutzung besteht somit nur ein geringer Spielraum für die Reduzierung des Torfabbaues durch höhere Grundwasserstände.

Eine Szenarienuntersuchung der Torfmineralisation für die Niedermoore von Mecklenburg-Vorpommern führte zu folgenden Ergebnis.

landwirtschaftlich genutzte Moorfläche (nach Ergebnissen der Bodenschätzung)	215,5 Tha
Torfverzehr je ha/Jahr	8,0 t
auf 215,5 Tha bezogen	1,7 Mio t a ⁻¹
CO ₂ -Freisetzung (215,5 Tha)	3,2 Mio t a ⁻¹
N-Freisetzung (215,5 Tha)	0,05 Mio t a ⁻¹

Der bodenbürtige Stickstoff wird überwiegend von den Pflanzenbeständen aufgenommen. Teile davon entweichen als klimarelevante Spurengase (N₂O, CH₄) in die Atmosphäre. Geringe Mengen gelangen auch in das Grundwasser. Im Zusammenhang mit der angelaufenen Extensivierung besteht die Gefahr, daß freiwerdende N-Mengen immer weniger von den Pflanzen für die Biomasseproduktion verwertet werden, die Umweltschäden also noch ansteigen. Dies gilt umso mehr, wenn andere Pflanzennährstoffe wie z. B. das leicht der Auswaschung unterliegende Kalium nicht ausreichend verfügbar sind. Größere Beachtung als bisher verdienen die CO₂-Mengen, die bei der Mineralisierung entstehen und die die Atmosphäre belasten. Mineralisierung von Torfsubstanz bedeutet Moorrückbildung, sodaß zwischen der landwirtschaftlichen Moornutzung und der Moorerhaltung ein unüberbrückbarer Widerspruch besteht. Daraus darf aber nicht der falsche Schluß gezogen werden, daß die Mineralisierung allein durch Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung zum Stillstand käme. Eher das Gegenteil wäre der Fall. Nur wenn wirksame Maßnahmen des Bodenschutzes ergriffen werden, kann der Torfabbau verringert oder verhindert werden. Daß dabei die Wiederbefeuchtung und Wiedervernässung des Moorkörpers eine Schlüsselfunktion einnehmen, liegt auf der Hand.

Abb. 3. Zusammenhang oxidativer Torfverzehr - Grundwasserstand (MUNDEL 1975)



Die allgemeine Problematik der landwirtschaftlichen Moornutzung wird an Hand des Mineralisierungskoeffizienten

$$mk = \frac{\text{Torfverzehr in t ha}^{-1}\text{a}^{-1}(\text{TM})}{\text{geerntete Biomasse t ha}^{-1}\text{a}^{-1}(\text{TM})}$$

deutlich.

		mk
Intensivgrasland		
Bodentyp	Fen	1,30
	Erdfen	1,10
	Mulm	1,10
	Sanddeckkultur (SDK)	0,75
Extensivgrasland		
	Feuchtwiese	1,60
	Erdfen und Mulm	2,10
Ackerfutterbau (Silomais)		
	SDK	0,50
	Schwarzkultur	1,20

Bei Grünlandnutzung liegt der jährliche Torfverzehr höher als die geerntete Biomasse. Geringere Werte wurden lediglich auf Sanddeckkulturen gefunden. Extensivierung der Grünlandnutzung führt nicht zu geringeren, sondern zu höheren mk-Werten. Die günstigsten mk-Werte werden bei Ackerfutterbau (Silomaisanbau) auf Sanddeckkulturen erzielt.

3. Torfwachstum

Über das Torfwachstum finden sich in der Fachliteratur nur sehr wenige und z. T. noch widersprüchliche Angaben. Als hinreichend sicher gilt, daß die jährlichen Torfwachstumsraten in Hochmooren höher liegen als in Niedermooren. Für Niedermoore mit Carexarten als Torfbildner wird eine Wachstumsrate von $0,3 \text{ t TM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ genannt. Geht man von einer mittleren Mineralisierungsrate in Höhe von $8 \text{ t TM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus, so ergibt sich, daß für den Ersatz einer Jahresrate der Torfmineralisation das Torfwachstum von ca. 25 Jahren erforderlich ist.

4. Moordegradation

Über die Moordegradation gibt es noch keine einheitliche Auffassung. Aus geologisch-bodenkundlicher Sicht hat sich die in nachfolgender Übersicht enthaltene Definition bewährt.

Profilbereich	Merkmale/Auswirkungen	Ausbildungszeit
Oberboden	<u>Vermulmter Oberboden</u> nutzbare Feldkapazität u. Festigkeit des Bodens vermindert, dadurch unzureichende Wasserversorgung der Pflanzenbestände u. verschlechterte Befahrbarkeit; Neigung zur Winderosion	2 bis 3 Jahrzehnte
Unterboden	<u>Klumpen- u. Bröckelgefüge</u> ungleichmäßige Befeuchtung im Ober- und Unterboden, kapillarer Wasseraufstieg vermindert; unzureichende Wasserversorgung der Pflanzenbestände	einige Monate bis wenige Jahre

In mehrjährigen Untersuchungen über den Einfluß der Bodenentwicklung auf die Fruchtbarkeit der Moorböden erwies sich die Moordegradierung als eine in der Regel nicht zu verhindernde Begleiterscheinung der landwirtschaftlichen Moornutzung. Aufgabe einer bodenschonenden Bewirtschaftung ist es, ihr Ausmaß zu begrenzen und die Bewirtschaftung so einzurichten, daß trotz Degradierung befriedigende Erträge erzielt werden können.

5. Zusammenfassung

- Moorbildung bzw. Moorerhaltung und die landwirtschaftliche Moornutzung schließen einander aus.
- Von den Niedermooren Ostdeutschlands mit einer Gesamtfläche von ca. 480 000 ha kommt für die Moorrenaturierung mit dem Ziel Torfwachstum nur ein geringer Anteil in Frage.
- Für das Gros der Niedermoore ist eine landwirtschaftliche Moornutzung mit möglichst weitgehender Drosselung des Torfverzehrs und der Degradierungsprozesse anzustreben. Dabei liegt der Schwerpunkt auf Wiederbefeuchtung des Moorkörpers durch höhere Grundwasserstände.
- Große Teile der Moorfläche werden sich zu Mineralböden entwickeln. Dieser Langzeittrend muß durch Landnutzungskonzepte unter Berücksichtigung naturräumlicher und sozioökonomischer Randbedingungen verträglich gestaltet werden.

(Literatur beim Autor)

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Tagung zum Thema

"Bodenökologie und Rekultivierung"

der AG Bodenökologie

14. - 16.11.1996

COTTBUS

Band 83

1997

Wechselbeziehungen zwischen Borbelastung, Pflanzenwachstum und N-Umsatz im Boden auf Rekultivierungsflächen des Braunkohlebergbaus

von

Augustin, J.; Jacob, H.-J.; Merbach, W.*

1. Einführung

Seit den 50er Jahren werden Braunkohlenaschen erfolgreich zur Rekultivierung von Kippen eingesetzt. Dabei traten jedoch immer wieder erhebliche Beeinträchtigungen des Pflanzenwachstums auf (CARLSON u. ADRIANO 1993). Dies gilt besonders für die sorptionschwachen Kippensubstrate der Niederlausitz. Im folgenden sollen einige Aspekte dieser Problematik dargestellt und mögliche Forschungsfragen ausgewiesen werden.

2. Borüberschuß und Pflanzenwachstum

Viele der im Zusammenhang mit der Aschenanwendung bei Kippenrekultivierung beschriebenen Pflanzenschädigungen dürften wohl auf Borüberschuß zurückgehen. Dafür sprechen folgende Befunde:

- a) Braunkohlenfilteraschen enthalten neben vielen anderen Mineralbestandteilen (CaO 1,3 bis 35,2%, MgO 0,4-3,4%, SiO₂ 20-90%, Al₂O₃ 3-32%, Fe₂O₃ 3-23%, K₂O 0,6-1,1%, SO₃ 0,6-17,1%, Spuren von Mn, Cu, Zn und Mo) auch hohe **Gesamtborgehalte (34-500 ppm)**. (Lit. bei SCHWABE 1977).
- b) Die Mengen von pflanzenverfügbarem Bor (Heißwasserextraktion nach BERGER u. TROUG 1944) überschreiten mit 2,9 bis 12,7 ppm die phytotoxischen Grenzwertbereiche (Tabelle 1).

Tabelle 1: Grenzwertbereiche für pflanzenverfügbares Bor (ppm), nach SCHILLING et al., 1984

Gehalt	Bodengruppen	
	Sand	sandiger Lehm
niedrig	< 0,15	< 0,25
mittel	0,15 - 0,25	0,25 - 0,40
hoch	0,26 - 0,86	0,41 - 1,20
toxisch	> 0,80 (1,2)	> 1,20 (4,0)

Unter pflanzenverfügbarem Bor ist dabei der Borgehalt in der Bodenlösung und das leicht nachlieferbare Bor zu verstehen. Pflanzen nehmen Bor vor allem in zwei Formen auf (BERGMANN 1988). Bei pH < 7 ist dies das gut verfügbare B(OH)₃, das allerdings auch leicht aus dem Boden ausgewaschen wird. Bei pH > 7 wird B(OH)₄ von den Pflanzen aufgenommen,

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V.,
Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

das wegen seiner Sorption an Fe- und Al-Oxiden weniger verfügbar ist und auch länger im Boden verbleibt (Gefahr langfristiger Bor-Phytotoxizität des Kippenbodens!).

- c) Auf Kippenböden werden an Pflanzen mit Absterben der Vegetationskegel sowie mit Rand- und Spitzenchlorosen und -nekrosen an den Blättern tatsächlich Symptome der Bortoxizität beobachtet. Besonders betroffen sind dabei Nadelhölzer (JUDEL 1977).

3. Rolle des Bors für Pflanzen und Mikroben

Bor ist ein essentieller Pflanzennährstoff. Monokotyledonen haben in der Regel höhere Gehalte als Dikotyledonen (Tabelle 2). In zweikeimblättrigen Pflanzen mit Milchsaft (Mohn, Löwenzahn) betragen die Gehalte sogar über 80 ppm. (SYWOROTKIN 1958).

Tabelle 2:

Borgehalte in Pflanzenblättern (ppm in der Trockenmasse, nach SYWOROTKIN 1958)

Monokotyledonen		Dikotyledonen	
Gerste	2,3	Erbsen	21,7
Weizen	3,3	Rüben	49,2
Mais	5,0	Salat	69,9

Die Aufnahme des Bors erfolgt passiv über Massenfluß und der Transport in den Pflanzen fast ausschließlich mit dem Transpirationsstrom im Xylem.

Bor hat zahlreiche Funktionen in der Pflanze (Lit. bei MENGEL 1991). So ist es z. B. beteiligt am Nucleinsäure- und Eiweißstoffwechsel, am Zuckertransport und -umsatz, an der Zellwandbildung (Lignifizierung) und am Phenol- und Phytohormonmetabolismus. Eine Rolle spielt das Element auch bei der Pollenbildung, und es ist an Membranfunktionen beteiligt.

Trotz vieler Publikationen wird die Rolle des Bor im pflanzlichen Stoffwechsel noch immer wenig verstanden; an enzymatischen Reaktionen ist es offenbar nur indirekt beteiligt.

Viele Algen, Prokaryonten und Tiere benötigen kein Bor (PILBEAM u. KIRKBY 1983).

4. Borüberschuß - Beziehung zum N-Haushalt

Neben den sichtbaren Symptomen (Chlorosen, Nekrosen, Zellkerndeformation) hat Borüberschuß Einfluß auf den pflanzlichen N-Haushalt. Es vermindert den Gesamt-N-Gehalt und die Aktivität der Nitratreduktase, und es kommt zur Anreicherung löslicher N-Verbindungen (Lit. bei BERGMANN 1988). N-Belieferung kann die Symptome von Borphytotoxizität mildern (GUPTA et al. 1973).

5. Auswirkungen von borhaltigen Aschen auf Pflanzen und mikrobielle Bodenaktivitäten

Hohe Aschegaben beeinträchtigen u.a. wegen ihrer Borgehalte das Wachstum und die N-Aufnahme von Pflanzen (vgl. Tabelle 3). Mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden werden ebenfalls gehemmt. Es besteht daher bei hohen Aschegaben auf Rekultivierungsflächen die Gefahr ungenügender N-Ausnutzung durch die Vegetation und damit der verstärkten Umweltbelastung durch Nitrataustrag und Emission des klimarelevanten Spurengases N₂O (Lachgas).

Tabelle 3:

Potentielle Auswirkungen steigender Aschegaben (mit hohen B-Gehalten) auf die Entwicklung und N-Aufnahme von Pflanzen (modifiziert nach CARLSON und ADRIANO 1993) und die mikrobielle Aktivitäten in Böden

Prozeß	< 100 t	Aschegaben (t/ha) 100-400 t	> 400 t
a) Pflanzenentwicklung und N-Aufnahme			
Wurzelwachstum	leichte Förderung	leichte Hemmung	starke Hemmung
Pflanzenwachstum	leichte Hemmung bis leichte Förderung	Hemmung (kein Effekt bei toleranten Arten)	starke Hemmung (schwache Hemmung bei toleranten Arten)
N-Aufnahme	kein Einfluß	kein Einfluß	starke Hemmung
b) mikrobielle Aktivitäten			
N-Mineralisation	allgemein keine Veränderung, auf sorptions-schwachen Böden, Verringerung	allgemein keine Veränderung, auf sorptions-schwachen Böden, Verringerung	allgemein keine Veränderung auf sorptions-schwachen Böden, Verringerung
Nitrifikation	leichte Verringerung	Verringerung	starke Verringerung
Bodenatmung	leichte Verringerung	Verringerung	starke Verringerung

6. Forschungsbedarf

Zur Abschätzung und Behebung der schädlichen Wirkung von borhaltigen Aschen bei der Rekultivierung sind genauere Kenntnisse über deren Einfluß auf die N-Umsetzungs- und Austragsprozesse im System Boden-Pflanze nötig. Es besteht insbesondere zu folgenden Teilfragen Forschungsbedarf:

- Einfluß von Pflanzen-Mikrobenwechselbeziehungen auf N-Umsetzungs- und -Austragsprozesse borbelasteter Kippenstandorte (¹⁵N-Bilanzexperimente)
- Einfluß von Form und Umfang der N-Gaben auf die B-Aufnahme von Pflanzen auf borbelasteten Standorten
- Biochemie und Physiologie der Borwirkung in Pflanzen, vor allem im Kontext mit dem N-Stoffwechsel
- Physiologische und genetische Grundlagen der differenzierten Toleranz von Pflanzenarten und -sorten gegenüber Bortoxizität (Grundlagen für gezielte Selektion)

Literatur

- BERGER, K. C. u. E. TROUG: Boron tests and determination for soils and plants. *Soil Sci.* 57, 25-36 (1944)
- BERGMANN, W.: Ernährungstörungen bei Kulturpflanzen, Fischer-Verlag Jena 1988
- CARLSON, C. L. u. D. C. ADRIANO: Environmental impacts of coal combustion residues, *J. Environm. Qual.* 22, 227-247 (1993)
- GUPTA, U. C., J. D. E. STERLING, H. G. NASS: Influence of various rates of compost and nitrogen on the boron toxicity symptoms in barleys and wheat. *Can. J. Plant Sci.* 53, 451-456 (1973)
- JUDEL, K.: Bindung und Verlagerung von Bor in Böden mit hoher Bortoxizität für Kulturpflanzen. *Landw. Forschung*, Sh. 34/II, 103-108 (1977)
- MENGEL, K.: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanzen, 7. überarbeitete Auflage, Fischer Jena 1991, 379-384
- PILBEAM, D. J.; E. A. KIRKBY: The physiological role of boron in plants, *J. Plant Nutr.* 6. 563-582 (1983)
- SCHILLING, G., H. ANSORGE, W. BORCHMANN, G. MARKGRAF, H. PESCHKE: Pflanzenernährung und Düngung, Teil 1: Pflanzenernährung, Dt. Landw.-Verlag Berlin 1982, S. 223
- SYWOROTKIN, G. S.: Über den Borgehalt von Pflanzen mit einem Milchsafsystem. Spurenelemente in der Landwirtschaft, Akademie-Verlag Berlin, 283-288 (1958)
- SCHWABE, H.: Pflanzenbauliche Nutzung von Kraftwerkaschen, In: Wiedernutzbarmachung devastierter Böden, Dt. Verlag f. Grundstoffindustrie Leipzig 1977, 108-115

Aspekte einer standortgerechten Fruchtfolgegestaltung auf Rekultivierungsstandorte der Rheinbraun AG

von

Buchner, W.*; Portz, A.**

Im Rahmen einer nunmehr 10-jährigen Kooperation mit der Rheinbraun AG und den Instituten für Pflanzenbau und Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität in Bonn hat die Landwirtschaftskammer Rheinland gefügestabilisierende Anbaustrategien zur Zwischen- und Folgebewirtschaftung rekultivierter Böden im Rahmen des sogenannten Pilotprojektes "Schirrhof" fortentwickelt (RHEINBRAUN AG 1994).

Um der Gefahr von Bodenabschwemmungen des wenig strukturstabilen Materiales zu begegnen, ist in den Rekultivierungsrichtlinien eine Hangneigung von 1,5 % vorgesehen, die im Bedarfsfalle die Durchführung von Lockerungs- und Dränmaßnahmen und die Anlage leistungsfähiger Vorfluter ermöglicht und damit eine ausreichende Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen und den Aufbau einer strukturstabilen Ackerkrume einleiten kann (WEYERS, M., D. SCHRÖDER und L. MARTINOVIC, 1992).

Die Nutzung der Neulandböden beginnt im Rahmen einer zunächst 7-jährigen Zwischenbewirtschaftung mit dem Luzerneanbau, dem in der Regel Wintergetreide folgt, während der Rapsanbau - im Sinne einer Gefügestabilisierung durchaus wünschenswert - nicht selten zu einer Erhöhung der Nematodenpopulation in zuckerrübenbetonten Fruchtfolgen beiträgt (DUMBECK 1996).

Gestaltung der Fruchtfolge im Rahmen der Zwischenbewirtschaftung

Aus der Sicht der zukünftigen Folgebewirtschaftung steht die Stabilisierung des zunächst sehr humus- und nährstoffarmen Ausgangssubstrates im Vordergrund. Hierbei stützt sich die Fruchtfolgeplanung auf den Anbau wurzelaktiver Feldfutterpflanzen, die eine möglichst ganzjährige Bodenbedeckung ermöglichen und den Verzicht auf spät bodendeckende Blattfrüchte, wie z.B. Zuckerrüben einschließt.

Neben der klassischen Pionierpflanze "Luzerne" wurde ein Luzerne-Gras-Gemisch, der Anbau des auf verdichteten Unterböden gut bewährten Steinklees und der Kulturmalve geprüft. Letztere vermag mit einer tiefreichenden Pfahlwurzel Pflugsohlen zu durchwachsen und in tiefere Bodenschichten einzudringen. Zudem ist sie fruchtfolgeneutral (RENIUS, W. und N. LÜTKE ENTRUP, 1992). Problematisch erscheint allerdings die mangelnde Winterhärte bei ausgeprägter Frosteinwirkung.

* Landwirtschaftskammer Rheinland, Endenicher Allee 60, 53115 Bonn

** Bildungs- und Beratungsstelle Bergheim der Landwirtschaftskammer Rheinland, Schützenstr. 3, 50126 Bergheim

Die Bewirtschaftung schließt verschiedene Möglichkeiten der Luzernenutzung - sei es zur Humusanreicherung oder als Viehfutter - ein, bevor der bodenschonende Anbau von Wintertraps oder Wintergetreide folgt.

Dem weiteren Stabilisierungsprozeß dient der erneute Anbau von Luzerne. Im Vergleich dazu erfolgt der Einstieg in eine nahezu ganzjährige bodenbegründende Getreidefruchtfolge. Untersuchungen des Institutes für Pflanzenbau (Abteilung Bodenbearbeitung und Angewandte Bodenphysik) haben u.a. ergeben, daß insbesondere die Luzerne in Reinsaat auf Grund der stark ausgeprägten Pfahlwurzeln und der hohen Bestandesdichte tendenziell mehr Wurzelmasse bildete als Steinklee oder Malve. Insgesamt waren ein sehr hoher Bodenwasserentzug und eine Trockenmasseertragsbildung - z.B. im Jahr 1989 von mehr als 150 dt/ha - nachzuweisen. Eine abschließende Gesamtbewertung der Bewirtschaftungsergebnisse steht vor ihrer Fertigstellung.

Als Parameter der landwirtschaftlichen Wertschöpfung seien die Deckungsbeiträge des 1994 erfolgten Zuckerrübenanbaues aufgezeigt (Abb. 1).

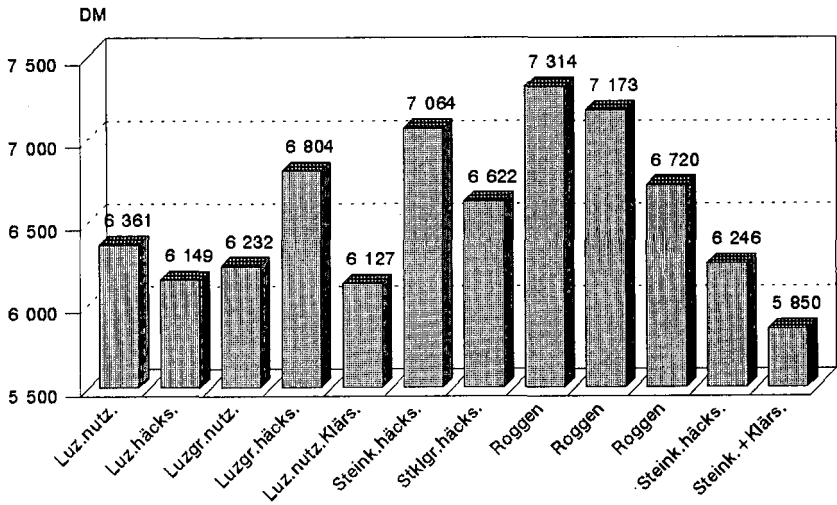


Abb. 1: Deckungsbeiträge Rüben 1994 FHA

Die Ergebnisse lassen ein absolut hohes Ausmaß der wirtschaftlichen Wertschöpfung erkennen, wobei die Streuung der Einzelvarianten, namentlich im Zuckerrübenbau, naturgemäß hoch ist. Die frühzeitigere Einbeziehung des Winterroggens in die Fruchtfolge - im vorliegenden Versuch durch hohe Deckungsbeiträge gekennzeichnet - muß jedoch im Einzelfall mit dem langfristigen ökologischen Nutzen einer ausgeprägteren Luzerneanbau abgewogen werden. Nicht zuletzt gewinnt der Aufbau einer Regenwurmpopulation, die im Hinblick auf die Funktionsfähigkeit des Bodens als Pflanzenstandort von hoher

Bedeutung ist, ein nachhaltiges Gewicht. Untersuchungen von RAD-MACHER, J., W. WOLF, S. REX, D. BELL und H. FRANKEN (1995) unterstreichen die Notwendigkeit einer qualitativ hochwertigen Rekultivierung zur Sicherung des Zwischenbewirtschaftungs-Erfolges.

Zur Gestaltung der Fruchtfolge in der Folgebewirtschaftung

Nach der Zwischenbewirtschaftung der rekultivierten Lößflächen werden die neuen Äcker und Felder an Betriebe zurückgegeben, die im Zuge der Umsiedlung dem Abbau gewichen sind (RHEINBRAUN AG, 1994). Neben einer Gewährleistungsvereinbarung zur Absicherung der betroffenen Landwirt für Mängel, wie Mulden, Vernässungen, Verdichtungen oder Steine, sind die Gestaltungsprinzipien einer zugleich marktorientierten, bodenschonenden Fruchtfolge mit standortgerechten agrotechnischen Maßnahmen zu kombinieren. Das Pilotprojekt "Schirrhof B" schloß neben der früheren "rheinischen Fruchtfolge" mit den Anbaugliedern Zuckerrüben-Winterweizen-Wintergerste/Senf als Zwischenfrucht auch ein Stilllegungsjahr, den

Anbau von Ackerbohnen im Rahmen einer 4-gliedrigen Fruchtfolge und die Substitution der Zuckerrübe durch den **Winterraps ein. Als bodenschonende Maßnahme (BS)** waren nur Lockerungseingriffe und der Einsatz des Pfluges lediglich im Rahmen der trockenen Sommerfurche zur Begründung einer Senf-Mulchdecke vorgesehen. Zur Verringerung des Bodendruckes wurden Breitreifen (BR) im Vergleich zu Normalreifen (NR) erprobt. Die **pfluglose Wirtschaft** erforderte einen gänzlichen Verzicht auf den Pflug und stützte sich auf einen - je nach Witterung und Feldfrucht - unterschiedlich tiefen Lockerungseingriff. Gestaltungsmöglichkeiten bodenschonender Fruchtfolgen sind von BUCHNER und KÖLLER (1990) beschrieben worden und fanden in der vorliegenden Untersuchung im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung (**KV**) Anwendung.

Die Entwicklung der Lumbriciden-Fauna wird nach RADMACHER et al (1995) namentlich bei Verzicht auf den Pflugeinsatz, sehr günstig, beurteilt. Der zusätzliche Einsatz von Breitreifen im Vergleich zur Normalbereifung blieb in Jahren mit tragfähigem, wenig durchfeuchteten Ober- und Unterboden - wie Messungen des Eindringwiderstandes belegen - ohne Signifikanz, zeigt jedoch z.B. in der Zuckerrübenernte Oktober 1993 eine strukturschonende, verdichtungsreduzierende Wirkung.

Die Entwicklung der Winterweizen-Erträge während eines 5-Jahreszeitraumes (Abb. 2) läßt eine Ertragsstabilisierung im Zuge der Folgebewirtschaftung erkennen, deutet aber auch auf Substitutionseffekten der eingeleiteten agrotechnischen Maßnahmen hin. Die Versuchsansteller vor Ort weisen darauf hin (PORTZ, 1996), daß der überlegte Einsatz der im Betrieb verfügbaren Bestell-, Pflege- und Rodetechnik die Ungunst der Witterung im Einzelfall durchaus ausgleichen kann. Hierbei ist hervorzuheben, daß die Einbindung einer Mulchsaat von Zuckerrüben, das Belassen des Weizen- und Gerstenstrohes auf dem Feld und die oberflächennahe Konzentration organischer Substanz mit zusätzlichem Stickstoff-Ausgleich dazu

beiträgt, Bodenbildungsprozesse zur Sicherung des ackerbaulichen Erfolges zu fördern.

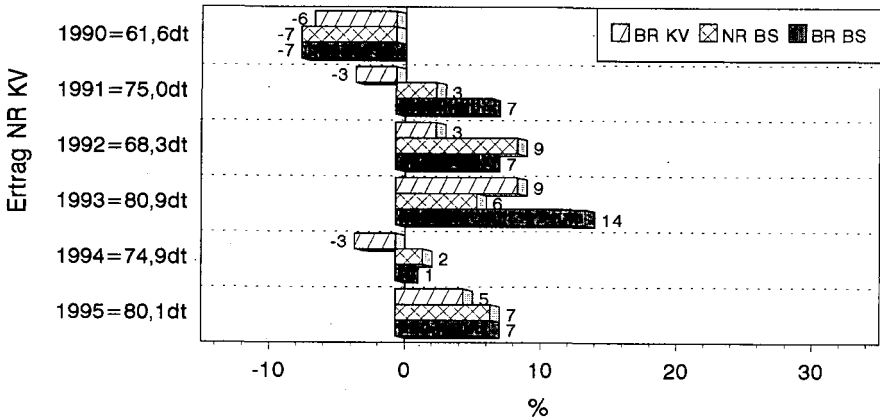


Abb. 2: Ertragsvergleich Winterweizen 1990 - 1995

Die Gesamtkonzeption der Bewirtschaftungsverfahren im Pilotprojekt Schirrhof B zeigte, daß durch bodenschonende Maßnahmen sowohl die bodenbiologische Aktivität, die Aggregatstabilität als auch die Humusanreicherung gefördert werden konnten, ohne daß Nachteile bezüglich des Deckungsbeitrages nachzuweisen waren (HÖVELMANN, 1996). Ein entsprechender Ertragsvergleich weist im Zuckerrübenanbau den Vorrang bodenschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen im Vergleich zum herkömmlichen, auf jährlichen Pflugeinsatz ausgerichteten Anbauverfahren aus.

Literatur

BUCHNER, W. und K. H. KÖLLER (1990): Integrierte Bodenbearbeitung, Eugen Ulmer GmbH, 124 Seiten
 DUMBECK, G. (1996): Wenn die Braunkohlebagger kommen, Landwirtschaftliche Zeitschrift Nr. 75, Seite 94
 HÖVELMANN, L. (1996): Fruchtfolgegestaltung und bodenschonende Bewirtschaftung rekultivierter Böden aus Löß im rheinischen Braunkohlenrevier - Auswirkungen auf Pflanzenentwicklung und Bodeneigenschaften unter besonderer Berücksichtigung der Aggregatstabilität; Dissertation Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn, 118 Seiten
 PORTZ, A. (1996): Mündliche Mitteilung
 RADMACHER, J., W. WOLF, S. REX, D. BELL und H. FRANKEN (1995): Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Entwicklung der Regenwurmpopulation rekultivierter Böden aus Löß im rheinischen Braunkohlenrevier, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76, 1365 - 1368
 RHEINBRAUN AG (1994) Rheinbraun informiert: Landwirtschaftliche Rekultivierung, Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, Abtl. Landwirtschaft, Stüttgenweg 2, 50935 Köln, Ausgabe 5
 RENIUS, W. und N. LÜTKE ENTRUP (1992): Zwischenfruchtanbau zur Futtergewinnung und Gründüngung, DLG-Verlag Frankfurt; 243 Seiten
 WEYERS, M., D. SCHRÖDER und L. MARTINOVIC (1992): Untersuchungen zur Melioration und Bewirtschaftung verdichteter Neulandböden des rheinischen Braunkohlenreviers, Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33, Seite 165 - 174, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg

Biologische Melioration im Waldboden Eine Sondermaßnahme zur Rekultivierung im Tagebau Reichwalde

von

Bungart, R.; Dageförde, A.; Klem, D.; Kolk, A.; Mitschke, E.; Semmel, H.; Weber, E.;
Wüstrich, D.; Hüttl, R.F.*

Einleitung und Zielsetzung

Die Waldbodenkippe im Tagebau Reichwalde stellt eine Sondermaßnahme der Rekultivierung im Lausitzer Braunkohlerevier dar. Auf der Kippe findet man sowohl kohlefreies als auch kohlehaltiges Substrat, das mit einer 30 bis 100 cm mächtigen Schicht Waldboden überzogen ist. Der Waldboden wurde im Vorfeld gewonnen. Die im Vorfeld vorhandene Bestockung wurde gerodet, zu Hack-schnitzeln verarbeitet und zusammen mit dem Oberboden, der organischen Auflage und der Kraut-schicht auf Haufen zusammengeschoben. Diese Haufen wurden mit einem Vorschnittbagger zusammen mit dem darunter liegenden Mineralboden auf ein Förderband transportiert. Auf der Kip-penseite wurde das so gewonnene, stark humose Material durch Rückwärtsschüttung mit dem Absetzer rippenförmig auf die Kippsubstrate gebracht und anschließend planiert. Die Schüttung erfolgte in den Jahren 1993 und 1994. Das Ergebnis der Schüttung war ein 30 bis 100 cm mächtiger Waldbodenüberzug auf der Kippenseite.

Anschließend wurde die gesamte Fläche gekalkt, bis in 60 cm Bodentiefe melioriert und eine Test-saat aus Rot- und Schafschwingel sowie Rotem Straußgras eingebracht.

Auf der Waldbodenkippe wurden vier Versuchsvarianten realisiert:

- Waldboden mit Einsaat (W+ / E+);
- Kontrollfläche ohne Waldboden mit Einsaat (W- / E+);
- Waldboden ohne Einsaat (W+ / E-);
- Kontrollfläche ohne Waldboden und ohne Einsaat (W- / E-).

In einem interdisziplinären, anwendungsorientierten Forschungsprojekt soll untersucht werden, ob zukünftig eventuell durch gezielte Waldbodenaufbringung die übliche Melioration, Düngung und Einsaat reduziert bzw. eingespart werden kann. In diesem Zusammenhang werden bodenphysikali-sche, mikrobiologische, humuschemische und vegetationskundliche Parameter untersucht.

Material und Methoden

Auf allen Versuchsflächen erfolgte die Aufnahme von Bodenprofilen. Unter Berücksichtigung einzel-ner Schicht- und Horizontgrenzen wurden Stechzylinderproben entnommen. Ein Teil des Frischbodens wurde dabei zur gravimetrischen Wassergehaltsbestimmung (DIN 19683, Teil 4) genutzt. Der homogenisierte Feinboden diente der Bestimmung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit sowie zur Korngrößenanalyse (nach DIN 19683, Blatt 2). Mit Hilfe der Stechzylinderproben wurden die Lagerungsdichte (DIN 19683, Teil 12) sowie die gesättigte Wasserleitfähigkeit (DIN 19683, Teil 9) bestimmt.

* alle Autoren/innen: Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekulti-
vierung, Postfach 101344, D-03013 Cottbus, Tel. ++49/355/693710, Fax: ++49/355/692323,
E-mail: bungart@umwelt.tu-cottbus.de

Die mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g } C_{\text{mik}}/\text{g TS}$] wurde mit Hilfe der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode (CFE; *Joergensen 1995*) bestimmt. Der Umfang der mikrobiellen C-Mineralisation wurde anhand der CO_2 -Freisetzung [$\mu\text{g CO}_2/\text{g TS}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$] luftdurchströmter Bodenproben bei 22°C mit Hilfe eines Infrarot-Gasanalysators in einer sog. Heinemeyer-Anlage (*Heinemeyer et al. 1995*) ermittelt. Als Maß für die mikrobielle P-Mineralisation wurde die alkalische Phosphataseaktivität (*Margesin 1993*) untersucht.

Die Bestimmung des Kohlenstoffs erfolgte mit Hilfe eines CHN-Analysators (Leco Instruments, Modell CHN). Die Lipidfraktion wurde mit einem Chloroform-Methanol-Gemisch (1/2 V/V) aus dem feinst gemahlenden Substrat extrahiert (*Ziegler und Zech, 1989*). Die Kennzeichnung der extrahierbaren Lipide erfolgte gravimetrisch.

Auf allen Varianten wurden Dauerquadrate von 25 m^2 angelegt, die regelmäßig vegetationskundlich nach BRAUN-BLANQUET (*Steubing und Fangmeier, 1992*) kartiert wurden. An dieser Stelle werden die Gesamtartenzahlen und die Gesamtdeckungsgrade in % dargestellt.

Die Aufhellung und Färbung der Wurzelproben sowie die Quantifizierung (sensu intraradikale Mykorrhizierung als Anteil der Wurzellänge) nach Intersektionsmethode ist in *Weber et al. (1996)* beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Die vier Versuchsvarianten wiesen bezüglich der Zusammensetzung ihres Kippsubstrates eine geringe Heterogenität auf. Das Kippsubstrat konnte als Kippreinsand (mSfs) - auf kohlehaltigen Versuchsflächen zum Teil als schwach schluffigen bzw. schwach tonigen Sand (Su2, St2) - angesprochen werden. Durch den Waldbodenauftrag wurde eine Veränderung des Bodenwassergehaltes und der Porenverteilung festgestellt.

Der aufgebrauchte Waldboden wies eine geringe Lagerungsdichte (Tab. 1-4), eine starke Durchwurzelung sowie einen hohen gravimetrischen Wassergehalt auf. Der hohe Holz- und Humusanteil im Waldbodenauftrag bewirkte ein lockeres, gut durchlüftetes Gefüge mit einer hohen Wasserleitfähigkeit.

Tab. 1-2: Bodenphysikalische Parameter des kohlefreien Kippsubstrats mit Einsaat

mit Waldbodenauftrag			ohne Waldbodenauftrag		
Tiefe (cm)	Bodenart	Dichte g/cm^3	Tiefe (cm)	Bodenart	Dichte g/cm^3
0-20	Waldboden	1,2	0-20	Kippsubstrat	1,7
20-40	Sand, schw. ton.	1,3	20-40	kohlefrei;	1,7
40-70	Kippsubstrat	1,4	40-70	feinsandiger	1,6
70-100	kohlefrei; mSfs	1,9	70-100	Mittelsand	1,6

Tab. 3-4: Bodenphysikalische Parameter des schwach kohlehaltigen Kippsubstrats ohne Einsaat

mit Waldbodenauftrag			ohne Waldbodenauftrag		
Tiefe (cm)	Bodenart	Dichte g/cm^3	Tiefe (cm)	Bodenart	Dichte g/cm^3
0-20	Waldboden	1,4	0-20	Kippsubstrat	1,5
20-40	Sand, schw. ton.	1,2	20-40	kohlefrei;	1,9
40-70	Kippsubstrat	1,5	40-70	feinsandiger	1,8
70-100	kohlefrei; Su2	1,7	70-100	Mittelsand	1,7

Aufgrund einer geringeren Lagerungsdichte, größerer Bodenfeuchte und höheren Gesamtkohlenstoff-Gehalten wurde in den Waldbodenvarianten jeweils eine höhere mikrobielle Biomasse festgestellt als in den Kontrollflächen ohne Waldboden (siehe Abb. 1)

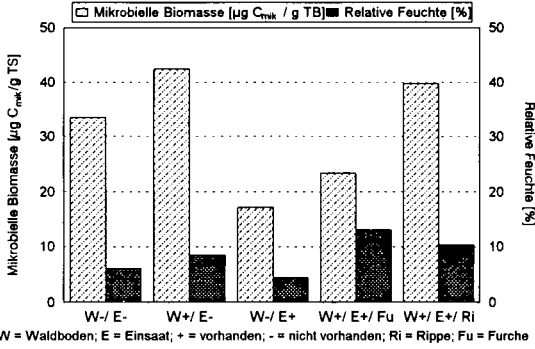


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse (CFE) und relative Bodenfeuchte (Proben vom 02.11.95)

Für die Basalatumung und die alkalische Phosphataseaktivität (APA) wurden, in Abhängigkeit von bodenchemischen und -physikalischen Parametern, in den Waldbodenvarianten jeweils höhere Werte verzeichnet (siehe Abb. 2). Im Gegensatz zur mikrobiellen Biomasse wurde hinsichtlich der C- und P-Mineralisation kein Einfluß einer vorhandenen Bodenverdichtung, sondern vielmehr eine Förderung durch die Einsaat festgestellt.

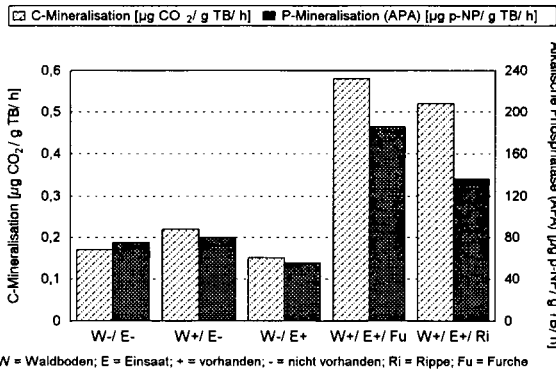


Abb. 2: C-Mineralisation (Basalatumung) und P-Mineralisation (Alkalische Phosphatase = APA; Proben vom 02.11.1995)

In allen Varianten war die Bodenmikroflora in der Lage, die jeweils vorhandene organische Substanz zu mineralisieren bzw. zur Biomassebildung zu nutzen. In den Waldbodenvarianten erfolgte dies aufgrund des größeren Nährstoffangebotes und günstigerer Umweltbedingungen in stärkerem Maße als in den Varianten ohne Waldboden.

Die bodenmikrobiologischen Parameter (mikrobielle Biomasse und mikrobielle Aktivität) zeigte in den Waldboden-Varianten höhere Werte im Vergleich zu den Kontrollflächen. Sie sind auf erhöhte Gehalte der organischen Substanz zurückzuführen.

Zur Kennzeichnung der organischen Substanz wurden ausgewählte Parameter wie Gesamtkohlenstoff sowie extrahierbare Lipide untersucht. Lipide stellen eine heterogene Substanzklasse dar (Streubestandteile, Inhaltsstoffe von Bodenmikroorganismen). Sie stehen den Mikroorganismen als Nährstoffpool zur Verfügung. Die Gehalte der Gesamtlipide waren in den Waldboden-Varianten höher als in den Kontrollflächen (Tab. 5). Dies kann als ein Grund für die höhere mikrobielle Aktivität im Waldboden gewertet werden. Die Gesamtkohlenstoffgehalte waren in den Waldboden-Varianten im Vergleich zu den Kontrollflächen ebenfalls deutlich erhöht. Bezogen auf den Gesamtkohlenstoff errechnen sich konstante Gesamtlipidgehalte (Tab. 5). Daraus läßt sich auch auf den Kontrollflächen auf eine Umsetzung der organischen Substanz schließen.

Tab. 5: Gesamtlipidgehalte bezogen auf die Trockensubstanz und auf den Kohlenstoffgehalt in einer Tiefe von 0-5 cm und 5-10 cm

	Lipide (% Trockensubstanz)		Lipide (% Kohlenstoff)	
	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm
- Waldboden / - Einsaat	0,06	0,04	9,39	9,57
+ Waldboden / - Einsaat	0,19	0,14	13,89	12,43
- Waldboden / + Einsaat	0,03	0,03	15,91	13,21
+ Waldboden / + Einsaat	0,24	0,24	10,93	10,83

Auf den Waldboden-Varianten wurden sowohl 1995 als auch 1996 deutlich höhere Artenzahlen und Deckungsgrade erreicht als auf den Kontrollflächen (Tab. 6). Allerdings verlief die Entwicklung auf den Parzellen mit Einsaat anders als auf denjenigen ohne Einsaat. Auf den eingesäten Flächen wurden durch die Konkurrenzstärke der eingebrachten Gräser die im Waldboden vorhandenen Diasporen in ihrer Entwicklung gehemmt und die 1995 aufgekommenen Kräuter 1996 stark zurückgedrängt. Der höchste Deckungsgrad (90%) wurde 1996 auf der Waldboden-Variante mit Einsaat gefunden, verursacht durch die dominierenden Gräser; die höchste Artenzahl (30) dagegen auf der Waldbodenvariante ohne Einsaat - verursacht durch die mit dem Waldboden eingebrachten krautigen Arten, die sich aufgrund der fehlenden Einsaat auf diesen Parzellen besser entfalten konnte. Jedoch gewährleistet der Waldbodenauftrag auch ohne Einsaat mit Deckungsgraden von 60% bis 70% einen ausreichenden Erosionsschutz.

Tab. 6: Artenzahlen und Deckungsgrade (%) auf den Parzellen mit und ohne Waldboden (Kontrollflächen) sowie mit und ohne zusätzliche Einsaat 1995 und 1996.

	Artenzahl (Kräuter/Gräser)		Deckungsgrad (%)	
	1995	1996	1995	1996
- Waldboden/- Einsaat	12 (8,5/3,5)	7 (5/2)	15	30
+ Waldboden/- Einsaat	30 (25/5)	30 (24/6)	25	65
- Waldboden/+ Einsaat	10 (5/5)	8 (3/5)	20	70
+ Waldboden/+ Einsaat	33 (25/8)	20 (12/8)	90	90

Sowohl auf den Flächen mit Waldboden als auch auf den Kontrollflächen hatten die Pflanzen bereits im ersten Jahr Symbiosen mit Mykorrhizapilzen gebildet. Alle untersuchten Pflanzenarten sind arbuskuläre Mykorrhizen (AM). Möglicherweise ist die Ursache der Mykorrhizierung auf den Kontrollflächen aber auch Folge eines Eintrags von Pilzen aus den benachbarten Waldboden-Varianten.

Literatur:

Heinemeyer, O. et al. (1995): The infrared gas analysis. In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry, Alef, K. and P. Nannipieri (Eds.) 1995, Academic Press, London, 218-219. Joergensen, R.G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. Göttinger bodenkundliche Berichte, 104. Margesin, R. (1993): Bestimmung der sauren und alkalischen Phosphomonoesterase-Aktivität In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. und R. Margesin (1993): Bodenmikrobiologische Arbeitsmethoden, 200-203, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 2. Auflage. Steubing L. und A. Fangmeier (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. Eugen Ulmer, Stuttgart., Weber, E., Schmincke, B., Frens, A. Hüttl, R.F. (1996): Mykorrhiza in der Krautschicht von Kippenforsten in der Niederlausitz - methodische Voruntersuchungen und erste Ergebnisse. In: W. Merbach (ed.): Pflanzliche Stoffaufnahme und mikrobielle Wechselwirkungen in der Rhizosphäre. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart/Leipzig, 55-70. Ziegler, F. und W. Zech. (1989): Distribution pattern of total lipids and lipid fractions in forest humus. Z. Pflanzenern. Bodenk., 152, 287-290.

Wir bedanken uns bei der Lausitzer Braunkohle Aktiengesellschaft (LAUBAG) für die finanzielle Unterstützung des Projektes. Den Mitarbeitern/innen des Lehrstuhllabors und des Zentralen Analytischen Labors (ZAL) der Fakultät IV der BTU Cottbus sei für die Unterstützung bei der Durchführung der Analysen gedankt.

Streufall und -abbau durch Bodenorganismen in einem 30 Jahre alten Kiefernbestand auf Kippensubstrat

von

Dageförde, A.; Keplin, B.; Hüttl, R.F.

1. Einleitung und Zielsetzung

Im Stoffhaushalt von Waldökosystemen sind Streufall und -abbau von entscheidender Bedeutung. Neben Streumenge und -qualität bestimmen auch die beteiligten Bodenorganismen den Abbauprozess. Im Rahmen des Innovationskollegs „Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaft“ wird eine Kiefernchronosequenz betrachtet. An dieser Stelle werden lediglich die Untersuchungen des ältesten Bestandes vorgestellt.

Es soll dargestellt werden, welchen Anteil Kiefernstreu und Krautschicht am Feststoffinput in den Boden eines vor ca. 30 Jahren forstlich rekultivierten Standortes der Niederlausitz haben. Dazu werden die Biomassen der Nadelstreu und der Krautschicht sowie deren Nährstoffgehalte betrachtet. Der Abbau der Kiefernadeln sowie deren Besiedlung mit Bodentieren wird mit dem Minicontainer-Test verfolgt.

2. Standort

Die Untersuchungsfläche befindet sich auf der Förderbrückenkippe Domsdorf. Das kohlehaltige Kippensubstrat des untersuchten Standortes wurde 1965 mit Kesselhausasche ca. 20 bis 30 cm tief grundmelioriert, grundgedüngt und anschließend mit *Pinus sylvestris* aufgeforstet. Heute findet man eine ausgeprägte Krautschicht mit Deckungsgraden zwischen 30 und 60 % unter den Kiefern. Dominante Arten sind *Calamagrostis epigeios* und *Avenella flexuosa*. Ein kleinerer Bereich des Bestandes weist keinerlei Unterwuchs auf. Die Mächtigkeit der organischen Auflage liegt bei 3,5 bis 4 cm. Bei der Humusform handelt es sich um mullartigen Moder. Auf der Versuchsfläche wurden vier Teilflächen von jeweils ca. 100 m² ausgetrennt.

3. Methoden

Der Streufall der Kiefern wird mit Streufängern von 1*1 m Grundfläche aufgefangen und alle 6 Wochen eingesammelt. Die Krautschicht wird auf 40*40 cm großen Quadraten alle 6 Wochen gemetert. Aus diesen Quadraten werden zweimal im Jahr mit einem Bohrer Proben aus der organischen Auflage und dem obersten Mineralboden zur Nährstoffanalyse entnommen. Es werden die Frisch- und Trockengewichte des Pflanzenmaterials bestimmt, sodann wird das Material in einer Kugelschwingmühle (Fa. Retsch) gemahlen. An der Festsubstanz werden die C- und N-Gesamtgehalte mit Hilfe eines C/N-Analysators (Fa. Leco, CHN 1000) ermittelt. Die feingemahlene Pflanzensubstanz wird verascht und in HCl aufgeschlossen (Anonymus 1976). Daraufhin erfolgt die Bestimmung der Ca-, Mg-, K- und P-Gehalte am ICP (Fa. UNICAM 701).

Die Ca-Gehalte der Nadelstreu sind gegenüber allen anderen Nährstoffgehalten mit ca. 6 bis 8 mg/g TS deutlich erhöht (vgl. Tab. 2), was durch eine Ca-Akkumulation in den Nadeln zu erklären ist. K - als mobilstes Element - ist großen jahreszeitlichen Schwankungen von ca. 0,5 bis 2,2 mg/g TS unterworfen. Die Mg- und P-Gehalte dagegen liegen relativ konstant bei Werten um 0,6 bzw. 0,4 mg/g TS. Verglichen mit den Nährstoffgehalten eines Kiefernbestandes auf natürlich gelagertem Boden sind die Werte für Ca und K bzw. Mg in der Domsdorfer Nadelstreu um das 1,9- bzw. 1,4-fache erhöht (vgl. Rode 1992).

Tab.2: Mittlere Nährstoffgehalte der Domsdorfer Nadelstreu von den Teilflächen mit und ohne Krautschicht in mg/gTS.

mg/gTS	Gehalte der Kiefernstreu von den Teilflächen mit Krautschicht				Gehalte der Kiefernstreu von den Teilflächen ohne Krautschicht			
	Ca	K	Mg	P	Ca	K	Mg	P
Jul 95	5,8	2,2	0,7	0,5	6,3	2,3	0,6	0,5
Aug 95								
Sep 95	7,1	1,5	0,7	0,4	7,0	1,4	0,7	0,3
Okt 95	7,2	1,8	0,6	0,3	7,5	1,6	0,7	0,3
Nov 95								
Dez 95	7,9	0,5	0,6	0,3	7,4	0,9	0,6	0,2
Jan 96	6,7	0,6	0,5	0,4	6,0	0,7	0,5	0,4
Feb 96	5,8	1,6	0,5	0,6	5,8	2,2	0,7	0,7

Die Anzahl der extrahierten Tiere aus den einzelnen Minicontainern betrug beim 1. Termin lediglich drei Tiere (1 Collembola und 2 Milben, 2 mm Maschenweite) bzw. eine Insektenlarve (500 µm Maschenweite). Da dieser Entnahmeterrn direkt im Anschluß an die extremen Witterungsbedingungen im Winter (Bodenfrost bis in 1,5 m Tiefe) und bereits im April, d. h. etwa eine Woche nach Auftauen der Fläche erfolgte, ist dieses Ergebnis nicht sehr überraschend. (Von Anfang Dezember bis Anfang April herrschte nahezu Dauerfrost.)

Die Verengung des C/N-Verhältnisses im Zeitraum 24.10.95 bis 9.4.96 (vgl. Tab. 3) wird daher wahrscheinlich überwiegend auf die biologische Aktivität im Zeitraum Ende Oktober bis Anfang Dezember 1995 zurückzuführen sein. Im weiteren Verlauf ab April 1996 nimmt die Besiedlung der Minicontainer zu und erreicht am 3. Termin (02.07.1996) den vorläufigen Höchstwert mit 100 extrahierten Tieren (2 mm) bzw. 74 Tieren (500 µm). Zu diesem Termin hat sich das C/N-Verhältnis der Nadelstreu bereits auf < 40 verengt. Nach einer leichten Aufweitung des C/N-Verhältnisses zum 3. Termin, nimmt es zum 4. Entnahmeterrn Anfang August wieder ab (C/N ca. 33).

Das C/N-Verhältnis der Kiefernadelstreu in den Minicontainern mit der Maschenweite 20 µm ist in der Regel am engsten. Diese Maschenweite gestattet lediglich der Mikroflora und Mikrofauna Zutritt, die sich aufgrund des spezifischen Mikroklimas im Minicontainer (v. a. gute Feuchtebedingungen) optimal entwickeln können. In den Minicontainern mit den Maschenweiten 2 mm und 500 µm haben demgegenüber auch Vertreter der Mesofauna Zugang, so daß der in den Mikroorganismen immobilisierte Stickstoff durch Beweidung durch die Bodenfauna mineralisiert wird, und folglich der N-Gehalt etwas niedriger liegt als in den Minicontainern mit der Maschenweite 20 µm. Diese Befunde stehen im Einklang mit den Ergebnissen aus anderen Untersuchungen (u. a. Seastedt 1984, Williams u. Griffiths 1989, Göbel et al. 1993).

Tab. 3: C_t und N_t-Gehalte sowie C/N-Verhältnis der Nadelstreu in Minicontainern der Maschenweiten 2 mm, 500 µm und 20 µm im Zeitraum 24.10.1995 bis 06.08.1996

	24.10.95	9.4.96	21.5.96	2.7.96	6.8.96
Nadelstreu					
C _t [%]	50,9	-	-	-	-
N _t [%]	0,89	-	-	-	-
C/N	57,5	-	-	-	-
Minicontainer					
2 mm					
C _t [%]	-	49,2	47,5	47,8	45,9
N _t [%]	-	1,08	1,28	1,24	1,37
C/N	-	46,1	37,3	38,7	34,0
500 µm					
C _t [%]	-	50,5	48,8	50,1	48,6
N _t [%]	-	1,13	1,31	1,27	1,46
C/N	-	45,7	37,6	39,5	33,7
20 µm					
C _t [%]	-	50,8	47,0	49,9	48,8
N _t [%]	-	1,18	1,30	1,32	1,50
C/N	-	43,9	36,1	37,8	33,0

5. Literatur

- Anonymus (1976): Methodenband III, Die Chemische Untersuchung von Futtermitteln. Verlag J. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- Eisenbeis, G., Dogan, H., Heiber, T., Kerber, A., Lenz, R. u. R. Paulus (1995): Das Minicontainer-System - ein bodenökologisches Werkzeug für Forschung und Praxis. Mitt. DBG, 76: 585-588.
- Göbel, M., Judas, M. u. J. Schauer mann (1993): Die Zersetzung von Krautarten in einem heterogenen Buchenwald: Einfluß der Fauna auf den Abbau von Brennesselstreu. Ber. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 32: 9-62.
- Rode, M.W. (1992): Ökophysiologische Untersuchungen in einem Heide-Anflugwald: IV. Jahresverlauf des Blatt-Nährstoffstatus zweier konkurrierender Arten: *Pinus sylvestris* L. und *Betula pendula* Roth. Verh. GfÖ, Berlin, Bd. 21: 175-178.
- Seastedt, T.R. (1984): The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. Ann. Rev. Entomol. 29: 25-46.
- Williams, B.L. u. Griffiths, B.S. (1989): Enhanced nutrient mineralization and leaching from decomposing sitka spruce litter by enchytraeid worms. Soil Biol. Biochem. 21: 183-188.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung des Projektes.

Bodenbiologische Forschung zur Rekultivierung ostdeutscher Braunkohlehalden

von

Dunger, W.*

1. Rekultivierung in Ostdeutschland und Bodenbiologie

Ostdeutschland war zur Zeit der DDR führend in der Flächendevastierung pro Kopf der Bevölkerung. Kein Land hatte so viele offene Wunden in der Landschaft, nirgends war dementsprechend der Bedarf an Kenntnis und Technik für die Rekultivierung so vordringlich. Einen Überblick über Rekultivierung in Ostdeutschland geben THUM, WÜNSCHE und FIEDLER (1994). Aus bodenbiologischer Sicht problematisch und deshalb hier von vorrangigem Interesse sind Kippen oder Halden, die in der Endschüttung originale - und meist aus verschiedenen geologischen Schichten gemischte - Deckgebirgsmassen aufweisen. Flächen, die einen ausreichend mächtigen Kulturbodenauftrag erhielten, bleiben aus der folgenden Betrachtung fast völlig ausgespart, weil sie in der Regel einer Sekundärsukzession unterliegen.

Hinsichtlich der Besiedlungschance für die Bodenorganismen können grob (1) mikroklimatisch und erosionsseitig extreme Flächen (chaotische Schüttungen der Kriegszeit, z.B. Raum Leipzig), (2) Schüttmassen mit hoher Mineralsäurefreisetzung (besonders tertiäre Röhrichsande des Deckgebirges, aber auch Zwischenmittel, vorrangig in mitteleutschen und niederlausitzer Tagebauen) und (3) Schüttmassen mit höherem Lößlehmanteil besonders im oberlausitzer Revier unterschieden werden.

Zentren der Rekultivierungsforschung bildeten sich an den Universitäten Berlin (AG Prof. Illner) und Leipzig (AG Prof. Darmer), später unter Federführung des Institutes für Landschaftsforschung und Naturschutz der ADL in Finsterwalde und Böhlitz-Ehrenberg sowie an der Universität Halle (AG Prof. Dörter). Biologen gehörten primär nicht zu diesen Arbeitsgruppen, allenfalls ergingen Aufträge an Vegetationskundler. Aus Gelegenheitsarbeiten Leipziger Biologen entstand auch das Interesse des Autors an der bodenbiologischen Haldenbeobachtung, energisch ermuntert durch einen Besuch des Altmeisters der Bodenzologie, Prof. Wilhelm Kühnelt, in Leipzig 1957. Seit 1960 wurden systematische Forschungen zur Bodenbiologie mitteleutscher und lausitzer Halden seitens der Universität Leipzig gefördert. Nach 1969 (Verbot von Forschung zur Thematik „Bodenfruchtbarkeit“ in der DDR) liefen diese Arbeiten (reduziert) weiter über den Haushalt des Staatlichen Museums für Naturkunde - Forschungsstelle - Görlitz. Später beteiligte sich auch die Universität Halle hieran, bis nach der deutschen Vereinigung ein Neubeginn eintrat. Bis 1990 liegen Untersuchungen an 50 verschiedenen Standorten vor, von denen einige über 25 - 35 Jahre untersucht wurden. Die Ergebnisse sind in 35 Publikationen veröffentlicht. Seit 1991 wurden bodenbiologische Fragestellungen in wenigstens 4 Projekte im mitteleutschen, niederlausitzer und oberlausitzer Raum erneut aufgenommen.

* Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz, Postfach 30 01 54, D-02806 Görlitz

2. Einige Ergebnisse für Ostdeutschland im Überblick

Im folgenden wird ein kurzer Abriss der Ziele und Ergebnisse bodenzoologischer Untersuchungen an ostdeutschen Kippen und Halden gegeben. Details sowie das einschlägige Schrifttum sind bei BRÜNING et al. 1965, DUNGER 1968, 1989, 1991b und 1997a, b und ZERLING 1990 niedergelegt.

Zunächst waren **Grundkenntnisse** zu erarbeiten, welche Taxa wann und unter welchen ökologischen Bedingungen die Flächen besiedeln (Immigration), welche Bedeutung sie für die weitere Entwicklung der Standorte haben und ob sich charakteristische Besiedlungsabfolgen (Stadien) erkennen lassen. Solche Informationen wurden vor allem für rekultivierte Kippprohböden angestrebt, um Hinweise für die Rekultivierungspraxis ableiten zu können. Die Ergebnisse lassen aber auch Aussagen für natürliche Sukzessionen (unbeeinflusste Renaturierung) zu.

Der **Besiedlungsablauf** konnte für eine Reihe von Gruppen der Bodenfauna auf Artniveau verfolgt werden, so für Mikroarthropoden (Collembolen, Gamasinen), saprophage Makroarthropoden (Diplopoda, Isopoda) und Oligochaeten (Lumbriciden), zoophage Insekten (Carabiden, Staphyliniden) und andere Arthropoden (Chilopoda, Spinnen part.). Weitere Taxa konnten bislang nur als Gesamtgruppen (Oribatiden, Enchytraeiden u.a.) oder noch nicht (Protozoen, Nematoden) erfaßt werden.

Bei forstlicher ReKultivierung lassen sich bis zum Vorwaldstadium unter günstigen Bedingungen (pleistozäne Deckgebirgsmassen) 4 **Sukzessionsstadien** erkennen. Hierbei folgt dem Initialstadium schnell ein Pionieroptimum der Bodenfauna, in dem ein ineffizienter Abbau der ersten Streulagen eine unerwartet starke Entwicklung der Mikroarthropoden sowie deren Räuber sowohl nach der Siedlungsdichte als auch nach der Diversität ermöglicht. Dieses Pionieroptimum wird abgelöst einerseits durch wachsende Beteiligung von Makrosaprophagen, besonders Regenwürmern, an der Dekomposition, andererseits durch Umstrukturierungen innerhalb der Bodenmikroflora, was am Beispiel der Cellulosezersetzung deutlich wird. Mit dem Beginn des Vorwaldstadiums und der folgenden, nun deutlich verlangsamten Entwicklung, wächst der Anteil der K-Strategen in allen geprüften Gruppen der Bodenorganismen zusammen mit einem sukzessiven Ansteigen von Gesamtbesatz und Leistungsfähigkeit des Edaphons. Dieser Ablauf konnte unter optimalen Bedingungen (im Revier Berzdorf) in einem Zeitraum von etwa 40 Jahren verfolgt werden. Nichtmeliorierte saure tertiäre Röhrichsande zeigten auch 30 - 40 Jahre nach Schüttung noch keine Entwicklung über das Initialstadium hinaus.

Produktionsbiologisch läßt sich gut nachweisen, daß die Bodenfauna in pleistozän geprägten Rekultivierungsflächen bereits 10 - 15 Jahre nach der Aufforstung ein Dekompositionspotential hat, das dem gewachsener Böden in den Grundfunktionen entspricht. Andererseits blockiert die Unterentwicklung vor allem der saprophagen Makrofauna in meliorierten tertiären Kippprohböden z.B. des Reviers Böhlen bei Leipzig noch nach 20 Jahren einen normalen Streuabbau.

Zur Beurteilung der Neubesiedlung der Kippprohböden durch die Bodenfauna ist eine Orientierung an dem **landschaftsökologischen Leitbild** des „Ausgangszustandes“ generell wenig geeignet. Als falsch und gefährlich erwies sich das von den Behörden der DDR geforderte Ziel einer schnellen und maximalen Produktion. Bodenbiologisch ist trotz der raschen Herstellung der Grundfunktion unter günstigen Bedingungen die für eine nachhaltige Bodenfruchtbarkeit erforderliche Ausreifung der neu entstehenden Böden im Vordergrund zu sehen. Diesen Entwicklungsgrad hat noch keine der seit maximal 40 Jahren studierten Kippflächen erreicht. Soweit dies durch die **Rekultivierungstechnik** beeinflusbar ist, sollte von vornherein eine optimale Diversität angestrebt werden. Als grundsätzlich wichtige Vorbedingungen für eine schnelle und ausgewogene Besiedlung der Böden haben die Sicherung eines geeigneten Mesoklimas (vor allem Erhaltung der Bodenfeuchte), die Produktion von Nahrung am Standort und die Entgiftung des Rohbodens, insbesondere die Säureabpufferung, entscheidende Bedeutung.

Zur theoretischen Beschreibung der ökologischen Erfahrungen aus den Studien an der Besiedlung von (ostdeutschen) Kippen hat sich eine Weiterentwicklung des bereits 1916 von Clements

entwickelten Schemas der **Sukzession** als geeignet erwiesen (DUNGER 1991a). Die Erstansiedlung wird von den Faktoren der Biotopselektion gesteuert. Die hierauf folgende biozönotische Regulation läßt sich am klarsten an der Entwicklung des Verhältnisses von Meso- und Makrofauna vom Pionier- bis zum Vorwaldstadium verfolgen. Gleichzeitig zeigen sich Rückwirkungen auf den Zustand des Bodens (im Bereich des Humusprofils), d.h. eine Biotopregulation. Es lassen sich also Rückkopplungen aufzeigen, die für ein stadiales Fortschreiten der Ökogenese mitverantwortlich sind.

Die vorliegenden Erfahrungen zum Prozeß der **Immigration** lassen noch viele Fragen, besonders nach den realen Einwanderungswegen und -mechanismen, offen. Die näher untersuchten Mikroarthropoden (Collembolen) und pterygoten Insekten (Carabiden, Staphyliniden) lassen Verhaltensgruppen im Zuge der Immigration erkennen (Initialarten, Pioniere und Gleichgewichtsarten in verschiedenen Abstufungen). Die Einwanderungsphase ist für die Mehrzahl der Arten bereits nach 5 (Mikroarthropoden, viele Makroarthropoden) bis 20 (Lumbriciden, Isopoden, Gastropoden) Jahren abgeschlossen, soweit eine adäquate Entwicklung des Standortes vorausgesetzt werden kann. Der reale Ablauf der Kolonisation hängt also nach den hier gewonnenen Erfahrungen nicht nur von dem Immigrationsvermögen der besiedelnden Arten, sondern ebenso von der Biotopselektion der Standorte, d.h. deren Entwicklungszustand ab. Diese Bedingungen im Detail zu prüfen und zu berücksichtigen ist dann von besonderem Interesse, wenn vermutete Immigrationshemmnisse das „Eintreffen“ funktionell wichtiger Arten (z.B. Lumbriciden) verhindern und zu entscheiden ist, ob eine aktive Einführung („Inoculation“) Erfolg verspricht.

Die Anwendung bodenbiologischer Forschung in der Wiedernutzbarmachung devastierter Flächen beruht einerseits - wie bereits erwähnt - auf der Möglichkeit, Ziele und Maßnahmen der Melioration und der Rekultivierung objektiv zu beurteilen sowie wichtige Organismen notfalls aktiv einzuführen. Andererseits bietet die **bodenbiologische Indikation** ein wichtiges und differenziert einsetzbares Hilfsmittel zur Erfolgskontrolle der getroffenen Maßnahmen. Bislang wurden die Erfahrungen an ostdeutschen Halden vorrangig zur Entwicklung von Indikationsmethoden auf organismischer Grundlage ausgewertet. Es zeigte sich, daß die primär gewinnbaren bodenbiologischen Daten wie Zersetzungsleistung, Besiedlungsdichte und Biomasse für eine vergleichbare, d.h. für unterschiedliche Standortsverhältnisse anwendbare Diagnostik keine ausreichende Basis ergeben.

Diese Grundlagen konnten mit Erfolg in zweierlei Richtung ergänzt werden. Eine nähere **ökologische Analyse** z.B. zur Dominanz bestimmter Ernährungstypen oder von Anpassungstypen an konkrete Umweltbedingungen trägt zur Verfeinerung der Charakterisierung bei. Als wichtig hat sich vor allem das Verfolgen von biologischen Wechselwirkungen (im Sinne einer biozönotischen Regulation) erwiesen. Die andere erweiternde Richtung geht von einer möglichst weitgehenden Erfassung der **Artendiversität** aus. Die hierauf aufbauende Ableitung von Indizes bietet für die Beurteilung der Entwicklung von Bergbauflächen keinen Vorteil, weil es sich erwiesen hat, daß es sich hierbei nicht um kontinuierlich einem Endzustand zustrebende Ökogenesen handelt. Absolute Parameter sind also nicht aussagekräftig. Ein zwar aufwendiger, aber ergebnisträchtiger Weg ist dagegen das Aufstellen von Bodentier-Gesellschaften mit einer der Pflanzensoziologie entsprechenden Methodik. Auf dieser Grundlage konnten Anhaltspunkte zur Charakterisierung der **Stadienentwicklung** gewonnen werden, die sich vergleichend sowohl unter Bedingungen saurer tertiärer Haldenböden im mitteldeutschen Revier als auch besser gepufferter, stärker pleistozäner Böden im oberlausitzer Revier anwenden lassen.

Ein anderer Weg der bodenbiologischen Indikation geht von der Analyse des Bodens, besonders des **Humusprofils** aus. Die Kenntnis der Entwicklung der Bodenmakro- und -megafauna bildet hierbei die Grundlage für die Einschätzung der Bioturbation. Aus der Gesamtaktivität der Bodenfauna kann auf den zoogenen Anteil an der Strukturbildung geschlossen werden. Dieser Teil der Indikation ist noch wenig entwickelt und stützt sich auf das von KOBEL-LAMPARSKI und LAMPARSKI (1996) entwickelte Arbeitskonzept.

3. Weitere Forschungsziele

Ziel der Forschung in der nächsten Zukunft sollte es sein, bodenbiologisch schlüssige und rekultivierungspraktisch handhabbare Konzepte für die Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft zu begründen bzw. zu sichern. Hierbei stehen die folgenden Problemkreise im Vordergrund (DUNGER 1996):

- der Neubesiedlungsprozeß von Schüttmassen diverser geologischer Herkunft,
- die Wechselwirkung zwischen Bodenbildung und bodenbiologischer Sukzession,
- die bodenbiologische Indikation von Stadien und Entwicklungstendenzen in Böden der Bergbaufolgelandschaft und
- bodenbiologische Kriterien der Nachhaltigkeit von Bodenentwicklung und Bodenfruchtbarkeit in der Bergbaufolgelandschaft

4. Literatur

- BRÜNING, E., UNGER, H. und DUNGER, W. (1965): Untersuchungen zur Frage der biologischen Aktivierung alttertiärer Rohbodenkippen des Braunkohlentagebaues in Abhängigkeit von Bodenmelioration und Rekultivierung. *Z. Landeskultur* 6: 9-38.
- DUNGER, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues. Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 43 (2): 1-256.
- DUNGER, W. (1989): The return of soil fauna to coal mined areas in the German Democratic Republic. - In Majer, J.D. (ed.), *Animals in Primary Succession - The Role of Fauna in Reclaimed Lands*. Cambridge University Press: 307-337.
- DUNGER, W. (1991a): Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen. *Zool. Jb. Syst.* 118: 423-447.
- DUNGER, W. (1996b): Wiederbesiedlung der Bergbaufolgelandschaft durch Bodentiere. - In: Hänsel, W. (ed.), *Umgestaltung in der Bergbaulandschaft*. - *Abh. Sächs. Akad. Wiss., Math.-nat. Klasse* 57 (3): 51-61.
- DUNGER, W. (1996): Bewertung von Leistungsfähigkeit und Nutzungsbereich der bodenbiologischen Analytik im Rahmen des Renaturierungs- und Rekultivierungsgeschehens in der Bergbaufolgelandschaft. - In: Hüttl, R.F. (ed.), *Workshop Innovationskolleg Bergbaufolgelandschaften, Cottbus 1996*.
- DUNGER, W. (1997a): Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zur faunistischen Besiedlung von Kippböden. - In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlenbergbau und Rekultivierung*; im Druck.
- DUNGER, W. (1997b): Immigration, Ansiedlung und Primärsukzession der Bodenfauna auf jungen Kipp-Böden. - In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlenbergbau und Rekultivierung*; im Druck.
- KOBEL-LAMPARSKI, A. und LAMPARSKI, F. (1996): Entwicklung von Morphologie und Systemeigenschaften bei Humusprofilen. In: Hüttl, R.F. (ed.), *Workshop Innovationskolleg Bergbaufolgelandschaften, Cottbus 1996*.
- THUM, J., WÜNSCHE, M. und FIEDLER, H.J. (1992): Rekultivierung im Braunkohlenbergbau der östlichen Bundesländer. - In: Rosenkranz, D., Einsele, G. und Harress (eds.), *Bodenschutz*. 10. Lfg.
- ZERLING, L. (1990): Zur Sukzession von Kleinarthropoden, insbesondere Collembolen, im Bodenbildungsprozeß auf einer landwirtschaftlich genutzten Braunkohlenkippe bei Leipzig. *Pedobiologia* 34: 315-335.

Förderung bodenmikrobiologischer Eigenschaften von Kippenböden durch den Einsatz organischer Reststoffe

von

Emmerling, C.¹; Liebner, C.²

Im Rekultivierungsgebiet der Niederlausitz stehen zumeist retentionsschwache (hinsichtlich des Wasserhaushaltes) und nährstoffarme quartäre Sande und Anlehmsande, extrem saure tertiäre Kohle(an)lehmsande und Mischsubstrate für die Wiedernutzbarmachung zur Verfügung. Für eine Rückführung des Tertiärmaterials in eine agrarische oder forstliche Nutzung ist zunächst eine Grundmelioration mit Asche zur Anhebung der pH- Werte und eine NPK- Grunddüngung erforderlich. Durch die Verwendung organischer Reststoffe als Bodenverbesserungsmittel soll die Bodenfruchtbarkeit schnell und nachhaltig wiederhergestellt werden. Desweiteren können durch ihren Einsatz Mineraldünger ersetzt werden. Im folgenden Beitrag wird der Einfluß verschiedener organischer Reststoffe auf mikrobielle Stoffwechselaktivitäten in jungen Kippenböden aus unterschiedlichen Substraten vorgestellt.

Material und Methoden

1. Freiland- Versuch NOCHTEN

Der Freilandversuch Nochten wurde 1995 angelegt. Als Standortvarianten wurden quartäre Anlehmsande (mSI), tertiäre lehmige Sande (xIS), Gemengesande (Gx'S) und Gemeengeanlehmsande (Gx'SI) geprüft. Die Proben entstammen den Bodenwertstoffvarianten: Kontrolle (NPK- Grunddüngung), 5t TS ha⁻¹ Klärschlamm (5 KS), 5t TS ha⁻¹ Klärschlamm + 5t TS ha⁻¹ Kohletrübe (5 KS+ 5 KT), sowie 50t TS ha⁻¹ Biogrünkompost (50 BGK). Die durch die Wertstoffe verabreichten NPK- Gehalte wurden bei der Düngung angerechnet (15% des Nt, 100% von Pt, Kt).

2. Großgefäße- Versuch

In einem Großgefäßversuch (1,4 m²) auf dem Institutsgelände des FIB wurden im August 1995 verschiedene organische Reststoffe in vierfacher Wiederholung bis in 30cm Tiefe eines aschemelierten Kohlelehmsandes eingemischt: Kontrolle - 10t TS ha⁻¹ Klärschlamm - 25t TS ha⁻¹ Klärschlamm + 100t TS ha⁻¹ Kohletrübe - 25t TS ha⁻¹ Klärschlammkompost (Rottegrad V) - 50t TS ha⁻¹ Bio- Grünkompost - 500t TS ha⁻¹ Bio- Grünkompost. Die NPK - Gehalte der Wertstoffgaben wurden wie oben angerechnet.

Die pH- Werte wurden potentiometrisch in 0,01M CaCl₂- Lösung, die C- und N- Gehalte durch trockene Veraschung im Sauerstoffstrom (LECO- CHN 1000) bestimmt. Die Basalatmung und die Substratinduzierte

¹ Universität Trier, FB VI/Abt. Bodenkunde, 54286 Trier (emmerling@uni-trier.de)

² Forschungsinst. f. Bergbaufolgelandschaften (FIB), Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde

Respiration wurden nach Anderson und Domsch (1978) mittels Infrarotgasanalysator (Heinemeyer et al. 1989) erfaßt. Die Bestimmung der Dimethylsulfoxid- Reduktaseaktivität erfolgte nach Alef & Kleiner (1989), die der Fluoresceindiacetat (FDA)- Hydrolyseaktivität nach Schnürer & Rosswall (1982), die Saccharaseaktivität (SAA) nach Schinner & von Mersi (1990) und die alkalische Phosphataseaktivität (aPA) nach Tabatabai & Bremner (1969). Die Probennahmen erfolgten im Frühjahr 1996.

Ergebnisse und Diskussion

1. Freilandversuch NOCHTEN

Im quartären Substrat (mSl) und den beiden Gemengesubstraten Gx'S und Gx'Sl lagen im Frühjahr 1996 die bodenmikrobiologischen Eigenschaften auf einem ausgesprochen niedrigen Niveau (Abb.1). In diesen sandigen Substraten war eine leichte Förderung der SIR, SAA, aPA und FDA-Hydrolyseaktivitäten durch die Applikation von Klärschlamm, Biogrünkompst sowie des Klärschlamm-Kohletrübe- Gemisches zu erzielen (Abb.1), was indirekt durch eine gleichzeitige Erhöhung humoser Anteile (Tab.1) und die hierdurch verbesserten bodenphysikalischen Eigenschaften, wie eine erhöhte Wasserkapazität, erklärt werden kann. Deutlich höhere Aktivitäten zeigte die tertiäre Fläche xlS (Abb.1; s.a. Abb.2). Dies ist ebenfalls durch die insgesamt günstigeren bodenphysikalischen Eigenschaften aufgrund der Kohlebeimengungen zu erklären. Unterschiede im pH- Wert zwischen den Substraten und den Wertstoffvarianten konnten nicht ermittelt werden. In der Tertiärfläche wurden die höchsten Aktivitäten in der 5t KS-, gefolgt von der 50t BGK- Variante ermittelt (Abb.1). In dem kohlehaltigem Material scheint sich v.a. die Zufuhr von leicht verwertbarer organischer Substanz, speziell von N-reichen Verbindungen, stimulierend auf die mikrobiellen Stoffwechselaktivitäten auszuwirken. Bei insgesamt vergleichsweise hohem Aktivitätsniveau lagen die Aktivitäten nach Applikation von Klärschlamm in Kombination mit Kohletrübe relativ niedrig, da in dieser Variante die Substratversorgung der Mikroflora durch die Erweiterung des C/N- Verhältnisses eventuell verschlechtert wird.

Tab. 1: Ct- Gehalte (Median (± Std. abw.), 0-30cm) der untersuchten Kippsubstrate im Freilandversuch NOCHTEN 1996

Variante	Ct- Gehalte (%)			
	mSl	xlS	Gx'S	Gx'Sl
Kontrolle	0,26 (0,03)	2,82 (0,60)	0,47 (0,09)	0,28 (0,16)
5 KS	0,30 (0,02)	2,63 (0,63)	0,34 (0,04)	0,33 (0,23)
50 BGK	0,53 (0,08)	3,06 (0,52)	0,46 (0,08)	0,44 (0,06)
5 KS + 5 KT	0,36 (0,04)	2,41 (0,11)	0,43 (0,04)	0,43 (0,04)

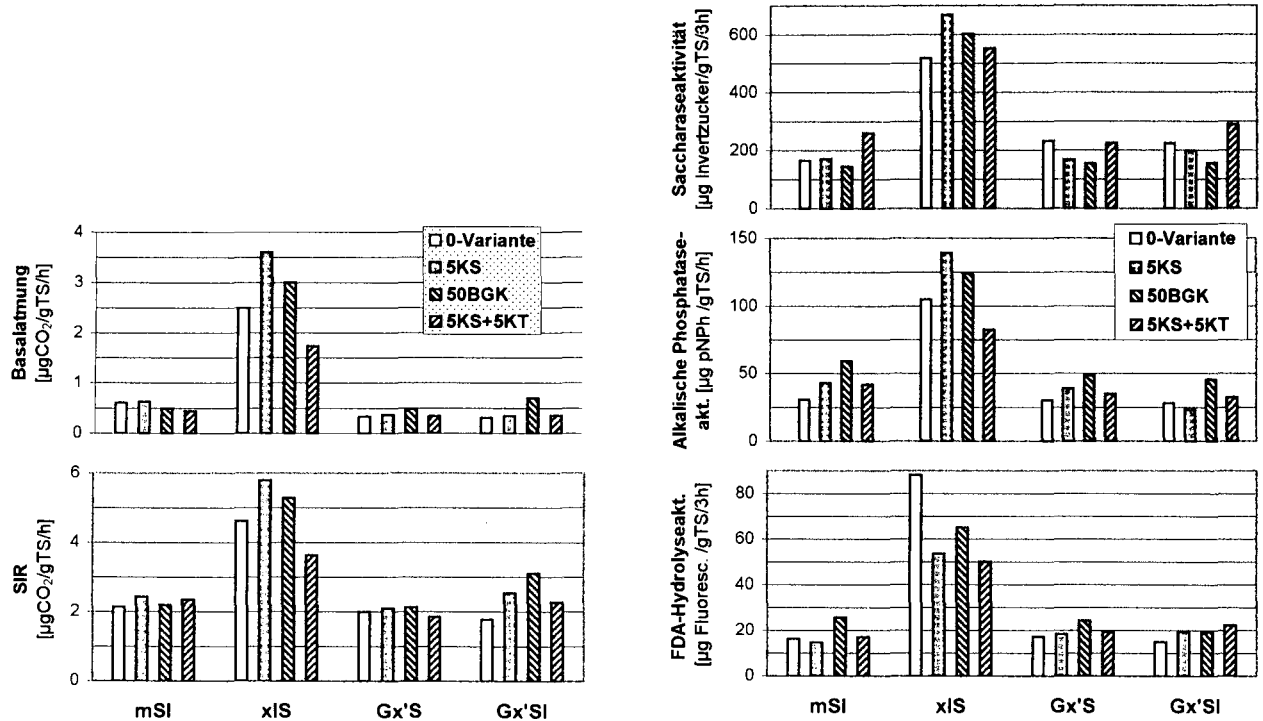


Abb.1: Respirationsraten und Enzymaktivitäten in Abhängigkeit von Kippsubstraten und Bodenwertstoffapplikationen- Freilandversuch NOCHTEN, Frühjahr 1996, 0-30cm (n=4); angegeben sind die Mediane

2. Großgefäße- Versuch mit einem aschemelierten Kippkohlelehmsand

Durch die Zufuhr organischer Reststoffe konnten bereits kurzfristig die bodenmikrobiologischen Eigenschaften des tertiären Kippbodens stimuliert werden (Abb.2). Mit steigender Klärschlammapplikation und Kompostgabe nahmen die Basalatmung und SIR im Vergleich zur Kontrolle signifikant zu ($p < 0,05$; Nemenyi- Test). Auffällig war, daß mit kompostierten Substraten, wie z.B. Klärschlammkompost oder 50t Grünkompost, eine geringere Förderung eintrat, als mit der gleichen Menge an Frischsubstrat (25t KS+100KT). Erst bei hohen Aufwandmengen, wie z.B. 500t Grünkompost, waren die mikrobiellen und Enzymaktivitäten wieder stark erhöht. Dieser Effekt ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß die frischen Substrate eine bessere Nährstoffversorgung für die Bodenmikroorganismen darstellen, als die kompostierten Substrate. Letztere können sich aber mittelfristig aufgrund ihrer stabileren Humusbestandteile günstig auf die Bodenfruchtbarkeit der Kippsubstrate auswirken.

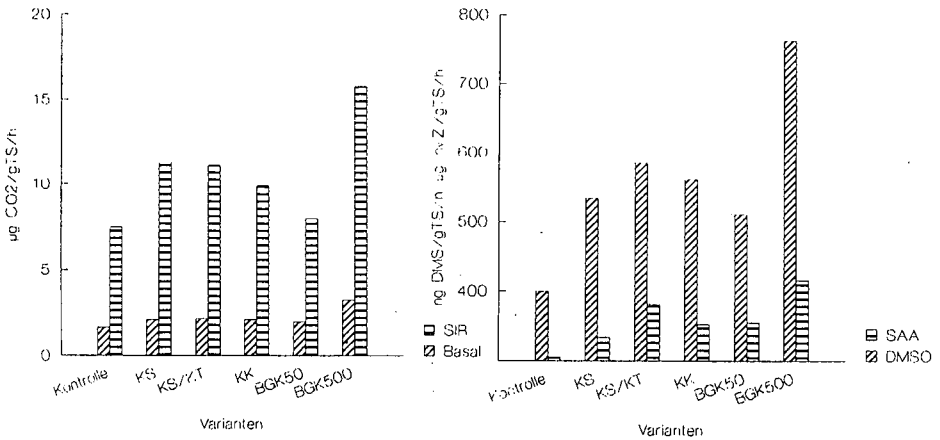


Abb. 2: Bodenatmung (Basalatmung, Substratinduzierte Respiration), Enzymaktivitäten (Saccharaseaktivität) und mikrobielle Aktivitäten (DMSO) eines aschemelierten tertiären Kohlelehmsandes in Abhängigkeit von der Applikation verschiedener organischer Reststoffe (Frühj. 1996, Mittelwerte aus n=4, 0-30cm Tiefe)- Gefäßversuch

Schlußfolgerungen

An sandigen, retentionsschwachen quartären Substraten konnte bereits im zweiten Versuchsjahr eine leichte Förderung bodenmikrobieller Eigenschaften durch die Zufuhr organischer Reststoffe erzielt werden. Dabei werden positive Wirkungen indirekt auch über die Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften durch die Zufuhr organischer Substanzen erreicht. Bei kohlehaltigen tertiären Substraten scheint dagegen eine kurzfristige Stimulation v.a. durch die Zufuhr leicht verfügbarer, N-reicher Substanzen möglich zu sein. Eine weitere Zufuhr von Kohle vermindert eventuell die Nährstoffverfügbarkeit für die Bodenmikroflora.

Erodierbarkeit von anthropogenen Löß-Auftragsböden und Einfluß biogener Makroporen auf das Erosionsausmaß

von

Feldwisch, N.*

1. Einleitung

Die Erosionsanfälligkeit von Löß-Neuland wird meist im Vergleich mit entsprechenden Löß-Altland höher eingeschätzt (PAUL 1963, REUTZEL & BORCHERT 1968). Die Erosionsanfälligkeit von Neuland wird vor dem Hintergrund folgender Aspekte diskutiert:

- mechanische Beanspruchung des Bodenmaterials während der Umlagerung und der Rekultivierung und daraus resultierender Untergrundverdichtungen und geringerer Gesamtporenvolumen
- geringere biologische Aktivität (insbesondere geringerer Humusgehalt und Regenwurmbesatz)
- geringere Aggregatstabilität

Dem gegenüber zeigen Felduntersuchungen mit simuliertem Niederschlag, daß nicht von einer grundsätzlich höheren Erodierbarkeit von Löß-Neuland im Vergleich zu Löß-Altland ausgegangen werden kann (GUSTAVSON 1982, STEIN et al. 1983, FELDWISCH et al. 1991, FELDWISCH 1995). Diese Versuche stehen im Einklang mit Feldbeobachtungen: Neuland wirkt optisch häufig rauher, d.h. weniger verschlämmt als Altland, insbesondere im Vergleich zu stark lessivierten Parabraunerden mit geringem Tongehalt.

Im folgendem wird auf Untersuchungsergebnisse aus dem Rheinischen Braunkohlerevier eingegangen, die im Rahmen eines Gutachtens im Auftrag der Rheinischen Braunkohle Werke AG (FELDWISCH et al. 1991) erhoben wurden.

2. Material und Methoden

Auf zwei Löß-Neulandstandorten und einem Löß-Altlandstandort wurden Parzellenversuche mit simuliertem Niederschlag durchgeführt. Je Standort wurden 20 Parzellen (12.4 m², 1.8 m breit, 7.3 m lang) mit einem Schwenkdüsenregner jeweils dreimal beregnet. Die Parzellen wiesen Hangneigungen zwischen 1 und 7 % auf. Der genaue Versuchsaufbau und eine detaillierte Standortbeschreibung kann bei FELDWISCH (1995) nachgelesen werden. Bodenphysikalische und -chemische Kennwerte der Standorte können Tabelle 1 entnommen werden.

Für Laboruntersuchungen wurden Bodenproben aus dem Pflughorizont entnommen. Die Aggregatstabilität nach der Perkulationsmethode wurde anhand von Bodenproben aus unmittelbarer Nähe der Freilandparzellen der Standorte *Eschweiler* und *Bourheim* ermittelt. Die gesättigte Leitfähigkeit wurde in Anlehnung an unter Verwendung eines Haubenparameter nach im Gegenstromverfahren gemessen; dazu wurden Stechzylinder (250 cm³) im Labor mit lufttrockenen Bodenmaterial aller drei Standorte gefüllt und durch leichtes Austoßen auf eine Lagerungsdichte von ca. 1.0 g/cm³ eingestellt. Jeweils 18 Meßwiederholungen wurden an unberegneten bzw. 5 bis 40 Minuten lang beregneten Proben vorgenommen (Schwenkdüsen-Laborregner, 70 mm/h). Zur Bestimmung der Oberflächenrauigkeit in Abhängigkeit von der Niederschlagsdauer wurde Kästen (20cm·15cm·5cm, Länge·Breite·Höhe) mit lufttrockenen Bodenmaterial der Standorte gefüllt und anschließend 5 bis 20 Minuten mit dem o.g. Laborregner beregnet. Daran schloß sich die Erfassung der Oberflächenrauigkeit mit Hilfe eines Lasers an, der nach dem Prinzip der optischen Triangulation in Schrittlängen von 0.1 mm die Oberflächenrauigkeit erfaßt. Je Probenkasten wurden 5 parallele Meßstrecken der Länge 10 cm sowohl vor als auch nach der Beregnung erfaßt. Das Verhältnis aus Profillänge zu Meßstrecke ergibt das Rauheitsmaß (RZ).

* Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstraße 3, 35390 Gießen

Tab. 1: Bodenphysikalische/-chemische Kennwerte der Versuchsstandorte (Ap-Horizont)

a) Neulandstandorte	Wiedenfelder Höhe		Eschweiler	
	Parameter (Gew.-%)	MW ¹	Min/Max ²	MW
Sand	5.2	(2.0 - 12.4)	4.8	(3.9 - 6.2)
Schluff	81.0	(73.8 - 85.7)	77.9	(75.3 - 79.6)
Ton	13.8	(11.5 - 15.5)	17.2	(15.4 - 19.0)
CaCO ₃	6.1	(3.3 - 8.8)	1.8	(0.7 - 3.3)
org Subst.	1.0	(0.7 - 1.3)	1.3	(0.8 - 1.5)
Corg/Nt (Verhältniszahl)	13.7	(12.2 - 14.7)	10.6	(9.7 - 12.6)

b) Altlandstandort Bourheim	Parabraunerde ³		erod. Parabraunerde ⁴		Kolluvisol ⁵	
	Parameter (Gew.-%)	MW	Min/Max	MW	Min/Max	Min/Max
Sand	4.2	(3.9 - 4.8)	4.4	(4.1 - 4.8)	5.3	(5.1 - 5.3)
Schluff	85.6	(84.4 - 86.5)	82.3	(81.6 - 82.9)	84.7	(83.5 - 86.5)
Ton	10.2	(9.2 - 11.5)	13.3	(12.5 - 14.1)	10.0	(8.4 - 11.4)
CaCO ₃	< 0.1	-	< 0.1	-	< 0.1	-
org Subst.	2.0	(1.8 - 2.2)	2.1	(2.0 - 2.3)	2.4	(2.2 - 2.5)
Corg/Nt (Verhältniszahl)	10.5	(9.9 - 11.2)	10.8	(9.9 - 12.9)	11.2	(10.8 - 11.5)

Erläuterung: ¹ MW = arithmetischer Mittelwert, ² Min/Max = Minimum- und Maximumwert, ³ Parabr. am Oberhang zwischen 1 und 4 % Gefälle, ⁴ erod. Parab. bei 6.5 % Gefälle, ⁵ Koll. am Hangfuß bei 2.6 % Gefälle

3. Ergebnisse

Die Abflußsumme war unabhängig von der Hangneigung, während die Abtragssumme signifikant mit dem Gefälle zunahm (Abb. 1) (FELDWISCH & MOLLENHAUER 1993, FELDWISCH 1995). Die Ergebnisse des Standortes *Eschweiler* wurden durch eine hohe Regenwurmaktivität stark beeinflusst. Regelmäßige Stall-

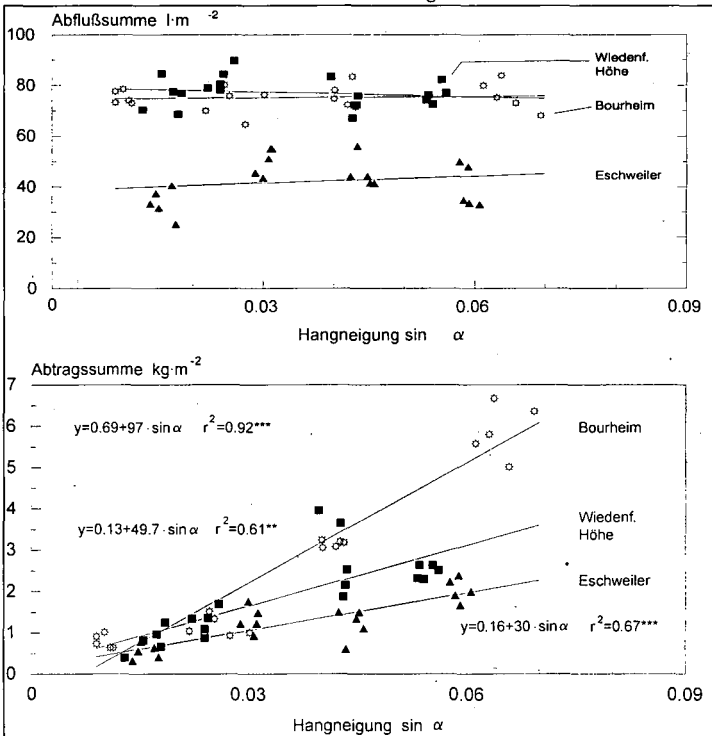


Abb. 1: Abfluß- und Abtragssummen der drei Beregnungsläufe (Freilandparzellen)

mistgaben und im Herbst auf dem Feld belassenes Zuckerrübenblatt führte im darauffolgenden Frühjahr zur Zeit der Versuche zu einem hohen Besatz an *Lumbricus terrestris*. Die daraus resultierenden biogenen Makroporen reduzierten den Abfluß im Vergleich zu den anderen Standorten um ca. 45 % (s.u.)

Aus den Abtragsergebnissen können K-Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung berechnet werden (Tab. 2). Die Neulandstandorte weisen mit K-Faktoren zwischen 0.43 und 0.49 eine hohe Erodierbarkeit auf. Im Vergleich zum Altlandstandort *Bourheim* läßt sich jedoch keine generell

höhere Erodierbarkeit feststellen. Untersuchungen von GUSTAVSON (1982) auf rekultivierten Standorten und den dazugehörigen Altlandflächen führten zu einem vergleichbaren Ergebnis; die Versuche fanden auf Lößböden mit der Bodenart schluffiger Lehm bzw. tonig-schluffiger Lehm statt. Die K-Faktoren für die rekultivierten Standorte lagen im Mittel bei 74 % des K-Faktors der korrespondierenden Altlandfläche. Zu einer anderen Einschätzung kommen STEIN et al. (1983). Deren Versuche auf Standorten mit der Bodenart schluffiger Lehm ergaben für zwei Neulandstandorte im Vergleich zum korrespondierenden Altland einen

Tab. 2: K-Faktoren (Erodierbarkeit) der Standorte

Standort	Bodentyp ¹ (Gefälle)	K-Faktor
Wiedenfeld	YY (1,6 - 5,5 %)	0,43
Eschweiler	YY (1,6 - 5,9 %)	0,49 ²
Bourheim	LL (1,0 %)	0,42
	LL (4,2 %)	0,58
	erod. LL (6,5 %)	0,74
	YK (2,6 %)	0,30

¹ Kürzel nach KA 4 ² nach Korrektur des Regenwurmeinflusses

etwa doppelt so hohen K-Faktor, wohingegen der dritte Neulandstandort einen 30 % niedrigeren K-Faktor als die vergleichbare Altlandfläche aufwies. In diesem Zusammenhang muß festgestellt werden, daß die Beeinflussung der Erodierbarkeit des Neulandes im Vergleich zum Altland standortabhängig ist, so daß eine Überprüfung der K-Faktoren der Neulandstandorte mit unterschiedlichem Bodenmaterial und Rekultivierungsverfahren notwendig ist.

Die gesättigte Leitfähigkeit und die Oberflächenrauigkeit in Abhängigkeit von der Beregnungsdauer werden in Abb. 2 gezeigt. Zwischen den beiden Neulandstandorten und dem Altlandstandort (Parabraunerde) lassen sich keine eindeutigen Unterschiede erkennen. Sowohl die Ergebnisse zur gesättigten Leitfähigkeit

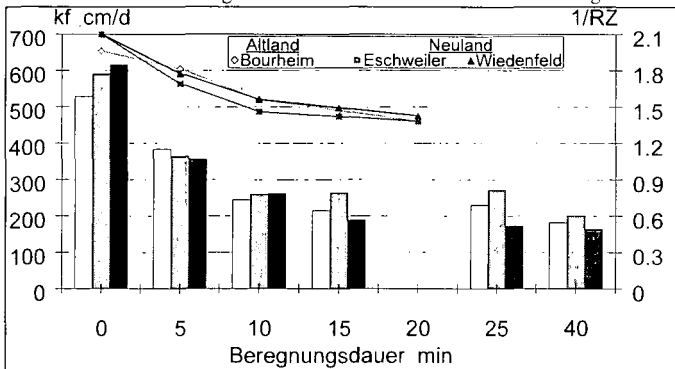


Abb. 2: Gesättigte Leitfähigkeit und Oberflächenrauigkeit in Abhängigkeit von der Beregnungsdauer (Laborversuche; Bourheim: Parabraunerde) (nach MÜLLER 1993 und GÖRK 1993)

als auch zur Oberflächenrauigkeit verdeutlichen die hohe Verschlämungsneigung der Proben; schon nach 10 min Beregnung sind die Proben so stark verschlämmt, daß sich bei weiterer Beregnung die Kf- und RZ-Werte kaum noch verändern. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit den Parzellenversuchen, bei denen auch zwischen 5 und 10 min Beregnung ein sprunghafter Anstieg der Abflußrate gemessen wurde (FELDWISCH 1995).

Die Untersuchungen zur Aggregatstabilität nach Perkolationsmethode zeigen deutliche Unterschiede zwischen Neu- und Altlandstandorten (Tab. 3). Während für den Neulandstandort *Eschweiler* eine Perkolatmenge von 24 ml/10min gemessen wurde, lag die Perkolatmenge beim Altlandstandort *Bourheim* im Mittel mit 217 ml/10min etwa eine Zehnerpotenz höher. Ähnliche Ergebnisse auf anderen Standorten wurden schon von FELDWISCH et al. (1991) ermittelt, wobei Löß-Pararendzinen dem Neuland vergleichbar

Standort	Perkolat nach 10 min in ml															
	Bodentypen des Altland-Standortes und Gefällebereich															
	Gesamt			LL (1,0 %)			LL (4,2 %)			erod. LL (6,5 %)			YK (2,6 %)			
Mw	min	max	Mw	min	max	Mw	min	max	Mw	min	max	Mw	min	max		
Eschweiler	24	13	39	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--		
Bourheim	217	81	398	268	204	398	187	111	336	128	81	165	283	192	336	

geringe Perkolatwerte aufwiesen. Im Hinblick auf die Differenzierung der Erodierbarkeit von Neu- und Altlandstandorten ist der Perkolatstest offensichtlich kein geeignetes Instrument, da die Ergebnisse des Perkolatstests (Gesamtwerte) und der K-Faktorberechnung gegenläufige Tendenzen aufweisen. Die Aggregatstabilitätswerte der einzelnen Bodentypen des Standortes *Bourheim* zeigen auffallend gleichgerichtete Abstufungen, wie sie bei den K-Faktoren festgestellt wurden (Tab. 2). Diesem Aspekt sollte bei weiteren Untersuchungen nachgegangen werden.

Im Gegensatz zu den unheillichen Zusammenhang zwischen Aggregatstabilität nach Perkolatstest und K-Faktoren bestehen gute Zusammenhänge zwischen den Perkolationsergebnissen und einzelnen Abflußparametern (Tab. 4). Steigende Aggregatstabilität bewirkte z.B. eine signifikante Abnahme der Abflußsumme in den ersten Berechnungsläufen um ca. 6.7 l/m^2 bei *Eschweiler* und um ca. 6 l/m^2 bei *Bourheim*. Auch die Abflußbildung wurde verzögert: der 150. Liter (12.5 l/m^2) bei *Bourheim*-floß mit einer zeitlichen Verzögerung von 5.5 min von den Parzellen mit hoher Aggregatstabilität ab. Des weitern wurde die max. Abflußrate durch steigende Aggregatstabilität verringert; bei *Eschweiler* sank die max. Abflußrate (Spanne : $0.62\text{-}0.79 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) signifikant um $0.16 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$.

Tab. 4: Korrelationskoeffizienten zwischen der Aggregatstabilität nach Perkolationsmethode und Abflußparametern der Freilandparzellen (n=20)

Standort	Abflußsumme				Abflußzeit bis zum x-ten Liter ¹			max. Abflußrate ¹
	1. Lauf	2. Lauf	3. Lauf	Gesamt	50	100	150	
Eschweiler	-0,56**	-0,26	-0,02	-0,38	+0,36	+0,45*	n.b.	-0,49*
Bourheim	-0,53*	-0,41	-0,29	-0,55*	+0,53*	+0,61**	+0,64***	-0,38

¹ 1. Lauf, Signifikanzniveau: 95 %, 99 % bzw. 99.9 % Sicherheitswahrscheinlichkeit **, *, bzw. ***

Der Einfluß der biogenen Makroporen auf das Erosionsausmaß kann nur näherungsweise errechnet werden, da keine direkten Messungen der Dränleistungen vorgenommen wurden. Wird die Abflußdifferenz zwischen dem Standort *Eschweiler*, der eine hohe Regenwurmtätigkeit und folglich eine große Anzahl an der Bodenoberfläche offener Makroporen aufwies, und den beiden anderen Standorten als Effekt der biogenen Makroporen gewertet, dann berechnete sich eine durchschnittliche Dränleistung je kartierter Makropore (an der Bodenoberfläche offen) von 15 bis 27 l/h (FELDWISCH 1995). Im Vergleich zu anderen Autoren sind diese berechneten Dränleistungen relativ hoch, jedoch erscheinen sie aufgrund der Feldbeobachtungen plausibel. Einschränkend muß jedoch gesagt werden, daß die Bioturbation von Regenwürmern die Wasserleitfähigkeit des Bodens auch dann erhöht, wenn die Regenwurmgänge an der Bodenoberfläche nicht offen sind (SKAMBRACKS et al. 1996), so daß die errechneten Dränleistungen sicherlich tendenziell überhöht sind.

LITERATUR

FELDWISCH, N. (1995): Hangneigung und Bodenerosion. Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 3, Justus-Liebig-Universität Gießen, 159 S.

FELDWISCH, N., K. MOLLENHAUER (1993): Einfluß der Hangneigung auf den Bodenabtrag auf Löß-Neulandflächen. DBG-Mitteilungen 72/II, S. 1157-1161.

FELDWISCH, N., K. MOLLENHAUER, H.-G. FREDÉ (1991): Bodenkundlich-kulturrtechnische Untersuchungen zur Frage der maximal zulässigen Hangneigung bei Löß-Neulandflächen unter Erosionsgesichtspunkten. Abschlußbericht aus dem Institut für Landeskultur im Auftrag der Rheinbraun AG.

GÖRK, H. (1993): Bestimmung der Oberflächenrauigkeit. Diplomarbeit am Institut für Landeskultur, Gießen.

GUSTAVSON, D.D. (1982): Erodibility of selected reclaimed soils. MS Thesis, Library University of Illinois at Urbana-Champaign, Illinois, USA.

MÜLLER, P. (1992): Dynamik der Oberflächenverschlämmung. Diplomarbeit am Institut für Landeskultur, Gießen.

PAUL, A. (1963): Untersuchungen über die Ursache und Verhütung von Erosionsschäden in Verbindung mit Flurbereinigung - Untersuchungen im Rheinischen Braunkohlegebiet. Gesamtbereich 1963, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Institutsleiter KURON, Universität Gießen.

REUTZEL, W., H. BORCHERT, H. WEBER (1968): Untersuchungen von Meliorationsmaßnahmen gegen Wassererosion und Untergrundverdichtung. Forschungsbericht des Instituts für Landeskultur der Universität Gießen im Auftrag von Rheinbraun.

Skambracks, D., O. Gemesi, W. Topp (1996): Die Leistungsfähigkeit von Regenwürmern in einem Löß-Boden. DBG-Mitteilungen (dieser Band).

STEIN, O.R., C.B. ROTH, W.C. MOLDENHAUER, D.T. HAHN (1983): Erodibility of selected Indiana reclaimed strip mined soils. Proc. of the 1983 Symp. on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation. University of Kentucky: 101-106.

Bodenfauna und Mikroorganismen in "Substraten" der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft - Initiale für eine Bodenentwicklung?

von

Fromm, H.; Hahn, B.; Wiegleb, G.*

Einleitung

Im Rahmen des Verbundvorhabens LENAB (Leitbilder für naturnahe Bereiche) sollen Beiträge und Handlungskonzepte zur ökologischen Optimierung von Flächen („Renaturierung“) in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft (BFL/Brandenburg) erarbeitet werden (Bröring et al. 1995). Ziel ist dabei eine sich selbst organisierende Landschaft, in der die natürlichen Entwicklungspotentiale terrestrischer Offenlandbereiche genutzt werden. Als Umweltqualitätsziele gelten neben dem Arten- und Biotopschutz auch der abiotische Ressourcenschutz. Ein wesentlicher Faktor für die Bodenentwicklung auf den verkippten Abraummassen ist neben der Zufuhr organischen und anorganischen Materials die Aktivität und Biomasse von Bodenorganismen als Destruenten. Charakteristisch für diese „Substrate“ sind, sofern nicht melioriert, die besiedlungsfeindlichen, tertiären Ausgangsbedingungen mit z.T. hohen Anteilen an Kohlerückständen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten an Bodenmaterial von 25 ausgewählten Untersuchungsstandorten in den Sanierungsgebieten „Schlabendorf“ und „Lauchhammer/Plessa“ auf Kippenflächen unterschiedlichen Alters (5-50 Jahre) und unterschiedlicher Vegetationszusammensetzung sowie auf gewachsenem Boden. Sechs der 25 Punkte sind schwerpunktmäßig dargestellt. Neben der Bestimmung bodenchemischer und -physikalischer Parameter wurden mikrobiologische und zoologischen Untersuchungen durchgeführt. Auf jeder Fläche wurden bis in 30 cm Tiefe im 10 cm Tiefenabstand 40 Einzelproben entnommen und jeweils zu einer Mischprobe vereinigt. Die Probenvorbereitung umfasste: Sieben auf 2 mm, Einstellung auf 40 - 60 % der max. Wasserkapazität, Lagerung bei - 20° C, Auftauen (bei 4° C) und Angleichung an die Raumtemperatur 24 h vor der Messung. Zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität wurden u.a. die Basalatmung (Heinemeyer-Apparatur), die Wärmefreisetzung (Mikrokalorimeter) sowie die Dimethylsulfoxid (DMSO)-Reduktion (GC; DANI 86.10) gemessen. Die mikrobielle Biomasse wurde nach der Methode der Substratinduzierten Respiration (SIR) (Anderson & Domsch 1978) erfaßt, wobei den Böden abweichend von der Originalvorschrift ein Glucose-Hefegemisch (1 : 1) als Substrat zugesetzt wurde. Im Oktober 1996 erfolgte ein

* Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Allgemeine Ökologie, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus, e-mail: hen@umwelt.tu-cottbus.de

Monitoring der Lumbriciden durch Handauslese (vier 0,25 m² große und 30 cm tiefe Entnahmestellen). Aufgrund der geringen Wiederbesiedlungsrate der Kippenflächen wurde ein Transekt im 4 m Abstand von „gewachsenem“ Boden auf gekipptes „Substrat“ gelegt (Schlabendorf-Süd), wobei der Übergang an der Vegetation erkennbar war.

Ergebnisse

In den Substraten der untersuchten Standorte dominierte die Sandfraktion mit geringen maximalen Wasserhaltekapazitäten von 17 % (1.3.1) bis 38 % (3.2.5). Die pH-Werte lagen im mittel sauren bis sehr stark sauren Bereich unter *Calluna* (Tab.1). Die Humusgehalte sowie die Gesamtstickstoffgehalte stiegen von der offenen *Corynephorus*-Flur (Silbergras) (4.1.1) über den krautreichen Kurzgrasrasen (4.1.2) zum dichten *Calamagrostis*-bestand (4.1.3) an. Die hohen organischen Kohlenstoffgehalte unter *Calluna* (3.2.5) waren auf den hohen Anteil an Kohlerückständen zurückzuführen.

Tab.1: Chemische Charakterisierung von sechs Untersuchungsstandorten

Standort	Tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Ec (¹⁾)	C _{org} (%)	N _t (%)	C / N	S _t (%)	NO ₃ ⁻ -N (²⁾)	SO ₄ ²⁻ -S (²⁾)
1.3.1 Kippe 10 Jahre <i>Corynephorus</i>	0 - 10	4,3	125,0	0,51	0,03	18,14	0,02	0,03	5,88
	10 - 20	4,0	39,7	0,45	0,04	11,74	0,02	0,04	1,09
	20 - 30	4,0	74,7	0,42	0,02	23,44	0,03	0,02	5,52
2.2.5 Kippe 7 Jahre vegetationslos	0 - 10	5,0	56,3	0,33	0,01	33,00	0,02	0,02	0,62
	10 - 20	4,0	51,7	0,30	0,01	30,00	0,02	0,04	0,68
	20 - 30	4,0	67,8	0,27	0,03	9,00	0,01	0,01	0,50
3.2.5 Kippe ca. 40 Jahre <i>Calluna</i>	0 - 10	3,3	51,2	2,66	0,08	31,64	0,07	0,08	2,44
	10 - 20	3,2	57,1	1,63	0,06	25,50	0,05	0,02	1,15
	20 - 30	3,2	56,6	1,30	0,05	24,15	0,04	0,04	1,30
4.1.1 Kippe ca. 50 Jahre offene <i>Corynephorus</i>	0 - 10	4,6	16,4	0,27	0,03	9,57	0,01	0,06	5,57
	10 - 20	4,7	14,6	0,07	0,02	4,25	0,01	0,03	0,81
	20 - 30	4,9	14,8	0,04	0,02	2,50	0,01	0,03	0,50
4.1.2 Kippe ca. 50 Jahre Wildkrautreich	0 - 10	4,8	31,7	0,88	0,05	16,26	0,01	0,25	0,53
	10 - 20	4,9	36,2	0,11	0,02	4,82	0,01	0,05	0,47
	20 - 30	4,8	21,7	0,10	0,03	3,77	0,01	0,01	0,51
4.1.3 Kippe ca. 50 Jahre <i>Calamagrostis</i>	0 - 10	5,6	100,7	1,48	0,09	15,74	0,02	0,10	0,86
	10 - 20	6,1	71,6	0,27	0,03	9,79	0,02	0,10	0,88
	20 - 30	6,0	78,7	0,23	0,02	12,56	0,01	0,05	0,53

¹⁾ μS * cm⁻¹; ²⁾ mg * 100 g TS⁻¹

Entsprechend den chemischen und physikalischen Eigenschaften der untersuchten Substrate waren die mikrobiologischen Kennwerte gering und nahmen ab einer Tiefe unter 10 cm deutlich ab (Tab.2). Dennoch konnten sowohl die mikrobielle Aktivität als auch die Biomasse bereits auf vegetationsfreien Flächen (2.2.5) nachgewiesen werden. Die mikrobiologischen Kenngrößen stiegen mit zunehmender Dichte der Vegetationsdecke an. Dies verdeutlichteten insbesondere die Resultate von drei benachbarten Standorten (4.1.1.-4.1.3). Es bestanden hohe Korrelationen sowohl zwischen den Aktivitätsparametern Basalatmung, DMSO und Wärmefreisetzung untereinander (R² = 0,74 - 0,87), als auch zur Substratinduzierten Respiration (R² = 0,75 - 0,88).

Tab.2: Bodenmikrobiologische Charakterisierung von sechs Untersuchungsstandorten

Standort	Tiefe [cm]	DMSO [$\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}\text{TS}^*\text{h}^{-1}$]	Mikrokalorimetrie [$\mu\text{W}^*\text{g}^{-1}\text{TS}$]	Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2^*\text{g}^{-1}\text{TS}^*\text{h}^{-1}$]	Biomasse [$\mu\text{g C}_{\text{mik}}^*\text{g}^{-1}\text{TS}^*\text{h}^{-1}$]
2.2.5	0 - 10	24,90	1,21	0,13	10,11
	10 - 20	15,04	1,00	0,04	5,92
	20 - 30	9,57	0,38	0,04	5,04
1.3.1	0 - 10	49,84	1,23	0,12	23,99
	10 - 20	13,59	0,72	0,00	5,04
	20 - 30	16,15	0,67	0,00	6,51
3.2.5	0 - 10	94,83	3,06	0,16	23,06
	10 - 20	37,44	1,75	0,07	7,31
	20 - 30	31,93	1,25	0,08	5,58
4.1.1	0 - 10	89,40	1,75	0,02	15,85
	10 - 20	20,42	0,79	0,01	7,04
	20 - 30	13,27	0,91	0,00	7,04
4.1.2	0 - 10	198,18	3,09	0,20	45,88
	10 - 20	62,72	0,97	0,10	19,46
	20 - 30	25,10	0,65	0,04	13,05
4.1.3	0 - 10	270,71	5,31	0,40	116,62
	10 - 20	67,32	0,95	0,19	35,61
	20 - 30	39,32	0,83	0,08	19,32

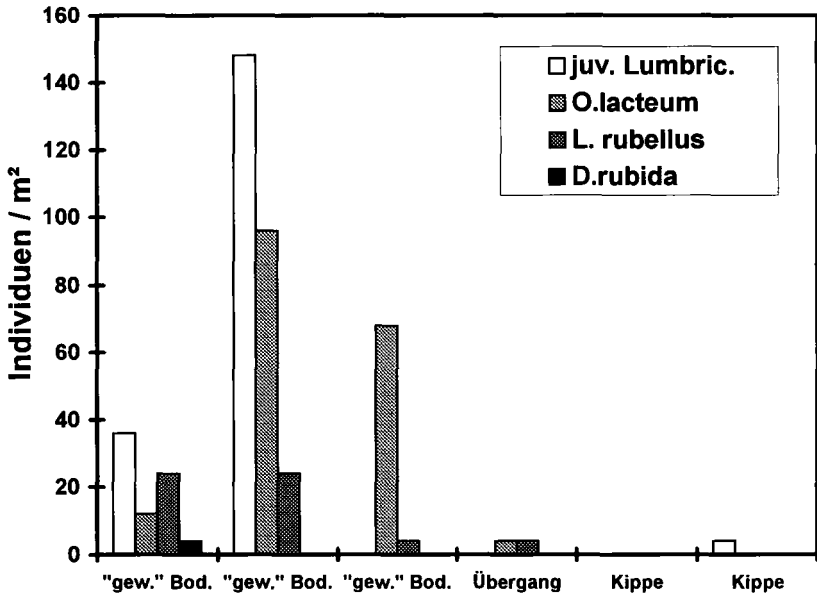


Abb.1: Lumbricidendichte entlang eines Transektes („gewachsener“ Boden -> gekipptes „Substrat“) im vier Meter Abstand (Schlabendorf-Süd, Alter ca. 12 Jahre)

Obwohl die gleichaltrigen Standorte 4.1.1, 4.1.2 und 4.1.3 innerhalb von 80 m räumlich eng benachbart sind, wiesen nur 4.1.2 Dichten von 15 Individuen / m² der Art *Aporrectodea caliginosa* und 4.1.3 Dichten von ebenfalls 15 Individuen / m² der Art *Dendrobaena octaedra* auf. Abb.1 zeigt an einer anderen Untersuchungsfläche die geringe Wiederbesiedlungsrate von gekipptem „Substrat“. Auf gewachsenem Boden fanden sich *Dendrobaena rubida*, *Lumbricus rubellus* und *Octolasion lacteum* in Dichten von zusammen über 80 Individuen / m². Innerhalb von vier Metern Abstand reduzierte sich die Dichte auf 8 Individuen / m² und nach weiteren vier Metern auf unter 4 Individuen / m².

Diskussion und Schlußfolgerung

Im Rahmen dieser Untersuchung kann gezeigt werden, daß sich in den „Substraten“ der BFL bereits geringe Mengen organischer Substanz angesammelt haben. Der Befund, daß selbst stark saure und vegetationsfreie Standorte nachweisbare mikrobielle Aktivitäten aufweisen, spricht deutlich dafür, daß in den Substraten hochadaptive Organismengemeinschaften auftreten (Dunger 1995). Ursache für die fehlende oder sehr geringe Lumbriciden-Besiedelung vieler Kippensubstrate ist ein niedriger pH-Wert, hoher S-Gehalt (Pyritverwitterung -> hohes Säurenachlieferungspotential, ein niedriges Wasserspeichervermögen und gering bindige Substrate (Edwards & Bohlen 1996). Andererseits lassen die hohen C_{org}-Gehalte in den *Calamagrostis*-Flächen und die durch den Bewuchs herabgesetzte Austrocknungsgefahr ehemalige Kippen für manche Lumbricidenarten als Lebensraum geeignet erscheinen. Eine gezielte Wiederbesiedelung mit Lumbriciden bietet sich in der Bergbaufolgelandschaft an.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse sind Teil des Verbundvorhabens LENAB (Leitbilder für naturnahe Bereiche in der Bergbaufolgelandschaft) und werden vom BMBF (FKz 0339648) und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft (LMBV) gefördert.

Literatur

- Anderson & Domsch 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. & Biochem.* 10: 215-221
- Bröring, U., Schulz, F. & Wiegand, G. 1995. Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche. *Z. Ökol. Natursch.* 4 (3): 176-178
- Dunger, W. 1995. Schutz von Bodentiergemeinschaften in der Bergbaufolgelandschaft. Tagungsband, Naturschutzziele in der Bergbaufolgelandschaft. BTUC-UW 7/95: 90-97
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall. London. 426 pp.

Untersuchungen zur Mykorrhizierung der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) auf forstlich rekultivierten Kippenstandortend des Lausitzer Braunkohlereviere

von

Golldack, J.¹; Münzenberger, B.²; Hüttl, R.F.¹

Einleitung

Die Kippensubstrate des Lausitzer Braunkohlereviere weisen ungünstige Eigenschaften für das Pflanzenwachstum auf. Das tertiäre Material der Deckschicht ist durch niedrige pH-Werte und extreme Armut an pflanzenverfügbaren Nährstoffen gekennzeichnet. Daher wurde dieses Substrat mit mehr als 1000 t Braunkohlenasche pro Hektar melioriert. Auf den forstlich genutzten Rekultivierungsstandorten ist die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) mit einem Flächenanteil von 54 % die Hauptbaumart. Die Kiefer bildet mit verschiedenen Pilzpartnern obligat Ektomykorrhizen aus, die die Nährstoff- und Wasserversorgung des Baumes entscheidend verbessern. Auf den unterschiedlichen alten Kippenstandorten Domsdorf (34 Jahre) und Meuro (20 Jahre) wurde untersucht, ob bzw. zu welchem Ausmaß die Mykorrhizierung der Feinst- und Feinwurzeln der Kiefer erfolgt ist. Zur quantitativen Erfassung der Mykorrhizierung wurden die absolute und relative Mykorrhizahäufigkeit und die volumenbezogenen Mykorrhiza-Projektionsflächen ermittelt. Bislang unbekannte Mykorrhizaformen wurden anhand morphologischer und anatomischer Merkmale charakterisiert.

Material und Methoden

Die Proben wurden in ca. zweimonatigen Abständen mit einem Wurzelbohrer (6,5 cm i. D.) entnommen. Die Mykorrhizaformen wurden dann unter dem Stereomikroskop nach morphologischen Merkmalen sortiert. Die absolute Mykorrhizahäufigkeit (aktive Mykorrhizen/100 cm³ Boden) und die relative Mykorrhizahäufigkeit (aktive Mykorrhizen/mg Feinstwurzeltrockenmasse) wurden bestimmt. Die volumenbezogenen Projektionsflächen der häufigsten Mykorrhizaformen wurden nach Anfärben mit Methylenblau mit Hilfe der Echtfarbbildanalyse (Olympus CUE 3) vermessen. Zur Beschreibung der Anatomie wurden Frischpräparate des Hyphenmantels und longitudinale Semidünnschnitte der Mykorrhizen angefertigt. Zur Herstellung der Semidünnschnitte wurden die Mykorrhizen in mit 0,1 M Cacodylat (pH 7,2) gepuffertem 2%igem Glutaraldehyd fixiert. Die Nachfixierung erfolgte in Osmiumtetroxid (1%ig) im gleichen Puffer. Nach der Entwässerung in Aceton wurde das Material in ERL nach SPURR (1969) eingebettet. Die Semidünnschnitte wurden an einem LKB Ultramikrotom geschnitten (0,5 µm) und mit Neufuchsin-Kristallviolett angefärbt.

¹BTU Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 101344, 03013 Cottbus

²Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Mikrobielle Ökologie und Bodenbiologie, Dr.-Zinn-Weg 18, 16225 Eberswalde

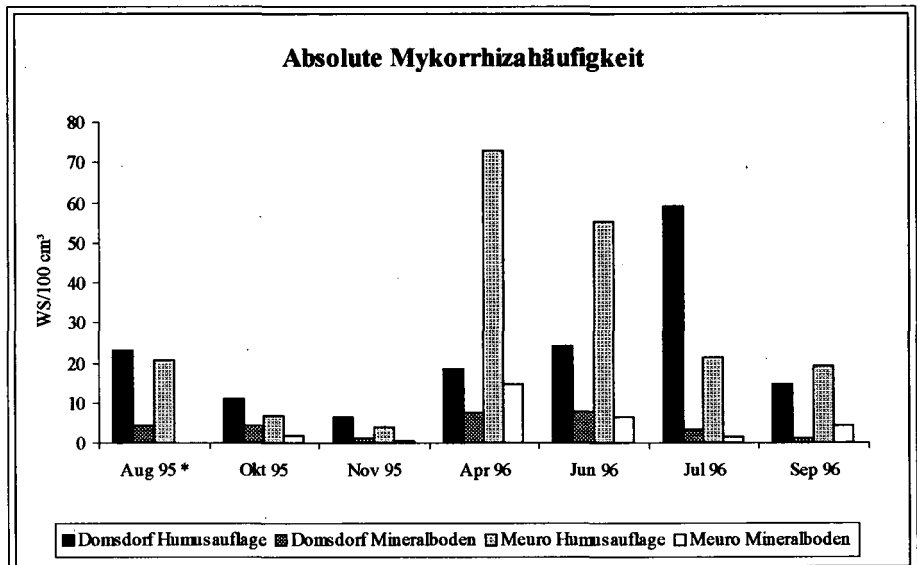
Ergebnisse und Diskussion

Auf beiden Standorten waren die Feinstwurzeln bereits zu einem hohen Prozentsatz mykorrhiziert (> 95 %). Sowohl 1995 als auch 1996 wurde eine Abnahme der absoluten und relativen Mykorrhizahäufigkeiten auf der Probestfläche Meuro im Jahresverlauf festgestellt (Abb. 1). Auf dem Standort Domsdorf wurde das Maximum der Mykorrhizahäufigkeiten erst im Monat Juli erreicht. Auf beiden Standorten waren die Feinstwurzeln der Humusauflage absolut häufiger mykorrhiziert als die Wurzeln des Mineralbodens. Die geringere relative Mykorrhizahäufigkeit im Mineralboden (Abb. 1) weist auf ein stärker nekrotisches Wurzelsystem hin. Ein weiterer Parameter der Mykorrhizierung ist die volumenbezogene Mykorrhiza-Projektionsfläche (Abb. 1). Hohe Mykorrhizaflächen, wie z. B. im Oktober 1995, weisen auf eine gute Mykorrhizierung hin, die allein durch die Erhebung der absoluten Häufigkeit nicht erkennbar ist.

Zwei bislang unbekannte Mykorrhizaformen wurden morphologisch und anatomisch charakterisiert und als „*Piirhiza granulosa*“ und „*Piirhiza stellannulata*“ beschrieben (GOLLDACK et al. 1996 a/b). Der äußere Hyphenmantel der gelblichen „*Piirhiza granulosa*“-Ektomykorrhizen ist lose plectenchymatisch organisiert. Die dickwandigen Hyphen des äußeren Mantels sind in Form von Zellhäufchen angeordnet. Dadurch erscheint die Oberfläche der Mykorrhizen warzig. Tiefere Schichten des Hyphenmantels sind plectenchymatisch bis pseudoparenchymatisch angeordnet, während der innere Hyphenmantel kompakt plectenchymatisch ist.

Die „*Piirhiza stellannulata*“-Ektomykorrhizen sind dunkelbraun mit silbrig glänzender Oberfläche. Die relativ dünnen Hyphen sind in den äußeren und mittleren Schichten des plectenchymatischen Hyphenmantels ring- bis sternförmig angeordnet. Die Hyphen der Mantelinnenseite bilden ein ringförmiges Muster. Sternförmige Strukturen sind gelegentlich erkennbar. Die silbrig braunen Rhizomorphen sind undifferenziert. Die Hyphen der Rhizomorphen sind durch dicke, verquollene Zellwände gekennzeichnet.

Die Ergebnisse zeigen, daß die Feinstwurzeln der Kiefer nach einer forstlichen Rekultivierung von 20 Jahren bereits zu einem hohen Prozentsatz mykorrhiziert sind. Allerdings sind die Feinstwurzeln im Mineralboden stärker nekrotisch. Der Bildung der Humusauflage kommt somit eine wichtige Bedeutung für die Mykorrhizierung zu. Zahlreiche Mykorrhizaformen sind derzeit noch unbekannt, so daß die Beschreibung neuer Mykorrhizaformen ein wichtiges zukünftiges Forschungsziel darstellt.



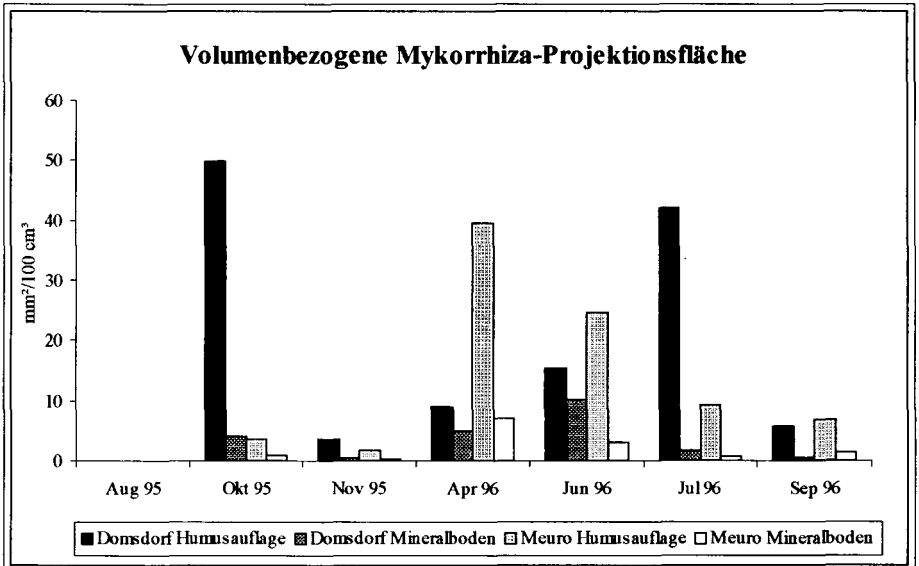
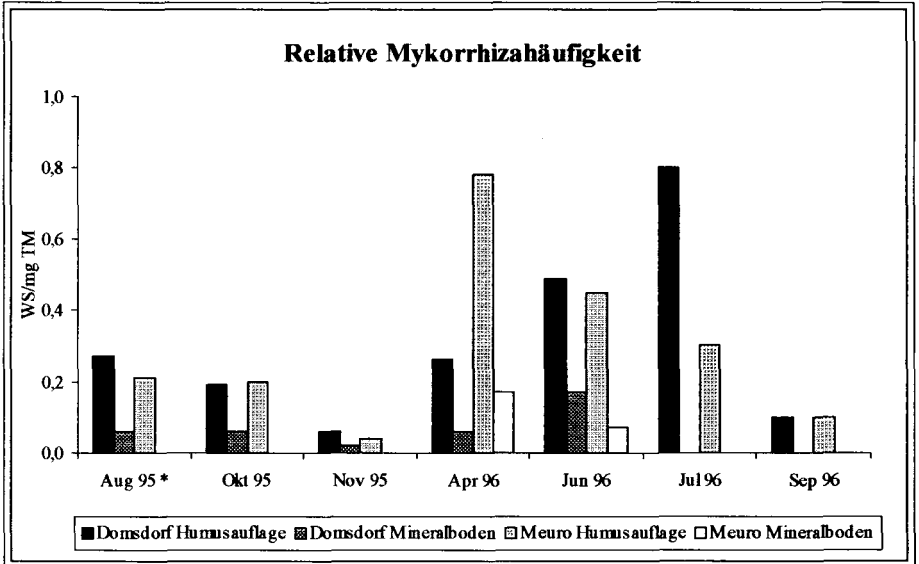


Abb. 1: Absolute und relative Mykorrhizahäufigkeit sowie volumenbezogene Mykorrhiza-Projektionsflächen der Kiefer auf den Standorten des Lausitzer Braunkohlereviere 1995/96 (* Humusauflage und Mineralboden in Meuro nicht getrennt)

Danksagung

Die Autoren danken dem BMBF für finanzielle Unterstützung.

Literatur

SPURR, A.R. (1969) A low viscosity epoxy resin embedding medium for electron microscopy. J. Ultrastruct. Res. 26, 31-43

GOLLACK, J.; MÜNZENBERGER, B.; AGERER, R. and HÜTTL, R. F. (1996a) „*Pinirhiza granulosa*“ + *Pinus sylvestris* L. Descr. Ectomyc. 1: 77-81.

GOLLACK, J.; MÜNZENBERGER, B.; AGERER, R. and HÜTTL, R. F. (1996b) „*Pinirhiza stellamulata*“ + *Pinus sylvestris* L. Descr. Ectomyc. 1: 89-93.

Möglichkeiten zur Beeinflussung von Pflanzen-Mikroorganismen- Interaktionen in Böden von Bergbaufolgelandschaften

von

Höflich, G.¹; Wiehe, W.²

Der großflächige Abbau von Braunkohle führte infolge unkontrollierter Bodenverlagerung zur Zerstörung vorhandener Ökosysteme. Dabei wurden nicht nur die Pflanzen- und Tiergesellschaften in Mitleidenschaft gezogen. Infolge z.T. stark veränderter physikalischer und chemischer Bodenfaktoren erfolgte auch eine Verarmung der natürlichen Mikroorganismengesellschaften gegenüber gewachsenen Kulturböden.

Bei der Rekultivierung devastierter Böden hat die Förderung des Pflanzenwachstums eine entscheidende Bedeutung. Pflanzen schützen den Boden nicht nur vor Wind- und Wassererosionen, sie stellen ca. 54 % der Assimilate über Wurzelexudate und Pflanzenrückstände für nährstofferschließende mikrobielle Prozesse im Rhizosphärenraum bereit.

Eine Förderung des Pflanzenwachstums in devastierten Rekultivierungsböden erfordert nicht nur die Verbesserung physikalischer und chemischer Bodenfaktoren, z.B. durch Zufuhr von Kalk oder Düngung, es müssen auch die nährstofferschließenden mikrobiellen Prozesse stimuliert werden. Positive Wirkungen zeichnen sich z.T. bei der Zufuhr von Klärschlamm oder Kompost ab, dies beinhaltet jedoch nicht nur einen erhöhten Materialeinsatz, sondern auch die Gefahr einer Anreicherung anorganischer bzw. organischer Schadstoffe im Boden und im Grundwasser.

Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden Möglichkeiten zur biologischen Reaktivierung devastierter Böden bei Beachtung von Pflanzen-Mikroorganismeninteraktionen getestet.

Die Untersuchungen erfolgten in Gefäßversuchen mit quartären und tertiären Kippböden aus Bergbaufolgelandschaften (Kippe Keune, Schwarze Pumpe, Nochten) unterschiedlicher Altersstufen (20, 15, 8 Jahre).

Auf den Kippböden waren im Vergleich zu ungestörten Ackerböden von Müncheberg (lehmgiger Sand) die mikrobiellen Aktivitäten und Mikroorganismenpopulationen nicht nur im Boden, sondern auch im Rhizosphärenraum von Mais reduziert und das Jungpflanzenwachstum vermindert.

¹ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Institut für Mikrobielle Ökologie und Bodenbiologie, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik, Zentrales Analytisches Labor, 03044 Cottbus, Universitätsplatz 3/4

Die mikrobielle Biomasse im Boden wurde sowohl durch organische Düngung (Luzerne-, Strohmehl) als auch durch den Anbau von Kulturpflanzen stimuliert. Kombinationen mit Mikroorganismeninokulationen wirkten sich positiv aus.

Nach Inokulation selektierter Rhizosphärenmikroorganismen (AM-Fungi, *Pseudomonas* spp., *Rhizobium* sp., *Agrobacterium* spp.), die das Pflanzenwachstum auf ungestörten Ackerböden fördern (HÖFLICH et al., 1994), wurde auch auf Böden von quartären und tertiären Altkippen (15-20 Jahre) und von quartären Jungkippen (8 Jahre) das Wachstum von Gramineae (Mais, Weizen, Weidelgras) stimuliert. Durch Kombination mit organischer Düngung kann die Inokulationswirkung z.T. verbessert werden. Auf tertiären Jungkippen waren die Wirkungen noch unbefriedigend. Das Jungpflanzenwachstum von Leguminosen (Luzerne, Lupine) wurde nach Mikroorganismeninokulation auf quartären Böden von Altkippen gefördert.

Wachstumsfördernde Rhizosphärenbakterien verfügen über unterschiedliche Stoffwechselleistungen (Phytohormonbildung, Nitrogenaseaktivitäten, P-Mobilisierung und Antagonismus). Sie besiedeln die Intercellularräume und das Mucigel der Pflanzenwurzeln (WIEHE et al., 1994) und können auch in Rekultivierungsböden im Rhizosphärenraum überleben.

Die Pflanzenspezifität bei der Anpassung an Rekultivierungsstandorte beeinflusst die Effektivität inokulierter Mikroorganismen.

Weitere Untersuchungen zur Optimierung von Pflanzen-Mikroorganismeninteraktionen auf Rekultivierungsstandorten sind notwendig.

Literatur

- HÖFLICH, G., W. WIEHE and G. KÜHN (1994): Plant growth stimulation by inoculation with symbiotic and assoziative rhizosphere microorganisms. *Experientia* 50, 897-905
- WIEHE, W., CH. HECHT-BUCHHOLZ and G. HÖFLICH (1994): Electron microscopic investigations on root colonization of *Lupinus albus* and *Pisum sativum* with two associative plant growth promoting rhizobacteria, *Pseudomonas fluorescens* and *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii*. *Symbiosis* 17, 15-31

Auswirkungen des Klärschlammeinsatzes bei der landwirtschaftlichen Rekultivierung von Kippenböden auf die Stofffrachten der Sickerwässer

von

Katzur, J.; Haubold Rosar M.*

1 Problem- und Zielstellung

In den vom Bergbau beanspruchten Landschaften werden die Naturbedingungen grundlegend verändert. Das gilt vor allem auch für die pedologischen Verhältnisse. Demzufolge ist ein vorrangiges Ziel der Wiedernutzbarmachung derartiger Standorte die Wiederherstellung der Bodenfunktionen. Generelle Anforderungen des Bodenschutzes bei der Rekultivierung von Kippenflächen sind:

- dauerhafte Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit durch Initiierung und Erhaltung eines ausgewogenen Nährstoff- und Humushaushaltes,
- Verbesserung der Filter- und Puffereigenschaften der Böden durch günstigere Reaktions-, Gefüge- und Humusverhältnisse sowie durch verbesserte mikrobiologische Stoffumsetzungen,
- Vermeidung und Begrenzung des Schadstoffeintrages (Schwermetalle und Organika) auf einen langfristig ökologisch vertretbaren Umfang zur Minimierung des Übergangs unerwünschter Stoffe in die Nahrungskette.

Weiterhin müssen die Anforderungen des Grundwasser- und Oberflächenwasserhaushaltes sowie des Biotop- und Artenschutzes berücksichtigt werden.

Zur Erfüllung dieser Forderungen können Bodenverbesserungsmittel (BVM) aus organischen Abfallstoffen eingesetzt werden, um eine schnelle und ökologisch sinnvolle Rekultivierung zu ermöglichen. Zweckmäßigerweise sollten hierfür Abfälle aus der Lausitzer Region, wie z.B. Klärschlämme und Komposte verwertet werden.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens "Bodenverbessernde Substrate aus Massenabfällen für die landwirtschaftliche Rekultivierung" (BMBF-FKZ 1470933) sollen die Auswirkungen des Einsatzes derartiger Abfallstoffe geprüft werden.

Im wesentlichen werden dabei folgende Ziele verfolgt:

- Klärung der Langzeitwirkung der BVM auf die Bodenentwicklung, insbesondere auf die Nähr- und Schadstoffdynamik im Boden sowie auf den Stofftransfer in Pflanze und Grundwasser,
- Ermittlung des Düngewertes von Kompost und Klärschlamm,
- Erarbeitung von Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen.

2 Material und Methoden

Das Arbeitsprogramm umfaßt Labor-, Gefäß- und Großlysimeterversuche sowie einen Feldversuch auf Kippenflächen des Tagebaus Nochten. Im folgenden werden erste Ergebnisse des Großlysimeterversuches zum Einsatz von Klärschlamm vorgestellt. Die Anlage besteht aus insgesamt 24 mit tertiären Kippsubstraten (1994) und 12 mit einer Sand-Rosterde (1975) befüllten Lysimetern (s. Tab 1) mit einer Höhe von 310 cm und einer Grundfläche von 1 m². Es handelt sich um grundwasserfreie, nicht wägbare Lysimeter, deren Sickerwässer ohne Unterdruck gewonnen werden.

* Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde, Tel.: 03531/7907-11, Fax: 03531/2329, e-mail: FIB-Finsterwalde@T-online.de

An Monatsmischproben der Sickerwässer (Lagerung bei -18°C) werden bestimmt: pH, elektr. Leitfähigkeit, Feges, Fe²⁺, Al, Mn, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, N_{ges}, DOC, Cl⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Abdampfdruckstand, Hg, Cr, Ni, Zn, Cu, Cd, Pb, As, B. Zudem erfolgt die Messung organischer Stoffe in größeren Zeitabständen (PCB, PAK, AOX und PCDD/F).

Tab. 1: Versuchsvarianten (V1 - V18) des Lysimeterversuches "Klärschlamm" (n = 2 je Variante)

	BVM [t TS/ha]						
	0	5 KS	10 KS	25 KS +50 KT	25 KS +100 KT	25 KK II*	25 KK V*
Bodenform							
Kp-Kohleanlehmsand	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7
Kp-Kohlelehmsand	V8	V9	V10	-	V11	V12	-
Anlehmsand-Rosterde	V13	V14	V15	V16	V17	-	V18

KS=Klärschlamm, KT=Kohletrübe, KK=Klärschlammkompost, * Rottegrad

Die Böden lassen sich wie folgt charakterisieren:

Der mittlere Ton-Schluff-Anteil beträgt im Unterboden der Rosterde 4, beim Kohleanlehmsand (x'SI) 9 und beim Kohlelehmsand (xIS) 14 M.-%. Der Skelettgehalt ist in allen Substraten sehr gering. Der x'SI enthält im Mittel 1,0 Masse-% Ct im Feinboden, der xIS 2,7 M.-%. Das Sorptionsvermögen des x'SI ist mit 6 mval/100g Boden gering. Der T-Wert des xIS beträgt etwa das Doppelte. Die Rosterde besitzt im Unterboden eine extrem niedrige Austauschkapazität. Gleiches gilt für die nutzbare Feldkapazität. Sie liegt im xIS mit 14 Vol.-% am höchsten.

Die Schwermetallgehalte der Kippsubstrate sind sehr gering und bleiben unter den Hintergrundwerten für Oberböden ländlich geprägter Regionen in Brandenburg und Nordsachsen. Auch die ermittelten Gehalte an organischen Schadstoffen sind als sehr niedrig einzustufen.

Die Grundmelioration der extrem sauren Kippböden erfolgte nach Säure-Base-Bilanz mit Braunkohlenasche bis 100 cm Tiefe. Die BVM aus organischen Abfallstoffen wurden 30 cm tief eingearbeitet. Alle BVM zeigen basische Reaktion. Der mit Branntkalk sterilisierte Klärschlamm weist den höchsten pH-Wert (pH_{KCl} = 10,1) und etwa 30 M.-% basisch wirksame Bestandteile auf. Der Gehalt organischer Substanz beträgt 30 M.-%, bei Kohletrübe und Klärschlammkompost ca. 40 M.-%. Der Klärschlamm besitzt die höchsten Gesamt-N- und -P-Gehalte (2,2 bzw. 1,1 M.-%), der Klärschlammkompost den höchsten Gesamt-K-Gehalt (0,6 M.-%). Es wurden BVM ausgewählt, die geringe Schadstoffgehalte aufweisen und die entsprechenden gesetzlichen Vorgaben und einschlägigen Richtlinien diesbezüglich einhalten.

Die mineralische PK-Grunddüngung im August 1994 richtete sich nach den Nährstoffgehalten der BVM und wurde nur gegeben, wenn die P- und K-Zufuhr durch die BVM jeweils weniger als 160 kg/ha betrug (V1, V8, V13: 160 P, 160 K). Die N-Gehalte der BVM blieben bei der Bemessung der N-Grunddüngung unberücksichtigt (V1-V18: 60 kg/ha N). Im Rahmen der nachfolgenden Bewirtschaftung (Sommerraps-Winterroggen-Winterraps) wurden bis März 1996 die folgenden Mineraldüngermengen appliziert (kg/ha): 200 N 60 P 50 K.

3 Ergebnisse

Die Pflanzenerträge wurden entscheidend von Art und Aufwandmenge der eingesetzten BVM beeinflusst. Bereits die Anwendung von 5 t TS/ha KS erhöhte auf allen Böden den Korn- und Strohertrag bei Winterroggen 1995 (s. Tab. 2). Die höchsten Erträge wurden nach Einsatz von 25 t TS/ha KS + KT erzielt. Durch die positive Wirkung der BVM auf das Pflanzenwachstum und die damit einhergehende verstärkte Evapotranspiration verringerten sich die Sickerwassermengen mit steigender KS-Gabe im Vergleich zur rein mineralisch gedüngten Variante.

Tab. 2: Winterroggen-Kornerträge 1995 und Sickerwassermengen April 1995 - März 1996 (Niederschlag = 507 mm, Zusatzwassergaben = 55 mm)

	Variante	0	5KS	10KS	25KS/ 50KT	25KS/ 100KT	25KKII	25KKV
Ertrag [g/m ²]	x'SI	376	456	515	623	596	404	541
	xlS	376	524	726	-	719	548	-
	Rosterde	487	548	639	798	730	-	484
Sickerwasser [mm]	x'SI	280	258	221	190	193	270	243
	xlS	243	204	168	-	113	170	-
	Rosterde	112	105	97	66	88	-	146

Die Qualität der Sickerwässer und die entsprechenden Stoffausträge wurden in entscheidendem Maße durch die Beschaffenheit der Bodensubstrate beeinflusst. Die pH-Werte der Sickerwässer aus den tertiären Kippsubstraten betragen im Zeitraum von April 1995 bis März 1996 im Mittel 2,2 (x'SI) bzw. 1,9 (xlS). Sie resultieren aus der Verwitterung bzw. Oxidation der enthaltenen Eisensulfide und der damit verbundenen Säurebildung. Die Sickerwässer aus der S-Rosterde zeigten annähernd neutrale Reaktion. Die extrem hohen Salzfrachten der Sickerwässer aus den tertiären Substraten werden durch die elektrische Leitfähigkeit dokumentiert (\varnothing 5-13 mS/cm). Es handelt sich überwiegend um Sulfate (\varnothing 2-6 g/l). Die Konzentrationen an Fe-, Al-, Mn-, Ca- und Mg überschreiten die Grenzwerte der TwV um ein Vielfaches (s. Tab 3).

Tab. 3: Kationen-Konzentrationen und -Austräge April 1995 - März 1996

	Fe	Al	Mn	Ca	Mg	K	Cu	Cd	Pb	Zn
Konz.	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
x'SI	436	928	18	289	476	0,30	0,31	0,022	0,021	9,4
xlS	1461	1761	42	291	570	0,97	0,46	0,039	0,036	13,3
Rosterde	0,016	0,045	0,12	66,4	8,3	10,33	0,015	0,0002	0,0024	n.b.
Austrag	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]	[g/m ²]
x'SI	101	213	4,0	67	109	0,07	72	5,1	4,9	2139
xlS	211	276	6,3	56	104	0,15	78	6,3	6,0	2229
Rosterde	0,002	0,004	11,6	6,5	0,82	1,03	1,5	0,02	0,24	n.b.

Auch die Konzentrationen und Austräge der Schwermetalle wurden deutlich durch das Substrat beeinflusst. In den Sickerwässern der tertiären Kippsubstrate treten trotz der sehr geringen Gesamtgehalte aufgrund extrem niedriger pH-Werte sehr hohe Schwermetall-Konzentrationen auf. Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung wurden mit Ausnahme des Kupfer deutlich überschritten. Aus der Rosterde wurden hingegen nur sehr geringe Mengen ausgetragen. Der Einsatz steigender KS-Gaben führte im Berichtszeitraum bei Cd und Zn zu einer tendenziell sehr geringen Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser. Über eine Reduzierung der Sickerwassermengen wurden mit steigender KS-Gabe jedoch mittelbar die Austräge verringert.

Die N-Austräge setzen sich aus organischem N, NH₄-N und NO₃-N zusammen. Aus den tertiären Kippsubstraten wird Stickstoff überwiegend als NH₄-N ausgetragen (vgl. Tab. 4), aus der Sand-Rosterde überwiegend als NO₃-N. Es ist davon auszugehen, daß in den sauren, kohle- und schwefelhaltigen Substraten ein Teil des unter oxidativen Bedingungen gebildeten NO₃-N beim Transport in tiefere Bodenschichten zu NH₄-N reduziert wird. Auf dem Transport durch sauerstoffarme und zugleich metallsulfid- und/oder humushaltige Bodenschichten kann es infolge

biologischer Denitrifikation und/oder Chemodenitrifikation ebenfalls zu einer Verringerung der Nitratkonzentration kommen.

Während die NO₃-N-Konzentrationen der Sickerwässer bei den tertiären Kippsubstraten gering blieben, stiegen sie bei der Rosterde mit zunehmender Klärschlammgabe an. Beim x'SI wurde der Grenzwert der TwV von 11,3 mg/l bei der höchsten KS-Gabe überschritten. Im Sickerwasser des xIS traten generell nur sehr geringe NO₃-N-Konzentrationen auf.

Der Vergleich der N-Austräge macht besonders deutlich, daß die Verhältnisse in gewachsenen Böden nicht auf die Situation in Kippböden übertragbar sind. Während die NO₃-N-Austräge aus der Rosterde bei der höchsten KS-Gabe in der Anfangsphase auf 9 g/m² ansteigen (90 kg/ha), bleiben sie in den Kippböden unter 4 g/m².

Tab. 4: Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen und -Austräge April 1995 - März 1996

	Variante	0	5KS	10KS	25KS/ 50KT	25KS/ 100KT	25KKII	25KKV
NO ₃ -N-Konz.	x'SI	3,9	5,8	9,7	14,5	14,1	6,3	7,4
[mg/l]	xIS	0,6	0,7	1,8	-	3,8	1,4	-
	Rosterde	7,8	13,0	21,1	44,4	44,5	-	11,2
NH ₄ -N-Konz.	x'SI	32,8	32,9	27,1	34,1	32,4	24,8	34,0
[mg/l]	xIS	13,3	14,8	14,4	-	12,6	8,8	-
	Rosterde	0,2	0,3	0,4	1,3	1,4	-	0,4
NO ₃ -N-Austrag	x'SI	1,1	1,5	2,1	2,7	2,7	1,7	1,7
[g/m ²]	xIS	0,1	0,1	0,3	-	0,4	0,2	-
	Rosterde	0,9	1,4	2,0	2,9	3,9	-	1,6
NH ₄ -N- Austrag	x'SI	9,0	8,3	5,8	6,3	6,1	6,5	8,1
[g/m ²]	xIS	3,2	2,9	2,4	-	1,4	1,5	-
	Rosterde	0,03	0,03	0,04	0,09	0,12	-	0,06

Die PCB-Gehalte aller Sickerwässer lagen unter der Nachweisgrenze (< 10 ng/l). Der von der TwV vorgegebene PAK-Grenzwert von 200 ng/l wurde in keinem Fall überschritten. An Stichproben wurden in den Sickerwässern aller Substrate PCDD/F-Gehalte zwischen 10 und 60 pg TE/l (BGA) ermittelt. Die AOX-Werte lagen unter 0,05 mg/l. Ein Einfluß der BVM aus organischen Abfallstoffen auf den Austrag der Organika war ebenfalls nicht festzustellen.

4 Zusammenfassung

Im Rahmen eines F/E-Vorhabens werden die Auswirkungen des Einsatzes bodenverbessernder Substrate aus Massenabfällen (Klärschlamm, Komposte) für die landwirtschaftliche Rekultivierung von Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus in der Lausitz geprüft. Erste Ergebnisse eines Großlysimeterversuches zum Einsatz von Klärschlamm in aschemelierten, tertiären Kippsubstraten und einem gewachsenen Boden ergaben steigende Pflanzenerträge und sinkende Sickerwassermengen mit zunehmender KS-Gabe bis 25 t TS/ha im Vergleich zur rein mineralisch gedüngten Variante. Die Qualität der Sickerwässer und die entsprechenden Stoffausträge wurden in den ersten 20 Monaten nach Einsatz der BVM in entscheidendem Maße durch die Beschaffenheit der Bodensubstrate beeinflusst. Die Schwermetall-Gesamtausträge wurden über eine Reduzierung der Sickerwassermengen durch den Einsatz steigender KS-Gaben z.T. verringert, die NO₃-N-Konzentrationen und -Austräge in den tertiären Kippsubstraten in deutlich geringerem Maße angehoben als in der Rosterde.

Forschungen zur Bodenökologie und Rekultivierung am Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung der BTU Cottbus

von

Keplin, B.

Am Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung an der Brandenburgischen Technischen Universität werden im Rahmen verschiedener Projekte zur Rekultivierung bodenökologische Fragestellungen bearbeitet. Schwerpunkte sind einerseits die Erfassung des Wasser- und Stoffhaushaltes auf forstlich rekultivierten Standorten und andererseits bodenökologische Untersuchungen mit Schwerpunkt auf der Bodenbiologie, d. h. Bodenmikrobiologie und Bodenfauna, wobei folgende Fragestellungen im Vordergrund stehen:

- mit welchen Standard-Methoden lassen sich die Untersuchungsstandorte im Hinblick auf ihre bodenbiologische Aktivität charakterisieren, d. h. welche Methoden sind für rekultivierte Standorte geeignet bzw. welche Methoden müssen modifiziert werden?
- Stoffumsätze/-kreisläufe: u. a. Kohlen-, Stickstoff- und Schwefelkreislauf
- gibt es typische Artenspektren der Bodenfauna in einzelnen Altersstadien von Kiefernforsten?

Eine Übersicht zum Schwerpunkt „Wasser- und Stoffhaushalt“ und deren Beitrag zu bodenökologischen Fragestellungen wird im Beitrag von W. Schaaf in diesem Band gegeben, so daß an dieser Stelle eine Beschränkung auf bodenmikrobiologische und bodenfaunistische Untersuchungen erfolgen kann.

Bodenfaunistische Untersuchungen werden derzeit in drei Projekten stärker berücksichtigt: Zunächst im **Reklam-Projekt** „Wiederherstellung ökologischer Bodenfunktionen in Bergbaufolgelandschaften des Lausitzer Braunkohlenreviers unter Nutzung geeigneter Reststoffe bei der forstlichen Rekultivierung“ (Finanzierung: BMBF, LMBV und LUA Brandenburg). In diesem Projekt werden folgende bodenökologische Parameter erhoben: Netto-N-Mineralisationsrate und Mikrobielle Biomasse (vgl. Beitrag Mayer et al., dieser Band). Daneben wird die Basalatmung ermittelt und es werden Modellansätze zum Kohleabbau und Untersuchungen zur mikrobiellen Pyritoxidation durchgeführt. Weitere Einzelheiten zu diesem Projekt, zur Konzeption sowie zu den Versuchsflächen kann dem Beitrag von Vetterlein et al. in diesem Band entnommen werden.

Im Rahmen des Reklam-Projektes wird auf einem Versuchsstandort, einer Neuanlage auf kohlehaltigem Kippsubstrat (Weißagker Berg), zusätzlich die epigäische Bodenfauna mit Trichterbodenfallen erfaßt. Anhand der hier gewonnenen Aktivitätsdichten und daraus abgeleitet die (Aktivitäts-) Biomassen der Carabiden läßt sich ggf. anschließend - unter der Annahme, daß der größte Teil der Tiere auch auf der Fläche verendet - eine grobe Abschätzung, der über die epigäische Bodenfauna in das System eingebrachten Nekromasse ableiten, wobei allerdings zu berücksichtigen ist, daß methodenbedingt (Bodenfallen) keine flächenbezogenen Daten erhoben werden und folglich auch keine flächenbezogenen Aussagen über die zoogenen Stoffeinträge möglich sind.

Der Ableitung flächenbezogener Biomasse der epigäischen Bodenfauna und dem geschätzten Nekromasseneintrag wird im Rahmen des **Kemira-Projektes** „Einsatz langsam löslicher Dünger in der forstlichen Rekultivierung von Kippenböden“ (gefördert von Kemira Agro Oy, Espo-Finnland) - auf einer Teilfläche dieser Versuchsanlage - versucht nachzugehen. Hierbei werden sog. Fangrahmen

oder -kästen (ähnlich Photoektoren) mit einer Grundfläche von 1 m² verwendet, die erst nach Leerfang umgesetzt werden. Trotz wesentlich geringerer Tierzahlen auf der Kemira-Fläche im Vergleich zur oben genannten Versuchsfläche Weißagker Berg lassen sich u. U. dennoch verlässliche Abschätzungen zum zoogenen Stoffeintrag machen. Dies ist insbesondere für nährstoffarme Substrate bzw. Standorte, auf denen zusätzlich keine organische Substanz eingebracht wird, von Bedeutung. Ob die epigäische Bodenfauna als relevante Größe für eine Modellierung von Stoffumsetzungen zu betrachten ist, müssen die weiteren Untersuchungen zeigen.

Im **BTUC-Innovationskolleg** „Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Braunkohlerevier“ (gefördert von der DFG) werden in einem Teilprojekt umfangreiche bodenökologische Untersuchungen durchgeführt. Schwerpunkte sind neben der Erfassung der Bodenmesofauna (Enchytraeen, Collembolen und Milben) auch insbesondere Untersuchungen zum Abbau organischer Substanz, um diese Standorte innerhalb der betrachteten Kiefernchronosequenz hinsichtlich ihrer bodenbiologischen Aktivität charakterisieren zu können. Im Einzelnen werden folgende Methoden angewendet:

Celluloseabbau im Litterbag-Test (Bocock u. Gilbert 1957) über einen Zeitraum von 12 bis 15 Monaten (je Standort 40 Litterbags, Exposition in ca. 5 cm Tiefe, Entnahme von je 8 Litterbags im Abstand von 3 Monaten und Ermittlung des Bodentierbesatzes zu ausgewählten Terminen). Als Einwaage wurden ca. 5 g Cellulosestreifen (1 cm x 5 cm) verwendet. Nach der Exposition im Gelände wurde die Bodenmesofauna zunächst aus der verbliebenen Cellulose ausgetrieben und anschließend die Cellulose und der anhaftende Boden getrennt verascht und der Abbau nach der Formel von Malkomes (1980) ermittelt. In der Abbildung 1 sind für drei untersuchte Standorte (Bärenbrück (ca. 11-jährige Kiefernauflorstung), Domsdorf mit Krautschicht und Domsdorf ohne Krautschicht (beide ca. 30-jährige Kiefernauflorstungen) die Restgehalte an Cellulose nach ca. 15 Monaten Expositionszeit dargestellt. Erwartungsgemäß weist der älteste Standort mit Ausbildung einer Krautschicht (Domsdorf mit Vegetation) die höchste Abbaugeschwindigkeit und der jüngste Standort (Bärenbrück) die geringste Abbaurate auf.

Alle bisher untersuchten Litterbags wiesen eine Besiedlung mit Collembolen und Milben auf. Auf den beiden Flächen in Domsdorf konnten zusätzlich Regenwürmer nachgewiesen werden.

Abbau von Kiefernadeln im Minicontainer-Test (Eisenbeis et al. 1995) (vgl. Beitrag Dageförde et al. in diesen Band)

Köderstreifen-Test (von Törne 1990a, 1990b) zur Ermittlung der Fraßaktivität der Bodenorganismen insbesondere der Bodenfauna im Tiefenprofil von 0-8 cm, d. h. in der Humusauflage und im obersten Mineralboden. Die Köderstreifen wurden mit der von Eisenbeis empfohlenen Mischung (65 % Cellulose, 15 % Agar-Agar, 10 % Bentonit und 10 % gemahlene Weizenkleie) gefüllt. Diese Mischung gilt zur Zeit als Standard-Ködersubstanz (Larink u. Kratz 1994). Auf vier Versuchsflächen (Bärenbrück (s.o.), Meuro (ca. 17jährige Kiefernauflorstung), Domsdorf mit Krautschicht und Domsdorf ohne Krautschicht (s.o.)) wurden auf drei Plots jeweils 16 Köderstreifen ausgebracht und nach ca. 6 Wochen wieder eingeholt. Die Abbildung 2 zeigt das jeweilige Tiefenprofil. Diese Befunde sprechen dafür, daß die beiden ältesten Untersuchungsflächen ein bereits für Waldökosysteme typisches Profil (Konzentration der biologischen Aktivität in der Humusauflage) aufweisen, während die jüngeren Standorte Bärenbrück und Meuro noch gestörte Verhältnisse andeuten (Eisenbeis, mdl. Mitt.).

Ergänzt werden diese Untersuchungen durch bodenmikrobiologische Untersuchungsmethoden, womit auch gleichzeitig auf die Projekte verwiesen werden kann, in denen bodenbiologische Fragestellungen bearbeitet werden, die aber keine Untersuchungen zur Bodenfauna mit beinhalten. Hierbei soll stellvertretend das LAUBAG-Projekt: Anwendungsorientiertes Forschungsprogramm zur Reaktivierung der Bergbaufolgelandschaft im Lausitzer Braunkohlerevier“ (Finanzierung: LAUBAG)

genannt werden, das sich in einem Teilprojekt mit der biologischen Melioration mit Waldboden als eine Sondermaßnahme zur Rekultivierung beschäftigt (vgl. BUNGART et al. in diesem Band). Abschließend sei noch erwähnt, daß sich bei der Bearbeitung spezieller Fragestellungen in anderen Projekten zur Klärung bestimmter Befunde eine Einbeziehung der Bodenfauna als sinnvoll erwiesen hat (s. Rumpel et al. in diesem Band).

Literatur

- Bocock, K.L. u. Gilbert, O.J. (1957): The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant & Soil* 9: 179-185.
- Bungart, R., Dageförde, A., Klem, D., Kolk, A., Weber, E., Wüstrich, D. und Hüttl, R.F.: Biologische Melioration mit Waldboden. Eine Sondermaßnahme zur Rekultivierung im Tagebau Reichwalde. Mitt. DBG, dieser Band.
- Dageförde, A., Keplin, B. und Hüttl, R.F.: Streufall und -abbau durch Bodenorganismen in einem 30-Jahre alten Kiefernforst auf Kippensubstrat. Mitt. DBG, dieser Band.
- Eisenbeis, G., Dogan, H., Heiber, T., Kerber, A., Lenz, R. u. Paulus, R. (1995): Das Minicontainer-System - ein bodenökologisches Werkzeug für Forschung und Praxis. Mitt. DBG, 76: 585-588.
- Larink, O. u. Kratz, W. (1994): Köderstreifen-Workshop in Braunschweig - ein Resümee -. Braunschw. naturkd. Schr. 4, 647-651.
- Malkomes, H.-P. (1980): Strohhotteversuche zur Erfassung von Herbizid-Nebenwirkungen auf den Strohumsatz im Boden. *Pedobiologia* 20: 417-427.
- Mayer, S., Wilden, R., Scherzer, J. und Hüttl, R.F.: Initiale Prozesse der Stoffumsetzung auf reststoffmeliorierten Kippenstandorten. b) Kohlenstoff, Stickstoff. Mitt. DBG, dieser Band.
- Rumpel, C., Keplin, B., Kögel-Knabner, I. und Hüttl, R.F.: Bodenökologische Parameter eines Kippensbodens unter Laubwald-Aufforstung. Mitt. DBG, dieser Band.
- Töme, E., von (1990a): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests. *Pedobiologia* 34: 89-101.
- Töme, E., von (1990b): Schätzungen der Fraßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. *Pedobiologia* 34: 269-279.
- Vetterlein, D., Heinkele, T., Schaaf, W., Waschkie, C., Meyer, G., Weiß, U., Blechschmidt, R., und Hüttl, R.F.: Initiale Prozesse der Stoffumsetzung auf reststoffmeliorierten Kippenstandorten. a) Zielsetzung des Gesamtprojektes, Hypothesen, Standorte, Versuchsanlage. Mitt. DBG, dieser Band.

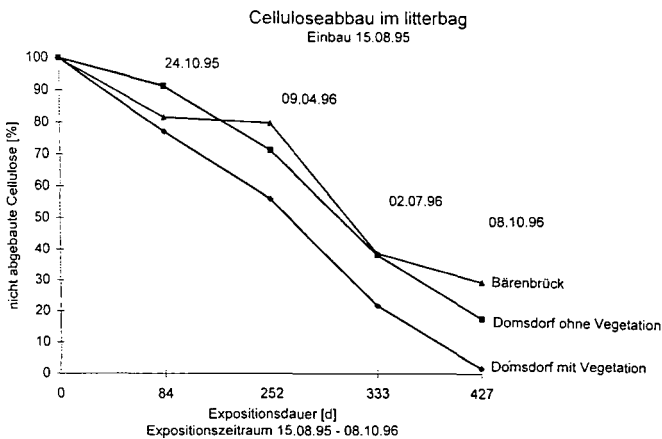


Abb. 1: Celluloseabbau im Litterbag-Test

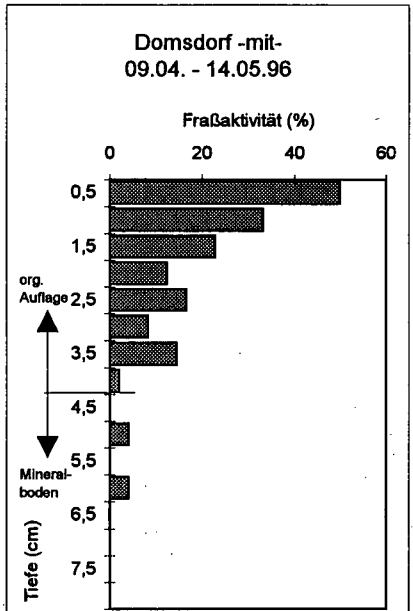
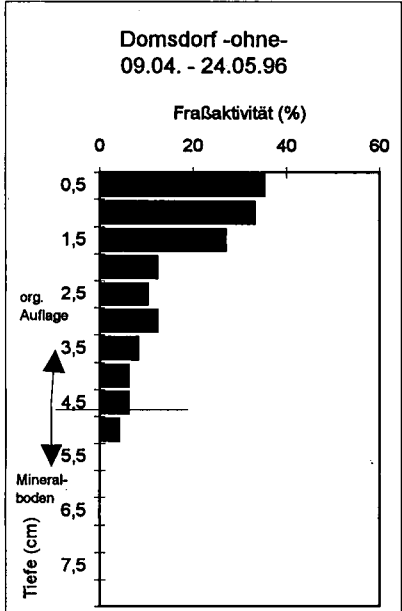
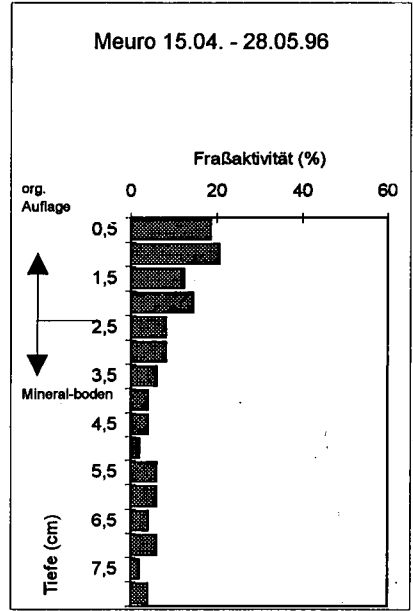
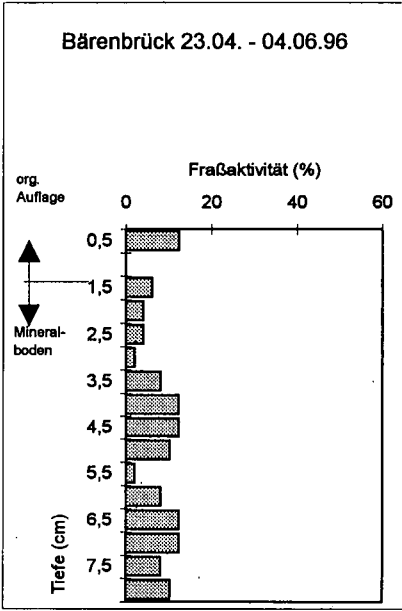


Abb. 2: Köderstreifen-Test

Klärschlamm als Hilfsmittel bei der Rekultivierung von Berghalden Beispiel Reden

von

Kleber, M.; Niklaus, P.; Stahr, K.*

Problemstellung

Die Eingliederung von Halden des Steinkohlebergbaus oder anderen devastierten Flächen in das bestehende Landschaftsbild setzt die Schaffung von geeigneten Standortbedingungen für Pflanzen auf solchen Flächen voraus. Eine natürliche Bodenbildung und damit Sukzession, wie sie etwa auf dem - in grober Näherung vergleichbaren - Schuttkegel eines Bergsturzes einsetzen würde, ist aufgrund der besonderen Eigenschaften des Bergematerials erschwert. Hier sind speziell die

- physikalischen Einflüsse beim Absetzen (Verdichtung),
- das dem Bergematerial eigentümliche Verwitterungsverhalten
- der hohe Pyritgehalt
- der hohe Salzgehalt des Ausgangsmaterials
- die geringe nutzbare Feldkapazität infolge hohen Skelettgehaltes
- extreme Temperaturschwankungen an der Bodenoberfläche durch die dunklen Gesteinsfarben

ursächlich für schlechte ökologische Startbedingungen zu einer Bodenbildung gemäß den natürlichen Standortverhältnissen. Sofern nicht Kontamination durch Xenobiotika vorliegt, ist das wichtigste Hindernis für eine Wiederbesiedlung durch die Vegetation die Abwesenheit eines entwickelten Oberbodens, das heißt einer als Lebensraum geeigneten Krume, die aus einem strukturierten, belebten Gemisch mineralischer und **organischer** Substanz besteht, Wasser speichern kann und Nährstoffe und Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen bereitstellt. Der naheliegende Ausweg, humusreichen Oberboden auf solche Flächen zu importieren, könnte den Abtrag eben dieses Oberbodens an anderer Stelle bedeuten und dadurch erneut devastierte Flächen schaffen. Der Mensch tritt jedoch nicht nur als Verbraucher von Ressourcen auf, Ausdruck seiner Lebensäußerungen ist auch die Produktion von Abfall. Der Gedanke liegt nahe, organische Abfälle dort wieder einzusetzen, wo organische Substanz fehlt, und damit verbrauchte oder zerstörte Bodenressourcen (= verbrauchten Lebensraum) wiederherzustellen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß von organischen und anderen Abfällen **Gefährdungen** ausgehen können. Es können zu hohe:

- a) Nährstofffrachten b) Schwermetallmengen c) Mengen an organischen Schadstoffen

ausgebracht werden und nach Mobilisierung angrenzende Umweltkompartimente kontaminieren bzw. belasten.

Die Rekultivierungsmaßnahme „Landsweiler-Reden“

Die Bodenkunde kennt bisher keine Teildisziplin, die sich der Herstellung künstlicher Böden widmet. Erst in jüngerer Zeit gibt es die gezielte Beobachtung sogenannter "technogener Substrate", die jedoch in der Regel nicht gezielt aufgebaut werden, sondern als Nebenprodukt von Krieg oder

* Institut für Bodenkunde (310), Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70593 Stuttgart

industrieller Tätigkeit entstanden sind. Verfahren und Techniken zu künstlichen Bodenbereitung sind weder allgemein verfügbar, noch technisch ausgereift und auf gar keinen Fall standardisiert.

Die SAARMONTAN Gesellschaft für bergbaubezogene Dienstleistungen mbH begann 1994, auf der Halde „Reden“, ca. 25 km nordöstlich von Saarbrücken, eine Rekultivierungsmaßnahme im Landschaftsmaßstab durchzuführen. Dabei wurde in einer Mächtigkeit von 2 m ein Rekultivierungssubstrat bestehend aus 80 Vol % Waschbergen, 10 Vol % kalkkonditionierten Klärschlämmen und 10 Vol % Holzkompost auf dem 14 ha großen Haldenplateau ausgebracht. Die ausgebrachte Klärschlammmenge bewegte sich bei 450 t Klärschlamm trockenmasse. Das Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Universität Hohenheim erhielt im Frühjahr 1996 den Auftrag, eine bodenkundliche Grundaufnahme des Rekultivierungssubstrates und ein Monitoring des Stickstoffumsatzes durchzuführen. Dies geschah unter der Annahme, dass der Stickstoffumsatz (verglichen mit anderen Nährstoffen, Schwermetallen und organischen Schadstoffen) die größte Bedeutung für angrenzende Umweltkompartimente hat.

Ziele des aktuellen Forschungsvorhabens

Das Vorhaben soll

- Bis in eine Profiltiefe von 2m den absoluten Betrag der Stickstoffnettomineralisation feststellen
- Eine Bestimmung der Stickstoffmenge ermöglichen, die den Boden mit dem Perkulationswasser verlässt
- Die Verläufe von Nitrat- und Ammoniumgehalten in kleinen Zeitschritten und mehreren Tiefen dokumentieren
- Schwankungen in den Stickstoffhaushaltsgrößen mit Klimaparametern korrelieren
- Eine vollständige bodenkundliche Aufnahme und damit gültige taxonomische Einordnung der neu geschaffenen Böden wie des Haldenrohbodens ermöglichen
- Eine Einschätzung der Umweltverträglichkeit des Rekultivierungssubstrates ermöglichen.

Methoden

Im April 1996 wurde auf dem Haldenplateau eine Umweltmeßstation eingerichtet, die aus folgenden Komponenten besteht:

- Klimastation (Sensoren für Luft- und Bodentemperatur, Globalstrahlung, Luftfeuchte, Niederschlag, Windweg) mit Datalogger
- Tensiometerfeld mit je 4 Tensiometern in 20, 60, 100 und 200 cm Tiefe
- Saugkerzen (Je 2 in 20, 60, 100 und 200 cm Tiefe)
- 5 Schächte zur Beobachtung der Stickstoff-Nettomineralisation nach Schlichting/Blume/Stahr (1995, PVC-Beutelmethode von *Eno 1960*). Kurzbeschreibung: 5 Kunststoffrohre von 2 m Länge; isolierte Einsätze mit Aussparungen in den Tiefen 10-30, 50-70, 90-110 und 180-200 cm; Inkubation von je 4 Plastikbeuteln pro Tiefe und Rohr, daher 20 Wiederholungen pro Tiefe (5 Rohre x 4 Beutel pro Tiefe); Bebrütungszeitraum 2 Wochen, nicht überlappend; Probenahme aus der Profilwand, dazu Isolation der Profilwand zwischen Probenahmeterminen und Abgrabung von 10-15 cm Material unmittelbar vor der Probenahme.

* Das Unternehmen ist bestrebt, eine langfristig konkurrenzfähige, d.h. nachhaltige und sichere Technologie zu entwickeln. Zur Absicherung gegen die mögliche Gefährdung angrenzender Umweltkompartimente wurde daher ein schwach alkalisches Bodenmilieu gewählt, um Schwermetalle und Phosphat im Boden festzulegen und Versauerung durch Pyritoxidation zu puffern.

Ergebnisse

1. Mineralischer Stickstoff (N_{min})

Die N_{min} -Gehalte halbieren sich im Beobachtungszeitraum (Abb. 1), und liegen insgesamt an der Obergrenze dessen, was in landwirtschaftlichen Systemen (Maisanbau im Langenauer Ried, vergl. Rück 1993) beobachtet werden kann. Es ist ferner zu erkennen, daß die N_{min} - Gehalte im Oberboden stärker abnehmen, als im Unterboden.

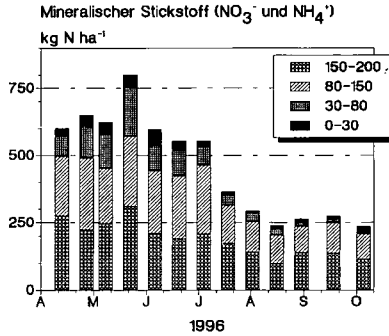


Abb. 1: Gehalte an mineralischem Stickstoff (Nitrat und Ammonium) in kg N ha⁻¹, nach Tiefen (cm).

2. Stickstoffnettomineralisation

Die Gefahr von Nitratauswaschung ist prinzipiell dann groß, wenn hohe Stickstoffumsatzintensität im Boden zeitlich mit hohen Sickerungsraten zusammentrifft. Die Intensität des Stickstoffumsatzes lässt sich über die Stickstoffnettomineralisation beschreiben. Im Oberboden (Tiefe 0-80 cm, Abb.2) des Rekultivierungssubstrates wird während des Frühsommers lebhaftere Nettomineralisation beobachtet, die im Hochsommer und Herbst deutlich abklingt, bis sogar Immobilisation zu verzeichnen ist. Die Summe an mineralisiertem Stickstoff liegt geringfügig höher als in intensiv genutzten landwirtschaftlichen Systemen. Die Nettomineralisation korreliert mit dem Verlauf der N_{min} -Werte in diesem Profillbereich (Abb.1). Wird das Rekultivierungssubstrat in seiner ganzen

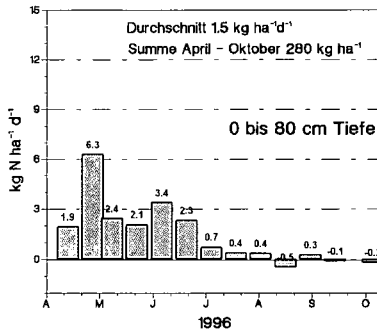


Abb. 2: Stickstoffnettomineralisation (NH_4^+ + NO_3^-) im Oberboden

Mächtigkeit von 2m betrachtet (Abb. 3), dann wird deutlich, daß die Stickstoffumsatzprozesse im Unterboden noch andauern.

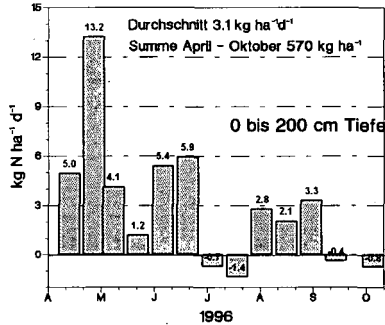
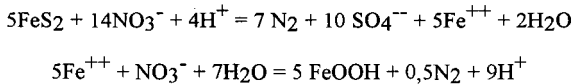


Abb.3: Stickstoffnettomineralisation (NH₄⁺ + NO₃⁻) im Unterboden

Vorläufiges Fazit

Der Stickstoffumsatz ist zwei Jahre nach Beginn der Rekultivierungsmaßnahme im oberen Profiltteil (< 80 cm Tiefe) zur Ruhe gekommen. Insgesamt (auf das ganze Profil bezogen) bewegen sich die Stickstoffumsätze in Größenordnungen, wie sie von ähnlichen Maßnahmen aus dem amerikanischen Bergbau bekannt sind (Sopper 1993).

Nitratausträge mit dem Sickerwasser wurden im Sommerhalbjahr nicht beobachtet. Dies liegt zum einen daran, daß im Sommer kaum Sickerung auftrat, zum anderen aber an dem Pyritgehalt des Bergematerialies. Pyrit ist in der Lage, auf dem Wege der Chemodenitrifikation Nitrat in ungefährlichen, umweltneutralen elementaren Stickstoff umzuwandeln:



Diese Eigenschaft des Haldenmaterialies stellt eine Rückversicherung gegen unerwünschte Stickstoffausträge aus Rekultivierungssubstraten dar. Zusammen mit der räumlichen Entfernung zu sensibleren Landschaftsteilen macht sie die Halden zu idealen Versuchsstandorten.

Literatur

ENO, C. (1960): Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 24:277-279

RÜCK, F. (1993): Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. Dissertation Universität Hohenheim. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 15.

SCHLICHTING, E., BLUME, H.P. und K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. 2. neubearbeitete Auflage. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin-Wien.

SOPPER, W.E (1993): Municipal sludge use in land reclamation. Lewis Publishers, Boca Raton, USA

Reduktionsprozesse in der gesättigten Zone belüfteter kohlehaltiger Tertiärsubstrate des Lausitzer Braunkohlereviers

von

Liebner, F.; Katzur, J.*

Einleitung

Im Gegensatz zu den fast Trinkwasserqualität erreichenden Perkolaten aus quartären Kippsubstraten sind Sickerwässer aus tertiären Kippsubstraten in der Regel extrem sauer und weisen über einen langen Zeitraum extrem hohe Schadstoffkonzentrationen auf. Dominierende Salze in den zu über 99,5 % aus Sulfaten bestehenden Perkolaten sind die Pyrit- und Silicatverwitterungsprodukte Eisen- und Aluminiumsulfat (75-80%). Für eine drei Meter mächtige xSI-Substratschicht wurde im Rahmen eines Großlysimeterversuches beispielsweise eine mittlere jährliche Salzfracht von 70 t / ha ermittelt. Im Zusammenhang mit dem drastischen Rückgang des Braunkohleabbaus im Lausitzer Braunkohlerevier und der damit verbundenen verminderten Wasserhaltung muß die Frage aufgeworfen werden, welche Auswirkungen die extrem sauren, basenarmen aber kohlehaltigen tertiären Kippsubstrate auf die Grundwasserqualität in den entstehenden Kippen-Aquifern haben werden, mit welchen Stoffströmen in die Vorflut gerechnet werden muß und wie möglicherweise gezielt die hydrogeochemischen Prozesse in den entstehenden Grundwasserleitern beeinflusst werden können. Deshalb sollte zunächst in einem Labor-Säulenversuch die Auswirkung der belüfteten, extrem sauren, kohlehaltigen Tertiärsubstrate auf die Intensität der Reduktionsprozesse in der gesättigten Bodenzone und der damit verbundene Einfluß auf die Grundwasserqualität untersucht werden.

Material und Methoden

Im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens „Geochemische Prozesse in wassergesättigten kohlehaltigen Abraumsubstraten“ wurde u.a. ein lausitztypischer tertiärer Kipp-Kohleanlehmsand (xSI-Kp) mit Perkolaten aus der ungesättigten Bodenzone des gleichen bzw. eines quartären Kippsubstrates (mSI-Kp) gesättigt (s. Tab. 1), in PE-Säulen luftdicht verschlossen und durch Beprobung der wässrigen Phase (pH, E_h , O_2 , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , Mn , Fe^{2+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , DOC, H_2S , Cu) sowie der Bodenluft (O_2 , N_2 , CO_2 , H_2S) unter Sauerstoffausschluß die Entwicklung der Redoxprozesse verfolgt.

Das tertiäre Kippsubstrat ist ein Kohleanlehmsand mit einem Ton- und Schluffgehalt von 7,2 Masse-%. Die kohligen Beimengungen von rund 2 Masse-% C_l sind zu etwa gleichen Teilen der Kornfraktion 0,2 - 2 mm sowie der Fraktion >2 mm zuzuordnen.

Entsprechend dem S_r -Gehalt von 0,21 Masse-% ist das tertiäre Kippsubstrat aufgrund der fortgeschrittenen Pyritverwitterung extrem sauer (pH_{CaCl_2} 2.48). Im Erwartungsbereich liegt der N_r -Gehalt mit 0,03 Masse-%, wobei über 97% biopolymer in der kohligen Substanz gebunden sind. Das C/N-Verhältnis von 67, die pflanzenverfügbaren K, P und Mg-Gehalte sowie die niedrigen Makronähr-

* Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde
Tel.: 03531/7907-11, Fax: 03531/2329, e-mail: FIB-Finsterwalde@T-online.de

stoffgehalte im 10%-igen HCl-Auszug weisen das Substrat als extrem nährstoffarm aus. Die Schwermetallgehalte sind gering und liegen deutlich unter den Grenzwerten der EIKMANN-KLOKE-Liste Deutschland.

Entsprechend dem niedrigen pH-Wert sowie dem geringen Ton- und Schluffanteil ist die Kationenaustauschkapazität mit 47 mmol/kg gering, wobei ca. 18% auf die kohlige Substanz entfallen. Entsprechend der niedrigen Ladungsdichte ist auch das für ausgewählte Schwermetalle bestimmte Adsorptionsvermögen als sehr gering einzuschätzen.

Tab. 1: Ausgewählte physiko-chemische und chemische Parameter der verwendeten Sickerwässer

Perkolat aus	pH	E _h [mV]	EC [mS/cm]	Fe _i [mg/l]	DOC [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]
xSl-Kp	2,22	830	7,84	1305	12	10700	3,19
mSl-Kp	7,86	488	0,63	0,025	0,3	135	4,87

Ergebnisse /1/

Die bisherigen Ergebnisse belegen, daß auch in den extrem sauren tertiären Kippsubstraten Reduktionsprozesse ablaufen, die aufgrund der extrem hohen Spezieskonzentrationen sowie niedrigen pH-Werte allerdings länger währen als in gewachsenen Böden.

Auf Grund des hohen Standardelektrodenpotentials und der damit verbundenen hohen Elektronenaffinität ist die Reduktion des im Wasser gelösten Sauerstoffs die erste Stufe im Reduktionsprozeß. Während in gewachsenen Böden der Sauerstoff häufig schon nach wenigen Stunden quantitativ verbraucht ist, konnte nach Sättigung des extrem sauren Kohleanlehmsandes mit Sickerwasser aus einer drei Meter mächtigen tertiären Bodensäule (Lysimeterversuch) erst 18 Tage später kein Sauerstoff mehr gaschromatographisch in der Bodenluft des geschlossenen Systems nachgewiesen werden.

Während zu Beginn der Reduktionsprozesse vorwiegend organische Substanz durch aerobe Mikroorganismen oxidativ abgebaut wird, treten mit Abnahme des Redoxpotentials zunehmend fakultativ und obligat anaerobe Mikroorganismen milieubeherrschend auf. Mit dem oxidativen Abbau organischer Substanz zu niedermolekularen, meist polaren Verbindungen ist in erster Linie die Bildung von CO₂ verbunden. Bereits nach 25 Tagen lag der Kohlendioxidgehalt der Bodenluft mit 22 Vol.-% deutlich über dem ursprünglichen Sauerstoffgehalt. Mit zunehmender Versuchsdauer nahm die Intensität der CO₂-Entwicklung ab. Nach einer Versuchsdauer von 750 Tagen betrug der Kohlendioxidgehalt der Bodenluft rund 43 Vol.-%.

Im weiteren Versuchverlauf konnte die von SIGG und STUMM /2/ für gewachsene Böden und pH 7 publizierte Reduktionssequenz im wesentlichen auch für die extrem sauren tertiären Kippsubstrate bestätigt werden. So begann bereits bei einem Redoxpotential von etwa 790 mV (E_h) die Reduktion von Nitrit und Nitrat als Verbindungen mit hohem Elektronenakzeptorvermögen zu Stickstoff (Denitrifikation). Nach 25 Tagen konnten diese Verbindungen in der wässrigen Phase nicht mehr detektiert werden.

Bereits bei einem Redoxpotential oberhalb 600 mV ist das Fe²⁺ / Fe³⁺ - Redoxgleichgewicht in der wässrigen Phase deutlich zugunsten der reduzierten Form verschoben. Nach 30 Tagen lagen ca. 90 % der Eisenionen in Lösung als Eisen(II) vor. Bei etwa 580 mV begann nach vollständiger Reduktion des in der wässrigen Phase gelösten Eisen(III) die mikrobielle Reduktion unlöslicher, nicht

transportfähiger, pedogener Eisen(III)-Verbindungen (Hydroxide, Oxidhydrate und Oxide) zu löslichen und somit mobilen Eisen(II)-Verbindungen. Die reduktive Mobilisierung von Eisen bei diesen ungewöhnlich hohen Redoxpotentialen ist in erster Linie auf die niedrigen pH-Werte der wässrigen Phase zurückzuführen.

Infolge reduktiver Lösungsprozesse erhöhte sich im bisherigen Versuchsverlauf die Gesamteisenkonzentration von 1000 mg/l (99% Fe³⁺) zu Versuchsbeginn auf über 10200 mg/l (99.5% Fe²⁺) nach 750 Tagen (Abb. 1). Aus thermodynamischen Gründen erfolgt dabei zunächst die Reduktion der energiereicheren amorphen Eisen(III)-Verbindungen und erst bei weiterer Erniedrigung des Redoxpotentials die Reduktion von Verbindungen aus dem Kristallgitter. Der Umfang der bei diesen Prozessen mobilisierbaren Eisenmengen läßt sich mit der Methode der sequentiellen Extraktion nach ZEIEN und BRÜMMER /3/ zur Ermittlung von Schwermetall-Bindungsformen in Böden offensichtlich relativ gut bestimmen. Aus Abb. 1 ist ersichtlich, daß die durch die Geraden gekennzeichneten, maximal aus amorphen bzw. kristallinen (untere bzw. obere Gerade) Eisenoxiden mobilisierbaren Eisenmengen (Ammoniumoxalat- und Ammoniumoxalat/Ascorbinsäurefraktion) annähernd erreicht werden, wobei der nochmalige Anstieg der Eisen(II)-Konzentration nach 650 Tagen vermutlich der beginnenden Auflösung kristalliner Eisenoxide zuzuordnen ist.

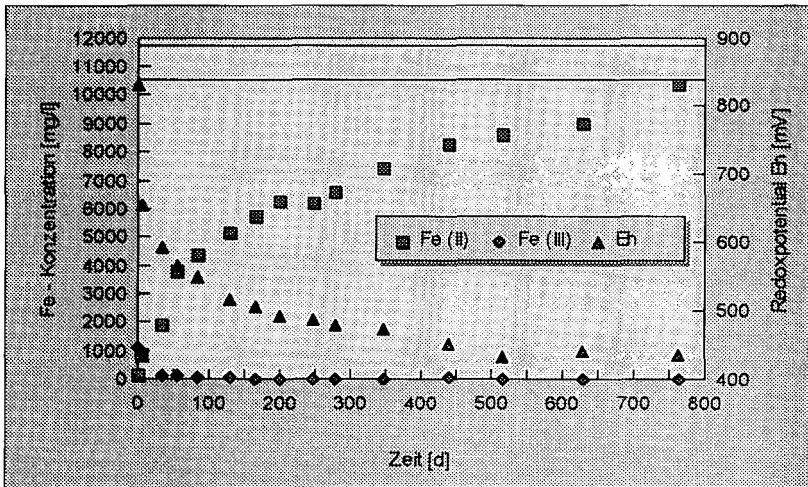


Abb. 1: Entwicklung der Fe³⁺ - und Fe²⁺ - Konzentrationen in einem tertiären Kipp-Grundwasserleiter in Abhängigkeit vom Redoxpotential

Bei der Reduktion von Eisen werden im fortgeschrittenen Stadium des Reduktionsprozesses an Stelle der bereits oxidierten, leicht abbaubaren wasserlöslichen organischen Verbindungen zunehmend höhermolekulare Biopolymere wie die kohlige Substanz der Tertiärsubstrate zu niedermolekularen, polareren und somit besser wasserlöslichen Verbindungen abgebaut. Dies äußerte sich in einem Ansteigen der DOC-Gehalte in der wässrigen Phase von durchschnittlich 15 mg / l zu Versuchsbeginn auf 1180 mg / l nach 500 Tagen. Mit der erhöhten Verfügbarkeit wasserlöslicher organischer Verbindungen in der wässrigen Phase wird durch Bindung von bereits reduzierten Metallionen in

Komplexen die Lage des Gleichgewichts zusätzlich auf die Seite der Reduktionsprodukte verschoben, so daß reduktive Prozesse wie die Auflösung amorpher Eisenoxide auch schon bei höheren Redoxpotentialen als aus thermodynamischen Daten berechnet beobachtet wurden (E_h 580 statt 540 mV).

Alle reduktiven Prozesse führen bei gleichzeitiger Oxidation organischer Substanz zu einer Abnahme der Protonenkonzentration und damit Erhöhung des pH-Wertes in der wässrigen Phase. So wurde insbesondere durch die Eisenreduktion im bisherigen Versuchsverlauf eine Erhöhung des pH-Wertes von 1.7 zu Versuchsbeginn auf 2.75 nach 750 Tagen beobachtet.

Die Variante tertiäres Substrat / quartäres Perkolat verhielt sich in bezug auf Sauerstoffabnahme, Kohlendioxidbildung, Eisen(II)-Freisetzung und Abbau der kohligen Substanz wie die rein tertiäre Variante. Durch extrem niedrige pH-Werte sowie hohe Gehalte wasserlöslicher Sulfate bzw. Schwefelsäure in den tertiären Kippsubstraten als Resultat der intensiven Pyrit- und Silicatverwitterung werden bei Eindringen der verhältnismäßig salzarmen quartären Sickerwässer große Mengen an Aluminium- und Schwermetallsulfaten gelöst, die das Redoxverhalten im Grundwasserleiter bestimmen.

Zusammenfassung

In einem Laborversuch sollte die Auswirkung der belüfteten, extrem sauren, kohlehaltigen Tertiärsubstrate auf die Intensität der Reduktionsprozesse in der gesättigten Bodenzone und der damit verbundene Einfluß auf die Grundwasserqualität untersucht werden.

Dazu wurden zwei für das Lausitzer Braunkohlerevier typische Abraumssubstrate (quartärer Kiessand und tertiärer Kohleanlehmsand) in verschiedenen Varianten mit Perkolaten aus der ungesättigten Bodenzone ähnlicher Kippsubstrate (mSl-Kp und xSl-Kp, Lysimeterversuch) gesättigt, in PE-Säulen luftdicht verschlossen und durch Beprobung der wässrigen Phase sowie der Bodenluft unter Sauerstoffausschluß die Entwicklung der Redoxprozesse verfolgt.

Die bisherigen Ergebnisse belegen, daß auch in stark sauren Tertiärsubstraten bei Wassersättigung mikrobiell kontrollierte Reduktionsprozesse einsetzen, die aufgrund der höheren Spezieskonzentrationen sowie der ungünstigeren mikrobiellen Lebensbedingungen deutlich länger währen als in Substraten mit höheren Ausgangs-pH-Werten.

Die bisherigen Ergebnisse (starke Eisenmobilisierung, mikrobieller Abbau der kohligen Substanz) sowie die dem fortgeschrittenen Reduktionsstadium des dominierenden Redoxsystems Fe^{2+} / Fe^{3+} entsprechende starke Alkalinitätszunahme in der wässrigen Phase (Voraussetzung für mikrobielle Sulfatreduktion) erfordern die Weiterführung der Untersuchungen.

Literatur

- /1/ Liebner, F.: Abschlußbericht zum BMBF-Förderprojekt „Geochemische Prozesse in kohlehaltigen wassergesättigten Abraums substraten“, TIB Hannover, Dezember 1996
- /2/ Sigg, L., Stumm, W.: Aquatische Chemie. - Verlag der Fachvereine, Zürich 1989, S. 320
- /3/ Zeien, H., Brümmer, G.W.: Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden; Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 59 (1989) 505-510

Initiale Prozesse der Stoffumsetzung auf reststoffmeliorierten Kippstandorten Teil b: C/N-Dynamik

von

Mayer, S.¹; Wilden, R.¹; Scherzer, J.¹

1. Einleitung

Zur Erfassung der C- und N - Dynamik auf reststoffmeliorierten Kippsubstraten werden in der vorliegenden Arbeit folgende biotische und abiotische Parameter untersucht:

- NO_3^- , NH_4^+ und DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung (14 tägig, 20, 60, 130 cm),
- N_{min} (vierteljährlich, 0 - 10 cm, pot. Netto-N-Mineralisation (jährlich, 0 - 10 cm),
- mikrobielle Biomasse (C_{mik} , N_{mik}) und Basalatmung,
- C_{org} , C_t , N_{org} , N_t - Gehalte und pH im Boden (0-10 cm)
- Bodenwassergehalt, Bodenmatrixpotential,
- Bodentemperatur
- Klimadaten und Niederschlag

Nachfolgend werden exemplarisch Ergebnisse aus der 1. Vegetationsperiode nach Reststoffausbringung dargestellt. Die Versuchsanlage und -varianten wird im Teil a) dieses Beitrags (gleicher Band) beschrieben.

2. Material und Methoden

Mikrobiologische Parameter: Probenahme in 0 - 10 cm 14 Tage nach Reststoffeinsatz in allen Wiederholungen jeder Variante. Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}): Chloroform-Fumigation-Extraktion (CFE) und mit der Substrat-Induzierten-Respiration (SIR) mit Glucose (SIR-G) bzw. Glucose mit Hefeextrakt (SIR-GH) als Substrat. Bestimmung der pot. Netto-N-Mineralisation: im aeroben Brutversuch.

Bodenlösung: Auf den vier Versuchsvarianten (0, M, S, K) wurden 14-tägig Bodenlösungsproben mittels tensionsgesteuerter Saugkerzen in den Tiefen 20, 60, 130 cm gewonnen und die Konzentrationen von NO_3^- (Ionenchromatographie), NH_4^+ (Rapid-Flow-Analyzer) und DOC (TOC Analyzer) bestimmt.

Wasserhaushalt:

- 6 FDR - Sonden in 15 cm Tiefe
- Klimastationen

3. Ergebnisse und Diskussion

Von den eingesetzten Reststoffen fördert Klärschlamm auf beiden Standorten die mikrobielle Biomasse am stärksten. Kompost hat nur am Standort Seeblick einen stärkeren Einfluß als die

¹ BTU Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

Varianten O und M, wobei die mikrobielle Biomasse insgesamt am Standort Seeblick höher liegt als am Standort Weißagker Berg. Die mikrobielle Biomasse nach CFE liegt stets höher als die mikrobielle Biomasse nach SIR (Abb. 1).

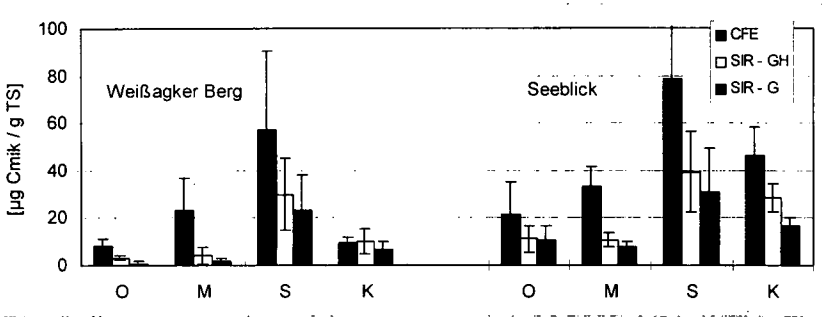


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse am Standort Weißagker Berg und Seeblick, bestimmt nach CFE (Vance et al., 1987) und SIR (Anderson und Domsch, 1978) mit Glucose (SIR-G) und Glucose plus Hefeextrakt (SIR-GH), n = 3.

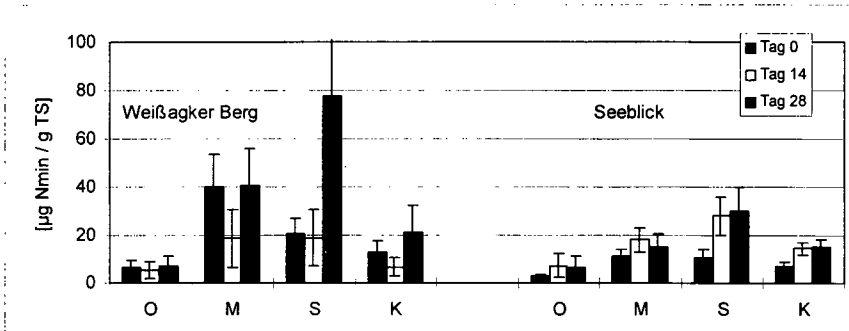


Abb.2: N_{min}-Gehalte der Standorte Weißagker Berg und Seeblick im aeroben Brutversuch nach Beck (1983) am Tag 0, 14 und 28 nach Bebrütung, n = 3

Dieser Unterschied könnte ein Hinweis auf einen hohen Anteil autochthoner Mikroorganismen sein, die leicht verfügbare Substrate nicht oder nur geringfügig nutzen können. Durch die Kombination beider Verfahren ist eventuell eine Differenzierung der mikrobiellen Biomasse in allochthone und autochthone Biomasse möglich. Die zusätzliche Gabe von Hefeextrakt zu Glucose führt i. d. R. zu höheren CO₂ - Produktionsraten und damit zu einer höheren Biomasse, was die Annahme einer Nährstofflimitierung unterstützt.

Die pot. Netto-N-Mineralisation (Abb. 2) zeigt am Weißagker Berg nur in den Varianten S und K nach 28 Tagen eine N - Freisetzung, wobei diese auf der Variante S am stärksten ausgeprägt ist. Am Seeblick ist in allen Varianten bereits nach 14 Tagen eine N-Freisetzung zu beobachten, insbesondere bei der S-Variante. Insgesamt sind die N_{min} - Gehalte im Seeblick geringer als am Weißagker Berg. Eine Erklärung hierfür könnte die höhere mikrobielle Biomasse sein.

Die Bodenwassergehalte am Weißagker Berg liegen höher als am Seeblick. Dort kommt es im Sommer zu einer stärkeren Austrocknung (nicht dargestellt). Die hohen Standardabweichungen der Messungen sind auf die erhebliche räumliche Heterogenität der Substrate zurückzuführen. Die Applikation der Reststoffe und des Mineraldüngers spiegeln sich besonders im zeitlichen Verlauf der NO_3^- - Konzentration in der Bodenlösung wieder. Auf den mineralgedüngten Varianten beider Standorte kommt es mit den starken Niederschlägen Anfang Mai zu einer sofortigen Lösung der Nitratsalze und somit zu hohen Konzentrationen in der Bodenlösung in 20 cm Tiefe (Abb. 3, 4).

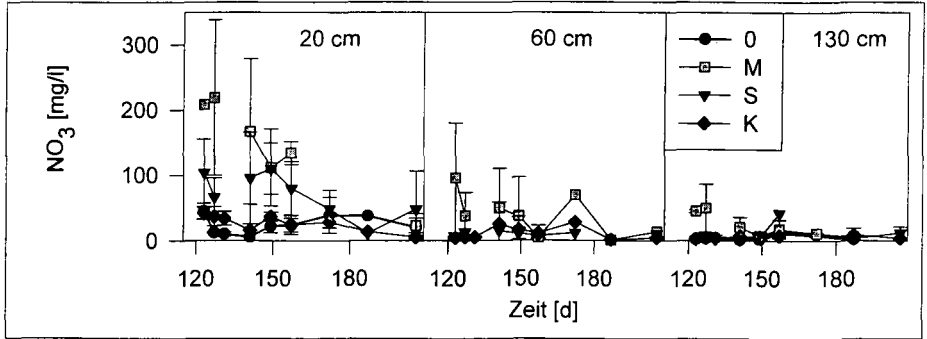


Abb. 3: NO_3^- - Konzentrationen in der Bodenlösung in 20, 60 und 130 cm Tiefe (2.5. - 24.7. 1996) - Weißagker Berg

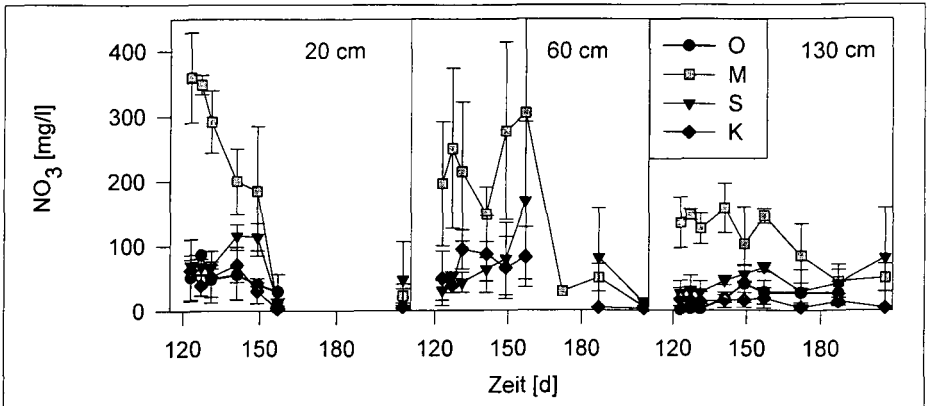


Abb. 4: NO_3^- - Konzentrationen in der Bodenlösung in 20, 60 und 130 cm Tiefe (2.5. - 24.7. 1996) - Seeblick

Es erfolgt auch eine Verlagerung in 60 und 130 cm Tiefe. Im Laufe der Vegetationsperiode nimmt die NO_3^- - Konzentration in allen Tiefen kontinuierlich ab. Bei der Klärschlammvariante am Weißagker Berg liegen die NO_3^- - Konzentrationen in 20 cm anfangs bei 50 % der Mineralvariante, bleiben aber länger als bei M auf diesem Niveau. Eine NO_3^- - Verlagerung nach Klärschlammaufbringung ist nicht nachweisbar. Im Gegensatz dazu ist am Seeblick eine deutliche Verlagerung von NO_3^- in 60 und 130 cm Tiefe nachweisbar. Die kompostgedüngten Flächen und die Nullvarianten beider Standorte zeigen sehr ähnliche NO_3^- - Konzentrationen.

Diese liegen mit bis zu 50 mg NO₃/l für die Nullvariante am Seeblick unerwartet hoch.

Die NH₄ - Konzentrationen am Weißagker Berg liegen zwischen 5 - 15 mg/l, die am Seeblick zwischen 0,1 - 5 mg/l und zeigen kaum zeitliche Schwankungen (nicht dargestellt).

Die DOC - Konzentrationen in der Bodenlösung liegen am Weißagker Berg im Bereich 5 - 40 mg/l, am Seeblick bei 10 - 30 mg/l. Auf beiden Standorten scheinen die DOC - Konzentrationen in der Bodenlösung sowohl von den applizierten Reststoffen als auch vom Kohlegehalt des Substrats unbeeinflusst zu sein.

Die zu Beginn der Bebrütung vorhandenen N_{min} - Gehalte am Weißagker Berg korrespondieren mit den Nitratgehalten in der Bodenlösung (Abb. 2, 4). Durch die starken Niederschläge im Frühjahr wurde Nitrat sehr schnell in tiefere Bodenschichten verlagert, in denen es nicht mehr von den Pflanzen aufgenommen werden kann. Bei der Klärschlammvariante nehmen durch die mikrobielle Mineralisierung die NO₃ - Konzentrationen wesentlich langsamer ab als bei der Mineraldüngervariante (Abb. 3). Die Varianten O und K zeigen ähnliche NO₃ - Konzentrationen, die konstant auf einem niedrigeren Niveau bleiben. Hier ist die mikrobielle Nachlieferung zu gering.

Am Seeblick und Weißagker Berg wurden am Tag 0 des Brutversuchs im Vergleich zu den Nitratkonzentrationen der Bodenlösungen beider Standorte geringere N_{min} - Gehalte bestimmt. Die beiden Parameter sind allerdings nur bedingt miteinander vergleichbar. Bodenlösungen, die bei geringen Wassergehalten gewonnen wurden, sind konzentrierter als bei hohen Wassergehalten.

4. Zusammenfassung

Von den eingesetzten Reststoffen hatte der Klärschlamm an beiden Standorten unabhängig vom Verfahren einen deutlichen fördernden Effekt auf die mikrobielle Biomasse. Die Größe der ermittelten mikrobiellen Biomasse war abhängig von der Bestimmungsmethode (CFE, SIR). Die N-Mineralisation wurde insbesondere am Standort Weißagker Berg ebenfalls durch Klärschlamm am stärksten beeinflusst, wobei die N_{min}-Gehalte zu Beginn der Bebrütung am Seeblick deutlich geringer waren. Aufgrund der Substratunterschiede lagen die Wassergehalte am Seeblick niedriger als am Weißagker Berg. Die Ergebnisse zeigen, daß der als Mineraldünger eingebrachte Stickstoff sofort verfügbar ist. Da die Vegetation nur einen Teil des Stickstoffs aufnehmen konnte, kam es zur Verlagerung in tiefere Bodenschichten. Klärschlamm stellt einen langsamer verfügbaren Stickstoffpool dar, bei dem es im Betrachtungszeitraum ebenso wie bei Kompost zu keiner NO₃-Auswaschung kommt. Die NH₄ - Konzentrationen am Weißagker Berg und die DOC - Konzentrationen auf beiden Standorten wurden im Untersuchungszeitraum nicht durch die Reststoffeinbringung beeinflusst.

Da es sich bei den hier dargestellten Ergebnissen um erste Messungen handelt, können hieraus noch keine Schlüsse auf die mittelfristige Wirksamkeit der Reststoffe gezogen werden.

Literatur:

- Anderson, J.P., Domsch, K. H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215 - 221.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. (1987): An extraction method for measuring microbial biomass C.. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703 - 707.
- Beck, T. (1983): Die N - Mineralisation von Böden im Laborbrutversuch. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 146: 243 - 252.

Das REKLAM-Projekt wird mit Mitteln der LMBV GmbH, des BMBF und des Landesumweltamtes Brandenburg durchgeführt.

Rekultivierungsversuche auf einer extrem sauren, schwermetallreichen Schwefelkies-Bergbauhalde

von

Rodenkirchen H.*

1. Einleitung

Berichtet wird über Ergebnisse von forstlichen Rekultivierungsexperimenten auf einer extrem sauren, an Schwermetallen (Fe, Cu, Zn) reichen Halde eines im Jahre 1974 stillgelegten Pyriterz-Bergwerks. Vegetationslose, nicht rekultivierte Flächen waren durch Erosion stark gefährdet und bildeten eine nicht zu tolerierende Umweltbelastung für die angrenzenden Kieferbestände und Vorfluter. Hauptziel der zu testenden Rekultivierungsmaßnahmen war daher eine rasche und nachhaltige Wiederbegrünung mit einer dichten, wasserzehrenden Waldbestockung zur Einschränkung der Oberflächen- und Sickerwassermengen.

2. Untersuchungsgebiet, Methoden und Arbeitshypothese

Tabelle 1 informiert über die Bergbaugeschichte, die Standortbedingungen der Halde und die durchgeführten Rekultivierungsexperimente.

Als Arbeitshypothese wurde formuliert, daß die „*Kalkvariante*“ (Exp. B) im Vergleich zur „*Klärschlammvariante*“ (Exp. B + A) weniger Erfolgchancen bezüglich der Begrünung besitzt, da mit deutlich geringeren Gehalten an organischer Substanz im Oberboden zu rechnen war (→ schwächere Bindung von Schwermetallen, geringere Verfügbarkeit von N, P und Wasser).

Die mehrjährige Versuchsauswertung erfaßte Kenngrößen zur Vegetationsentwicklung und Nährstoffversorgung der Bäume (vgl. RODENKIRCHEN 1996 a, b) sowie chemische und morphologische Eigenschaften des durchwurzelten Oberbodens.

3. Ergebnisse

Die Klärschlammeffekte des Experiments A können summarisch auf der Datenbasis aller behandelten Parzellen beurteilt werden (relativ geringe Variation der Merkmale). Quervergleiche zu den Versuchsvarianten des Experiments B sind möglich.

3.1 Vegetation und Humusform

Das Ziel einer dichten Vegetation mit flächendeckender Streuproduktion war 6-15 Jahre nach Baumpflanzung sowohl nach extrem starker Klärschlammapplikation (Exp. A), als auch nach wiederholt sehr hohen Kalkgaben im Experiment B erreicht (Tabelle 2).

Enttäuschend verlief hingegen die Entwicklung auf der Versuchsvariante mit „mittlerer“ Klärschlamm dosis im Experiment B.

3.2 Bodenchemische Eigenschaften

Die mit der Behandlungsart variierenden Basensättigungswerte, pH(H₂O)-Werte, Gehalte an Gesamtstickstoff und organischem Kohlenstoff sind in Tabelle 3 dokumentiert. Über Schwermetallkonzentrationen wässriger Bodenextrakte informiert Tabelle 4.

Im durchwurzelten Oberboden der Experimentalfläche A erfolgte von 1983 bis 1992 ein signifikanter N-Vorratsabbau um rund 600 kg/ha (Haupteffekt in 0-10 cm; nicht dargestellt). Unter Berücksichtigung der N-Inkorporation des Baumbestandes während dieses Zeitraums (Schätzwert: ca. 150-

* Lehrstuhl f. Bodenkunde u. Standortslehre, LMU München, Hohenbachernstr. 22, 85345 Freising

200 kg/ha) errechnen sich durchschnittliche jährliche Stickstoffverluste von ca. 40-50 kg/ha. Auf den Parzellen des Experiments A ließ sich von 1983 bis 1992 ein deutlicher Gehaltsanstieg wasserlöslicher Schwermetallfraktionen in 0-10 cm Tiefe nachweisen (Cu: Faktor 4,7; Zn: Faktor 3,0). Dies stand offensichtlich in engem Zusammenhang mit einer signifikanten Wiederver-sauerung (0-10 cm: $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 3,8 \rightarrow 3,2; Basensättigung 94 \rightarrow 59 %; nicht dargestellt).

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Das im Vergleich zu Experiment A unerwartet schlechte Abschneiden der *Versuchsvariante mit „mittlerer“*, aber dennoch recht hoher Klärschlamm-dosis (Exp. B) läßt sich mit einer offensichtlich zu geringen Anhebung der Säureneutralisierungskapazität erklären. Zwar lagen die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte des obersten Mineralbodenbereichs (0-5cm) zur Zeit der Pflanzung bei ca. 4,5-5,0, sanken aber in der Folgezeit wieder rasch ab (z.B. 3 Jahre später: 2,7-3,7). Die Oxidation von Restpyrit sowie die Überschußnitrifikation infolge von N-Vorratsabbau waren vermutlich entscheidende Prozesse, die zu erneuter Säureproduktion führten.

Mit Überschußnitrifikation und Nitrat/Basenkationen-Austrag ist vor allem in den ersten 2-3 Jahren nach Klärschlammausbringung zu rechnen. In dieser Phase existieren noch besonders leicht mineralisierbare N-Fractionen (SOPPER et al. 1982) und die N-Aufnahmekapazität der Vegetation ist noch gering. Nach *extrem hoher Klärschlamm-dosierung* (Exp. A) laufen diese Prozesse aber offensichtlich selbst bei dichter Vegetation mehrjährig intensiv ab; sie beschleunigen die Wiederversauerung und induzieren indirekt eine erneute Schwermetallmobilisierung.

Die vergleichende Untersuchung der verschiedenen Rekultivierungsansätze zeigt deutlich, daß erhöhte Humusgehalte alleine keine Gewähr bieten für geringe Schwermetalllöslichkeit und erfolgreiche Begrünung. Viel wichtiger erscheint eine deutliche Anhebung der pH-Werte und Basensättigung. Organische Stoffe der Bodenfestsubstanz können zwar Cu und Fe fest binden; ihre Bedeutung für die Schwermetallfestlegung sinkt aber mit zunehmender Azidität und ist bei Humusgehalten < 2% generell vernachlässigbar (BLUME & BRÜMMER 1987).

Die Untersuchungsergebnisse lassen eine Verbesserung des Klärschlammverfahrens notwendig erscheinen, um die ökologischen Risiken zu vermindern und die Wirksamkeit zu erhöhen: theoretisch denkbar wäre eine Kombination von anfänglicher Kalkung und reduzierter Klärschlamm-dosis, desweiteren eine Beimischung stickstoffarmer organischer Stoffe (z.B. Rinden-/Holzkompost).

Ein dichter Vorwald läßt sich aufgrund unserer Ergebnisse auch durch *ausgesprochen hohe Kalkgaben*, verbunden mit anfänglicher Lupinensaat, begründen. Die Kalkdosierung muß sich sowohl an der aktuellen Azidität als auch an den Restpyrit-Gehalten orientieren. Zur deutlichen Absenkung der Cu- und Zn-Löslichkeit sind pH (H_2O)-Werte von 5,0-6,0 im oberen Wurzelbereich anzustreben. Die pH-Werte dürfen auf keinen Fall unter 4,0 absinken, weil sonst ionares Fe^{3+} auftritt und die mikrobiell gesteuerte Pyritoxidation verstärkt einsetzt (HOSSNER et al. 1986). Auch ist eine wiederholte mineralische N (P)- und K-Düngung auf der Basis von Blattanalysen notwendig, um die Biomasse- und Streuproduktion zu fördern (vgl. RODENKIRCHEN 1996a, b).

Literatur

- BLUME, H.-P. & BRÜMMER, G., 1987: Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 53, 111-117.
- HOSSNER, L.R. et al., 1986: The influence of soil pH on the oxidation of iron sulfides. Ber. XIII. Congress Int. Bodenk. Ges., Hamburg 13.-20.8.1986, 333.
- RODENKIRCHEN, H., 1996a: Versuch der Rekultivierung einer schwermetallreichen Bergbauhalde. Allg. Forstzeitschrift/Der Wald 18, 1005-1008.
- RODENKIRCHEN, H., 1996b: Auswertung forstlicher Rekultivierungsversuche auf einer schwermetallreichen Schwefelkies-Bergbauhalde. Verh. Ges. Ökol., Bd. 26 (im Druck).
- SOPPER, W.E. et al. (Eds.), 1982: Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge. The Pennsylvania State Univ. Press, Univ. Park. 538 S.

Tab. 1: Schwefelkies-Bergbauhalde „Bayerland“: Bergbau-Geschichte, ökologische Randbedingungen und Rekultivierungsexperimente

<p>Bergbau-Geschichte: ehemaliges Eisenerzbergwerk; 1925-1973: Pyriterzbergbau mit Schächten</p> <p>Ökologische Randbedingungen: Wuchsbezirk „Waldsassener Schiefergebiet“ (NO-Bayern), Klima: 5,9°C, 615 mm, subkontinental; schwache bis mäßige Hangneigung, Erosionsgefährdung; Haldensubstrat im Bereich der Versuchsa-reale: schluffig-sandige Flotationsrückstände v.a. aus Pyrit (FeS₂) und Quarzphyllit, daneben weitere Schwermetall-sulfide; sehr hohe Schwefel (Sulfat)- und Schwermetallgesamtgehalte (in mg/g, 1977, 0-20 cm Tiefe: Ges.-S: 16,3; H₂O-lösl. SO₄-S: 0,7; Ges.-Fe: 110; Ges.-Cu: 0,95; Ges.-Zn: 0,72), extreme Azidität (1977, 0-20 cm: pH₍₁₂₀₎ = 1,9), sehr geringe Gehalte an Stickstoff und organischem Kohlenstoff (in mg/g, 1977, 0-20 cm: Nt: 0,2; Corg: 1,8). Stellenweise oberflächennahe Verfestigung des Substrats durch Eisenoxide. Geringe Wasserspeicherkapazität. Auf nicht rekultivierten Kontrollflächen keine spontane Pionierv egetation.</p> <p>Rekultivierungsexperimente: Anlage durch die Institute für Bodenkunde (REHFUESS) und Landschaftstechnik (AMMER) der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München</p> <p>Experiment A</p> <p>1975: ungewöhnlich große Menge an ausgefaultem Klärschlamm (Naßschlamm) durch Stadtwerke ausgebracht (Dosis leider unbekannt; 1977: mittlere Schichtdicke des trockenen Schlammes 5 cm)</p> <p>1977: a) Grunddüngung (40 dz Branntkalk/ha; 10 dz Thomasmehl/ha, 20 dz Kieserit/ha) + 10-20 cm tiefe Einarbei-tung mit Egge</p> <p>b) Versuchsglieder mit und ohne Graseinsaat (z.B. <i>Festuca ovina</i>, <i>Agrostis tenuis</i>), Lupinensaat, Strohmulch oder Torfmull (Pflanzloch); je 2 Parallelparzellen a 64 m²</p> <p>c) Pflanzung von 6 Baumarten im Pflanzverband 0,5 x 1 m (<i>Betula pendula</i>, <i>Pinus sylvestris</i>, <i>Larix decidua</i>, <i>Salix caprea</i>, <i>Robinia pseudo-acacia</i>, <i>Alnus incana</i>)</p> <p>Unbehandelte Kontrolle: 400 m² große Fläche zwischen den Experimentalbereichen A u. B</p> <p>Experiment B</p> <p>1977: Grunddüngung und Pflanzung wie bei Experiment A → Totalausfall der Vegetation im ersten Jahr</p> <p>1978-1980: zwei wichtige neue Versuchsvarianten eingerichtet: ^{*)}</p> <p>1. „Mittlere“ Klärschlamm-dosis (1978-80: 890,6 m³ Naßschlamm/ha) + 10,2 dz Thomasmehl/ha + 10-15 cm tiefe Einarbeitung mit Egge (1980)</p> <p>2. Sehr hohe Kalkdosis (46,9 t kohlen-saurer Kalk/ha; 1978) + 10,2 dz Thomasmehl/ha + 10-15 cm tiefe Einar-beitung mit Egge + Lupineneinsaat (1980)</p> <p>1985/1988: Oberflächige Nachkalkung mit je 39,1 t kohlen-saurem Magnesiakalk/ha</p> <p>1986: oberflächige N-Düngung (4 dz Kalkammonsalpeter/ha)</p> <p>1981: Pflanzung von 8 Baumarten im Verband 0,5x1 m (<i>Betula pendula</i>, <i>Larix decidua</i>, <i>Salix caprea</i>, <i>Salix purpurea</i>, <i>Salix cineria</i>, <i>Populus tremula</i>, <i>Populus androsco-ggyn</i>, <i>Quercus robur</i>)</p> <p>^{*)} weitere Versuchsvarianten konnten wegen nachträglicher Störung nicht längerfristig ausgewertet werden. Pro Ver-suchsglied 2 Parzellen a 64 m².</p>
--

Tab. 4: Mittlere Fe-, Cu- und Zn-Konzentrationen (mg/l) sowie pH-Werte wäßriger Bodenextrakte (Wasser : Boden-Trockengewicht = 1,3 : 1,0) von unterschiedlichen Untersuchungsflächen (feldfrische Proben, Dezember 1986)

Versuchsvariante	Fe		Cu		Zn		pH	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
unbehandelte Kontrol-le	18,4	52,3	3,35	20,4	2,40	62,6	2,3	2,5
extrem hohe Klär-schlamm-dosis (Exp. A)	2,6	1,8	0,22	13,6	2,40	133,0	5,8	3,7
„mittlere“ Klär-schlamm-dosis (Exp. B)	4,6	17,4	1,91	14,8	3,12	132,0	3,9	3,3
extrem hohe Kalkdo-sis (Exp. B)	0,4	0,1	0,03	2,5	0,34	0,7	7,2	4,1

Tab. 2: Vegetationskennwerte sowie aktuelle Humusform 6-15 Jahre nach Baumbepflanzung im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle

Kennwert	Unbehandelte Kontrolle	Exp. A		Exp. B	
	nach 15 Jahren	Grunddüngung + extrem hohe Klärschlamm dosis nach 6 Jahren	nach 15 Jahren	Grunddüngung + „mittlere“ Klärschlamm dosis nach 11 Jahren	Grunddüngung + sehr hohe Kalkdosen + Lupine + N-Düngung nach 11 Jahren
Deckung der Krautschicht %	0	30-50*	30-40*	< 5	50-70**
Deckung der Baumschicht %	0	50-80	70-90	15-25	85-90
mittl. Höhe herrschender Bäume (m)	-	4-5	10-12	2-3	6-8
Dominante Baumarten	-	Bi, LÄ, Kie, Rob, Salix	Bi, LÄ, Kie	Bi, Kie	Bi, As, LÄ
aktuelle Humusform (C/N-Quotient)	-	F-Mull (15-17)	F-Mull bis mullartiger Moder (19-21)	kleinflächig: F-Mull (-)	F-Mull (19-21)

* nur nach Graseinsaat 70-90 (jedoch 80% weniger spontan aufgetretene Arten); ** davon 15-30 Lupine

Tab. 3: Mineralbodeneigenschaften 7 bis 10 Jahre nach anfänglicher Melioration des Substrats im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle (Mittelwert aus 3-12 analysierten Mischproben)

Parameter	Unbehandelte Kontrolle		Extrem hohe Klärschlamm dosis (Exp. A)		„mittlere“ Klärschlamm dosis (Exp. B)	Extrem hohe Kalkzufuhr + Lupinensaat + mineral. N-Düngung (Exp. B)
	Vor Veruchsbeginn (1977)	10 Jahre später	großflächiger Effekt	kleinflächige Fehlstellen		
Corg.-Gehalt (mg/g)						
0-10 cm	2,5	2,5	18,9	13,6	10,4	8,1
10-20 cm	1,2	1,3	2,8	1,3	1,7	1,3
Ges. N-Gehalt (mg/g)						
0-10 cm	0,3	0,2	1,6	1,6	0,8	0,5
10-20 cm	0,2	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2
pH _(H2O)						
0-10 cm	1,8	2,3	4,0	2,8	3,3	6,4
10-20 cm	2,0	2,4	3,3	2,5	3,0	3,3
Basensättigung (%)						
0-10 cm	3	4	94	24	16	100
10-20 cm	3	4	49	13	11	43

* Bereiche mit unvollständiger Klärschlammüberdeckung

Bodenökologische Parameter eines Kippenbodens unter Laubwald-Aufforstung

von

Rumpel, C.¹; Keplin, B.¹; Kögel-Knabner, I.²; Hüttl, R.F.¹

I. Einleitung

Die Rekultivierungspraxis nach dem Braunkohletagebau im Niederlausitzer Revier führte zu braunkohlehaltigen, aschemelierten Kippenstandorten, die u.a. mit Laubbäumen aufgeforstet wurden. Diese Standorte enthalten bis zu vier Kohlenstoffquellen (Rumpel *et al.*, 1996)

- Braunkohle des Ausgangsmaterials
- rezente, im Laufe der Bodenbildung akkumulierte organische Substanz
- Restkohlenstoff aus Meliorationsasche
- Kohlenstoff aus Flugasche und/oder Braunkohlestäuben aus Kraftwerken und Brikettfabriken der Umgebung

Im Mittelpunkt der Betrachtungen dieser Studie steht ein 37 jähriger Laubholz-mischbestand, welcher sich durch ein ungewöhnliches Humusprofil auszeichnet. Ziel dieser Arbeiten ist es, die Genese des Humuskörpers auf diesem Standort zu deuten.

II. Material und Methoden

Untersucht wurde ein aschemeliert Kipp-Kohlelehmsand, auf dem ein 37 jähriger Roteichen-Linden (*Quercus rubra* mit *Tilia cordata*) Mischbestand stockt. Vor der Pflanzung wurden 700 m³ / ha einer basenreichen Kesselhausasche aus einer Brikettfabrik aufgebracht und bis zu 20-30 cm Bodentiefe eingearbeitet. Der L-Horizont, der aus frischer Roteichen- und Lindenstreu besteht, wird innerhalb eines Jahres mikrobiell umgesetzt. Darunter befindet sich ein tiefschwarzer 2 cm mächtiger, feinmaterialreicher Oh-Horizont. Durch die dunkle Farbe des Substrats ist es kaum möglich, den Ai-Horizont morphologisch auszuscheiden.

Beprobt wurden die Auflagehorizonte, sowie der Mineralboden von 0-5 cm (Ai) und in 1 m Tiefe (Cv). In Tab. 1 sind chemische und physikalische Kenndaten der beschriebenen Horizonte dargestellt. Die Quantifizierung des Braunkohleanteils ('toter Kohlenstoff') am gesamten Kohlenstoff erfolgte mit Hilfe ¹⁴C-Altersdatierung (Rumpel *et al.*, 1996).

Die Gewinnung von Korngrößenfraktionen wurde nach Dispergierung mit Ultraschall durchgeführt. Die morphologische Kennzeichnung ausgewählter Korngrößenfraktionen erfolgte mit einem Zeiss-Rasterelektronenmikroskop nach einer Kohlebespaltung.

Die Regenwürmer wurden mit der Oktettmethode nach Thielemann (1986) und anschließendem Nachgraben mit Handauslese bis 20 cm Mineralbodentiefe erfaßt (8 Parallelen à 1/8 m²). Die Biomasse wurde als Lebendgewicht einschließlich Darminhalt ermittelt.

¹ LS Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

² Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

III. Ergebnisse und Diskussion

Chemische und physikalische Kenndaten

Tab. 1: Chemische und physikalische Kenndaten der Auflagehorizonte und des Mineralbodens

Horizont	Mächtigkeit Tiefe cm	pH (H ₂ O)	Magnetische Suszeptibilität 10 ⁻⁸ m ³ /kg	Corg g/kg	C/N	Kohle anteil %
L	0,5-1	4,6	15	483	45	n.b
Oh	2	6,8	158	224	20	13
Ai	0-5	6,8	275	74	28	42
Cv	100	3,1	14	37	93	96

n.b. = nicht bestimmt

Der C-Gehalt des Oh-Horizonts (224 g/kg) weist auf einen organischen Horizont mit starker mineralischer Beimengung hin (Tab. 1). Das C/N-Verhältnis ist mit 20 charakteristisch für umgesetzte pflanzliche Substanz. Die relativ hohe magnetische Suszeptibilität im Oh- und Ai-Horizont wird von ferromagnetischen Mineralen hervorgerufen, die in den Aschen von Braunkohlekraftwerken oder Brikettfabriken enthalten sind. Im Ai-Horizont ist dies ein Indikator für Aschemelioration. Durch die Melioration kam es im Oberboden zu deutlich erhöhten pH-Werten. Erhöhte magnetische Suszeptibilität im organischen Auflagehorizont (Oh) weist auf Kontamination mit Flugasche hin (Stryczsz, 1993).

¹⁴C Altersbestimmung

Die ¹⁴C-Altersdatierung und die anschließende Berechnung des Braunkohlegehaltes verdeutlichen die hohe Beteiligung rezenten Kohlenstoffs an der organischen Substanz (58%) im Ai-Horizont. Im Oh-Horizont wurde ein Braunkohleanteil von 13% des Kohlenstoffs festgestellt. Dieser könnte aus kohlenstoffreichen luftbürtigen Immissionen der nahegelegenen Kraftwerke stammen.

Rasterelektronenmikroskop

In den Sand- und Schlufffraktionen des Ai-Horizontes sind organische und anorganische Partikel verschiedenster Herkunft vorhanden. Im Cv-Horizont, der das Ausgangsmaterial repräsentiert, sind die Korngrößenfraktionen nur aus natürlichen Mineralen und Kohle zusammengesetzt. Durch Aschemelioration erfolgte im Ai-Horizont ein Eintrag anorganischer Aschepartikel, Schlacke und Ruß, die in der Feinsandfraktion gut zu beobachten sind (Abb. 1). Zusätzlich kann man organische Substanzen erkennen, die nach der Aufforstung im Mineralboden angereichert wurden. Die Morphologie der Feinsandfraktion weist eine äußerst komplexe Zusammensetzung auf, die die verschiedenen natürlichen und anthropogenen Einflüsse im Zuge der Pedogenese wie auch der Kohlegewinnung verdeutlicht.

Im organischen Auflagehorizont (Oh) lassen sich in der Feinsand- und Grobschlufffraktion Partikel beobachten, die aus Verbrennungsprozessen stammen und vermutlich mit dem Wind verlagert wurden. Dies läßt erkennen, daß eine luftbürtige Kontamination vor allem in diesen Fraktionen auftritt. Schmidt *et al.* (1996) untersuchten Bodenmaterial eines Ackerstandortes in der Nähe einer Brikettfabrik und kamen zu vergleichbaren Aussagen.

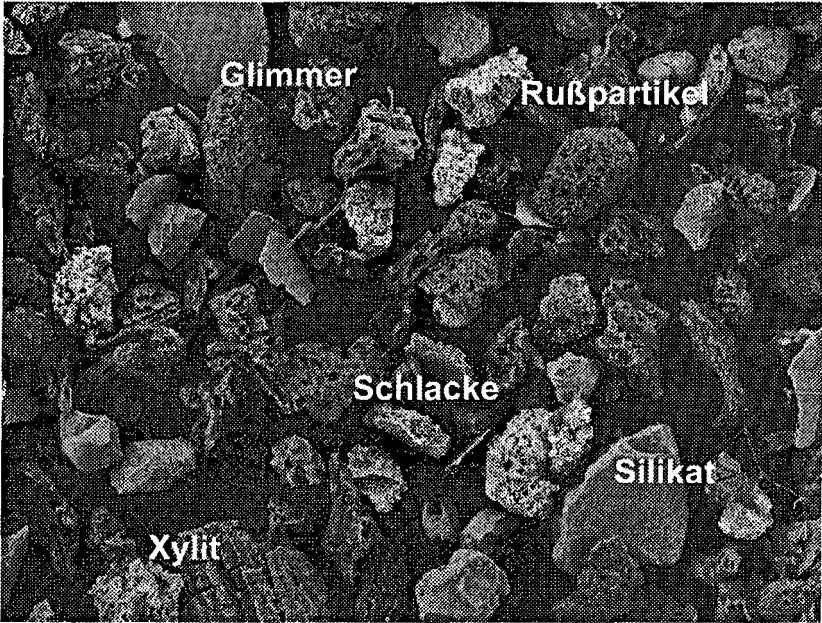


Abb. 1: Feinsandfraktion des Ai-Horizontes

Regenwurmbesatz

Es wurde eine Regenwurmabundanz von 48 Individuen/m² mit einer Lebendbiomasse von 16,1 g/m² ermittelt. Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Waldstandorten niedrig, da eine Besiedelung von Kippenstandorten mit Regenwürmern erst spät einsetzt (Dunger, 1991).

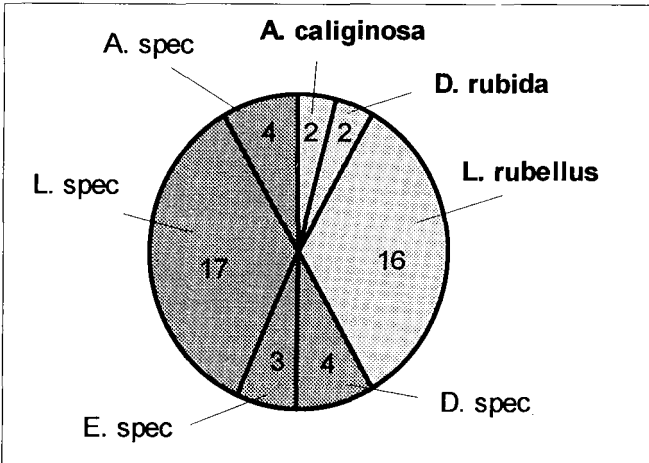


Abb. 2: Vorkommen adulter Regenwurmarten und juveniler Tiere (%) im Kippenboden unter dem Roteichen-Linden-Mischbestand.

Es handelt sich um epigäische Arten (*Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena rubida*) und um die endogäische Art *Aporrectodea caliginosa* (Abb. 2). Die epigäische Lebensform dominiert mit 87,5 %, wobei *L. rubellus* als dominante Art auftritt. Letztgenannte Art wird auch zur intermediären Lebensform gestellt (Satchel, 1980), da sie zur vertikalen Durchmischung beiträgt. Folglich ist mit beginnender Einarbeitung rezenter organischer Substanzen aus dem Streuabbau in den Mineralboden zu rechnen.

IV. Schlussfolgerung

Chemische und physikalische Kenndaten belegen, daß sowohl Oh-, als auch Ai-Horizont von Asche beeinflusst sind. Elektronenmikroskopische Aufnahmen lassen organische und anorganische Strukturen erkennen, wie sie im Verbrennungssofen entstehen. Während es im Ai-Horizont durch Aschemelioration zum Eintrag solcher Partikel gekommen ist, ist im Auflagehorizont eine Kontamination mit Flugasche wahrscheinlich.

Das Humusprofil des Kippenstandortes ist wenig entwickelt. Der Regenwurmbesatz ist nach 37 Jahren gering und hat aufgrund der späten Besiedelung zu einer nur geringen Einarbeitung der an der Oberfläche akkumulierten organischen Substanz geführt.

Danksagung

Wir danken der DFG für die finanzielle Unterstützung. Dr. Becker-Heidmann (Uni Hamburg) sei gedankt für die ¹⁴C-Altersdatierung. Frau Birgit Münchow (UFZ Leipzig) danken wir für die Bereitstellung des Regenwurmfängergerätes und die Hilfe beim Regenwurmfang. Ferner bedanken wir uns bei Dr. Wiehe vom ZAL der Universität Cottbus für die Raster-elektronenmikroskopaufnahmen.

Literatur

- Becker-Heidmann, P. (1989). Die Tiefenfunktion der natürlichen Kohlenstoffisotophengehalte von vollständig dünn-schichtweise beprobten Parabraunerden und ihre Relation zur Dynamik der organischen Substanz in diesen Böden. *Hamburger Bodenkundl. Berichte* 13, 1-228.
- Dunger, W. (1991). Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen. *Zool. Jb. Syst.* 118, 423-447.
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. und Hüttel, R.F. (1996). Organischer Kohlenstoff in forstlich rekultivierten Kippenböden des Niederlausitzer Braunkohlenreviers. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, im Druck
- Schmidt, M.W.I., Knicker, H., Hatcher, P.G. and Kögel-Knabner, I. (1996). Impact of brown coal dust on a soil and its size fractions - chemical and spectroscopic studies. *Org. Geochem.*, im Druck.
- Satchell, J.E. (1980). R worms and k worms: a basis for classifying lumbricid earthworm strategies. In: *Soil biology as related to land use practices*, 848-863.
- Strzyszczyk, S. (1993). Magnetic susceptibility of soils in the areas influenced by industrial emissions. In: R. Schulín, A. Desaulés, R. Webster, B. von Steiger (eds.), *Soil monitoring. Early detection and surveying of soil contamination and degradation*. Birkhäuser Verlag., 255-269.
- Thielemann, U. (1986). Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. *Pedobiologia* 29, 296-302.

Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernökosystemen auf rekultivierten Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlereviere und deren Beitrag zu bodenökologischen Fragestellungen

von

Schaaf, W.*

Verwendet man die klassische Definition von „Ökologie“, so ist „Bodenökologie“ synonym mit der Betrachtung von Boden- oder erweitert Ökosystemhaushalt. „Bodenökologie umfaßt die Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen dem Boden, dem Klima und den auf und im Boden lebenden Organismen“ [1]. Der methodische Ansatz der Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchung zur Beschreibung von Ökosystemen ergibt sich auch aus der Tatsache, daß dadurch systemimmanente Eigenschaften charakterisiert werden können, die sich nicht isoliert, sondern nur aus dem Zusammenspiel der vielfältigen Kompartimente erklären und verstehen lassen. „Philosophers require that wholes have genuine properties. A genuine property is one that is unique to the whole and not reducible to the properties of its components. ... The system output depends upon the interaction of the biota, the rock, the water, the atmosphere, and the soil. This, we can conclude that the water and chemical flux in the ... ecosystem is a genuine property“ [2].

Dieser Ansatz wird im folgenden auf Untersuchungen zur Rekultivierung von Kippenökosystemen im Lausitzer Braunkohlerevier angewendet. Der Aufbau bzw. die Rekonstruktion von Waldökosystemen wie sie vor dem Bergbaueingriff in der Lausitz flächenmäßig dominierten unter den extremen Ausgangsverhältnissen kohle- und pyrithaltiger Kippensubstrate macht die Festlegung von Zielforderungen oder Optimalzuständen notwendig. Als Ziel der Rekultivierung läßt sich die „Wiederherstellung des Haushaltstyps“ [3] des ursprünglichen Ökosystems hinsichtlich turnover und output definieren. Ein stationärer Ökosystemzustand bedeutet ein Gleichgewicht zwischen Primärproduktion und Sekundärproduktion, die Stoffbilanz ist ausgeglichen (Input = Output). Sich entwickelnde oder im Aufbau befindliche Systeme befinden sich jedoch nicht im Gleichgewicht. Durch die Untersuchung von Chronosequenzen lassen sich Hinweise über Art und Ausmaß der Abweichung vom stationären Zustand (hypothetisches Klimaxstadium) gewinnen und Rückschlüsse auf die Entwicklung des Ökosystems ziehen.

Das Kippenmaterial der tertiären Schichtenfolge zeichnet sich aufgrund hoher Kohle- und Pyrit- bzw. Markasitgehalte durch ein hohes Versauerungspotential und hohe Salzkonzentrationen aus. Das chemische Bodenmilieu wurde weiterhin durch den massiven Einsatz von Meliorationsmitteln zur Neutralisation und Nährstoffverbesserung - besonders Kraftwerksasche und Kalk - verändert. Die chemischen und physikalischen Prozesse unter den spezifischen Bedingungen, insbesondere in den aschemelierten Kippkohlesanden, sind bisher kaum geklärt. Dies betrifft Fragen der Ausfällung von sekundären Festphasen, der Pufferungsprozesse und ihrer Einflüsse auf die Bodenfestphase und die Bodenlösung bzw. Auswaschung, der bodenchemischen Prozesse im Grenzbereich des Meliorationshorizontes zum Ausgangsmaterial, der Veränderung der Sorptionskapazität über die Zeit, der kurz- und langfristigen Säure-/Basenverhältnisse aufgrund der Kinetiken von Säureproduktion durch Pyritverwitterung sowie die Neutralisation durch substrateigende Bestandteile und/oder durch eingearbeitete Asche- oder Kalkmengen, der Umsetzung von Kohle und ihrer Sorptionseigenschaften für Wasser und Nährstoffe, der aus diesen internen Prozessen sowie den

* Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus

anthropogenen Einflüssen resultierenden Nährstoffverfügbarkeit, ober- und unterirdischen Biomasseproduktion sowie Humusakkumulation. Diese Prozesse besitzen besonders in der Initialphase der Ökosystementwicklung auf Kippenstandorten eine hohe räumliche und zeitliche Dynamik. Ziel der Stoffbilanzuntersuchungen soll zum einen die Charakterisierung der „Umwelt“bedingungen (v. a. anorganisch/abiotisch), z.B. für Pflanzen, Mikroorganismen, Wurzeln sein. Zum anderen ergibt sich daraus eine Erfassung bzw. Beschreibung von Bodenfunktionen und Prozessen sowie deren Wechselwirkungen und Rückkopplungen, Reaktionen auf Einwirkungen/Belastungen und die Beurteilung von Stabilität/Elastizität und zwar sowohl hinsichtlich des Gesamtökosystems als auch seiner Kompartimente. Ein weiteres Ziel ist die quantitative und qualitative Bestimmung der Tiefensickerung zum Grundwasser. Die zeitliche Verfolgung dieser Prozesse über einen Chronosequenz-Ansatz erlaubt Rückschlüsse auf die Entwicklung von Ökosystemen im Sinne von Stoffkreisläufen.

Dazu wurden in vier unterschiedlich alten Kiefernökosystemen auf repräsentativen Kippenstandorten (Tab.1) Untersuchungsflächen ausgewählt, umfangreich instrumentiert (Klimastationen, Bestandesniederschlagssammler, Druckaufnehmer-Tensiometer und TDR-Sonden in drei Bodentiefen, P80-Saugkerzen in vier Bodentiefen) und beprobt. Die Lösungsproben wurden auf die Parameter pH und Leitfähigkeit, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Na, K (Unicam AAS und ICP-AES), SO₄, NO₃, Cl (Dionex IC) und DOC (Shimadzu TOC-Analyzer) untersucht. Im folgenden sollen erste Ergebnisse dargestellt und diskutiert werden

Tabelle 1: Standorte der Chronosequenzuntersuchungen

Weißagker Berg (WB)	Meuro (MR)
Schüttung: 1991	Schüttung: keine Angaben
Substrat: Kipp-Kohlesand (0.5-3%% C _i , 0.2-0.5% S _i)	Substrat: Kipp-Kohlesand (2-5% C _i , 0.1-0.4% S _i)
Melioration: 4/96, 28t CaO/ha-100cm	Melioration: ca. 90t CaO/ha-60cm
Bestand: 0.5 Jahre (Pinus sylvestris)	Bestand: 20 Jahre (Pinus sylvestris)
Bärenbrück (BB)	Domsdorf (DD)
Schüttung: 1977	Schüttung: ca. 1946
Substrat: Kipp-Kohlelehmsand (4-7% C _i , 0.2-2% S _i)	Substrat: Kipp-Kohlelehmsand (2-7% C _i , 0.2-1.4% S _i)
Melioration: 1978, ca. 190t CaO/ha-30cm	Melioration: 1961, ca. 60t CaO/ha-20cm
Bestand: 14 Jahre (Pinus nigra)	Bestand: 32 Jahre (Pinus sylvestris)

Die pH-Werte der Bodenlösungen nehmen an allen vier Standorten mit der Profiltiefe ab (Abb.1a). Dieser Trend ist am jüngsten Standort WB am geringsten ausgeprägt und nimmt mit dem Alter der Substrate zu, wobei in DD die höchsten und in WB die niedrigsten pH-Werte auftreten. Die elektrischen Leitfähigkeiten der Bodenlösungen steigen mit der Profiltiefe deutlich an (Abb.1b), gleiches gilt für die Sulfatkonzentrationen (Abb.1c). Auch hier sind deutliche Rückgänge mit dem Entwicklungsalter festzustellen. Dies gilt in noch stärkerem Maße für die räumliche und zeitliche Entwicklung der Al- und Fe-Konzentrationen (Abb.1e+f). Auffallend ist, daß die höchsten Al-Werte nicht in WB, sondern im Unterboden des zweitjüngsten Standorts BB auftreten. Deutlich andere Verhältnisse sind bei den Ca- (und Mg-) Konzentration festzustellen (Abb.1d). Die beiden jüngsten Chronosequenzflächen WB und BB lassen keinen Tiefengradienten erkennen. MR zeigt eine leichte, DD eine ausgeprägte Zunahme der Ca-Konzentrationen mit der Tiefe. Insgesamt spiegeln die Werte in Abb.1 die teilweise drastisch hohen Elementkonzentrationen der Bodenlösungen sowie die beträchtliche räumliche und zeitliche Variabilität der Lösungszusammensetzung wider.

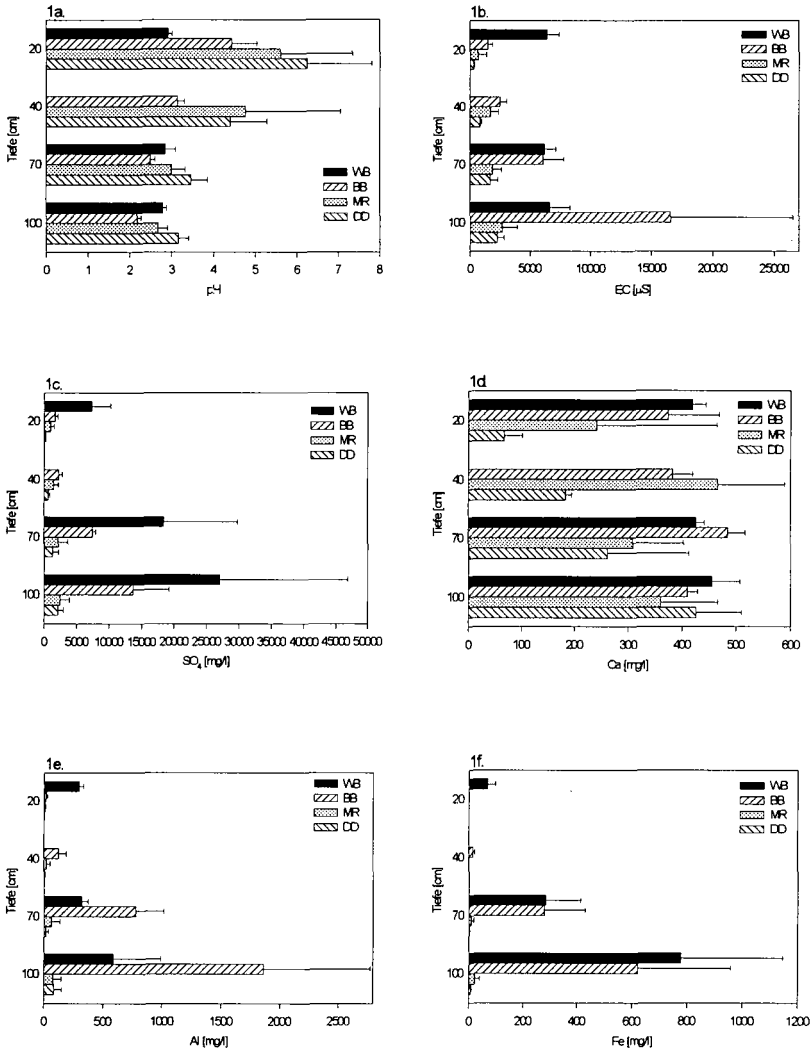


Abbildung 1: pH-Werte (a.), elektrische Leitfähigkeit (b.), Sulfat- (c.), Calcium- (d.), Aluminium- (e.) und Eisen- (f.) Gehalte in Bodenlösungen der vier Chronosequenzstandorte in vier Bodentiefen (Mittelwerte und Standardabweichungen; Standortkennzeichnung vgl. Tab. 1)

Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß nur am jüngsten Standort Weißagker Berg und im unteren Profilbereich von Bärenbrück aktuelle Pyritverwitterung stattfindet [4]. Daher resultieren die extrem niedrigen pH-Werte und hohen Fe- und SO_4 -Konzentrationen. Die starke Säurefreisetzung führt offenbar über die Verwitterung von Al-Silikaten auch zu den extrem hohen Al-

Konzentrationen. Weiterhin ist festzuhalten, daß die Ca-Konzentrationen auch bei niedrigen pH-Werten unerwartet hoch sind. Es besteht keine Korrelation zur Meliorationstiefe. Vielmehr sind in den Oberbodenlösungen relativ geringere Ca-Konzentrationen festzustellen. Andererseits wurden bei methodischen Vorversuchen auch in unmeliorierten, frisch verkippten Tertiärsubstraten vergleichbar hohe Ca-Konzentrationen ermittelt. Daher ist es als unwahrscheinlich anzunehmen, daß die Ca-Werte allein durch die Meliorationsmittel verursacht werden [5]. Es muß davon ausgegangen werden, daß Calcium geogen im Kippsubstrat vorhanden ist. Da sich keine Zusammenhänge zwischen C- und Ca-Gesamtgehalten ergeben, sind nicht die Kohlegehalte der Substrate als Calciumquelle in dieser Größenordnung anzunehmen. Gehaltsbestimmungen an Kohleproben ergaben eine mittlere Zusammensetzung von $54,9 \pm 0,3$ %C₁ und $13,0 \pm 0,7$ g Ca/kg. Demnach erklären sich bei durchschnittlichen C₁-Gehalten der untersuchten Standorte von 2-6% lediglich Ca-Gehalte von 0,5-1,5 g/kg. Als mögliche Ca-Quelle kommen z.B. Calcit (in den marinen Sedimenten) oder Feldspäte und Phyllosilikate in Frage, deren Säureneutralisationspotential noch über dem von Carbonaten liegt [6]. Durch die Pyritoxidation und die entsprechende Säurefreisetzung kam es offenbar zur vollständigen Auflösung möglicher Calcitgehalte bzw. zur Verwitterung dieser Primärminerale.

Da die Abführung der gelösten Primärminerale durch geringe Versickerungsraten eingeschränkt wird, erfolgt offenbar eine Ausfällung sekundärer SO₄-Verbindungen der freigesetzten Kationen (Al, Ca, K, Fe, Mn, Mg), z.B. in Form von Gips [4]. Als weitere sekundär gebildete Festphasen sind u.a. Gibbsit, Jurbanit, Jarosit, Basaluminit und Goethit vorstellbar, die möglicherweise nur in amorpher Form vorliegen [7]. Diese sekundären Salz-/Mineralphasen steuern die aktuelle Zusammensetzung der Bodenlösung [8]. So liegen die gemessenen Ca-Konzentration häufig im Bereich maximaler Gipslöslichkeit. Dagegen können die SO₄-Konzentrationen offenbar nicht allein über die Gipslöslichkeit erklärt werden. Sie zeigen allerdings im oberen Konzentrationsbereich, wie er besonders für den Unterboden in Bärenbrück charakteristisch ist, eine Korrelation zu den Al-Gehalten. Die Tiefengradienten der Bodenlösungszusammensetzung an den Chronosequenzstandorten sprechen dafür, daß diese sekundär gebildeten Salz-/Mineralphasen durch witterungsbedingte Lösungs- und Fällungsprozesse allmählich in die Tiefe verlagert bzw. ausgewaschen werden.

Literatur

- [1] Gisi, U. (Hrsg.), 1990: Bodenökologie. Thieme Verlag, Stuttgart. 304 S.
- [2] Golley F. B., 1993: A history of the ecosystem concept in ecology. Yale University Press, New Haven.
- [3] Jordan, W. R. et al., 1987: Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge. 342pp.
- [4] Neumann, C., Heinkele, Th. und Hüttl, R. F., 1996: Zur Pedogenese und Klassifikation von Kippenböden einer Chronosequenz auf primär schwefelhaltigen Kippkohlelehmstanden im Lausitzer Braunkohlerevier. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., im Druck.
- [5] Donovan, J. J. and Ziemkiewicz, P. F., 1994: Early weathering behavior of pyritic coal spoil piles interstratified with chemical amendments. in: International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburg/USA. Proceedings Vol.1, 119-128.
- [6] Morin, K. A. and Hutt, N. M., 1994: Observed preferential depletion of neutralization potential over sulfide minerals in kinetic test. in: International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburg/USA. Proceedings Vol.1, 148-156.
- [7] Nordstrom, D. K., 1982: The effect of sulfate on aluminum concentrations in natural waters. Geochim. Cosmochim. Acta 46, 681-692.
- [8] Karathanasis, A. D., Evangelou, V. P., and Thompson, Y. L., 1988: Aluminium and iron equilibria in soil solutions and surface waters of acid mine watersheds. J. Environ. Qual. 17, 534-543.

Der Einfluß ausgewählter Bodentiergruppen auf die Entwicklung von rekultivierten Böden des Braunkohleabbaus im Kölner Raum, untersucht anhand eines Laborversuchs

von

Schneider, H.; Schröder, D.*

Einleitung

Frühere Untersuchungen nach SCHNEIDER u. SCHNEIDER (1993) haben den Einfluß von Bodentieren auf die Entwicklung von Rekultivierungsböden des Braunkohletagebaus bei Köln mittels Geländebefunden aufgezeigt. Da sich hierbei jedoch immer zahlreiche Faktoren überlagern, sollte anhand eines Laborversuchs die unterschiedliche Bedeutung einzelner Tiergruppen für die Entwicklung von Rekultivierungsböden unter optimierten Bedingungen untersucht werden bzw. ob einzelne Tiere bei besseren Rahmenbedingungen aber bei gleichem Substrat zu größeren Leistungen befähigt sind als unter den gegenwärtigen natürlichen Bedingungen.

Material und Methoden

Das Bodenmaterial für die Gefäßversuche stammte von 12 bzw. 28 Jahre alten Rekultivierungsböden aus Löß sowie gewachsenen Parabraunerden unter Acker- und Waldnutzung aus den Tiefenstufen 5-10cm sowie 20-25cm. Die pH-Werte liegen mit Ausnahme der versauerten gewachsenen Waldböden, die pH-Werte um 3,9 aufweisen, bei pH 7,5, die C_{org} -Gehalte steigen mit zunehmendem Alter der Böden von 0,48% über 0,54 auf ca 1% unter Acker bzw. unter Wald von 1% über 2,1 auf ca 4% an.

Das Probenmaterial wurde auf >20mm (n. JOSCHKO 1989) gesiebt, in gewässerte Tontöpfe von ca. 900cm³ Vol. eingefüllt und auf d_B -Werte von 1,4 eingestellt. Anschließend wurden die Substrate auf 60% der max. Wasserkapazität aufgesättigt und alle 2 Tage der Wassergehalt korrigiert. Das Einsetzen der Bodentiere erfolgte unter Berücksichtigung natürlicher Abundanzen durch Umrechnung auf die Versuchsgefäßoberfläche. Als Versuchstiere dienten Lumbriciden (3 *A. caliginosa*/Topf), Diplopoden (2 Julidae/Topf) sowie Enchytraeidae (6 Individuen/Topf); zum Vergleich wurde eine Kontrolle ohne Bodentiere angelegt.

Die Fütterung erfolgte mit einem Gemisch aus gemahlenem Laub und Stroh (0,1g/d). Die Labortemperatur betrug 18°C. Nach 1 Monat war die Versuchsdauer beendet.

Anschließend wurde der C_{org} -Gehalt mittels LECO, die SIR n. ANDERSON a. DOMSCH (1978), die Dehydrogenasenaktivität nach THALMANN (1968) und die Aggregatstabilität nach der Naßsiebungsmethode ermittelt sowie eine Strukturanalyse an paraffingetränkten Bodenanschnitten (SCHNEIDER u. SCHNEIDER 1993), (vgl. VOGEL 1994) durchgeführt.

Ergebnisse

Die Kohlenstoffergebnisse (Abb. 1) für das Substrat aus 5-10cm Tiefe zeigen, daß vor allem die Regenwürmer sowohl bei den Ackersubstraten als auch bei den Waldböden aller Alterstufen die zugeführte Nahrung zum Aufbau stabiler Kohlenstoffverbindungen nutzen können, was sich an den im Vergleich zur Kontrolle erhöhten C_{org} -Werten zeigt. Dies kommt vor allem den jungen Ackerböden mit ihren vergleichsweise niedrigen Ausgangskohlenstoffgehalten zugute.

* Universität Trier, FB VI, Abt. Bodenkunde, 54286 Trier

Auffällig ist, daß bei den Parabraunerden unter Ackernutzung keine weitere Anreicherung zu verzeichnen ist, da diese Böden sich offenbar bereits in einem ökologischen Gleichgewicht mit einem ausgeglichenen Humusspiegel befinden.

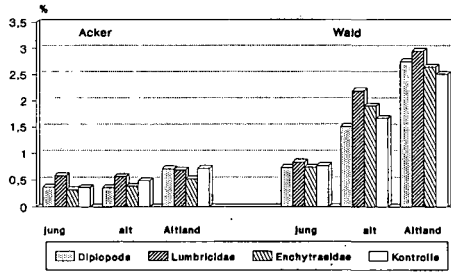


Abb. 1: C_{org} von Rekultivierungsböden aus 5-10cm Tiefe bei einem Laborversuch mit Diplopoda, Lumbricidae und Enchytraeidae

Analog zu den C-Gehalten lassen sich auch die gleichen Tendenzen für die mikrobiologischen Parameter anhand der SIR (Abb. 2) erkennen.

Generell führen wiederum die Regenwürmer bei allen Alterstufen in der Tiefe 5-10cm zur stärksten Erhöhung der mikrobiellen Aktivität. Bei Ackersubstraten aus der 2. Tiefenstufe dominieren die Enchytraeidae in dieser Funktion, das heißt die beiden Tiergruppen können sich in ihrer Bedeutung gegenseitig ersetzen, es handelt sich also um Redundanz, wobei die Regenwürmer in den kohlenstoffärmeren Substraten offenbar benachteiligt sind. In den Waldsubstraten aus 20-25cm Tiefe übernehmen die Diplopoden die Führungsposition während sie die rekultivierten Ackersubstrate offensichtlich schlechter ausnutzen können als die übrigen Versuchstiere was auch dadurch bestätigt wird, daß sie unter Feldbedingungen zumindest in diesen Flächen offenbar aufgrund der geringen Anfangskohlenstoffgehalte nicht anzutreffen sind.

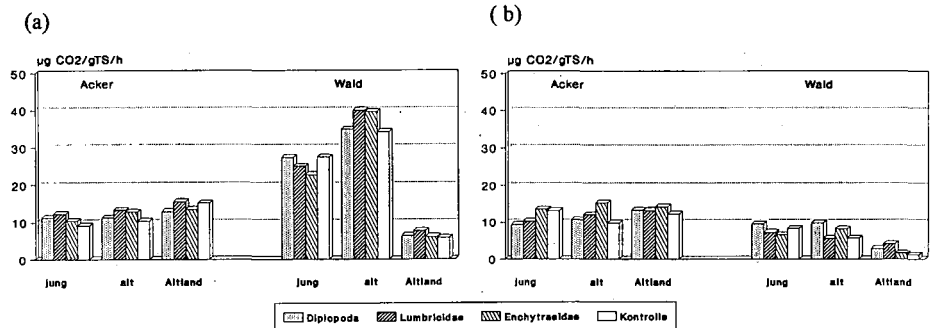


Abb. 2: Substratinduzierte Respiration von Rekultivierungsböden aus 5-10cm (a) sowie 20-25cm Tiefe (b) bei einem Laborversuch mit Diplopoda, Lumbricidae und Enchytraeidae

Daß die Ackerproben keine Differenzierung bezüglich des Datenniveaus zwischen 1. und 2. Substrattiefenstufe erkennen lassen liegt an der Homogenität des Krumenmaterials infolge der wiederkehrenden Bodenbearbeitung.

Desweiteren stellt sich nun die Frage, inwieweit die Versuchstiere zur Stabilisierung des Versuchsbodens beitragen können. Dargestellt wird dieser Sachverhalt anhand von Δ GMD-Werten (Abb. 3).

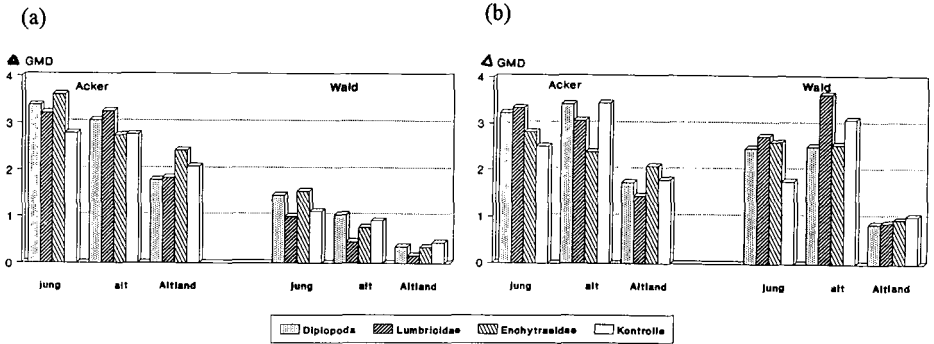


Abb. 3: Aggregatstabilität von Rekulivierungsböden aus 5-10cm (a) sowie 20-25cm Tiefe (b) bei einem Laborversuch mit Diplopoda, Lumbricidae und Enchytraeidae

Bei den jungen Ackerböden läßt sich für keine Versuchstiergruppe eine stabilisierende Wirkung erkennen. Dagegen war optisch eine starke Durchwühlung, eventuell aufgrund von Streßfaktoren bei der Suche nach Nahrung, feststellbar, was aber einen durchaus als positiv zu bewertenden Lockerungseffekt nach sich zieht. Bei den ca 28 Jahre alten Ackersubstraten läßt sich eine Stabilisierung durch Enchytraeidae erkennen, während sich in den gewachsenen Böden die Regenwürmer positiv auf die Δ GMD-Werte auswirken. Dies ist auch für die gesamten Waldsubstrate in der Tiefe von 5-10cm zu verzeichnen.

Mit dem Waldmaterial aus 20-25cm Tiefe kamen die Diplopoden, wie auch schon die SIR-Messungen zeigten, am besten zurecht und tragen hier durch ihre Fähigkeit zur Bildung von Ton-Humuskomplexen am meisten zur Stabilisierung bei. Bei den Ackersubstraten dieser Tiefenstufe waren wiederum die Enchytraeidae am effektivsten.

Die Strukturuntersuchungen ergaben, daß die Diplopoden diejenige Tiergruppe sind, die den größten Beitrag zur Schaffung von Höhlungen und Röhren leisten. Am Beispiel ausgewählter Altersstufen bzw. Substrate sollen die von Diplopoden geschaffenen Höhlungen näher betrachtet werden. Es zeigt sich hierbei, daß um so mehr und um so größere Strukturen gebildet werden je älter das Substrat ist und zwar in Waldböden in größerem Umfang als bei Ackerböden, d.h. es besteht ein direkter Zusammenhang zu den C_{org} -Gehalten der Versuchsböden.

Durch die biogene Tätigkeit werden kleinere, dem Substrat eigene Strukturen zugunsten von größeren, durch die Diplopoden angelegte, in ihrer Zahl minimiert.

Die gleiche Tendenz läßt sich auch für die beiden anderen Tiergruppen und auch bei der Schaffung von Röhren nachweisen.

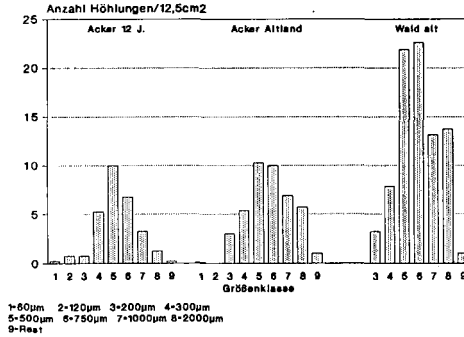


Abb. 4: Strukturbildung (Höhlungen) durch Dipolopoden bei einem Laborversuch mit Rekultivierungsböden verschiedenen Alters

Zusammenfassung

Anhand eines Laborversuchs sollte der mögliche Einfluß ausgewählter Bodentiergruppen auf die Entwicklung von Rekultivierungsböden gezeigt werden.

Hierbei ergab sich, daß die Leistungen durch Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes, Steigerung der mikrobiellen Aktivität sowie Gefügeentwicklung um so größer sind, je günstiger die Eigenschaften des Ausgangsmaterials ausfallen. Dies läßt sich auch nicht durch optimale Feuchte-, Temperatur- und Ernährungsbedingungen ausgleichen. Daher kann die Schlußfolgerung gezogen werden, daß weniger entfernungsbedingte Einwanderungsprobleme Bodentiere bei der Besiedlung vor allem von rekultivierten Ackerböden behindern, sondern vielmehr das Substrat selbst eine große Rolle dabei spielt, daß die Abundanzen hinter den gewachsenen Böden und auch hinter den forstlich rekultivierten Flächen zurückbleiben.

Deswegen muß es Ziel jeder Rekultivierungsmaßnahme sein, im Ausgangssubstrat möglichst günstige Eigenschaften zu schaffen, vor allem durch günstige Erstvegetation, die durch die C-Anreicherung sowohl die Bodentiere als auch die für Lößböden sehr wichtige Gefügebildung fördert.

Literatur

- ANDERSON, J.P.E. a. DOMSCH, K.H. (1978): A Physiological Method for Quantitative Measurement of Microbial Biomass in Soils. - Soil Biol. Biochem., 10, 215-221
- JOSCHKO, M. (1989): Einfluß von Regenwürmern (Lumbricidae) auf verdichteten Boden - Modellversuche. - Diss. Univ. Braunschweig
- SCHNEIDER, H./SCHNEIDER, R. (1993): Die Besiedlung von Rekultivierungsböden aus Löß durch Bodentiere und deren Bedeutung für die Gefügebildung. - Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72, 1399-1402
- VOGEL, H.-J. (1994): Mikromorphologische Untersuchungen von Anschliff-Präparaten zur räumlichen Porengeometrie in Böden im Hinblick auf Transportprozesse. - (=Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 18), Univ. Hohenheim
- THALMANN, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenasenaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). - Landwirtsch. Forsch., 21, 249-258

Der Einfluß acker- und waldbaulicher Nutzung auf die Eigenschaften von rekultivierten Böden

von

Schneider, R.; Schneider, H.; Schröder, D.*

Einleitung

Nach der Abgrabung von Braunkohle wurden im Rheinischen Braunkohlenrevier bisher ca. 7 500 ha Fläche für ackerbauliche Nutzung rekultiviert (DUMBECK u. WINTER 1993). Besonders die heute etwa 20-30 Jahre alten, geschütteten, schluffreichen Neulandböden weisen häufig schon rekultivierungsbedingte Verdichtungen bis in den tieferen Unterboden auf (HAUBOLD et al. 1987, SCHNEIDER 1994). Sie sind meist kohärent gelagert und sehr gefügelabil (vgl. LEBERT 1993). Da sie zudem ortsüblich intensiv ackerbaulich bewirtschaftet werden (Zuckerrübenanbau!), ist die Schaffung eines stabilen Bodengefüges sehr erschwert. Es stellt sich daher die Frage, ob eine extensivere, bodenschonendere Erstnutzungsform, z.B. Wald, verbunden mit zu erwartender stärkerer Humusakkumulation und höherer biologischer Aktivität die Gefügebildung und -stabilisierung forcieren kann.

Material und Methoden

Untersucht wurden rund 10 und 25 Jahre alte, trocken verkippte Neulandböden aus Löß (Deposole bis Deposol-Pararendzinen) im Rheinischen Braunkohlenrevier sowie ungestörte Parabraunerden unter ackerbaulicher und forstlicher Nutzung. Die Bodenart der rekultivierten Böden ist lehmiger Schluff mit ca. 0-10% Sand, 70-80% Schluff und 15-20% Ton. Die Neulandböden sind carbonathaltig und weisen pH-Werte von über 7 auf. Die ungestörten Böden sind carbonatfrei, die pH-Werte liegen unter Acker bei 6,5, unter Wald bei <4.

Der Kohlenstoffgehalt (C_{org}) sowie der leicht verfügbare, wasserlösliche organische Kohlenstoff (DOC) wurden mit Hilfe eines C/N-Analysators ermittelt. Die Bestimmung der Substratinduzierten Respiration (SIR) erfolgte nach ANDERSON a. DOMSCH (1978), die der Dehydrogenasenaktivität (DHA) nach THALMANN (1968). Die Gewinnung der Regenwürmer erfolgte durch Handauslese, die der Enchytraeiden mittels O'CONNOR-Trichter, die übrigen Bodentiere wurden mit einer BERLESE-Apparatur ausgetrieben. Die Strukturauswertungen an paraffinetränkten, ungestört entnommenen Bodenproben wurden mit einem, vom Inst. für Bodenkunde und Standortlehre der Universität Hohenheim zur Verfügung gestellten Bildanalysenprogramm durchgeführt. Die bodenphysikalischen Analysen entsprechen den bei HARTGE u. HORN (1989) beschriebenen Untersuchungsmethoden.

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen lassen auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen auch nach 28 Jahren keine bedeutsame Humusakkumulation erkennen, da ein Großteil der pflanzlichen Masse durch die Ernte abgeführt wird und organische Düngung bei den meist viehlosen Betrieben entfällt (Abb. 1a) (vgl. HAUBOLD et al. 1987). Der wasserlösliche, d.h. für Mikroorganismen leicht verfügbare Kohlenstoff (DOC), nimmt im Laufe der Zeit ab, da diese C-Quelle zuerst aufgebraucht wird, während gleichzeitig der Nachschub fehlt.

Bei forstlicher Erstnutzung hingegen ist eine deutliche Steigerung des Gesamtkohlenstoffgehaltes und des wasserlöslichen Kohlenstoffs mit zunehmendem Alter der Flächen feststellbar, wenn das Niveau des Altlandes auch noch nicht erreicht wird.

* Universität Trier, FB VI, Abt. Bodenkunde, 54286 Trier

Mit der starken Humusakkumulation ist bei Waldnutzung, anders als unter Acker, eine dynamische Entwicklung der mikrobiologischen Aktivität (SIR u. DHA) verbunden, wobei sogar die Werte der ungestörten Waldstandorte wegen deren niedriger pH-Werte übertroffen werden (Abb. 1b).

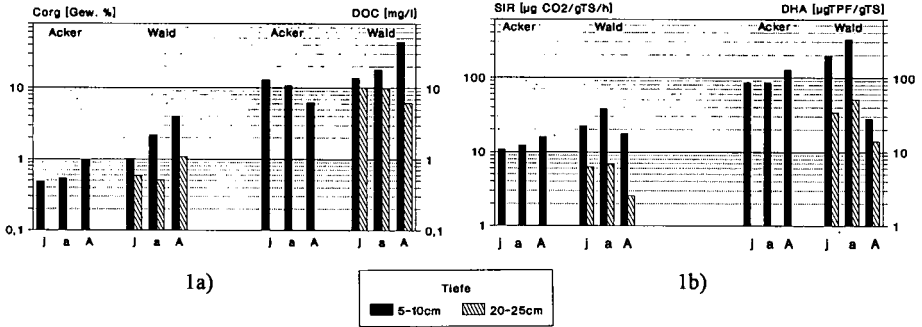


Abb. 1: Gehalte an organischem Gesamtkohlenstoff (C_{org}) und wasserlöslichem organischem Kohlenstoff (DOC) (1a) sowie Substratinduzierte Respiration (SIR) und Dehydrogenasenaktivität (DHA) (1b) in Neu- und Altlandböden aus Löß unter Acker- und Waldnutzung (n=4). (j = 10 Jahre, a = 25 Jahre, A = Altland)

Es ist weiterhin festzustellen, daß die Wiederbesiedlung der Neulandflächen bei forstlicher Nutzung durch gefügerelevante Bodentiere, insbesondere Lumbricidae (Regenwürmer), Diplopoda (Tausendfüßer) und Enchytraeidae rascher abläuft und einzelne Tiergruppen auf den rekultivierten Ackerflächen völlig fehlen (Tabelle).

Tabelle: Vorkommen von Bodentieren (Ind./m²) in Neu- und Altlandböden des Rheinischen Braunkohlenreviers unter Acker und Wald (1.T.=5-10cm; 2.T.=20-25cm; jung=10 Jahre, alt=25 Jahre, Altl.=Altland)

	Acker			Wald					
	jung	alt	Altl.	jung		alt		Altl.	
	1.T.	1.T.	1.T.	1.T.	2.T.	1.T.	2.T.	1.T.	2.T.
Lumbricidae:	68	223	71	141	65	339	291	43	172
Collembola:	634	211	166	1750	775	291	1236	172	
Chilopoda:			18	9	102	79	244	40	
Diplopoda:			30	8	16	26	8		
Enchytraeidae:	24			8	196	128	985	32	
Isopoda:					16	16			

Die erläuterte, unterschiedliche Entwicklung der Neulandböden in Abhängigkeit von der Nutzungsform spiegelt sich auch in der Strukturentwicklung und den bodenphysikalischen Kennwerten deutlich wider. Die Bodenfauna schafft zusammen mit der intensiveren Durchwurzelung in den rekultivierten Waldböden vermehrt Strukturen, wie z.B. Röhren, Höhlungen etc. (Abb. 2).

Hieraus resultieren merklich höhere Gesamtporenvolumina und Anteile weiter Grobporen (Abb. 3a) unter Wald als unter Acker. Dieser Unterschied nimmt mit dem Alter der Flächen in größere Bodentiefe fortschreitend zu. Daß die großteils auf biogene Tätigkeit zurückzuführenden Hohlräume eine gute Kontinuität besitzen und sie damit den Luft-, Wasser- und Wärmehaushalt der Böden positiv beeinflussen können, ergibt sich aus den Leitfähigkeitswerten für Luft (Abb. 3b) und Wasser.

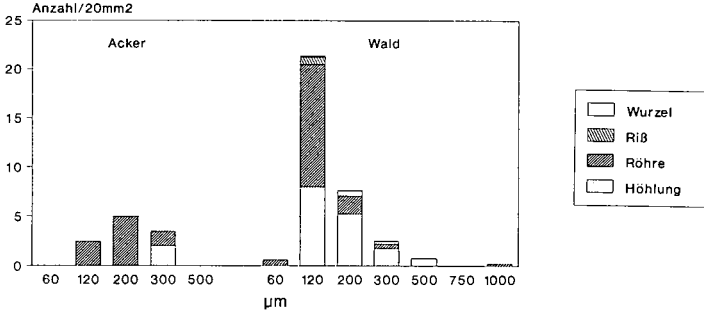


Abb. 2: Strukturgrößenverteilung von ca. 25 Jahre alten, geschütteten Rekultivierungsböden unter Acker- und Waldnutzung (n=3)

Von besonderer Bedeutung für den Boden als intaktes Ökosystem ist ein funktionstüchtiges, stabiles Bodengefüge, das sich u.a. anhand der Aggregatstabilität, ermittelt als ΔGMD -Werte, charakterisieren läßt. ΔGMD -Werte von <1 (sehr stabile Aggregate) in den Oberböden der Waldstandorte, bedingt durch höhere Kohlenstoffgehalte sowie intensivere biologische Aktivität und Durchwurzelung, stehen Werten um 4 (sehr instabile Aggregate) bei den Ackerflächen gegenüber (Abb. 4).

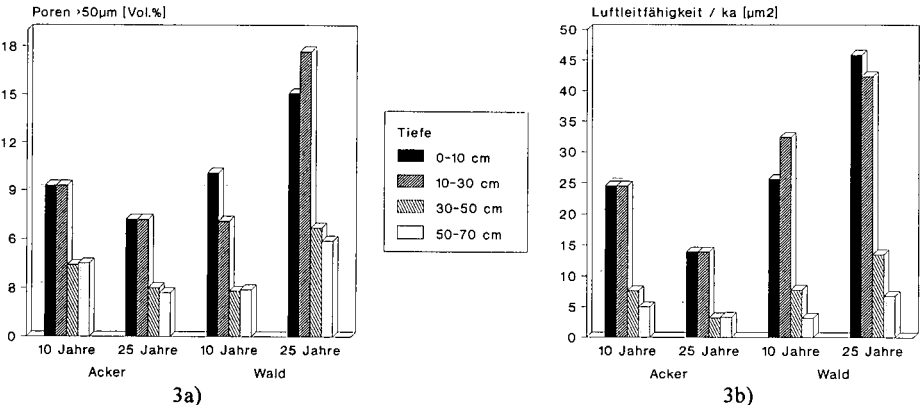


Abb. 3: Grobporenvolumina (3a) und Luftleitfähigkeit (3b) von ca. 10 und 25 Jahre alten, geschütteten Rekultivierungsböden unter Acker- (n=5) und Waldnutzung (n=3)

Auch die Verdichtungsverhältnisse (Quotient aus Vorbelastung und vertikalem Erddruck) von annähernd 80 in den A-Horizonten der Waldböden lassen sich bei der ermittelten, zugehörigen, geringen Lagerungsdichte nur durch eine vorhandene stabile Aggregierung erklären (Abb. 5).

Schlußfolgerung

In forstlich genutzten Neulandböden erfolgt eine stärkere Humusakkumulation, verbunden mit schnellerer Entwicklung der mikrobiologischen Aktivität. Auch die Wiederbesiedlung mit Bodentieren ist beschleunigt. Daraus resultieren in Verbindung mit besserer Durchwurzelung der Waldstandorte intensive Gefügebildungs- und -stabilisierungsprozesse, was desweiteren in günstigen bodenphysikalischen Standorteigenschaften zu Ausdruck kommt. Daher sollte einer forstlichen Erbnutzung über wenige Jahrzehnte aus bodenökologischer Sicht der Vorzug vor direkter Ackernutzung gegeben werden.

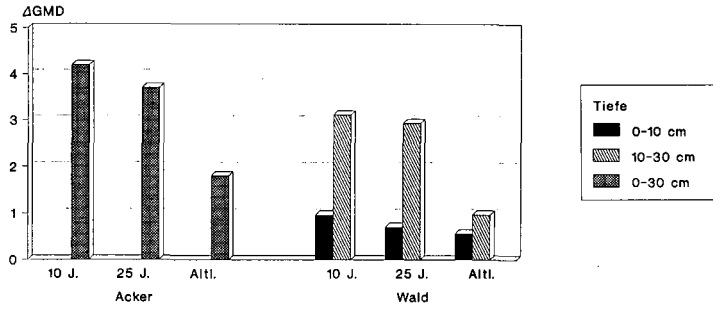


Abb. 4: Aggregatstabilität (ΔGMD) von Neu- und Altlandböden aus Löß unter Acker- (n=5) und Waldnutzung (n=4)

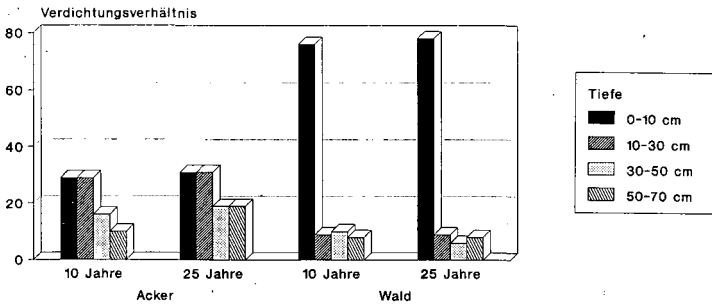


Abb. 5: Verdichtungsverhältnisse ($V = P_v / \sigma_z$) von ca. 10 und 25 Jahre alten, geschütteten Rekultivierungsböden unter Acker- (n=5) und Waldnutzung (n=3)

Literatur

ANDERSON, J.P.E. u. DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for quantitative measurement of microbial biomass in soils.- Soil Biol.Biochem., 10, 215-221 // DUMBÉCK, G. u. WINTER, K. (1993): Bodenphysikalische und bodenmechanische Aspekte bei der Rekultivierung im Rheinischen Braunkohlerevier.- Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 71, 29-32 // HARTGE, K.H. u. HORN, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden.- 2. Aufl., Stuttgart // HAUBOLD, M., HENKES, L. u. SCHRÖDER, D. (1987): Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus Löß.- Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 53, 173-178 // LEBERT, M. (1993): Druck- und Verformungsverhalten von rekultivierten Lößböden im Rheinischen Braunkohlentagebaurevier.- Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 71, 69 // SCHNEIDER, R. (1994): Gefügeentwicklung in Neulandböden aus Löß und Hafenschlick und deren Auswirkungen auf bodenphysikalische und -mechanische Parameter.- Reihe Geowissenschaften, Verlag Shaker, Aachen, Diss. Trier 1992 // THALMANN, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenasenaktivität im Boden mit Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC).- Landwirtschaftl. Forsch., 21, 249-258

Eigenschaften von Kippböden an verschiedenen Standorten Sachsens

von

Seiffert, S.; Abo-Rady, M.*

Einleitung und Fragestellung

Der Aufbau von Kippbodenprofilen wird wesentlich durch die eingesetzte Verkipps- und Rekultivierungstechnologie, die Rekultivierungsziele und den Grad der Umsetzung dieser Ziele bestimmt. Aufgrund des relativ jungen Alters der Böden und der unterschiedlichen Zusammensetzung und Herkunft der verkippten Substrate weisen die Kippböden meist eine gering differenzierte Horizontierung, dagegen aber häufig eine komplexe Schichtung auf. Der Wechsel und die Mächtigkeit der Schichten, die Substrateigenschaften, die durchgeführten Meliorationsmaßnahmen und die zurückliegende Nutzung bestimmen die Eigenschaften der Kippböden.

Im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens 'Landbewirtschaftung auf Kippen' (Beurteilung von Bodenzustand und Entwicklung mittel- und ostdeutscher Kippenböden und Erarbeitung von Empfehlungen für ihre ökologierechte landwirtschaftliche Nutzung) werden im Mitteldeutschen und Lausitzer Braunkohle Revier auch Kippenstandorte mit Acker-, bzw. Grünlandbrache nach bodenkundlicher Kartieranleitung (KA4) erfaßt und beprobt.

Es soll dabei der Frage nachgegangen werden, welche Auswirkungen eine 5-jährige **Flächenstilllegung** von landwirtschaftlich genutzten Kippenböden auf bodenphysikalische, -chemische und -biologische Eigenschaften hat.

Im Einzelnen sollen folgende Punkte untersucht werden:

- Inwieweit wirkt 5-jährige Dauergrünbrache in Abhängigkeit von der Kippbodenform der **Bodenverdichtung** entgegen?
- Auf welchen Kippbodenstandorten muß bei einer 5-jährigen Flächenstilllegung mit einer **pH-Wertabsenkung** und einer damit verbundenen **Schwermetallmobilisierung** gerechnet werden?
- Wie sind N-Dynamik, Versickerungsgeschwindigkeit und **Auswaschung des Nitrates** aus dem Wurzelraum unter den Verhältnissen der Flächenstilllegung?
- Welchen Einfluß hat das **spezielle geochemische Milieu der kohlehaltigen tertiären Kippsubstrate** in der ungesättigten Zone auf das aus dem Wurzelraum ausgewaschene Nitrat?
- Wie wirkt sich der **Kohlegehalt** auf Sorptionsverhalten, Säurenachlieferung und Wasserhaushalt aus?
- Wie entwickelt sich **Bodenmikrobiologie** und **Regenwurmbesatz**?

Weitere Aussagen werden erwartet zur

- Entwicklung der **Bodenfruchtbarkeit** (z. B. Humus und Nährstoffe)
- Entwicklung der **Flora**.

*) Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie,

Flächenauswahl

Die Auswahl der Untersuchungsstandorte erfolgte auf der Grundlage des 'Statusbericht zur Rekultivierung im Freistaat Sachsen 1995' der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (Stahl und Goetze, 1996) und der Kippsubstratkarten in den Braunkohlerevieren Sachsens im Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (Abo-Rady et al., 1997a), ergänzt durch Recherchen bei den Bewirtschaftern von Kippflächen in Sachsen. Die an der Oberfläche anstehenden Kippsubstrate der 20 ausgewählten Untersuchungsstandorte repräsentieren ca. 50 % der bisher in den Kippsubstratkarten erfassten Fläche (Abo-Rady et al., 1997b). Bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Kippflächen liegt dieser Prozentsatz noch darüber.

Bei den untersuchten Böden handelt es sich um **Regosole** aus Kipp-Lehmsand (teilweise kiehlführend), kohleführendem Kipp-Lehmsand, Kipp-Sandlehm und Kipp-Lößlehm oder **Pararendzinen** aus Kipp-Kallehmsand und Kipp-Kalksandlehm. Die obersten Substrate liegen häufig über kohleführenden oder kohlehaltigen tertiären Substraten oder teriären und quartären Gemengen. Bei der Grundmeliorierung kamen Mineraldünger, Kalk oder Kraftwerkasche zum Einsatz. Während der Bewirtschaftung wurden auf einem Teil der Flächen auch Klärschlämme eingesetzt.

Erste Ergebnisse

Als Teilergebnis werden hier die Elementgehalte von acht der zwanzig Untersuchungsflächen im Königswasseraufschluß (bzw. Totalaufschluß für Hg) und im Ammoniumnitrat-auszug dargestellt.

Tab. 1: Spannweite der Elementgehalte im Königswasseraufschluß (bzw. Totalaufschluß für Hg) von acht stillgelegten Kippenflächen in Sachsen (Tagebaubereiche Espenhain, Zwenkau, Deutzen, Lohsa und Nochten)

	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn		
	%	%	%	%	%	ppm		
Oberboden (n=9)	0,13-0,50	0,19-4,63	0,06-0,33	0,38-3,70	0,65-1,52	64-537		
Unterboden (n=22)	0,10-0,56	0,05-3,69	<0,05-0,47	0,32-5,10	0,14-1,48	20-555		
	Cd	Cr	Pb	Cu	Ni	Zn	As	Hg ges
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Oberboden	0,17-0,69	17-190	12-41	<5-38	<5-19	17-45	3-9	<0,09
Unterboden	0,10-1,74	10-160	10-41	<5-43	<5-25	10-175	2-10	<0,12

Tab. 2: Spannweite der Elementgehalte im Ammoniumnitrat-auszug von acht stillgelegten Kippenflächen in Sachsen (Tagebaubereiche Espenhain, Zwenkau, Deutzen, Lohsa und Nochten)

	Fe	Mn	Cd	Cr	Pb	Cu	Ni	Zn	As	Hg
	ppm	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
Oberboden (n=8)	0,10 - 1,58	195 - 1280	<1,0 - 6,6	<29	<18 - 390	119 - 700	33 - 457	<58 - 1170	<7 - 14	<0,12 - 0,53
Unterboden (n=21)	0,12 - 7,42	55 - 3698	<1,0 - 17,8	<29 - 107	<18 - 337	<100 - 525	25 - 1190	<58 - 1277	<7 - 22	<0,12 - 0,75

Die dargestellten Schwermetallgehalte im Königswasserauszug überschreiten in keinem Fall gängige **Prüfwerte**. Vergleicht man sie jedoch mit den **Hintergrundwerten** für Böden in Sachsen (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, 1995, Heft 4), treten in Einzelfällen

Überschreitungen des 90er Perzentils im Oberboden auf, so z.B. bei Kupfer und Chrom (Profile Tagebau Espenhain). Das 50er Perzentil wird teilweise im Oberboden für die Elemente Cd, Cr, Pb, Cu und Ni überschritten. Legt man die gleichen Werte für den Unterboden zugrunde, wird das 90er Perzentil bei Cadmium und Kupfer in jeweils einem Fall, bei Chrom in drei Proben überschritten, während das 50er Perzentil zusätzlich bei den Elementen Pb, Ni, Zn und Hg überschritten wird. Die Ursachen können in anthropogenem Einfluß begründet liegen (z.B. Klärschlammauftrag) oder auch substratbedingt sein. Hierzu werden weitere Untersuchungen durchgeführt.

Im Ammoniumnitrat-auszug finden sich teilweise erhöhte Gehalte an Ni, Cu, Zn, Pb und Mn im Unterboden, die vermutlich auf eine Mobilisierung durch niedrige pH-Werte zurückzuführen sind.

Weitere Beobachtungen und Ausblick:

Die Eigenschaften der ausgewählten Untersuchungsstandorte bestätigen, daß die Heterogenität der Kippböden maßgeblich durch die Ausgangssubstrate geprägt wird.

Ausprägungen aufgrund bodenbildender Prozesse befinden sich im Anfangsstadium. In Abhängigkeit der Dauer landwirtschaftlicher Nutzung ist ein Ap-Horizont unterschiedlich stark ausgeprägt, ebenso Pflugsohlenverdichtungen. Wenige Jahre nach Stilllegung der Flächen beginnt eine Differenzierung des Ap-Horizonts durch Regenwurmaktivität und Humusanreicherung mit vermehrter Ausbildung von Krümelgefüge im obersten Teil. Nach ca. 10 - 15 Brachejahren kann von einem Ahi-Horizont über einem reliktsischen Ap-Horizont gesprochen werden.

Die Intensität der Durchwurzelung ist zum einen stark vom Bodengefüge und der Lagerungsdichte und zum anderen von den bodenchemischen Bedingungen abhängig.

Die zukünftigen Untersuchungen sollen zeigen, wie sich die mikrobielle Aktivität mit zunehmender Brachedauer verändert. Erste Untersuchungen deuten an, daß die im o. g. Verbundvorhaben untersuchten Bracheflächen auf Kippen höhere mikrobielle Aktivität und einen größeren Regenwurmbesatz aufweisen als landwirtschaftlich genutzte Kippböden. Weiterhin wird untersucht, welchen Einfluß die Brachedauer auf die bodenphysikalischen Kenngrößen gesättigte Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung hat und wie sich pH-Wert und Stoffhaushalt ändern.

Mit jeweils einer Klima/Boden-Intensivmeßstation im Südraum Leipzig (Tagebau Espenhain, Regosol aus Kipp-Sandlehm über Kipp-Kohlelehmsand) und in der Lausitz (Tagebau Lohsa, Regosol Kipp-Lehmsand mit Beimengungen von brockigem Lehm) werden Wasser- und Stoffhaushalt quantifiziert.

Da die Stilllegungsart 'garantierte Dauerbrache' in Deutschland ab 1996 nicht mehr als flankierende Maßnahme im Rahmen des EU-Flächenstilllegungsprogramms möglich ist (BMELF, 1996), werden von den durchgeführten Untersuchungen auch Aussagen erwartet, wie sich beispielsweise 'einfache Stilllegung' oder Rotationsbrache bei den speziellen Ausgangsbedingungen der relativ jungen Kippböden auf deren bodenphysikalische und -biologische Eigenschaften auswirken, bzw. wie die Bodenentwicklung nach einer eventuellen Einstellung der landwirtschaftlichen Nutzung beeinflusst wird.

Literatur

Abo-Rady M., Weise A., Hoffmann R. und Tenholtem R. (1997a) Kippsubstratkarten von den Böden der Braunkohlefolgelandschaften in Sachsen. Materialien zum Bodenschutz, Hrsg. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul (im Druck)

Abo-Rady M., Weise A. und Seiffert S. (1997b) Substratverbreitung auf den Kippen und Halden des Braunkohlenbergbaus in Sachsen und ihre Bedeutung. Mittcilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (im Druck)

Stahl H. und Goetze H. (1996) Statusbericht zur Rekultivierung im Freistaat Sachsen 1995. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig 1996

BMELF (1996) Die europäische Agrarreform. In der Reihe 'Das Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten informiert' 2/96



Einfluß von Regenwürmern auf den Wasserhaushalt eines Rekultivierungs-Substrates

von

Skambracks, D.; Gemesi, O.; Topp, W.*

Einleitung

Auf Rekultivierungsflächen des Rheinlandes wird Forstkies (eine Löß-Sand-Mischung mit unterschiedlichem Tongehalt) oder Löß als Deckschicht verwendet. Diese Deckschicht ist durch hohe Lagerungsdichten, einen Mangel an Bodenaggregaten und hohe Verdichtungsgefährdung gekennzeichnet. Dies äußert sich oft in einer geringen Wasserhaltefähigkeit und Wasserdurchlässigkeit. Forstkies- und Löß-Substrate können innerhalb von wenigen Jahren durch eine hohe Anzahl von Regenwürmern besiedelt werden (TOPP et al. 1992). Somit stellte sich nicht nur die Frage nach dem Einfluß der Regenwürmer auf den Abbau der aufliegenden Streu sondern auch die Frage nach deren Einfluß auf den Wasserhaushalt des besiedelten Substrates.

Material und Methoden

Künstliche Bodenkerne (Löß, pH 7,5) wurden aus einem gesiebten Ap-Horizont-Substrat hergestellt. Das Substrat wurde in PVC-Röhren gefüllt und auf 40% Porenvolumen verdichtet (vgl. SKAMBRACKS 1996).

Acht Säulen dienten als Kontrolle. Weitere acht Säulen wurden mit *Lumbricus rubellus* besetzt. Diese Art gilt als Primärbesiedler auf rekultivierten Flächen (DUNGER 1989). Zusätzlich wurden acht Säulen mit *Octolasion lacteum* besetzt, einem Mineralbodenbewohner, der insbesondere Waldböden besiedelt.

Folgende Meßgrößen wurden zu Versuchsbeginn und nach 18 Wochen bestimmt:

- (1) Der *Streuabbau*, als Masseverlust [%] der Streuauflage aus 2,5g (TG) einjähriger Buchenstreu.
- (2) Die *Wasserhaltekapazität*, berechnet aus der Differenz zwischen Abtropfgewicht und dem Trockengewicht des Bodenkernes [%] und (3) die gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm h^{-1}] (SKAMBRACKS 1996, HARTGE & HORN 1989).

* Zoologisches Institut, Universität Köln, Weyertal 119, 59931 Köln

Ergebnisse

In den Ansätzen mit *O. lacteum* betrug die Steigerung des Streuabbaus gegenüber den Kontrollen 14% (Tab. 1). Dagegen wurde der Streuabbau durch *L. rubellus* um 48% gegenüber den Kontrollen gesteigert.

Im Gegensatz zu den Kontrollen stieg in beiden Ansätzen mit Regenwürmern die Wasserhaltekapazität im Verlaufe von 18 Wochen um etwa 4%.

Durch die Bioturbation von *O. lacteum* stieg die Wasserleitfähigkeit der Bodenkerne im Verlauf von 18 Wochen um 1000%. Zu Versuchsende betrug die Steigerung gegenüber den Kontrollen 500%. *L. rubellus* bewirkte keine Steigerung der Wasserleitfähigkeit gegenüber den Kontrollen.

Tab 1: Einfluß der Regenwürmer auf den Streuabbau, die Wasserhaltekapazität (WHK) und Wasserleitfähigkeit (WLF) in einem Löß-Substrat (Median \pm Medianabweichung). Kontrolle = Ansätze ohne Regenwürmer. t_0 = Versuchsbeginn, t_1 = Versuchsende. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (U Test $p < 0,05$).

	Streuabbau [%]		WHK _{max} [%]		WLF [cm h ⁻¹]	
	t_0	t_1	t_0	t_1	t_0	t_1
Kontrolle	0	26 \pm 1 ^a	33 \pm 1 ^a	35 \pm 1 ^a	0,4 \pm 0,4 ^a	2 \pm 2 ^b
<i>L. rubellus</i>	0	74 \pm 6 ^b	32 \pm 1 ^a	36 \pm 2 ^b	0,4 \pm 0,4 ^a	4 \pm 2 ^b
<i>O. lacteum</i>	0	40 \pm 10 ^c	34 \pm 5 ^a	37 \pm 5 ^b	0,4 \pm 0,4 ^a	37 \pm 18 ^c

Folgerungen

Regenwürmer können den Wasserhaushalt rekultivierter Böden verbessern, indem sie durch Streuabbau und Bioturbation die Humusbildung fördern und die Wasserhaltekapazität erhöhen. Durch ihre Grabtätigkeit verstärken sie außerdem die Wasserdurchlässigkeit der Böden.

Vergleichbare Steigerungen der Wasserleitfähigkeit durch die Grabaktivität von *L. rubellus* sind auf schluffig-lehmigen Ackerböden bekannt (KLADIVKO et al. 1986). Dabei dient das Röhrensystem der Regenwürmer besonders bei Starkregen der zusätzlichen Entwässerung (JOSCHKO et al. 1989, TASCH et al. 1991). Dadurch werden Oberflächenabfluß und Bodenabtrag vermindert.

Literatur

- DUNGER, W. (1989): The return of the soil fauna to coal mine areas in the German Democratic Republic. In: Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands. (MAJER, J.D. ed.) Cambridge Univ. Press, Cambridge, 307-337.
- JOSCHKO, M., DIESTEL, H. & LARINK, O. (1989): Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements. Biol. Fertil. Soils 8, 191 - 196.
- SKAMBRACKS, D. (1996): Die Bedeutung saprophager Regenwürmer im Nährstoffkreislauf von Waldböden. Dissertation, Universität zu Köln.
- TASCH, P., GEMESI, O., GRÜNING, C., SKAMBRACKS, D., UESBECK, M., ZHOU, H.Z. & TOPP, W. (1993): Abschlußbericht der Fachgruppe Bodenfauna. Universität Köln, BMFT-Projekt "Bodenforschung im deutschen Alpenraum".
- TOPP, W., GEMESI, O., GRÜNING, C., TASCH, P. & ZHOU, H-Z (1992): Forstliche Rekultivierung mit Altwaldboden im Rheinischen Braunkohlerevier. Die Sukzession der Bodenfauna. Zool. Jb. Syst. 119, 505-533.

Verteilungsmuster von Laufkäfern (Carabidae) auf der Außenkippe Sophienhöhe

von

Skambracks, D.; Stengele, U.; Topp, W.*

Einleitung

Die Außenkippe des Braunkohletagebaus Hambach (Sophienhöhe) im Rheinischen Braunkohlerevier wird seit 15 Jahren rekultiviert. Unterschiedliche Sukzessionsstadien treten nebeneinander auf.

Der Einfluß der Rekultivierungsmaßnahmen auf die Besiedlung der Flächen mit Laufkäfern wurde in einer einjährigen Studie untersucht. Laufkäfer sind geeignete Bioindikatoren, da ihre Biologie weitgehend bekannt ist (LINDROTH 1945, THIELE 1977).

Untersuchungsflächen und Methoden

Die Flächen sind durch das Alter der Rekultivierung, die Vegetation, das Bodensubstrat und die Distanz vom Altwald, der als Initialfläche für die Besiedlung der Kippe dient, charakterisiert (STENGELE 1995). In 90 Barberfallen an 18 Standorten wurden 22100 Laufkäfer erfaßt. Das Verteilungsmuster der Laufkäfer wurde mittels dreier multivariater, verteilungsfreier Methoden beschrieben (JONGMAN et al. 1987): Clusteranalyse (TWINSPAN), indirekte (DECORANA) und direkte Gradientenanalyse (CANOCO).

Ergebnisse und Diskussion

Die 18 Standorte wurden anhand ihrer Laufkäfer-Besiedlung vier verschiedenen Gruppen zugeordnet (Abb. 1). Bewaldete Standorte, klassifiziert nach feuchten und trockenen Flächen sowie offene Standorte, klassifiziert nach spärlich und stark bewachsenen Flächen. Diese unterschieden sich hinsichtlich der Lebensgemeinschaften mit charakteristischen Arten deutlich voneinander.

* Zoologisches Institut, Universität Köln, Weyertal 119, 50931 Köln

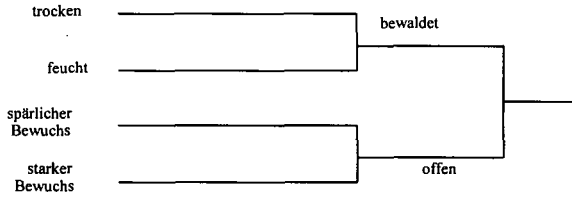


Abb. 1: Klassifikation der Laufkäfer-Lebensgemeinschaft auf der „Sophienhöhe“ mittels TWINSpan. Die 18 Standorte wurden anhand ihrer Laufkäfer-Besiedlung 4 Gruppen zugeordnet.

Entsprechend der Clusterbildung in vier differenzierbare Lebensgemeinschaften erfolgte die Ordination der Laufkäfer im zwei-dimensionalen Diagramm. Hierbei repräsentiert die erste Achse den Gradienten der Sukzession und die zweite Achse einen Feuchtgradienten (Abb. 2).

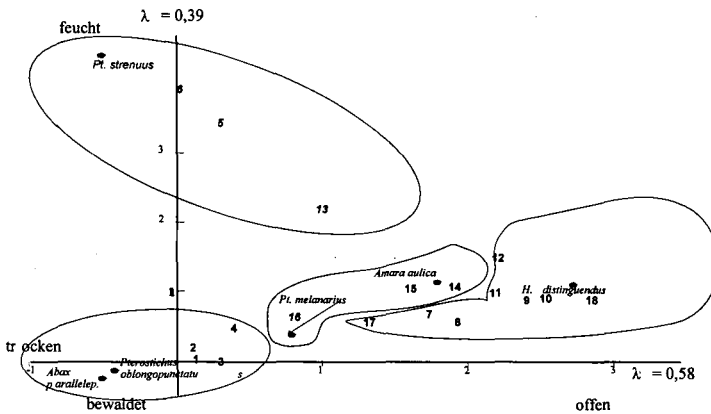


Abb. 2: Verteilungsmuster der Laufkäfer auf der Sophienhöhe nach Ordination durch DECORANA. Zahlen = Standorte, Polygone = ausgewählte Arten.

Auf den ältesten Aufforstungsflächen (unten links in Abb. 3) treten typische Waldarten in dominanter Abundanz auf. Insbesondere für die Neubesiedlung durch flugunfähige Waldarten (z.B. *Abax parallelepipedus*, *Pterostichus oblongopunctatus*) wirkt sich die Nähe zum Altwald positiv aus. Die jüngeren Rekultivierungsflächen (Mitte und rechts in Abb. 3) werden überwiegend durch Feld-

oder Pionierarten (z.B. *Amara aulica*, *Harpalus distinguendus*) besiedelt, die für Agrarkulturen und Ruderalflächen charakteristisch sind.

Neben den Eigenschaften Alter, Distanz zum Altwald und Bodenfeuchte erwies sich der Tongehalt des Rekultivierungs-Substrats als weitere wichtige Umweltvariable (Abb. 3). *Pterostichus cupreus* war in Standorten mit hohem Tongehalt besonders zahlreich.

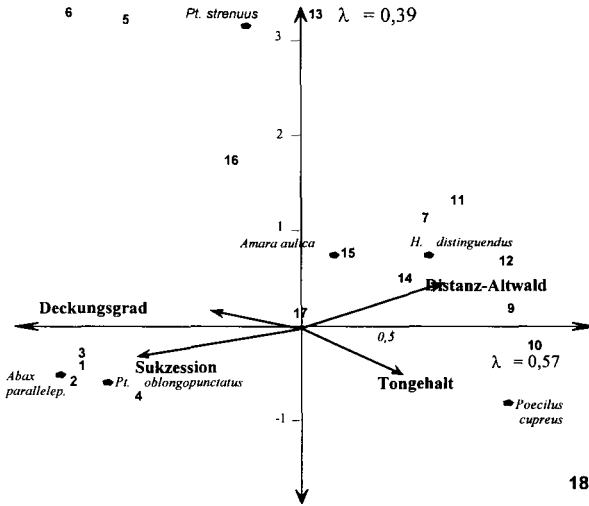


Abb. 3: Einfluß der Umweltvariablen (Vektoren auf das Verteilungsmuster der Laufkäfer. Ordination durch CANOCO. Zahlen = Standorte, Polygone = ausgewählte Arten.

Literatur

- JONGMAN, U, TER BRAAK, C.J. & VAN TONGEREN, O.F.R. (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- LINDROTH, C. H. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae I. Medd. Göteborgs Mus. Zool. Avd. 109, 1-709.
- THIELE, U. (1977): Carabid beetles in their environments. Springer, Heidelberg.
- STENGELE U. (1995): Einfluß von Exposition, Bodenbeschaffenheit und Vegetation auf die Neubesiedlung durch Laufkäfer in Rekultivierungsgebieten. Diplomarbeit, Universität zu Köln.



Durchwurzelung von Kippböden aus Löß nach einer Melioration

von

Tenholtem, R.*; Harrach, T.**

In den Jahren 1992 bis 1994 untersuchten wir im rheinischen Braunkohlenrevier in zwei Rekultivierungsgebieten insgesamt 50 Kippböden aus Löß nach einer Melioration durch Tieflockerung mit dem Stechhublockerer TL.G 12. Die Durchwurzelung der angebauten Zuckerrüben wurde hier entsprechend der Fragestellung an senkrecht zur Lockerungsrichtung stehenden ein Meter breiten Profilwänden erfaßt. Die Profilwandmethode eignet sich besonders gut zur Untersuchung der im Lockerungsprofil nebeneinander liegenden Lockerungsgänge und ungelockerten Käme, da mit ihr nicht nur die mittlere Wurzellängendichte (WLD) in verschiedenen Bodentiefen, sondern auch die horizontale Verteilung der Wurzeln im Profil erfaßt werden kann. Neben der Durchwurzelung wurden bodenphysikalische Parameter und die Biomasse (Rübe und Blatt) ermittelt.

Wurzeln als Indikator des Bodengefüges

Die relativen Unterschiede der Durchwurzelung in aufeinander folgenden Horizonten (vertikale Wurzelverteilung) oder in nebeneinander liegenden Bodenbereichen (horizontale Wurzelverteilung) können zur Indikation von Gefügeunterschieden genutzt werden. Zur Analyse des Lockerungserfolges bieten sich folgende Vergleiche der Durchwurzelung in verschiedenen Profilpositionen an (Abb. 1):

1. Vergleich der Durchwurzelung im Lockerungsgang und im Kamm zur Indikation der unmittelbaren Lockerungswirkung
2. Vergleich der Durchwurzelung unterhalb von Lockerungsgang und Kamm im ungelockerten Unterboden zur Indikation der indirekten Lockerungswirkung im ungelockerten Unterboden
3. Vergleich der Durchwurzelung in der Lockerungszone und im ungelockerten Unterboden zur Indikation der unteren Grenze der unmittelbaren Lockerungswirkung
4. Vergleich der Durchwurzelung in der Krume und der Krumbasis zur Indikation einer möglichen Wiederverdichtung

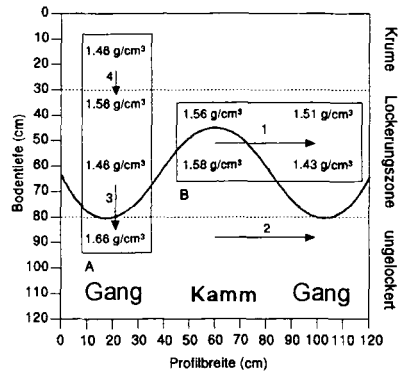


Abb. 1: Vergleich der Durchwurzelung in vier verschiedenen Profilpositionen - Pfeile und Ziffern werden links erläutert - zur Indikation des Bodengefüges nach Tieflockerung (A: Mittelwert der Bodendichte von 50 Kippböden nach Tieflockerung in der Krume, in der Krumbasis, im Lockerungsgang und im ungelockerten Unterboden (nach bodenphysikalischen Untersuchungen von SCHROEDER und Mitarbeitern, Universität Trier); B: Mittelwert der Bodendichte im Lockerungsgang und im Kamm in 40 und 60 cm Tiefe in 20 Kultursolen nach Tieflockerung)

Vertikale Wurzelverteilung im Boden

Die Durchwurzelung eines Horizontes wird um so mehr von den Wurzeln im Horizont darüber bestimmt, je geringer der Einfluß differierender Bodeneigenschaften ist. Eine geringe Autokorrelation der WLD aufeinander folgender Horizonte deutet also andererseits auf einen stärkeren Einfluß des Bodengefüges auf die Durchwurzelbarkeit hin.

In der Krume ist die Korrelation der Durchwurzelung in aufeinander folgenden Horizonten aufgrund des durch die Bodenbearbeitung homogenisierten Gefüges hoch (Abb. 2). In der Lockerungszone nimmt sie dagegen mit zunehmender Bodentiefe ab. Die Lockerungsgänge, in denen das Bodengefüge durch die Tieflockerung ebenfalls homogenisiert wurde, werden nach unten schmaler und die ungelockerten Käme breiter. Deshalb nimmt der Einfluß des Bodengefüges der Käme mit der Bodentiefe allmählich zu. In 75-80 cm Tiefe, also etwa in der maximalen Lockerungstiefe, nimmt die vertikale Autokorrelation der WLD dann sprunghaft ab. In dieser Tiefe werden die unterschiedlichen Gefügeeigenschaften im ungelockerten Unterboden auf die Durchwurzelung wirksam.

* Sächsisches Landesamt f. Umwelt und Geologie, Ref. Rekultivierung/Renaturierung, Halsbrückerstr. 31 a, 09599 Freiberg

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

Eine sprunghafte Verschlechterung der Durchwurzelbarkeit des Bodens führt zu einer starken Abnahme der WLD von einem Horizont zum nächsten. Im Mittel aller untersuchten Standorte und aller Bodentiefen nahm die WLD von Horizont zu Horizont um 10 % ab, bei einer Standardabweichung von 11 % absolut. Veränderungen der WLD die größer sind als das Mittel (10 %) plus / minus der Standardabweichung (11 %) werden im folgenden als extreme Ab- oder Zunahme der WLD bezeichnet. In der Krume von 10 bis 25 cm Bodentiefe nahm die Durchwurzelung nach unten extrem zu, um dann unterhalb von 25 cm Bodentiefe stetig aber mehr oder weniger sprunghaft abzunehmen (Abb. 3). An der Krumbasis in 30-35 cm Bodentiefe war die Abnahme der WLD überdurchschnittlich aber nicht extrem im Sinne der obengenannten Setzung. In der Lockerungszone nahm die WLD bis in 70 cm Tiefe unterdurchschnittlich und relativ gleichmäßig ab

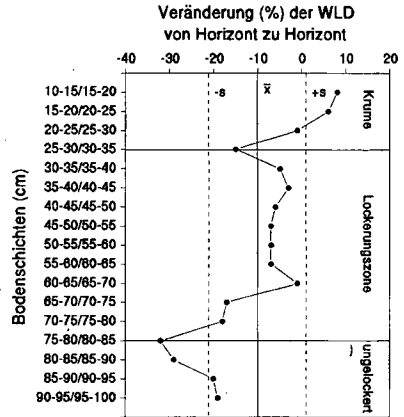
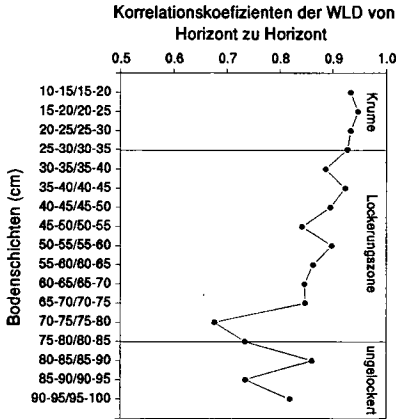


Abb. 2: Die Korrelation der Wurzellängendichte aufeinander folgender Horizonte (Horizontmächtigkeit = 5 cm) in 50 Kippböden aus Löß nach einer Tieflockerung

Abb. 3: Die mittlere Zu- und Abnahme der Wurzellängendichte von Horizont zu Horizont (Horizontmächtigkeit = 5cm) in 50 Kippböden aus Löß nach einer Tieflockerung

Unterhalb von 70 cm Bodentiefe war die Abnahme der WLD überdurchschnittlich und in der Tiefe 80-90 cm, also direkt unterhalb der maximalen Lockerungstiefe, extrem stark. In der Nähe der maximalen Lockerungstiefe und im ungelockerten Unterboden fand sich eine deutliche Häufung extremer Abnahmen der WLD von Horizont zu Horizont. Nur vier von 50 Standorten wiesen keine extremen Abnahmen der WLD unterhalb von 75 cm Bodentiefe auf. Oberhalb von 70 cm waren extreme Abnahmen der WLD dagegen sehr viel seltener.

Horizontale Wurzelverteilung im Boden

Die vertikale Wurzelentwicklung in der Lockerungszone wird durch die unterschiedliche Durchwurzelung der Lockerungsgänge und der Käme geprägt. Der Lockerungsgang war im Mittel aller Standorte in 30-35 cm Bodentiefe etwa 1,3-fach und in 65-70 cm Tiefe etwa 8,3-fach stärker durchwurzelt als der Kamm (Abb. 4). Der Unterschied der WLD nahm von der Krumbasis bis in 70 cm Bodentiefe stark zu. Im Bereich der maximalen Lockerungstiefe nahm der Quotient aus der WLD in Lockerungsgang und Kamm wieder ab, um dann im ungelockerten Unterboden wieder anzusteigen. Der ungelockerte Unterboden war unterhalb der Lockerungsgänge etwa 2 bis 4-fach stärker durchwurzelt als unterhalb der Käme. Die stärkere Durchwurzelung der Lockerungsgänge hatte zwei Gründe. Einerseits häuften sich in den Kämen extreme Abnahmen der WLD in etwa 50-60 cm Bodentiefe, während extreme Abnahmen der WLD in den Lockerungsgängen erst im Bereich der maximalen Lockerungstiefe vermehrt auftraten (Abb. 5). Andererseits nahm die Durchwurzelung in den Lockerungsgängen nach unten bis in 75 cm Tiefe sogar noch zu.

Durchwurzelung und Lockerungserfolg

Das Ergebnis der zur Analyse des Lockerungserfolges durchgeführten Vergleiche der Durchwurzelung in verschiedenen Profilpositionen kann wie folgt zusammengefaßt werden (vergl. Abb. 1):

1. Die stärkere Durchwurzelung im Lockerungsgang belegt eindeutig den unmittelbaren Lockerungserfolg in der Lockerungszone. Sie wirkte ausgleichend auf die vertikale Wurzelentwicklung in der gesamten Lockerungszone und begründete die unterdurchschnittliche und gleichmäßige Abnahme der WLD in dieser Bodenschicht.
2. Die stärkere Durchwurzelung unterhalb der Lockerungsgänge im ungelockerten Unterboden zeigt, daß die Wirkung der Lockerung auf die Durchwurzelung des Bodens über die unmittelbare Lockerungszone hinausging, wobei die Durchwurzelungsintensität im ungelockerten Unterboden allerdings stark abnahm.

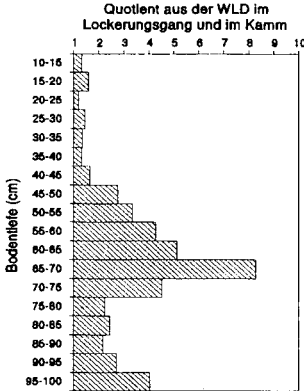


Abb. 4: Quotient aus der WLD im Lockerungsgang und im Kamm sowie unterhalb von Lockerungsgang und Kamm im ungelockerten Unterboden von 50 Kippböden aus Löß nach einer Tieflockerung

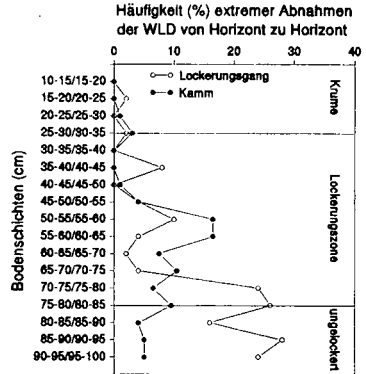


Abb. 5: Die Häufigkeit extremer Abnahmen der WLD von Horizont zu Horizont im Lockerungsgang und im Kamm von 50 Kippböden aus Löß nach einer Tieflockerung

3. Die im Mittel der untersuchten Standorte extremen Abnahmen der WLD im Bereich der maximalen Lockerungstiefe zeigen deutlich, daß im ungelockerten Unterboden an vielen Standorten weiterhin Wurzelhindernisse bestanden, die die Durchwurzelung des tieferen Unterbodens behinderten.
4. Die im Mittel aller Standorte überdurchschnittliche Abnahme der WLD in der Krumenbasis deutet auf eine schwache Wiederverdichtung des Bodengefüges in dieser Tiefe hin.

Durchwurzelung und Ertrag

Zur Analyse des Zusammenhangs von Durchwurzelung und Ertrag wurde die Korrelation der Biomasse mit der Wurzellängendichte (WLD) in verschiedenen Bodenschichten berechnet. Dazu wurde zunächst, von der Krume ausgehend, schrittweise die Durchwurzelung immer tieferer Bodenschichten in die Berechnung der Korrelation von WLD und Biomasse einbezogen, und dann, in einem zweiten Schritt, die Durchwurzelung höherer Bodenschichten schrittweise aus dieser Berechnung herausgenommen. Mit dieser Vorgehensweise kann die Ertragsrelevanz der Durchwurzelung in verschiedenen Bodenschichten analysiert und so, die für die Ertragsdifferenzierung entscheidende Bodenschicht ermittelt werden.

In den Jahren 1993 und 1994 wurde die Durchwurzelung an jeweils 10 Standorten bis in 2 m Tiefe ermittelt. Das Ergebnis dieser Untersuchungen wird hier beispielhaft vorgestellt. Der Korrelationskoeffizient steigt zunächst an, wenn ausgehend von der Krume schrittweise die Durchwurzelung tieferer Bodenschichten bei der Berechnung berücksichtigt wird (Abb. 6, linke Y-Achsen). Der Anstieg des Korrelationskoeffizienten wird aber mit zunehmender Betrachtungstiefe schwächer und ist unterhalb von etwa 130 cm (F93) bzw. etwa 100 cm (F94) Bodentiefe nur noch unbedeutend. Der Korrelationskoeffizient steigt ebenfalls bis zu einem Maximum in 45 cm (F93) bzw. 35 cm (F94) Bodentiefe mehr oder weniger stark an, wenn die Durchwurzelung der Krume schrittweise aus der Berechnung genommen wird (Abb. 6, rechte Y-Achsen). Unterhalb von 35 bis 45 cm Bodentiefe sinken die Korrelationskoeffizienten bei weiterer Vernachlässigung der Durchwurzelung höherer Bodenschichten aber stark ab.

Das Ergebnis der Analyse des Zusammenhangs von WLD und Biomasse kann wie folgt zusammengefaßt werden:

1. Die Durchwurzelung der Krume, und z.T. auch des krumennahen Unterbodens, hatte offenbar nur eine sehr geringe Bedeutung für die Ertragsdifferenzierung. Die Krume war an allen Standorten gut durchwurzelbar.
2. Der Ertrag wurde durch die Durchwurzelung im Unterboden bestimmt, wobei die Ertragsrelevanz der Durchwurzelung mit zunehmender Bodentiefe abnahm.
3. Während im Jahre 1993 die WLD bis in etwa 140 cm Tiefe ertragsrelevant war, hatte im Jahre 1994 die WLD bis in etwa 95 cm Tiefe die größte Bedeutung für die Ertragsbildung. Der stärkste statistische Zusammenhang von WLD und Biomasse wurde 1993 für die WLD von 45 bis 140 cm ($r=0.79$) und 1994 für die WLD von 35 bis 95 cm ($r=0.87$) Bodentiefe ermittelt.

Bodendichte und Durchwurzelung

In allen drei Untersuchungsjahren wurden im Gebiet F enge statistische Beziehungen ($r > -0.80$) der Bodendichte in der ungelockerten Bodenschicht unmittelbar unterhalb der Lockerungszone, d.h. unterhalb von 80 cm Bodentiefe, mit der WLD in dieser Bodentiefe und der WLD im gesamten darunterliegenden Bodenraum ermittelt.

Ein verhältnismäßig enger statistischer Zusammenhang von Bodendichte und WLD wurde auch im Gebiet R für die Bodendichte unterhalb der Lockerungszone und die WLD in 90 bis 100 cm Tiefe ermittelt (Abb. 7). Der Standort R9 an dem im stark verdichteten Unterboden Wurzeln entlang von Makroporen gefunden wurden, blieb bei der statistischen Berechnung unberücksichtigt.

Bei Bodendichten über 1.65 bis 1.70 g/cm³ in der Bodenschicht unmittelbar unterhalb der Lockerungszone wurden keine Wurzeln oder nur noch eine sehr geringe WLD in der Tiefe von 90 bis 100 cm gefunden. Dieses Ergebnis ist bemerkenswert, weil es den von uns mit Feldmethoden ermittelten und auch von anderen Autoren genannten Grenzwert für die ökologisch limitierende Bodendichte von Kultursolen aus Löß bestätigt.

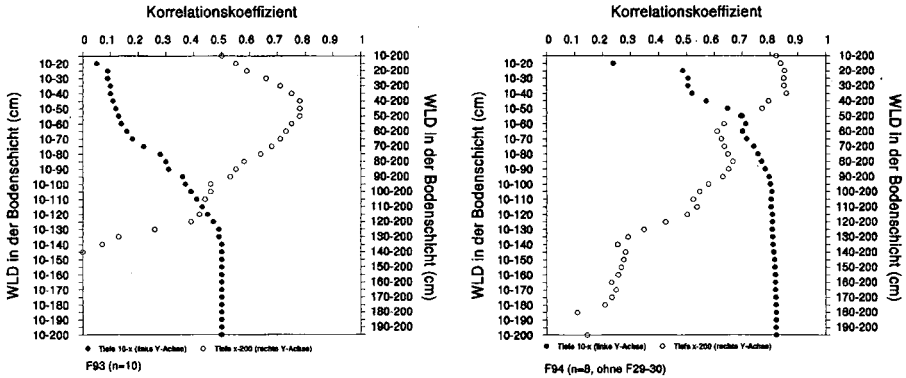


Abb. 6: Korrelation von Biomasse und WLD in verschiedenen Bodenschichten bis in 200 cm Tiefe im Gebiet F 1993 (links) und 1994 (rechts)

Bodendichte und Ertrag

Der Korrelationskoeffizient für die Beziehung zwischen der Biomasse und der Bodendichte im gesamten ungelockerten Unterboden lag in allen Jahren mindestens bei $r = -0.80$ (Abb. 8). Die Bodendichte in den Tiefen, die auch die ertragsrelevante Durchwurzelung bestimmte, hatte erwartungsgemäß auch den größten Einfluß auf die Biomassebildung.

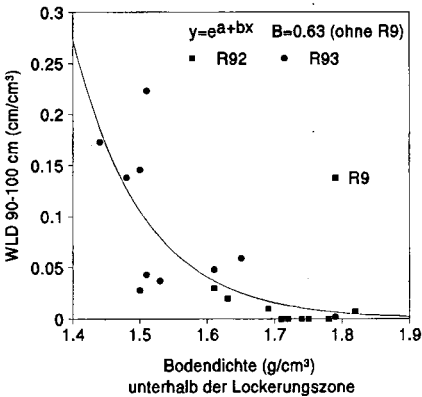


Abb. 7: Bodendichte im ungelockerten Unterboden und WLD in 90-100 cm (unten) Tiefe im Gebiet R

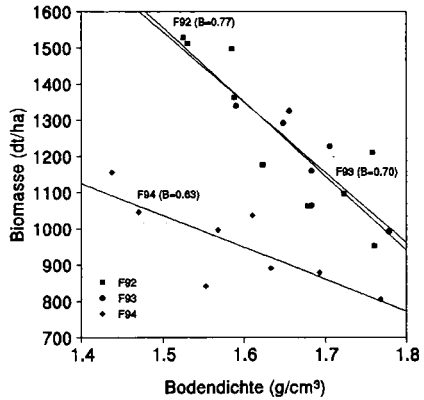


Abb. 8: Bodendichte im ungelockerten Unterboden und Biomassertrag im Gebiet F

Bodenökologische Forschung zur Rekultivierung in den alten Bundesländern

von

Topp, W.*

In den alten Bundesländern wurden bodenökologische Forschungen auf Rekultivierungsflächen schwerpunktmäßig im rheinischen Braunkohlenrevier durchgeführt. Dieses Braunkohlenrevier, das sich im Städtedreieck Köln-Mönchengladbach-Aachen erstreckt, weist etwa 7 000 ha an rekultivierten Forstflächen aus, etwa 8 000 ha an neuen Ackerflächen und etwa 800 ha an Seen und Feuchtgebietsflächen (Stand 31.12.1995).

Die bodenökologisch ausgerichteten Untersuchungen befaßten sich insbesondere mit der Eignung unterschiedlicher Substrate zur Wiederherstellung land- und forstwirtschaftlicher Nutzflächen (Mückenhausen 1955, Heide 1960) und mit der primären Sukzession auf kiesig-sandigen Böden (u.a. Wolf 1985). Die erwähnten Arbeiten zur Substrateignung haben sich besonders stimulierend auf die Methodik und die Zielsetzung der land- und forstwirtschaftlichen Rekultivierung ausgewirkt. Die Untersuchungen führten erstmalig 1967 zu den Richtlinien des Landesoberbergamtes „Vorläufige Richtlinien für das Aufbringen von kulturfähigem Bodenmaterial bei landwirtschaftlicher Rekultivierung“ (vgl. Dilla und Möhlenbruch 1989). Zur Zeit befinden sich diese Richtlinien in Überarbeitung (Richtlinie für das Aufbringen von kulturfähigem Bodenmaterial bei land- und forstwirtschaftlicher Rekultivierung.)

Die Rohböden in der landwirtschaftlichen Rekultivierung sollten überwiegend aus Schluff bestehen (70%), einen geringen Sandanteil (10%) aufweisen und etwa 20% Ton enthalten (Hocht 1990). Für Forststandorte sind sandig, kiesige Schichten aus dem Quartär geeignet, die zur Verbesserung der Wasserhaltefähigkeit und des Nährstoffhaushaltes mit einem Anteil von 20-65% an Schluff und Ton verbessert werden sollten. Der kulturfähige Rohboden (= Forstkies) mit der gewünschte Korngrößenverteilung wird durch Verschnitt von äolisch abgelagerten Lößschichten der Haupt- und Mittelterrasse mit den darunter liegenden quartären Terrassenschottern erreicht. Beim Aufbau von Böschungssystemen mit einer Neigung von 1:3 oder stärker geeigneten Flächen sollte der Lößanteil bei 20-25% liegen; für ebene Flächen ist nach den Rekultivierungsrichtlinien ein Lößanteil von 25-

*Zoologisches Institut, Universität Köln, Weyertal 119, 59931 Köln

65% vorgesehen. Der Forstkies wird in einer Mächtigkeit von 4m aufgebracht, unterlagert wird er von einer stark wasserdurchlässigen Schicht aus sandig-kiesigem Material. Die Richtlinien ermöglichen zusätzlich die Verbringung von reinen Lößschichten mit 2m Mächtigkeit (Zöttl und Möhlenbruch 1989).

Durch die o.g. Richtlinien ist sichergestellt, daß die obersten Bodenschichten aus dem Tagebauvorfeld auf den Rekultivierungsflächen wieder als oberste Schicht ausgebracht werden. Nicht beachtet wird hierbei allerdings die humose Auflageschicht auf den gewachsenen Böden. Bedingt durch die intensive Vermischung bei Gewinnung und Aufschüttung werden die Rekultivierungsflächen, die zur Aufforstung anstehen, durch eine humusarme Bodenoberfläche charakterisiert. So beträgt der Kohlenstoffgehalt in Rohboden unmittelbar nach der Verkipfung etwa 0.3% (Schröder 1988). Zur Verbesserung der Rohböden und als Maßnahmen für eine beschleunigte Sukzession werden daher Maßnahmen gefördert, die zur Humusanreicherung führen. Dies sind der Anbau von Lupine, die Begündung von stark wurzelnden Schirmpflanzen wie Pappel und Schwarzerle, sowie die Ausbringung von Humusaufgaben an Wegrändern, die aus den Waldflächen des Tagebauvorfeldes gewonnen werden. Zusätzlich wurden Versuche mit organischen Substraten durchgeführt (Biosol-, Rinden-, Müll- und Laubkompost), um festzustellen, welches Verfahren zu einer nachhaltigen Erhöhung an organischem Kohlenstoff führt (Insam 1992).

Besondere Bedeutung für den Erfolg der Rekultivierung liegt nicht nur bei dem Rekultivierungsmaterial, sondern auch in der Methode seiner Aufbringung. In Untersuchungen zu den bodenmechanischen Eigenschaften von Rekultivierungsmaterialien und mit Versuchsserien zur Verkipfung und Bearbeitung der Rekultivierungsschicht konnte die besondere Verdichtungsgefährdung von Löß und Forstkies aufgezeigt werden. Verdichtung und Verfestigung sind durch die geringe Strukturstabilität der Rohböden bedingt und werden durch Niederschläge bei Anstieg des Wassergehalts und durch Druckwirkungen bei Verringerung des Porenanteils ausgelöst. Bei Bodenverdichtungen können der Luft- und Wasserhaushalt und damit das Pflanzenwachstum bis hin zum Totalausfall beeinträchtigt werden (Winter 1990).

Die lockerste Lagerung und Klüftung tritt erwartungsgemäß in frisch verstürzten und unplanieren Flächen auf. Feldversuche zeigten darüberhinaus, daß in Flächen, die für die forstliche Rekultivierung vorgesehen sind, auf abschließende Planierungsarbeiten verzichtet werden kann. Dies gilt sowohl für Plateauflächen als auch für Hangbreiche. Letztere müssen weder planiert noch terrassiert werden, um eine ausreichende Standfestigkeit zu erreichen und eine genügende Stabilität

gegen Erosionen. Ein schonender Bodenauftrag mit Rippenstrukturen von etwa 1m Höhe, quer zum Hang angelegt, entsprechen den landschaftsplanerischen Anforderungen.

Ein locker gelagerter Rohboden bietet für den Anwuchs von Forstpflanzen günstige Ausgangsbedingungen, die stark strukturierte Oberfläche bewirkt in dem gut speicherfähigen Boden eine hohe Versickerung und verhindert gleichzeitig bei Starkregen größere Wasserabflüsse. Die zahlreichen kleinen Mulden begünstigen die Ansammlung von Laub und sind Initialstellen für die Sukzession (Stürmer 1990).

Beim Aufschluß des Tagebaues Hambach wurde im Jahre 1978 mit der Gestaltung der Außenkippe Sophienhöhe begonnen, die sich bis zu 200 m über das Geländeniveau erhebt. Da für den Tagebau Hambach der Hambacher Forst weichen muß, wurde festgelegt, die Sophienhöhe überwiegend aufzuforsten. Die zu begründenden Forstflächen sollten an ein Restareal des ursprünglichen Hambacher Forstes angrenzen. Diese landschaftsplanerische Maßnahme wurde durchgeführt, um eine Wiederbesiedlung der Rekultivierungsflächen mit Bodenorganismen des Restwaldes zu fördern. Der gewünschte Erfolg war bereits nach wenigen Jahren nachweisbar und dürfte hinsichtlich der Tierbesiedlung von Waldarten im Gegensatz zu der Waldbodenverbringung einen nachhaltigen Einfluß haben (Topp et al. 1992).

Von Jacoby (1968) und Wolf (1985) wurden die Horizontal- und Tiefenausdehnungen der Wurzeltracht einiger Baumarten untersucht. Jacoby (op. cit.) und Stratmann (1985) führten zusätzlich ertragskundliche Forschungen durch. Nach diesen Untersuchungen sind die Wachstumsleistungen der Rotbuche in fast allen Probeflächen gut bis vorzüglich. Für Eiche, Roteiche und Europäische Lärche führten die gute Wasser- und Nährstoffversorgung auf lehmigen Forstkiesen zu gutem Wachstum, die offenbar schlechteren Standortbedingungen auf sandigen Forstkiesen aber zu deutlich verringertem Wachstum. Dennoch sind auf den Rekultivierungsflächen die Voraussetzungen für die Begründung vielgestaltiger Waldökosysteme gegeben, die sowohl an die Rohböden als auch an die klimatischen Bedingungen angepaßt sind (Möhlenbruch 1992).

Frisch aufgeschütteten Rohböden zeigen keine Horizontierung. Schon nach wenigen Jahren färbt sich die oberste Bodenschicht, besonders in Senken, durch Humusanreicherung dunkel. Gleichzeitig findet eine Gefügebildung statt, die durch die Aktivität der Bodenorganismen gefördert wird. Die Aggregatstabilität nimmt zu, bleibt aber unter den Werten gewachsener Böden (vgl. Schröder 1988).

Bei der initialen Bodenentwicklung dürfte den Regenwürmern eine besondere Bedeutung zukommen. Dabei wirkt sich die Waldbodenverbingung sowohl auf die Entwicklung saprophager als auch auf die Entwicklung geophager Regenwürmer günstig aus. Die Wirkung als Initialfläche für die angrenzenden Forstkiesflächen ohne Waldbodenauftrag ist unverkennbar. Die Fraßaktivität der Regenwürmer wird überwiegend durch die Blattstreu beeinflusst, die Bioturbation aber überwiegend durch die Korngrößenverteilung der Rohböden (Heuser et al. 1989). In Laborversuchen erhöhten Regenwürmer die Wasserleitfähigkeit und das Wasserhaltefähigkeit von Rohböden.

Danksagung: Für Literaturhinweise und Informationen danke ich Herrn Dipl. Biol. Ulf Dworschak.

Literatur

- Dilla, L und N. Möhlenbruch 1989: Entwicklung und Stand der Rekultivierung. *Natur und Landschaft* 64, 436-439.
- Heide, G. 1960: Über die Kulturfähigkeit der Abraumschichten im Rheinischen Braunkohlenrevier. *Landw. Z. Nord-Rheinprovinz* 41, 1776-1778.
- Heuser, J. und W. Topp 1989: Verteilungsmuster der Boden-Makrofauna in den Rekultivierungsflächen des Staatsforstes Ville und ihr Einfluß auf die Zersetzung der Laubstreu. *Natur und Landschaft* 64, 441-445.
- Hocht, Fritz von der 1990: Im Rheinischen Braunkohlenrevier anstehendes, für die Rekultivierung nutzbares Bodenmaterial. *Braunkohle* 42, 11-15.
- Insam, H. 1992: Zur Mikrobiologie und zum Kohlenstoffhaushalt im Boden. *AFZ* 4, 201-204.
- Jacoby, H. 1968: Wachstum, Wurzelbildung und Nährstoffversorgung von Buchenkulturen auf Standorten mit verschiedenen Bodenarten im rheinischen Braunkohlenrevier. 162 pp. Diss., Hann.-Münden.
- Mückenhausen, E. 1955: Über die Rekultivierung mit Lößmaterial in der Ville. Gutachten des Amtes für Bodenforschung Landesstelle Nordrhein-Westfalen. *Archiv. Geol. Landesamt Krefeld*.
- Möhlenbruch, N. 1992: Waldbau in der Rekultivierung. *Braunkohle* 44, 17-23.
- Schröder, D. 1988: Bodenschonende Rekultivierung von Lößböden in Braunkohlentagebauen. 1. Lfg., 11/88 Abschnitt 7230, 1-22. In: Rosenkranz, D. (Hrsg.) *Bodenschutz: Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaften und Grundwasser*, Berlin
- Stratmann, J. 1985: Ertragskundliche Untersuchungen auf Rekultivierungsflächen im rheinischen Braunkohlengebiet. *Braunkohle* 37, 484-491.
- Topp, W., O. Gemesi, C. Grüning, P. Tasch und H.-Z. Zhou: Forstliche Rekultivierung im Rheinischen Braunkohlenrevier. Die Sukzession der Bodenfauna. *Zool. Jb. Syst.* 119, 505-533.
- Winter, K. 1990: Bodenmechanische und technische Einflüsse auf die Qualität von Neulandflächen. *Braunkohle* 42, 15-23.
- Wolf, G. (Hrsg.), 1985: Primäre Sukzession auf kiesig-sandigen Rohböden im Rheinischen Braunkohlenrevier. *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* 16, 1-203.
- Wolf, G. 1985: Wurzelsysteme ausgewählter Arten, 152-165. In: Wolf, G.(Hrsg.): *Primäre Sukzession auf kiesig-sandigen Rohböden im Rheinischen Braunkohlenrevier. Schriftenreihe f. Vegetationskunde* 16.
- Zöttl, H.W. und N. Möhlenbruch 1989: Die Böden in der forstlichen Rekultivierung. *Natur und Landschaft* 64, 440.

Initiale Prozesse der Stoffumsetzung auf reststoffmeliorierten Kippstandorten a.) Zielsetzung des Gesamtprojektes, Hypothesen, Standorte, Versuchsanlage

von

Vetterlein, D.; Heinkele, T.; Schaaf, W.; Waschkies, C.; Meyer, G.; Weiß, U.; Hüttl, R.F.

Einleitung

Reststoffe (Abfälle zur Verwertung) wie Biokompost und Klärschlamm enthalten potentiell geeignete Inhaltsstoffe für die Etablierung forstlich genutzter Ökosysteme auf Kippstandorten. Durch den Ausbau von Kläranlagen in den neuen Bundesländern sowie die geplante flächendeckende Erfassung der organischen Fraktion des Hausmülls stehen beide Reststoffe in zunehmenden Mengen zur Verfügung und müssen mit in Kraft treten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes auch vorrangig stofflich verwertet werden.

Im Lausitzer Braunkohlerevier stehen derzeit ca. 30.000 ha Kippenfläche aus dem Altbergbau zur Rekultivierung an. Die dominanten Substrattypen (Rohböden) Kipp-Sand und Kipp-Kohlesand zeichnen sich nach der Verkipfung durch eine geringe biologische Aktivität, geringe Gehalte an rezenter organischer Substanz, geringe Wasserhaltefähigkeit sowie sehr niedrige Nährstoffversorgung und geringe Schwermetallgehalte aus. Die Kipp-Kohlesande weisen aufgrund der Oxidation von Fe-Disulfiden (Pyrit, Markasit) darüberhinaus extrem niedrige pH-Werte sowie z.T. sehr hohe Sulfatgehalte auf.

Die Applikation von organischer Substanz in Form von Kompost und Klärschlamm könnte die Entwicklung von Bodenfunktionen positiv beeinflussen durch Erhöhung der biologischen Aktivität, Verbesserung der Nährstoffversorgung, Beeinflussung bodenphysikalischer Parameter und Erhöhung der Sorptionsfähigkeit. Allerdings ist mit der Applikation von Kompost und Klärschlamm auch das Risiko einer unausgewogenen Nährstoffversorgung (N,P) und die Gefahr der Stickstoffauswaschung sowie des Schwermetalleintrages verbunden. Die Auswirkung einer Kompost- und Klärschlammapplikation auf die Entwicklung der Bodenfunktionen in typischen Kippsubstraten der Lausitz wird in einem 3-jährigen Feldversuch im Rahmen des REKLAM-Projektes untersucht.

Material und Methoden

Der Feldversuch wurde im April 1996 auf einem Kipp-Kohlesand (Weißagker Berg, Tagebau Jänschwalde, 1991 verkippt, 1993 planiert) und auf einem Kipp-Sand (Seeblick, Tagebau Cottbus-Nord, 1994 verkippt und planiert) angelegt. Vor der Etablierung der Varianten wurde an beiden Standorten eine Tiefenmelioration durchgeführt. Hierbei wurde am Weißagker Berg Elektrofilterasche entsprechend eines durch Säurebasenbilanz (Illner & Katzur, 1964) ermittelten CaO-Bedarfs von 217 mgCaO/100g Boden eingebracht. Am Standort Seeblick wurde Rüdersdorfer Rückstandskalk entsprechend einem CaO-Bedarf von 44,1 mgCaO/100g Boden verwendet (vgl. Bodengeologisches Gutachten GFE-GmbH, Berlin für C27, Tagebau Cottbus Nord). Die Einarbeitung auf 1 m Tiefe erfolgte mit einer Imants-Spatenmaschine.

Die Varianten wurden an jedem Standort in 3-facher Wiederholung in einer randomisierten Blockanlage angelegt. Mit Kompost und Klärschlamm wurden gleiche Mengen an organischer Substanz appliziert. Bei der Berechnung der Applikationsmenge war der Stickstoffgehalt im Klärschlamm der nach oben limitierende Faktor.

* BTU Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 101344, 03013 Cottbus

Die Konrollvariante (**0**) erhielt keine Applikation, die Variante (**M**) wurde konventionell mit 120 kg N als Kalkammonsalpeter, 100 kg P als Superphosphat und 80 kg K als Kornkali gedüngt, die Klärschlammvariante (**S**) erhielt eine Applikation von 19 t/ha (TS), die Variante (**K**) wurde mit 22 t/ha (TS) Kompost beaufschlagt.

Die am 12.4.96 applizierten Reststoffe wurden mit einer Scheibenegge auf 20 cm Tiefe eingearbeitet. Unmittelbar im Anschluß daran wurde Waldstaudenroggen (*Secale multicaule*) als Testsaat eingebracht und die Flächen im Pflanzverband 0,4 x 2,0 m mit Kiefern (*Pinus silvestris*) bepflanzt.

Die Standorte wurden im November 1995 (vor Beaufschlagung der Flächen) in Form einer Rasterkartierung beprobt (8 Probenahmepunkten / 0,8 ha, 3 Tiefen) und erneut im April 1996 nach Anlage der Varianten (12 Probenahmepunkte pro Variante). Die Bestimmung der Gesamtgehalte erfolgte für C_t, N_t, S_t am CHN-Analysator (LECO) bzw. SC-Analysator (LECO). Ca, Mg, K, P wurden im HNO₃-Druckaufschluß bestimmt, die Schwermetalle im Königswasseraufschluß. Zur Bestimmung der Biomasse wurden pro Wiederholung 4 bzw. 2 Flächen 40 x 40 cm abgemäht.

Tabelle 1: Frachten (bezogen auf 0-20 cm, $\delta=1,5g/cm^3$)

	C _t	N _t	S _t	Ca _t	Mg _t	K _t	P _t	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni
	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	kg/ha	g/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Weißagker Berg	72,6	2,10	10,1 0	9,78	1,32	3,33	0,30	7,41	27	14,2	2,94	18,18	6,15
Seeblick	41,7	1,50	0,60	1,77	0,99	2,31	0,21	5,64	39	11,2	3,00	15,36	4,53
Asche (42t/ha, 0-20 cm)	n.b.	n.b.	n.b.	3,32	0,71	0,21	0,01	0,57	5	n.b.	0,25	n.b.	1,41
Kalk (4t/ha, 0-20 cm)	n.b.	n.b.	n.b.	0,61	0,17	0,04	0,00	0,07	0	n.b.	0,04	n.b.	0,09
Klärschlamm (19t/ha)	5,2	0,72	0,14	0,85	0,07	0,06	0,44	0,95	n.b.	0,54	4,12	23,68	0,20
Kompost (22t/ha)	4,0	0,46	0,08	1,01	0,09	0,26	0,10	1,87	n.b.	0,55	1,22	7,09	0,12
Mineraldünger	n.b.	0,12	0,20	0,37	0,01	0,08	0,10						

Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind die eingebrachten (E-Filterasche, Kalk, Klärschlamm, Kompost, Mineraldünger) bzw. bereits im Boden vorhandenen (Weißagker Berg, Seeblick) Frachten (Gesamtgehalte) bezogen auf 0-20 cm Bodentiefe aufgeführt. Neben Stickstoff werden durch Kompost und Klärschlamm im Vergleich zum Bodenvorrat v.a. erhebliche Mengen an Phosphor und Calcium eingetragen.

Auch bei den Elementen Kupfer und Zink ist rechnerisch eine meßbare Erhöhung der Bodengehalte durch Klärschlamm und Kompost zu erwarten. Die Bodengehalte vor der Melioration liegen unter dem 50iger Perzentil der Hintergrundwerte der Region.

Die Einarbeitung von Asche bzw. Kalk auf 1m Tiefe führte nicht zu einer gleichmäßigen Verteilung der Meliorationsmittel (Abb. 1), obgleich diese den Kalkbedarfsberechnungen in der Rekultivierungspraxis zugrunde gelegt wird. Am Standort Weißagker Berg wurde der angestrebte pH-Wert von ca. 5,5 nicht erreicht.

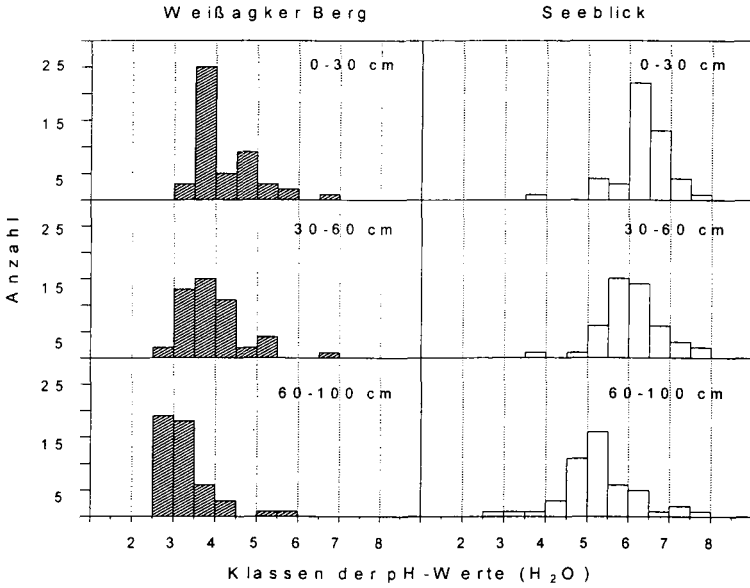


Abb. 1: Verteilung der pH-Werte nach Einarbeitung der Meliorationsmittel auf 1 m Tiefe

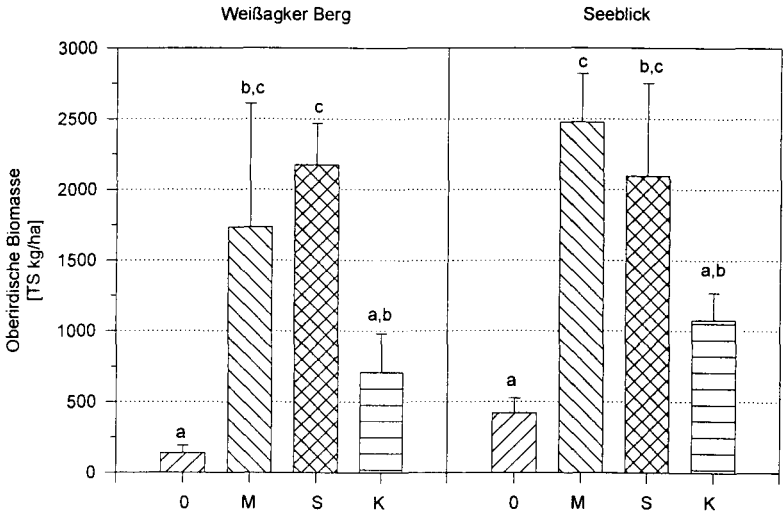


Abb. 2: Oberirdische Biomasse 90 Tage nach Aussaat.

Eine Ursache hierfür könnte in einer mangelnden Repräsentativität der Probenahme im November mit nur 8 Punkten auf 0,8 ha liegen. Für bodengeologische Gutachten in der Praxis wird ein Probennahmepunkt auf 5 ha bzgl. der entsprechenden bodenchemischen Parameter näher untersucht. Ein weiterer Grund für die mangelhafte Melioration könnte in der Ermittlung der Eingangsparameter für die Säurebasenbilanz liegen. Die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität, die in diese Bilanz eingeht, wird durch die Ausfällung von Bariumsulfat aufgrund der hohen Sulfatkonzentrationen, wie sie am Standort Weißagker Berg vorliegen, gestört.

Trotz der niedrigen pH-Werte am Weißagker Berg erreicht die oberirdische Biomasseproduktion der Testsaat (*Secale multicaule*) auf beiden Standorten ein vergleichbares Niveau. Die Varianten Mineraldüngung (M) und Klärschlamm (S) unterscheiden sich signifikant von der Variante ohne Applikation (0). Die Variante Kompost (K) nimmt eine mittlere Position ein (Abb. 2). Mit ca. 2000 kg/ha stellt bei den Varianten (M) und (S) die Vegetation bereits in den ersten 90 Tagen nach Aussaat bzw. Reststoffapplikation einen relevanten Pool bezogen auf die organische Substanz dar. Der Eintrag an organischer Substanz über die Reststoffe betrug ca. 10.000 kg/ha.

Ausblick

Im Rahmen des Projektes werden über 3 Jahre Untersuchungen zur Erfassung des Wasserhaushaltes mit Hilfe von Klimastationen, Tensiometer- und FDR-Technik durchgeführt. In Verbindung mit Bodenlösungsuntersuchungen (tensionsgesteuerte Saugkerzenanlagen) sollen diese Daten zur Bilanzierung der Stoffflüsse auf den verschiedenen Varianten herangezogen werden. Zusätzlich werden im Jahresverlauf Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität und Biomasse im Boden (Basalatmung, SIR-Messung, CFE-Methode) und zur Umsetzung der Stickstofffraktionen (Netto-N-Mineralisationspotential, N_{\min}) durchgeführt. Mikromorphologische Untersuchungen zur Erfassung der Mineralfraktionen und initialer Prozesse der Gefügebildung ergänzen das Untersuchungsprogramm. Spezifische Fragestellungen in Bezug auf chemische und mikrobielle Pyritoxidation in Kipp-Kohlesanden werden in Laboransätzen untersucht, ebenso wie die Wirkung unterschiedlicher Meliorationsmengen auf bodenchemische Prozesse.

Literatur

Illner, K. & J. Katur (1964): Betrachtungen zur Bemessung der Kalkgaben auf schwefelhaltigen Tertiärkippen. Z. Landeskultur 5, 287-295.

**Tagung zum Thema
"Bodenökologie und Rekultivierung"
der
AG Bodenökologie**

2. Ergebnisse der Arbeitsgruppensitzungen

Bodenökologische Aspekte der organischen Substanz und methodische Probleme ihrer Erfassung von Böden auf Rekultivierungsflächen

von

Beyer, L.*; Klem, D.**; Rumpel, C.**

Beim ersten Workshop "Bodenökologie" hat die Arbeitsgruppe "Organische Substanz" für Böden einige Kenntnislücken aufgezeigt (Kögel-Knabner & Beyer 1995), die hier noch einmal zusammengefaßt werden sollen:

1. Wir wissen generell zu wenig über Aufbau und Funktionen der organischen Bodensubstanzen (OBS) im Vergleich zur Kenntnis der Anorganik.
2. Die Kenntnis über Austausch- und Sorptionsplätze in der OBS ist immer noch gering.
3. Humifizierung und/oder Humifizierungsgrad sind chemisch nur sehr schwer definierbar.
4. Die Bedeutung der OBS in Unterböden ist nahezu unbekannt.
5. Der optimale Humusgehalt eines Bodens ist nicht definiert.
6. Die Bedeutung der gelösten organischen Substanz (DOM) für die Pedogenese und Bodenökologie ist z.Zt. nicht abschätzbar.
7. Eine Trennung von Kohle und OBS ist in Böden nicht möglich.
8. Die Übertragung von Punktdaten auf die Fläche ist mit großen Fehlern behaftet.

Alle Punkte gelten natürlich auch für Böden von rekultivierten Flächen. Darüber hinaus sollen im folgenden die speziellen Probleme in diesen Böden kurz skizziert werden.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstraße 40, D-24098 Kiel

** BTU Cottbus, Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 101344, D-03013 Cottbus

Bei der Untersuchung rekultivierter Standorte muß grundsätzlich zwischen kohlefreien (z.B. Knauf et al. 1995, Schneider et al. 1997) und kohlehaltigen Ausgangssubstraten der Bodenbildung (z.B. Heilmann et al. 1995, Machulla et al. 1995) unterschieden werden. Durch das Vorkommen der Kohle in feinverteilter Form oder als Kohlebrocken ergeben sich eine Reihe von Problemen bei der Analytik der organischen Substanz und folglich bei der Beurteilung der Böden.

(I) Der Gehalt an Gesamtkohlenstoff variiert bereits sehr stark im Ausgangssubstrat, so daß geringe C-Akkumulationen bei der Ai- bzw. Ah-Genese nicht signifikant nachweisbar sind (Heinkele et al. 1996). Darüber hinaus kann es durch den Eintrag an Braunkohlestaub aus der Luft zur Erhöhung des C-Gehaltes kommen (Rumpel et al. 1996). *Eine Übertragung vom Punktdaten auf die Fläche mittels geostatistischer Verfahren ist folglich erschwert.* Die oftmals dunkle Farbe macht eine Humusansprache über den Munsell-Value-Wert unmöglich (vgl. Schlichting et al. 1995, S.48).

(II) Aufgrund der Verkippungstechnologie kommt es bis in tiefe Bereiche zur Ablagerung hoher Mengen an Kohle, die sich nach der AG Boden (1994) auch quantifizieren läßt. Der Begriff Kohle bezeichnet jedoch keine einheitliche Substanz, wie dies die Angaben der KA4 (AG Boden, 1994) glauben lassen. Die Variabilität der Kohle in Chemismus und Konsistenz ist sehr heterogen (vgl. z.B. Bönisch & Schneider 1996).

(III) Es ist kaum etwas über physiko-chemischen Eigenschaften (z.B. Austauschkapazität, Sorptionseigenschaften) der Kohle bekannt. Ähnliches gilt für die Bedeutung der Kohle für den Wasser-, Lufthaushalt und Wärmehaushalt (Farbe!). Es zeigt sich z.B., daß Kohlebrocken intensiv durch- und umwurzelt werden (mdl.Mitteilung am geöffneten Profil; vgl. Knoche, 1996).

(IV) *Eine Trennung des fossilen Kohlenstoffs, also der Kohle, von der rezenten organischen Substanz ist mit einfachen Methoden und im Feld schon gar nicht möglich,* obwohl letzteres nach der bodenkundlichen Kartieranleitung gefordert wird (AG Boden 1994, S.108). Chemische Versuche (z.B. Wu et al. 1995) und thermogravimetrische Methoden (Siewert, mdl.Mitt.in der Arbeitsgruppe) sind noch in der Versuchsphase. Die Anwendung der C-14

Datierung und/oder der NMR-Spektroskopie ist zwar erfolgversprechend (z.B. Rumpel et al. 1997), aber viel zu teuer für eine Reihenanalytik.

(V) Aus Punkt (I) und (IV) ergibt sich, daß die klassische Aussagekraft des C/N-Verhältnisses im Hinblick auf die ökologischen Eigenschaften der Böden (vgl. dazu AG Boden 1994, S.107) *unbrauchbar* ist, weil die Kohle C/N-Verhältnisse zwischen 50 und 100 aufweist (vgl. z.B. Bönisch & Schneider 1996, Heinkele et al. 1996)

(VI) Aus Punkt (V) folgt, daß die Humusformenansprache der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 1994, S48ff.) oder der waldbaulichen Standortkartierung (AK Standortkartierung 1996, S.81ff) als Standortskriterium unter Wald und Forst nicht anwendbar ist und auf spezielle Ansprachen von Kippböden zurückgegriffen werden muß (Kopp 1969).

Die Melioration rekultivierter Standorte durch die Verwendung organischer Reststoffe muß in Abhängigkeit von der Zielgröße definiert werden. Die derzeitige Begrenzung der Ausbringungsmengen für Klärschlamm oder Kompost erfolgt in Anlehnung an die zu erwartende Schwermetallakkumulation in den Böden. In der Diskussion wurde deutlich, daß die ökologische Wirkung der ausgebrachten Reststoffe bereits durch Zielvorstellungen geprägt ist (vgl. dazu Emmerling & Liebner 1997, Katzur & Haubold-Rosar 1997). Einen Überblick der rechtlichen Situation, die die Vorgaben in den neuen Bundesländern regelt, geben Schmidt & Bannick (1996). Die Aspekte des Bodenschutzes hinsichtlich der Reststoffausbringung stellen Vetterlein & Hüttl (1997) dar. Die Arbeitsgruppe kam zu dem Schluß, daß unter Berücksichtigung der rechtlichen Belange ein Abstimmungsbedarf zwischen Wissenschaft, Behörden und Praxis notwendig ist.

Aufgrund der Forschungslücken im Bereich OBS bereits für natürliche Böden (vgl. Kögel-Knabner & Beyer 1995), die sich bis in die einfache Kohlenstoffbestimmung hineinziehen (Körschens, mdl.Mitt.in der Arbeitsgruppe), schlägt die Arbeitsgruppe eine Förderung der Grundlagenforschung im Bereich OBS vor und beab-

sichtigt dieses auf der kommenden Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1997 in Konstanz zu thematisieren.

Dank. Wir danken den Teilnehmern der Arbeitsgruppe "Organische Substanz", insb. den Nicht-Wissenschaftlern, für Ihre wertvollen Diskussionsbeiträge.

Literatur

- AG Boden. 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart, Stuttgart. 4.Auflage.
- AK Standortskartierung. 1996. Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag, Eching. 5.Auflage.
- Bönisch R. & W.Schneider. 1996. Zertifikat für 6 Proben aus dem Tagebau Welzow-Süd zur Untersuchung auf Rekultivierungsseignung. Arbeitsbericht BG22-73/96 der Lausitzer Braunkohle AG
- Emmerling C. & K.Liebner. 1997. Förderung bodenmikrobiologischer Eigenschaften von Kippenböden durch den Einsatz organischer Reststoffe. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. Dieser Band.
- Heilmann H., Joisten H., Wünsche M., Weise A., Abo-Rady M. & A.Bräunig. 1995. Natürliche und anthropogene Böden der Bergbaufolgelandschaft im Raum Leipzig. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch.77: 279-310.
- Heinkele T. et al. 1996. Chronosequenz Kiefer. Exkursionsführer zur Tagung "Bodenökologie und Rekultivierung" im November 1996: 7-13.
- Katzur J. & M.Haubold-Rosar. 1997. Auswirkungen des Klärschlammesatzes bei der landwirtschaftlichen Rekultivierung von Kippenböden auf die Stofffrachten der Sickerwässer. Mitt.Dtsch.Bodenkundl. Gesellsch. Dieser Band.
- Kleber M., Niklaus P. & K.Stahr. 1997. Verwendung von Klärschlamm bei der Rekultivierung von Halden des Steinkohlebergbaus - Fallbeispiel Halde Reden (Saar montan AG). Mitt.Dtsch.Bodenk.Ges. Dieser Band.
- Knauf C., String P., Vogler E., Vogler F. & E.Wurm. 1995. Kippenböden aus Löß und Geschiebemergel im Profener Braunkohlerevier. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch.77: 207-228.
- Knoche D. 1996. Chronosequenz Eiche. Exkursionsführer zur Tagung "Bodenökologie und Rekultivierung" im November 1996: 4-6.
- Kögel-Knabner I. & L.Beyer. 1995. Bodenökologie und Organische Substanz. Mitt. Dtsch.Bodenkundl. Gesellsch.78: 57-62.
- Kopp D. 1969. Ergebnisse der forstlichen Standortserkundung in der Deutschen Demokratischen Republik. 1.Band. 1.Lieferung. VEB Forstprojektierung, Potsdam.
- Machulla G., Osterloh M.-J., Peter T. & H.Tannenberq. 1995. Böden technogener und ungelagerter natürlicher Substrate im Stadtgebiet Halle. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch.77: 407-422.
- Rumpel C., Kögel-Knabner I., Becker-Heidmann P. & R.F.Hüttl. 1996. Multiple causes for elevated carbon content in recultivated mine soils in Lusatia, Germany. Proceedings 4th International Symposium "Geochemistry of the earth's surface".
- Rumpel C., Kögel-Knabner I., Cebulak S. & R.F.Hüttl. 1997. Organic matter of rehabilitated mine soils in Lusatia, Germany. Proceedings of the 8th IBSS Meeting Wroclaw/Poland (im Druck).
- Schlichting E., Blume H.-P. & K.Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Blackwell, Berlin
- Schmidt M. & C.G.Bannick. 1996. Soil protection strategies in Brandenburg - management of waste recycling on devastated areas subject to recultivation (soil protection in recultivated areas). In: Hüttl R. F., Heinkele T. & J.Wisniewski (eds.) Minesite recultivation. Kluwer Academic Publishers. pp.59-78.
- Schneider R., Schneider H. & D.Schröder. 1997. Der Einfluß acker- und waldbaulicher Nutzung auf die Eigenschaften rekultivierter Lößböden. Mitt.Dtsch. Bodenkundl.Gesellsch. Dieser Band.
- Vetterlein D. & R.F.Hüttl. 1997. Aspects of soil conservation in respect to the application of recycled plant nutrients from industrial processes. Proceedings 10th International Symposium of CIEC, Braunschweig (im Druck).
- Wu Q., Beyer L. & H.-P.Blume. 1995. Charakterisierung der organischen Bodensubstanzen ausgewählter Böden technogener Substrate. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch.76: 495-498.

Methoden in der Bodenökologie und ihre Anwendbarkeit für Fragen der Rekultivierung

von

Kandeler, E.³; Mayer, S.⁴

Die Diskussion der Arbeitsgruppe konzentrierte sich auf die Anwendbarkeit der Methoden in der Bodenökologie für Fragen der Rekultivierung. Die einzelnen Diskussionsteilnehmer gaben jeweils an, inwieweit eine Methode ohne oder mit Modifikationen eingesetzt werden kann, in einigen Fällen war die Anwendbarkeit aus unterschiedlichen Gründen nicht möglich. Viele dieser Ergebnisse aus methodischen Arbeiten wurden bis jetzt noch nicht publiziert. Aus diesem Grund wurden jeweils die einzelnen Diskussionsteilnehmer, soweit sie den Beiträgen zugeordnet werden konnten, für allfällige Rückfragen angegeben.

Bodenzoologische Methoden:

Ein wesentliches Merkmal junger Kippenböden sind große mehr oder weniger freie vegetationslose Flächen. Die hier herrschenden Bedingungen führen in den nachfolgend genannten Methoden zu Einschränkungen (W. Dunger, Görlitz):

1. Tierfänge mit Barberfallen werden durch eingewehten Boden belastet bzw. teilweise verstopft.
2. Flächenmethoden können aufgrund der Heterogenität nur nach Anpassung an die Gegebenheiten der zu untersuchenden Fläche angewandt werden. Untersuchungen über Zufallsverteilungen sind nicht möglich.
3. Eine stratigraphische Unterteilung der Bodenproben bzw. eine stratigraphisch getrennte Untersuchung von Bodenproben ist nicht möglich.
4. Die Probenahme mit Stechbohrern, die Untersuchung und Auswertung solcher Proben sollten sich auf Volumeneinheiten aus bestimmten Tiefen beziehen.
5. Beim Austreiben von Tieren aus Böden mit Einzelkorngefüge und hohem Feinsandanteil sollten kleinere Maschenweiten verwendet werden. Es ist allerdings darauf zu achten, daß dann Tiere bestimmter Größen nicht mehr erfaßt werden.
6. Die Entwicklung von Biozönosen auf Halden und Kippen kann nicht mit den gängigen ökologischen Indizes bewertet werden (z. B. die biozönotischen Grundprinzipien, wonach eine Verringerung der Artendiversität nicht zwangsläufig als eine Verschlechterung zu bewerten ist).

Dekompositionsmessungen mit dem Köderstreifenest:

Auf freien, vegetationslosen Flächen, die zu einer raschen oberflächlichen Austrocknung neigen, sollten die Expositionszeiten verkürzt oder die Ködermasse so verbessert werden, daß sich die Attraktivität erhöht (B. Keplin, Cottbus).

Generell sollte die Aussagekraft der Köderstreifenests bezüglich der Fraßaktivität nicht überschätzt werden. Das Verfahren ist gut geeignet um relative Unterschiede in der Fraßaktivität verschiedener Standorte zu vergleichen.

¹ Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstr. 191, Postfach 400, A-1226 Wien

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl f. Bodenschutz u. Rekultivierung, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

Dekompositionsmessungen mit dem Litterbag und Minicontainer:

Hier bestehen beim Einsatz bei der Rekultivierung keine Probleme. Eventuell ist eine Verlängerung der Untersuchungszeiträume sinnvoll (G. Eisenbeis, Mainz).

Insbesondere während der Initialphase wird von Herrn Dunger weiterhin auch der Einsatz von Gazebeuteln empfohlen.

Aussagen über die Dekomposition können bereits auch anhand der Verfärbung der Zellulose gemacht werden (G. Eisenbeis, Mainz).

Über die Frage, ob generell Zellulose oder autochthone organische Substanz für Dekompositionsmessungen verwendet werden sollte, wurde keine Einigkeit erzielt. Die Auswahl sollte sich an der Fragestellung orientieren. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit Literaturdaten empfiehlt sich der Einsatz von Standardmaterial, für die Ermittlung standortcharakteristischer Merkmale sollte die Standortstreu verwendet werden. Als weiteres Material wurde Watte empfohlen, die den Vorteil hat, auch Volumenabnahmen bestimmen zu können. Um aber zu einer Standardisierung zu kommen, wird von der Biologischen Bundesanstalt eine Umfrage zu den Erfahrungen mit den jeweiligen Substraten durchgeführt. Interessenten, die sich mit ihren Erfahrungen und Ergebnissen an der Umfrage beteiligen möchten, sollten sich mit Herrn Eisenbeis in Verbindung setzen.

Bei den Litterbags wurde der vertikale Einbau als zusätzliche Untersuchung vorgeschlagen, um auch vertikale Verteilungen zu erfassen. Auf Rekultivierungsflächen sollte der Schwerpunkt aber auf der horizontalen Erfassung liegen, da insbesondere auf sehr jungen Flächen noch kein Tiefengradient ausgebildet ist.

Die Ansiedlung ausgewählter Regenwurmartenspezies ist bisher auf Rekultivierungsflächen kaum getestet worden. Erfahrungen liegen für diesen Einsatzbereich bisher nur für saure Waldböden vor. Ein Einsatz auf Kippenböden scheint nach entsprechenden Meliorationsmaßnahmen möglich (A. Beylich, Berlin).

Mikrobiologische Methoden

Biomassebestimmungen (C_{mik}) mit der Substrat-Induzierten-Respiration (SIR) müssen eventuell auftretende Nährstofflimitierungen beachten. Die Vergleichbarkeit der Wachstumskurven ist bei Nährstofflimitierungen nicht mehr gegeben. Wachstum setzt z. T. erst 24 h nach Substratzugabe ein, bei manchen Proben gar nicht. Als problematisch beim Einsatz von Substratkombinationen wie z. B. Glucose mit Hefeextrakt wird die Anwendung von Umrechnungsfaktoren gesehen. Für die Anwendbarkeit der Umrechnungsfaktoren spricht die Tatsache, daß trotz Zugabe von Hefeextrakt die CO_2 - Entwicklung aus der Glucose gemessen und nach wie vor mit optimierten Glucosekonzentrationen gearbeitet wird (S. Mayer, Cottbus).

Biomassebestimmungen (C_{mik}) mit der Chloroform-Fumigation-Extraktion - Methode (CFE) können prinzipiell auf Rekultivierungsböden eingesetzt werden. Aufgrund der geringen Biomassen kann aber die Nachweisgrenze erreicht werden. Als möglicher begrenzender Parameter wurde der Kohlenstoffgehalt der Böden genannt; bei C_t - Gehalten $< 1\%$ konnte häufig keine Biomasse mehr bestimmt werden (A. Kolk, Cottbus). Diese Beobachtung konnte allerdings nicht verallgemeinert werden, so daß es sich wahrscheinlich um ein Standort- spezifisches Problem in Abhängigkeit vom C_{org} - Gehalt der untersuchten Böden handelt.

Bei der Bestimmung von C_{mik} nach CFE in Stadtböden wurden z. T. sehr hohe Biomassewerte festgestellt. Hier wurde darauf hingewiesen, daß bei der Fumigation eventuell auch organische Substanzen durch das Chloroform mitextrahiert werden. Dies Vermutung konnte bis jetzt nicht nachgewiesen werden. Eine Möglichkeit zur Überprüfung könnte die Bestimmung der Nuklearmagnetischen-Resonanz (NMR) bieten.

Bei der Bestimmung von N_{mik} wurden keine Probleme beobachtet. Dies betrifft die Bestimmung von ninhydrinreaktivem Stickstoff und die Bestimmung von Gesamt-N in den CFE - Extrakten (A. Kolk, S. Mayer, Cottbus).

Die Anwendung des CFE - Verfahrens zur Bestimmung von P_{mik} führt in der Auflage, bei hohen Kohlegehalten und bei Melioration mit hohen Kompostgaben zu stark gefärbten Extrakten, in denen durch die Eigenfärbung der Extrakte die Farbreaktion zur Bestimmung des Phosphats überdeckt wird und damit eine kolorimetrische PO_4 - Messung nicht möglich ist (A. Kolk, Cottbus).

Enzymaktivitäten wie die Dehydrogenaseaktivität, die Fluoresceindiacydathydrolyse, die Phosphatase und Saccharase können bei starker Eigenfärbung der Extrakte, wie sie bei stark kohlehaltigen Böden oder Melioration mit hohen Kompostgaben auftritt, aus demselben Grund nicht bestimmt werden. Bei der Dehydrogenaseaktivität ist ferner darauf zu achten, daß sehr niedrige pH - Werte die Farbreaktion hemmen (C. Emmerling, Trier). Hier empfiehlt sich der Einsatz von Pufferlösungen (A. Kolk, Cottbus (Information von T. Neu, Magdeburg)).

Bei der Argininammonifikation kommt es zu Trübungen, die durch Zentrifugation und anschließende Filtration entfernt werden können. Der Blindwert sollte ohne Arginin mit inkubiert und nicht eingefroren werden, um zu hohe Blindwerte zu vermeiden (B. Hahn, Cottbus).

Beim Einsatz der DMSO - Methode sollte ein interner Standard mitgeführt werden, um eventuelle Absorptionen von DMS berücksichtigen zu können (C. Emmerling, Trier).

Über den Einsatz der Phospholipid-Fettsäure-Analyse, molekularbiologischer Verfahren und der Bestimmung pilzlicher und bakterieller Biomarker wie Ergosterol, Muraminsäure oder Diaminopimelinsäure zur Unterscheidung von pilzlicher und bakterieller Biomasse liegen für die Kippenböden keine Erfahrungen vor.

Über die Unterscheidung von autotropher und heterotropher Biomasse liegen ebenfalls noch keine Erfahrungen vor. Eine Abschätzung kann eventuell durch vergleichende Messungen der chemisch bestimmten Gesamtbiomasse nach CFE und der mit Glucose anregbaren heterotrophen Biomasse nach SIR durchgeführt werden (S. Mayer, Cottbus).

Als Anregung wird die Bestimmung der funktionelle Diversität mit dem BIOLOG - Verfahren empfohlen, wobei hier im wesentlichen die gleichen Einschränkungen, wie sie für die Bestimmung der Enzymaktivitäten gelten, zum Tragen kommen (E. Kandler, Wien).

Bodenchemische Methoden

Die hier auftretenden Probleme können im wesentlichen auf die Kohlegehalte sowie auf die Pyrit und Markasitgehalte zurückgeführt werden. Insbesondere aus der Oxidation von Eisensulfiden entstehen sehr große Mengen an Schwefelsäure. Die Folge sind sehr niedrige pH - Werte und extrem hohe Salz- bzw. Sulfatkonzentrationen. Darüber hinaus ist die Frage nach der Zuordnung der Kohle noch nicht vollständig geklärt. Ist die Kohle wie der Skelettanteil zu behandeln oder gehört sie zum Boden und muß wie die Aggregate durch das Sieb gedrückt werden? Sehr deutlichen Einfluß hat der Zusatz bzw. das Weglassen der Kohle auf den C_T - und N_T - Gehalt (W. Schaaf, Cottbus).

Um das Säurenachlieferungspotential bei der pH - Messung zu berücksichtigen, sollte man die Proben vor der Messung 24 h stehen lassen (C. Emmerling, Trier).

Starke Störungen sind bei der Bestimmung der KAK und der Basensättigung zu beobachten. Hier kann es durch die hohen Gehalte an leicht löslichen Salzen zu einer Überschätzung der Basensättigung und zu einer Fehlbestimmung der KAK kommen. Ein Lösungsansatz besteht in der vorhergehenden Durchführung von Waschschritten, um die überschüssigen Salzkonzentrationen zu entfernen. Die Zahl der Waschschrritte ist von der Probe abhängig und kann grob über die Leitfähigkeit abgeschätzt werden (W. Schaaf, Cottbus).

Bei der Bestimmung von Ionen kommt es insbesondere durch die Dominanz von Calcium, Eisen, Aluminium und Sulfat zu einer Überlagerung anderer Ionen.

Bei der Anwendung unterschiedlicher Methoden auf verschiedenen Standorten, ist zu beachten, daß die Ergebnisse nur bedingt miteinander vergleichbar sind.

Der Einsatz von Austauschharzen zur Bestimmung der N-Mineralisation im Feld sollte nur auf sandigen Substraten eingesetzt werden, da die Methode für diese Böden entwickelt wurde. Insbesondere tonige und skelettreiche Substrate führen zu Problemen. Darüber hinaus kann nicht davon ausgegangen werden, daß der Wasserfluß in den Zylindern mit ungestörten Bedingungen vergleichbar ist.

Organische Substanz

Die Bestimmung der rezenten organischen Substanz ist in den Kippenböden nur mit sehr hohem Aufwand möglich. Eine Trennung der fossilen von der rezenten organischen Substanz ist unter hohem Kostenaufwand mit der NMR - Technik und der C¹⁴-Altersdatierung möglich. Eine preiswertere Alternative ist möglicherweise das thermogravimetrische Verfahren von Herrn Sievert (Berlin), das allerdings noch weiter überprüft werden muß (L. Beyer, Kiel). Eine exakte Bestimmung des organischen Kohlenstoffs ist nach Meinung des Arbeitskreises „Organische Substanz“ generell problematisch.

Ansprache der Bodenformen

Die KA 4 kann prinzipiell auf Kippenböden eingesetzt werden, die wesentlichen Merkmale und Substrate sind genannt und bieten die Möglichkeit einer Kombination bzw. Erweiterung. Es ist zu beachten, daß eine Abschätzung bestimmter Parameter, die auf der Farbe und der Substratsprache basieren, wie z. B. der Humusgehalt und die KAK, nicht möglich sind.

Eine Probenahme nach bodengenetischen Horizonten ist nicht möglich (Th. Heinkele, Cottbus).

Bodenphysikalische Methoden:

Diese Verfahren können auf Kippenböden prinzipiell angewandt werden. Probleme können sich je nach Kohlegehalt und deren Verteilung bei der Korngrößenbestimmung ergeben. Da die Kohlepartikel leichter als Bodenpartikel vergleichbarer Größe sind, sinken sie in der Pipettapparatur und im Attabergzylinder langsamer und können so zu falschen Korngrößenfraktionen führen (T. Harrach, Gießen).

Die Bodentemperatur wird ebenfalls durch die Kohle beeinflusst. Insbesondere auf vegetationsfreien Flächen kommt es zu stärkeren Schwankungen (W. Schaaf, Cottbus).

Die Wasserleitfähigkeit wird ebenfalls durch die Kohle beeinflusst.

Mikromorphologie

Dieser Bereich kann auf Kippenböden uneingeschränkt eingesetzt werden. Es muß lediglich darauf geachtet werden, daß der Boden zum Probenahmezeitpunkt nicht zu trocken ist. Mit Dünn- und Anschliffen können Aussagen über Dekomposition, Gefüge und Gefügebildung, Bodenbildung, Aktivität von Bodentieren, räumliche Verteilungsmuster, Durchwurzelung und z. T. auch über die Anteile fossiler und rezenter organischer Substanz gemacht werden (M. Krebs, Berlin). Letzteres gelingt allerdings nur, wenn die Kohle nicht als feiner Überzug auf den Aggregaten, sondern als gröbere Partikel vorliegt (T. Heinkele, Cottbus).

Rhizosphärenforschung (W. Merbach):

Chemische und biochemische Stofftrennung und Identifizierung sind gegebenenfalls anzupassen, können aber prinzipiell auf Rekultivierungsflächen durchgeführt werden.

Molekulargenetische und immunologische Verfahren sowie Tracerexperimente können uneingeschränkt angewandt werden.

Der Einsatz von Mikrosonden und Endoskopen ist mit wenigen Abstrichen möglich.

Bodenorganismen und Rekultivierung

von

Keplin, B.¹; Düker, C.¹; Joschko, M.²; Eisenbeis, G.³

Einleitung

In zunehmendem Maße wird Landschaft durch den Abbau von Rohstoffen verbraucht. Das gewachsene Bodengefüge wird zerstört, Stoffflüsse unterbrochen oder verändert. Häufig kommt es zu einer Umschichtung des Bodens, in dem der Oberboden in tiefere Schichten verlagert wird und ältere, unbeliebte Schichten (z.B. kohlehaltige Sande) an die Oberfläche gelangen. Diese Substrate können, z.B. bedingt durch Nährstoffarmut, Versauerung, Versalzung, Schadstoffanreicherung und andere physiko-chemische Bedingungen, für Bodenorganismen außerordentlich lebensfeindlich sein. Werden diese Schichten nicht durch wuchsfreundliches Substrat aus dem Vorschnitt abgedeckt, kann es über lange Zeiträume nicht zu einer Besiedlung dieser Flächen mit Organismen kommen, die in der Lage sind, eine Bodenentwicklung in Gang zu setzen. Hier greift die Rekultivierung ein, die durch zielgerichtete Melioration versucht, die Bodenbedingungen so weit zu verbessern, daß eine forstwirtschaftliche oder landwirtschaftliche Nutzung ermöglicht wird. Ziel bodenökologischer und bodenfaunistischer Untersuchungen soll die Beurteilung des ökologischen Entwicklungspotentials rekultivierter Flächen und des Anteils der Bodenorganismen an der Bodenentwicklung sein. Solcherart gewonnene Daten könnten in Zukunft für Empfehlungen zu Rekultivierungsmaßnahmen herangezogen werden. Zudem lassen sich an Kippenflächen inselökologische Untersuchungen zur Immigration und ökologischen Anpassung von Bodenorganismen an widrige Substrat-Verhältnisse sowie Entwicklungen von Humusprofilen und eines biologisch aktiven Oberbodens auf/aus Rohböden beobachten.

I. Auswahl repräsentativer Organismengruppen

Bei bodenfaunistischen Untersuchungen stellt sich generell die Frage nach der Auswahl der zu untersuchenden Gruppen, so auch auf Rekultivierungsflächen. Notwendig ist eine Formulierung des Ziels der durch die zoologischen Untersuchungen angestrebten Aussagen. Hierzu ist es notwendig, vorab zu klären, welche Form der Artenvielfalt in welchen Habitaten erfaßt werden soll. Parallel zu den biologischen Erhebungen ist eine Untersuchung der abiotischen Faktoren, aber auch des Bewuchses am Standort notwendig. Hebt man von der taxonomischen Ebene ab, gilt es zu klären, ob bekannte Schlüsselgruppen auf Extremstandorten, wie Kippen sie darstellen, überhaupt zu bearbeiten sind. Vor der Verwendung von Schlüsselgruppen muß zunächst durch Untersuchungen geklärt werden, ob nicht eine neue Gruppierung von Schlüsselarten vorgenommen werden muß. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Um Gesellschaftsbildungen vornehmen zu können, ist die taxonomische Kenntnis auf Artniveau unerlässlich. Aufgrund taxonomischer Probleme bieten sich daher für Untersuchungen zunächst Vertreter der Makrofauna (z. B. Lumbricidae) an. Die überschaubare Artenzahl und die gute Kenntnis der Autökologie z.B. der Regenwürmer sowie ihre wichtige Stellung

¹ BTU Cottbus, LS Bodenschutz u. Rekultivierung, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

² ZALF, Institut für Mikrobielle Ökologie u. Bodenbiologie, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

³ Johannes Gutenberg- Universität Mainz, Institut für Zoologie, 55099 Mainz

als saprophage Bodenbildner läßt erste Aussagen über den Zustand der Rohböden zu. Auf rekultivierten Flächen ist jedoch häufig die Bodenentwicklung noch nicht so weit fortgeschritten, daß eine Besiedlung oder auch räumliche Einwanderung von Regenwürmern erfolgt ist. Häufig wird daher die Funktion der Regenwürmer in der Initialphase, die sich, abhängig vom Substrat und der Melioration, über Jahre bis Jahrzehnte hinziehen kann, von anderen Tiergruppen ersetzt. Dieses sind in der Regel Makroarthropoden (Diplopoda, Isopoda, Diptera), die deshalb in die Untersuchungen miteinbezogen werden sollten. Zur Klärung der Nahrungsketten (trophische Gruppen) müssen neben Saprophag-Detritophagen auch die Zoophagen erfaßt werden (ausgewählte Indikation). Zusätzlich sind Erhebungen der Mesofauna (z.B. Collembola, Acari und Enchytraeidae) sowie der bisher unterschätzten Mikrofauna (z. B. Protozoa und Nematoda) wichtig. Ebenso sollte eine Bearbeitung der Mikroflora (Bakterien und Pilze) erfolgen. Bei diesen Taxa ist allerdings eine Einordnung nach funktionellen Gruppen ausreichend. Besondere Bedeutung kommt den Mikroorganismen in ihrer Funktion als Erstbesiedler der Rekultivierungsflächen (Luftplankton und Eintrag durch Meliorationsmittel und Pflanzenmaterial) zu. Sie leiten die ersten Zersetzungsprozesse des anfallenden organischen Materials ein.

Bei der Betrachtung der Synusienentwicklung ist es wichtig, zu berücksichtigen, daß auf den in Entwicklung befindlichen Flächen sich die Gewichtung der einzelnen untersuchten Gruppen im Verlauf der fortschreitenden Entwicklung des Bodens und der damit einhergehenden biologischen Sukzession ändert. So kann es zu einer Änderung der Dominanzverhältnisse von r- und K-Strategen kommen.

In der Realität wird es in der Regel nicht möglich sein, alle geforderten Untersuchungen durchzuführen. Gerade auf Dauerbeobachtungsflächen ist der Erfassungsaufwand sehr hoch und geht mit einer raschen Zerstörung der Flächen durch destruktive Beprobung einher. Von daher müssen einzelne funktionelle Gruppen (Gilden) von vornherein ausgewählt werden, wobei quasi das Substrat immer als limitierender Faktor betrachtet werden muß. Zudem ist es auf rekultivierten Flächen notwendig, Angaben über die erfaßten Gruppen zunächst auf kleinen Gebietsabschnitten (i. d. R. 1 m²) zu machen. Aufgrund der meist ausgeprägten Heterogenität der Kippsubstrate ist eine Vielzahl von Probenahmen nötig, um von der punktuellen Datenerfassung zu einer Aussage über die Fläche zu kommen.

II. Besonderheiten des Substrates

Voraussetzung für bodenfaunistische Untersuchungen sind gleichzeitige Erfassungen der physikochemischen Randbedingungen durch andere Disziplinen, die es erlauben, Gründe für das Vorkommen der Arten zu benennen (limitierende Faktoren). Hierzu ist es zweckmäßig die Extraktionsproben gleichzeitig zur Messung abiotischer Parameter heranzuziehen, um eine Korrelation mit dem daraus gewonnenen Tiermaterial zu ermöglichen.

Die wichtigsten auf die Bodenfauna einflußnehmenden physikalischen Faktoren auf Kippenstandorten sind die stark schwankende Bodenfeuchtigkeit sowie die großen Temperaturamplituden. Dies kann zum einen durch die schlechte Wasserhaltekapazität der Kippböden (z.B. Sande) bzw. durch die Blöße der Böden, hervorgerufen durch wuchsföndliches Substrat, bedingt sein. Daneben sind es die bodenchemischen Einflüsse (z.B. pH, Salzgehalt, Nährstoffverfügbarkeit), die rekultivierte Flächen in der Regel stark von gewachsenen Böden unterscheiden. Notwendig ist es, bei der Betrachtung dieser Extremstandorte herauszufinden, welches die bodenbedingten limitierenden Faktoren im System sind. Bei der Darstellung von Meßergebnissen, z.B. der pH-Werte, sollte immer die Spannweite, zur verbesserten Darstellung der Variabilität, angegeben werden.

Um Aussagen über längere Zeiträume der Sukzessionsentwicklung machen zu können, müssen die Beprobungsabstände so bemessen sein, daß das Auftreten neuer Tiergruppen möglichst schnell bemerkt wird. Gleichzeitig wird auf diese Weise die Phänologie der Arten erfaßt.

III. Leistungen der Bodenorganismen

Bei der Bewertung der Leistungen von Bodenorganismen auf Rekultivierungsflächen müssen die gegenüber gewachsenen Flächen äußerst erschwerten Besiedlungsbedingungen berücksichtigt werden. Die Zusammensetzung der Initial-Zoozönose ist oftmals von der Artenzusammensetzung der umliegenden Rückzugsgebiete abhängig. Zum einen müssen Distanzen überwunden werden, zum anderen müssen die immigrierenden Individuen an die veränderten Umweltbedingungen adaptiert sein. Um die Untersuchungsergebnisse auf rekultivierten Flächen vergleichbar zu machen, müssen Grundlagen für die Beurteilung von Wirkungstests geschaffen werden (z.B. Bestimmung der relativen Dekompositionsrate als ökosystemare Kenngröße; Standardisierung der Tests). Neben Dekompositionsstudien sollten auch respirometrische Untersuchungen und Biomassebestimmungen durchgeführt werden. Eine besonders wichtige Funktion üben Bodenorganismen auf rekultivierten Flächen durch Gefüge- und Humusbildung und Bioturbation aus. Auch für diesen Bereich sollten standardisierte Methoden entwickelt werden. Bereits entwickelte bodenbiologische Wirkungstests mit Köderstreifen, Minicontainern und Litterbags können Daten zur sich entwickelnden biologischen Aktivität der Böden liefern. Gegebenenfalls sind diese Tests an die besonderen Bedingungen der Rekultivierungsflächen anzupassen. Um der Heterogenität der zahlreichen Einflußgrößen (Bodensubstrate, Vegetation, Relief etc.) gerecht zu werden, sind vorzugsweise Transektbeprobungen durchzuführen. Dies erfordert eine hohe Zahl und eine möglichst kleinräumige Dimensionierung der Versuchseinheiten („microscale-Experimente“). Besondere Bedeutung kommt der Untersuchung für das Bodenleben förderlicher Streuqualitäten zu.

IV. Leitbilder der Rekultivierung

Die auf Rekultivierungsflächen durchgeführten Untersuchungen haben i.d.R. den Zweck, Aussagen über die Entwicklungsrichtung und -geschwindigkeit der Bodenentwicklung und die dabei ablaufenden Prozesse zu ermöglichen. Bei solchen zielorientierten Untersuchungen muß zunächst geklärt werden, welcher „End“- (Nutzungs-) Zustand der Flächen erreicht werden soll. Ist es ausreichend, die Herstellung der Bodenfunktionen anzustreben oder soll eine maximale Bodenfruchtbarkeit erreicht werden?

Bodenökologie, Stoffkreisläufe und Rekultivierung

von

Schaaf, W.¹; Faß, H.-J.¹; Broll, G.²

Ökosysteme auf Rekultivierungsstandorten befinden sich nicht in einem stabilen Gleichgewichtszustand. Deshalb bestehen auch keine geschlossenen Stoffkreisläufe, so daß lediglich Stoffflüsse erfaßt werden können. Stoffkreisläufe stellen sich vermutlich erst nach mehreren Jahren bis Jahrzehnten ein. Starke räumliche und zeitliche Gradienten führen zu einer hohen Stoffdynamik. Eine Stoffbilanzierung ist für derartige Standorte auch international bisher wenig durchgeführt worden. Der methodische Ansatz einer ökosystemaren Bilanzierung ist aus anderen Ökosystemanalysen bekannt und übertragbar.

Charakteristika von Rekultivierungsflächen

Rekultivierungsstandorte können infolge verschiedener Bergbautätigkeit wie z. B. Stein- und Braunkohletagebau, Erz- und Uranbergbau oder Kali- und Steinsalzgewinnung entstanden sein. Da die **Ausgangssubstrate** dementsprechend sehr verschieden sein können (kohle-, pyrithaltige Substrate u. a.), besitzen die Standorte eine große Varianz bezüglich ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften, die den Stoffhaushalt stark beeinflussen. Demzufolge sind auch ganz unterschiedliche Prozesse bezüglich der Stoffdynamik bedeutsam. Weiterhin müssen deswegen auch die angewandten Untersuchungsmethoden überprüft werden bzw. modifiziert werden, um die Daten mit statistischen Methoden (z. B. Häufigkeitsverteilungen, Geostatistik) zu bearbeiten und die Ergebnisse auf andere Standorte übertragen zu können.

Zusätzlich können im Rahmen der **Melioration/ Rekultivierung** z. T. erhebliche Stoffmengen in die Substrate eingebracht werden (z. B. Kalke, Kraftwerksaschen, Dünger, Klärschlämme, Komposte), die den Stoffbestand bzw. -haushalt deutlich verändern können.

Besonders in der Anfangsphase der Bodenentwicklung ist mit rasch ablaufenden Umsetzungen substrateigener bzw. durch Melioration eingebrachter Stoffe zu rechnen. Neben dieser zeitlichen Dynamik ergeben sich auch im Profil extreme Gradienten (z.B. der Bodenacidität oder der Salzgehalte) bedingt durch Inhomogenitäten und/oder Übergangsbereiche von meliorierten und nicht meliorierten Substraten (mikro- bis makroskalig). Diese Unterschiede in Substrateigenschaften müssen z. B. bei der Instrumentierung von Versuchsflächen Berücksichtigung finden. Die zeitliche Dynamik kann z. T. durch Chronosequenz-Untersuchungen auf weitgehend vergleichbaren Standorten erfaßt werden.

Typisch für Rekultivierungsstandorte und entscheidend für die Stoffflüsse ist die **Grundwasserferne**. In Austrocknungsperioden ist bis zur Wurzelzone nicht mit kapillar aufsteigendem Wasser aus dem Grundwasserbereich zu rechnen. Das zum Grundwasser strömende

¹ Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus

² Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Rober-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster

Sickerwasser muß relativ große Strecken durch das Ausgangssubstrat passieren, infolgedessen weitere Reaktionen zwischen Fest- und Lösungsphase stattfinden können.

Forschungsdefizite

Bei Betrachtungen zum Stoffhaushalt ist es notwendig, die **Bodenorganismen** zu integrieren. Trotz zahlreicher Entwicklungen der Methodik zur Zoologie und Mikrobiologie ist die Bedeutung einzelner Organismengruppen in Bezug auf die Stoffdynamik relativ ungeklärt. Es bestehen z. B. zur Quantifizierung der Leistung einzelner Organismengruppen oder einzelner Arten noch Defizite. Für gewachsene Ökosysteme bilden Bodenorganismen einen bedeutenden Anteil des C- und N-Pools im Boden. Die Substrate der Rekultivierungsstandorte können Kohle, Pyrit oder Salze führen, die in gewachsenen Böden so nicht vorkommen und deren Auswirkungen auf die Bodenorganismen noch relativ unbekannt sind.

Die Frage, ob Prozesse im **Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt** unter diesen Standortbedingungen gleich, verzögert oder verändert ablaufen, ist bisher nicht ausreichend geklärt. Die Beurteilung der Beteiligung des organischen Kohlenstoffs aus Kohle an Stoffumsetzungen und seiner Rolle im Stoffkreislauf ist u. a. auch aufgrund der analytischen Probleme bei der C-Differenzierung in geogen/pedogen äußerst schwierig. Nitratreduktion im Untergrund von Kippenstandorten im Zuge mikrobieller Pyritoxidation ist denkbar, aber bisher kaum detailliert untersucht. Besonders problematisch für bodenmikrobiologische Untersuchungen ist die Substratheterogenität, da viele Analysen an gestörten Proben im Labor durchgeführt werden. Die Ergebnisse können nur begrenzt auf Beprobungsflächen übertragen werden.

Für die Beschreibung von Stoffkreisläufen bzw. -flüssen ist daher neben einzelnen Prozessen auch die **Bedeutung der Prozesse im ökosystemaren Stoffhaushalt** zu klären, die sich stark von gewachsenen Standorten unterscheiden kann. Stoffflüsse bestimmter Elemente, z.B. des Bors, können auf Rekultivierungsflächen unter Umständen eine wichtige Rolle spielen, obwohl sie in ungestörten Ökosystemen nur eine untergeordnete Bedeutung haben.

Der Einfluß des **Reliefs** auf den Stoffhaushalt von Rekultivierungsflächen ist ebenfalls eine wenig untersuchte Fragestellung. Der Landschaftscharakter der Braunkohlebergbaufolgelandschaft wird durch die Entstehung von Halden und Kippen sowie mehr oder weniger großer **Gewässer** verändert. In den meisten Rekultivierungsbereichen wird ein **Grundwasserwiederanstieg** erfolgen. Die daraus folgenden Auswirkungen auf quantitative und qualitative Stoffflüsse sind bisher noch völlig ungeklärt.

In Kippen(roh)böden ist von einem gestörten **Gefüge** (mikro-/makroskalig) und einem gestörten **Wasser- und Lufthaushalt** auszugehen. Die Auswirkungen auf Stoffumsatz und -haushalt sind zur Zeit nur unzureichend untersucht.

Um die **Nachhaltigkeit der Anwendung von Reststoffen/Abfällen** auf Kippböden beurteilen zu können, sind Untersuchungen besonders zu Umsetzung und Abbau eingebrachter organischer Stoffe bezüglich des Humushaushalts notwendig.

Rekultivierung und Rhizosphärenprozesse

von

Wiehe, W.*; Merbach, M.**; Schmincke, B.***

1. Charakterisierung der Rhizosphäre auf Rekultivierungsstandorten

Unter Rekultivierungsflächen werden in diesem Beitrag ausschließlich die Folgelandschaften bergbaulicher Aktivität verstanden, die einer Wiederbesiedlung durch Pflanzen und Bodenorganismen zugeführt werden. Im Unterschied zu gewachsenen Standorten sind diese Böden künstlich geschüttet. Das Bodensubstrat kann anfänglich als weitgehend unbelebter Rohboden aufgefaßt werden. Die Rhizosphäre entsteht auch auf diesem Substrat mit dem Auskeimen der Keimwurzel. Sie wird im folgenden als der von Exsudaten beeinflusste und mit Mikroorganismen angereicherte Wurzel/Boden Kontaktraum verstanden (MERBACH und WIEHE 1995).

Hingewiesen werden muß an dieser Stelle zunächst noch einmal auf den dramatischen Unterschied in der Menge und Zusammensetzung an leicht metabolisierbaren pflanzenbürtigen Stoffen zwischen Rhizosphäre und freiem (totem) Substrat. Über die Rhizosphäre werden in das Rekultivierungssubstrat die ersten rezenten organischen Substanzen eingespeist (C-, N- bzw. Energielieferung). Über die quantitative und qualitative Freisetzung organischer Substanzen gibt es praktisch keinerlei Hinweise. Gleiches gilt für die initiale Besiedlung der Rohböden durch Mikroorganismen. In „normalen“ Ackerböden können mehr als die Hälfte der Assimilate unmittelbar in der Rhizosphäre dem Metabolismus der Mikroorganismen zur Verfügung gestellt werden, überwiegend als Zucker, organische Säuren, Schleimsbstanzen (Mucigel) und (Hemi-)Zellulosen (MERBACH et al. 1990). Eine Grundvoraussetzung hierfür ist das Vorhandensein lebender pflanzlicher Substanz. Dabei spielen Pflanzenartspezifik, Vitalität der Pflanzen, Wurzelwachstum,

* Zentrales Analytisches Labor der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus

** Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsordnung (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

*** Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus

Stofffreisetzung, Standorteigenschaften (abiotische Faktoren, Nährstoffverfügbarkeit) eine wichtige differenzierende Rolle. Über geeignete Management- und Meliorationsverfahren muß zunächst das Pflanzenwachstum auf (toten) Rekultivierungssubstraten gewährleistet sein. Erst dann kann sich eine Rhizosphäre entwickeln.

Die beteiligten Mikroorganismen (Rhizosphärenbakterien, Pilze) können unterschiedliche Funktionen in der Rhizosphäre ausüben. Das Spektrum reicht von wachstumsfördernden oder N_2 -fixierenden, symbiontischen Organismen bis hin zu Phytopathogenen (vor allem Pilze), aber auch die Mikrofauna spielt eine nicht zu unterschätzende Rolle. Da das Rekultivierungssubstrat (wenn nicht die ehemals vorhandene Deckschicht als rezente Deckschicht genutzt wird) anfangs nur eine geringe Rhizosphärenorganismendiversität (Mykorrhizapilze, symbiontische Actinomyceten, symbiontische Rhizobien, wachstumsfördernde Bakterien, assoziative Rhizosphärenbakterien, Pathogene, Fauna) aufweisen dürfte, werden die Initialstadien der Wurzelbesiedlung sehr stark von zufälligen (chaotischen) Ereignissen bestimmt sein. Es ist anzunehmen, daß nach wenigen Jahren die Komplexität der Rhizosphärenmikroorganismen-Gesellschaft(en) durch Eintrag von Mikroorganismen gewachsener Böden über Wind, Fauna, Samenanflug oder bei Bepflanzung mit Bäumen aus Baumschulen zunimmt und sich immer mehr den Verhältnissen in gewachsenen Böden angleicht.

2. Rolle der Rhizosphäre bei der Besiedlung von Extremstandorte

2.1 Mechanismen der Toleranz in Verbindung mit und ohne Rhizosphärenorganismen

Rohsubstrate, wie es die Rekultivierungsböden anfangs sind, zeichnen sich nicht nur durch biotische sondern auch durch abiotische Verhältnisse aus, die weit von (Fließ-)Gleichgewichtszuständen gewachsener Böden entfernt sind. Als Beispiele können hohe Metall- bzw. Schwermetallgehalte, extreme pH-Werte, Al-Toxizität, hohe Salzfracht, extreme Redox-Verhältnisse, organische Schadstoffe aufgeführt werden. Zusätzlich sorgen Meliorationsmaßnahmen für Veränderungen durch zusätzlichen Stoffeintrag und pH-Änderung. Wichtig dürften daher insbesondere Rhizosphärenvorgänge sein, die diesen Belastungen entgegenwirken können, wie Komplexbildung toxischer Ionen (Chelatierung), Sorptionsvorgänge an Zellwand (Pflanze, Pilze, Mikroorganismen) und Wurzeloberfläche, Sorption an Bodenkolloiden sowie der Abbau organischer Schadstoffe durch Mikroorganismen (Co-Metabolismus).

2.2 „Sukzessionsvorgänge“ im Rhizosphärenbereich

Sukzessionsvorgänge werden in zweierlei Hinsicht diskutiert: zum einen in Hinblick auf Sukzession der Rhizosphäre im Verlauf der Vegetationszeit auf den Wurzeln selbst, zum anderen im Zusammenhang mit der sozio/ökologischen Abfolge von annualen Pionierarten über mehrjährige krautige Pflanzen bis hin zu Baumarten, bei denen die Mykorrhizierung eine wesentliche Rolle spielt. Dabei sind Art und Funktion von Umsetzungsprozessen in Abhängigkeit vom Vegetationstyp zu sehen. Auf aufgeföresteten Rekultivierungsflächen konnte z.B. eine erhöhte Aktivität von Pilzen (Fruchtkörperbildung) beobachtet werden. Das ist vermutlich auf spezifische (Übergangs-) Bedingungen im Rhizosphärenbereich zurückzuführen. Es ist in diesem Zusammenhang zu untersuchen, inwieweit Rhizosphärenorganismen die pflanzliche Sukzession in eine bestimmte Richtung lenken können, z.B. durch N₂-Fixierung beim gezielten Leguminosenanbau.

3. Spezifische Nutzung von Rhizosphärenmikroorganismen zur Beschleunigung von Rekultivierungsvorgängen und zur Bodensanierung

Mögliche Ziele von Rekultivierungsmaßnahmen können sein:

- * natürlich ablaufender Vegetationsaufbau
- * Beschleunigung der natürlichen Sukzession
- * Landwirtschaftliche oder forstwirtschaftliche Nutzung

Ist es erwünscht, die Sukzession auf solchen Flächen zu beschleunigen, stehen prinzipiell Verfahren und Mikroorganismen zur Verfügung, die gezielt bei der Begrünung appliziert werden können. In den USA wird Rhizosphärenmanagement bereits erfolgreich bei der Wiederaufförestung von Rekultivierungsflächen von Tagebauen eingesetzt (ROTHWELL and EAGLESTON 1984, mit ausführlicher Literaturliste). Die Maßnahmen und Erfahrungen reichen vom Auftrag von Oberboden (topsoiling) bzw. dem Einbringung org. Reststoffe über Pflanzung von Baumschulsämlingen mit VAM und Ektomykorrhiza bis zur gezielten Applikation von Boden- bzw. Rhizosphärenorganismen vor allem zur Förderung der biologische N₂-Fixierung.

Inzwischen gibt es auch Erfahrungen zur Detoxifizierung organischer Schadstoffe im Oberboden über Rhizosphärenmikroorganismen. Hier wird der Co-Metabolismus der Mikroorganismen in Verbindung mit C- bzw. Energielieferung über die Pflanzenwurzel direkt genutzt (BOLTON et al. 1992, MERBACH 1997).

Literatur

- BOLTON, H.; FREDRICKSON, J.K.; ELLIOTT, L.F.: Microbial ecology of the Rhizosphere. pp.27-63. in: F.B. METTING (ed.): Soil Microbial Ecology. Marcel Dekker, New York - Basel - Hong Kong (1992)
- MERBACH, W.; KNOF, G.; MIKSCH, G.: Quantifizierung der C-Verwertung im System Pflanze-Rhizosphäre-Boden. Tag.-Ber. Akad. Landw. Wiss. **295**, 57-63 (1990)
- MERBACH, W. (Hrsg.): Rhizosphärenprozesse, Umweltstreß und Ökosystemstabilität. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig (1997)
- MERBACH, W.; WIEHE, W.: Bodenökologie und Rhizosphäre. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **78**, 63-66 (1995).
- ROTHWELL, F.M.; EAGLESTON, D.: Microbial Relationships in Surface-Mine Revegetation. pp. 95-113. in: AMERICAN SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION (ed.): Symposium on the Reclamation of Lands Disturbed by Surface Mining: A Cornerstone for Communication and Understanding. Owensboro, Kentucky (1984).

**Tagung zum Thema
"Bodenökologie und Rekultivierung"
der
AG Bodenökologie**

3. Bodenökologie im Ausland



Soil Ecology in Agriculture and Agri-Food Canada

von

Fox, C.A.¹; Clapperton, M.J.²; Biederbeck, V.O.³; Rochette, P.⁴; Drury, C.F.⁵;
Behan-Pelletier, V.M.⁶; Lupwayi, N.Z.⁷; McRae, T.⁸

1. Towards Defining Soil Ecology:

The Pest Management Research Centre of Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC) takes a multidisciplinary approach towards understanding soil ecology by characterizing the spatial and temporal distribution of soil organisms in the context of their interrelationships with soil physical, chemical, and biological attributes inherent to the ecosystem. Studies are placed within an hierarchical framework (Fox 1996) ranging from microsite to field to landscape to region bearing in mind their relationship to the National Soils Database and Soil Landscapes of Canada maps. The Land Resource Sciences section at Lethbridge Research Centre considers the soil as an ecosystem in which soil physical, chemical and biological properties interact with climate, animals (including humans) and other environmental influences to form the soil agroecosystem. Soil ecology research⁹ at the Semiarid Prairie Agricultural Research Centre focuses primarily on the essential role of microbial communities in resolving environmental and economic problems within the steadily increasing interdependence of agriculture, industry and urbanization.

2. Examples of Agriculture and Agri-Food Canada Research on the Soil Ecosystem

Agriculture and Agri-Food Canada has a network of research centres across Canada (**Website:** <http://aceis1.nrcr.ca/research/branch/centres.html>) that specializes in research directed towards sustainable

¹ GPCRC/Pest Management Research Centre, 1391 Sandford Street, London, Ontario, Canada. N5V 4T3.

² Lethbridge Research Centre, P.O. Box 3000 Main, Lethbridge, Alberta, Canada. T1J 4B1.

³ Semiarid Prairie Agricultural Research Centre, P.O. Box 1030, Swift Current, Saskatchewan, Canada. S9H 3X2.

⁴ Soils and Crops Research and Development Centre, 2560 boulevard Hochelega, Sainte-Foy, Québec. G1V 2J3.

⁵ Greenhouse and Processing Crops Research Centre, Highway 18, Harrow, Ontario. N0R 1G0.

⁶ Agriculture and Agri-Food Canada Research Centre, Central Experimental Farm, Ottawa, Ontario. K1A 0C6.

⁷ Agriculture and Agri-Food Canada Research Centre, P.O. Box 29, Beaverlodge, Alberta. T0H 0C0.

⁸ Environment Bureau, Policy Branch, AAFC, Central Experimental Farm, Ottawa, Ontario. K1A 0C5.

crop and animal production and maintaining soil and water quality and genetic resources. Some examples of research directions undertaken at Agriculture and Agri-Food Canada research centres that relate to soil ecology are presented below.

Greenhouse and Processing Crops Research Centre, Harrow, Ontario.

Research at Harrow has focused on the development of integrated soil, crop, water and weed management systems to improve crop productivity and minimize environmental contamination. Most of the studies involve a multidisciplinary approach in which soil physical, chemical and microbiological properties are monitored. In several studies, the influence of crop type on microbial biomass dynamics, soil structure and denitrification capacity has been investigated. Factors controlling the activity of the denitrifier population has also been studied by examining a range of soils, moisture contents and oxygen levels. Recent work has examined the influence of varying conservation tillage systems on microbial biomass dynamics, soil respiration, weed ecology and soil structure as well as the long-term influence of fertilization and crop rotation on organic matter fractionation (using ^{13}C isotope techniques), microbial biomass carbon and light fraction carbon. The study of weed ecology and seed banks has emerged as a vital tool for successful crop management. Crop management factors controlling the proliferation and spread of soybean cyst nematode have been investigated to address the needs of many farmers in Ontario.

Pest Management Research Centre (London, Delhi, Vineland), Ontario

Part of the research program at the Pest Management Research Centre emphasizes soil ecosystems, for example: the identification of soil organisms as bioindicators of impacts of agronomic practices, understanding the role of soil factors in determining the spatial distribution of soil fauna at field and landscape scale, developing methodology to reduce detrimental effects of soil-borne crop pathogens on tomatoes and potatoes, characterizing soil fungal biodiversity under various agronomic practices, identifying soil microbes capable of degrading pesticides, and characterizing the effects on soil microorganisms and fauna from applications of amendments such as manure and sewage sludge.

Lethbridge Research Centre, Lethbridge, Alberta

Lethbridge Research Centre undertakes research programs which investigate the following: nutrient cycling including exchange of greenhouse gases; management systems that encourage synergistic biological activity in agricultural ecosystems promoting increased soil productivity and lower external inputs; and, processes involved in regenerating the biological, chemical and physical properties of soils damaged by various types of disturbances. Recently, Lethbridge has initiated a new long-term study that will bring 16 scientists from various disciplines to study two different agroecosystems, one managed conventionally and the other managed from a whole ecosystem perspective. This study will have a strong emphasis on soil biological interactions.

Semiarid Prairie Agricultural Research Centre, Swift Current, Saskatchewan.

Past and present investigations at the Semiarid Prairie Agricultural Research Centre range from soil microbial responses to crop rotations and agronomic practices such as increased herbicide use, N-fertilization and legume green manuring, to the improvement of sandy farmland through microbial biodegradation and conversion of oil industry wastes into soil humus, and more recently to the structure and dynamics of microbial communities on decomposing, no-till crop residues and in the underlying soil. Field studies are conducted in Chernozemic soils varying in texture from loamy sand to heavy clay, located at research centres and experimental farms in the Brown, Dark Brown and Black chernozemic soil-climate zones of western Canada. Results from most of our studies invariably demonstrate how well soil microbial communities will adapt to the long-term use of various agrochemicals, how resilient they are in coping with temporary adverse, environmental influences, and how quickly and extensively they grow and accelerate their metabolism in response to soil enrichment with biodegradable organics.

Soils and Crops Research and Development Centre, Sainte-Foy, Quebec.

The research activities in soil ecology at the Soils and Crops Research and Development Centre focus on: measuring the effects of soil and crop management on soil structure, soil organic matter quantity and quality, and soil microbial activity; characterizing cold-adapted strains of rhizobia in order to improve the efficiency of nitrogen fixation by leguminous crops under cool climatic conditions; studying mechanisms of production of greenhouse gases in soils and quantifying the emissions from agricultural ecosystems, with emphasis on the impacts of snow cover and freeze/thaw events; measuring the effects of tillage, crop rotations and organic and inorganic amendments on the cycling of nitrogen and phosphorus in soils.

Biodiversity Assessment and Evaluation, AAFC Research Centre, Ottawa, Ontario.

In the Biodiversity Assessment and Evaluation group, soil research focuses on the systematics and taxonomy of the oribatid, gamasid and prostigmatid mites, spiders, beetles, and fungi (Behan-Pelletier 1992). Research directly relevant to soil ecology includes: developing keys to important genera in soil, leading to interactive identification systems, such as that being developed to genera of oribatid mites in grasslands; developing a georeferenced, relational database for mites; assessing the biodiversity in soils in Canadian ecozones (e.g., Smith et al. 1996); and collaborating with soil ecologists in developing protocols for assessment of soil biodiversity (Behan et al. 1996), studying soil biodiversity of managed and unmanaged agroecosystems, and assessing how this diversity is linked to ecosystem processes. The georeferenced database, using the software ZOE, includes microhabitat and landscape information, and will produce habitat profiles for species, identifying possible indicators of biodiversity change.

Northern Agriculture Research Centre, Beaverlodge, Alberta and Lacombe Research Centre, Lacombe, Alberta.

Conservation tillage is becoming increasingly popular in North American agriculture. In the Peace River region of northwestern Alberta and northeastern British Columbia, studies are being conducted on the effects of tillage systems on soil microbial biomass (Jenkinson and Powelson 1976) and functional biodiversity (Zak et al. 1994). Results from field experiments indicate that zero tillage sustains higher microbial biomass and diversity than conventional tillage, and that including legumes in crop rotation increases soil microbial diversity. Improved soil structure is apparently one of the reasons for the high microbial diversity under zero tillage because results show greater macro-aggregation under zero tillage and greater microbial diversity in larger soil aggregates than smaller aggregates. These results mean that zero tillage and crop rotation are important agricultural practices for sustainable agriculture because microorganisms mediate many functional processes that support agricultural production.

Research Coordination Directorate, and Environment Bureau, Policy Branch, AAFC

Agriculture and Agri-Food Canada is preparing a three year action plan on biodiversity as part of Canada's commitment under the terms of agreement of the Biodiversity Convention and the strategy for conserving biodiversity (Canadian Biodiversity Strategy 1995).

Agriculture and Agri-Food Canada researchers are pursuing collaborative research on indicators of environmental sustainability for Canadian agriculture. Indicators are being developed for soil health, water quality, agricultural greenhouse gases, biodiversity in agroecosystems, farm management and agricultural productivity and efficiency. The indicators are being constructed by integrating data using models of specific processes of interest (such as soil erosion) and will be expressed at the broader landscape scale. They are intended to help:

- improve understanding of the nature, extent and location of environmental risks and benefits related to primary agriculture,
- track the agricultural sector's progress toward environmentally-sustainable agriculture,
- support the design and targeting of agri-environmental strategies, policies and programs.

3. Examples of Canadian Journals Reporting on Soil Ecology Research

Research papers in soil ecology are published in some of the following Canadian journals: Canadian Journal of Soil Science which has a section entitled "Ecology, Biological Processes and Plant Interactions", Canadian Journal of Zoology, Canadian Journal of Botany which publishes papers on mycorrhizal and rhizosphere research, Canadian Journal of Microbiology publishes bioremediation and

soil microbial ecology research, and Canadian Entomologist. In addition, Canadian research on aspects of soil ecology are published in many international journals and recently on the Internet. Some examples of publications pertaining to soil ecology research by Agriculture and Agri-Food researchers are provided below.

4. References

- ANGERS, D.A., BISSONNETTE, N., LÉGÈRE, A., and N. SAMSON. 1993. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.* 73:39-50.
- BEHAN-PELLETIER, V.M. 1992. Diversity of soil arthropods in Canada: systematic and ecological problems. *Mem. Ent. Soc. Canada* 165: 11-50.
- BEHAN-PELLETIER, V. M., TOMLIN, A., WINCHESTER, N., and C. FOX. 1996. Sampling protocols for microarthropods. In: A. T. FINNAMORE (ed.), *The SAGE Project: A Workshop Report on Terrestrial Arthropod Sampling Protocols for Graminoid Ecosystems*. EMAN and Partners Publications.
Website: <http://www.cciw.ca/eman-temp/reports/publications/sage/sage10.htm>
- BIEDERBECK, V.O., CAMPBELL, C.A., UKRAINETZ, H., CURTIN, D., and O.T. BOUMAN. 1996. Soil microbial and biochemical properties after 10 years of fertilization with urea and anhydrous ammonia. *Can. J. Soil Sci.* 76: 7-14.
- BIEDERBECK, V.O., JANZEN, H.H., CAMPBELL, C.A., and R.P. ZENTER. 1994. Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1647-1656.
- Canadian Biodiversity Strategy. *Canada's Response to the Convention on Biological Diversity*. 1995. Canadian Museum of Nature, Minister of Supply and Services Canada.
- DROUIN, P., PRÉVOST, D., and H. ANTOUN. 1996. Classification of bacteria nodulating *Lathyrus japonicus* and *Lathyrus pratensis* in northern Quebec as strains of *R. leguminosarum* bv. viciae. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 46: 1016-1024.
- DRURY, C.F., MCKENNEY, D.J., and W.I. FINDLAY. 1991. Relationships between denitrification, microbial biomass and indigenous soil properties. *Soil Biol. Biochem.* 23: 751-755.
- DRURY, C.F., MCKENNEY, D.J., and W.I. FINDLAY. 1992. Nitric oxide and nitrous oxide production from soil: water and oxygen effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 766-770.
- DRURY, C.F., STONE, J.A., and W.I. FINDLAY. 1991. Microbial biomass and soil structure under corn, grasses and legumes on a clay loam soil. *Soil Sci. Soc. Am.* 55: 805-811.
- FOX, C. A., MACDONALD, K.B., JARVIS, I., WALKER, B.D., and W.W. PETTAPEECE. 1996. Protocols for a Soil Ecosystem Approach for Characterizing Soil Biodiversity. In A. FINNAMORE (ed.). *A Workshop Report on Terrestrial Arthropods. Sampling protocols for Graminoid Ecosystems*. EMAN and Partners Publications.
Website: <http://www.cciw.ca/eman-temp/reports/publications/sage/sage9.htm>
- JENKINSON, D.S. and D.S. POWLSON. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 8: 209-213.

- MCRAE, T., HILLARY, N., MACGREGOR, B., and C.A.S. SMITH. 1995. Role and nature of environmental indicators in Canadian agricultural policy development. In BATIE, S. (ed). *Developing Indicators for Environmental Sustainability: the Nuts and Bolts*. Proceedings of the Symposium on Environmental Indicators of the Resource Policy Consortium, Washington, D.C. June 12-13 1995.
- MCKENNEY, D.J., WANG, S.W., DRURY C.F., and W.I. FINDLAY. 1993. Denitrification and mineralization in soil amended with legumes, grasses and corn residues. *Soil Sci. Soc. Am.* 57: 1013-1020.
- SIMARD, R.R., CLUIS, D., GANGBAZO, G., and S. BEAUCHEMIN. 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *J. Environ. Qual.* 24:1010-1017.
- SMITH, I.M., LINDQUIST, E.E., and V. BEHAN-PELLETIER. 1996. Mites (Acari). In: I.M. SMITH (Ed.), *Assessment of species diversity in the Mixedwood Plains Ecozone*. Ecological Monitoring and Assessment Network. EMAN and Partners Publications.
- Website:** <http://www.cciw.ca/eman-temp/reports/publications/Mixedwood/>
- TOMLIN, A.D., TU, C.M., and J.J. MILLER. 1995. Response of earthworms, soil biota, and soil structure to agricultural practices in corn, soybean and cereal rotations. *Acta Zoologica Fennica* 196: 195-199.
- ZAK, J.C., WILLIG, M.R., MOORHEAD, D.L., and WILDMAN H.G. (1994) Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biology & Biochemistry* 26: 1101-1108.

Bodenökologische Forschung in Frankreich

von

Krebs, M. *

1. Zusammenfassung:

Dieser Beitrag versucht, einen kurzen Überblick über die formalen Strukturen zu geben, in denen bodenökologische Forschung in Frankreich organisiert ist. Als überregionale und fachübergreifende wissenschaftliche Vereinigungen ("Dachorganisationen") werden zunächst die

- **Association Française pour l'Étude des Sols, afes** (≈ Französische Bodenkundliche Gesellschaft) und die
- **Société Française d'Écologie** (≈ Französische Gesellschaft für Ökologie)

vorgestellt (Abb. 1). Eigentliche Forschungsorganisationen, in denen in Frankreich über bodenökologische Fragen gearbeitet wird, sind hauptsächlich das

- **Institut National de la Recherche Agronomique, INRA**, und das
- **Centre National de la Recherche Scientifique, CNRS** (+ Universitäten, etc.)

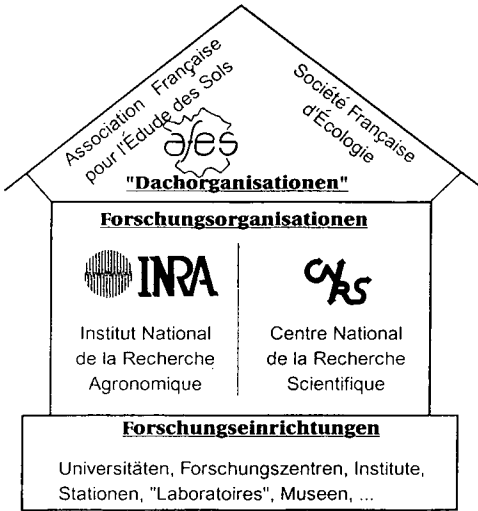
Auf das eigentliche "Fundament" (Abb. 1) bodenökologischer Forschung, die zahlreichen meist dem INRA oder dem CNRS zugeordneten Arbeitsgruppen mit ihren Arbeitsschwerpunkten, wird nur anhand weniger subjektiv ausgewählter Beispiele eingegangen.

2. Einleitung:

Auf dem Workshop "Bodenökologie" im April 1995 in Münster wurde bereits - mit unterschiedlichen Schwerpunkten - ein Überblick über die bodenökologische Forschung in Dänemark, Großbritannien, Kanada, den Niederlanden, Schweden, Schweiz, Österreich und den USA gegeben [siehe Beiträge in: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 78, 3-22].

Im vorliegenden Beitrag zur Bodenökologie in Frankreich soll hauptsächlich auf deren wesentliche **formale Strukturen** eingegangen werden (Abb. 1). Diese Herangehensweise an ein komplexes und heterogenes Fachgebiet eines ganzen Landes verfolgt vor dem Hintergrund allgemein leerer Kassen das Ziel, Ansatzpunkte für konkrete Zusammenarbeit auch auf formaler Ebene sichtbar zu machen. Das ist wichtig, um die Erfolgsaussichten bei international angelegten Forschungsanträgen, z.B. an die EU oder im Rahmen des deutsch-französischen Programms "PROCOPE" (über den DAAD), zu erhöhen. Es soll beleuchtet werden, ob es z.B. in der Französischen Bodenkundlichen Gesellschaft eine Kommission "Bodenökologie" gibt, welche Rolle die Bodenökologie in der Französischen Gesellschaft für Ökologie spielt, ob regelmäßige Tagungen zu diesem Thema stattfinden, welches die wichtigsten Fachzeitschriften mit bodenökologischen Inhalten sind, usw.

* Büro für Boden- und Umweltberatung, Kladower Damm 17a, D-14089 Berlin



Auf ein Nachvollziehen der französischen Diskussion zur Definition und zur Abgrenzung des Begriffs "Bodenökologie" wird verzichtet. Ähnlich wie in Deutschland und den anderen bisher vorgestellten Ländern gibt es hierzu zwar unterschiedliche Standpunkte unterschiedlicher Kollegen und unterschiedlicher Fachbereiche, jedoch keinen dezidierten "französischen" Standpunkt. Auch auf die aktuellen Schwerpunkte in der bodenökologischen Forschung Frankreichs soll nicht im Detail eingegangen werden, weil hier ebenfalls - wie bei zahlreichen anderen Aspekten - keine grundsätzlichen Unterschiede zur bodenökologischen Forschung in Deutschland zu erkennen sind.

Abb. 1: Übergeordnete formale Strukturen, in denen bodenökologische Forschung in Frankreich organisiert ist.

3. Wissenschaftliche Gesellschaften ("Dachorganisationen")

■ Association Française pour l'Étude des Sols, afes:

Im Gegensatz zur DBG oder zur ISSS ist die Französische Bodenkundliche Gesellschaft nicht in inhaltliche Kommissionen gegliedert. Entsprechend fehlt eine organisatorische Untereinheit für die Bodenökologie. Folglich gibt es auch keine entsprechenden Kommissionssitzungen mit bodenökologischen oder bodenbiologischen Schwerpunkten.

Seit wenigen Jahren gibt es in der afes 4 überregionale Arbeitsgruppen, z.B. hinsichtlich der ISO/TC 190 ("soil quality") der Internationalen Organisation für Normung (ISO) oder über eine neue Klassifikation von Böden. Die Bodenökologie spielt in keiner dieser 4 Arbeitsgruppen eine Hauptrolle.

Das Fehlen organisatorischer Untereinheiten für die Bodenökologie in der afes bedeutet nicht, daß dieser Fachbereich in dieser "Dachorganisation" keine Rolle spielt. Beispielsweise veranstaltet die afes jährlich eine Jahrestagung in Paris, die jeweils von einem bestimmten Schwerpunktthema geprägt wird. In unregelmäßigen Abständen bilden bodenökologische Themen diesen Schwerpunkt.

In den letzten Jahren sind innerhalb der Association Française pour l'Étude des Sols regionale Untereinheiten, die "Sections Régionales", gebildet worden. Momentan gibt es 10 dieser Sektionen, die relativ unabhängig arbeiten und ihre eigenen mehr oder weniger regelmäßigen Tagungen organisieren. Auch hierbei werden vereinzelt bodenökologische Schwerpunkte gesetzt.

Die Association Française pour l'Étude des Sols ist Herausgeber von zwei bodenkundlichen Fachzeitschriften. Davon ist die "Étude et Gestion des Sols" international wenig bekannt. Das "European Journal of Soil Science" (bis 1993 "Science du Sol") hat dagegen internationale Bedeutung und ist auch bei uns weit verbreitet. Beide Zeitschriften enthalten bodenökologische Beiträge.

■ Société Française d'Écologie:

Auch die Französische Gesellschaft für Ökologie als zweite wissenschaftliche "Dachorganisation", in der bodenökologische Forschung formal organisiert vermutet werden kann, ist nicht in inhaltliche Kommissionen gegliedert. Auch hier gibt es keine organisatorische Untereinheit für Bodenökologie.

Allerdings gab es Mitte der 80er Jahre eine überregionale Arbeitsgruppe, die "Groupe d'Écologie du Sol". 1995 gab es Bemühungen, diese Gruppe wieder aufleben zu lassen. Jedoch sind bisher keine neuen Aktivitäten bekannt geworden. Das letzte "Lebenszeichen" der "Groupe d'Écologie du Sol" ist ein Tagungsband eines Kolloquiums in Paimpont bei Rennes aus dem Jahre 1986. Er enthält Beiträge vieler bekannter französischer Kollegen mit der ganzen Bandbreite bodenökologischer Themen.

Die Société Française d'Écologie ist Herausgeberin der Fachzeitschrift "Écologie" (früher "Bulletin d'Écologie"). Sie erscheint 3x im Jahr und enthält einzelne bodenökologische Veröffentlichungen.

Weitere (nicht von der Association Française pour l'Étude des Sols oder der Société Française d'Écologie herausgegebene) Fachzeitschriften mit bodenökologischer Bedeutung sind die "Acta Oecologia" und das allgemein bekannte "European Journal of Soil Biology" (bis 1993 "Revue d'Écologie et de Biologie du Sol"). Eine weitere, weniger verbreitete und dem Titel nach sehr spezielle Zeitschrift ist die "Acarologia".

Als weitere wissenschaftliche Vereinigung mit bodenökologischem Bezug sei die "Association d'Écologie Microbienne" sowie das "Netzwerk" "Biodiversité et Écologie Microbienne" genannt (weitere Informationen bei J. Balandreau, Universität Lyon 1).

4. Forschungsorganisationen:

■ Institut National de la Recherche Agronomique, INRA:

Das in diesem Jahr 50 Jahre alt gewordene INRA ist aus deutscher bodenkundlicher Sicht vermutlich die bekannteste Forschungsorganisationen mit bodenökologischen Aktivitäten. Es wird größtenteils von den französischen Ministerien für Forschung und für Landwirtschaft finanziert und hat - bezogen auf 1993 - ein Budget von fast 1 Milliarde DM. Das INRA kann grob mit der FAL oder dem ZALF in Deutschland verglichen werden. Allerdings konzentriert sich das INRA nicht nur auf einen Standort, sondern es ist mit 22 "Centres de Recherche" über ganz Frankreich verteilt. Das INRA hat etwa 8700 Mitarbeiter, wovon etwa 3800 Wissenschaftler und Ingenieure sind.

Insgesamt gibt es 6 "Directions Scientifiques", die wiederum in 23 Abteilungen ("Départements de Recherche") unterteilt sind. Zwar findet sich unter diesen keine mit dem Namen "Bodenökologie", jedoch wird in mindestens 5 dieser Départements ("Science du Sol", "Agronomie", "Recherches Forestières", "Zoologie" und "Microbiologie") zu bodenökologischen Fragen gearbeitet. Auch in einigen weiteren Départements kommen - eigentlich unerwartet - bodenökologische Themen vor, auch wenn sie dort nicht zur Hauptarbeitsrichtung gehören. Dies liegt daran, daß die unterschiedlichen Départements de Recherche der INRA mehr oder weniger intensiv zusammenarbeiten, v.a. wenn sie innerhalb eines Centres zusammengefaßt sind. Zum Beispiel arbeiten am Centre de Recherche in Avignon Mathematiker des Départements "Biométrie" zusammen mit Kollegen des Départements "Zoologie" über die Quantifizierung von Grund- und Relativverteilungen von Wurzeln und Regenwurmröhren im Boden. Möglicherweise verbergen sich auch hinter anderen, hier nicht genannten Départements noch vereinzelt andere bodenökologisch arbeitende Gruppen.

■ Centre National de la Recherche Scientifique, CNRS

Wie der Name vermuten läßt, vertritt das CNRS als zweite große staatliche Forschungseinrichtung nicht nur die Land- und Forstwirtschaft, sondern praktisch alle Wissenschaftsgebiete. Sie ist deshalb deutlich größer als das INRA. Das CNRS beschäftigt etwa 25.000 Mitarbeiter in 7 großen "Départements" wie Physik und Mathematik, Sozialwissenschaften, usw. (Abb. 2). Aus bodenökologischer Sicht besonders interessant ist das Département "Sciences de la Vie" mit etwa 3000 - 4000 Mitarbeitern.

Jedes der 7 Départements ist in Sektionen untergliedert (Abb. 2). Das Département "Sciences de la Vie" hat 11 solcher Sektionen, wovon hier v.a. die Section "Biologie des Populations et Écosystèmes" von Bedeutung ist. Aber auch in anderen Sektionen wird bodenökologisch gearbeitet.

Jede der 11 Sektionen des Département "Sciences de la Vie" ist weiter untergliedert in "Unités de Recherches". Aus bodenökologischer Sicht interessant ist z.B. die Unité "Fonctionnement des Écosystèmes et Biologie de la Conservation".

Jede "Unité de Recherche" besteht wiederum aus mehreren (selten nur einem) "Laboratoires", den eigentlichen Arbeitsgruppen. Im hier ausgewählten Beispiel für die CNRS-Hierarchie (Abb. 2) wird z.B. das Laboratoire "Écologie du Sol et de Biologie des Population" in Paimpont bei Rennes genannt. Die Laboratoires einer Unité liegen geographisch meist dicht zusammen (z.B. in einer Stadt). Die größeren Einheiten (Sektionen und Departements) sind dagegen über das ganze Land verteilt.

Während das INRA ihre eigenen Einrichtungen (Institute, Labors, Büros, ...) hat, gibt es beim Centre National de la Recherche Scientifique intensive Verquickungen mit anderen Institutionen, v.a. mit solchen, in denen Lehre stattfindet. Vermutlich liegt das daran, daß in Frankreich (und anderen Ländern) eine Einheit von Lehre und Forschung nicht in der Form wie an deutschen Universitäten ausgeprägt ist. In der praktischen Arbeit sind diese Unterschiede jedoch nicht groß, weil etwa 2/3 aller "Unités de Recherche" des CNRS gleichzeitig auch zu einer Universität, zum "Museum National" oder den "Écoles Normale Supérieure" usw. gehören. Auch die Verträge der Mitarbeiter sind oft so abgefaßt, daß sie einen Teil ihrer Arbeit für die Forschung am CNRS und den anderen Teil für die Lehre an der zugeordneten Universität des Standortes verrichten.

Als weitere Forschungsorganisation mit bodenökologischen Themen (v.a. tropischer Bereich) sei das Institut Française de Recherche Scientifique pour le Développement en Cooperation (ORSTOM) genannt.

5. Beispiele bodenökologisch forschender Arbeitsgruppen:

Die folgende Auswahl bodenökologisch forschender Arbeitsgruppen (Tab. 1) soll zeigen, daß in Frankreich die ganze Bandbreite bodenökologischer Arbeitsbereiche von der Humusforschung, Populationsfragen, Regenwürmern und anderen Bodentieren, Mikroorganismen, Wurzeln usw. bis hin zur Ökotoxikologie vertreten ist. Diese Auswahl ist subjektiv. Sie soll keine Wertung der Wichtigkeit oder der Qualität der aufgelisteten Arbeitsgruppen darstellen, auch nicht von denen, die hier nicht erwähnt werden können.

6. Fazit:

Die bodenökologische Forschung Frankreichs und Deutschlands unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. Allerdings fehlt in Frankreich z.Z. ein formaler organisatorischer Überbau. Dies ist z.T. darin begründet, daß es im Gegensatz zu vielen anderen Ländern weder in der Association Française pour l'Étude des Sols (afes) noch in der Société Française d'Écologie eine Gliederung in inhaltliche Kommissionen gibt. Es wäre zu begrüßen, wenn die Bemühungen um die Wiederbelebung der "Groupe d'Écologie du Sol" erfolgreich wären. Unabhängig davon, ob dies unter dem Dach der "Bodenkunde" oder der "Ökologie" erfolgt, wäre diese Gruppe sicher ein geeigneter Kooperationspartner für die AG Bodenökologie der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft.

7. Dank:

Mein besonderer Dank gilt Danielle Jégou ("Écologie du Sol et de Biologie des Populations", CNRS, Université de Rennes 1) für die Beantwortung zahlreicher Fragen und die schnelle und unkomplizierte Hilfe bei der Suche nach Detailinformationen. Auch den Kollegen Micheline Einberck, J. Balandreau, Patrick Lavelle und J. Yazı gilt mein Dank. Bei Frau Gabriele Broll (AG Bodenökologie, DBG) bedanke ich mich für die Einladung zur Tagung "Bodenökologie und Rekultivierung" in Cottbus.

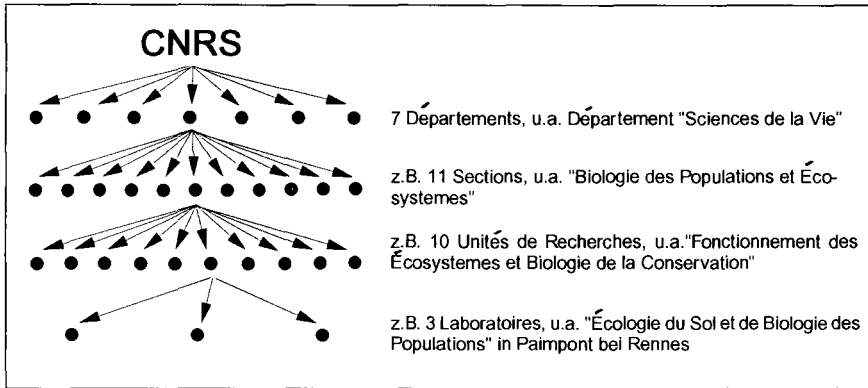


Abb. 2: Hierarchischer Aufbau des Centre National de la Recherche Scientifique, CNRS

Tab. 1: Einige subjektiv ausgewählte Beispiele für bodenökologisch forschende Arbeitsgruppen in Frankreich.

Arbeitsgruppe / Abteilung	Name & Ort der Einrichtung	Arbeitsschwerpunkte (Auswahl)	(einige) Kollegen
Laboratoire de Zooécologie du Sol	Centre d'Écologie fonctionnelle et évolutive du CNRS, Montpellier	Physikalische Rolle von Regenwürmern (Bodengefüge), nachhaltige Landwirtschaft, Regenwürmer und Stoffkreislauf, Humus, Bioakkumulation, Nahrungsketten, alternative Landwirtschaft, ...	M. Bouché, ...
Laboratoire de Recherche sur la Flore pathogène et la Faune du Sol	Unité de Recherche sur la Faune du Sol, INRA, Dijon	Wechselwirkungen Mikroflora - Mikrofauna , Wechselwirkungen zwischen Regenwürmern und Mikroorganismen, Züchtung und Aufzucht von Regenwürmern, Bioindikatoren, Toxizitätstests, ...	M. Pussard, L. Fayolle, ...
Laboratoire souterrain de Moulis	CNRS, Saint-Girons	Boden-Milben , Biologie und Ökologie, ökologische Wirkungen des Bodenwassers, ...	A. Mangin, ...
Centre d'Écologie fonctionnelle et évolutive	Centre Louis Emberger, CNRS, Montpellier	Wechselwirkungen Boden/Pflanze , Dynamik von Ökosystemen, statistische Analyse und Modellierung ökologischer Prozesse, ...	B. Delay, ...

Arbeitsgruppe / Abteilung	Name & Ort der Einrichtung	Arbeitsschwerpunkte (Auswahl)	(einige) Kollegen
Écologie microbienne du Sol	Université Lyon 1, CNRS, Lyon	Struktur und Dynamik von Mikroorganismen-Populationen des Bodens , physiologische Anpassungen von Boden- Bakterien an extreme Umweltbedingungen , Mykorrhiza-Wechselwirkungen , ...	J. Balandreau, ...
Centre de Pédologie biologique	Nancy	allgemeine Humusforschung	F. Toutain, ...
Structure et Fonctionnement de Systemes écologiques	École Normale Supérieure Ulm-Sevres, Université Paris 6	Funktion aquatischer Ökosysteme, Struktur und Funktion tropischer Ökosysteme (v.a. Boden), ...	J.-C. Menaut, ...
Unité d'Agronomie	INRA, Unité d'Agronomie, Avignon	räumliche Verteilung von Wurzeln , 3D-Modelle von Wurzelsystemen, ...	L. Pagès, ...
Laboratoire de Physique et Biologie du Sol	INRA, Unité de Zoologie, Avignon	3D-Struktur von Regenwurmgehängen (Computertomographie), Modellierung von Regenwurmgehängen , Einfluß auf Wasserbewegung im Boden, Bodengefüge , Grund- und Relativverteilungen von Wurzeln im Boden (Mikromorphologie) , ...	A. Kretzschmar, ...
Laboratoire d'Écologie des Sols tropicaux	ORSTOM, Bondy	Bodentiere der Tropen, v.a. Regenwürmer , Wechselwirkungen zu Pflanzen, ...	P.M. Lavelle, ...
Interrelations Sol - Faune du Sol et Relation Matière organique - Matière minérale	Museum National d'Histoire Naturelle, CNRS, Brunoy	Charakterisierung von Wald-Humusformen , Ökophysiologie von Bodentieren, Evolution, Systematik, ...	P.C. Dominique, C. Jeanson, ...
Fonctionnement des Écosystemes et Biologie de la Conservation, u. a. mit dem Laboratoire: Écologie du Sol et Biologie des Populations	Université Rennes 1, CNRS, Paimpont	Biologie und Ökologie von Populationen , Wechselwirkungen Tiere - Phytophagen, Wechselwirkungen Tiere - allgemeines Edaphon, Wechselwirkungen Populationen - Pflanzengesellschaften, Rolle von Dipteren bei der Zersetzung von organischem Material, Ökologie von Dipteren (Larven), Ökologie von Oribatiden in antarktischen Zonen, (Populations-)Biologie und Ökologie von Regenwürmern , Einbau organischer Substanz in den Boden, ...	P. Trehen, J.C. Lefeuvre, J. Touffèt, ...

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und VI

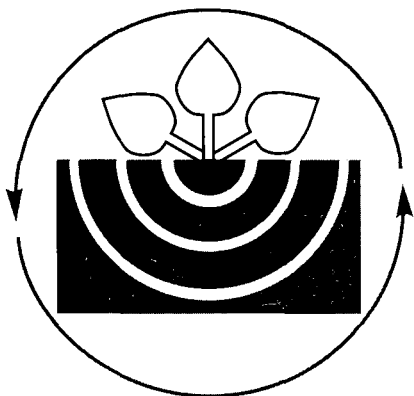
**"Bioabfallverwertung im Spannungsfeld zwischen
Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz"**

25. - 27.02.1997

GIESSEN

Band 83

1997



Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft

Bioabfallverwertung im Spannungsfeld zwischen Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz

Einführung

Vom 25. bis 27. Februar 1997 fand in Gießen eine Fachtagung der Kommissionen II und VI der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft mit dem Thema „Bioabfallverwertung im Spannungsfeld zwischen Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz“ statt. Im Laufe der 28 Vorträge, 10 Posterbeiträge und einer Halbtagesexkursion zu einer nahe gelegenen Kompostierungsanlage wurden von den ca. 150 Teilnehmern aktuelle Fragen zur Bioabfallverwertung aus der Sicht der Bodenkunde erörtert. Sowohl die Referenten wie auch die Zuhörer kamen aus den Bereichen der Forschung, Verwaltung, Landwirtschaft und Industrie.

Neben den wissenschaftlichen Fachbeiträgen zum Einfluß verschiedener Siedlungsabfälle auf den Nährstoff- und Schadstoffhaushalt des Bodens wurden auch die rechtlichen Rahmenbedingungen sowie der Stand der Bioabfallproduktion in der Bundesrepublik Deutschland nach Menge und Qualität vorgestellt. Die einzelnen Beiträge sind in dem vorliegenden Band der Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft veröffentlicht.

Mit der Umsetzung des Abfall- und Kreislaufwirtschaftsgesetzes wird der Verwertung Vorrang vor der Entsorgung eingeräumt. Das hat zur Folge, daß demnächst ca. 3 Mio. t Klärschlamm und ca. 3-5 Mio. t Kompost für die flächenhafte Verwertung auf den Boden drängen. Abnehmer sind die Landwirtschaft, der Garten- und Landschaftsbau, die Rekultivierung und - wenn man dem bestehenden Entwurf zur Bioabfall-/Kompostverordnung vom Dezember 1996 glauben darf - die Forstwirtschaft.

Der Gesetzgeber hat für die Verwertung von Klärschlämmen die Klärschlammverordnung (1992) erlassen, nach der max. 5 t Trockenmasse pro Hektar und 3 Jahre auf die Böden aufgebracht werden dürfen, wenn nicht bestimmte Schadstoffgrenzwerte des Klärschlammes und des Bodens überschritten sind. Für die

Kompostverwertung liegt bislang nur der Entwurf einer Bioabfall-/Kompostverordnung vor, die nach Aussagen des Bundesumweltministeriums eine Übergangsverordnung darstellen soll, bis nach etwa zwei Jahren eine umfassende Regelung für Bioabfälle gefunden ist. Aus der Sicht des Bodenschutzes ist der Entwurf abzulehnen, da er bei einer Aufbringungsmenge von 10 t TrM/ha/a z.T. höhere Schwermetallfrachten toleriert als die Klärschlammverordnung. Desweiteren werden in diesem Entwurf keine Regelungen für organische Schadstoffe - wie in der AbfKlärV - getroffen. Besonders kritisch ist allerdings der Tatbestand, daß in dem Entwurf keine Schwermetallgrenzwerte für den Boden definiert sind. Hier wird sowohl für den Landwirt wie für den Verbraucher Rechtsunsicherheit geschaffen, die allen bestehenden Forderungen im Kreislaufwirtschaftsgesetz wie im geplanten Bundes-Bodenschutzgesetz widersprechen.

Die Tagung hat einerseits gezeigt, daß in einzelnen Bereichen, z.B. bei organischen Inhaltsstoffen, noch sehr große Wissensdefizite bestehen. Andererseits wurde mit dieser Tagung deutlich, daß eine nachhaltige Bioabfall-Kreislaufwirtschaft ohne den Fachverstand der Bodenkunde nicht zu erreichen ist. In diesem Zusammenhang und vor dem Hintergrund der Entwurfsvorlage zur Bioabfall- und Kompostverordnung wurde von verschiedenen Teilnehmern begrüßt, daß es eine sinnvolle Entscheidung war, aus der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft heraus den Bundesverband Boden zu gründen, um auf diese Weise an den politischen Meinungsbildungsprozessen aktiv beteiligt zu sein.

Von Seiten der Tagungsteilnehmer wurden unter dem Gesichtspunkt eines nachhaltigen Bodenschutzes abschliessend die folgenden wesentlichen Standpunkte zur Bioabfallverwertung formuliert:

1. Die Kreislaufwirtschaft im Bereich der Bioabfallverwertung wird generell befürwortet, da dem Boden auf diese Weise organische Substanz, Nährstoffe und Carbonate zurückgeführt werden.
2. Für die Bioabfälle müssen Grenzkonzentrationen für anorganische und organische Schadstoffe geschaffen werden, die der Hintergrundbelastung entsprechen. Gerade bei organischen Schadstoffen besteht in dieser Hinsicht ein grosses Wissensdefizit.
3. Die Zufuhr von Bioabfällen muß nähr- und schadstoffseitig am Entzug orientiert werden (Grenzfrachten); eine langfristige Anreicherung von Schwermetallen im Boden ist nicht zu tolerieren. Dieses Ziel kann erreicht werden über angepaßte Aufbringungsmengen und/oder längere Anwendungspausen.
4. Für den Boden müssen Grenzwerte festgelegt werden, die dem Sorptionsvermögen der Standorte gerecht werden; neben den Gesamtgehalten sollten auch die „verfügbaren“ Gehalte berücksichtigt werden.
5. Die Aufbringung von Bioabfällen in der Forstwirtschaft wird vor dem Hintergrund der Versauerungsgefahr der Böden und des i.d.R. geringen Nährstoffbedarfs abgelehnt.

Freisetzung von P und DOC durch Totholzhecken aus Straßenbaumschnitt

von

Auerswald, K.*; Weigand, S.*; Weissroth, M.*

Einleitung

Totholzwälle, sog. Benjes-Hecken, stellen eine preiswerte Möglichkeit dar, große Mengen an Straßenbaumschnitt zu entsorgen. Diese Wälle haben Vorzüge für die biotische Ausstattung einer Landschaft, da sie von Anfang an Totholz als Nahrungsquelle und Habitat zur Verfügung stellen und die Ansiedlung autochthoner Arten fördern. Da bei der Heckenanlage starke Bodenverdichtungen häufig nicht vermieden werden können und dadurch oft Oberflächenabfluß aus den Wällen austritt, stellt sich die Frage, ob durch Leaching von P und DOC Nachbarökosysteme, insbesondere Oberflächengewässer, nachteilig beeinflusst werden können.

Material und Methoden

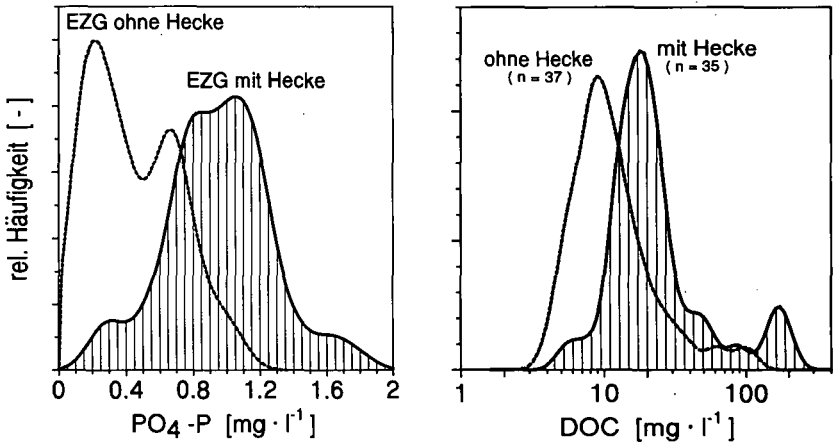
Es wurde der Oberflächenabfluß in drei übereinander liegenden Einzugsgebieten (1,42 - 4,27 ha) über vier Jahre (1993-1996) gemessen, wobei in einen Einzugsgebiet (1,42 ha) eine Totholzhecke (0,51 ha) einen erheblichen Flächenanteil hatte. Die Methoden dazu sind bei AUERSWALD et al. (1995) beschrieben. Über die Bodeneigenschaften liegen hochauflösende, geostatistisch interpolierte Karten (z.B. Textur, Humusgehalt, P-Konzentration im Sorptionsgleichgewicht) vor (SCHEINOST, 1994; SINOWSKI, 1995). Außerdem wurde der Bestandesniederschlag mit einer Metallrinne (145 x 6 cm²) wöchentlich bestimmt und unterschiedliches Totholzmaterial (frischer Laubgehölzschnitt, ein Jahr alter Laubgehölzschnitt, frischer Nadelgehölzschnitt) mit einem Laborregner nach AUERSWALD et al. (1984) berechnet. Diese Versuche sind bei AUERSWALD & WEIGAND (1996) dargestellt.

Ergebnisse

Im Einzugsgebiet mit der Totholzhecke kam es zu häufigerem und umfangreicherem Oberflächenabfluß. Dies war nicht auf Bodenunterschiede sondern auf die Bodenverdichtung bei der Schüttung des Totholzes zurückzuführen (AUERSWALD et al., 1995). Dieser Abfluß war stark mit P und DOC belastet (Abb. 1). Bodenunterschiede konnten dafür nicht verantwortlich gemacht werden. Die Laborberechnungen dagegen belegten, daß das Totholz eine starke Quelle für beide Stoffe ist.

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, D-80350 Freising

Abb. 1: Dichteverteilung der P- und DOC-Konzentrationen im Oberflächenabfluß von zwei gleich genutzten Einzugsgebieten mit und ohne Totholzhecke



Schlußfolgerungen

- Bei der Anlage von Totholzhecken sind Bodenverdichtungen soweit wie möglich zu vermeiden.
- Besonders im ersten Jahr werden erhebliche Mengen an P und DOC aus dem Totholz ausgelagt und können mit dem Oberflächenabfluß in die Oberflächengewässer gelangen.
- Um diese erhebliche Gewässerbelastung zu vermeiden, sind zusätzliche Maßnahmen, die den Oberflächenabfluß zurückhalten (z.B. die Anlage eines Dammes), vorteilhaft.
- Die DOC-Freisetzung kann auch Vorteile bringen, wenn sie zu einer Reduktion von Nitrat führt, das aus den Bodenvorräten unter dem Wall freigesetzt und wegen der fehlenden Pflanzendecke nicht aufgenommen wird.

Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie und durch das Bayerische Kultusministerium gefördert.

Literatur

- AUERSWALD, K.; BECHER, H. H.; VOGL, W.; HAFEZ, M. (1984): Ein Laborregner zur Erodibilitätsbestimmung von Böden (K-Faktor). Z. Kulturtechn. Flurber. 25: 300-307
- AUERSWALD, K.; WEIGAND, S. (1996): Ecological impact of dead-wood hedges: Release of dissolved phosphorus and organic matter into runoff. Ecol. Eng. 7: 183-189
- AUERSWALD, K.; WEIGAND, S.; KAINZ, M. (1995): Benjes-Hecken und Wasserhaushalt. Naturschutz und Landschaftsplanung 27: 176-179
- SCHEINOST, A. (1994): Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Diss. TU München, 176 S.
- SINOWSKI, W. (1995): Die dreidimensionale Variabilität von Bodeneigenschaften - Ausmaß, Ursachen und Interpolation. Diss. TU München, 159 S.

Anforderungen an die abfall- und düngemittelrechtlichen Regelungen bei der Verwertung von organischen Abfällen

von

Bannick, C.; Bertram, H.-U.; Dreher, P.*

1. Einleitung

Aufgrund der Forderung des § 1 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) nach „Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen“ sowie hoher Beseitigungskosten, werden immer mehr Abfälle in den Stoffkreislauf zurückgeführt und als sekundäre Rohstoffe verwertet.

Grundsätzlich kann nicht „Verwertung um jeden Preis“ das Ziel sein. Stoffkreisläufe sind vielmehr in allen Lebensphasen eines Produktes hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen zu untersuchen. Zu diesen Auswirkungen, die nicht in jedem Einzelfall als „Schaden“ quantifizierbar zu sein brauchen, zählen auch die permanente Erhöhung der Hintergrundgehalte in den Medien Wasser und Boden sowie die latenten Veränderungen der natürlichen Bodenfunktionen als Filter, Puffer und Lebensraum.

Der landbaulichen Verwertung kommt derzeit als kostengünstige Art der Entsorgung eine ansteigende Bedeutung zu. Es ist daher erforderlich, daß insbesondere alle die organischen Abfälle, die in oder auf Böden verwertet werden sollen, nach einheitlichen Maßstäben bewertet werden. Hierfür bietet vor allem § 8 KrW-/AbfG die entsprechenden Voraussetzungen.

2 Rechtliche Grundlagen

Bei der Verwertung von organischen Abfällen in und auf Böden sind vor allem das Abfallrecht, das Düngerecht und das Bodenschutzrecht von Bedeutung.

2.1 Abfallrecht

Nach dem KrW-/AbfG (§ 5 Abs. 3) hat die Verwertung „... ordnungsgemäß und schadlos ...“ zu erfolgen.

Sie erfolgt ordnungsgemäß, wenn „... sie im Einklang mit Vorschriften dieses Gesetzes und anderen öffentlich rechtlichen Vorschriften steht.“. Sie erfolgt schadlos, wenn „... nach Beschaffenheit der Abfälle, dem Ausmaß der Verunreinigung und der Art der Verwertung Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit nicht zu erwarten sind, insbesondere keine Schadstoffanreicherung im Wertstoff erfolgt.“. Sofern es zur Sicherung der schadlosen Verwertung erforderlich ist, kann die Bundesregierung nach Anhörung der beteiligten Kreise durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates bestimmte Anforderungen festlegen (§ 7 KrW-/AbfG).

Für den Bereich der Landwirtschaft kann das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und dem Bundesministerium für Gesundheit durch Rechtsverordnungen Anforderungen zur Sicherung der ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung festlegen (§ 8 KrW-/AbfG).

2.2 Düngerecht

Das Düngemittelgesetz regelt die Anwendung (§1a), die Zulassung (§ 2) und die Kennzeichnung (§ 3) von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. Es werden Düngemittel, Wirtschaftsdünger und Sekundärrohstoffdünger unterschieden. Sie sind dazu bestimmt, Nutzpflanzen mittelbar oder unmittelbar zugeführt zu werden, um ihr Wachstum zu fördern, ihren Ertrag zu erhöhen oder ihre Qualität zu verbessern (§ 1 DüMG).

In § 1a wird die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln festgeschrieben. Er stellt die Rechtsgrundlage für die Düngeverordnung (DüV) dar, in der die Grundsätze der guten fachlichen Praxis geregelt sind. Damit gelten die hier dargelegten Anwendungsvorschriften auch für Sekundärrohstoffdüngemittel. Die besonderen Vorschriften für die Anwendung von Wirtschaftsdüngern sind auf Sekundärrohstoffdünger übertragbar. Mit dieser Verordnung erfolgt auch die Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz der Gewässer, sofern sie die Verunreinigung mit Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen betrifft.

* Dr. Claus Gerhard Bannick, Umweltbundesamt, Berlin

** Dr. Heinz-Ulrich Bertram, Niedersächsisches Umweltministerium, Hannover

*** Dr. Peter Dreher, Fraunhofer IUCT, Bergholz-Rehrbrücke

In § 2 ist die Zulassung von Düngemitteln geregelt. Dazu wird der Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten ermächtigt, durch Rechtsverordnung Typen von Düngemitteln zuzulassen. Er stellt die Rechtsgrundlage für die Düngemittelverordnung (DüMV) dar. Sie setzt entsprechende Richtlinien des Rates der EU um. Die DüMV wird regelmäßig um neue Düngemittel ergänzt, die das Zulassungsverfahren durchlaufen haben. Mit der jüngsten Änderung soll die „...sachgerechte Verwertung von Abfällen (Sekundärrohstoffen) als Ausgangsstoff für Düngemittel, Bodenhilfsstoffe oder Kultursubstrate im Rahmen des Düngemittelrechtes sichergestellt werden.“. Sie setzt zugleich die Richtlinie 96/28/EWG um. Gleichzeitig wird die Düngeverordnung insoweit angepaßt, als daß die Anforderungen der Anwendung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auf Sekundärrohstoffdünger übertragen werden, da sich deren Eigenschaften, insbesondere bei flüssigen Düngemitteln in der Regel nicht von flüssigen Wirtschaftsdüngern unterscheiden.

2.3 Bodenschutzrecht

Der Bodenschutz nach den Maßstäben des Entwurfes des Bundesbodenschutzgesetzes (EBBodSchG) geht von der Notwendigkeit aus, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern und wiederherzustellen.

Zur Konkretisierung des Schutzgutes Boden werden die Bodenfunktionen im § 2 EBBodSchG genannt. Danach werden natürliche und Nutzungsfunktionen unterschieden. Hinsichtlich der Bewertung von Stoffen in Böden werden im Bodenschutzgesetz grundsätzlich unterschieden:

- Umgang mit bestehenden Belastungen (Gefahrenabwehr und Sanierung),
- Vermeidung der Entstehung von Belastungen durch zukünftige Einträge von Stoffen (Vorsorge).

Zur Beurteilung vorhandener Bodenbelastungen folgt der Entwurf des Bundesbodenschutzgesetzes dem Prinzip der ordnungsrechtlichen Gefahrenabwehr. Ausgangspunkt der Gefahrenbeurteilung ist der Zentralbegriff des Gesetzes „schädliche Bodenveränderung“. Eine schädliche Bodenveränderung im Sinne des Gesetzes liegt vor, wenn Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen dazu geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen.

Für den Bereich der Vorsorge sind Vorsorgewerte vorgesehen, die in der Rechtsverordnung nach Bundesbodenschutzgesetz festgelegt werden. Durch die Anwendung der Vorsorgewerte soll dem Entstehen schädlicher Bodenveränderungen entgegengewirkt werden. Dies gilt insbesondere gegenüber Einträgen, die auf Dauer irreversibel sind und zu nachteiligen Veränderungen der Bodenfunktionen führen.

3. Voraussetzungen für die Verwertung von organischen Abfällen

3.1 Bioabfall- und Kompostverordnung (BioKompV)

Eine Bioabfall- und Kompostverordnung zur Sicherung einer umweltgerechten Verwertung sollte Regelungsinhalte wie Anwendungsbereich, Voraussetzungen für das Verwerten, Anforderungen an die Hygiene, Anforderungen an die Bioabfälle, Verbote des Inverkehrbringens und Verwertens, Regelungen für den Landschaftsbau und die Rekultivierung, Beschränkung der Kumulierung und Nachweispflichten umfassen.

zum Anwendungsbereich

Die Verordnung sollte die in den §§ 7 und 8 KrW-/AbfG genannten Anforderungen konkretisieren. Um Regelungslücken zu vermeiden, sollte der Anwendungsbereich möglichst alle Anwendungsgebiete umfassen. Geregelt werden sollte die stoffliche Verwertung von allen organischen Abfällen biogener Herkunft in reiner Form oder in Mischungen untereinander oder mit anderen Stoffen. Die Anforderungen bezüglich der Anwendung sollten die Bereiche Landwirtschaft, Rekultivierung und Landschaftsbau umfassen. Ausgenommen werden sollte die Eigenverwertung von Bioabfällen.

zu Voraussetzungen für das Verwerten

Die Anwendung der organischen Materialien muß zu einer Verbesserung der natürlichen Bodenfunktionen oder der Nutzbarkeit des Bodens beitragen. Dieses wird erfüllt, wenn sie geeignet sind, mit oder ohne Behandlung die Anforderungen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoff oder Kultursubstrat zu erfüllen. Werden diese Anforderungen nicht erfüllt, ist eine Zulassung oder Kennzeichnung nach Düngerecht nicht möglich. Mit der Forderung nach Nützlichkeit (Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle gemäß § 4 Abs. 3 KrW-/AbfG sowie Anhang II B) soll verhindert werden, daß die mangelnde Akzeptanz von Abfallentsorgungsanlagen und die durch die erreichten Umweltstandards bedingten Entsorgungskosten dazu führen, daß sich der Boden immer mehr zur - aus betriebswirtschaftlicher Sicht kostengünstigen - Flächendeponie für Abfälle entwickelt.

zu Anforderungen an die Bioabfälle/Komposte

Grenzwerte für die Beurteilung der Verwertbarkeit von Bioabfällen-/Komposten könnten nach einem Vorschlag einer gemeinsamen Arbeitsgruppe der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz und der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, bezogen auf die Trockensubstanz, wie folgt festgelegt werden:

- Bei den Elementen Pb, Cd, Cu, und Zn für gleitende Mittelwerte der Untersuchungsergebnisse des zurückliegenden 12-Monats-Zeitraumes einer Anlage die Werte des RAL UZ 45 (Blauer Engel)
- Bei den Elementen Pb, Cd, Cu und Zn für die Einzelwerte der Analysen die Werte des RAL GZ 251

Bei den Elementen Cr, Ni und Hg generell: Werte des UZ 45 entspr. RAL GZ 251
Für die zu regelnden organischen Schadstoffe sind entsprechende Festlegungen zu treffen.

zu Verbote des Inverkehrbringens und Verwertens

Für Regelungen in bezug auf die Schadstoffe ergibt sich ein dreistufiges Vorgehen:

1. Verbesserung des Schutzstatus der Böden durch Festlegung von maximalen Schadstoffkonzentrationen auf der Grundlage von Hintergrundwerten. Dieser Wert ist wesentlicher Maßstab zur Vermeidung von nicht tolerierbaren Anreicherungen von Schadstoffen.
2. Begrenzung der Einträge durch Festlegung von maximal zulässigen Schadstofffrachten, einheitlich für alle landbaulich zu verwertenden Abfälle. Sie dienen der Ermittlung der verbleibenden Verwertungszeiträume. Diese sind umso größer, je weiter die maximal zulässige Fracht unterschritten wird.
3. Qualitätssicherung bzw. Qualitätsverbesserung durch Festlegung von abfallspezifischen Schadstoffkonzentrationen auf Basis der Trockenmasse bzw. der Asche. Sie dienen als Lenkungshilfe für die Abfallwirtschaft zur Reduktion der Schadstoffanteile im Abfall.

Ausgehend vom aktuellen Schadstoffgehalt im Boden eines Standortes kann eine Eintragsgesamtfracht errechnet werden, die angibt, welche Mengen an nicht abbaubaren Schadstoffen bei Verteilung im Bearbeitungshorizont zum Erreichen des Bodengrenzwertes führt (bei - unterstellt - unbedenklichen Austrägen). Im Sinne eines Gesamtkonzeptes des Bodenschutzes, das auch die Einträge über andere Pfade (Luft, Bearbeitung, Düngung, ggf. auch Wasser) berücksichtigt, sollte die zulässige Eintragsfracht in bezug auf die verschiedenen relevanten Pfade quotiert werden.

Aufbringungsmengen von Komposten und anderen organischen Abfällen sind durch eine Frachtregelung für Schadstoffe zu begrenzen, die sich an den Werten der Tabelle 2 orientieren könnte.

Tab. 2: Vorgeschlagene zulässige Schadstofffrachten bei kontinuierlicher Anwendung in der Landwirtschaft (g/ha Jahr) (LABO/ LAGA AG)

Element	Fracht
Pb	700
Cd	7
Cr	320
Cu	530
Ni	200
Hg	4
Zn	2300

3.2 Düngemittelverordnung

Die Düngemittelverordnung bildet die Grundlage für die Zulassung (§1) und Kennzeichnung von Düngemitteln (§ 2). Für die Verwertung von organischen Abfällen ist insbesondere die Anlage 1 von Interesse, in der die zugelassenen Düngemitteltypen beschrieben werden. Im neuen Entwurf wird ein Abschnitt 3a eingefügt „Organische und organisch-mineralische Düngemittel unter Verwendung von Sekundärrohstoffen“.

Voraussetzung für die Zulassung als Düngemittel ist, daß die Sekundärrohstoffe hinsichtlich ihrer Qualität die Anforderungen der Klärschlammverordnung oder noch einer zu erlassenden Bioabfallverordnung erfüllen.

4. Vorschlag für die Festlegung von Bodengrenzwerten

Die Handlungsschwelle der Vorsorge ist nach EBBodSchG das Besorgnisprinzip. Die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung ist gegeben, wenn räumliche, langfristige oder komplexe Auswirkungen auf die Bodenfunktionen stattfinden, die geeignet sind, eine schädliche Bodenveränderung hervorzurufen.

Nach den fachlichen Maßstäben gemäß E-BBodSchG sind für eine Besorgnis beim Schutzgut Boden und die dafür abzuleitenden Vorsorgewerte grundsätzlich von Bedeutung:

- die natürlichen Bodenfunktionen z.B. als Pflanzenstandort und Lebensraum für Bodenorganismen, als Regelungsgröße im Naturhaushalt (Filter, Speicher, Puffer) sowie die Funktion als Standort für land- und forstwirtschaftliche Nutzung
- der Schutz des Bodens für einen mittelbaren Schutz des Grundwassers

- die menschliche Gesundheit (insbesondere durch ingestive oder inhalative Aufnahme von Bodenpartikeln oder aus dem Boden ausgasende Stoffe sowie mittelbar durch bodenbedingte Kontaminationen von Futter- und Nahrungsmitteln einschließlich des Grund- und Trinkwassers)

Bei Böden mit naturbedingt erhöhten Gehalten an Stoffen ("geochemische Besonderheiten") besteht eine Besorgnis schädlicher Bodenveränderungen nur dann, wenn diese Stoffe durch eine bestimmte Bewirtschaftung oder Nutzung freigesetzt wurden bzw. werden oder ein zusätzlicher Eintrag solcher Stoffe über anthropogene Quellen erfolgt ist. Die das Besorgnisprinzip konkretisierende, nicht mehr zu tolerierende Bodenveränderung soll für Schadstoffe durch Vorsorgewerte gekennzeichnet werden.

Tab. 5: Differenzierte Bodenwerte

Bodenart	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Sand	0,4	30	20	0,1	20	40	60
Lehm	0,9	60	40	0,2	40	70	120
Ton	1,5	100	60	0,5	50	100	200

Ergänzend ist denkbar, für Standorte, die die angegebenen Werte bereits heute überschreiten, Sonderregelungen vorzusehen.

5. Zusammenfassung

Um eine dauerhafte, ordnungsgemäße und schadlose Verwertung von Abfällen gewährleisten zu können, sind einheitliche und zwischen den einzelnen Rechtsbereichen abgestimmte Regelungen erforderlich, die die Ziele des vorsorgenden Umweltschutzes berücksichtigen.

Mit Hilfe der beschriebenen - z.T. noch im Entwurf befindlichen - Regelungen muß sichergestellt werden, daß durch die Verwertungsmaßnahmen keine (mehr als geringfügigen) Umweltbeeinträchtigungen entstehen, unabhängig davon, ob es sich um die Verwertung von Abfällen im Bereich der Landwirtschaft, des Landschaftsbaus oder der Rekultivierung handelt.

6. Materialien

- Anonym:** Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)), Bundestagsdrucksache 12/8084, 1994
- Anonym:** Richtlinie 75/442/EWG der Kommission der Europäischen Union
- Anonym:** Düngemittelgesetz, Bundesgesetzblatt I S. 1435, 1989
- Anonym:** Düngeverordnung, Bundesgesetzblatt I Nr. 6 S. 118
- Anonym:** Änderung zur Düngemittelverordnung, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Ressortentwurf Januar 1997
- Anonym:** Richtlinie 96/28/EWG der Kommission der Europäischen Union
- Anonym:** Gesetz zum Schutz des Bodens, Kabinetentwurf, November 1996
- Anonym:** Bundesverordnung zur Verwertung biologisch abbaubarer Abfälle auf Flächen, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Entwurf, Februar 1996/ Dezember 1996
- Anonym:** Vorschlag zur Struktur einer Bioabfallverordnung des Bundes, der LABO/LAGA AG M10, Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz Geschäftsstelle, Senat für Umweltschutz- und Stadtentwicklung Berlin
- Anonym:** Klärschlammverordnung, BGBl.I, S. 912, 1992
- Anonym:** 3. Verwaltungsvorschrift zum Landesbodenschutzgesetz Baden-Württemberg
- Anonym:** Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln -, Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20/1,2; Erich Schmidt Verlag, Hamburg, 1994
- Anonym:** Anforderungen an die Verwertung von Biokompost und Klärschlamm bei der Rekultivierung von langjährig devastierten Flächen der Braunkohlentagebaue in den neuen Bundesländern, LABO/LAGA AG Abfallverwertung auf devastierter Fläche, Heft 5 der Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz 1995
- Anonym:** Hintergrund- und Referenzwerte für Böden, LABO-Reihe 4, LABO (Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft "Bodenschutz"), Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, 1995
- Kluge, G. und G. Embert:** Das Düngemittelrecht - mit fachlichen Erläuterungen,, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 1996

Flächenhafte Verwertung von organischen Abfällen und landwirtschaftlichen Wirtschaftsdüngern im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft

von

Beisecker, R.; Gäth, S.; Frede, H.-G.*

Einleitung

Das Gesetz zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen (KrW-/AbfG) räumt der Vermeidung Priorität vor der Verwertung von Abfällen ein. Bei der Verwertung von Abfällen wird der stofflichen (Sekundärrohstoffe) Vorrang vor der energetischen Verwertung (Verbrennung) eingeräumt. Die bisher übliche Abfallentsorgung ist nur noch für besonders belastete und überwachungsbedürftige Abfälle zulässig. Neben der Schonung der natürlichen Ressourcen durch die Substitution von Rohstoffen und Energie ist die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle und die Schließung der Stoffkreisläufe vorrangiges Ziel des Gesetzes. Im Sinne der Kreislaufwirtschaft sind auch die organischen Abfälle wieder auf die Produktionsflächen zurückzuführen. Damit sollen mineralische Düngemittel ersetzt und knapper Deponieraum eingespart werden.

Eine flächenhafte Verwertung dieser Abfälle bedeutet neben der erwünschten Zufuhr von organischer Substanz und Nährstoffen immer auch einen Eintrag von unerwünschten Schadstoffen in den Boden. Nach dem Entwurf zum Bundes-Bodenschutzgesetz ist der Boden jedoch vor schädlichen Veränderungen und Verunreinigungen zu schützen. Die flächenhafte Verwertung der organischen Abfälle steht deshalb in dem Zielkonflikt, die gewünschten Vorteile der Rückführung der organischen Substanz und der Nährstoffe (Kreislaufwirtschaft) gegen die ökologischen Nachteile des damit verbundenen Schadstoffeintrags in den Boden (Bodenschutz) abzuwägen.

Menge, Qualität und Verwertung organischer Reststoffe

Für die flächenhafte Verwertung geeignet sind neben dem Klärschlamm vor allem die Bio- und Grüngutkomposte. Weiterhin werden die landwirtschaftlichen Wirtschaftsdünger Gülle, Festmist und Jauche in die Ausführungen eingeschlossen. Wie Tabelle 1 zeigt, ist der jährliche Mengenanfall an Wirtschaftsdüngern wesentlich größer als der Anfall an Klärschlamm und Kompost.

Tabelle 1: Geschätzter jährlicher Anfall von Klärschlamm, Biokompost und Wirtschaftsdüngern; Stand 1995 (n. Beisecker et al., 1996; Eurich-Menden et al., 1996)

	Mio. t FS	Mio. t TS
Wirtschaftsdünger	-	28,6
• Gülle	158,7	9,8
• Festmist	73,3	18,4
• Jauche	15,0	0,4
Klärschlamm	60,0	3,0
Biokompost	2,0	1,3
Rindenprodukte	0,6	0,3

Entscheidend für die stoffliche Verwertung ist neben der Menge und dem daraus resultierenden Flächenbedarf vor allem die Qualität der organischen Reststoffe. Neben den physikalischen (Körnung,

* Dr. Richard Beisecker, Prof. Dr. Stefan Gäth, Prof. Dr. Hans-Georg Frede
Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V., Hainerweg 33, 35435 Wettenberg

TS-Gehalt, Störstoffe etc.) und biologischen Eigenschaften (Rottegrad, Hygiene, Pflanzenverträglichkeit) sind vor allem die chemischen Eigenschaften-entscheidende Qualitätskriterien. Hier sind neben den wertgebenden Inhaltsstoffen (Nährstoffe, organ. Substanz, C/N-Verhältnis, pH, Salzgehalt etc.) insbesondere die wertmindernden Inhaltsstoffe (Schwermetalle, organ. Schadstoffe) entscheidend für die Anwendbarkeit und die zulässigen Aufwandmengen. Die Qualität hängt dabei in großem Maße von der Herkunft der Ausgangsmaterialien (ländlich, städtisch, industriell) sowie dem Aufbereitungs-, Lagerungs- und Herstellungsverfahren ab. Sowohl bei Klärschlamm und Kompost als auch bei den landwirtschaftlichen Wirtschaftsdüngern sind demzufolge große Spanneiten der Nährstoffgehalte festzustellen. Während Klärschlamm vor allem ein N/P-Dünger, ggfs. auch Kalkdünger ist, haben Komposte ein relativ ausgewogenes Nährstoffverhältnis mit geringeren N-Gehalten und etwas höheren K- und Ca-Gehalten (Tab. 2). Bei den Wirtschaftsdüngern schwanken die Nährstoffgehalte in Abhängigkeit von der Tierart, dem Alter der Tiere, der Produktionsrichtung, der Haltungsform, der Fütterung sowie der Lagerung. Sowohl für die organischen Abfälle als auch für die landw. Wirtschaftsdünger sind deshalb exakte Analysen der Nährstoffgehalte vor der Ausbringung unverzichtbar, um die ausgebrachten Nährstofffrachten ermitteln zu können.

Tabelle 2: Mittlere Nährstoffgehalte im Klärschlamm und Kompost in kg/t TS (vgl. *Beisecker et al., 1996*)

Nährstoff	N _{Ges}	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
Klärschlamm	38	6	36	4	10	74
Kompost	12		7	13	8	27

Auch die Schwermetallgehalte schwanken je nach Herkunft, Ausgangsmaterial und Aufbereitung beträchtlich. Klärschlämme weisen i.d.R. eine höhere Schwermetallbelastung auf, vor allem Pb, Cr, Cu und Zn, als Biokomposte (Tab. 3). Lediglich Pb und Zn treten in vergleichbaren Konzentrationen wie im Klärschlamm auf. Die Schwermetallgehalte der Komposte liegen i.d.R. im Bereich der unvermeidlichen Grundbelastung, wobei das Reduzierungspotential bei Klärschlämmen durch verschärfte Indirekteinleiterüberwachung noch auf ca. 20 - 30 % geschätzt wird. Wirtschaftsdünger haben insgesamt sehr niedrige Schwermetallgehalte, weisen aber bei Cu, Ni und in Festmist auch bei Zn deutlich erhöhte Gehalte auf, die z.T. sogar über der Belastung in Klärschlämmen liegen. Bei den Wirtschaftsdüngern gibt es keine Regelung über die maximal zulässige Schwermetallbelastung.

Tabelle 3: Richtwerte für maximal zulässige und durchschnittliche Schwermetallgehalte im Klärschlamm Kompost und Wirtschaftsdünger in mg/kg TS

Schwermetall	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Klärschlamm							
Abf-/KlärVO, 1992	900	10	900	800	200	8	2.500
mittlerer Gehalt	159	4	91	330	39	3	1.381
Kompost							
BioKompV-E, 1996	150	1,5	100	100	50	-	500
mittlerer Gehalt	42-83	0,3-1,2	22-51	25-48	10-36	0,1-0,4	108-249
Wirtschaftsdünger							
Gülle, allgemein	8,4-11,0	0,3-0,8	3,2-9,0	45-294	7,1-38,0	-	222-896
Festmist, allgemein	-	-	-	63-125	-	-	500-11500

In allen organischen Abfällen reichern sich die oberflächenaktiven, lipophilen und persistenten organischen Schadstoffe unserer Industriegesellschaft an. Während die Klärschlämme regelmäßig auf die in der AbfKlärV aufgeführten organischen Schadstoffe untersucht werden (Tab. 3), gibt es sowohl bei den Biokomposten (Tab. 4) als auch bei den landw. Wirtschaftsdüngern keine ausreichende Datenbasis über die Belastung mit organischen Schadstoffen. Hier besteht noch ein erhebliches

Untersuchungs- und Forschungsdefizit. Auch fehlen im Entwurf der BioKompV-E Grenzwerte für organische Schadstoffe in Kompostmaterialien; eine fachlich gesicherte Beurteilung ist jedoch z.Z. aufgrund der geringen Datenbasis nicht möglich.

Tabelle 4: Mittlere organische Schadstoffgehalte in Klärschlämmen und Komposten (aus Beisecker et al., 1996)

Schadstoff/-gruppe	Klärschlamm		Kompost	
	mittlere Gehalte	AbfklärV (1992)	mittlere Gehalte	BioKompV-E (1996)
AOX [mg/kg TS]	100 - 206	Σ 500	74 - 166	-
PCB [mg/kg TS] (28, 52, 101, 138, 153, 180)	< 0,1 - 0,16	0,2; Σ 1,2	0,02 - 0,09	-
PCDD/PCDF [ng I-TE/kg TS]	30 - 60	100	10 - 21	-
CKW [mg/kg TS]	0,05 - 0,2	-	-	-
Phtalate [mg/kg TS] DEHP	0 - 8 100 - 500	-	-	-
Tenside [%d. TS]	2 - 4	-	-	-
PAK [mg/kg TS]	1 - 7	-	0,4 - 3,4	-
Phenol-Index [mg/kg TS]	5 - 8	-	0,8	-

Entscheidend für die Beurteilung der Nähr- und Schadstoffgehalte sind die bei Ausschöpfung der Anwendungsobergrenzen zugeführten Frachten. Nach dem Bilanzkonzept sind dabei die zugeführten Nährstoff- und Schadstofffrachten den mittleren Flächenentzügen gegenüberzustellen. Eine beispielhafte Nährstoffbilanzierung (Tab. 5) zeigt, daß die gesetzlich zulässigen Aufwandmengen bei Biokompost zu hoch sind. Hier ist eine Reduzierung auf 5 - 7 t TS/ha u. Jahr geboten. Dies gilt mittel- und langfristig (Bilanz) auch dann, wenn die geringere Nährstoffwirkung im Anwendungsjahr berücksichtigt wird. Auch bei den Wirtschaftsdüngern sind die mit 2 DE/ha zugeführten Nährstoffmengen deutlich zu hoch; hier ist eine Reduzierung auf max. 1, 5 DE/ha notwendig.

Tabelle 5: Vergleich der Nährstoffzufuhr bei Ausschöpfung der Anwendungsobergrenzen mit den Nährstoffentzügen zweier Beispielfruchtfolgen [kg / ha u. Jahr]

	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Nährstoffzufuhr			
Klärschlamm 1,67 t TS/ha	63	60	6,7
Biokompost 10 t TS/ha	120	70	130
Festmist 2 DE/ha			
• Rinder 26,5 t/ha	159	106	186
• Schweine 17 t/ha	119	136	85
• Hühner 6,5 t/ha	162	130	72
Gülle 2 DE/ha			
• Rinder 35 m ³ /ha	158	70	245
• Schweine 25 m ³ /ha	162	100	100
• Hühner 25 m ³ /ha	162	125	75
Nährstoffentzug			
Markfruchtbetrieb*	101	51	73
Schweinemastbetrieb**	112	56	169

*) Markfruchtbetrieb viehlos, 3-gliedrige Fruchtfolge; n. Fischer et al., 1993

**) Schweinemastbetrieb, Ernterückstände werden abgefahren; n. Fischer et al., 1993

Bezüglich der Schadstoffbelastung zeigt eine beispielhafte Schwermetallbilanzierung, daß es bei landwirtschaftlichen Kulturen i.d.R. immer zu einer Schwermetallanreicherung im Boden kommt,

da der Fruchtfolgeentzug i.d.R. sehr niedrig ist (Tab. 6). Trotz geringerer Schwermetallgehalte sind die zugeführten mittleren Frachten bei Kompost aufgrund der hohen zulässigen Aufwandmengen von 10 t/ha/a höher als bei Klärschlamm. Auch hiernach ist eine Reduzierung der zulässigen Aufwandmengen unbedingt notwendig (Gäth, 1997). Bei Wirtschaftsdüngern kommt es nur bei Cu und Zn zu nennenswerten Einträgen in den Boden, die durchaus in der Größenordnung der Klärschlammwanwendung liegen. Hier sollten alle Anstrengungen unternommen werden, die Belastung in den Wirtschaftsdüngern zu reduzieren (Fütterung, Haltung etc.) (vgl. Wilcke & Döhler, 1993).

Tabelle 6: Mittlere und maximale Schwermetallfrachten im Vergleich zum Ernteentzug einer 3-jährigen Beispielfruchtfolge (WW, WG, ZR); Angaben in g/ha u. Jahr

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
Klärschlamm (1,67 t TS/ha)						
mittlere Fracht	265	6,3	152	551	64	2201
max. Fracht	1500	16,5	1500	1333	333	4167
Kompost (10 t TS/ha)						
mittlere Fracht	831	8	358	465	205	2491
max. Fracht	1500	15	1000	1000	500	4000
Rindergülle (1 GV/ha)	36	2,1	42	192	30	1170
Schweinegülle (1 GV/ha)	27	2,5	39	2328	40	4647
Fruchtfolge-Entzug	0,21	0,02	0,41	2,1	0,39	16

Schlussfolgerungen

Für eine umweltverträgliche Anwendung von organischen Abfällen und Wirtschaftsdüngern sollten folgende Grundsätze beachtet werden:

- Die zulässigen Ausbringungsmengen sind durch Bilanzierung der Nähr- und Schadstofffrachten zu ermitteln. Dabei ist eine ausgeglichene Bilanz anzustreben (Minimierungsgebot).
- Die Schadstoffgehalte in den organischen Abfällen und auch in den Wirtschaftsdüngern sind auf die absolut unvermeidliche Grundbelastung zu reduzieren.
- Das Flächenpotential für die umweltgerechte Verwertung ist sowohl vom Schadstoffgehalt der organischen Reststoffe (Grenz- und Richtwerte) als auch von der Hintergrundbelastung der Böden (LABO-Werte) abhängig.
- Bei der Beurteilung der zulässigen Schadstoffkonzentrationen sind die Sorptions- und Retardationseigenschaften der Böden zu berücksichtigen (Gäth, 1996). Nicht die Bodengrenzwerte, sondern die standortspezifische Verlagerungs- und Auswaschungsgefahr ist entscheidend.

Literatur:

Beisecker, R., S. Gäth, H.-G. Frede, 1996: Flächenhafte Verwertung von organischen Abfällen einschließlich der landwirtschaftlichen Wirtschaftsdünger im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft. Studie im Auftrag des Deutschen Bundestages, Januar 1996.

Eurich-Menden, B., R. Wegener, S. Hackenberg, 1996: Humuswirtschaft in Deutschland. Literaturstudie. Inst. f. Bodenkunde, Gießen, Oktober 1996.

Fischer, P., H. Rasp, H. Döhler, L. Popp, 1993: Kompostanwendung - Aspekte der Pflanzenernährung. In: KTBL-Arbeitspapier 191 Kompostierung und landwirtschaftliche Kompostanwendung S. 125-151.

Gäth, S., 1996: Verlagerungspotentiale für Schwermetalle im Boden. - Forum Städte-Hygiene, 47, 353-357.

Gäth, S., 1997: Verhalten ausgewählter Schwermetalle im Boden nach langjähriger Müllkompostanwendung. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (dieser Band).

Wilcke, W., H. Döhler, 1993: Schwermetalle in der Landwirtschaft - KTBL-Arbeitspapier 217, 48 S.

Inhaltsstoffe und Stofffrachten von Grünguthäcksel bei der Direktverwertung auf landwirtschaftlich genutzten Böden

von

Brandt, M.*; Wildhagen H.*

Einleitung

Das Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) (BMU, 1994) führte dazu, daß zunehmend Grünschnitt aus privaten Hausgärten und der Landschaftspflege sowie Parkabfälle als Bioabfall anfällt. Mit der geplanten Bioabfall- und Kompostverordnung (BioKompV), bzw. dessen Diskussionspapiere (BMU, 1996a; BMU 1996b), wird die Erfassung, Inverkehrbringung und Verwertung von Bioabfällen. gefördert und geregelt

Grünschnitt und Parkabfälle (überwiegend Stauchschnitt) wird von den Landwirten eingesammelt bzw. entgegengenommen, die das Material nach dem Schreddern (Grünguthäcksel) anschließend unkompostiert auf ihren Ackerflächen ausbringen. Durch dieses Verfahren ist eine hohe Kontrolle hinsichtlich Verunreinigungen des Grünguthäcksel (GGH) gegeben. Die Folge ist ein nahezu fremdstofffreier GGH dessen Schadstoffbelastung nur noch auf geogene und atmosphärische Quellen zurückzuführen ist. GGH von Straßenböschungen sowie anderen Einzugsräumen, die zu einer starken Anreicherung mit Schadstoffen führen, sind von der landwirtschaftlichen Verwertung auszuschließen.

Die landwirtschaftliche Direktverwertung von GGH ist zukünftig jedoch nur gestattet, wenn das GGH auf der Grundlage des novellierten Düngemittelrechts (KLUGE und EMBERT, 1996) eine Zulassung als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoff bzw. Kultursubstrat erhält. Diese Zulassung von GGH erfolgt nur unter Beachtung der Wertstoffaspekte und Schadstoff-/Risikoaspekte. Der Wertstoffaspekt ist erfüllt, wenn der GGH-Einsatz nach den Regeln guter fachlicher Praxis einen meßbaren Nutzen erzielt. Die stoffliche Unbedenklichkeit des GGH für das System Boden-Pflanze (Schadstoff-/Risikoaspekt) muß gewährleistet sein (VDLUFA, 1996).

Material und Methoden

Im Zeitraum von 1994 bis 1996 wurden im Landkreis Göttingen (Süd-niedersachsen) 52 Grünguthäckselproben aus verschiedenen Ortschaften gesammelt und auf ihre Nährstoffgesamtgehalte, löslichen Nährstoffgehalte, Schwermetallgehalte sowie weitere allgemeine Parameter untersucht. Im Rahmen der Untersuchungen zur „Produktionsintegrierten GGH-Anwendung auf erosionsgefährdeten Böden“ wurden vorläufige Anwendungsempfehlungen erarbeitet, auf deren Basis Nährstoff- und Schadstofffrachten, die aus einer Direktverwertung von GGH resultieren, berechnet wurden. Die Gegenüberstellung der Nährstoff- und Schwermetallgehalte sowie deren Frachten mit den Grenz-

* Fachgebiet Bodenkunde, Universität Gh Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, D-37213 Witzenhausen

werten und -frachten ermöglicht eine Bewertung des Bioabfalls „Grünguthäcksel“ auf der Basis der zur Zeit diskutierten Regelwerke.

Ergebnisse und Diskussion

GGH ist ein Strukturmaterial, das, wie BRANDT und WILDHAGEN (1996) zeigen konnten, bei oberflächiger Anwendung die Bodenstruktur verbessert und im besonderen Maße vor Bodenerosion schützt. Aus den hierbei gewonnenen Ergebnissen ergab sich die in Tab.1 dargestellte Anwendungsempfehlung für GGH.

Tab. 1: Empfohlene Ausbringungsmengen und -termine von Grünguthäcksel innerhalb einer 3-jährigen Fruchtfolge

Fruchtfolge	Zuckerrüben Mais	Winterweizen Winterweizen	Wintergerste Wintergerste
Ausbringungsmenge	50 m ³ FM/ha	50 m ³ FM/ha	
Ausbringungszeitpunkt	nach der Saat	bei gefrorenem Boden in den Bestand	

Tab. 2: Lösliche und gesamte Nährstoffgehalte von Grünguthäcksel (n = 54)

	lösliche NS				Gesamt-NS				
	NO ₃ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
	g/kg TM								
Mittelwert	0,3	0,6	3,4	0,4	8,5	2,9	5,5	2,4	14,9
% von Ges.-NS	3,4	20,9	62,9	27,7	-	-	-	-	-
Median	0,1	0,4	3,2	0,4	8,4	2,9	5,1	2,1	12,9
Max.	1,5	1,9	7,4	0,8	10,9	4,5	10,6	9,1	64,0
90% Percentil	0,6	1,2	5,2	0,6	9,9	4,1	8,9	3,4	22,7
10% Percentil	0,1	0,2	2,0	0,3	7,1	2,0	3,5	1,4	6,6
Min.	0,0	0,1	1,2	0,2	6,2	1,6	3,0	0,8	4,4

Die in Tab.1 dargestellten erheblichen Nährstoffgehalte lassen mittelfristig eine Düngewirkung des GGH erwarten. Im Vergleich zu den Entzügen einer Fruchtfolge (Abb.1) schöpfen die Nährstofffrachten den Nährstoffbedarf jedoch nicht voll aus, so daß ein Teil des Nährstoffbedarfes über eine mineralische Düngung erfolgen kann, die aus pflanzenbaulicher Sicht eine optimale Bestandesführung erlaubt. Mittelfristig ist bei der in Tab.1 empfohlenen GGH-Anwendung mit keiner hohen Nährstoffanreicherung zu rechnen.

Das Erstellen einer Schwermetallbilanz, die den Variabilitäten von Böden und Bewirtschaftungsweisen mit unterschiedlichen Einträgen und Entzügen an Schwermetallen gerecht wird, ist schwierig. Eine Regelung, die gleichzeitig die Grenzfrachten für Schadstoffe mit den Schwermetallgehalten des Bodens (Grenzwerte unter Berücksichtigung von regionalen Hintergrundwerten) berücksichtigt, wird zur Zeit rege diskutiert.

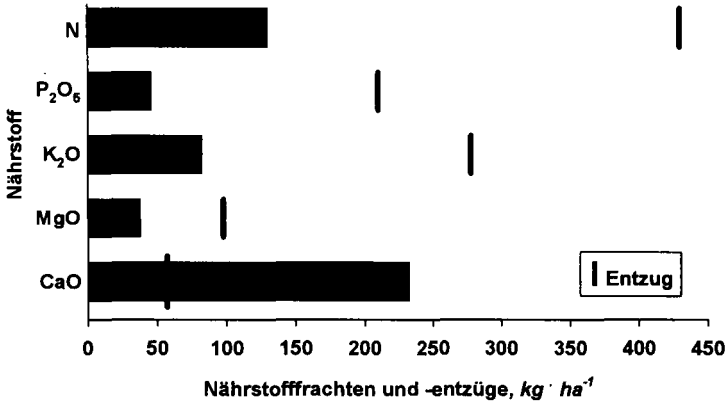


Abb. 1: Nährstofffrachten bei der Anwendung von Grünguthäcksel (Bezugsbasis: 100 m³ FM/ha · 3 Jahre) im Vergleich zu den Nährstoffentzügen einer 3-jährigen Fruchtfolge (ZR-WW-WG).

Die Gegenüberstellung der Schwermetallgehalte und -frachten bei der Anwendung von Grünguthäcksel im Vergleich zu den Schwermetallgrenzwerten und -frachten nach den Vorgaben des Entwurfes der BioKompV (BMU, 1996b) und dem restriktiverem Vorschlag der AG aus LABO und LAGA (BVB, 1996) ist in Tab.3 und 4 vorgenommen worden. Im Mittel erreichen die Schwermetallgehalte des GGH nur ca. 10 % der zulässigen Grenzwerte nach BMU (1996b). Die höchste Ausschöpfung des Grenzwertes wird beim Cd mit 14,0 % erreicht. Wird die Ausschöpfung der Grenzfrachten zur qualitativen Bewertung des GGH herangezogen, so wird bei der GGH-Verwertung für das Cd (Mittelwert) die höchste Ausschöpfung von 22,9 % des LABO/LAGA Wertes erreicht. Ein Vergleich der Maximalgehalte und -frachten (Tab.3 und 4) zeigt keine Überschreitung der Grenzwerte nach BMU (1996b) und der Grenzfrachten nach LABO/LAGA.

Tab. 3: Schwermetallgehalte von Grünguthäcksel (n = 53) im Vergleich zum Entwurf der BioKompV (BMU, 1996b)

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	ppm TM					
BioKompV	150	1,5	100	100	50	500
Mittelwert GGH	6,8	0,21	5,6	7,4	4,0	51,1
% von BioKompV	4,5	14,0	5,6	7,4	8,0	10,2
Median	5,3	0,19	4,7	7,1	2,6	48,0
10. Perzentil	3,0	0,1	2,2	5,2	1,4	37,2
90. Perzentil	8,7	0,26	10,9	9,9	7,8	64,8
Minimum	1,5	0,1	1,0	3,9	1,0	29,0
Maximum	43	0,76	18	17	18	131

Tab. 4: Schwermetallfrachten bei der Anwendung von Grünguthäcksel¹⁾ (n = 52) im Vergleich zu Schwermetallgrenzfrachten nach den Vorgaben des Entwurfes der BioKompV (BMU, 1996b) und dem Vorschlag der AG aus LABO und LAGA (BVB, 1996)

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	<i>g/ha · a</i>					
BioKompV	1500	15	1000	1000	500	5000
LABO/LAGA	700	7	320	530	200	2300
Mittelwert GGH ¹⁾	52	1,6	44	55	31	392
% von BioKompV	3,5	10,7	4,4	5,5	6,2	7,8
% von LABO/LAGA	7,4	22,9	13,8	10,4	15,5	17,0
Median	39	1,5	35	52	21	359
10. Percentil	23	1,0	17	39	10	249
90. Percentil	67	2,1	83	76	64	527
Minimum	10	0,6	6	25	6	185
Maximum	332	6,5	182	110	182	1044

¹⁾ Bezugsbasis: 50 m³ FM /ha · a

Bei einem dreistufigen Qualitätssicherungsverfahren des VDLUFA (1996), das in Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung (Grenzfrachten) des GGH erfolgen soll, träge für die GGH-Anwendung, wie sie in Tab.1 empfohlen wird, ein stark reduziertes Verfahren zu, bei dem Bodenuntersuchungen und eine Nachweisführung entfallen würden und die Produktkontrolle (GGH) nur an Stichproben erfolgen würde. Alternativ zu den Produktanalysen könnten vorhandene oder in der Erstellung befindliche Analysendatenbanken genutzt werden. Es sollten aber dennoch regelmäßig gezielte Bodenuntersuchungen durchgeführt werden, um auf Veränderungen der Nährstoff- und Schwermetallgehalte rechtzeitig reagieren zu können.

Die Analysendaten dieser Arbeit fließen mit denen aus Baden-Württemberg in eine Datenbank ein, die vom BMU in Auftrag gegeben worden ist und zur Zeit vom KTBL erstellt wird.

Literatur

- BML (1996): Die neue Düngeverordnung. Verordnungstext, Erläuterungen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) Bestell-Nr. 312-21/96
- BMU (1994): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (KrW/AbfG). Information des Bundesumweltministeriums. Nr. 9/1994
- BMU (1996a): Diskussionspapier zu einer Bioabfall- und Kompostverordnung (BioKompV). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Stand: 24. Mai 1996
- BMU (1996b): Verordnung über die Verwertung von biologisch abbaubaren Abfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen (BioKompV). Entwurf. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Stand: 16. Dezember 1996
- BRANDT, M. und WILDHAGEN, H. (1996): Grünguthäcksel verhindert Bodenerosion. Mais 24, 150 - 152
- BVB (1996): Stellungnahme des Bundesverband Boden (BVB) e.V. zum Entwurf einer Bioabfall-/Kompostverordnung des Bundes vom 16.12.1996.
- KLUGE, G. und G. EMBERT (1996): Das Düngemittelrecht. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- VDLUFA (1996): Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate. Standpunkt des VDLUFA, 23. Oktober 1996

Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Bioabfallverwertung im Bereich Landschaftsbau/ Rekultivierung

von

Delschen, Th.*

1. Einleitung / Problemstellung

Der im Bereich Landschaftsbau/Rekultivierung in der Praxis häufige Anwendungsfall der **einmaligen** Anwendung **größerer** Mengen biologisch abbaubarer Abfälle vor der Begrünung einer Fläche erfordert, daß dabei aus Gründen des Natur-, Boden- und Gewässerschutzes besondere Anforderungen an eine Begrenzung der damit verbundenen Nährstoffeinträge gestellt werden. Für diesen Anwendungsbereich wurde daher ein **Vorschlag für ein Bewertungskonzept** erarbeitet, der nachfolgend dargestellt und erläutert wird, und der zwischenzeitlich in das "Diskussionspapier zu einer Bioabfall- Kompostverordnung" vom Mai 1996 des Bundesumweltministeriums übernommen worden war. Weitere Details, die hier aus Platzgründen nicht dargestellt werden können, sind an anderer Stelle ausgeführt (DELSCHEN et al., 1996).

Das Konzept, das eine Weiterentwicklung und Überarbeitung eines früheren Ansatzes darstellt (LABO, 1995), wurde aus systematischen Gründen in (zunächst) 2 Abschnitte geteilt. Im ersten Abschnitt werden die allgemeinen, d. h. die für eine Verwertung aller in Frage kommenden biologisch abbaubaren Abfälle geltenden Grundsätze dargestellt. Im zweiten Abschnitt werden dann die allgemeinen Anforderungen für den speziellen Fall der Fertigungskomposte aus Bioabfall konkretisiert. Später könnten weitere Abschnitte für andere Abfallarten angeschlossen werden.

2. Allgemeine Grundsätze

Angesichts der im Bereich Landschaftsbau/Rekultivierung zur Bodenverbesserung meist üblichen großen Anwendungsmengen und des im Vergleich zu den damit ausgebrachten Nährstofffrachten als relativ gering anzusehenden Nährstoffbedarfes der Folgevegetation sollten in diesem Bereich grundsätzlich nur nährstoffarme Abfallstoffe eingesetzt werden. Hinsichtlich des tatsächlichen **Nährstoff- bzw. Düngbedarfes verschiedener Vegetationstypen** im Landschaftsbau lassen sich aus der Literatur (DIN 18919, ALT und RIMMEK, 1995) vereinfacht die in Tabelle 1 genannten Werte für verschiedene Nutzungsklassen abschätzen.

In Abhängigkeit dieser im Nährstoff-/Düngbedarf unterschiedlichen Nutzungsklassen sind die unschädlichen Nährstoffeinträge weiterhin nach **Standortkriterien** sowie unter Berücksichtigung der **Nährstoffverfügbarkeit** in den ausgebrachten biologisch abbaubaren Abfällen zu differenzieren.

Im Hinblick auf eine mögliche Grundwasserbelastung mit **Stickstoff** ist eine Einbeziehung des standörtlichen Verlagerungsrisikos für lösliche Stickstoffverbindungen (v. a. Nitrat) von Bedeutung. Für eine Beurteilung eignet sich die sogen. "Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum". Diese Größe, die nach DIN E 19732 berechnet werden kann, beschreibt, wie häufig im Verlauf eines Jahres die Bodenlösung in der effektiven Wurzelzone im Zuge der Sickerwasserverlagerung ausgetauscht wird. Ist die Austauschhäufigkeit hoch (> 100 %), so ist davon auszugehen, daß im Wurzelraum vorhandenes Nitrat, das nicht von den Pflanzenwurzeln aufgenommen wird, im Laufe einer Sickerperiode aus dem Wurzelraum ausgetragen und damit zumindest potentiell in das Grundwasser eingetragen wird. Bei kleiner Austauschhäufigkeit (< 100 %) findet dagegen innerhalb einer Sickerperiode eine mehr oder minder starke Nitratverlagerung innerhalb des

Tabelle 1: Nährstoff- bzw. Düngbedarf verschiedener Nutzungen im Bereich Landschaftsbau/ Rekulktivierung, der durch Ausbringung biologisch abbaubarer Abfälle gedeckt werden kann

Nutzungs- klasse	Nutzung	Stickstoff ¹⁾ kg N /ha	Phosphat ²⁾ kg P ₂ O ₅ /ha	Kalium ³⁾ kg K ₂ O/ha
A 1	Strapazierrasen; Zierrasen	200	300	500
A 2	Gebrauchsrasen; Rosenbeete	100	150	300
A 3	Landschaftsrasen; Staudenbeete; Gehölzflächen	50	100	200
A 4	Landschaftsgehölze, Begrünung von Landschaftsbauwerken; Schaffung nährstoffarmer Standorte	0 - 30	40	100
B	Landwirtschaftliche Rekulktivierung	170	300	500
C	Forstliche Rekulktivierung	50	100	200

- 1) Pflanzenverfügbarer Stickstoff; in geringem Umfang ist u. U. eine zusätzliche mineralische Düngung möglich
- 2) Düngbedarf für 4 - 5 Jahre bei mittlerem Versorgungszustand des Bodens
- 3) Düngbedarf für 3 Jahre bei mittlerem Versorgungszustand des Bodens

Wurzelaumes statt, so daß in der darauf folgenden Vegetationsperiode zuvor verlagertes Nitrat für eine Pflanzenaufnahme erneut zur Verfügung steht. Lediglich auf Standorten, bei denen auftretendes Sickerwasser gefaßt und einer Kläranlage mit Stickstoff-Elimination zugeführt wird, ist die o. g. Standortdifferenzierung ohne Bedeutung. Damit lassen sich die in Tabelle 1 genannten Stickstoffmengen durch Zu- bzw. Abschläge nach dem standörtlichen Verlagerungsrisikos wie folgt differenzieren (Tabelle 2).

Tabelle 2: Maximal zulässige Frachten an verfügbarem Stickstoff bei einmaliger Anwendung biologisch abbaubarer Abfälle im Bereich Landschaftsbau / Rekulktivierung (kg N / ha)

Nutzungs- klasse	Nutzung	Standörtliches Verlagerungsrisiko		
		I	II	III
A 1	Strapazierrasen; Zierrasen	130	200	270
A 2	Gebrauchsrasen; Rosenbeete	70	100	130
A 3	Landschaftsrasen; Staudenbeete; Gehölzflächen	30	50	70
A 4	Landschaftsgehölze, Begrünung von Landschaftsbauwerken; Schaffung nährstoffarmer Standorte	0 - 20	0 - 30	0 - 50
B	Landwirtschaftliche Rekulktivierung	120	170	220
C	Forstliche Rekulktivierung	30	50	70

Schließlich ist bei der Beurteilung der Stickstoffzufuhr über biologisch abbaubare Abfälle zu berücksichtigen, daß nur ein Teil des gesamt zugeführten Stickstoffs (N_t) im ersten Jahr nach der Ausbringung pflanzenverfügbar und damit auch potentiell verlagerbar wird. Zu diesem verfügbaren Stickstoff (N_{verf}) ist in der Regel der im Abfall zum Zeitpunkt der Ausbringung enthaltene mineralische Stickstoff (NO₃-N und NH₄-N) sowie ein Anteil des organischen Stickstoffs zu berücksichtigen, der kurzfristig durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden mineralisiert wird. Die Höhe dieses

Anteiles hängt unter anderem wesentlich von der Art und den Eigenschaften der im Abfall enthaltenen organischen Substanz ab. Damit ergibt sich, daß der insgesamt als verfügbar zu berücksichtigende Anteil des Gesamtstickstoffes für jede der zur Verwertung vorgesehenen biologisch abbaubaren Abfallart einzeln festgelegt werden muß.

Bei den Nährstoffen **Phosphat und Kalium** erfordert eine umweltverträgliche Abfallverwertung eine Berücksichtigung des am Aufbringungsort bereits vorhandenen Nährstoffversorgungszustandes des Bodens. Die in den zu verwertenden biologisch abbaubaren Abfällen enthaltenen Phosphat- und Kaliumgehalte sind dabei zu 100 % anzurechnen. Die in Tabelle 1 genannten zulässigen Nährstofffrachten gelten für Böden, die aufgrund einer Bodenuntersuchung vor der Ausbringung biologisch abbaubarer Abfälle in die Nährstoffversorgungsstufe "C" nach VDLUFA-Düngungsempfehlungen einzuordnen sind. Für Böden der Versorgungsstufe "A" sind die 2fachen, für solche der Versorgungsstufe "B" die 1,5fachen und für Böden der Versorgungsstufe "D" die 0,5fachen Nährstofffrachten zulässig. Ergibt die Bodenuntersuchung vor der Ausbringung biologisch abbaubarer Abfälle eine Einordnung in die Versorgungsstufe "E", so ist eine Abfallverwertung nicht zulässig. Auf Standorten mit Fassung und Behandlung des Sickerwassers ist keine Limitierung der Phosphat- und Kaliumfrachten erforderlich.

3. Verwertung von Fertigkomposten aus Bioabfall

Die im vorangegangenen Abschnitt dargestellten Anforderungen an eine umweltverträgliche Nährstoffzufuhr bei der Anwendung biologisch abbaubarer Abfälle lassen sich für den speziellen Fall der Verwertung von Fertigkomposten aus Bioabfall konkretisieren und durch Annahme verschiedener Konventionen in ihrer Anwendbarkeit in der Praxis verbessern. Es werden folgende Konventionen getroffen:

- **Kennwerte für Fertigkomposte aus Bioabfall nach LAGA (1995):**

Gesamt-N:	1,1 % i. TS
Gesamt-P ₂ O ₅ :	0,7 % i. TS
Gesamt K ₂ O:	1,2 % i. TS
TS-Gehalt:	64 % i. FS
Volumengewicht:	680 g/l FS

- **N_{verf.} = 15% von N_t**

Nach Angaben von FRICKE et al. (1992) enthalten Biokomposte mit meist nur wenigen % vom Gesamt-N im allgemeinen als gering anzusehende mineralische N-Mengen. Im Vergleich zu anderen organische Düngemitteln (z. B. Gülle, Klärschlamm) ist der organisch gebundene N in Biokomposten nur in geringerem Maße mikrobiell freisetzbar, was darauf zurückzuführen ist, daß Stickstoff während des Kompostierungsprozesses in komplexe, gegen mikrobiellen Abbau im Boden vergleichsweise resistente organische Verbindungen eingebaut wird. Wie hoch der Anteil des organischen N von Biokomposten ist, der im Jahr nach der Ausbringung im Boden mineralisiert wird, hängt natürlich auch von zahlreichen Standortfaktoren ab (z. B. Bodenart, Witterungsverlauf). Im allgemeinen ist von 5 - 15 % des organischen N auszugehen (Fricke et al., 1992). Unter Berücksichtigung, daß mineralischer N in Biokomposten i.d.Regel nur in geringfügigen Mengen vorkommt erscheint es angemessen, bei der Abschätzung der im Jahr nach der Anwendung verfügbaren N-Mengen im Boden nach Biokompostdüngung lediglich den Gesamt-N-Gehalt heranzuziehen, und dabei einen Anteil von 15 % von Gesamt-N zu berücksichtigen.

- **Standortklasse bei N = I ("worst case"-Annahme),**

- **VDLUFA-Versorgungsstufe "B" bei P und K**

Im Bereich Landschaftsbau/Rekultivierung dürften überwiegend nährstoffärmere Bodensubstrate anzutreffen sein, so daß die Annahme einer "suboptimalen" Nährstoffversorgung des Aufbringungsstandortes gerechtfertigt erscheint.

Daraus ergibt sich, daß für Fertigkomposte aus Bioabfall die in den Tabellen 1 und 2 genannten Nährstofffrachten nicht überschritten werden, wenn die in Tabelle 3 aufgeführten Aufbringungsmengen eingehalten werden. Eine Einhaltung der in den Tabellen 1 und 2 genannten Nährstofffrachten kann daher **ohne Einzelnachweis** in der Regel als gegeben angenommen werden, wenn die in Tabelle 3 aufgeführten maximalen Kompostausbringungsmengen nicht überschritten werden. Ein Einzelnachweis über die Einhaltung der in den Tabellen 1 und 2 genannten Nährstofffrachten ist damit nur dann erforderlich, wenn höhere als die in Tabelle 3 genannten Ausbringungsmengen zur Anwendung kommen sollen. Darüber hinaus erscheint auch dann ein Einzelnachweis notwendig und auch zumutbar, wenn

- unter den Umständen des Einzelfalles trotz Einhaltung der in Tabelle 3 aufgeführten Ausbringungsmengen die zulässigen Nährstofffrachten nach den Tabellen 1 und 2 vermutlich um mehr als 50 % überschritten werden und/oder
- die innerhalb einer landschaftsbaulichen bzw. Rekultivierungsmaßnahme zur Verwertung vorgesehene Kompostmenge mehr als 200 m³ Frischsubstanz oder mehr als 80 t Trockensubstanz beträgt, oder die Aufbringungsfläche größer als 2 Hektar ist.

Tabelle 3: Maximal zulässige Aufbringungsmengen bei einmaliger Anwendung von **Fertigkomposten aus Bioabfall** im Bereich Landschaftsbau/ Rekultivierung, bei deren Einhaltung ohne Einzelnachweis von einer umweltverträglichen Nährstoffzufuhr auszugehen ist

Nutzungs- klasse	Nutzung	Kompostfrisch- substanz		Komposttrocken- substanz	
		[l/m ²]	[m ³ /ha]	[kg/m ²]	[t/ha]
A 1	Strapazierrasen; Zierrasen	14,5	145	6,5	65
A 2	Gebrauchsrasen; Rosenbeete	7,5	75	3	30
A 3	Landschaftsrasen; Staudenbeete; Gehölzflächen	4	40	2	20
A 4	Landschaftsgehölze, Begrünung von Landschaftsbauwerken; Schaffung nährstoffarmer Standorte	1,5	15	0,5	5
B	Landwirtschaftliche Rekultivierung	14,5	145	6,5	65
C	Forstliche Rekultivierung	4	40	2	20

4. Literatur

- ALT, D. und J. RIMMEK: OsgarPro©-Professionelle Düngung gärtnerischer Kulturen. PC-Software, Version 2.0 (Bezugsquelle: J.Rimmek, Lemberger Str. 18, 49080 Osnabrück), 1995
- Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO): Abfallverwertung auf devastierten Flächen. Bodenschutz, Heft 5, 1995
- DELSCHEN, TH., KÖNIG, W., LEUCHS, W. und C. BANNICK: Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Anwendung von Bioabfällen in Landschaftsbau und Rekultivierung. EntsorgungsPraxis, 12, 19-24, 1996
- DIN E 19732: Bodenbeschaffenheit; Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nicht sorbierbaren Stoffen. Ausgabe 08/95, Beuth-Verlag, Berlin, 1995
- DIN 18919: Vegetationstechnik im Landschaftsbau; Entwicklungs- und Unterhaltspflege von Grünflächen. Ausgabe 09/90, Beuth-Verlag, Berlin, 1990
- Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Merkblatt M 10 über Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Mitteilungen der LAGA, 21, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1995
- FRICKE, K., NIESSEN, H., TURK, T., VOGTMANN, H. und H. O. HANGEN: Situationsanalyse Bioabfall 1991. Müll und Abfall, 9, 649-660, 1992

Einsatz von Kompost und Rindenmulch bei der biologischen Altlastensanierung PAK-kontaminierter Bodenmaterialien

von

Eschenbach, A. *, Wienberg, R. **, Mahro B. ***

1. Einleitung

Bei der biologischen Altlastensanierung bietet der Einsatz von Kompost und Rindenmulch eine ideale Wiederverwertungsmöglichkeit. Diese organischen Abfallstoffe werden dem Stoffkreislauf wieder zugeführt und sollen gleichzeitig zum Abbau der organischen Schadstoffe beitragen.

Es ist bekannt, daß Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Boden zwei Hauptprozessen unterliegen können. Zum einen können die Schadstoffe mineralisiert werden, also vollständig zu Wasser und CO₂ abgebaut werden. Zum anderen unterliegen sie - ebenso wie andere organische Schadstoffe auch - einer Bindung oder Sorption an die organische Substanz des Bodens (Mahro & Kästner 1993). Diese Prozesse können je nach Bindungsform zwischen einer vollkommen reversiblen Sorption und einer resestierenden Festlegung der Schadstoffe variieren. Für PAK wurde die Entstehung nicht extrahierbarer Rückstände unter Verwendung ¹⁴C-markierter Substanzen u.a. von Schnöcker et al. (1994), Kästner et al. (1995) und Eschenbach et al. (1995) beschrieben.

Im Rahmen der Entwicklung neuer Sanierungsmethoden bei der biologischen Altlastensanierung wird diskutiert, ob eine gezielte Festlegung der Schadstoffe im Boden (kontrollierte Humifizierung) sinnvoll und durchführbar ist. Ausgehend von vorherigen Untersuchungen, in denen der Einfluß von Kompost auf den Abbau von PAK untersucht wurde (Hupe et al. 1996; Kästner & Mahro 1996; Kästner et al. 1995), ist das Ziel dieser Untersuchungen, durch Einsatz von ¹⁴C-markierten PAK nachzuvollziehen,

1. ob die organischen Supplemente Kompost und Rindenmulch die Mineralisation der Schadstoffe beeinflussen,
2. ob eine Festlegung der Schadstoffen an die organische Substanz des Bodens erfolgt (Entstehung nicht-extrahierbarer Rückstände) und
3. ob diese nicht-extrahierbaren Rückstände stabil im Boden vorliegen, oder ob sie unter verschiedenen ökologischen Streßbedingungen remobilisiert werden können.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden mit zwei unterschiedlichen Bodenmaterialien durchgeführt. Zum einen kam ein zuvor unkontaminierter Modellboden (lehmgiger Schluff, C_{org}: 0,9 Gew.-%; pH 6,9) zum Einsatz, zum anderen PAK-kontaminiertes Bodenmaterial der Altlast Veringstraße in Hamburg-Wilhelmsburg (dieses Bodenmaterial weist PAK-Konzentrationen zwischen 100-2.000 mg EPA-PAK/kg Boden auf; detaillierte Angaben bei Eschenbach (1995)).

Als ¹⁴C-markierte PAK wurden ¹⁴C-1-Naphthalin, ¹⁴C-u-Seitenring-Anthracen, ¹⁴C-4,5,9,10-Pyren und ¹⁴C-7,10-Benzo(a)pyren eingesetzt. Der Kompost (Grünschnitt-Fertigkompost, Rottegrad IV, auf < 8 mm gesiebt) stammte von der Kompostierungsanlage Zuffenhausen, das Rindenmulch (über 90% aus Fichtenrinde, Mietenlagerung ca. drei Wochen, < 20 mm gehäckselt, dann auf < 8 mm gesiebt) aus einer Recyclinganlage in Steinkirch. Die organischen Supplemente wurden dem Boden-

* TU Hamburg-Harburg, Biotechnologie II, 21071 Hamburg

** Büro und Labor Dr. R. Wienberg, Gotenstraße 4, 20097 Hamburg

*** Insitut f. Techn. Umweltschutz, Hochschule Bremen, 28199 Bremen

material in einem Verhältnis von 10-20 Gew.-% zugesetzt.

Die Inkubation des mit ^{14}C -PAK versetzten Bodenmaterials erfolgte in geschlossenen Bioreaktorsystemen, in denen das entstehende CO_2 in 1M Natronlauge gebunden wurde. Im Einzelnen wird das Versuchssystem bei Wienberg et al. (1995) beschrieben. Der Anteil der extrahierbaren ^{14}C -Aktivität wurde mit einer zweistufigen Extraktionsmethode bestimmt, die aus einer Lösemittel-Extraktion (hier mit Aceton) und einer alkalischen Hydrolyse besteht (Eschenbach et al. 1994). Die ^{14}C -Aktivität der Bodenmaterialien wurde durch vollständige Verbrennung bestimmt. Die ^{14}C -Aktivität der Lösungen wurde β -szintillometrisch analysiert (TRI-CARB 1600 TR, Liquid Analyser, Packard Instrument Company).

3. Ergebnisse und Diskussion

Mineralisation der ^{14}C -PAK:

Wurde Rindenmulch und Kompost dem zuvor unkontaminierten Modellboden zugesetzt, wurde der Abbau der ^{14}C -PAK positiv beeinflusst. Wie in Abb. 1 dargestellt, bewirkten sowohl Rindenmulch wie auch Kompost eine deutliche Abbausteigerung von ^{14}C -Pyren gegenüber einer unsupplementierten Kontrolle (Mineralisation bei Zugabe von Rindenmulch: 60%; bei Zugabe von Kompost: 75%; unsupplementierte Kontrolle: 35% der anfänglichen Gesamtaktivität (A_0)). Auch setzte die Mineralisation bei Zugabe der Supplemente deutlich früher ein (Verkürzung der lag-Phase).

Wurde Kompost aber dem Altlastbodenmaterial zugesetzt, konnte keine Abbausteigerung festgestellt werden. Die Mineralisation erfolgte in den drei untersuchten Versuchsvarianten (unsupplementierter Boden, Boden mit Kompost und Boden mit dem Weißfäulepilz *Pleurotus ostreatus*) im selben Ausmaß (Abb. 2).

Den Nachweis, daß es sich eindeutig um einen biologischen Abbau der ^{14}C -PAK handelt, erbrachten Kontrollversuche mit sterilisiertem Bodenmaterial, in denen jeweils unter 2% der anfänglichen Gesamtaktivität (A_0) als ^{14}C - CO_2 freigesetzt wurden.

Ob die organischen Zuschlagsstoffe Kompost und Rindenmulch eine mineralisations-steigernde Wirkung zeigen, hängt im wesentlichen von den eingesetzten Bodenmaterialien ab. Handelt es sich um einen Altlastboden besitzt die autochthone Mikroflora in der Regel ein ausreichendes Abbaupotential, so daß die Supplemente keine Abbausteigerung bewirken. Zum Teil ist in Altlastböden durch die

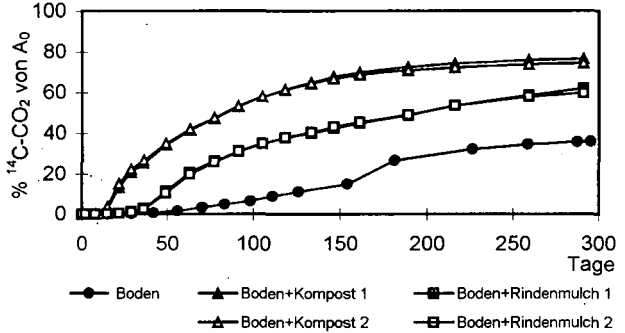


Abb. 1: Mineralisation von ^{14}C -Pyren im zuvor unkontaminierten Modellboden nach 291tägiger Inkubation. In % ^{14}C - CO_2 der anfänglichen Gesamtaktivität (A_0)

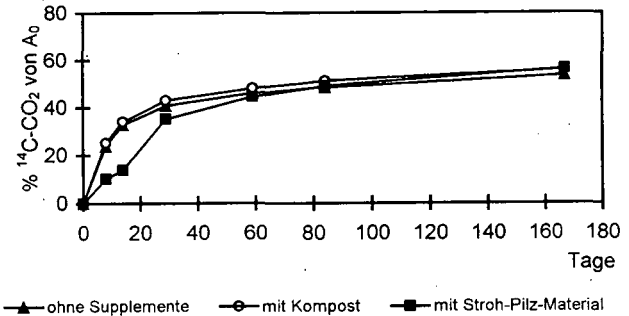


Abb. 2: Mineralisation einer ^{14}C -PAK-Mischkontamination (^{14}C -Naphthalin, ^{14}C -Anthracen, ^{14}C -Pyren, ^{14}C -Benzo(a)pyren) im Altlastbodenmaterial nach 167tägiger Inkubation. In % ^{14}C - CO_2 der anfänglichen Gesamtaktivität (A_0)

Supplemente aber auch ein zumindest beschleunigter Abbau zu erzielen (ohne Abb.). Der Abbau der PAK ist darüber hinaus nicht nur von der Abbaufähigkeit der Mikroorganismen abhängig, sondern wird auch von deren Bioverfügbarkeit beeinflusst, wie Versuche mit im Boden gealterten ^{14}C -PAK zeigten (ohne Abbildung).

Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände:

In Abb. 3. ist die Verteilung der ^{14}C -Aktivität von ^{14}C -Pyren im Boden nach einer 291tägigen Inkubation im Vergleich zu den Ausgangsbedingungen dargestellt. Zu Beginn der Versuche waren in der Kontrollvariante (ohne Supplemente) nur etwa 4% der anfänglichen Gesamtaktivität (A_0) nicht extrahierbar. Während der Inkubation ist dieser Anteil auf fast 60% angestiegen. In der Versuchsvariante mit Zugabe von Rindenmulch bzw. Kompost ist die Zunahme der nicht-extrahierbaren Rückstände mit 20% bzw. 30% niedriger. In diesen Versuchsvarianten ist der größte Anteil der ^{14}C -Aktivität in Form von ^{14}C - CO_2 aus dem Boden ausgetragen worden. Der weit überwiegende Anteil der im Boden zurückgebliebenen ^{14}C -Aktivität ist aber als nicht-extrahierbarer Rückstand im Boden festgelegt worden.

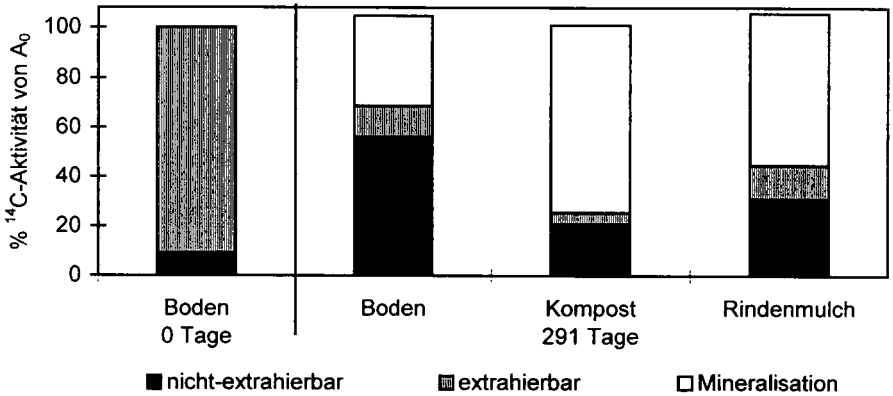


Abb. 3: Verbleib der ^{14}C -Aktivität im Modellboden mit ^{14}C -Pyren. Nicht-extrahierbarer, extrahierbarer und mineralisierter ^{14}C -Aktivitätsanteil nach 291tägiger Inkubation. In % der anfänglichen Gesamtaktivität (A_0)

Stabilität nicht-extrahierbarer Rückstände:

Bevor die Humifizierung von Schadstoffen als Sanierungsmaßnahme angewandt werden kann, muß sichergestellt werden, daß die festgelegten Schadstoffe nicht wieder remobilisiert werden können. Um diesen Aspekt zu untersuchen, wurde Bodenmaterial mit nicht-extrahierbaren ^{14}C -PAK-Rückständen verschiedenen „worst case“-Bedingungen ausgesetzt. Das experimentelle Konzept umfaßt dabei sowohl biologische wie auch physikalisch-chemische Maßnahmen. Unter anderem wurde untersucht, wie sich die Zugabe der organischen Supplemente Kompost, Rindenmulch und Waldbodenstreu auswirkt. In Abb. 4 ist der Verbleib der ^{14}C -Aktivität nach einer 210tägigen Inkubation eines Bodenmaterials mit 80% nicht-extrahierbaren Rückständen aus ^{14}C -Antracen dargestellt. Die Zugabe der Supplemente beeinflusste weder die Mineralisation (sie war in den unterschiedlichen Versuchsvarianten mit 14-17% nahezu identisch) noch den Anteil der nicht-extrahierbaren Rückstände. Die nicht-extrahierbaren Rückstände haben während der gesamten Versuchsdauer nur um etwa 6%-Punkte abgenommen. Auch wenn dem Bodenmaterial bekanntermaßen humus-abbauende Mikroorganismen (z.B. *Trametes versicolor*, *Rhodococcus erythropolis*) zugesetzt wurden, verblieben die nicht-extrahierbaren Rückstände nahezu unverändert im Boden (ohne Abb.).

Auch die Anwendung von physikalisch-chemischen Remobilisierungsmaßnahmen vermochte die nicht-extrahierbaren Rückstände nicht zu beeinflussen. Allein die Behandlung mit dem konkurrieren-

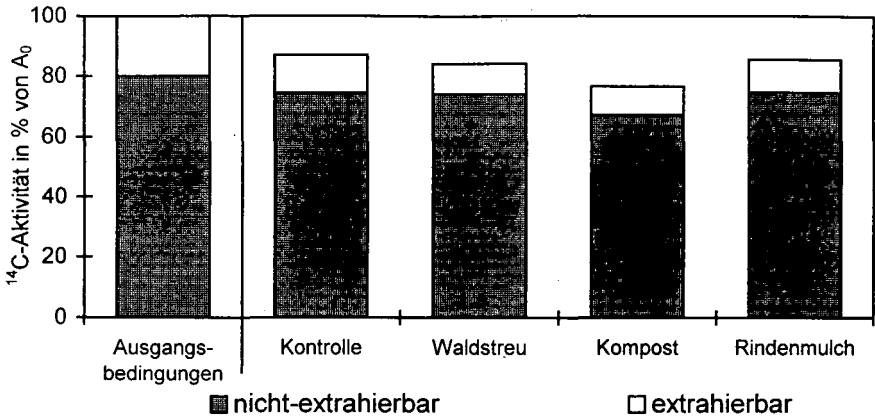


Abb. 4: Verbleib der ^{14}C -Aktivität nach Anwendung biologischer Remobilisierungsmaßnahmen (7monatige Inkubation mit organischen Supplementen) im Vergleich zu den Ausgangsbedingungen nach 7monatiger Inkubation. In % der Bodengesamtaktivität zu Beginn der Versuche (A_0)

den Komplexbildner EDTA führte zu einer deutlichen Freisetzung nicht-extrahierbarer Rückstände (Abnahme um 15%-Punkte). Bekannt ist, daß EDTA auch organische Bestandteile extrahiert. Es bedarf also der Klärung in welcher Form diese ^{14}C -Rückstände freigesetzt wurden, ob es sich um die Original-Schadstoffe oder um Umwandlungsprodukte handelt. Möglich ist, daß ^{14}C -Aktivität als Teil eines anderen Kohlenstoffgerüsts (z.B. als gelöste organische Substanz) freigesetzt wird. So lange nicht ausgeschlossen ist, daß nicht-extrahierbare Rückstände in Form der Originalsubstanzen oder als Metabolite freigesetzt werden, ist die ermittelte Remobilisierung als kritisch zu bewerten.

4. Literatur:

- Eschenbach, A.; Kästner, M.; Bierl, R.; Schaefer, G.; Mahro, B. (1994): Evaluation of a new, effective method to extract polycyclic aromatic hydrocarbons from soil samples. *Chemosphere*, 28, S. 683-692
- Eschenbach, A. (1995): Einfluß von *Pleurotus ostreatus*, Kompost, *Sphingomonas paucimobilis* und der Kontaminationsdauer auf den Verbleib und Abbau ^{14}C -markierter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) in Altlastböden. Dissertation TU Hamburg-Harburg, Hamburg, 215 S.
- Eschenbach, A.; Kästner, M.; Wienberg, R.; Mahro, B. (1995): Microbial PAH degradation in soil material from a contaminated site - Mass balance experiments with *Pleurotus ostreatus* and different ^{14}C -PAH. in: van den Brink, W.J.; Bosman, R.; Arendt, F. (Hrsg.): Contaminated soil '95. Kluwer Academic Publ., Dordrecht 377-378
- Hupe, K.; Lüth, J.-C.; Heerenklage, J.; Stegmann, R. (1996): Enhancement of the biological degradation of soils contaminated with oil by the addition of compost. *Acta Biotechnol.*, 16, S. 19-30
- Kästner, M. & Mahro, B. (1996): Microbial degradation of polycyclic hydrocarbons in soils affected by the organic matrix compost. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 44, S. 668-675
- Kästner, M.; Lotter, S.; Heerenklage, J.; Breuer-Jammali, M.; Stegmann, R.; Mahro, B. (1995): Fate of ^{14}C -labeled anthracene and hexadecane in compost-manured soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 43, S. 1128-1135
- Mahro, B. & Kästner, M. (1993): PAK-Altlasten - Bewertung der mikrobiellen Sanierung. *Spektrum der Wissenschaft*, 10, S. 97-100
- Schnöder, F.; Mittelstaedt, W.; Führ, F. (1994): Das Verhalten von Benzo(a)pyren und Fluoranthen in einer Parabraunerde - Lysimeter- und Laborstudien. in: TU Berlin (Hrsg.): Schriftenreihe Biologische Abwasserreinigung, 4, S. 217-230
- Wienberg, R.; Eschenbach, A.; Nordlohne, L.; Kästner, M.; Mahro, B. (1995): Zur Erfordernis vollständiger stoffspezifischer Bilanzen bei der biologischen Bodensanierung. *alltlastenspektrum*, 5, S. 238-243
- Danksagung:** Das Projekt wird vom BMBF im Rahmen des Forschungsverbundes „Humifizierung von PAK“ finanziert (Fördernummer: 1480937).

Mengen-, Nährstoff- und Schwermetallaufkommen organischer Reststoffe in der Bundesrepublik Deutschland

von

Eurich-Menden, B.¹; Wegener, H.-R.²; Hackenberg, S.²

1 Einleitung und Zielsetzung

Nach dem im Oktober 1996 in Kraft getretenen Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz müssen organische Reststoffe wiederverwertet werden. Neben Wirtschaftsdüngern und Ernterückständen aus der Landwirtschaft sind dies in erster Linie Kompost und Klärschlamm sowie Rindenprodukte als Reststoffe aus der Forstproduktion. Um einen Überblick über die Mengen-, Nährstoff- und Schwermetallaufkommen dieser Reststoffe zu erhalten, wurde am Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität in Gießen hierzu eine Literaturstudie durchgeführt (EURICH-MENDEN et al. 1996). Im Vordergrund stand die Frage, ob eine flächenhafte "ordnungsgemäße Verwertung" dieser Reststoffe nach den derzeit bestehenden Verordnungen und Richtlinien (ABFKLÄRV 1992, LAGA 1995, DÜNGEVERORDNUNG 1996) möglich ist.

Tabelle 1: Organische Reststoffe in der BRD in 1995 (in MioTonnen Trockensubstanz)

org. Reststoffe	Mio t TS	Prozent
Ernterückstände ¹⁾	~ 19,4	36,6
Rindergülle ²⁾	8,1	15,2
Schweingülle ²⁾	1,5	2,8
Geflügelgülle ²⁾	0,2	0,4
Rindermist ²⁾	16,2	30,6
Schweinemist ²⁾	1,7	3,2
Geflügelmist ²⁾	0,5	0,9
Rinderjauche ²⁾	0,3	0,6
Schweinejauche ²⁾	0,1	0,2
Kompost ³⁾	1,3	2,4
Torf ⁴⁾	0,4	0,8
Rindenprodukte ⁵⁾	0,3	0,6
Klärschlamm ⁶⁾	3,0	5,7
Summe	~ 53,0	100,0

¹⁾ aus EURICH-MENDEN et al. (1996), ²⁾ berechnet nach SÖNTGERATH et al. (1992); ³⁾ KEHRES (1996), ⁴⁾ INSTITUT FÜR TORF- UND HUMUSFORSCHUNG (1996), ⁵⁾ BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT "RINDE FÜR DEN PFLANZENBAU" (1996), ⁶⁾ OSWALD (1996)

2 Mengenaufkommen organischer Reststoffe

Die in Tabelle 1 für das Jahr 1995 dargestellten Mengen organischer Reststoffe wurden durch eigene Berechnungen (Ernterückstände, Wirtschaftsdünger) oder durch Befragung einzelner Institutionen ermittelt. Den größten Anteil am Gesamtaufkommen nehmen die Ernterückstände und Wirtschaftsdünger mit über 89 % ein.

3 Nährstoff- und Schwermetallmengen

Aus den mittleren Nährstoff- und Schwermetallkonzentrationen der jeweiligen organischen Reststoffe, die aus den Untersuchungsergebnissen zahlreicher Autoren ermittelt wurden (zitiert in EURICH-MENDEN et al. 1996), lassen sich die jährlich anfallenden Nährstoff- bzw. Schwermetallmengen (t/a) berechnen (Tabelle 2 und 3). Das Gros der Nährstoffe wird durch die Ernterückstände, die Wirtschaftsdünger und die Klärschlämme zur Verfügung gestellt (Tabelle 2).

In Tabelle 3 ist das berechnete Schwermetallaufkommen durch die organischen Reststoffe in der BRD für das Jahr 1995 dargestellt. Für die Ernterückstände und für Jauche konnten aufgrund fehlender Konzentra-

tionsangaben keine Schwermetallmengen berechnet werden.

Tabelle 2: Berechnetes Nährstoffaufkommen (t/a) durch organische Reststoffe in der BRD im Jahr 1995

org. Reststoffe	N _t	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
Summe der Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist, Jauche)	1.036.436 ¹⁾	699.710	1.411.650	270.480	846.420
Ernterückstände	256.175	93.277	512.063	61.023	210.909
Kompost	16.510	8.450	15.340	8.840	54.600
Torf	3.069	²⁾	-	-	-
Rindenprodukte	2.832	-	-	-	-
Klärschlamm	174.000	141.000	18.000	18.000	156.000
Gesamt	1.489.022	942.437	1.957.053	358.343	1.267.929

¹⁾ nach DÜNGEVERORDNUNG (1996) werden bei Gülle und Jauche 10 % und bei Festmist 25 % Lagerverluste abgezogen; ²⁾ - = keine Angabe

In Abhängigkeit vom jeweils betrachteten Element werden die höchsten Schwermetallmengen durch Rinder- und Schweinemist sowie durch Klärschlamm erzeugt. Kompost, Torf und Rindenprodukte stellen deutlich geringere Mengen zur Verfügung. Neben den organischen Reststoffen werden auch durch die anorganischen Dünger beträchtliche Schwermetallmengen zur Verfügung gestellt, die durch die Anwendung der Dünger auf die Fläche gelangen.

Tabelle 3: Berechnetes Schwermetallaufkommen (t) durch organische Reststoffe und anorganische Dünger in der BRD in 1995

org. Reststoffe	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Rindergülle	3,48	44,6	360,5	42,1	68,9	1.823	0,41
Schweinegülle	1,02	12,6	664,5	27,9	13,4	1.553	0,06
Geflügelgülle	0,05	0,9	12,6	1,6	1,4	86	0,00
Rindermist	7,13	324,0	631,8	162,0	113,4	3.451	-
Schweinemist	0,73	18,7	1.258,0	22,1	-	2.074	-
Kompost	0,88	42,4	70,9	29,3	113,9	329	0,35
Torf	0,12	-	2,4	2,8	5,2	9	0,02
Rindenmulch	0,16	0,1	0,9	0,4	0,6	19	0,01
Rindenhumus	0,08	0,3	0,9	0,4	0,7	10	0,01
Klärschlamm	11,40	273,3	990,0	115,5	477,0	3.954	9,30
Gesamt org. Reststoffe	25,05	716,9	3.992,4	404,1	794,4	13.307	10,16
anorg. Dünger ¹⁾	25,08	1.195,0	152,0	118,2	170,0	1.112	k. A.

¹⁾ WILCKE und DÖHLER (1995), verändert;

4 Flächenbedarf

Für eine flächenhafte Verwertung der organischen Reststoffe steht in erster Linie die landwirtschaftlich genutzte Fläche zur Verfügung. Da Torf und Rindenprodukte meist nur im Garten- und Landschaftsbau verwendet werden, wird die flächenhafte Betrachtung nur für die Wirtschaftsdünger, Klärschlamm und Kompost durchgeführt. In Tabelle 4 sind die Flächenanteile angegeben, die für eine "ordnungsgemäße Verwertung" benötigt werden. Die Verwertung von Kompost in der Landwirtschaft beträgt zur Zeit rund 50 %, die von Klärschlamm wird mit 30 % des jeweiligen Gesamtaufkommens beziffert. Die Flächenberechnung verdeutlicht, daß diese organischen Rest-

Tabelle 4: Benötigte Fläche für die "ordnungsgemäße Verwertung"¹⁾ der organischen Reststoffe

organische Reststoffe	benötigte Fläche [ha]
Wirtschaftsdünger	9.272.250
Kompost	130.000
Klärschlamm	625.000

¹⁾ Ausbringungsmenge:

Wirtschaftsd.: 1,2 DE pro ha und Jahr, 1 DE = 80 kg N, 60 kg P₂O₅, 100 kg K₂O

Kompost: 5 t TS pro ha und Jahr, 50%ige Verwertung in der Landwirtschaft

Klärschlamm: 1,6 t TS pro ha und Jahr, 30 %ige Verwertung in der Landwirtschaft

stoffe bundesweit gesehen durchaus "ordnungsgemäß" verwertet werden könnten. Da es regional allerdings sehr stark zu einem Überschuss an Wirtschaftsdüngermengen kommen kann, wird nur die Bilanzierung der Nährstoffe auf der Ebene der einzelnen Schläge (DÜNGEVERORDNUNG 1996) eine gültige Aussage über die regionale Verwertbarkeit der einzelnen organischen Reststoffe liefern können.

5 Nährstoff- und Schwermetallfrachten bei "ordnungsgemäßer Verwertung"

Werden die Nährstoffaufkommen der organischen Reststoffe auf die berechneten Flächen bezogen, so ergeben sich die in Tabelle 5 dargestellten Nährstofffrachten pro ha und Jahr.

Zum Vergleich der unterschiedlichen Nährstoffeinträge mit dem Nährstoffentzug von Kulturpflanzen wurde beispielhaft der mittlere Nährstoffentzug von Winterweizen bei einer Erntemenge von 60 dt/ha herangezogen. An diesem Beispiel wird deutlich, daß eine unsachgemäße, gleichzeitige Aufbringung verschiedener organischer Reststoffe zu einer Überdüngung der Fläche führen würde (Tabelle 5). Daneben werden in Tabelle 5 die Nährstoffentzüge zweier unterschiedlicher Betriebstypen dargestellt. Damit es nicht zu einem Konflikt zwischen der Verwertung der Wirtschaftsdünger und der Verwertung der sonstigen organischen Reststoffe kommt, müssen die Verwertungspotentiale regional genau abgeschätzt werden. Durch eine entsprechenden Düngeberatung, bei der alle Nährstoffeinträge und -entzüge sowie die Nährstoffnachlieferung aus dem Boden auf Schlagebene berücksichtigt werden, können die organischen Reststoffe von landwirtschaftlichen Betrieben mit weniger als 0,5 GV/ha nach den Vorgaben der "guten fachlichen Praxis" der Düngung durchaus verwertet werden (OSWALD 1996).

Tabelle 5: Nährstofffrachten (kg·ha⁻¹·a⁻¹) der verschiedenen Humusstoffe bei "ordnungsgemäßer Verwertung", Nährstofffrachten der Mineraldünger (kg·ha⁻¹·a⁻¹) sowie Nährstoffentzug einer landwirtschaftlichen Kulturart, eines Marktfruchtbetriebes und eines Schweinemastbetriebes, beispielhaft

Dünger	Nährstofffrachten		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	----- [kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹] -----		
Wirtschaftsdünger ¹⁾	111,8	75,5	152,2
Kompost ²⁾	63,5	32,5	59,0
Klärschlamm ³⁾	92,8	75,2	9,6
Mineraldünger ⁴⁾	103,2	26,0	38,5
Nährstoffentzug von Kulturpflanzen beispielhaft ⁵⁾	120,0	66,4	121,0
Marktfruchtbetrieb, Nährstoffentzug beispielhaft ⁶⁾	101,0	51,0	73,0
Schweinemastbetrieb, Nährstoffentzug beispielhaft ⁷⁾	112,0	56,0	169,0

¹⁾ Ausbringungsmenge: 1,2 DE pro ha und Jahr; ²⁾ Ausbringungsmenge: 5 t TS pro ha und Jahr, 50 %ige Verwertung in der Landwirtschaft; ³⁾ Ausbringungsmenge: 1,6 t TS pro ha und Jahr, 30 %ige Verwertung in der Landwirtschaft; ⁴⁾ STATISTISCHES JAHRBUCH (1995): Mineraldüngerverbrauch je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche ohne Brache (15.869.100 ha); ⁵⁾ mittlere Nährstoffentzug von Winterweizen 60 dt/ha, FRÜCHTENICHT et al. (1993); ⁶⁾ Betrieb viehlos, 3-gliedrige Fruchtfolge, BEISECKER et al. (1996); ⁷⁾ Ernterückstände werden abgefahren, 5-gliedrige Fruchtfolge, BEISECKER et al. (1996)

Die Schwermetallfrachten, die durch die Ausbringung der organischen Reststoffe auf die Fläche gelangen, werden durch die Nährstoffbeschränkung reguliert und liegen für die hier untersuchten Reststoffe unterhalb der derzeit gültigen Frachtbeschränkungen. Diese Frachtbeschränkungen beziehen sich zum jetzigen Zeitpunkt allerdings nur auf Kompost und Klärschlamm (ABFLKLÄRV 1992, LAGA 1995).

6 Zusammenfassung

- Den höchsten Anteil am Nährstoffaufkommen (t/a) aller organischen Reststoffe haben Ernterückstände, Wirtschaftsdünger und Klärschlamm.
- Wirtschaftsdünger und Klärschlamm nehmen auch den größten Anteil am Schwermetallaufkommen (t/a) aller organischen Reststoffe ein. Nur eine Verringerung der Schwermetallemissionen kann zu einer Reduzierung der Schwermetallkonzentrationen in den organischen Reststoffen und somit zu einer Reduzierung der Schwermetallfrachten führen.
- Bei der gleichzeitigen Anwendung von Wirtschaftsdüngern, Klärschlamm und Kompost kann es zu Konflikten im Hinblick auf die zulässigen Nährstofffrachten kommen.
- Durch das Erstellen überregionaler Verwertungskonzepte, der Verwendung von Schlagkatastern sowie einer entsprechenden Düngeberatung ist eine flächenhafte "ordnungsgemäße Verwertung" aller anfallenden organischen Reststoffe innerhalb der BRD möglich.
- Hierbei sind die Nährstoffmengen, die durch die organischen Reststoffe zur Verfügung gestellt werden, die Nährstoffentzüge durch die Pflanzen und die Nährstoffnachlieferung des Bodens mit einzubeziehen.
- Die Begrenzung der Nährstoff- und Schwermetallfrachten ist für alle organischen Reststoffe (incl. Wirtschaftsdünger), die auf landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgebracht werden, in entsprechenden Verordnungen zu regeln.

Danksagung: Wir danken der Firma Rethmann Kreislaufwirtschaft Lünen für die finanzielle Unterstützung zur Erstellung der Studie "Humuswirtschaft in Deutschland".

7 Literatur

- ABFLKLÄRV (1992): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992, BGBl. I S.912
- BEISECKER, R., GÄTH, S. und FREDE, H.-G. (1996): Flächenhafte Verwertung von organischen Abfällen einschließlich der landwirtschaftlichen Wirtschaftsdünger im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft. Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V., Wetztenberg, 55 S.
- BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT "RINDE FÜR DEN PFLANZENBAU". (1996): Schriftliche Mitteilung
- DÜNGEVERORDNUNG (1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen, vom 26. Januar 1996, Bundesgesetzblatt
- EURICH-MENDEN, B., WEGENER, H.-R. und HACKENBERG, S. (1996): Humuswirtschaft in Deutschland - Literaturstudie zur vergleichenden Darstellung des Kreislaufs organischer Substanz im Naturhaushalt unter Berücksichtigung des Umfelds in der Industriegeellschaft Deutschland, Institut f. Bodenkunde und -erhaltung, Gießen, 51 S.
- FRÜCHTENICHT, K., HEYN, J., KUHLMANN, H., LAURENZ, L. und MÜLLER, S. (1993): Pflanzenernährung und Düngung. In: HYDRO AGRI DÜLMEN GMBH (Hrsg.), Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 12. Auflage, Verlagsunion Agrar
- INSTITUT FÜR TORF- UND HUMUSFORSCHUNG (1996): schriftliche Mitteilung, Oldenburg
- KEHRES, B. (1996): Stand der Kompostierung sowie Qualität und Vermarktung von Kompost. In: WIEMER, K.; KERN, M. (Hrsg.), Biologische Abfallbehandlung III. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 103-109
- LAGA (1995): LAGA-Merkblatt 10: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. In: LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, 61 S.
- OSWALD, P. (1996): Mit welchen Mengen und Materialien ist zu rechnen, welcher Flächenbedarf ist notwendig, welche Absatzwege stehen zur Verfügung? In: DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTS-GESELLSCHAFT FRANKFURT (Hrsg.), Recycling von kommunalen und gewerblichen Abfällen (Band C/96), 25-33
- SÖNTGERATH, B., DÖHLER, H. und KUHN, E. (1992): Wirtschaftdüngeranfall. Landtechnik, 47(7/8), 389-392
- STATISTISCHES JAHRBUCH ÜBER ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN DER BRD (1995): BML-(Hrsg.), Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- STATISTISCHER MONATSBERICHT (1996): BML (Hrsg.), Heft 5/96
- WILCKE, W. und DÖHLER, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL Arbeitspapier, 217, 98 S.

Konzeption und Aufbau eines GIS-gestützten AbfklärV-Katasters am Beispiel eines Teilgebiets des LK Göttingen

von

Feise, D.

Einleitung und Problemstellung

Seit 1983 wird kommunaler Klärschlamm auf Grundlage der Klärschlammverordnung (ABFKLÄRV 1992) landbaulich verwertet. Die Landwirtschaftskammer Hannover führt dabei als landwirtschaftliche Fachbehörde die Begleitung bei der landwirtschaftlichen Klärschlammaufbringung durch (Voraussetzungen für das Aufbringen (§3); Aufbringungsgebote und Beschränkungen (§4); Aufbringungsmenge (§6); Nachweispflichten und Aufbringungsplan (§7 und §8)).

Die Novellierung der Klärschlammverordnung im Jahre 1992 sowie das Inkrafttreten weiterer gesetzlicher Regelwerke (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KRW-/ABFG 1996), Düngeverordnung (DÜNGEV 1996) haben die Anforderungen und den Arbeitsaufwand bei der Wahrnehmung der Aufgaben im Rahmen der AbfklärV drastisch gesteigert. Das in Vorbereitung befindliche Bundes-Bodenschutzgesetz (E-BBodSchG 1995) wird voraussichtlich zu zusätzlichen Anforderungen führen.

Das Geographische Institut der Universität Göttingen konzipiert derzeit (Beginn: Oktober 1996) in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftskammer Hannover ein GIS-gestütztes AbfklärV-Kataster (AKIS), das für ein Teilgebiet (Umfang: 33 Deutsche Grundkarten (DGK 5), Fläche: 132 km²) des Landkreises (LK) Göttingen realisiert wird. Mit AKIS soll der Landwirtschaftskammer Hannover ein Instrument für eine gegenüber der bisherigen Praxis effizientere und qualitativ verbesserte Bearbeitung der Aufgaben im Rahmen der Klärschlammverordnung an die Hand gegeben werden. Dies soll erreicht werden durch:

- das Ersetzen der analogen Flächenführung durch eine GIS-gestützte Flächenverwaltung
- die Integration von AbfklärV-erforderlichen Informationen aus anderen Informationssystemen.

DV-technische Konzeption

Das Rahmenkonzept des AKIS sieht den Aufbau und die Integration folgender Komponenten vor (vgl. Abb. 1):

- Digitale Erfassung analoger AbfklärV-Flächendaten und Zuordnung analoger bzw. digitaler AbfklärV-Attributdaten der Landwirtschaftskammer (LWK) Hannover
- Integration in AKIS von
 - Nutzungsdaten aus dem Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes, Abt. Landesvermessung (LVA)
 - topographischen Informationen auf Basis gescannter Topographischer Karten (TK) im Maßstab 1:5.000 und 1:25.000 des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes, Abt. Landesvermessung (LVA)
 - Liegenschaftsdaten aus dem Automatisierten Liegenschaftskataster (ALK) der Vermessungs- und Katasterbehörde Südniedersachsen und
 - Bodendaten (M. 1:5.000) aus dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS) des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb).

Erfassung der AbfklärV-Daten

Bisher wurde in den zuständigen Bezirksstellen der Landwirtschaftskammer ein analoges AbfklärV-Flächenkataster geführt. Dabei wurde die Lage der beprobten und ggf. beschlammten Feldstücke (Schläge) auf Kartenblättern der DGK 5 festgehalten und mit einer Signatur (Schlagbezeichnung (SBZ)) versehen. Mit Hilfe der Signatur wurden die im Rahmen der AbfklärV (1992) erhobenen Attributdaten den jeweiligen Feldstücken zugeordnet. In der für die Abwicklung der AbfklärV im LK Göttingen zuständigen Bezirksstelle Northeim wurde die Verwaltung der AbfklärV-Attributdaten bis 1989 analog geführt und ab 1989 auf eine DV-gestützte Verwaltung (RBASE) umgestellt.

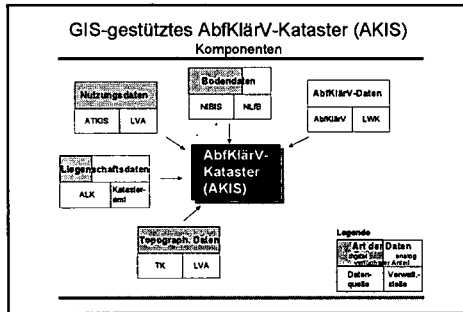


Abb. 1: Komponenten eines GIS-gestützten AbfklärV-Katasters

Die digitale Erfassung der AbfklärV-Flächendaten erfolgte am Geographischen Institut der Universität Göttingen mit dem Geographischen Informationssystem (GIS) ARC/INFO. Die Attributdaten (Bewirtschafterdaten, Boden- und Klärschlammuntersuchungsergebnisse, etc.) wurden den digitalisierten Flächendaten auf zwei Wegen zugeordnet. Für die analog vorgehaltenen Attributdaten wurde eine manuelle, für die in RBASE abgelegten Attributdaten eine automatische Zuordnung mittels eines dafür entwickelten Programms (UPDATE) zu den entsprechenden Flächendaten vorgenommen (vgl. Abb. 2). Zuordnungskriterium ist in beiden Fällen die in den Feldstücken eingetragene Signatur SBZ.

Zuordnungsprobleme ergaben sich aufgrund von Inkonsistenzen zwischen den Signatureintragungen in Karte, Aktenordner und RBASE. Die Ursachen hierfür liegen vor allem in der Veränderung der Feldstücke hinsichtlich ihrer Besitzverhältnisse, ihrer räumlichen Struktur sowie der wechselnden Bezeichnungen für das Zuordnungskriterium 'SBZ' der verschiedenen Sachbearbeiter seit Inkrafttreten der AbfklärV.

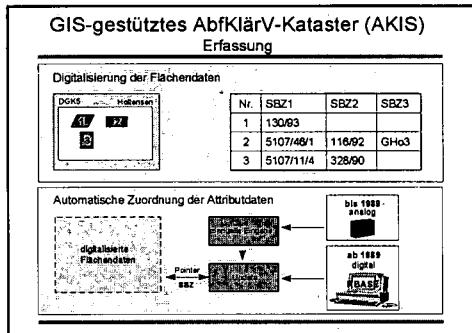


Abb. 2: Erfassung der AbfklärV-Daten

Bearbeitungsstand

Für das ausgewählte Teilgebiet des LK Göttingen wurden sämtliche in den analogen Grundkarten eingetragenen AbfklärV-Flächen digital erfaßt. Trotz der o.g. Zuordnungsprobleme konnte in etwa 95% der Fälle eine Zuordnung der Attribut- zu den Flächendaten vorgenommen werden. Insgesamt wurden 948 Feldstücke erfaßt, davon weisen 205 eine Doppel-, 58 eine Dreifach- und 5 eine Vierfachuntersuchung auf. Anzumerken ist, daß bei Wiederholungsbeschlämungen bis 1992 abweichend von den Vorgaben der AbfklärV in dem ausgewählten Teilgebiet des LK Göttingen zusätzlich auch Bodenschwermetallgehalte analysiert wurden. In den Fällen einer Mehrfachuntersuchung von Feldstücken wurde auf Basis der raum- und zeitbezogenen Aufbereitung der Daten mittels GIS eine automatisierte Plausibilitätsprüfung der Bodenuntersuchungsbefunde eingeführt.

Neben den AbfklärV-Daten sind für das ausgewählte Teilgebiet flächendeckend die ATKIS- und NIBIS-Daten und für einzelne Gemarkungen die ALK-Daten in das System integriert worden. Die ATKIS-Daten sollen zukünftig als fachübergreifende geometrische Datenbasis bei der Editierung neuer AbfklärV-Flächen fungieren, um den Datenaustausch zwischen allen Verwaltungsebenen sowie die Datenauswertung in einem einheitlichen Bezugssystem zu gewährleisten (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIALBLATT 1991). Die ALK-Daten dienen der feldstückbezogenen Übernahme von liegenschaftsbezogenen Attributdaten (derzeit für die AbfklärV relevant: Gemarkung, Flur, Flurstück) und die NIBIS-Daten bodenkundlichen Attributdaten (derzeit für die AbfklärV relevant: Bodenart).

Erste Ergebnisse

Erste praxisorientierte Testanwendungen am Geographischen Institut der Universität Göttingen zeigen, daß gegenüber dem derzeitigen Verwaltungsvollzug durch die GIS-gestützte Katasterführung folgende verwaltungsinterne Arbeitsabläufe optimiert werden können:

- Unstimmigkeiten bei Probenahme und Analytik werden durch Plausibilitätsprüfung bei Wiederholungsuntersuchungen von Feldstücken erkannt und können vom Sachbearbeiter korrigiert werden
- Zuordnungsprobleme durch Inkonsistenzen zwischen Flächen- und Attributdaten werden durch eine interne Integritätsprüfung weitgehend ausgeschlossen
- die Speicherung, Analyse und Auswertung von AbfklärV-Flächendaten kann effizienter vorgenommen werden
- der Zeitaufwand bei routinemäßigen Abfragen (vgl. Abb. 3), z.B. nach Bodenuntersuchungsergebnissen, dem Datum der letzten Beschlämmung oder der Beschlämmungsmenge der Feldstücke, wird vermindert
- die Editierung zusätzlicher Feldstücke auf Basis einheitlicher, fachübergreifend nutzbarer Geometrien wird durch die Integration von ATKIS unterstützt und erleichtert
- der Arbeitsaufwand für die Zuordnung der im Rahmen des Entsorgungsnachweises erforderlichen feldstückbezogenen Liegenschaftsangaben wird durch das Heranziehen der ALK-Daten erheblich vermindert
- die Integration valider Bodeninformationen kann die Qualität der Kontrolle von Aufbringungsverboten und Beschränkungen sowie der landwirtschaftlichen Beratung erheblich steigern (vgl. Ausblick).

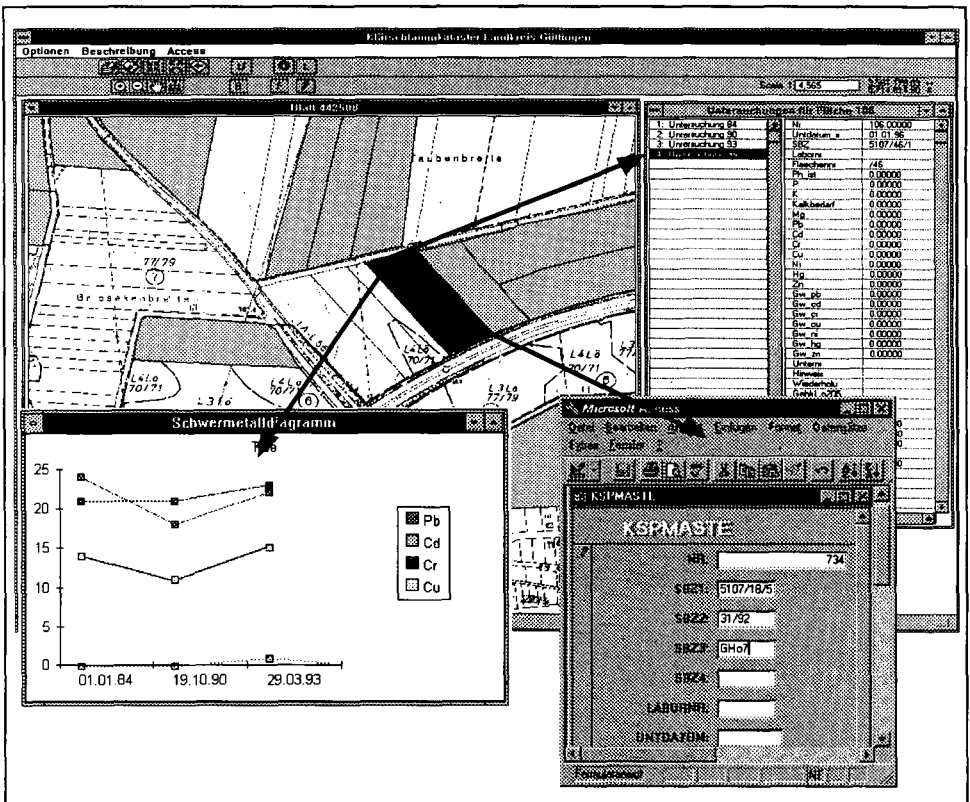


Abb. 3: Abfragemaske 'Bodenuntersuchungen' in AKIS

Ausblick

Erste praxisorientierte Anwendungen haben gezeigt, daß gegenüber der derzeitigen Praxis durch AKIS ein effizienteres Datenmanagement im Rahmen der Klärschlammverordnung ermöglicht wird.

In der folgenden Einsatzphase soll die Integration und Anpassung von AKIS in bestehende AbklärV-Arbeitsvorgänge der Landwirtschaftskammer Hannover erfolgen. Die zukünftige Anwendung von AKIS bei der Landwirtschaftskammer Hannover soll mit dem Geographischen Informationssystem ARCVIEW geschehen. Für die Übernahme externer fachfremder Daten aus ATKIS, ALK und NIBIS in AKIS sind vor dem ersten Probetrieb in der Landwirtschaftskammer Hannover Regelungen über den Datenaustausch mit den betroffenen Fachbehörden zu treffen.

Für die Weiterentwicklung von AKIS am Geographischen Institut der Universität Göttingen werden derzeit folgende Schwerpunkte bearbeitet:

- durch die Entwicklung und Implementierung AbklärV-spezifischer GIS-Applikationen (Auskunfts- und Analyseinstrumente) soll die weitere Optimierung des AbklärV-Verwaltungsvollzugs erzielt werden.
- durch die Integration von externen fachfremden Informationen in AKIS sollen Möglichkeiten zu einer qualitativ verbesserten Umsetzung der bestehenden Klärschlammverordnung, besonders unter Berücksichtigung von zusätzlichen Erfordernissen, die sich z.B. aus dem Inkrafttreten des geplanten Bundes-Bodenschutzgesetz ergeben können, ermöglicht werden. Hierzu bedarf es im Fall des Bodenschutzes problembezogen ausgewerteter Bodendaten, z.B. die Eignung der Böden für die Klärschlammaufbringung, auf die die Sachbearbeiter in den Bezirksstellen der Landwirtschaftskammer zugreifen können. Vor diesem Hintergrund ist zwischen dem Geographischen Institut der Universität Göttingen und dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFB) vereinbart worden, exemplarisch für ausgewählte Kartenblätter des LK Göttingen die Ergebnisse der derzeit am NLFB in Entwicklung befindlichen Bewertungsmethode zur Ausweisung von vorrangig- und nachrangig geeigneten Standorten für die Verwertung von organischen Siedlungsabfällen in AKIS einzusetzen und als Bewertungskriterium für die Aufbringung von Klärschlamm zu testen.

AKIS kann zukünftig als Datenlieferant von großer Bedeutung sein. Unter Berücksichtigung der Situation fortlaufender Bodenuntersuchungen im Rahmen der Klärschlammverordnung mit einem Probenaufkommen allein bei der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Hameln von ca. 17.000 Untersuchungen im Jahr 1996 sowie unter den Voraussetzungen

- einer reproduzierbaren Probennahme und Analytik und
 - einer AbklärV-Datenerfassung und -pflege mittels AKIS
- stünde eine aktuelle und leicht handhabbare, flächenscharfe und umfangreiche Informationsquelle zur Verfügung. Diese könnte für Fragestellungen eines vorsorgenden Bodenschutzes einen Beitrag bei der
- Ableitung regionalspezifischer Hintergrundwerte (LABO 1994)
 - Ausweisung und räumlichen Abgrenzung lokaler Belastungsgebiete und
 - kommunalen Planung (UVP, Bauleitplanung)

leisten.

In Fällen flächenscharfer Auswertungen unter Einbeziehung personenbezogener Daten (z.B. der AbklärV-Daten) sind besonders die Belange des Datenschutzes zu berücksichtigen.

Literatur

ABFKLÄRV (1992): Klärschlammverordnung vom 19.4.1992. BGBl. I, S. 912-934

KRW-/ABFG (1996): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. Verkündet als Art.1 des Gesetzes zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen vom 27.09.1995. BGBl. I, S. 2705

DÜNGEV (1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngerverordnung) vom 06.02.1996. BGBl. I, S. 118.

E-BBODSCHG (1995): Gesetz zum Schutz des Bodens, 3. Referentenentwurf, August 1995, Bonn

LABO (1994): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. Bericht der ad-hoc AG "Referenz- bzw. Hintergrundwerte für Böden" des LABO-Arbeitskreises IV "Bodenbelastung", Berlin, 146 S.

NIEDERSÄCHSISCHES. MINISTERIALBLATT (1991): Vorhaben "Digitale Karte" der Vermessungs- und Katasterverwaltung. RdErl. d. MI vom 30.10.1991, S. 1445-1446.

Appearance, structural characteristics and fate of humic substances in municipal wastes

von

Filip, Z.K.

Utilization of waste materials or their disposal in a landfill are two major ways of the municipal wastes management. Although the utilization should be preferred in a world with limited resources, the disposal of solid wastes in landfills is widely spread. However, landfills can cause serious problems of environmental pollution until biological and chemical stabilization occurs. We assume that stabilization processes may involve formation and transformation of humic substances in landfills.

Usually, municipal refuse delivered for disposal at the landfill is rich in microorganisms capable of degrading and mineralizing organic substances. Nevertheless, as in soils and composts, microorganisms may also contribute to structural transformation of organic matter and formation of humic substances in municipal wastes. We were able to isolate humic-like substances even from fresh municipal refuse. Their contents and structural characteristics underwent different changes during the disposal period.

In long-term experiments the amounts of humic substances extracted from municipal refuse were at a level usually yielded from a podzolic soil. These substances also displayed elemental compositions and chemical structures similar to those found in soil humic acids, in spite of their much younger ages.

Addition of sewage sludge to the refuse promoted the formation of humic substances and resulted in relatively high concentration of proteinaceous and phenolic structures. Leaving the refuse uncompacted promoted the oxidation of lipids and also resulted in the highest yields of humic substances probably from partially oxidized lignin-cellulosic material. With time of refuse disposal, the concentration of proteinaceous components was diminished while the fraction of aromatic compounds was increasing.

Humic substances from municipal wastes bound appreciable amounts of metal elements such as Cu, Cd, Fe and Zn. The concentration of metals in the drainage water was considerably lower than in humic substances. Thus, humic substances may play a role in restricting metals releases from the landfill.

Under aerobic conditions humic substances from municipal wastes can be effectively utilized by a complex microbial assemblage. This may especially occur in environments lacking easily utilizable sources of carbon and nitrogen. As results of microbial activities different chemical and structural changes occur to the municipal refuse-related humic substances.



Verhalten ausgewählter Schwermetalle im Boden nach langjähriger Müllkompostanwendung

von

Gäth, S.*

1. Einleitung und Problemstellung

Die gesetzlich zulässigen Schwermetalleinträge, die bei der Klärschlamm- bzw. Kompostanwendung toleriert werden, überschreiten die mittleren Entzüge landwirtschaftlicher Kulturen um ein Vielfaches (vgl. BEISECKER et al., 1997). Nach der Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992) dürfen in 3 Jahren 5 Tonnen Klärschlamm-Trockenmasse (TrM) je Hektar ausgebracht werden. Der bestehende Entwurf zur Bioabfall-/Kompostverordnung (BioKompV, 1997) sieht eine maximale Aufwandmenge von jährlich 10 t TrM/ha vor.

Die Folgen dieser Bilanzungleichgewichte werden sehr kontrovers diskutiert. Auf der einen Seite werden Versuche mit kurz- bis mittelfristiger Laufzeit herangezogen, die keine Änderungen im Schwermetallstatus der Böden zeigen. Zum anderen werden Zeiträume von wenigen bis mehreren Jahrhunderten kalkuliert, bis zu denen ein Erreichen der maximal tolerierbaren Gesamt-Schwermetallgehalte im Boden erwartet werden kann (SAUERBECK, 1994).

Da die Schwermetalle i.d.R. im Boden wenig mobil sind und in vielfältiger Form mit der Festphase des Bodens reagieren können, kommt es je nach Bilanzüberschuß, der Pflugtiefe und der Bodendichte zu unterschiedlichen Gehaltsänderungen (Tab. 1).

Tabelle 1: Änderung der mittleren Stoff-Konzentration im Boden in Abhängigkeit von der Stoff-Fracht und der Bearbeitungstiefe bei einer mittleren Bodendichte von $1,5 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$

Tiefe	Boden	Stoff-Fracht [g/ha]				
		10	100	1.000	10.000	100.000
cm	t/ha	ppm				
5	750	0,013	0,133	1,33	13,33	133,3
10	1.500	0,007	0,067	0,67	6,67	66,7
20	3.000	0,003	0,033	0,33	3,33	33,3
30	4.500	0,002	0,022	0,22	2,22	22,2
40	6.000	0,002	0,017	0,17	1,67	16,7

Wie das Beispiel zeigt, kommt es unter Berücksichtigung der gewählten Rohdichte bei einer Pflugtiefe von 30 cm und einem einmaligen Überschuß eines Schwermetalls von z.B. 100 g/ha zu einer Konzentrationszunahme von 0,022 ppm. Selbst bei mehrmaliger Anwendung sind diese Konzentrationsänderungen vor dem Hintergrund der standörtlichen Variabilität mit statistischen Verfahren nicht analytisch abzusichern.

Für eine Prognose des Verhaltens der Schwermetalle im Boden (z.B. Tiefenverlagerungsrisiko, Aufnahme der Kulturpflanze) sind demnach auf gepflügten Böden Versuche zur Bioabfallanwendung mit kurz- bis mittelfristiger Laufzeit in Frage zu stellen. Umgekehrt wurden in der jüngeren Vergangenheit Versuche mit Müllkompost angelegt, die aufgrund ihrer drastisch höheren Schwer-

* Prof. Dr. Stefan Gäth, Institut für Landeskultur, Senckenbergstr. 3, D-35390 Gießen

metallfrachten für eine Abschätzung herangezogen werden können. Der vorliegende Beitrag soll in diesem Zusammenhang einmal anhand eines Versuches zur langjährigen Anwendung von Müllkompost das Verhalten von Blei und Zink im Boden beispielhaft aufzeigen.

2. Material und Methoden

Der Versuch wurde zwischen 1976 und 1989 vom Institut für Landeskultur († Prof. Dr. R. Kowald) südlich von Gießen auf einer langjährig unter ackerbaulicher Nutzung befindlichen Braunerde aus Basaltverwitterung mit vierfacher Wiederholung betreut. In diesem Zeitraum wurden insgesamt sechs Müllkompostgaben mit den Aufwandmengen 0 t TrM/ha (Kontrolle), 40 t TrM/ha (Variante I), 80 t TrM/ha (Variante II) und 120 t TrM/ha (Variante III) aufgebracht.

Mit dem Müllkompost wurden durch die sechs Aufbringungen innerhalb der 13 Jahre bei der Variante I insgesamt 218 kg Pb/ha und 296 kg Zn/ha auf den Boden gebracht (Tab. 2); bei der Variante II liegen die Frachten doppelt und bei der Variante III dreifach so hoch.

Tabelle 2: Blei- und Zink-Frachten bei langjähriger Anwendung von 40 t TrM Müllkompost/ha im Vergleich zu den gesetzlich zulässigen Frachten (verändert nach SAHIN, 1993)

Jahr	Konzentration ppm		Fracht g/ha	
	Blei	Zink	Blei	Zink
MK1 1976	739	1.150	29.560	46.000
MK2 1978	1.363	1.425	54.520	57.000
MK3 1980	1.200	1.343	48.000	53.720
MK4 1982	661	903	26.440	36.120
MK5 1984	616	1.297	24.640	51.880
MK6 1987	868	1.289	34.720	51.560
		Summe	217.880	296.280

AbfklärV, 1992	900	2.500	19.500	54.171
BioKompV, 1997	150	500	19.500	65.000

Ein direkter Vergleich der tatsächlichen Konzentrationen mit den bestehenden bzw. in Planung befindlichen Verordnungen zeigt, daß der Müllkompost in keinem Fall den Qualitätsansprüchen der Bio-/Kompostverordnung genügen würde. Auch die gesetzlich zulässigen Frachten würden bei einer regelmäßigen Anwendung (Klärschlamm alle drei Jahre, Kompost jährlich) nach 13 Jahren beim Blei

nur bei knapp 10 % (20 kg/ha) und beim Zink 18-22 % (54-65 kg/ha) dessen liegen, was bei der Müllkompostaufbringung auf die Fläche kam. Umgekehrt formuliert, müßte der Versuch zur Erlangung gleicher Schwermetallfrachten und unter Berücksichtigung der gesetzliche Einschränkungen beim Blei mindestens zehnmal (130 Jahre) und beim Zink mindestens fünfmal (65 Jahre) so lange dauern wie bei der Müllkompostanwendung.

Während der Projektphase wurden kontinuierlich Boden- und Pflanzenproben genommen, die nach Abschluß des Versuches untersucht und von SAHIN (1993) ausgewertet wurden. Zur Beurteilung der Tiefenverlagerung wurden außerdem 1995 über die Tiefe verteilt Bodenproben in vierfacher Wiederholung entnommen und auf Pb und Zn analysiert.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die sechs Müllkompostgaben führen in Abhängigkeit von der Aufwandmenge zu einer deutlichen Zunahme der Blei- und Zink-Konzentrationen im gepflügten Oberboden (Abb. 1). Dabei spiegeln die Regressionsgeraden trotz der zu erwartenden Streuung die gestaffelten Aufwandmengen wider.

Während beim Zink nach Versuchsende alle drei Varianten den bestehenden Bodengrenzwert der AbfklärV (1992) von 200 ppm überschreiten, liegt beim Blei ein Überschreiten der 100 ppm-Grenzmarke „nur“ in den Varianten II und III vor. - Der Anstieg der Pb- und Zn-Konzentrationen in der Kontrolle muß zum einen auf atmosphärische Einträge zurückgeführt werden, die allerdings nicht erfaßt wurden. Zum anderen ist durch die Versuchsanlage nicht auszuschließen, daß bei den Bodenbearbeitungsgängen eine leichte Verschleppung zwischen den einzelnen Varianten stattgefunden hat.

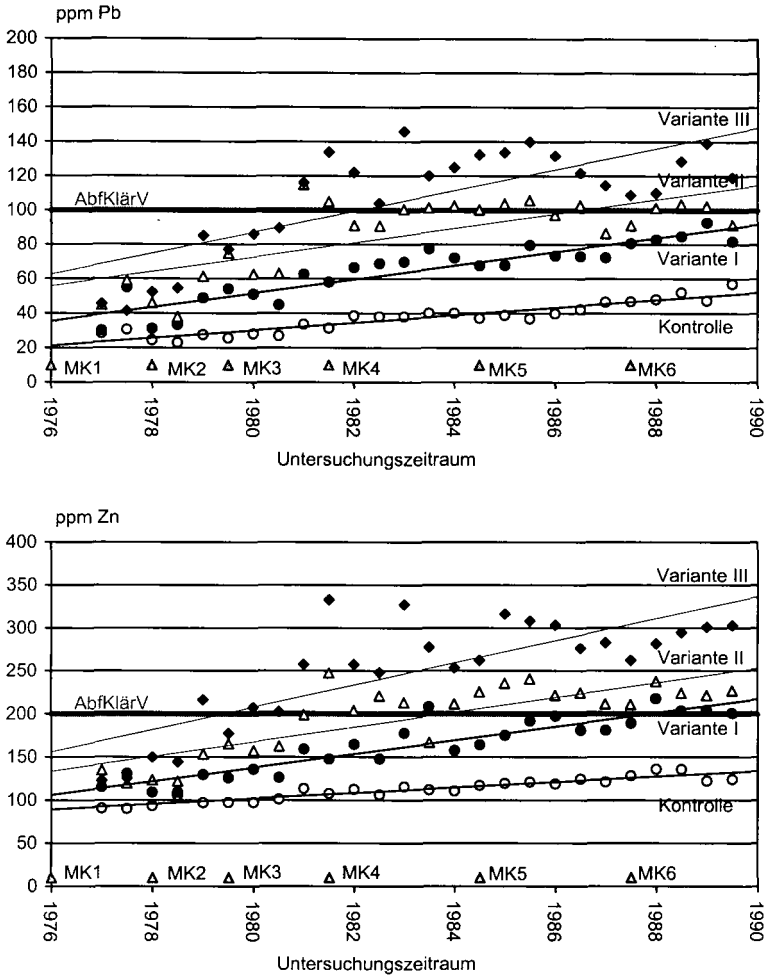


Abbildung 1: Entwicklung der Blei- (oben) und Zink-Konzentrationen (unten) im Oberboden (0-25 cm) nach sechsmaliger Anwendung von Müllkompost bei einer Aufwandmenge von 40 t/ha (Variante I), 80 t/ha (Variante II) und 120 t/ha (Variante III) im Vergleich zur Kontrolle (verändert nach SAHIN, 1993)

Im folgenden soll beispielhaft untersucht werden, inwieweit die meßbaren Konzentrationszunahmen mit den Schwermetallfrachten erklärt werden können bzw. inwieweit ein einfacher Bilanzansatz zur Prognose der Schwermetallkonzentrationen des Bodens dienen kann (Tab. 3).

Zu Beginn des Versuches waren 1976 28 ppm Pb im Oberboden (0-25 cm) vorhanden. Während des Versuches wurden, wie in Tabelle 2 gezeigt, mit dem Müllkompost 218 kg Pb/ha zugeführt und nur 0,02 kg Pb/ha entzogen, so daß der Überschuß von 218 kg/ha rein rechnerisch bei einer mittleren Bodendichte von 1,38 g/cm³ zu einer Konzentrationszunahme von 63 ppm auf 91 ppm geführt haben muß. Ein Vergleich mit der 1989 gemessenen Pb-Konzentration von 82 ppm zeigt, daß mit dem Bilanzansatz der Anstieg der Pb-Konzentration im Boden bis auf eine Differenz von ca. 10 % abge-

schätzt werden kann. Beim Zink liegt dieser Fehler in gleicher Größenordnung; in diesem Fall wurden 201 ppm nach Abschluß der Versuche gemessen und über die Bilanzierung 176 ppm berechnet.

Tabelle 3: Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen von Blei und Zink im Boden nach langjähriger Anwendung von 40 t Müllkompost/ha

Position	Blei		Zink	
	Bilanz	Konzentration im Boden*	Bilanz	Konzentration im Boden*
	kg Pb/ha	ppm Pb	kg Zn/ha	ppm Zn
Bodenvorrat 1976		28		90
Zufuhr (Kompost) 1976-89	218		296	
Abfuhr (Ernte) 1976-89	0,02		3	
Saldo 1976-89	218	63	295	86
<hr/>				
Boden SOLL 1989		91		176
Boden IST 1989		82		201
Differenz SOLL - IST		9		-25

*) Tiefe: 0-25 cm, Rohdichte: 1,38 g/cm³

Die zwei Beispiele machen deutlich, daß mit dem gewählten einfachen Bilanzierungsmodell auf diesem gering erosionsgefährdeten Standort der Schwermetallgehalt des Bodens mit einer Sicherheit von ca. 90 % vorhergesagt werden kann. Für eine umfassende Bilanzierung der Ein- und Austräge von Schwermetallen vergleiche z.B. WILCKE & DÖHLER (1995).

Der Anstieg der Schwermetallgesamtgehalte führt auch dazu, daß beim Zink nach knapp 20 Jahren, die Proben wurden 1995 entnommen, eine signifikante Verlagerung in die zweite Tiefe 25-35 cm stattgefunden hat (Abb. 2).

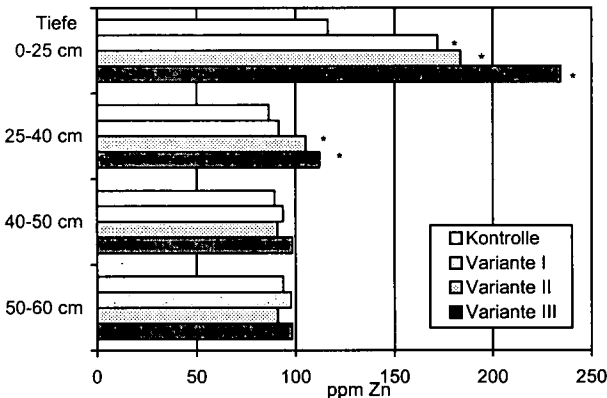


Abbildung 2: Tiefenverteilung der Zink-Konzentration im Boden nach langjähriger Müllkompostanwendung in Abhängigkeit von der Aufwandsmenge t/ha (Kontrolle), 40 t/ha (Variante I), 80 t/ha (Variante II) und 120 t/ha (Variante III) (* - Signifikanzschwelle 95 %)

Dabei deutet das Verhältnis zwischen Zink und Blei (hier nicht dargestellt) darauf hin, daß diese Verlagerung im wesentlichen über den Sickerwasserstrom erfolgt sein muß, während bei der Kontrolle das Verhältnis Zn:Pb 6,7 beträgt, steigt bis zur Variante III kontinuierlich auf 7,0 an. Das „mobile“ Zn führt zu einer Vergrößerung des Verhältnisses. Neben dieser wassergebundenen Verlagerung tragen allerdings auch die Bodentiere und die Pflanzenwurzeln zu einer aktiven Verschleppung der Schwermetalle bei.

4. Schlußfolgerungen für die Durchführung einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft

Bei der Aufbringung von Bioabfällen kommt es generell zu einer Anreicherung von Schwermetallen im Boden, wenn ein Bilanzüberschuß zwischen Zufuhr und Entzug besteht. Diese Anreicherung verläuft, anders als bei den vorgestellten Versuchen zur Müllkompostanwendung, i.d.R. schleichend und analytisch - bei kurz- und mittelfristiger Betrachtung - nicht nachweisbar. Aus der Sicht eines nachhaltigen Boden- und Gewässerschutzes (vgl. AGENDA 21, 1992; §5 KrW-/AbfG (1994); §1 E-BBodSchG, 1996) müssen für die Aufbringung von Bioabfällen Strategien geschaffen werden, die eine bilanz- und damit frachtenbezogene Regelung beinhalten, wie es auch von SCHAAF (1997) für den VDLUFA formuliert wurde.

Der bestehende Entwurf zur BioKompV (1996) und die bestehende Regelung zur Klärschlammverwertung (AbfKlärV, 1992) werden dieser Forderung nicht gerecht. Zwar werden i.d.R. die gesetzlich zulässigen Schwermetallfrachten aufgrund einer ausreichenden Qualität der Produkte und einer am P-Düngebedarf limitierten Ausbringungsmenge nur begrenzt ausgeschöpft, dennoch wären verbindliche Frachtenregelungen für einen nachhaltigen Bodenschutz von Vorteil.

Maßnahmen zur Minderung der Schwermetallfrachten sind zum einen produktseitig eine weitere, allerdings begrenzt mögliche Qualitätsverbesserung auf das Niveau der standorttypischen Hintergrundbelastung. Zum anderen sind pauschale Ausbringungsintervalle dahingehend zu verändern, daß entweder die Ausbringungsmengen reduziert und/oder die Ausbringungspausen vergrößert werden; was spricht dagegen, die Ausbringungsmengen von 10 t/ha und Jahr auf 10 t/ha und 5 oder 10 Jahre auszudehnen.

Da in unserer industrieallisierten Umwelt eine ausgeglichene Schwermetallbilanz nicht auf Anhieb zu gewährleisten ist, sollten zur Risikominderung für die Anwendung von Bioabfällen vor allem Standorte in Frage kommen, die bodenseitig ein hohes Retardationsvermögen und klimaseitig ein geringes Verlagerungsrisiko von Schwermetallen haben; Ansätze zur Regionalisierung von Bioabfallverwertungsflächen wurden von GÄTH (1996b) vorgestellt. Dieses Konzept setzt voraus, daß das Sorptions- und Filtervermögen der Böden mit Hilfe sog. Sorptionsisothermen klassifiziert wird, ein Ansatz, der dazu beiträgt, für die einzelnen Schwermetalle bodentypabhängige Grenzwerte zu formulieren.

5. Literatur

AGENDA 21, 1992: Agenda für eine nachhaltige Entwicklung, Erdgipfel 1992, Rio de Janeiro.

AbfKlärV, 1992: Klärschlammverordnung - Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 912ff.

BEISECKER, R., S. GÄTH & H.-G. FREDE, 1997: Flächenhafte Verwertung von organischen Abfällen einschließlich der landwirtschaftlichen Wirtschaftsdünger im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft, Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (dieser Band)

GÄTH, S., 1996a: Die Funktion von Böden - Schwankungsbereiche von Schwermetallkonzentrationen im Boden. In: Pfaff-Schley, H., Bodenschutz und Umgang mit kontaminierten Böden. - Erich Schmidt-Verlag, Berlin, 47-63.

GÄTH, S., 1996b: Verlagerungspotentiale für Schwermetalle im Boden. - Forum Städte-Hygiene, 47, 353-357.

KrW-/AbfG, 1994: Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 2705ff.

SAUERBECK, D., 1994: Möglichkeiten des Einsatzes organischer Abfallstoffe in der Landwirtschaft und spezielle Anforderungen an Klärschlamm und Kompost. - Ber. ü. Landwirtschaft, 208 - Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, 6, 152-173

SCHAAF, H., 1997: Umweltverträgliche Verwertung von biogenen Abfallstoffen in der Landwirtschaft. - Wasser & Boden, 3, 36-40.

WILCKE & DÖHLER, 1993: Schwermetalle in der Landwirtschaft - KTBL-Arbeitspapier 217, 48 S.

Die Kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland

von

Grünekle, C.E.

1 Einleitung

Durchschnittlich 29,9% des Abfallstromes in Deutschland besteht aus organischen Rückständen. Diese Fraktion verursacht, insbesondere wenn sie deponiert wird, große Probleme wie Deponiesickerwasser, Deponiegas, Geruch etc.

Auf der anderen Seite hingegen führt die Kompostierung dieser Bioabfälle zur Entwicklung des nützlichen Produktes Kompost, welcher bei der Anwendung im Acker- und Gartenbau hilft, natürliche Kreisläufe zu schließen.

2 Geschichte

Die Kompostierung von organischen Abfallstoffen hat in Deutschland eine lange Geschichte. Die erste schriftliche Erwähnung kann auf einen Erlaß des Großen Kurfürsten aus dem Jahr 1671 zurückdatiert werden, worin die Landwirte zur Kompostierung aller ihrer landwirtschaftlichen Rückstände aufgefordert wurden. 1865 schrieb der Deutsche Wissenschaftler JUSTUS VON LIEBIG einen Aufruf an die Landwirte zur Kompostierung ihrer Abfallstoffe mit dem Ziel, die Erträge zu steigern und die Fruchtbarkeit der Felder langfristig zu erhöhen. Die ersten Deutschen Kompostanlagen wurden in Etzin bei Berlin (1907) und Neumünster bei Kiel (1915) errichtet. In den Jahren 1954 bis 1983 wurden in Deutschland 18 Müllkompostwerke gebaut (und weitere 45 zur Kompostierung von Klärschlamm). Die Schwierigkeiten beim Absatz der Mischmüllkomposte, bedingt durch deren nur mäßige Qualität ließen die Kompostierung in diesen Jahren nie zu einem bedeutenden Teil der Abfallwirtschaft werden. Tabelle 1 zeigt einen Vergleich der Schwermetallgehalte von Mischmüllkomposten und Komposten aus getrennt gesammelten Bioabfällen.

Aus den Daten geht hervor, daß die Belastungen von Komposten aus getrennter Sammlung um ein Vielfaches unter denen von Mischmüllkomposten liegen. Die Erkenntnis, daß nur Komposte aus getrennt eingesammelten Bioabfällen eine für die Anwender akzeptable Kompostqualität liefern, führte in der Bundesrepublik Deutschland zu flächendeckenden Einführung der getrennten Sammlung (HANGEN 1993).

Tabelle 1: Schwermetallgehalte von Mischmüllkomposten und Bioabfallkomposten aus getrennter Sammlung
(Durchschnittsgehalte in der BRD in mg/kg T.S.)

	Mischmüll Kompost	Getrennt Sammlung
Zink	1570	222
Blei	513	68
Cadmium	5,5	0,7
Chrom	71	34
Kupfer	274	50
Nickel	45	21
Quecksilber	2,4	0,2

*FRICKE, 1992, ** BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST, 1997

3 Status der Kompostierung in Deutschland

3.1 Allgemein

Abbildung 1 zeigt zum einen die geringe Rolle, welche die Kompostierung in den Jahren 1975-1985 in Deutschland spielte, zum anderen die stürmische Entwicklung nach Einführung der getrennten Sammlung. Die in Deutschland installierte Anlagenkapazität betrug Mitte 1996 ca. 4 Millionen Tonnen.

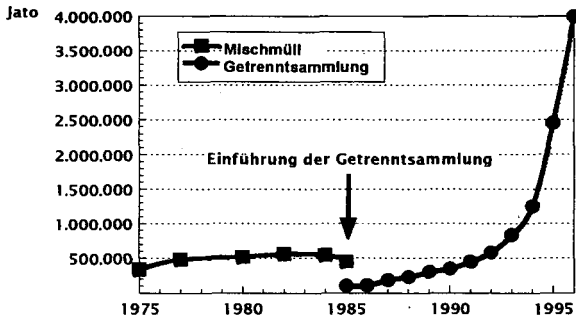


Abbildung 1: Entwicklung der Abfallkompostierung in der BRD in den Jahren 1975 bis 1996

In den Jahren zwischen 1995 und 1996 wurden in Deutschland 379 Kompostwerke mit einer installierten Anlagenkapazität von ca. 4 Millionen Tonnen gebaut. Tabelle 2 zeigt die erfaßten Mengen gesamt und pro Einwohner.

Tabelle 2: Kompostmengen

Einwohner	Kompost Werke	Erfasste Menge	Mittel pro Person
[Anzahl]	[Anzahl]	[Tonnen/a]	[kg/a]
81.338.238	379	4.073.540	57,4

(BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST 1995
ORTSBUCH DER BRD 1995)

THOMÉ-KOZMIENSKY (1994) gibt eine Abfallmenge von 331kg an, die je Einwohner und Jahr in Deutschland produziert werden. Bei einem Organikanteil von 29,9% entspricht das einem Potential an kompostierbarer Masse von 99kg pro Einwohner und Jahr. Das heißt, daß das Ziel einer tatsächlich „flächendeckenden“ Kompostierung bereits zu ca. 60% erfüllt ist. Allerdings ist die Schwankungsbreite zwischen den Bundesländern noch sehr hoch. Während in den Stadtstaaten wie Hamburg oder Berlin 8,2 bzw. 6,6 kg pro Einwohner und Jahr kompostiert werden, sind dies in Brandenburg 114 bzw. in Thüringen 165kg (GRÜNEKLEE, 1997)

Die Größenverteilung der Kompostanlagen in Deutschland geht aus Tabelle 3 hervor.

Tabelle 3: Größenverteilung der Kompostanlagen in Deutschland

Anlagengrößen	Anzahl Anlagen
< 3,000 t / a	52
3,000 - 6,500 Mg / a	179
6,500 - 15,000 Mg / a	89
15,000 - 30,000 Mg / a	35
> 30,000 Mg / a	24

Die auffällige Häufung von Anlagen in der Größenordnung von 3.000 bis 6.500 Tonnen beruht auf der damaligen Genehmigungspraxis, Kleinanlagen unter 6.500 Tonnen Jahreskapazität in einem vereinfachten Verfahren zu genehmigen.

Die Verteilung der verarbeiteten Abfälle gestaltet sich nach KEHRES (1996) wie folgt: 18% der Anlagen verarbeiten ausschließlich Bioabfälle, 30% ausschließlich Grünabfälle und 52% beide Materialien.

3.2 Technische Kompostierungssysteme

WIEMER und KERN (1996) beziffern die Anzahl der technischen Kompostierungssysteme in Deutschland mit 105. Verglichen mit der von der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (1995) genannten Gesamtzahl von 379 Kompostwerken in Deutschland, läßt sich feststellen, daß mittlerweile 27,7% der Kompostanlagen mit einem technischen Intensivrottesystem ausgestattet sind. Allerdings verarbeiten diese 105 technischen Anlagen 2.041.150 Tonnen, also 50,1 % der in Deutschland anfallenden biologischen Abfälle. Diese Zahlen verdeutlichen die steigende Bedeutung der technischen Systeme im Bereich der Kompostierung. KERN (1993) unterscheidet 6 verschiedene Verfahrens-Grundtypen, die von 21 Herstellern gebaut werden:

Koordinatenumsetzer mit belüfteten Mieten, Trommel-, Boxen-/Container-, Tunnel-, Brikollare- und Turmkompostierung.

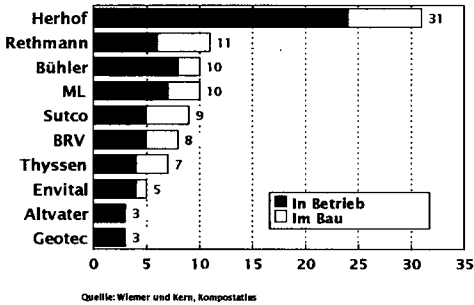


Abbildung 2: Marktanteile der Hersteller nach Anzahl der installierten Anlagen

Die Abbildung zeigt, daß nach Anzahl der installierten Anlagen die führenden Hersteller Herhof (22%), Rethmann (7,8%), Bühler und ML je 7,1) sind.

4 Qualitätsmanagement und Vermarktung

4.1 Überwachung

Aus vier Millionen Tonnen an Bio- und Grünabfällen wird nach dem Verlust durch die Rotte von ca. 50% eine jährlich anfallende Kompostmenge von ca. 2 Millionen Tonnen. Diese große Menge verdeutlicht die Notwendigkeit eines soliden Qualitätsmanagements. Ein großer Teil dieser Aufgabe wird von der „Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.“ übernommen. Zusammen mit dem RAL wurde 1992 das Gütezeichen RAL-GZ 251 entwickelt, dessen Überwachung sich auf freiwilliger Basis mittlerweile 250 Kompostanlagen unterziehen.

Die gute Einhaltung der vorgegebenen Richtwerte zeigt Tabelle 4.

4.2 Kompostanwendung

In Deutschland werden jährlich 4 Millionen Tonnen Bioabfall gesammelt, aus denen ca. 2 Millionen Tonnen Kompost erzeugt werden. 15% dieser Komposte sind Frischkomposte, 85% Fertigungskomposte (KEHRES 1996). Die Anwendung verteilt sich wie folgt (POLETSCHNY 1996):

Landwirtschaft:	40%
Gartenbau/ Landschaftsbau	40%
Andere (Kleinabnehmer, Erdenwerke, Biofilter etc.)	20%

Diese Entwicklung zeigt, daß neben der Landwirtschaft die Bereiche Gartenbau und Landschaftsbau einen erheblichen Anteil am Kompostabsatz einnehmen.

Tabelle 4: Grenzwerte und deren Ausschöpfung für Komposte in Deutschland
(Mittelwerte von Komposten in Deutschland 1995/96)

	Einheit/ Grenzwert	BRD Mittel	Ausschöpf.- Grad (%)
Schüttdichte	kg/m ³	710	
Wassergehalt	% < 45%	38,1	
Glühverlust	% T.S. > 20%	35,1	
pH-Wert	-	7,3	
Salzgehalt	g/l F.S.	4,5	
Rottegrad	(I - IV) [IV, V]	4,6	
Pflanzenverträglichkeit	(25%) > 90%	108	
Nährstoffe	(Gesamtgehalte)		
N	% T.S.	1,2	
C/N	Verh.	16,3	
P₂O₅	% T.S.	0,6	
K₂O	% T.S.	1,0	
Mg	% T.S.	0,8	
CaO	% T.S.	4,2	
Nährstoffe	(löslich)		
NO³-N	mg/l F.S.	72	
NH⁴-N	mg/l F.S.	123	
P₂O₅	mg/l F.S.	962	
K₂O	mg/l F.S.	3065	
Mg	mg/l F.S.	249	
Schwermetalle	(30% O.S.)		
Pb	mg/kg [150]	67,5	45
Cd	mg/kg [1]	0,67	67
Cr	mg/kg [100]	33,5	34
Cu	mg/kg [100]	49,9	50
Ni	mg/kg [50]	21,1	42
Hg	mg/kg [1]	0,22	22
Zn	mg/kg [400]	222	56
Störstoffe etc.			
Steine >5 mm	Gew. % [5%]	2,35	47
Fremdstoffe	Gew. % [<0,5%]	0,15	30
Glas >2mm	Gew. %	0,09	
Plastik >2mm	Gew. %	0,05	
keimfähige Samen	St./l F.S. [< 2]	0,24	12

Quelle: Bundesgütegemeinschaft Kompost

5 Literatur

- BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (1995): Kompostanlagen in Deutschland 1995. Kompost-Information Nr. 104. Abfall Now Verlag, Stuttgart.
- FRICKE, K. and TURK, T. (1991): Stand und Stellenwert der Kompostierung in der Abfallwirtschaft. In: Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. K.Wiemer and M. Kern Ed. (1991), Abfallwirtschaft Bd. 6.

- GRÜNEKLEE, C.E. (1997): Qualità, mercato e marketing del compost in Germania (Qualität, Markt und Marketing von Komposten in Deutschland). Manifesto per il compostaggio in Italia. Prima soluzione allo smaltimento dei rifiuti solidi urbani. 6. Februar 1997 in Mailand. Veranstalter: Legambiente Lombardia.
- HANGEN, H.O. (1993): Kompostproduktion heute und in Zukunft. In: Sicherung des Kompostabsatzes durch Qualität. 47. Informationsgespräch in Ludwigshafen, ANS-Schriftenreihe Nr. 24.
- KEHRES, B. (1996): Stand der Kompostierung sowie Qualität und Vermarktung von Kompost. pp. 104-107 in: Wiemer and Kern (ed.) Biologische Abfallbehandlung III. Veröffentlichungen des Witzenhausen Institutes für Abfall, Umwelt und Energie. Baeza Verlag, Witzenhausen.
- KERN, M. (1993): Grundlagen verfahrenstechnischer Vergleiche von Kompostierungsanlagen. In: K. Wiemer and M. Kern ed. Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung, MIC Verlag, Witzenhausen.
- ORTSBUCH der BRD, 14. Auflage, 1. Lieferung vom 1.4.1995
- POLETSCNY, H. (1996): Status und Perspektiven des Einsatzes von Sekundärrohstoff-Düngern in der Landwirtschaft. pp. 91-101 in: Wiemer and Kern (ed.) Biologische Abfallbehandlung III. Veröffentlichungen des Witzenhausen Institutes für Abfall, Umwelt und Energie. Baeza Verlag, Witzenhausen.
- THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (1994): Kreislaufwirtschaft. EF Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin
- WIEMER, K. and KERN, M. (1996): Kompost Atlas 1996/97. Veröffentlichungen des Witzenhausen Institutes für Abfall, Umwelt und Energie. Baeza Verlag, Witzenhausen.

Schwermetallgehalte von Inputmaterialien zur Herstellung von Biokompost

von

Hackenb. S.; Wegener, H.-R.

Schwermetallgehalte von Inputmaterialien zur Herstellung von Biokompost

S. Hackenberg, H.-R. Wegener

Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen

1 Einleitung und Zielsetzung

Am 07. Oktober 1996 ist das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz in Kraft getreten. Hiernach sollten Abfälle zunächst vermieden, dann vermindert und schließlich verwertet werden.

Für die im Haushalt größte Fraktion, den organischen Abfällen, ist die Bioabfallkompostierung eine Variante, welche den Forderungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes weitestgehend entspricht.

Aufgrund hoher Schadstofffrachten, sowie negativer hygienischer und optischer Eigenschaften, kam es in den letzten Jahren zu Absatzproblemen der erzeugten Komposte. Durch Modifikation der Aufbereitungstechnik ist es gelungen den Stör- bzw. Ballaststoffanteil im Kompost erheblich zu verringern, jedoch noch nicht die Schwermetallkonzentrationen befriedigend zu reduzieren.

Zahlreiche Untersuchungen haben bestätigt, daß eine nennenswerte Schadstoffminderung im Kompost nur durch die separate Erfassung und Kompostierung der nativ-organischen Fraktion des Hausmülls erreicht werden kann (FRICKE et al. 1990).

Am Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen wurden mögliche Quellen für Schwermetalle im Kompost diskutiert. Zur Untersuchung der Schwermetalle in den Ausgangsstoffen zur Biokompostherstellung wurden diese direkt nach Anlieferung im Kompostwerk aussortiert und in verschiedene Fraktionen eingeteilt.

2 Versuchsaufbau

In der Zeit von Juli-Dezember 1994 wurden ca. alle vier Wochen die Kompostausgangsstoffe aus dem frisch angelieferten Biomüll aussortiert und in Fraktionen eingeteilt.

Dabei wurden zwischen folgenden Fraktionen unterschieden:

Fruchtgemüse	Bohne, Erbse, Gurke, Kürbis, Paprika, Tomate, Zucchini
Wurzelgemüse	Kartoffel, Möhre, Porree, Rettich, Rote Bete, Sellerie, Zwiebeln
Blattgemüse	Chicorée, Endivie, Feldsalat, Kopfsalat, Mangold, Spinat
Kohlgemüse	Blumenkohl, Brokkoli, Chinakohl, Rosenkohl, Rotkohl, Weißkohl,
Obst	Apfel, Birne, Pfirsich, Pflaume, Mirabelle, Reneklode, Kirsche
Zitrusfrüchte	Grapefruit, Orange, Zitrone
Grünabfälle	Rasenschnitt, Fallaub, Strauchschnitt

Die Proben wurden nach dem „Methodenbuch zur Analyse von Kompost“ der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (BGK) aufbereitet und analysiert.

3 Ergebnisse und Diskussion

Schwermetalle kommen unter natürlichen Bedingungen in meist relativ geringen Konzentrationen in Böden und Ausgangsgesteinen vor (geogene Schwermetallbelastung kann regional sehr unterschiedlich sein). Anthropogen erzeugte Schwermetallfrachten sind im Unterschied zu den geogenen Frachten relativ leicht verfügbar. Während die Elemente Kupfer, Zink und Chrom essentiell für Pflanze, Tier und Mensch sind (in höheren Konzentrationen sind sie

als Schadstoffe anzusehen) sind Blei, Cadmium und Quecksilber nicht essentiell und für Kompost generell als Schadstoffe anzusehen.

Der Eintrag anorganischer Schadstoffe erfolgt über trockene und nasse Deposition in die Umweltkompartimente Luft, Boden und Wasser u.a. durch Verkehr, Verbrennungsanlagen, Industrie (Metall-, Farb- und Kunststoffindustrie), Dünge- und Kompostausgangsstoffe aus Wirtschaftsdüngern (Futtermittel, Medikamente) sowie Ernterückständen und Siedlungsabfällen.

Schadstoffeinträge in Komposte erfolgen u.a. über geogen belastetes Material (Pflanzen, anhaftender Boden), wobei die Schwermetallaufnahme der Pflanzen sehr unterschiedlich ist und u.a. von der Wurzel-Sproß-Barriere, dem Alter der Pflanzen, dem Oberflächen-Volumen-Verhältnis und der Blatt- und Fruchtoberfläche abhängt. Weiterhin spielt es eine Rolle, ob es sich um Akkumulator-, Indikator- oder Exkluderpflanzen handelt. Außerdem nimmt der Transferfaktor Boden → Pflanze Einfluß auf die Schwermetallverfügbarkeit (SAUERBECK 1984).

Mit Störstoffen aus den Fraktionen der Küchen- und Grünabfälle (Glas, Metall, Kunststoff, Kehrlicht, Friedhofsabfälle, etc.) und durch stark mit Spritz- und Düngemitteln behandeltes organisches Material (z.B. Importware) werden Schadstoffe in Komposte eingetragen.

Mit Straßenkehrlicht behaftetes Falllaub oder andere Materialien, die mit Straßenkehrlicht oder Hausstaub in Berührung kommen, können den Kompost zusätzlich mit Schadstoffen, primär mit Zink und Blei, belasten.

Für die hier untersuchten Kompostausgangsstoffe sind vornehmlich erhöhte und grenzwertüberschreitende Gehalte der Elemente Kupfer und Zink in der Zeit von Juli bis September zu verzeichnen.

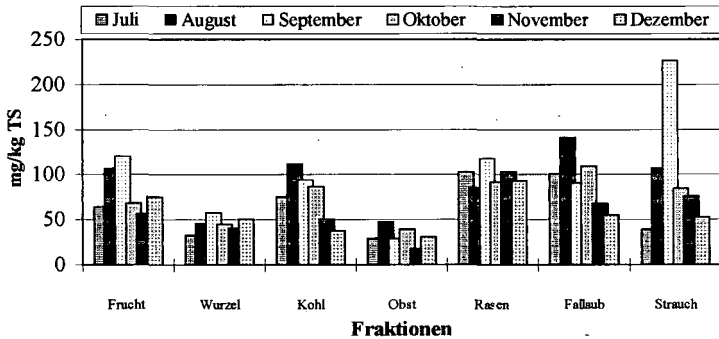


Abbildung 1: Zinkgehalte der einzelnen Fraktionen

Wie in Abbildung 1 zu erkennen ist, übersteigen die Werte für Zink oft den Durchschnittswert für Küchenabfälle von 20-55 mg Zn/kg TS.

Geogen belastete Böden und auch anthropogene Quellen sind vermutlich Hauptursache für die relativ hohen Zinkgehalte. Die von WEGENER et al. (1993) durchgeführten Untersuchungen im Main-Kinzig-Kreis über die „Schwermetallbelastung hessischer Ackerböden“ zeigen für Zink Werte von 50-75 mg/kg TS auf. Die Ackerböden im Bereich Hanau waren mit 67 mg Zn/kg TS befrachtet. Mögliche Ursachen dieser erhöhten Zinkgehalte könnten neben der geogenen Grundbelastung auch die jahrelange Anwendung von Klärschlämmen und zinkhaltigen Dünge- und Spritzmitteln aus der Landwirtschaft sein.

Die hohe Belastung der untersuchten Fraktionen mit Kupfer und Zink in den Monaten August und September erklärt sich durch die mehr oder weniger stark mit Boden befrachteten Proben. Das Kompostinputmaterial wurde nicht gereinigt und somit der anhaftende Boden in die Analyse mit einbezogen.

Sträucher, Falllaub und Rasenschnitt (z.B. von selten gemähten Böschungen), die fast das ganze Jahr der nassen oder trockenen Depositionen unterliegen, weisen höhere Gehalte auf (Abbildung 1).

Regenwasser, das von verzinkten Dachrinnen aufgefangen und zur Bewässerung eingesetzt wird, kann ebenfalls als Kontaminationsquelle in Betracht kommen.

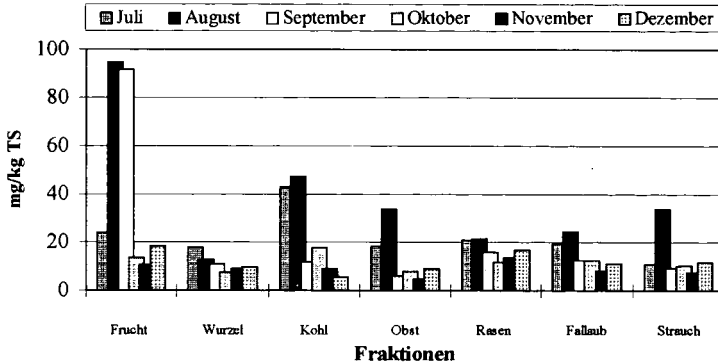


Abbildung 2: Kupfergehalte der einzelnen Fraktionen

Die zum Teil stark überhöhten Kupferwerte im Juli und August sind möglicherweise auch auf Spritz- und Düngemittel zurückzuführen (Abbildung 2), da von einer geogenen Belastung nicht auszugehen ist (WEGENER et al. 1993). Kupfer wird in Form von Kupfersulfat als Pflanzenfungizid und speziell in Form von Kupferchromat als Kartoffelfungizid eingesetzt (SCHEINBERG 1991). Ferner ist es in Wasserleitungen, Dachbedeckungen und als Legierung mit Zink in Messing vorhanden, so daß zur Bewässerung eingesetztes Regen- oder Leitungswasser ebenfalls zur Kupferbelastung beitragen kann.

Im Wurzelgemüse treten die niedrigsten Schwermetallkonzentrationen auf. Lediglich der Cadmiumgehalt liegt hier etwas höher. Ob dieser höhere Gehalt auf einzelne Gemüsesorten in der Fraktion zurückgeführt werden kann, konnte nicht signifikant bewiesen werden. Der höchste Wert wurde im November aufgezeigt. In diesem Monat war im Wurzelgemüse Sellerie mit 15 % vertreten und voraussichtlich für den Wert von 0,39 mg/kg TS im nicht normierten Zustand und 2,65 mg/kg OTS im normierten Zustand verantwortlich. Der Anteil von Sellerie im gesamten Bioabfall ist jedoch weitaus geringer, so daß eine Cadmiumanreicherung im fertigen Biokompost nicht allein auf dieses Gemüse zurückzuführen ist.

Vergleich zwischen Küchen- und Grünabfällen

Die Schwermetallgehalte der Grünabfälle unterscheiden sich von den Küchenabfällen bis auf Zink nicht wesentlich. Untersuchungen von FISCHER & JAUCH (1991) und FRICKE et al. (1991) belegen, daß der Schwermetallgehalt für Grünkomposte signifikant unter denen der Biokomposte liegt. Dies konnte in unseren Untersuchungen jedoch nicht bestätigt werden. Lediglich bei Chrom, Kupfer und Cadmium bewegen sich die Konzentrationen des Grüngutes geringfügig unter denen der Küchenabfälle.

Zunächst wurde von den Autoren angenommen, daß vor allem Küchenabfälle Schwermetalle in den Bioabfall eintragen. Dies wurde anhand von Kompostproben der Eigenkompostierung widerlegt. Auch die Ergebnisse unserer Untersuchungen beweisen das Gegenteil. Statt dessen ist die Herkunft der Proben, wie z.B. ländlicher oder innerstädtischer Bereich, und der damit bedingte Mehreintrag an Störstoffen wie Metall- oder Kunststoffabfälle, maßgeblich für die differierenden Schwermetallgehalte verantwortlich.

4 Schlußfolgerung und Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Arbeit zeigen, daß der Schwermetalleintrag in Bioabfall nicht auf eine Quelle fixiert werden kann, da mehrere Faktoren in unterschiedlichem Maße auf die Schwermetallakkumulationen im Biokompost wirken.

Für erhöhte Konzentrationen sind nicht die Zusammensetzungen der Fraktionen, sondern punktuelle Eintragsquellen, wie z.B. Spritzmittelanwendung, Nähe zu verkehrsreichen Straßen oder Obst aus stark industrialisierten Regionen verantwortlich.

Eine Selektierung der Ausgangsstoffe scheint angesichts der Ergebnisse nicht zwingend notwendig. Punktuell treten zwar stark erhöhte Schwermetallbelastungen auf, die jedoch nicht als Einzelfälle abgetan werden können. Der Ausschluß von stark belastetem Material vor der Kompostierung scheint unmöglich.

Einzig greifende Möglichkeit, Schwermetalle im Kompost zu reduzieren, ist die Verwendung schadstoffarmer Inputmaterials. Dies gestaltet sich insofern schwierig, da anthropogene Schwermetallquellen wie Anlagen zur Energieerzeugung, Kraftfahrzeuge und metallurgische Betriebe Hauptemittenten darstellen, die unsere Böden und

Pflanzen mit Schwermetallen befrachten. Da diese Emissionsquellen auch in Zukunft nicht ausreichend reduziert oder substituiert werden können, ist mit einer weiteren Zunahme der globalen Grundbelastung der Umwelt mit Schwermetallen zu rechnen.

Maßnahmen der Kompostproduzenten, den Schwermetallgehalt im Kompost so gering wie möglich zu halten, sind:

- den Anteil der Störstoffe durch **aufklärende Öffentlichkeitsarbeit**, die zu sorgfältigem Sammeln und Sortieren anspornt, zu verringern
- **Sammelgebiete mit starker Vermüllung des Biokompostes** (z.B. Ballungsräume, Hochhäuser) **verstärkt aufklären**; ansonsten die **Biotonne aus dem Einzugsgebiet abziehen** und dort die organischen Abfälle wieder über die Restmülltonne entsorgen (OHLEN & WIEGEL 1992)
- **Biotonnen nicht an Straßenrändern oder in der Nähe öffentlicher Plätze** (z.B. Bushaltestellen, Ämter) aufstellen, da hier Passanten leicht ihren Müll „entsorgen“ können
- **zusätzliche Belastungen mit Schwermetallen über Sammel- und Aufarbeitungssystemen weitgehend ausschließen**
- organische Abfälle aus **stark emissionsbelasteten Gebieten** (Industrie, Ballungsgebiete, Autobahnen) oder aus geogen hoch belasteten Regionen **nicht zu kompostieren**
- **Elution der Schwermetalle durch schwache organische Säuren.**

Die letzten beiden Punkte müssen jedoch kritisch betrachtet werden. Werden organische Abfälle nicht kompostiert sind sie folglich zu deponieren oder zu verbrennen. Der „biologische Kreislauf“ wäre somit unterbrochen. Die Elution von Schwermetallen aus Biomüll und Kompost durch schwache organische Säuren ist zur Zeit noch nicht vollständig erforscht und wird voraussichtlich mit einem enormen Kostenaufwand verbunden sein (BÖDEKER et al. 1994).

Schwermetalle und Kompost können aber auch in einem positiven Zusammenhang diskutiert werden. STÖLZER et al. (1994) berücksichtigen nicht in erster Linie die Konzentrationen der Schwermetalle im Kompost, sondern deren Immobilisierung durch Komposte. Sie beschreiben, daß die organische Substanz durch ihre hohe Sorptionskapazität in der Lage ist, das Gefahrenpotential bereits vorhandener Schwermetallkontaminationen drastisch herabzusetzen. Ein schadstoffarmer, gut verrotteter Kompost mit möglichst hohem organischen Anteil wäre ein preiswertes Mittel, Schwermetalle wie Blei und Cadmium im Boden festzulegen.

Danksagung:

Unser Dank gilt der Firma Altwater in Herford für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

5 Literatur

- BÖDEKER, H., SCHLAAK, M., SIEFERT, E., & VRIES, J. (1994): Elution von Schwermetallen aus Biomüll und Kompost durch schwache organische Säuren. In: Müll und Abfall 12/94, S. 816-827.
- BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (BGK) (1994): Methodenbuch zur Analyse von Kompost
- FISCHER & JAUCH (1991): Schwermetallgehalte von Grüngutkomposten. In: Müll und Abfall 6/91, S. 357-365.
- FRICKE, K., TURK, T. & VOGTMANN, H. (1990): Grundlagen der Kompostierung, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin.
- FRICKE, K., NIESSEN, H. VOGTMANN, H. HANGEN, H.O. (1991): Die Bioabfallsammlung und -kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland, Situationsanalyse 1991. In: Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Heft 20, Wiesbaden.
- OHLEN, J. & WIEGEL, U. (1992): Kompostierung von Bioabfall in Berlin. In: Müll und Abfall 8/92, S. 552-562.
- SAUERBECK, D. (1984): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrilkulturchemischer Sicht, Kohlhammer, Stuttgart.
- SCHENBERG, I.H. (1991): Copper. In: Metals and Their Compounds in the Environment, Merian (Hrsg.), VCH Weinheim, New York, Basel, Cambridge.
- STÖLZER, S., FLECKENSTEIN, J. & GRABBE, K. (1994): Die Immobilisierung der Schwermetalle Blei und Cadmium durch Komposte. In: Müll und Abfall 9/94, S. 551-560.
- WEGENER, H.-R., FISCHER-WASELS, S., FORTAK, E. & SCHMUTZLER, D. (1993): Dokumentation zur Schwermetallbelastung der Böden Hessens. Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Universität Gießen.

Methanoxidation im Boden unter dem Einfluß von Bioabfallkomposten

von

Hütsch, B.W.; Asche, E. Steffens, D.¹

Einleitung

Methan ist nach dem CO₂ das zweitwichtigste Treibhausgas und trägt zu etwa 20% zur globalen Erwärmung bei. Es wird von den im Boden vorkommenden methanotrophen Bakterien aus der Atmosphäre aufgenommen und zwecks Energiegewinnung oxidiert. Obwohl die CH₄-Oxidation im Boden einen geringen Anteil am Gesamt-CH₄-Abbau ausmacht, würde dessen Abwesenheit die atmosphärische CH₄-Konzentration etwa 1.5 mal schneller ansteigen lassen als das derzeit mit 0.8 bis 1% pro Jahr der Fall ist (Duxbury 1994). Veränderungen im Boden, die diesen Abbauprozess beeinträchtigen, können sich daher gravierend auf die Erwärmung der Erdatmosphäre auswirken. Insbesondere Ammonium, in erster Linie in Form von Mineraldüngern dem Boden zugeführt, hat eine stark hemmende Wirkung auf die Aktivität der methanotrophen Bakterien (z.B. Bronson & Mosier 1994; Hütsch et al. 1994; Boeckx & VanCleemput 1996; Flessa et al. 1996). Zudem sind die Methan-Oxidierer auf eine gute Bodenbelüftung angewiesen, die ihnen eine optimale Versorgung mit atmosphärischem CH₄ und Sauerstoff garantiert. Da in eigenen Feldversuchen nach Applikation von Bioabfallkomposten verschiedener Reifegrade eine deutliche Verbesserung (um mehr als 50%) der Aggregatstabilität des Bodens und eine Zunahme im Anteil an Grob- und Mittelporen festgestellt wurde (Tab. 1), leiteten sich daraus folgende Versuchsfragen ab: Wie wirkt sich die nach Applikation von Bioabfallkompost verbesserte Bodenstruktur auf die Diffusion von CH₄ und Sauerstoff in den Boden und damit auf die Aktivität der Methan-Oxidierer aus, und wird während der Umsetzung des Kompostes im Boden vorübergehend Ammonium frei mit hemmender Wirkung auf die methanotrophen Bakterien?

Tab. 1: Prozentuale Porengrößenverteilung und Aggregatstabilität, ermittelt in den Oberböden der Standorte *Mehl*, *Lang* und *Hecker-Michel*, 1 bzw. 1,5 Jahre nach Kompostapplikation.

Standort	Porengrößenverteilung [Vol.-%]			Aggregatstabilität	
	Grobporen > 10 µm	Mittelporen 10-0.2 µm	Feinporen < 0.2 µm	[g Perkolat 10 min ⁻¹]	relativ [%]
<i>Mehl</i>					
BAK0	18	17	15	61	100
BAK1	19	22	11	178	292
BAK2	28	16	13	137	225
<i>Lang</i>					
BAK0	17	20	13	254	100
BAK1	19	20	13	313	123
BAK2	19	22	11	392	154
<i>Hecker</i>					
BAK0	19	19	11	634	100
BAK1	18	21	9	977	154
BAK2	15	20	10	953	150

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

Material und Methoden

Für die CH₄-Messungen wurden Bodenproben unter kontrollierten Bedingungen bei 25°C in einer Atmosphäre von 10 µl CH₄ l⁻¹ inkubiert. Zwei unterschiedliche Versuchsansätze wurden gewählt:

- 1) Im Frühjahr 1995, zwei Jahre nach der Applikation von Bioabfallkompost (30 t TS ha⁻¹), wurden intakte Bodensäulen (Ø 6.4 cm) aus 0-12 cm Tiefe entnommen. Die Varianten Frischkompost (BAK1), Fertigungskompost (BAK2) und die Kontrolle (BAK0) wurden auf den Standorten *Mehl* (lehmgiger Schluff, 17% Ton), *Lang* (lehmgiger Schluff, 16% Ton) und *Hecker-Michel* (schluffiger Sand, 9% Ton) beprobt. Die Bodensäulen wurden in luftdichte 1-l Gläser gestellt und die CH₄-Konzentration der Gasatmosphäre wurde nach 0, 24, 48, 72 und 120 Stunden gemessen. Am Ende der Inkubation wurde auch die CO₂-Konzentration ermittelt und die Bodencharakteristika wurden bestimmt (Tab. 2).
- 2) Gesiebter Boden (100 g) aus der Ackerkrume eines schluffigen Lehmes (21% Ton) wurde in 250-ml Erlenmeyerkolben eingewogen und mit Fertigungskompost versetzt (1.0 g FS pro 100 g, äquiv. 87 mg N kg⁻¹, C:N=16, 67% TS). Nach eintägiger Vorinkubation wurden die Gefäße verschlossen und die CH₄- und CO₂-Konzentrationen nach 0, 24, 48, 72, 120 und 168 Stunden gemessen. Es wurde eine entsprechend große Anzahl an Proben angesetzt, die nach jeder erfolgten Gasmessung die Analyse des Bodens auf anorganischen N und pH erlaubte.

Ergebnisse und Diskussion

Die Kompostapplikation zeigte je nach Standort unterschiedliche Effekte auf den CH₄-Abbau im Boden (Abb. 1 a-c). Auf dem Standort *Mehl* konnten keine Unterschiede in der CH₄-Oxidation zwischen beiden Komposten und der Kontrolle festgestellt werden; beim Standort *Lang* wurde in der Frischkompost-Variante das CH₄ schneller abgebaut als in der Fertigungskompost-Variante, wobei die Kontrolle eine Mittelstellung einnahm; auf dem Standort *Hecker-Michel* dagegen führte die Frischkompostapplikation zu einer deutlichen Hemmung des CH₄-Abbaues im Vergleich zu Kontrolle und Fertigungskompost. Somit konnten, mit einer Ausnahme, längerfristig keine signifikanten Effekte von Bioabfallkompost auf die Fähigkeit des Bodens zum CH₄-Abbau festgestellt werden. Die auf dem Standort *Hecker-Michel* beobachtete signifikante Hemmung nach Frischkompostanwendung kann auf gesteigerte N-Mineralisation zurückgeführt werden, was sich durch eine vergleichsweise hohe Nitratbildung und CO₂-Freisetzung während der Inkubation belegen läßt (Tab. 2). Auch die Konzentration an Ammonium, das sich stark hemmend auswirkt, war am Versuchsende leicht erhöht. Es bleibt festzuhalten, daß Verbesserungen in der Bodenstruktur (Tab. 1) keinen nachhaltig fördernden Einfluß auf den Methanabbau hatten.

Tab. 2: Bodencharakteristika (Nt, Corg, Nmin, pH, Feuchte) und CO₂-Konzentrationen am Ende der 5tägigen Inkubation intakter Bodensäulen; BAK0=Kontrolle, BAK1=Frishkompost, BAK2=Fertigungskompost.

Standort	Nt (g kg ⁻¹)	Corg (g kg ⁻¹)	NO ₃ -N (mg kg ⁻¹)	NH ₄ -N (mg kg ⁻¹)	pH (H ₂ O)	H ₂ O (g kg ⁻¹)	CO ₂ (ml l ⁻¹)
<i>Mehl</i>							
BAK0	1.12	12.3	4.5	0.1	8.1	172	70
BAK1	1.15	12.1	7.3	0.3	7.7	170	76
BAK2	1.30	13.7	6.1	0.2	7.8	171	62
<i>Lang</i>							
BAK0	1.37	14.7	10.0	0.2	7.6	172	33
BAK1	1.49	15.5	9.3	0.2	7.6	175	64
BAK2	1.64	16.4	12.2	0.3	7.5	190	61
<i>Hecker</i>							
BAK0	1.32	14.2	13.4	0.4	7.0	160	63
BAK1	1.52	16.6	18.1	0.5	7.2	164	74
BAK2	1.27	12.8	12.9	0.3	7.2	134	45

Nach der Applikation von Fertigkompost zu giestebtem Boden wurde dagegen eine deutliche Förderung (28%) der Methanoxidation im Vergleich zur Kontrolle beobachtet (Tab. 3). Während der Inkubation wurden nur geringe Mengen an Nitrat gebildet, vergleichbar mit der Kontrolle, und im Bodenextrakt war kein Ammonium nachweisbar. Somit hatte die sofortige Kompostwirkung weder etwas mit der Mineralisation noch mit der Immobilisation von Stickstoff zu tun, es mußte eine andere Ursache vorliegen. Der Kompost hatte zum Zeitpunkt der Entnahme eine ca. 4monatige Rotte durchlaufen. Während dieser Phase wurde ein Teil des organischen Materials in der Kompostmiete anaerob abgebaut, was zur CH_4 Produktion führt. Daß die CH_4 -Bildung bei der Mineralisation von Bioabfall eine wichtige Rolle spielt, konnte u.a. in Bebrütungsversuchen von Schartel et al. (in diesem Heft) nachgewiesen werden. Nach Bender & Conrad (1995) sind CH_4 -Konzentrationen über 100-1000 ppm geeignet die Anzahl an methanotropen Bakterien zu erhöhen. Obwohl CH_4 -Konzentrationen in Kompostmieten bisher noch nicht *in situ* gemessen wurden, könnte sich freigesetztes Methan förderlich auf das Wachstum methanotropher Bakterien in aeroben Zonen der Miete, z.B. an der Oberfläche, wo sowohl CH_4 als auch O_2 zur Verfügung stehen, auswirken. Kompostapplikation zu Boden stellt somit gleichsam eine Inokulation mit CH_4 -Oxidierern dar, was sich in den eigenen Versuchen vorübergehend in einer gesteigerten CH_4 -Abbaurrate äußerte. Langfristig können sich diese zusätzlichen Methanoxidierer im Boden jedoch nicht behaupten (s. Ergebnisse der Feldversuche, Abb. 1 a-c) und werden durch Konkurrenten wieder zurückgedrängt.

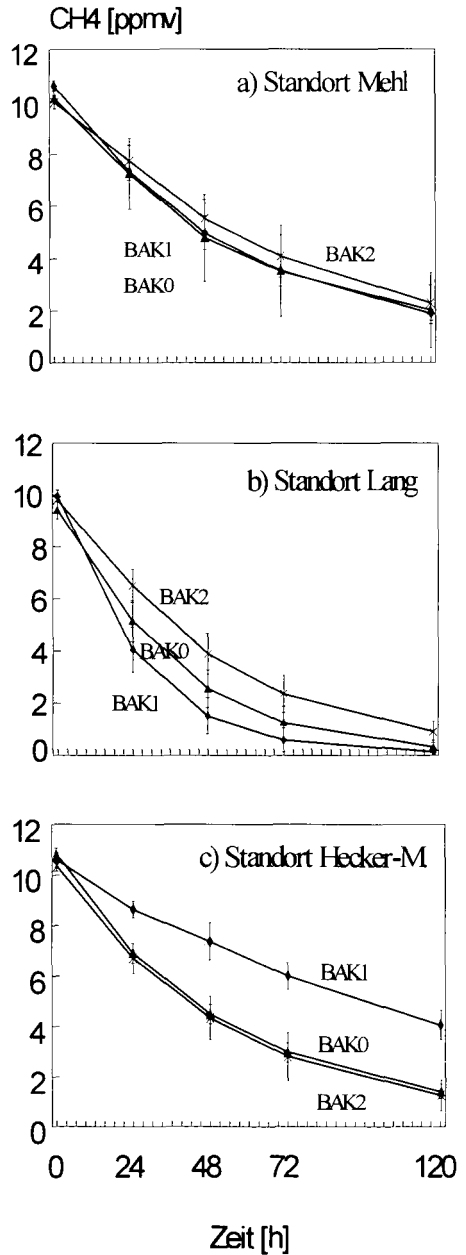


Abb. 1 a-c: CH_4 Oxidation in Böden nach Applikation von 30 t TS ha^{-1} Frisch- (BAK1) und Fertigkompost (BAK2) im Vergleich zur Kontrolle (BAK0); Mittelwerte \pm Standardabweichung von 6 Wiederholungen.

Tab. 3: CH₄ Oxidationsraten [$\mu\text{g C kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$], berechnet für die ersten 24 Stunden der Inkubation (t=0-24h); Behandlungen (40 mg N kg⁻¹ Boden als Mineraldünger: zu je 100 g Boden 1.5 g FS Rübenblatt, 1.0 g FS Kompost, 0.2 g TS Stroh) und Kontrolle sind gegenübergestellt und die prozentuale Hemmung [(Rate der Kontrolle - Rate der Behandlung / Rate der Kontrolle) x 100] wurde errechnet.

	CH ₄ Oxidationsrate t=0-24h		% Hemmung
	Behandlung	Kontrolle	
(NH ₄) ₂ SO ₄	1.1	5.2	80
NH ₄ Cl	0.2	4.7	96
NaNO ₃	4.9	4.7	- 6
Harnstoff	0.8	4.8	84
NaNO ₂	0.8	5.2	85
Zuckerrübenblatt	4.5	5.6	20
<u>Bioabfallkompost</u>	<u>4.4</u>	<u>3.5</u>	<u>- 28</u>
Weizenstroh	4.6	4.8	4
NaCl	5.0	4.8	- 6

Literatur

- Bender M. und Conrad R. (1995): Effect of CH₄ concentrations and soil conditions on the induction of CH₄ oxidation activity. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1517-1527.
- Boeckx P. und VanCleemput O. (1996): Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: influence of moisture content, temperature, and nitrogen-turnover. *J. Environ. Qual.* 25: 178-183.
- Bronson K.F. und Mosier A.R. (1994): Suppression of methane oxidation in aerobic soil by nitrogen fertilizers, nitrification inhibitors, and urease inhibitors. *Biol. Fertil. Soils* 17: 263-268.
- Duxbury J.M. (1994): The significance of agricultural sources of greenhouse gases. *Fertil. Res.* 38: 151-163.
- Flessa H., Pfau W., Dörsch P. und Beese F. (1996): The influence of nitrate and ammonium fertilization on N₂O release and CH₄ uptake of a well-drained topsoil demonstrated by a soil microcosm experiment. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 159: 499-503.
- Hütsch B.W., Webster C.P. und Powlson D.S. (1994): Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1613-1622.
- Schartel T., Benckiser G. und Ottow J.C.G. (1997): Lachgas- (N₂O-) Quantifizierung während der Mineralisations- und Stabilisierungsphase organischer Abfälle in Kompostierungsboxen und Kompostmieten. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* (in diesem Band).

Danksagung: Diese Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen eines Habilitationsstipendiums nebst Sachbeihilfe an B.W.H. gefördert.

Schadstoffsituation von Komposten - Konzentration und Schwankungsbereiche

von

Kehres, B.

1.0 Einleitung

Bei der Bewertung von organischen Rückständen, die der Verwertung zugeführt werden sollen, sind sowohl wertgebende als auch wertmindernde Eigenschaften und Inhaltsstoffe zu betrachten. Wertgebende Eigenschaften und Inhaltsstoffe ergeben sich aus dem Zweck der Kompostanwendung, dazu gehören unter anderem Pflanzennährstoffe zur Düngung, organische Substanz zur Bodenverbesserung sowie basisch wirksame Stoffe zur Pufferung der Bodenversauerung.

Bei wertmindernden Eigenschaften kann zwischen Fremdstoffen und potentiellen Schadstoffen unterschieden werden. Bei Schadstoffen ist jedoch zu berücksichtigen, daß zur Verursachung eines Schadens eine bestimmte Konzentration des jeweiligen Stoffes vorhanden sein muß. Darüber hinaus stellen beispielsweise die Schwermetalle Kupfer und Zink für das Wachstum essentielle Spurennährstoffe dar und sind erst in höheren Konzentrationen als Schadstoffe einzustufen.

Im Rahmen dieses Beitrages werden ausschließlich die im Entwurf einer Bioabfall- und Kompostverordnung (BioKompV) mit Stand vom 16.12.1996 beregelten Schwermetalle sowie organische Schadstoffe gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV) berücksichtigt. Alle hier diskutierten Schadstoffe sind in Organismen und Umweltmedien in bestimmten Konzentrationen nachweisbar, d.h. sie sind ubiquitär vorhanden.

Aus Gründen der Vorsorge sollten zulässige Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien möglichst geringe Werte aufweisen. Beliebige niedrige Grenzwerte sind aber geeignet, jedweden Stoffkreislauf infrage zu stellen. Das Prinzip der Verhältnismäßigkeit ist daher bei entsprechenden Entscheidungen in besonderer Weise abzuwägen. Ebenso ist zu berücksichtigen, daß Fortschritte in der Analytik inzwischen den Nachweis kleinster Mengen an Schadstoffen ermöglichen.

2.0 Gehalte an potentiellen Schwermetallen in Komposten

Durch die getrennte Erfassung, Behandlung und Verwertung von Bio-, Garten- und Parkabfällen gemäß Ziff. 5.2 TA Siedlungsabfall wird der Eintrag von potentiellen Schadstoffen in Kompost entscheidend begrenzt. Untersuchungen von Gehalten an Schwermetallen in Kompost aus Bioabfällen in den vergangenen fünf Jahren zeigen jedoch, daß entgegen der oft geäußerten Vermutung, sich die Gehalte an Schwermetallen nicht kontinuierlich verringern, sondern sich seit fünf Jahren auf ein und demselben Niveau bewegen (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Entwicklung der Konzentrationen von Schwermetallen in Kompost
 - alle Angaben in mg/kg TM -

Schwermetalle	1991	1992	1993	1994	1995	Grenzwerte einer BioKompV ¹
Blei (Pb)	63,3	66,7	67,7	60,9	59,3	150
Cadmium (Cd)	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	1,5
Chrom (Cr)	33,0	32,0	31,7	28,5	26,4	100
Kupfer (Cu)	39,3	40,2	46,0	44,8	45,5	100
Nickel (Ni)	18,6	19,3	19,5	17,9	16,3	50
Zink (Zn)	182,9	194,5	208,2	198,5	196,7	500

¹ Gemäß Verordnungsentwurf des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) vom 16.12.1996

Vor dem Hintergrund der erwarteten Bioabfall- und Kompostverordnung werden die in Tabelle 1 aufgezeigten Gehalte an Schwermetallen als tatsächliche Meßwerte in der Trockenmasse und nicht als (auf 30 % organische Substanz umgerechnete) Prüfwerte angegeben, wie dies das RAL-Gütezeichen und das LAGA-Merkblatt M 10 vorsehen. Die Normierung auf Prüfwerte bedeutet eine rechnerische Erhöhung des Schwermetallgehaltes bzw. eine Richtwertverschärfung.

Die Tabelle 1 veranschaulicht die durchschnittlichen Mittelwerte der Schwermetallgehalte von 1991 bis 1995. Daraus ergibt sich zunächst, daß eine signifikante Änderung der Gehalte in den letzten fünf Jahren nicht feststellbar ist. Die über mehrere Jahre auftretende relative Stabilität der Gehalte an Schwermetallen läßt vermuten, daß es sich in der Größenordnung um gegebene „Hintergrundwerte“ handelt. Als „Hintergrundwerte“ werden Gehalte bezeichnet, die in den zugelassenen Ausgangsstoffen und damit in den daraus erzeugten Komposten natürlich gegeben und nicht vermeidbar sind und die durch technische und/oder organisatorische Maßnahmen der Sammlung und Behandlung nicht beeinflußt werden können. Bei den Untersuchungen handelt es sich ausschließlich um Komposte aus sortenreinen Bio-, Garten- und Parkabfällen, deren Gehalt an Fremdstoffen weniger als 0,5 Gew.% beträgt (Gütezeichenrichtwert der Bundesgütegemeinschaft). Eine Beeinflussung der Schwermetallgehalte durch Fremdstoffe ist daher weitgehend auszuschließen.

Darüber hinaus zeigt sich, daß die mittleren Gehalte an Schwermetallen in der Größenordnung von ca. 50 % oder weniger der im Verordnungsentwurf einer Kompostverordnung vorgesehenen Grenzwerte ausschöpfen. Dies belegt den geringen Gehalt an Schwermetallen in Komposten nach dem Stand der Technik. Insgesamt haben die Mittelwerte zur Bewertung des Vorkommens an Schwermetallen in Komposten jedoch nur begrenzte Aussagekraft, da Komposte sich hinsichtlich ihrer Inhaltsstoffe jeweils nur in Bandbreiten charakterisieren lassen (vgl. Kapitel 5).

3.0 Gehalte an Organischen Schadstoffe in Komposten

Zahlreiche Untersuchungen an Bio-, Garten- und Parkabfällen ergaben, daß die Gehalte an organischen Schadstoffen wie polychlorierte Biphenyle (PCB) und Dibenzodioxine/Furane (PCDD/F) in Kompost gering sind und im Bereich unvermeidbarer Normalgehalte liegen. Die in Kompostrohstoffen wie Grasschnitt, Laub sowie Gehölzen meßbaren Gehalte an organischen Schadstoffen resultieren im wesentlichen aus der allgemeinen Staubdeposition.

Während sich bei der Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) bezüglich Grenzwerten für organische Schadstoffe ein Handlungsbedarf ergab, nachdem Klärschlammherkünfte mit Gehalten an Dioxinen/Furanen in der Größenordnung von 2.000 - 3.000 ng I-TEQ/kg TM gefunden wurden und angenommen wurde, daß auch andere Herkünfte ähnliche Konzentrationen aufweisen könnten, ist ein vergleichbarer Handlungsbedarf bei Kompost heute eindeutig nicht gegeben.

Untersuchungen an Bio-, Garten- und Parkabfällen weisen für organische Schadstoffe PCB-Gehalte von 0,01 - 0,1 mg/kg TM (je Einzelkongener) und für PCDD/F einen Bandbereich von 5 - 40 ng I-TEQ/kg TM auf. Der Mittelwert an PCDD/F liegt bei 14,8, der Median bei 11,3 ng I-TEQ/kg TM (normiert auf 30 % organische Substanz). Werte über 100 ng I-TEQ (Grenzwert der AbfKlärV) wurden bislang nicht gefunden und sind bei Komposten aus der getrennten Sammlung auch nicht zu erwarten.

Die im Rahmen einer Kompostverordnung diskutierte Einführung eines Grenzwertes für organische Schadstoffe ist vor diesem Hintergrund weder erforderlich noch angemessen. Die mit einer Grenzwertvorgabe einhergehenden Untersuchungspflichten würden regelmäßig nur den bekannten Bereich der Hintergrundwerte bestätigen. Dies wird aufgrund des Analyseaufwandes und der damit verbundenen hohen Kosten regelmäßiger Untersuchungen als nicht gerechtfertigt angesehen.

Die Bundesgütegemeinschaft empfiehlt den Erzeugern jedoch einzelne orientierende Untersuchungen auf organische Schadstoffe, um diesbezügliche Anfragen von Kunden beantworten zu können. Ebenfalls empfohlen werden Untersuchungen zur Beurteilung von Kompostrohstoffen, bei denen Verdacht auf erhöhte Gehalte an bestimmten organischen Schadstoffen (z. B. bei organischen Gewerbeabfällen) besteht. Die Bewertung der gemessenen Gehalte sollte nach dem LAGA-Merkblatt M 10 erfolgen.

4.0 Fremdüberwachung von Kompostanlagen

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost hat bundesweit ein flächendeckendes System der unabhängigen Fremdüberwachung von Kompostanlagen etabliert. Die Teilnahme an diesem System ist freiwillig und dient der Erlangung des RAL-Gütezeichens Kompost.

Die Bundesgütegemeinschaft ist als Fremdüberwacher zum RAL-Gütezeichen Kompost in derzeit 254 Kompostierungsanlagen tätig. Die dem RAL-Gütezeichen zugrundeliegenden Qualitätsanforderungen sind im Rahmen eines förmlichen Verfahrens des RAL (Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V.) mit den tangierten

Fach- und Verkehrskreisen vereinbart worden. Dies bedeutet, daß die Anwender aus den verschiedenen Anwendungsbereichen diesen Qualitätskriterien zugestimmt haben. Nicht zuletzt aus diesem Grunde bezieht sich die Nachfrage an Kompost heute überwiegend auf RAL-gütesicherte Produkte.

Derzeit unterliegen bereits 58 % aller Kompostanlagen in Deutschland (in den alten Bundesländern sogar 75 %) der RAL-Gütesicherung durch die Bundesgütegemeinschaft Kompost. Die Unabhängigkeit der Fremdüberwachung wird durch ein Dreiecksverhältnis zwischen Bundesgütegemeinschaft, Anlagenbetreiber und Prüflabor gewährleistet.

Die Bundesgütegemeinschaft führt ein Verzeichnis anerkannter Prüflabore, die mit der Durchführung von Untersuchungen von Kompost im Rahmen der Fremdüberwachung beauftragt werden können. Die Prüflabore sind verpflichtet, die Analytik entsprechend dem Methodenbuch der Bundesgütegemeinschaft durchzuführen.

Der genaue Ablauf der RAL-Gütesicherung ist in der von der Bundesgütegemeinschaft herausgegebenen Broschüre "Der Weg zum RAL-Gütezeichen" ausführlich beschrieben, die bei der Bundesgütegemeinschaft angefordert werden kann. Die für die Gütesicherung wichtigsten Untersuchungsergebnisse werden kalenderjährlich in einem Fremdüberwachungszeugnis zusammengefaßt. In diesem Zeugnis werden auch die mittleren jährlichen Schwermetallgehalte einer Kompostanlage sowie die prozentualen Abweichungen der Analysenergebnisse vom Mittelwert ausgewiesen. Das Zeugnis kann von der zuständigen Überwachungsbehörde beim Anlagenbetreiber (entsprechende Rechtsgrundlagen vorausgesetzt) angefordert werden.

Die Bundesgütegemeinschaft hat zur Konkretisierung der Anforderungen der Hygiene auf Basis des LAGA-Merkblattes M 10 vom 15.02.1995 ein Hygiene-Baumusterprüfsystem erstellt. Die entsprechenden Anforderungen sind weiterhin in Anlage 2 des Entwurfes der Bioabfall- und Kompostverordnung (BioKompV) enthalten und werden analog als Anforderungen der Hygiene für Sekundärrohstoffe im Rahmen der novellierten Düngemittelverordnung erwartet. Für alle Anlagenhersteller besteht nun die Möglichkeit, für das von ihnen angebotene Kompostierungsverfahren einen Antrag auf Aufnahme in das Verzeichnis geprüfter Baumuster bei der Bundesgütegemeinschaft zu stellen. Der Ablauf der Baumusterprüfung ist detailliert in der Broschüre „Hygiene-Baumusterprüfsystem für Kompostierungsanlagen“, die bei der Bundesgütegemeinschaft angefordert werden kann, beschrieben.

Darüber hinaus gibt die Bundesgütegemeinschaft seit November 1995 den vierteljährlich erscheinenden Informationsdienst Humuswirtschaft & KomPost heraus. Er enthält aktuelle und spezifische Informationen zur Verwertung organischer Abfälle, zur Humuswirtschaft und zur Kompostierung. Die Zeitschrift kann bei Interesse bei der Bundesgütegemeinschaft im Abonnement bezogen werden.

5.0 Schwankungsbereiche von Schwermetallgehalten in Komposten

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost hat eine bundesweite Statistik über die Gehalte an Schwermetallen in Kompost aus der getrennten Sammlung von Bio-, Garten- und Parkabfällen gemäß TA Siedlungsabfall sowie deren unterschiedlich bedingten Schwankungsbreiten veröffentlicht. Die Gehalte an Schwermetallen sind als tatsächliche Meßwerte i. d. TM angegeben.

Tabelle 2: Schwermetallgehalte in Kompost und regional bedingte Abweichungen zwischen den Anlagen

Parameter	Bundesweite Anlagen-Mittelwerte	Regionale Abweichungen zwischen den Anlagen	
	(Gesamtmittelwerte)	[Var.koeff. %]	Abweichung bis
	[mg/kg TM] Meßwerte (1)	mittlere Abweich. (2)	bis (3)
Blei (Pb)	59,3	± 39 %	+ 196 % (178)
Cadmium (Cd)	0,6	± 38 %	+ 165 % (1,6)
Chrom (Cr)	26,4	± 62 %	+ 530 % (189)
Kupfer (Cu)	45,5	± 31 %	+ 118 % (96)
Nickel (Ni)	16,3	± 68 %	+ 477 % (104)
Zink (Zn)	196,7	± 29 %	+ 184 % (362)
Mittel		± 48 %	

(1) Mittelwerte der Anlagenmittelwerte von 164 Kompostanlagen (jeweils letzte 10 Analysen)

(2) Mittlere Schwankung zwischen den Anlagen

(3) Größter Anlagenmittelwert. Abweichung vom bundesweiten Anlagenmittelwert nach (1) in % und absolut in mg/kg TM (in Klammer). Einzelanalysen können deutlich höher sein.

Tabelle 2 zeigt die durchschnittlichen Mittelwerte der Anlagen sowie die regional bedingten Abweichungen der einzelnen Anlagenmittelwerte. Die mittleren Gehalte an Schwermetallen schöpfen, wie bereits dargelegt, nur ca. 50 % oder weniger der bislang geplanten Grenzwerte einer Kompostverordnung aus. Aus den Unterschieden zwischen den bundesdeutschen Kompostierungsanlagen ist aber zu erkennen, daß der regionalbedingte Schwankungsbereich zwischen den einzelnen Anlagen im Mittel der betrachteten Schwermetalle durchschnittlich +/- 48 % beträgt. Im Einzelfall können Anlagenmittelwerte aus regionalbedingten Gründen um den Faktor 2 - 6 höhere Schwermetallgehalte aufweisen, als die bundesweiten Gesamtmittelwerte.

Tabelle 3 zeigt die in den einzelnen Kompostierungsanlagen selbst gegebenen Schwankungsbereiche, die vor allem durch die unterschiedliche Zusammensetzung der Kompostrohstoffe im Jahresverlauf bedingt sind. Im Mittel der betrachteten Schwermetalle treten bei den einzelnen Kompostanlagen danach jahreszeitlich bedingte Schwankungen von 28 % um den jeweiligen Anlagenmittelwert auf. Im Einzelfall können Analysen 50 - 60 % über dem anlagentypischen Mittelwert liegen.

Tabelle 3 weist ferner auch den Fehlerbereich auf, der seitens der Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik maximal zu erwarten ist. Grundlage dieser Berechnung war der Ringversuch Kompost 1995. Im Mittel der betrachteten Schwermetalle ist gegenüber den im Ringversuch gefundenen Standards mit einer Fehlersumme bis zu 37 % zu rechnen.

Tabelle 3: Schwankungsbreiten von Gehalten an Schwermetallen innerhalb einzelner Kompostanlagen sowie mögliche Fehlersummen bei der Analytik

Parameter	Jahreszeitliche Abweichungen innerhalb der Anlagen		Mögliche analytische Abweichungen Abweichung bis bis (3)
	[Var.koeff. %] mittlere Abweich.	Abweichung bis	
	(1)	(2)	
Blei (Pb)	± 25 %	+ 58 %	± 29 %
Cadmium (Cd)	± 27 %	+ 61 %	± 53 %
Chrom (Cr)	± 30 %	+ 65 %	± 52 %
Kupfer (Cu)	± 22 %	+ 40 %	± 28 %
Nickel (Ni)	± 26 %	+ 57 %	± 24 %
Zink (Zn)	± 15 %	+ 64 %	± 19 %
Mittel	± 28 %		± 37 %

(1) Mittlere Schwankungen innerhalb der Anlagen

(2) Größte Abweichung innerhalb einer Anlage (90% Perzentil der Einzelanalysen berücksichtigt)

(3) Am Beispiel der Proben der Ringanalyse 1995 der Bundesgütegemeinschaft Kompost

Die vorgelegten Statistiken belegen, daß eine Besorgnis des Inverkehrbringens bedenklicher Kompostqualitäten bei Komposten aus Bioabfällen weder gegeben noch zu erwarten ist. Vor diesem Hintergrund ist bei der Festlegung von Grenzwerten in einer Kompostverordnung zu bedenken, daß sich die Grenzwerte nicht an den errechneten Mittelwerten, sondern an dem Bandbereich, der bei der Kompostierung von Bio-, Garten- und Parkabfällen gemäß TA Siedlungsabfall zu erwarten ist, orientieren sollten.

6.0 Ausblick

Mit der Vorschrift zur getrennten Erfassung, Behandlung und Verwertung von Bio-, Garten- und Parkabfällen gemäß der TA Siedlungsabfall steht eine wichtige rechtliche Grundlage für die stoffliche Verwertung von organischen Abfällen zur Verfügung. Mit Einführung der Getrenntsammlung konnte auch der Eintrag von potentiellen Schadstoffen in Komposte entscheidend begrenzt werden.

Das im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) enthaltene explizite Verwertungsgebot wird durch die Kompostierung bereits zum jetzigen Zeitpunkt voll erfüllt. Der für eine Verwertung erforderliche Markt ist bereits vorhanden und funktionsfähig. Kompostqualitäten sind seit mehreren Jahren definiert und von den Anwen-

dem nachfragbar. Anwendungen von Kompost nach "guter fachlicher Praxis" gemäß Düngeverordnung sind bei der Verwertung gütegesicherter Komposte bereits seit mehreren Jahren Standard.

Im Rahmen der in den Güte- und Prüfbestimmungen vorgeschriebenen Untersuchungen werden auch die Schwermetallgehalte in Komposten regelmäßig überprüft sowie die Einhaltung der Richtwerte von der Bundesgütegemeinschaft als Fremdüberwacher kontrolliert und dokumentiert. Untersuchungen auf organische Schadstoffe werden von den Kompostproduzenten bei begründetem Verdacht in Auftrag gegeben.

Die Berücksichtigung bereits bestehender Gütesicherungssysteme mit effektiven Kontroll- und Nachweismechanismen im Rahmen der Kompostverordnung stellt einen effektiven Weg dar, das mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) verbundene Ziel einer Deregulierung und Kostenbegrenzung auch längerfristig zu gewährleisten und eine ordnungsgemäße und schadlose Verwertung auch bei steigenden Kompostmengen sicherzustellen.

Vergleich der Stofffrachten in der Bodenlösung von drei verschiedenen Waldböden nach einer Bioabfallkompost-Anwendung

von

Klein, T.; Wegener, H.-R.; Moll, W.*

1. Einleitung

Aufgrund der in früheren Versuchen mit Müll- und Müllklärschlammkomposten im Forst beobachteten positiven Meliorations- und Düngungswirkungen sowie der möglichen Pufferung von Säureeinträgen wird die Anwendung von Bioabfallkompost im Forst von GRÜNEKLEE et al. (1993) und DESCHAUER (1995) als Ergänzung bzw. Alternative zu einer Kalkung gesehen. Die heute produzierten Bioabfallkomposte (BAK) bieten gegenüber den damals benutzten Komposten den Vorteil der geringeren Belastung mit Schwermetallen, Ballaststoffen und keimfähigen Samen. Allerdings muß eine eventuell auftretende Steigerung der Stickstoffmineralisation vor dem Hintergrund der ohnehin hohen Stickstoffdeposition in Waldökosysteme kritisch beurteilt werden.

Die kurzfristigen Auswirkungen einer Anwendung von BAK auf die Stoffkonzentrationen des Sickerwassers von drei verschiedenen Waldböden wurden in einem Laborsäulenversuch untersucht. Aus der veränderten Zusammensetzung des Sickerwassers und den verlagerten Stoffmengen kann auf abgelaufene Prozesse und deren Ausmaß rückgeschlossen werden.

2. Versuchsaufbau und -durchführung

Standorte: Salzböden: erodierte Pseudogley-Parabraunerde aus Lößlehm über Tonschiefer und Grauwacke, F-Mull; Ernsthäuser: podsolige Braunerde, rohhumusartiger Moder; Mörfelden-Walldorf: Gley-Braunerde aus Flugsand über pleistozänen Mainerassen, typischer Moder
Je Standort wurden 12 Bodensäulen in ungestörter Lagerung entnommen (Abb. 1).

Varianten: Variante 0: Kontrolle ohne BAK; Variante 1: 40 t BAK TS/ha \approx 70 m³ BAK/ha; Variante 2: 120 t BAK TS/ha \approx 210 m³ BAK/ha

Beregnung: Mit Kapillarregnern wurde innerhalb eines Jahres imitiertes "saurer Regen" entsprechend einer Niederschlagsmenge von 600 mm/a (ca. 42 l/Säule) aufgebracht.

Probenahme: Die Sickerwasserentnahme erfolgte zunächst 14-tägig in allen drei Tiefen und ab der 13. Probenahme 28-tägig in den Tiefen 1 und 2 und weiterhin 14-tägig in der Tiefe 3. Aufgrund der Entnahmehöhen lassen sich die in Abb. 1 aufgeführten Kompartimente gegeneinander abgrenzen.

Wassergehalt: Der Wassergehalt im Mineralboden lag während der Versuchsdauer bei Feldkapazität.

* Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität
Wiesenstr. 3 - 5
35390 Gießen

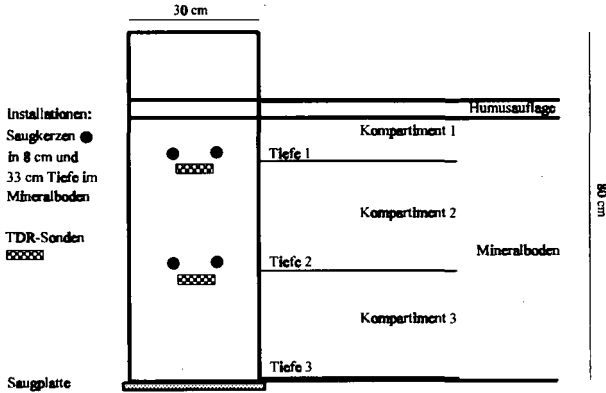


Abb. 1: Schematische Darstellung einer Bodensäule

3. Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund der Verlagerung der leichtlöslichen Inhaltsstoffe aus dem BAK stiegen die Kationenkonzentrationen innerhalb der einjährigen Versuchsdauer in den Bodenlösungen der BAK-Varianten bei allen Standorten deutlich gegenüber denen der Varianten 0 an. Zeitverzögert traten die Maxima der Gesamtkonzentrationen der Kationen in den drei untersuchten Tiefen auf. Am Versuchsende lagen die Gesamtkonzentrationen noch geringfügig über dem Niveau der entsprechenden Varianten 0. Der Anstieg der Konzentrationen war zwischenzeitlich mit einer deutlichen Al-Freisetzung verbunden (KLEIN et al. 1995). In gleicher Weise wie bei den Kationen verliefen die Gesamtkonzentrationen der Anionen. Unter den bestimmten Anionen Cl, NO₃ und SO₄ traten die höchsten Zunahmen durch die BAK-Anwendung bei Cl und NO₃ auf.

Aus den analysierten Konzentrationen und den Wasserdurchflußmengen wurden die Stofffrachten aus den drei abgrenzbaren Kompartimenten (Abb. 1) ermittelt. Um eine Freisetzung bzw. Festlegung von Elementen innerhalb eines Kompartimentes zu erhalten, mußten neben diesen Outputmengen die Inputmengen in die Kompartimente berücksichtigt werden. Für die an dieser Stelle gezeigten Ergebnisse der Kompartimente 1 (Abb. 2) wurden als Inputmengen bei den Varianten 0 die mit dem Beregnungswasser zugeführten Mengen zugrunde gelegt. Bei den BAK-Varianten enthalten die Inputmengen zusätzlich die mit dem BAK in leicht löslicher Form aufgebraachten Kationen- und Anionenmengen. Außerdem wurden die Mengen jedes Ions zu Beginn und am Ende des Untersuchungszeitraumes in der Bodenlösung der Kompartimente mit einbezogen. Die berechneten Differenzen aus Input- und Outputmengen sind in der Abb. 2 als H-Quellen und H-Senken aufgetragen. H⁺-produzierende bzw. -verbrauchende Prozesse werden beispielsweise von ULRICH (1981), VAN BREEMEN et al. (1983) und SCHWERTMANN et al. (1987) zusammenfassend dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung der Grundlagen zur Erstellung einer Protonenbilanz findet sich bei FEGER (1993). Er stellte Protonenbilanzen auf Ökosystem- bzw. Einzugsgebietsebene auf.

Im vorliegenden Fall ergibt sich eine H-Senke bei den Kationbasen und -säuren, wenn die Output- die Inputmenge übersteigt. Im umgekehrten Fall liegt eine H-Quelle vor. Basis hierfür bilden beispielsweise

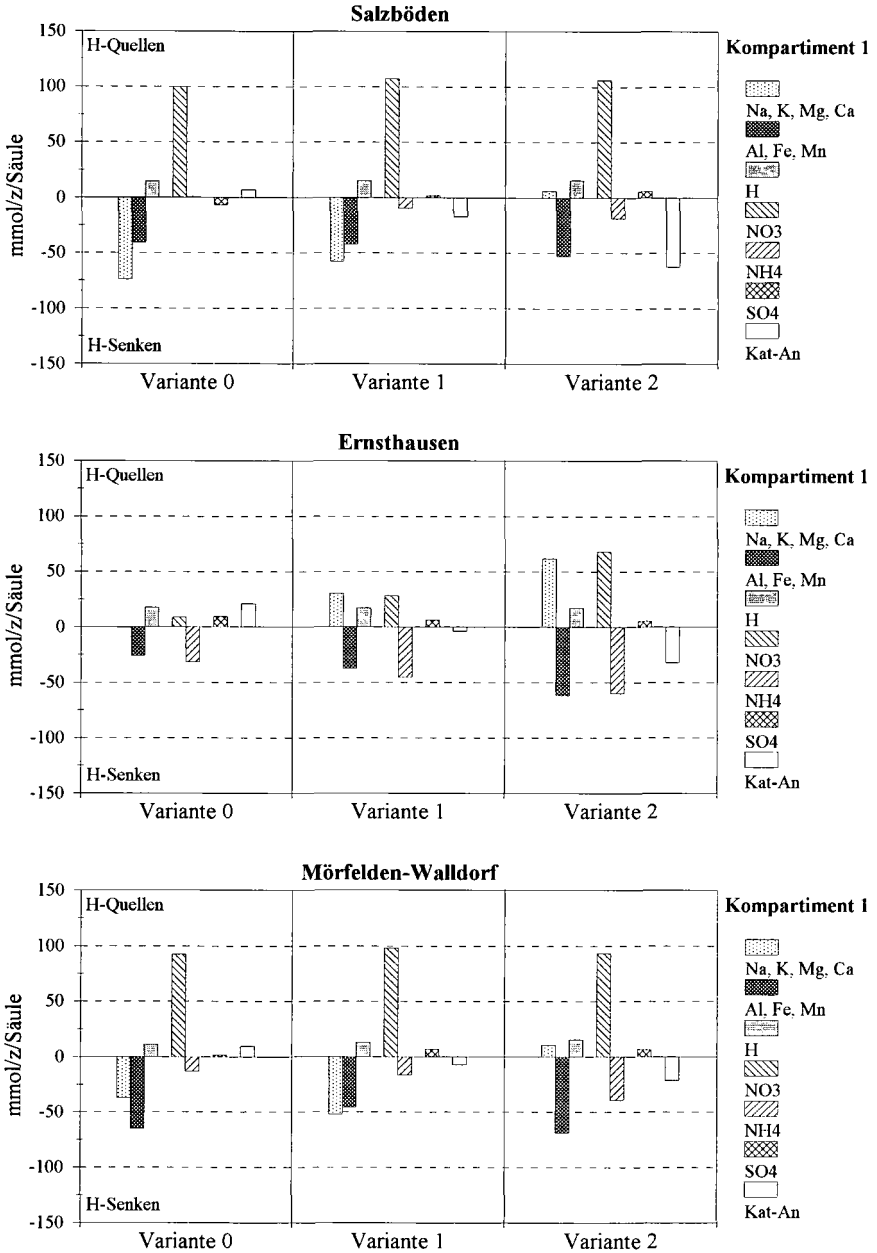


Abb. 2: Nettomengen freigesetzter bzw. festgelegter Elemente dargestellt als H-Quellen und Senken bei den drei Standorten im Kompartiment 1 (Varianten 0, 1 und 2)

Austauschprozesse, an denen H-Ionen beteiligt sind. H als H-Quelle resultiert aus den geringeren H-Konzentrationen im austretenden Wasser des Kompartimentes gegenüber dem Beregnungswasser. Für NO_3 ergibt sich eine H-Quelle, wenn der NO_3 -Austrag größer als der Eintrag ist, da bei der Mineralisation von organischem N bis zum NO_3 eine entsprechende H^+ -Menge gebildet wird. Läuft dagegen die Mineralisation nur bis zum NH_4 , werden H-Ionen verbraucht. Für SO_4 gelten vereinfacht die gleichen Bedingungen wie bei NO_3 . Die Differenz der Kationen und Anionen (Kat-An) entspricht der Menge an organischen Anionen. Auch hier liegt bei höherer Output- als Inputmenge eine H-Quelle und im umgekehrten Fall eine H-Senke vor.

Die in der Abb. 2 für die Kompartimente 1 dargestellten Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- ⊗ Als bedeutendste H-Quelle tritt bei den Standorten Salzböden und Mörfelden-Walldorf die N-Mineralisation bis zum NO_3 auf. Eine Steigerung der N-Mineralisation durch die BAK-Anwendung findet bei diesen Standorten nicht statt. Bei beiden Standorten ist standortimmanent ein hohes Mineralisierungspotential vorhanden.
- ⊗ Die H-Senke ist bei den Standorten Salzböden und Mörfelden-Walldorf mit Verlusten an Kationen verbunden. Mit zunehmender BAK-Anwendungsmenge nimmt der Verlust an Basenkationen ab bzw. Basenkationen werden im Kompartiment gespeichert.
- ⊗ Während bei den BAK-Varianten beim Standort Salzböden die organischen Säuren noch eine wesentliche H-Senke ausmachen, kommt beim Standort Mörfelden-Walldorf die Ammonifikation hinzu.
- ⊗ Anders stellen sich die Verhältnisse beim Standort Ernsthäuser dar. Bei diesem Standort mit der ungünstigsten Humusform führt die BAK-Anwendung zu einer deutlichen Steigerung der N-Mineralisation. Sowohl die NO_3 - als auch die NH_4 -Bildung wird deutlich gegenüber der Variante 0 angeregt.
- ⊗ Auffallend sind bei diesem Standort bei zunehmender BAK-Anwendungsmenge die erhöhten Verluste an Kationsäuren und die hohe Speicherung von Kationbasen.
- ⊗ Unabhängig von Standort und Variante ist die Intensität der beobachteten Prozesse hoch gegenüber Freilandversuchen (Umrechnung der Ergebnisse in kmol/ha). Die günstigen Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen in dem Laborversuch üben damit einen wesentlichen Einfluß aus. Ausführlich wird dies bei KLEIN (1997) behandelt.

4. Literatur

- BREEMEN VAN, N., J. MULDER u. C.T. DRISCOLL 1983: Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil*, 75, 283-308
- DESCHAUER, H., 1995: Eignung von Bioabfallkompost als Dünger im Wald. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, 43
- FEGER, K.-H. 1993: Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, 31, 1-237
- GRÜNEKLEE, C.-E., T.KLEIN u. W. MOLL 1993: Anwendung von Komposten in der Forstwirtschaft. *Müll- und Abfallbeseitigung*, Lfg. 5/93, 6531, 1-22
- KLEIN, T., H.-R. WEGENER u. W. MOLL 1995: Auswirkungen einer Bioabfallkompost-Anwendung auf die Kationenzusammensetzung des Sickerwassers dreier verschiedener Waldböden. *VDLUFA-Kongreßband, Garmisch-Partenkirchen*, Band 40
- KLEIN, T., 1997: Dissertation in Vorbereitung
- ULRICH, B. 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 144, 289-305
- SCHWERTMANN, U., P. SÜSSER u. L. NÄTSCHER 1987: Protonenpuffersubstanzen in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 150, 174-178

VDLUFA - Standpunkt

Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate

von

Kluge, R.¹; Schaaf, H.²; Severin, K.³; Riess, P.⁴

Nicht zuletzt durch das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrW-/AbfG) und die geplante Bioabfall- und Kompostverordnung (BioKompV) gefördert, drängen neben den kommunalen Klärschlammern vermehrt Komposte aus der Getrenntsammlung, Grünguthäcksel u.a. biogene Abfälle sowie mineralische Abfallstoffe in die landwirtschaftliche Verwertung. Für den landwirtschaftlichen Betrieb hat jedoch die Verwertung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft zur Aufrechterhaltung des innerbetrieblichen Nährstoffkreislaufes Priorität. Mit einer kombinierten mineralischen und organischen Düngung sowie anderen Maßnahmen (z.B. Stroh- und Gründüngung) kann die Bodenfruchtbarkeit in der Regel problemlos aufrechterhalten werden. Insofern braucht die Landwirtschaft außerlandwirtschaftliche Abfälle grundsätzlich nicht. Stehen jedoch Wirtschaftsdünger und betriebseigene Abfälle nicht bzw. nur unzureichend zur Verfügung, können *geeignete, d.h. als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe bzw. Kultursubstrate qualifizierte Abfallstoffe* im Landbau verwertet werden. Damit leistet die Landwirtschaft einen gesellschaftlich wichtigen Beitrag zur Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung.

Für die Übernahme der für die Gesellschaft nützlichen "Dienstleistung Abfallverwertung" benötigt der Landwirt Sicherheit und fachliche Unterstützung, denn landwirtschaftliche Verwertung und Umweltschutz müssen konform gehen. Zukünftig sind deshalb nur solche außerlandwirtschaftlichen Abfallstoffe landbaulich zu verwerten, die eine Zulassung als *Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoff bzw. Kultursubstrat* (nachfolgend zusammengefaßt *Serodünger* genannt) auf der Grundlage des novellierten Düngemittelrechtes erhalten haben. Diese Zulassung erfolgt nur dann, wenn

- bei Einsatz nach den Regeln guter fachlicher Praxis ein meßbarer Nutzen zu erwarten ist und *(Wertstoffaspekt)*
- die stoffliche Unbedenklichkeit der Abfälle für das System Boden/ Pflanze gewährleistet ist. *(Schadstoff-/ Risikoaspekt)*

Das Standpunktpapier des VDLUFA hat zum Ziel, Grundsätze einer umweltverträglichen Verwertung von Serodüngern zu definieren, die als fachliche Grundlagen für gesetzliche Vorgaben dienen sollen. Es berücksichtigt und verknüpft alle pflanzenbaulichen Anforderungen sowie Belange des Umweltschutzes in ihrer komplexen Verflechtung. Die dazu erforderliche ganzheitliche Bewertung und Beurteilung umfaßt sowohl die zur landbaulichen Verwertung

¹⁾ Dr. Rainer KLUGE Staatl. Landw. Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg
Nefflerstraße 23, 76227 Karlsruhe

²⁾ Dr. Harald SCHAAF Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt
Am Versuchsfeld 13, 34128 Kassel

³⁾ Dr. Karl SEVERIN Landw. Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln
Finkenborner Weg 1 A, 31787 Hameln

⁴⁾ Dr. Peter RIESS Landw. Untersuchungs- und Forschungsanstalt Bonn
Postfach 30 08 64, 53188 Bonn

geeigneten Abfälle (Serodünger) als auch die Böden, auf denen sie verwertet werden sollen. Sie erfolgt für *alle* Serodünger nach *einheitlichen* Grundsätzen und Richtlinien (Abb. 1).

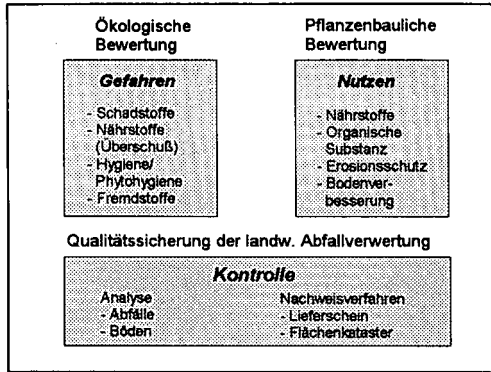


Abbildung 1 System der ganzheitlichen und einheitlichen Bewertung

1. Ökologische Grundsätze (Schadstoff-/Risikoaspekt → "Gefahren")

Ungeachtet der positiven ökologischen Auswirkungen der landbaulichen Abfallverwertung (Ressourcenschonung, Einsparung von Deponievolumen u.a.) hat der Schadstoffaspekt in der Bewertung Priorität.

1.1 Gewährleistung unbedenklicher Schadstoffeinträge durch die Verwertung der Serodünger

Grundlage der ökologischen Bewertung ist die *reale Schadstofffracht*, die in Verbindung mit einer *bedarfsorientierten Anwendung* (vgl. Punkt 2.1) durch die Serodünger in den Boden eingebracht wird. Diese Schadstofffrachten sollen sich mittel-/langfristig soweit als möglich an das Gleichgewicht "Eintrag durch reguläre Düngung, Serodünger und Immissionen = Austrag durch Ernteprodukte" annähern. Nur auf diese Weise ist eine regelmäßige Verwertung von Serodüngern über den Boden überhaupt möglich und verantwortlich.

Dabei sind folgende Rahmenbedingungen einzuhalten:

- Maximal tolerierbare jährliche Schadstofffrachten (*Höchstfrachten*), *einheitlich* für alle Arten von Serodüngern. Diese Höchstfrachten sollen möglichst weit unterschritten werden (*Minimierungsgebot*).
- Maximal tolerierbare Schadstoffgehalte auf Basis der Trockenmasse (*Höchstgehalte*). Mit ihnen soll verhindert werden, daß Serodünger mit überhöhten Schadstoffgehalten zum Einsatz kommen, indem die Höchstfrachten durch sehr niedrige Gaben gerade noch eingehalten werden.

- Anwendungsobergrenzen für einzelne Arten von Serodüngern (*Höchstgaben*). Sie bilden das Regulativ, um einen unbegrenzten Einsatz von Serodüngern zu verhindern, selbst wenn z.B. niedrige Nährstoffgehalte höhere Gaben zulassen würden. Auch Kumulierungen, d.h. die Ausbringung mehrerer Arten von Serodüngern innerhalb einer Vegetationsperiode, gleichzeitig oder nacheinander, sollten unterbleiben (*Kumulierungsverbot*). Die nachhaltige Verwertung verlangt maßvolle und kontrollierbare Einsatzmengen.

Ausgehend von den Schadstofffrachten, die mit derzeit praktizierten Aufwandmengen im Mittel ausgebracht werden, läßt sich eine aktuelle Wertung und Rangfolge relevanter Serodünger nach ökologischen Gesichtspunkten aufstellen (Abb. 2). Trotz ihrer unbestreitbaren positiven Wirkungen sind Komposte aus der Getrennsammlung und kommunale Klärschlämme auf Grund höherer Frachten an potentiellen Schadstoffen im allgemeinen ökologisch weniger günstig zu beurteilen als Grünkomposte, Grünguthäcksel, Trester, Obst-/Gemüseabfälle und Filtrationskieselgur. Es ist zu erwarten, daß sich diese Rangfolge (von der Einzelfälle erheblich abweichen können) im Zuge des wissenschaftlich-technischen Fortschrittes durch weitere Senkung der Schadstoffbelastung in Zukunft noch zugunsten der Komposte und Klärschlämme verändern wird.

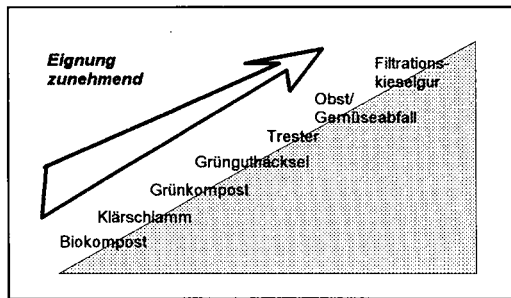


Abbildung 2 Landbauliche Eignung von Serodüngern
- Vorläufige ökologische Rangfolge -

1.2 Gewährleistung der Unbedenklichkeit gegebener Schadstoffgehalte der Böden

Ein weiterer Grundsatz der Abfallverwertung im Landbau lautet:

Erhaltung des "Status quo" der Schadstoffgehalte im Boden, d.h. grundsätzlich keine Überschreitung der regional- und standorttypischen Referenzwerte von Böden¹⁾.

Diesem aus Gründen der Vorsorge notwendigen Prinzip können die aktuellen Bodengrenzwerte für Schwermetalle der Klärschlamm-Verordnung (AbfKlärV), die in der Regel analog auch für die Verwertung anderer Serodünger angewandt werden, nicht mehr in vollem Maße genügen. Sie berücksichtigen die Abhängigkeit der Schwermetallgehalte von Bodenart und -typ sowie den geologischen Ausgangsbedingungen nicht bzw. nicht ausreichend (Abb. 3). Sie las-

¹⁾ 90. Perzentil aktueller Hintergrundgehalte aus geogenem Grundgehalt und diffusen anthropogenen Schwermetalleinträgen

sen für leichte Böden (S, IS) noch Höchstgehalte zu, die sich deutlich oberhalb regional- und standorttypischer Referenzwerte bewegen. Eine sukzessive "Auffüllung" des Schwermetallpools der Böden bis zu diesen Grenzwerten ist nicht verantwortlich. Umgekehrt werden für schwere Böden (L,T), vor allem jedoch für Regionen mit geogen deutlich höheren Hintergrundgehalten (z.B. Hessen: Vogelsberg, Baden-Württemberg: Schwäbische Alb), in der Regel zu niedrige Höchstgehalte gefordert. Sie verhindern die anzustrebende Verwertung von Serodüngern, die in diesen Regionen anfallen, obwohl sie auf solchen Standorten zu keiner Veränderung des "Status quo" der Bodengehalte, bei niedrigen Schwermetallgehalten in den zu verwertenden Serodüngern sogar zu einer theoretisch errechenbaren Verminderung ("Verdünnung") der Bodenkonzentrationen führen würde.

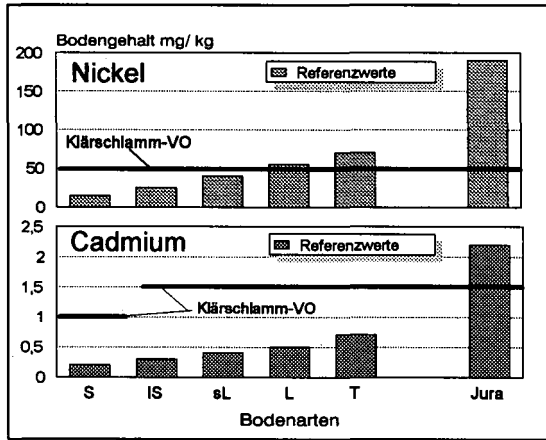


Abbildung 3 Referenzwerte von Böden für Ni und Cd im Vergleich zu Grenzwerten der AbfKlärV (Beispiel Baden-Württemberg)

Im Sinne des o.g. Grundsatzes ist es deshalb künftig für eine nachhaltige Verwertung im Landbau aus Vorsorge um die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit unverzichtbar, Serodünger grundsätzlich nur dann einzusetzen, wenn gewährleistet ist, daß

mittelfristig keine Schadstoffanreicherung über die regional- und standorttypischen Referenzwerte hinaus erfolgt.

Überschreitungen der Referenzwerte sind in begründeten Einzelfällen tolerierbar, wenn weitere Faktoren (z.B. hohe pH-Werte, Reserven an freiem Kalk, hohe Sorptionskapazität des Bodens) gewährleisten, daß das Risiko einer raschen Mobilisierung der zugeführten Schwermetalle gering ist und damit kalkulierbar bleibt. Für Regionen mit geogenen Hintergrundgehalten, die oberhalb der gesetzlich festgelegten Bodengrenzwerte liegen, sollten - sofern erhöhte Mobilisierungen der zugeführten Schwermetalle nicht zu erwarten sind - fachlich begründete Ausnahmeregelungen zugelassen werden, die eine Überschreitung dieser Höchstgehalte erlauben.

Diese Verfahrensweise begünstigt die Verwertung von Serodüngern in der Region, in der sie anfallen, und wirkt dem Ferntransport von Abfällen ("Abfall-Tourismus") entgegen.

2. Pflanzenbauliche Grundsätze (Wertstoffaspekt → "Nutzen")

Der pflanzenbauliche Nutzen der landbaulichen Verwertung von Bioabfällen ist unter den Aspekten *Düngewirkung* (Sekundärrohstoffdünger) und *Bodenverbesserung* (*Bodenhilfsstoffe*) zu sehen (Abb. 1).

Eine Abgrenzung zwischen Stoffen mit Düngewirkung einerseits und Bodenverbesserung andererseits kann durch das C/N-Verhältnis erfolgen, wobei die Grenze bei einem C/N-Verhältnis von 20-25 zu ziehen ist.

Abfälle mit sehr niedrigen N-Gehalten oder ohne N, wie z.B. Pflanzenaschen, sind mit Priorität Düngewirkung einzusetzen.

2.1 Regelmäßige Anwendung mit Priorität Düngewirkung

Für die Düngung mit Sekundärrohstoffdüngern gelten folgende Grundsätze:

- Der Düngebedarf der Kultur bzw. einer Fruchtfolge bestimmt die Anwendungshöhe. Der Düngebedarf der Kultur bzw. Fruchtfolge entspricht bei ausreichender Versorgung der Böden mit Phosphat- und Kalium dem Nährstoffentzug durch Ernteprodukte und -rückstände ohne Nährstoffe in Wurzeln. In der Regel begrenzt der P-Gehalt in biogenen Abfällen die Anwendungshöhe.
- Eine Anwendung von Sekundärrohstoffdüngern sollte nur auf Böden mit Düngebedarf vorgenommen werden, d.h. in den Nährstoff-Gehaltsklassen A-C (VDLUFASchema). In Gehaltsklasse D sollte höchstens der halbe Nährstoffentzug durch Pflanzen über Sekundärrohstoffdünger gegeben werden, in Gehaltsklasse E sollte keine Düngung mehr erfolgen.

Unter dieser Voraussetzung gilt, daß bei den vorliegenden Nährstoff-Schadstoffrelationen die Nährstofffracht und nicht die Schadstofffracht die Aufwandshöhe begrenzt.

In Tabelle 1 sind für ausgewählte biogene Abfälle die N-, P-, K-Gehalte aufgeführt. Die Nährstoffwirkung der 3 Hauptnährstoffe N, P, K ist recht unterschiedlich auch je nach Substrat. Die Anrechnung der Nährstoffe in der Düngebilanz erfolgt unter mittel- und kurzfristigen Aspekten. Mittelfristig heißt, mit einer Fruchtfolge werden für alle Nährstoffe grundsätzlich die Gesamtfrachten angerechnet. Unerwünschte Akkumulationen werden vermieden. Kurzfristig heißt im Anwendungsjahr wird nur der pflanzenverfügbare Anteil angerechnet.

Von allen Nährstoffen bereitet die Abschätzung der N-Freisetzung aus organischen Abfällen die größte Schwierigkeit, weil sowohl organisch gebundener N mineralisiert wird als auch löslicher N je nach Qualität (C/N-Verhältnis) und Menge immobilisiert werden kann. Bei Stickstoff sollte die Gesamtzufuhr durch Sekundärrohstoffdünger, deren mineralischer Anteil (NO_3^- , $\text{NH}_4\text{-N}$) am N-Gesamtgehalt unter 30 % liegt, im Mittel der Fruchtfolge 50-70 % des N-Düngebedarfs nicht überschreiten. Mit dieser Begrenzung wird gewährleistet, daß die Zufuhr an langsam mineralisierbaren, organisch gebundenem Stickstoff mittelfristig nur zu einer all-

mählichen Anhebung des N-Gesamtgehaltes im Humuspool des Bodens führt. Bei der Berechnung des N-Düngebedarfs der anzubauenden Kultur im Anwendungsjahr ist nur der pflanzenverfügbare N-Anteil anzurechnen. Der als pflanzenverfügbar anzurechnende N-Anteil im Anwendungsjahr setzt sich aus den löslichen N-Anteilen (Nitrat-N und Ammonium-N) einem kurzfristig mineralisierbaren Anteil des organischen N-Gehaltes zusammen. Tabelle 2 gibt dazu, ausgehend vom aktuellen Kenntnisstand, vorläufige Kennzahlen an. Die Differenz zum N-Bedarf der Kultur ist durch eine mineralische Ergänzungsdüngung zu kompensieren. Damit wird gesichert, daß die angebaute Kultur optimal mit Stickstoff versorgt wird und keine Ertragsausfälle eintreten können.

Tabelle 1: Nährstoffgehalte in Sekundärrohstoffdüngern sowie Gülle und Stallmist

	kg/t bzw. m ³			
	N _t	N _{org} % von N _t	P ₂ O ₅	K ₂ O
Rindergülle	5	50	2,0	5,8
Stallmist	5	94	3,0	6,5
Klärschlamm (<120 kg CaO/t)	5,8	80	5,0	0,7
Kompost	6,0	92	4,4	4,5
Pilzabtragserde	4	92	4	6
Schlempe, Kartoffel	2,7	96	0,7	3,6
Filtrationskieselgur	3,0	~100	<1	<1
Wollstaub	30	100	1	3
Fruchtwasser, Kartoffel	2,1	89	0,9	6,0
Trester, Wein	9	95	3	14

Tabelle 2 Anzurechnende Anteile der N-Gesamtzufuhr im Anwendungsjahr (Auswahl relevanter Serodünger)

Bioabfall	Anzurechnender N-Anteil % N-Gesamtzufuhr
Grünguthäcksel	0 - (10)
Obsttrester	5 - 10
Grüngutkompost	5 - 10
Bioabfallkompost	10 - 15
Klärschlamm stark entwässert	5 - 15
mäßig entwässert	20 - 30
nicht entwässert	30 - 60
Schlempe	40 - 60
Filtrationskieselgur (Bierherstellung)	80 - 100
Fruchtwasser	95 - 100

Kalium (K) liegt nahezu vollständig in wasserlöslicher Form vor. Die Pflanzenverfügbarkeit unterscheidet sich nur unwesentlich vom Mineraldünger-K. Bei stark K-haltigen Abfällen wie Fruchtwasser, Kartoffelschlempe oder Gemüsbrei begrenzt die am Bedarf orientierte K-Fracht die Aufbringungsmenge. Beim Management der Düngung mit stark K-haltigen Sekundärstoffdüngern ist das Textur abhängige K-Rückhaltevermögen der Böden zu berücksichtigen.

Ca. 40-80 % des Phosphates (P) in den NP- und NPK haltigen biogenen Abfällen liegt als anorganisches Phosphat vor. Gegenüber Mineraldünger P ist das P in den genannten Abfällen in der Regel schlechter löslich. Auch wegen der schlechten räumlichen Verteilung dieser Stoffe im Boden ist ihre P-Wirkung schlechter zu beurteilen als bei Mineraldüngern.

Die mit biogenen Abfällen zugeführten P-Mengen eignen sich wohl zur Erhaltung des P-Vorrates im Boden, nicht aber für Aufdüngungsmaßnahmen von Klasse A, B nach C oder als Ersatz, z.B. der Zufuhr frischen Phosphates in Form einer Unterfußdüngung bei Mais.

2.2 Einmalige Anwendung mit der Priorität Bodenverbesserung bzw. Erosionsverordnung

Für die Zweckbestimmung Bodenverbesserung/Rekultivierung werden geeignete Abfallstoffe mit sehr niedrigen Nährstoffgehalten als Bodenhilfsstoffe verwendet. Bei diesen Maßnahmen sollten hohe Mengen an organischer Substanz evtl. in Verbindung mit im Bodenhilfsstoff enthalten den basisch wirksamen Bestandteilen bei gleichzeitig niedrigen Nährstoffmengen zugeführt werden. Es sind einmalig höhere Aufwandmengen an Bodenhilfsstoffen als bei einer düngungsorientierten regelmäßigen Verwertung zulässig, sofern es vom Boden her erforderlich ist. Grundsätzlich sollte jedoch pro ha · a und nicht mehr als 10-20 % des Düngbedarfes und ca. 30 % des Erhaltungskalkbedarfes zugeführt werden. Zu denken wären an ca. 30 kg N, 20 kg P₂O₅, 30 kg K₂O und 100 kg CaO jeweils pro ha · a, wobei je nach Verlagerungsempfindlichkeit der Standorte für N und K bis zu 10 dieser Jahresgaben auf einmal zugeführt werden können.

Voraussetzungen für einmalig höhere Aufwandmengen an Bodenhilfsstoffen sind:

- geringere Versorgung der Böden mit Kalk, Phosphor, Kalium; jeweils Gehaltsklassen A oder B
- möglichst geringe Frachten an Nähr- und Schadstoffen
- geringe Mobilisierungsrisiko von N und Schwermetallen im Boden durch ein weites C/N-Verhältnis des Bodenhilfsstoffes (langsame Mineralisierung) und eine neutrale Bodenreaktion oder freien Kalkanteil (erhöhte Schwermetallbindung).
- vernachlässigbare Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen aus der Wurzelzone
- Anbau von stark N- und K-zehrenden Fruchtarten in den ersten Jahren nach erfolgter Maßnahme.

3. Qualitätssicherung der landbaulichen Verwertung von Serodüngern

Die Einhaltung der o.g. Grundsätze erfordert eine effiziente Qualitätssicherung, die einheitlich für alle Serodünger angewendet wird. Sie bildet eine der Voraussetzungen für eine optimale Transparenz und damit auch bessere Akzeptanz der Verwertung von Serodüngern. Grundsätzlich gehören dazu:

- Analyse und Bewertung der Wert- und Schadstoffgehalte der Serodünger
(Produktkontrolle) *Input Nähr-/ Schadstoffe*
- Analyse und Bewertung der Nähr- und Schadstoffgehalte von Böden
(Bodenuntersuchung)
 - . vor dem Ersteinsatz von Serodüngern *Ausgangszustand*
 - . in regelmäßigen Abständen *Istzustand*
 - N_{\min} -Analyse oder alternative Verfahren jährlich
 - pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte, pH min. alle 3 Jahre
 - Schwermetalle, Humus, N-Gesamtgehalt min. alle 12 Jahre
- Nachweisverfahren über den Verbleib der Serodünger
(z.B. Lieferschein, Nachweiskataster).

Um die Verwertung der Bioabfälle so weit als möglich zu vereinfachen, und damit praktikabel zu gestalten („Deregulierung“), gilt das Prinzip der Kontrolle nach Erfordernis. Dazu wird die Qualitätssicherung in dem Maße einfacher gestaltet (bis hin zu einem Verzicht auf Kontrollmaßnahmen), wie die Qualität der Bioabfälle zur Verwertung besser wird, d.h. die mit der Serodüngergabe ausgebrachten Schadstofffrachten die Grenzwerte zunehmend unterschreiten („Abgestufte Qualitätssicherung“). Dieses Prinzip erübrigt Ausnahmeregelungen für bestimmte Bioabfälle und wird damit dem Anliegen der Kreislaufwirtschaft am besten gerecht.

Der VDLUFA schlägt ein dreistufiges Qualitätssicherungsverfahren vor (Tabelle 3), das zur Deregulierung folgende Vereinfachungen vorsieht:

Die *Produktanalyse der Serodünger*

- kann verringert werden, wenn
 - . wesentliche Inhaltsstoffe geringe zeitliche Schwankungen aufweisen
 - . eine regelmäßige Qualitätsüberwachung/ Gütesicherung erfolgt
(z.B. RAL-Gütezeichen)
 - . Datenkataloge ausreichende Unterlagen zur Bewertung liefern
- kann entfallen bzw. muß nur sporadisch erfolgen, wenn sich die Schadstoffgehalte nachweislich auf einem sehr niedrigen und damit unbedenklichen Niveau bewegen

Die *Bodenanalyse auf Schwermetalle* vor dem Ersteinsatz bzw. in regelmäßigen Abständen kann entfallen, wenn

- der Schwermetallstatus bekannt ist, unterhalb der Referenzwerte liegt und sich zwischenzeitlich nicht verändert hat
- Serodünger mit sehr niedrigen und damit unbedenklichen Schadstoffgehalten eingesetzt werden

Die regelmäßige Bodenanalyse auf pflanzenverfügbare Nährstoffe und pH sowie in größeren Abständen auf Humus und N-Gesamtgehalt kann nicht entfallen. Sie ist durch die Düngeverordnung zur Quantifizierung des Düngebedarfes zwingend vorgeschrieben.

Nachweisverfahren können vereinfacht werden bzw. ganz entfallen, wenn Serodünger mit vernachlässigbar geringer Schwermetallzufuhr und geringer Zufuhr an Nährstoffen und organischer Substanz eingesetzt werden.

Ausgehend von diesen Grundsätzen wird für die praktische Umsetzung ein *dreistufiges Qualitätssicherungsverfahren* empfohlen (Tabelle 3):

Tabelle 3 Dreistufiges Qualitätssicherungsverfahren in Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung

Kriterium Schadstoffbelastung	Produktkontrolle	Bodenuntersuchung auf Schwermetalle		Nachweisführung
		vor Erstein-satz	in regelm. Abständen	
1. Vollständiges Verfahren				
70 - 100	ja ¹⁾	ja ²⁾	ja ²⁾	vollständig
2. Reduziertes Verfahren				
30 - 70	ja ¹⁾	ja ²⁾	entfällt	vereinfacht
3. Stark reduziertes Verfahren				
< 30	Stichproben ³⁾	entfällt	entfällt	entfällt

Alternativen zu regulären analytischen Untersuchungen:

- 1) Verwendung von Analysendaten aus Gütesicherungen (z.B. RAL-Gütezeichen)
- 2) Nutzung vorhandener Schwermetall-Bodendaten
- 3) Nutzung vorhandener Analysendaten aus Datenbanken

4. Zusammenfassung:

Der VDLUFA-Standpunkt zur landbaulichen Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten (im folgenden kurz Serodünger) umfaßt ein System der ganzheitlichen Bewertung und Beurteilung sowohl der Serodünger als auch der Böden, auf denen sie verwertet werden sollen. Dieses System besteht aus den 3 Elementen

- ökologische Grundsätze (Schadstoffaspekt) mit der Gewährleistung sowohl unbedenklicher Schadstoffeinträge durch Serodünger als auch der Unbedenklichkeit gegebener Schadstoffgehalte der Böden.
- Pflanzenbauliche Grundsätze (Wertstoffaspekt) mit den Aspekten regelmäßiger Anwendung mit der Priorität Düngewirkung und einmalige Anwendung mit der Priorität Bodenverbesserung.
- Qualitätssicherung bestehend aus einem 3stufigen Qualitätssicherungssystem mit einem Nachweisverfahren nach Erfordernis

Literatur:

KLUGE, R; J. HEYN; H. SCHAAF u.a. 1996: Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten - Anforderung und Strategie. VDLUFA Schriftenreihe 44, S. 501-504.

SCHAAF, H.; R. KLUGE, K. SEVERIN; J. HEYN; P. RIESS u.a., 1996. VDLUFA Standpunkt. Landwirtschaftliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate. VERBAND DEUTSCHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN, BISMARCKSTR. 41 A, 64293 DARMSTADT

Gütesicherung von Kompost in der Region Südwest

von

Kosak. G.

- Aufgaben und Ziele-

EINLEITUNG

In unseren Haushalten, Gärten und Parkanlagen fallen jährlich mehrere Millionen Tonnen organischer Rohstoffe an. Diese Stoffe sind zum Wegwerfen oder Verbrennen zu schade. Ihre Wiederverwertung über die Kompostierung ergibt wertvolles organisches Material z.B. zur Bodenverbesserung, zur Düngung oder zum Mulchen.

Voraussetzung für die Verwertung und auch eine Vermarktung der dabei erzeugten Komposte ist jedoch, daß ein Produkt von gleichbleibend hoher und kontrollierter Qualität entsteht. Nur mit einem definierten Qualitätsprodukt, das sich unbedenklich anwenden läßt, schließt sich der Kreislauf der Wiederverwertung organischer Rohstoffe.

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost

Zu diesem Zweck wurde die **Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.** gegründet. Mit konsequenter Gütesicherung und Unterstützung der Kompostproduzenten im Marketing- und Anwendungsbereich fördert die Bundesgütegemeinschaft die Kompostierung als Baustein moderner Recyclingwirtschaft.

Die Organe der Bundesgütegemeinschaft setzen sich aus der Mitgliederversammlung, dem Vorstand und dem Bundesgüteausschuß zusammen.

Folie 1

Wir über uns

Regionale Gütegemeinschaften

Getragen wird die Bundesgütegemeinschaft von regionalen Kompost-Gütegemeinschaften. Sie vergeben im Einvernehmen mit der Bundesgütegemeinschaft das Kompost-Gütezeichen und unterstützen vor Ort die Kompostierbetriebe in Produkt-, Qualitäts- und Anwendungsfragen. Insbesondere kontrollieren diese regionalen Organisationen die Eigen- und Fremdüberwachung der Komposthersteller.

In diesen Regionalgütegemeinschaften sind als ordentliche Mitglieder Kompostproduzenten und als außerordentliche bzw. fördernde Mitglieder interessierte Vertreter von Analyse-Labors, Behörden, Wirtschaft, Wissenschaft und dem kommunalen Bereich organisiert.

Entsprechend der Bundesgütegemeinschaft bilden die Mitgliederversammlung, der Vorstand und der regionale Güteausschuß die Organe dieser regionalen Institutionen.

Die Vertreter der regionalen Gütegemeinschaften besetzen die Organe der Bundesgütegemeinschaft und bringen dadurch ihre regionalen Belange in die Gremien ein.

GÜTE- UND QUALITÄTSSICHERUNG

Kompost ist nicht gleich Kompost.

Die mit der Gütesicherung verbundene, standardisierte Überwachung nach festgelegten Methoden erlaubt eine allgemeingültige Beurteilung des Kompostes. Er wird dadurch zu einem Produkt mit definierten Eigenschaften und somit handelbar. Denn auf der Basis der Ergebnisse der Qualitätsüberwachung lassen sich Warendeklarationen festlegen und Anwendungsempfehlungen aussprechen.

Das System der Gütesicherung

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. verpflichtet die in den Regionalgütegemeinschaften organisierten Kompostierbetriebe auf ein umfassendes System der Gütesicherung von Kompost und Kompostprodukten.

Das Gütesicherungssystem besteht aus 6 Elementen :

Die Elemente der Gütesicherung

- Fremdüberwachung
 - Eigenüberwachung
 - Gütekriterien
 - Gütezeichen
 - Produktdeklaration
 - Anwendungsrichtlinien
- Kontinuierliche und unabhängige Kontrolle der Produktqualität (*Fremdüberwachung*),
 - Kontrolle und Dokumentation des Rotteverlaufs durch die Betriebe (*Eigenüberwachung*),
 - Standardisierung der Produktqualität (*Gütekriterien*),
 - Kennzeichnung der Produktqualität (*Gütezeichen*),
 - Deklaration der wesentlichen Eigenschaften und Inhaltsstoffe (*Deklarationspflicht*),
 - Angaben zur sachgerechten Anwendung (*Anwendungsrichtlinien*).

Mit diesem System wird dem Umwelt- und Verbraucherschutz Rechnung getragen, die Produktqualität auf einen hohen Standard verpflichtet und die qualifizierte Anwendung der Produkte sichergestellt.

Der Weg zum Gütezeichen

Die Nutzung des RAL-Gütezeichens „Kompost“ wird von der Bundesgütegemeinschaft gemäß den Güte- und Prüfbestimmungen auf Antrag gewährt. Anträge nehmen die Regionalgütegemeinschaften entgegen.

Der Antragsteller (Kompostproduzent) hat dazu zuerst im **Anerkennungsverfahren** für jeden Kompostierbetrieb die Qualität seiner Produkte mittels der Anerkennungsprüfung nachzuweisen. Dazu beauftragt der Antragsteller einen der zugelassenen, unabhängigen Fremdüberwacher mit der Probenahme und Untersuchung. Dieser legt die Untersuchungsberichte und Prüfprotokolle dem Obmann des regionalen Güteausschusses vor.

Folie 2

Aufbau des Prüfverfahrens

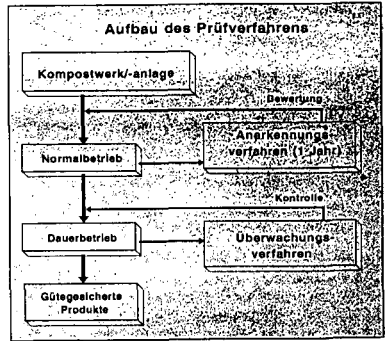
Der Obmann prüft alle Unterlagen für das Anerkennungsverfahren und leitet diese der Bundesgütegemeinschaft (Bundesgüteausschuß) zur abschließenden Bewertung zu. Die Ergebnisse des Anerkennungsverfahrens sind Grundlage der Zeichenvergabe, der Produktdeklaration und der fachgerechten Anwendung. Fällt das Anerkennungsverfahren positiv aus, wird dem Antragsteller das Gütezeichen von der Bundesgütegemeinschaft verliehen.

Im **Überwachungsverfahren** - also während des regulären Dauerbetriebes - wird die Produktqualität weiterhin in regelmäßigen Abständen mittels der Eigen- und der Fremdüberwachung kontrolliert.

Die vorgeschriebene Untersuchungshäufigkeit hängt von der Anlagengröße ab und beträgt 4 bis 12 Untersuchungen im Anerkennungs- und 4 bis 8 Untersuchungen pro Jahr im Überwachungsverfahren.

Die **Probennahme** und alle **Untersuchungen** im Rahmen der Fremdüberwachung übernehmen von der Bundesgütegemeinschaft Kompost zugelassene, unabhängige **Fremdüberwacher**.

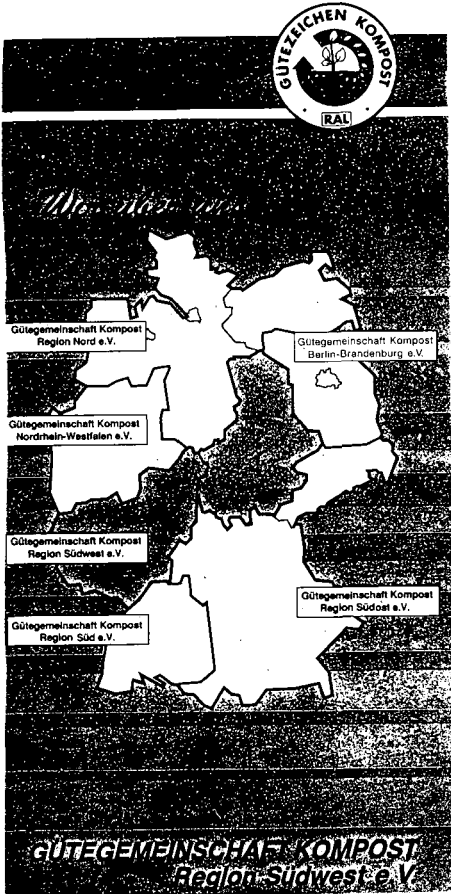
Darüber hinaus führt der Komposterzeuger zum Nachweis der seuchenhygienischen Wirksamkeit des Rotteprozesses **Eigenuntersuchungen** in Form einer standardisierten Temperaturmessung durch.



Die wichtigsten Qualitätskriterien und Güteanforderungen zeigt die nachfolgende Tabelle im Überblick:

Qualitätskriterien und Güteanforderungen	
Kriterien	Anforderungen
Hygiene	Seuchenhygienische Wirksamkeit des Rotteprozesses; Freiheit von keimfähigen Samen und Pflanzenteilen
Fremdstoffe	Frei von wahrnehmbaren Verunreinigungen
Rottegrad	Frischkompost: Hygienisiertes Rotteprodukt mit höheren Gehalten an leicht abbaubarer organischer Substanz (Rottegrad II oder III) ¹⁾ Fertigkompost: Hygienisiertes, biologisch stabilisiertes Rotteprodukt mit geringem Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz (Rottegrad IV und V) ²⁾
Pflanzenverträglichkeit	Pflanzenverträglichkeit im vorgesehenen Anwendungsbereich; frei von Wuchshemmstoffen und nicht Stickstoff immobilisierend ³⁾
Chemisch-physikalische Eigenschaften	Neutraler bis alkalischer pH-Wert; Angabe des Salzgehalts und Volumengewichts; Wassergehalt wenig feucht bis feucht
Organische Substanz	Mittlerer bis hoher Gehalt an organischer Substanz
Nährstoffe	Bekannter Gehalt an gesamten und löslichen Pflanzennährstoffen (N, P, K, Mg, Ca)
Schadstoffe	Geringe Gehalte an anorganischen Schadstoffen (Richtwerte) ³⁾
Deklaration	Angabe der für die Anwendung relevanten Eigenschaften und Inhaltsstoffe; Anwendungsempfehlungen

1) Selbstheritzung nach Merkblatt 10, Länderarbeitsgemeinschaft Abfall LAGA
 2) Nicht für Frischkompost
 3) Identische Anforderungen mit dem Umweltzeichen "Blauer Engel" UZ-45 bezüglich zulässiger Maximalgehalte an anorganischen Schadstoffen
 Über organische Schadstoffe in Komposten liegen bisher nur wenige Untersuchungsergebnisse vor. Statistisch gesicherte Richtwerte lassen sich daher zum derzeitigen Stand der Diskussion nicht festlegen.



Folie 3

Das Gütezeichen bürgt für Qualität

Die Vergabe dieses RAL-Gütezeichens „Kompost“ verpflichtet den Kompostierbetrieb, einen besonders hochwertigen Kompost nach den Richtlinien der Bundesgütegemeinschaft zu produzieren.

Der Verbraucher gewinnt mit diesem Gütesiegel die Sicherheit, ein Produkt mit gleichbleibend hohem Qualitätsstandard zu erhalten.

Mit der Verpflichtung zur laufenden Eigen- und Fremdüberwachung der Kompostproduktion geht das RAL-Gütezeichen „Kompost“ über die Anforderungen des Umweltzeichens „Blauer Engel“ UZ-45 hinaus.

A U F G A B E N U N D Z I E L E

Mit der Gütegemeinschaft Kompost Region Südwest e.V. hat sich ein Interessenverbund der Kompostproduzenten und betroffenen Fachkreise aus Rheinland-Pfalz, Hessen und Saarland zusammengefunden.

Im einzelnen wird die Gütegemeinschaft folgende Aufgaben wahrnehmen:

- Vergabe des Gütezeichens im Einvernehmen mit der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
- Kontrolle der Eigenüberwachung der Betriebe
- Kontrolle der Fremdüberwachung der Produktion
- Beratung der Mitglieder bei der Einrichtung von Kompostierbetrieben
- Unterstützung und Beratung der Produzenten vor Ort in allen Fragen der Produktion, Qualitätsverbesserung und Qualitätssicherung von Kompost
- Regionale Marktbeobachtungen
- Erschließung von Absatzmärkten
- Anwendungsempfehlungen
- Informations- und Werbematerialien für Mitglieder
- Information der Mitglieder über aktuelle Entwicklungen im Bereich der Kompostierung
- Interessenvertretung

Ferner verfolgt die Gütegemeinschaft Kompost Region Südwest e.V. das Ziel, auf regionaler Ebene gütegesicherten Kompost und das Kompost-Gütezeichen führende Mitgliedsbetriebe bekanntzumachen. Darüber hinaus sieht die Gütegemeinschaft eine wichtige Aufgabe in der Unterstützung entsorgungspflichtiger Gebietskörperschaften bei der Umsetzung von Abfallwirtschaftskonzepten sowie in einem Informations-Forum rund um die Kompostierung.

Für dieses weite Aufgabenfeld sind aktive und auch fördernde Mitglieder immer willkommen.

Kontrollierbarkeit von Schwermetallgehalten in Kompost im Rahmen eines umfassenden Kompost-Qualitätsmanagements

von

Kreft, H.¹

Einleitung

Im Rahmen der Gütesicherung von Kompost wird unter anderem gefordert, daß das Material möglichst wenig potentielle Schadstoffe enthält bzw. für die Verleihung des Gütezeichens RAL-GZ 251 vorgegebene Richtwerte einhält (RAL 1992). Nicht nur für die Erfüllung der Forderungen aus Sicht der Umweltvorsorge, sondern auch für die Garantie von Produktspezifikationen ist es von Bedeutung, die genauen Gehalte von potentiellen Schadstoffen im Kompost und die Zuverlässigkeit dieser Aussagen zu kennen.

Kompostqualität soll glaubwürdig *belegbar*, möglichst *beweisbar* sein. In vielen Fällen wird gewünscht, daß sie auch *einklagbar* ist. Vorwiegend vertragliche Bindungen zwischen Abgeber und Abnehmer geben die Möglichkeiten dazu (z.B. Salje 1997). Dazu wiederum muß die Qualität *prüfbar* sein. Alle diese Forderungen gelten solange, wie der Gesamtaufwand zu ihrer Erfüllung noch in vertretbarem Verhältnis zum jeweiligen Gesamtnutzen steht.

Prüfbarkeit setzt u.a. voraus, daß die Ausprägungen der Kompostqualitätsmerkmale richtig meßbar und präzise bestimmbar sind. Richtige Meßbarkeit wiederum ist angewiesen auf definierte Kompostqualitätsmerkmale, zeitlich und räumlich repräsentative Probenahmen aus einem abgegrenzten Massestrom, eine sachlich-treffende Operationalisierung der Qualitätsmerkmale als Meßgrößen auf metrischem Skalenniveau. Präzise bestimmbar sind die Ausprägungen der Qualitätsmerkmale von Kompost und insbes. seine Stoffgehalte dann, wenn sie sowohl unter Wiederholbedingungen (d.h. innerhalb eines Labors; verkürzt nach DIN 32 645) als auch unter Vergleichbedingungen (d.h. in einer Gruppe von Laboren) präzise bestimmbar sind.

Der Genauigkeit von Stoffgehaltsbestimmungen steht jedoch entgegen, daß jede chemisch-analytische Messung mit einer Unsicherheit behaftet ist. Ziel dieses Beitrages ist es, deutlich zu machen, mit welcher Genauigkeit zur Zeit im Bereich der Gütesicherung die Kontrolle von ausgewählten Schwermetallen erfolgt.

Ziele der Kompost-Ringanalysen

Aufgabe der Kompost-Gütesicherung ist es, die genannten Forderungen in hervorgehobener Weise zu erfüllen (RAL 1992). Die Instrumente der Qualitätsprüfung zu überwachen ist darin eine der zahlreichen Teilaufgaben. Ringanalysen durchzuführen gehört zu dieser Überwachung. Solche Ringanalysen dürfen als Element der Fremdüberwachung im Rahmen der Kompostgütesicherung der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) bereits als etabliert gelten. 1993 und 1995 haben bereits Ringanalysen mit Originalkompost stattgefunden. Mit der Planung, Organisation, Durchführung und Auswertung wurde in beiden Fällen die Arbeits-

¹ Arbeitsgruppe Abfallwirtschaft, Universität-GH Essen

gruppe Abfallwirtschaft der Universität-GH Essen beauftragt (Bidlingmaier und Maile 1994, Bidlingmaier und Krefz 1996).

Bei beiden Kompost-Ringanalysen war die Arbeitsqualität der für die Kompostanalytik der Bundesgütegemeinschaft Kompost zugelassenen und der neu angemeldeten Labore zu überprüfen. Es sollten Labore empfohlen werden, die im Rahmen der Gütesicherung der BGK geeignet sind, die Kompostqualität zu prüfen. Ungeeignete Labore sollten zum Ausschluß vorgeschlagen werden. Außerdem war der Schwankungsbereich der einzelnen Analysen zu ermitteln, die Methoden sollten kritisch geprüft werden.

Konzeption der Ringanalysen

Zielobjekt von Ringanalysen ist das laboranalytische System. Dessen Ressourcen beeinflussen die Qualität der Meßergebnisse (Quevauviller 1995, Williams 1996). Wenn mit Ringanalysen die Eignung von Laboren geprüft werden soll, sind diese als eine überprüfbare Simulation der Kompost-Routineanalytik zu konzipieren. D.h. die Meßbedingungen in der Ringanalyse sollten denen der Routineanalytik möglichst ähnlich sein. Dies gilt insbesondere in Bezug auf: Meßmethoden (wie Methodenbuch; BGK 1994), Zugang zur Ringanalyse (offen für alle Labore), chemisch-analytisches Verbundverfahren (möglichst vollständig).

Aus dem letzten Punkt ergibt sich das Dilemma der Ringanalytik mit Originalkompost: Dieses besteht darin, daß den teilnehmenden Laboren ein optimaler Kompromiß aus sich widersprechenden Anforderungen geboten werden muß. Diese sind

- einerseits größtmögliche Nähe zur Routineanalytik (v.a. Bewältigung der Materialheterogenität durch die Probenaufbereitung) und
- andererseits die größtmögliche Gleichwertigkeit der Untersuchungsbedingungen, damit unter anderem auch gleicher Stoffbestand des Probegutes.

Punktförmige, im Schüttgut ungleichmäßig verteilt auftretende Stoffkonzentrationen, die sich durch die Homogenisierung vor der Verteilung nicht beseitigen ließen, könnten sich bei den Meßergebnissen noch als einzelne Extremwerte bemerkbar machen. Damit diese aber nicht die Laborbewertung verzerren sollen, müssen solche "Ausreißer" an Gewicht verlieren.

Dies kann auf zwei Wegen geschehen: a) Die sachlich konsequenteste Lösung besteht darin, die Stichprobenmenge, die zu versenden ist, größer als üblich zu wählen. b) Einzelne Probenausreißer eines Labors (festgestellt nach Grubbs-Test, DIN 38 402 Teil 41) werden nicht in die Berechnung der Labormittelwerte einbezogen.

Bei Kompostprobegut sind die wirklichen Werte der einzelnen Untersuchungsparameter im Probenmaterial nicht bekannt. Als 'konventionell richtige Werte' für die einzelnen Meßgrößen können nach DIN 38 402 Teil 41 nur die jeweiligen ausreißerfreien Gesamtmittelwerte dienen. Da anerkannte Referenzlabore bisher nicht ausgewiesen werden konnten, war dieser Weg der Ermittlung der 'konventionell richtigen Werte' und der Vergleich mit den Ergebnissen aller übrigen teilnehmenden Labore nicht möglich. V.a. sollte daher zwischen einem Probenahme- und einem Laboreffekt unterschieden werden: Zur 'ex-post'-Kontrolle einer ausreichenden Homogenität war die Variation der Labormittelwerte mit der mittleren Variation der Probenmittelwerte zu vergleichen.

Material und Methoden

Für die Originalkompostproben wurde 1995 eine Menge von 15 m³ von Frischkompost aus Bio- und Grünabfall verwendet, der sechs Wochen Intensivrotte unterzogen worden war.

Dieser wurde auf eine Korngröße kleiner als 10 mm abesiebt. Homogenisierungen fanden durch den Aufbereitungsprozeß und die zusätzliche Mischung mittels Radlader statt.

Die Einzelproben wurden zu je 20 l aus der aufbereiteten Gesamtcharge entnommen. Die Labore erhielten jeweils vier Einzelproben. Um mögliche systematische Probenahmefeffekte zu vermeiden und um Probeneffekte von Laboreffekten unterscheiden zu können, wurden die Einzelproben randomisiert zugeteilt.

Für sämtliche zu untersuchenden Meßgrößen war die jeweilige Probenaufbereitung durch das Methodenbuch vorgegeben (BGK 1994): Schwermetallgesamtgehalte: Königswasserauszug s. Tab., Nährelementgesamtgehalte, lösliche Nährelementgehalte, Glühverlust, pH-Wert, Salzgehalt, Feuchtrohdichte, Wassergehalt, Pflanzenverträglichkeit, Rottegrad u. a.)

Von den abgegebenen Meßwerten waren verschiedene beschreibende statistische Kennwerte für jedes einzelne Labor und die Gesamtheit der Labore zu berechnen: arithmetisches Mittel (Labormittelwerte, Gesamtmittelwerte), Median, Standardabweichung, Variationskoeffizient (VK_w für Wiederholpräzision und VK_v für Vergleichpräzision).

Im Rahmen der formal-statistischen Auswertung der Daten wurden die Labormittelwerte in weitgehender Übereinstimmung mit DIN 38 402 errechnet (Ausreißer-Test nach Grubbs). Die Ausreißer wurden eliminiert und galten als Fehlanalysen. Danach wurden die statistischen Kennwerte erneut berechnet. Als Festlegung war getroffen worden, daß Abweichungen des Labormittelwertes vom Gesamtmittelwert über die zweifache Standardabweichung hinaus ebenfalls als Fehlanalysen gelten sollten. Für jedes Labor wurde die Gesamtzahl der Fehlanalysen ermittelt, nach denen die Labore zu drei Qualitäts-Kategorien gruppiert wurden.

Außerdem wurde zusammen mit den Originalproben eine Trockenprobe verschickt. Die Schwankungsbreiten der Analyseergebnisse der Original- und der Trockenprobe sollen an den Beispielparametern Glühverlust und sieben Schwermetallen zeigen, welchen Einfluß die Arbeitsschritte "Trocknen", "Mahlen und Homogenisieren" sowie "Verengen der Proben" auf die Ergebnisgenauigkeit ausüben.

Zur Vermeidung von Datenübernahmen aus der Originalprobenanalyse wurde ein anderes Kompostwerk ausgewählt, aus dem Material für die Trockenprobe gewonnen wurde. Die zentrale Aufbereitung der Probe erfolgte durch Trocknen, Mahlen auf eine Korngröße kleiner als 250 µm. Das Mahlgut wurde homogenisiert und aufgeteilt zu je etwa 100 g Masse. Diese wurde zusammen mit den Originalkompostproben zur Untersuchung auf die genannten sieben Schwermetalle und den Glühverlust an jedes Labor verschickt. Labore, die bereits erfolgreich an einer Ringanalyse für Klärschlamm teilgenommen haben, konnten sich von der Untersuchung der Trockenprobe befreien lassen.

Ergebnisse

Wie 1993 konnte der Nachweis zu erbracht werden, daß die Ergebnisschwankungen bei der Originalprobe aufgrund von Probenahme und -versand die Schwankungen resultierend aus Probenbehandlung und -analyse nicht übersteigen.

Der Erwartung entsprechend wiesen die Ergebnisse der Originalproben i. d. R. eine geringere Präzision auf als die der Trockenproben. Dies wurde sogar bei Meßgrößen festgestellt, bei denen die Gehalte der Originalproben höher als die der Trockenprobe lagen. Die relative Streuung der Ergebnisse nimmt i. d. R. mit der Verringerung der Analyt-Konzentrationen zu (s. Tab.). Die Streuung nimmt besonders deutlich bei Cd und Hg zu, wenn die Konzentrationen von 1 mg/kg TS unterschritten werden. Dort liegt der VK_v über 25 %.

Tab.: VK_v der Schwermetallgehalte und vom Glühverlust (in %) bei den Ringanalysen mit Originalkompost 1993 und 1995 nach Ausreißerbereinigung (x_t in mg/kg TM)

Meßgröße	1993		1995	
	x_t	VK_v	x_t	VK_v
Cd	0,56	33	0,60	26
Cr	26,6	38	27,2	26
Cu	65,1	15	57,1	14
Hg	0,16	34	0,25	30
Ni	16,8	20	20,7	12
Pb	59,0	20	68,4	14
Zn	214	13	204	10
Glühverlust	44,9	7	45,4	6

Schlußfolgerungen

Es reicht nicht aus, Trockenproben zur Eignungsprüfung von Laboren zu verwenden. Die Gesamtstreuungen in der Routineanalytik dürften noch etwas höher liegen als in der Ringanalytik, da der Probenahmefehler noch hinzukommt. Die Schiefe der Verteilung nimmt mit abnehmender Konzentration zu. Sie erreicht bei geringen Konzentrationen Werte, die nicht mehr zulassen, daß eine Normalverteilung angenommen werden kann. Durch Auslese der Prüflabore läßt sich die Streuung etwas reduzieren. Einige Verbesserungen im analytischen System könnten geringfügig zur Gesamtverbesserung beitragen. Die Labore sollten z.B. im Rahmen einer ernstzunehmenden Analytischen Qualitätssicherung die DIN 32 645 konsequenter anwenden, nach der die laborinternen Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenzen zu ermitteln sind.

Ausblick

Unzerstörbare Schadstoffe sind idealerweise langfristig stabilen Speichern zu überantworten, zerstörbare Schadstoffe sind möglichst 'gründlichen' Senken zuzuführen. Noch besteht keine Einigkeit darüber, welchen chemisch-physikalischen Charakter diese Speicher und Senken haben können und sollen, wo sie lokalisiert sein sollen, wie die gewünschten Bindungsformen der unzerstörbaren Schadstoffe sowie die notwendigen Behandlungsmethoden der Abfälle im einzelnen auszusehen haben. Doch bereits heute ist die Trennschärfe der bereits laufenden Maßnahmen zur (Wieder-)Entflechtung von Wert- und Schadstoffströmen zu kontrollieren. Kontrollen dieser Art können an mehreren Stellen im Stoffhaushalt des mensch-organisierten Ökosystems Siedlungsraum erfolgen. Einer dieser Kontrollpunkte steht an der Schnittstelle zwischen Abfallwirtschaft und Nutzökosystemen. Ein in angemessener Weise zu überwachender Stoffstrom ist der der organischen Abfälle, die zu Kompost verarbeitet werden und in Landwirtschaft, Rekultivierung sowie Garten- und Landschaftsbau eingesetzt werden können.

Die Untersuchungen zeigen, daß bei dieser Überwachung die Anpassung der Prüfanalytik an das Prüfobjekt Kompost zu optimieren ist. Risiken der Rückführung organischer Reststoffe für einzelne Nutzer, bedingt durch einzelne Extremwerte, sind ebenso abzuschätzen wie Risiken durch mittlere Belastungen. Die Wahrscheinlichkeit dafür, daß die Extremwerte in Routine-

prüfungen nicht entdeckt werden, ist zu ermitteln. Wie genau sollte künftig kontrolliert werden? Herkunft und Liefergeschichte von Bioabfalltypen lassen sich heranziehen, um den Umfang unerwünschter Stoffeinträge und wahrscheinliche Stoffverteilungsmuster zu prognostizieren.

So sollte die ermittelte Vergleichspräzision vor dem Hintergrund eines umfassenden Kompost-Qualitätsmanagements bewertet werden (Kreft 1997), welches wiederum im Rahmen des Umgangs mit sämtlichen organischen Reststoffen zu sehen ist. In Zukunft sind weitere Zusammenhänge zu berücksichtigen: Wie sieht eigentlich die Steuerungseffizienz der Stoffkreisläufe insgesamt aus?

Literatur

BGK (1994): Methodenbuch zur Analyse von Kompost. (Bearbeitung A. Maile, Herausg. durch Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. in Zusammenarbeit mit VDLUFA und BMFT-Arbeitsgruppe Analytik im Verbundvorhaben "Neue Techniken der Kompostierung"). Stuttgart: Verlag Abfall Now e.V.

Bidlingmaier, W. und Kreft, H. (1996): Ergebnisbericht Ringversuch 1995 - Analyse von Kompost. (Herausg. durch Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.). Stuttgart: Verlag Abfall Now e.V.

Bidlingmaier, W. und Maile, A. (1994): Ergebnisbericht Ringversuch 1993 - Analyse von Kompost. (Herausg. durch Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.). Stuttgart: Verlag Abfall Now e.V.

Kreft, H. (1997): Auf dem Weg zu einem Umfassenden Kompost-Qualitätsmanagement? in: Rheinisches Institut für Ökologie (Hrsg.): Bioabfallmanagement '97. Tagungsband: 203-232. Kamen, 4. und 5. März 1997. Köln.

Quevauviller, Ph. (Hrsg., 1995): Quality assurance in environmental monitoring. Sampling and sample pretreatment. Weinheim u.a.: VCH.

RAL (1992): Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V. (Hrsg.): Gütesicherung Kompost RAL-GZ 251. Güte- und Prüfbestimmungen sowie Durchführungsbestimmungen zum RAL-Gütezeichen Kompost. Berlin: Beuth.

Salje, P. (1997): Umwelt- und Produkthaftung der Produzenten, Lieferanten und Nutzer von Klärschlämmen und Komposten an Beispielen aus der Praxis. in: Agrarrecht (in Druck).

Williams, A. (1996): Measurement uncertainty in analytical chemistry. in: Accreditation and Quality Assurance, 1 (1, 1996): 14-17. Berlin u.a.: Springer.

Einfluß unterschiedlicher Düngungsvarianten auf organische Stoffgruppen in Böden

von

Leitfeld, J.; Siebert, S.; Kögel-Knabner, I.

Fragestellung

In einem 10-jährigen Feldversuch wurde untersucht, ob sich unterschiedliche Düngungsvarianten, insbesondere Komposte, auf bodenkundliche Grundparameter und auf die Zusammensetzung und den Humifizierungsgrad der verschiedenen Stoffgruppen Polysaccharide, Lignin und Lipide sowie auf die Zusammensetzung des gesamten C-pools auswirken. Zusätzlich wurde der Einfluß der Korngrößenfraktion auf die Kohlenstoff- und Stickstoffverteilung im Boden untersucht.

Material und Methoden

Der Feldversuch liegt in Neu-Eichenberg bei Witzenhausen auf einer Parabraunerde aus Löß (Ut4) in einem ökologisch wirtschaftendem Betrieb. In einem 10-Jahreszeitraum wurden alle 2-3 Jahre Mineraldünger, Stallmistkompost, Stallmistkompost mit Hornmehl und Bioabfallkompost im Vergleich zu einer Kontrolle gedüngt (Tab. 1). Die Probenahme fand 2 Jahre nach der letzten Düngung statt.

Tab. 1: Feldversuch Neu-Eichenberg: Versuchsvarianten

Variante	Kontrolle ohne Düngung	Mineralischer Handelsdünger	Stallmistkompost	Stallmistkompost + Ergänzungsdüngung	Bioabfallkompost
Düngeraufwandmenge /ha zu jedem Düngezeitpunkt	ohne	86-120 kg N ¹ 100-150 kg P ₂ O ₅ ¹ 200-320 kg K ₂ O ¹ 80 kg MgO ¹	60 t FS Stallmistkompost	49 t FS Stallmistkompost + Hornmehl	60 t FS Bioabfallkompost

¹ = in Abhängigkeit von Versuchsjahr und Feldfrucht

Untersucht wurden die Grundparameter

- Corg, Nt, pH (CaCl₂)

an jeder Parzelle des vier Wiederholungen umfassenden Feldversuchs; die Stoffgruppen nach KÖGEL-KNABNER (1995)

- Polysaccharide (zellulösische und nichtzellulösische) nach 2-stufiger Hydrolyse mit colorimetrischem MBTH-Nachweis
- extrahierbare Lipide in Chloroform/Methanol mit gravimetrischer Bestimmung
- Lignin mit CuO-Oxidation

an Mischproben der Gesamtböden.

Desweiteren wurde die C- und N-Verteilung an den Korngrößenfraktionen (nach Ultraschalldispergierung) der Varianten Kontrolle und Bioabfallkompost ermittelt.

Neben den naßchemischen Untersuchungen wurden von allen Varianten zur Beurteilung der Zusammensetzung des gesamten Kohlenstoffpools CPMAS 13C NMR Spektren angefertigt.

Ergebnisse

Die Komposte zeigen bei den Grundparametern hochsignifikante Zunahmen gegenüber der Null- und der Mineraldüngervariante (Tab.2). Die stärksten Auswirkungen ergeben sich durch den Bioabfallkompost. Dagegen weisen die C/N-Verhältnisse keine Unterschiede auf.

Tab. 2: Grundparameter

Variante	Kontrolle ohne Düngung	Mineralischer Handelsdünger	Stallmistkompost	Stallmistkompost + Ergänzungsdüngung	Bioabfallkompost
pH (CaCl ₂)	5,7	5,8*	6,0**	6,1**	6,6***
Nt [mg g ⁻¹]	1,43	1,38	1,53**	1,56**	1,82***
Corg [mg g ⁻¹]	11,7	12,1	14,0**	13,4**	15,4***
C/N	8,2	8,8	9,2	8,6	8,5

Unterschiede bezogen auf Kontrolle: *:p<0,05; **:p<0,01; ***:p<0,001 (Duncan-Test)

Die Lipidgehalte (Tab.3) der Varianten unterscheiden sich voneinander nur geringfügig und sind insgesamt sehr niedrig. Dagegen liegen die Polysaccharidgehalte CPS+NCPS bei den Stallmistkompostvarianten deutlich höher. Bei den Stallmistkompostvarianten sind auch die Anteile der NCPS zuungunsten der CPS erhöht. Der aus beiden Polysaccharidfraktionen berechnete Quotient weist auf einen sehr weit fortgeschrittenen Um- und Abbau der Polysaccharide in den Stallmistkompostvarianten hin.

Tab. 3: Kennzahlen der Polysaccharide und Lipide

Variante Parameter [mg g Corg ⁻¹]	Kontrolle ohne Düngung	Mineralischer Handelsdünger	Stallmistkompost	Stallmistkompost + Ergänzungsdüngung	Bioabfallkompost
Lipid-C	31,2	26,7	26,1	26,0	31,2
Nichtzellulose Polysacchar. NCPS	94,0	82,9	115,2	112,3	84,1
Zellulose Polysaccharide CPS	12,7	20,7	3,5	0,6	21,4
Quotient CPS/NCPS	0,14	0,25	0,03	0,01	0,25

Bei der zur Ligninbestimmung eingesetzten CuO-Oxidation wird eine Reihe charakteristischer Oxidationsprodukte freigesetzt, die Aufschluß über den Gehalt und den Abbauzustand des Lignins im Boden geben. Anhand des Summenparameters VSC (Tab. 4) ist erkennbar, daß die Ligningehalte der Komposte über denen der Varianten Kontrolle und Mineraldüngung liegen. Der Stallmistkomposte haben höhere Ligningehalte als der Bioabfallkompost. Die gebildeten Verhältniszahlen V_s/V_a , S_s/S_a und S/V dienen zur Abschätzung des Abbauzustandes des Ligninmoleküls. Die aufgeführten Verhältnisse lassen für die Varianten keine Unterschiede erkennen und zeigen einen geringen Ligninabbaugrad.

Tab. 4: Ligninkennzahlen

Parameter	Variante Kontrolle	Mineralischer Handelsdünger	Stallmist- kompost	Stallmist- kompost + Ergänzungs- düngung	Bioabfall- kompost
Σ VSC [mg g Corg ⁻¹]	24,3	23,0	31,4	34,9	28,1
V_s/V_a	0,24	0,23	0,23	0,19	0,23
S_s/S_a	0,45	0,48	0,50	0,46	0,46
S/V	1,08	1,21	1,17	1,16	1,09

Die prozentualen Anteile des organischen Kohlenstoffs sind in den vier Hauptintegralbereichen der CPMAS 13C NMR-Spektren in Tab. 5 zusammengefasst. In allen Düngungsvarianten ist das O-Alkyl-C-Signal dominierend. Unter der Annahme, daß erst Unterschiede ab 4% anrechenbar sind, ergeben sich durch die 10-jährige unterschiedliche Düngung hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung des organischen Kohlenstoffs nur marginale Unterschiede, die sich bei den Aromaten und in der O-Alkyl-C-Region zeigen.

Tab. 5: Integralbereiche der 13C NMR-Spektren

Integral	Variante Kontrolle	Mineralischer Handels- dünger	Stallmist- kompost	Stallmist- kompost + Ergänzungs- düngung	Bioabfall- kompost
0-45ppm Alkyl-C	19	19	17	19	16
45-110ppm O-Alkyl-C	50	52	50	53	48
110-160ppm Aromaten-C	21	21	24	22	26
160-220ppm Carboxyl-C	10	8	9	7	10

Die Verteilung des Corg und des Nt auf die Korngrößenfraktionen der Varianten Kontrolle und Bioabfallkompost sind in Abb. 1 und 2 dargestellt. Im Unterschied zur Korngrößenverteilung

(Kurve) zeigt sich für C und noch ausgeprägter für N eine deutliche Anreicherung im Ton. Die höheren C- und N-Gehalte der Bioabfallkompostvariante zeigen sich für C v.a. im Grob- und Feinschluff, für N vor allem im Feinschluff und im Ton.

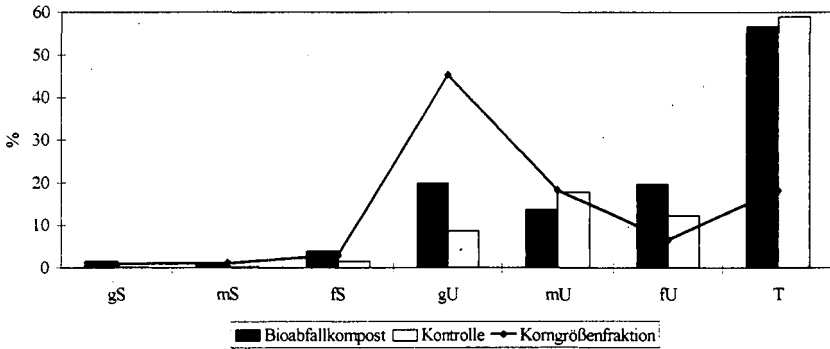


Abb. 1: Kohlenstoffverteilung auf die Korngrößenfraktionen

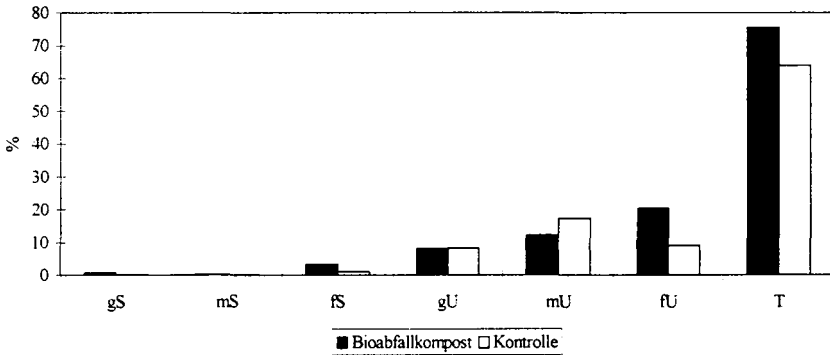


Abb. 2: Stickstoffverteilung auf die Korngrößenfraktionen

Schlußfolgerungen

10-jährige Kompostanwendung wirkt sich steigernd auf die Grundparameter Corg, Nt und pH auch 2 Jahre nach der letzten Düngung aus. Dabei ist die Wirkung von Bioabfallkompost stärker als die des Stallmistkompostes. Der Abbaugrad der Polysaccharide wird entscheidend durch Stallmistkompost verstärkt; der Gehalt an Lignin wird durch Kompostgabe mit maximaler Auswirkung ebenfalls durch Stallmistkompost erhöht. Die Zusammensetzung des gesamten Kohlenstoffpools ändert sich jedoch nur unwesentlich. Eine Anreicherung von Corg und Nt findet unabhängig von der Düngungsvariante im Ton statt. Die organischen Dünger wirken sich in erster Linie auf den Gehalt an organischer Substanz aus, weniger auf ihre Zusammensetzung

Literatur

Kögel-Knabner, I. (1995): Composition of soil organic matter. S. 66-78. - In: NANNIPIERI, P.; K.ALEF (Hrsgb.): Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, New York

Der Einfluß der biologischen Aktivität auf die Mobilisierbarkeit organischer Schadstoffe in einem Rieselfeldboden

von

Marschner, B.; Baschien, Ch.; Sarnes, M.

Einleitung

Hydrophobe organische Schadstoffe wie die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und die polychlorierten Biphenyle (PCB) sorbieren im Boden stark an die organische Substanz. Eine Mobilisierung dieser Stoffe wird weiterhin durch deren geringe Wasserlöslichkeit limitiert. In Anwesenheit gelöster Sorbenten wie DOM kann allerdings eine Löslichkeitsförderung (MAGEE ET AL. 1985, RABER 1996). Da DOM sowohl durch physikochemische Prozesse freigesetzt wird, als auch das Produkt mikrobieller Aktivität sein kann, stellt sich die Frage, ob bestimmte biologische Umsetzungen oder Organismengruppen einen Beitrag zur Mobilisierung dieser Verbindungen leisten können. Dies sollte mit Hilfe von Inkubationsversuchen geklärt werden, in denen die biologische Aktivität durch unterschiedliche Temperaturen, Substrate oder Hemmstoffe gefördert oder gehemmt wurde.

Material und Methoden

Für die Versuche wurde ein sandiger Ah-Horizont eines stillgelegten Rieselfeldes bei Berlin verwendet, der bei einem pH von 5.3 und einem C_{org} -Gehalt von 1.7% ursprünglich eine gewisse Grundbelastung an Schwermetallen (Cd: 4.9 mg/kg, Cu: 61 mg/kg) und organischen Schadstoffen aufwies (Σ 16 PAK: 0.81 mg/kg, Σ 6 PCB: 0.13 mg/kg). Das Substrat war zwei Jahre vor Versuchsbeginn durch Zugabe von PCB 52 (20 mg/kg) bzw. Benzo(a)pyren (100 mg/kg) gezielt kontaminiert worden und seitdem im Freiland (9 Monate) und anschließend in einem Säulenversuch im Labor gealtert (vgl. MARSCHNER 1997). Für den Säulenversuch waren Teilproben durch Zugabe von HCl auf einen pH von 3.3 gebracht worden ("Versauerung").

Die Inkubationen erfolgten mit jeweils 50 g Bodenmaterial bei einem Wassergehalt von 14 Gew% in Glasgefäßen in jeweils dreifacher Wiederholung. Für den Temperaturversuch wurde neben den unbehandelten Bodenproben auch sterilisierte (γ -Bestrahlung) sowie sterilisierte und wiederbeimpfte Proben verwendet, um die biologische Aktivität auszuschalten, bzw. den Bestrahlungseffekt zu erfassen. Die Inkubation erfolgte über 2 Wochen bei 5, 30 und 60°C (PCB 52-Boden), bzw. bei 5, 20 und 50°C (BaP-Boden). In den gasdicht verschlossenen Gefäßen der sterilen PCB 52-kontaminierten Proben waren zusätzlich Nylongazebeutel mit 1 g Florisil® (Fa. Sigma) eingehängt, um gasförmiges PCB 52 zu absorbieren.

Bei den Substratversuchen wurde Bodenproben vor Versuchsbeginn Substrate bzw. Substrate +Hemmstoffe zugesetzt, um die Aktivität einzelner Organismengruppen zu fördern oder zu hemmen.

Die Varianten waren:

- Null: ohne Substrat
- Glucose: 600 mg Glucose
- Glu + P/S: 600 mg Glucose mit Penicillin/Streptomycin-Lösung zur Hemmung der Bakterien
- Glu + Act: 600 mg Glucose mit Actidion® (Fa. Merck) zur Hemmung der Eukaryonten (v.a. Pilze)
- Cellulose: 500 mg kristalline Cellulose (Avicel®)
- Agropyron: 1000 mg gemahlene Queckenstreu vom Probennahmestandort
- Holzmehl: 1000 mg gemahlenes Kiefern-Kernholz als Ligninhaltiges Substrat zur Förderung ligninolytischer Substratspezialisten, die zum PAK-Abbau befähigt sind.

Von allen Varianten wurden vor Versuchsbeginn und nach Versuchsende wässrige Extrakte durch Zugabe von 150 ml H₂O-bidest hergestellt. Nach 24 h Schütteln und Zentrifugieren wurden im Überstand die Schadstoffe durch Festphasenextraktion (C18-Material) der Analyse zugeführt (GC für PCB 52 und HPLC für BaP). Außerdem wurden DOC und weitere anorganische Lösungsparameter bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Temperaturversuch mit BaP-Boden hatte die γ -Bestrahlung oder die Wiederbeimpfung vor Versuchsbeginn keinen Einfluß auf die BaP-Extrahierbarkeit (Abb. 1). Auch nach 2-wöchiger Inkubation bei unterschiedlichen Temperaturen änderten sich die Extraktionsausbeuten in den sterilisierten und wiederbeimpften Proben nicht. In den unbehandelten Proben konnten dagegen in der 5°C Variante rund dreimal so hohe BaP-Ausbeuten mit den wässrigen Extrakten erzielt werden wie in den anderen Behandlungen. Auch bei der unbehandelten 20°C-Variante war die BaP-Ausbeute noch signifikant erhöht. Nur bei 50°C unterscheiden sich die Behandlungen nicht voneinander. Die starke BaP-Mobilisierung steht in keinem Zusammenhang mit erhöhten DOC-Konzentrationen, veränderten DOM-Qualitätsparametern wie Aromatizität oder Molekülgröße oder mit unterschiedlichen anorganischen Lösungsparametern. Auch die CO₂-Produktion als Maß für die Atmungsaktivität unterschied sich in den unbehandelten und wiederbeimpften Proben nicht. Demnach müssen in den unbehandelten Proben spezifische mikrobiell produzierte lösliche Sorbenten freigesetzt worden sein, die mit den gängigen Analyseverfahren nicht erfaßt werden.

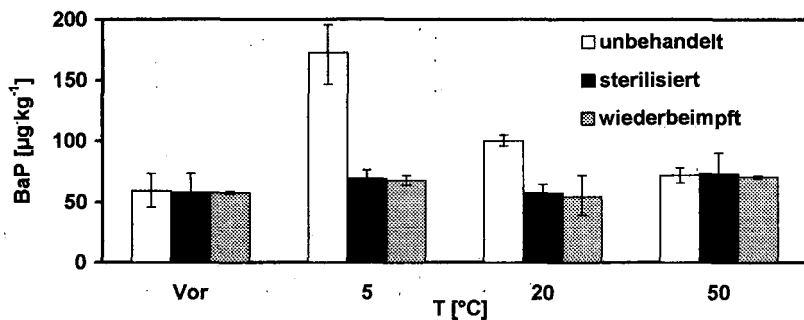


Abb. 1: Wasserextrahierbares BaP aus unterschiedlich behandelten kontaminiertem Rieselfeldböden vor und nach Inkubation bei unterschiedlichen Temperaturen (Mittel- und Extremwerte aus 3 Wiederholungen).

Da die BaP-Mobilisierung bei der niedrigsten Inkubationstemperatur am stärksten ausgeprägt ist und nur in den unbehandelten Proben auftritt, können gewisse Rückschlüsse über die beteiligten Organismen gezogen werden, auch wenn sonst nichts über sie bekannt ist. Zum einen könnte es sich um

relativ langsam wachsende Organismen handeln, die zwar im unbehandelten Boden eine hohe Abundanz aufweisen, denen es aber nicht gelingt, sich in dem wiederbeimpften Boden auszubreiten. Dies könnte auch durch das dort erhöhte Substratangebot aus der abgetöteten Biomasse verschärft werden, da dadurch schnell wachsende Ubiquisten gefördert werden. Zum anderen weisen die "BaP-Mobilisierer" offensichtlich eine höhere Kältetoleranz als andere Organismen auf. Die geringere BaP-Mobilisierung bei höheren Temperaturen und verstärkter biologischer Aktivität könnte demnach auf einer Verdrängung durch thermophilere Organismen beruhen, die außerdem die gelösten Sorbenten durch mikrobiellen Abbau vermindern könnten. Grundsätzlich wäre auch ein verstärkter BaP-Abbau bei höheren Temperaturen denkbar (ESCHENBACH 1995), dürfte in der kurzen Versuchszeit aber kaum relevant sein.

Auch bei der Inkubation des PCB 52-kontaminierten Bodens treten Temperatureffekte auf, die Hinweise für eine Beteiligung mikrobieller Prozesse bei der Schadstoffmobilisierung liefern. Im Gegensatz zum BaP ist hier aber gerade in den belebten Proben kein Temperatureinfluß auf die PCB 52-Extrahierbarkeit zu erkennen (Tab. 1). In den sterilisierten Proben sinkt mit zunehmender Temperatur dagegen die PCB 52-Ausbeute in den wässrigen Extrakten deutlich ab und erreicht bei 60°C nur noch 43 % der Ausgangswerte. Dies hängt offensichtlich damit zusammen, daß gleichzeitig die gasförmigen Verluste stark ansteigen und somit zu einer Verarmung der mobilisierbaren PCB 52-Fraktion im Boden führen.

Tab. 1: Wasserextrahierbares PCB 52 aus kontaminiertem Rieselfeldboden vor und nach 2-wöchiger Inkubation bei verschiedenen Temperaturen. Bei Sterilproben ist auch die PCB Ausgasung angegeben (alles in $\mu\text{g kg}^{-1}$. Mittelwerte aus 3 Parallelen).

Behandlung		Vor	5°	30°	60°
belebt	wässr. Extrakt	242	229	208	255
steril	wässr. Extrakt	299	292	228	127
	Ausgasung	n.b.	37	305	698

Der fehlende Temperatureinfluß beim wasserextrahierbaren PCB 52 in den belebten Proben könnte entweder auf eine geringere Ausgasung oder auf eine verstärkte Nachlieferung aus der festphasensorbierten PCB 52-Fraktion zurückzuführen sein. Wie Modellrechnungen zeigen (MARSCHNER 1997), hätte eine Ausgasung bei 60°C auch ohne Florisil als Sorbent im geschlossenen Gefäß zu einer meßbaren Verarmung in Höhe von rund $70 \mu\text{g kg}^{-1}$ PCB 52 im Boden führen müssen. Da die belebten Gefäße nicht gasdicht verschlossen waren, wäre eine verminderte Ausgasung daher nur durch eine verstärkte Sorption in dem belebten Boden zu erklären. Dies könnte sowohl an der Biomasse selbst als auch an mikrobiellen Abbau- oder Stoffwechselprodukten geschehen. Denkbar ist aber auch, daß die mikrobielle Aktivität die Desorption von der Festphase fördert und somit einer Verarmung der wasserlöslichen Fraktion entgegenwirkt. Dies wäre über die Produktion oder Freisetzung löslicher Sorbenten möglich, oder über den Abbau von Sorptionsplätzen.

Während in den Temperaturversuchen direkte biologische Mobilisierungsprozesse wirksam zu sein scheinen, konnten in den Substratversuchen eher indirekte biologische Effekte nachgewiesen werden. Nach der Inkubation der PCB 52-kontaminierten Böden traten teilweise gegensätzliche Substrateffekte in den Behandlungen auf (Tab. 2). Während in der Kontrolle sowohl die Umsetzung der Glucose als auch die von *Agropyron* zu einer erhöhten Schadstoffextrahierbarkeit führten, bewirkten in der Versauerung alle Glucose-Varianten einen signifikanten Rückgang der PCB 52-Ausbeute in den wässrigen Extrakten. Die Glucose-Wirkung ist dabei wie bei der Kontrolle in den Hemmstoff-

varianten schwächer ausgeprägt als in der reinen Glucose-Variante. Mit *Agropyron* hat auch in der Versauerung eine Steigerung der PCB 52-Extrahierbarkeit stattgefunden.

Tab. 2: Wasserextrahierbares PCB 52 aus kontaminierten unbehandelten (Kontrolle) und versauerten Rieselfeldböden nach 17-tägiger Inkubation mit verschiedenen Substraten und Hemmstoffen (alles in $\mu\text{g kg}^{-1}$, Mittelwerte aus 3 Parallelen). Werte mit * sind signifikant verschieden von den substratfreien Nullproben ($p < 0,05$, U-Test).

	Null	Substrate/Hemmstoffe				
		Glucose	Glu + P/S	Glu + Act	Cellulose	<i>Agropyron</i>
Kontrolle	237	549*	429	348	372	564*
Versauerung	297	74*	115*	177*	333	591*

Wie in den Temperaturversuchen besteht auch in diesem Versuch keine Beziehung zwischen Schadstoffextrahierbarkeit und DOC-Konzentrationen oder DOM-Qualitätsparametern. Allerdings korrelieren in der Versauerung die pH-Werte mit den PCB 52-Konzentrationen in den Extrakten ($R=0,82$). Wird bei einer Regressionsanalyse noch die elektrische Leitfähigkeit der Extrakte als unabhängige Variable hinzugezogen, so wird für die angepaßte Exponentialfunktion

$$\log \text{PCB 52} = 0,28 \text{ pH} - 0,37 \log \text{EC} + 1,32$$

ein Bestimmtheitsmaß von 0,75 erreicht. Eine ganz ähnliche Gleichung beschreibt die Beziehung zwischen BaP und diesen Lösungsparametern in den entsprechenden Brutversuchen mit BaP-kontaminiertem Boden (MARSCHNER 1997).

Damit stellen die Milieuänderungen infolge der biologischen Umsetzungen der zugegebenen Substrate eine entscheidende Einflußgröße für die Schadstoffimmobilisierung oder -mobilisierung dar. Die versauernde Wirkung der Glucose muß dabei auf eine teilweise anaerobe Glycolyse zurückgeführt werden, während die pH-erhöhende Wirkung von *Agropyron* auf die Basenzufuhr und biologische Decarboxylierungen zurückgeht.

Die Effekte sind in den versauerten Böden stärker ausgeprägt, da diese durch die Säurebehandlung und Basenverarmung pufferärmer sind und daher empfindlicher mit pH-Änderungen auf die biologische Basen- oder Protonenfreisetzung reagieren. Dabei beruht die Wirkung von pH und Elektrolyten auf die Schadstoffmobilisierung auf einem indirekten Effekt. Wie schon MURPHY ET AL. (1994) und eigene Untersuchungen (MARSCHNER 1997) zeigten, fördern niedrige Ca-Konzentrationen die Freisetzung hochmolekularer DOM-Fractionen und neutrale pH-Werte steigern deren Sorptionsvermögen für hydrophobe Umweltchemikalien durch Ausbildung von Hohlräumen im Inneren der stärker aufgeweiteten Molekülstrukturen.

Literatur

Eschenbach, A. (1995): Einfluß von *Pleurotus ostreatus*, Kompost, *Sphingomonas paucimobilis* und der Kontaminationsdauer auf den Verbleib und Abbau ^{14}C -markierter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) in Altlastböden. Dissertation TU Hamburg-Harburg.

Magee, B. R., Lion, L. W. & Lemley, A. T. (1991): Transport of dissolved organic macromolecules and their effect on the transport of phenanthrene in porous media. *Environ. Sci. Technol.* 25: 323-331.

Marschner, B. (1997): Chemische und biologische Einflußfaktoren der PAK- und PCB-Mobilisierung im Boden. Habilitationsschrift am Fachbereich Umwelt und Gesellschaft der TU Berlin.

Murphy, E. M., Zachara, J. M., Smith, S. C., Phillips, J. L. & Wietsma, T. W. (1994): Interaction of hydrophobic organic compounds with mineral-bound humic acid. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1291-1299.

Raber, B. (1996): Verteilungsverhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Desorption aus Böden unter dem Einfluß von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlicher Herkunft. Wissenschafts-Verlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt.

Nährstoffausträge mit dem Oberflächenabfluß nach Kompost- und Grünguthäcksel-Anwendung

von

Ozols, U.; Brandt, M.*; Wildhagen H.*

1. Einleitung

Im Zuge einer Wertstoffrückführung wird eine produktionsintegrierte Grünguthäcksel- und Kompostanwendung auf erosionsgefährdeten Flächen diskutiert (BRANDT und WILDHAGEN, 1996; TIMMERMANN und KLUGE 1995). Neben der Auswirkung unterschiedlicher Mulchmaterialien auf den Sedimentabtrag, wird vor allem der Frage einer zusätzlichen Eutrophierung von Gewässern durch Oberflächenabfluß nach Kompost- und Grünguthäcksel- Anwendung bei Starkregenereignissen nachgegangen (OZOLS 1996).

2. Methode

Im Februar 1996 wurde der geschredderte Strauchschnitt (GGH) und der Bioabfallkompost (Komp) auf einer vorverschlammten Fläche in Winterweizen ausgebracht (Tab.1). Die Varianten wurden mit $100 \text{ m}^3 \text{ FS} / \text{ha}$ Grünguthäcksel bzw. mit $10 \text{ t TS} / \text{ha}$ Bioabfallkompost bedeckt. Zum Vergleich wurden unbehandelte Parzellen (Null) herangezogen. Vier Wochen später wurden die Parzellen mit einem Regensimulator beregnet. Die Regengabe betrug $62,7 \text{ mm} / \text{h}$. Vom Oberflächenabfluß wurden kontinuierlich während der gesamten Abflußdauer Proben genommen. Die Untersuchungen erfolgten nach vollständiger Sedimentation. Kalium und Phosphor wurden im Überstand des Oberflächenabflusses und im Sediment bestimmt. Die Bestimmung von K und P erfolgte nach der CAL- Methode.

Der Bodentyp ist ein Parabraunerde-Pseudogley (Ut3). Bei Beregnungsbeginn lag der Wassergehalt im Boden nahe der Feldkapazität.

Die Bodenbedeckung der GGH- und Kompostparzelle (auch als Mulchparzellen bezeichnet) lag zwischen 90 und 75 %, die der unbehandelten Parzellen schwankte zwischen 15 und 30%. Die Frachten der Mulchmaterialien sind in Tab.1 angegeben.

Tab.1: Frachten im Grünguthäcksel und Kompost

	ges. Gehalte mg / m^2		lösl. Gehalte mg / m^2	
	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅
Komp	1420	9450	1160	3360
GGH	8900	6200	5570	1460

3. Ergebnisse

Oberflächenabfluß und Bodenabtrag:

Die Abflußraten lagen mit 7 bis 8 l / m² · min bei allen Parzellen auf hohem Niveau. Das Oberflächenabflußvolumen zeigte für alle Varianten nur geringe Unterschiede (Abb. 1).

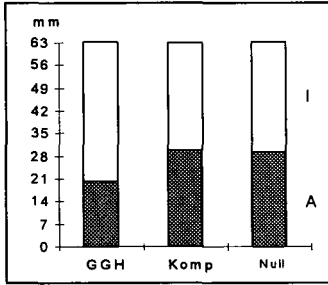


Abb. 1: Abflüsse (A) und Infiltrationen (I)

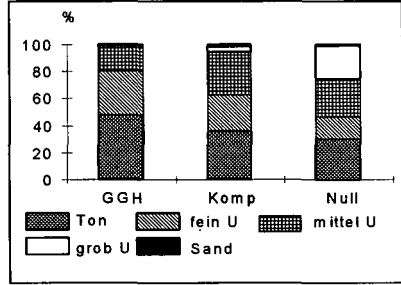


Abb. 2: Korngrößenverteilung im Sediment

Die Mulchauflagen verringerten den Bodenabtrag erheblich. Die GGH- Abdeckung brachte gegenüber der Nullparzelle (232 g/m²) eine Reduzierung von 93 % (17 g/m²), durch die Kompostauflage wurde der Sedimentabtrag um 64 % (94 g/m²) reduziert. Auch die Korngrößenverteilung veränderte sich (Abb. 2). Unter der GGH- Abdeckung wurde im Vergleich zur Null- Variante relativ mehr Ton und Feinschluff, aber kein Grobschluff abgetragen. Die Sedimente der Kompostvariante enthielten dagegen mehr Mittelschluff und weniger Grobschluff, in dem sich außerdem hohe Anteile organischer Substanz aus dem Kompost befanden.

Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß:

Im Oberflächenabfluß der Mulchparzellen waren die Nährstoffkonzentrationen gegenüber der Null-Parzelle deutlich erhöht (Abb. 3 und 4). Die Kaliumkonzentrationen zeigten im ersten Drittel des Abflusses die höchsten Konzentrationen. Im kontinuierlichen Abfluß fielen sie bis auf einen Wert um 5 ppm ab. Die Phosphorkonzentrationen im Oberflächenabfluß waren bedeutend niedriger und blieben nach anfänglichen Spitzenkonzentrationen auf einem Niveau um 0,5 ppm. Die Konzentrationen der Null-Parzelle lagen mit 2 ppm K und 0,2 ppm P weit unter denen der Mulchparzellen.

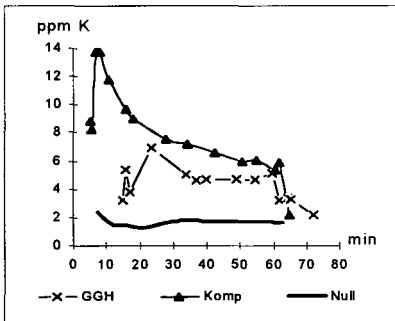


Abb.3: Kaliumkonzentrationen im Oberflächenabfluß

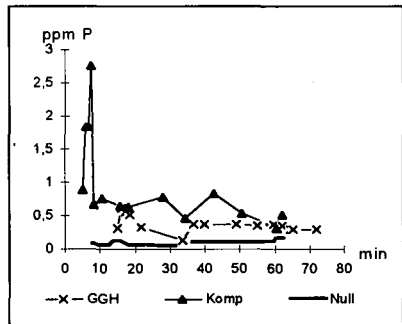


Abb.4: Phosphorkonzentrationen im Oberflächenabfluß

Nährstoffkonzentrationen im Sediment:

Mit dem Sediment (mineralische- und organische Substanz) wurden ebenfalls pflanzenverfügbare Nährstoffe ausgetragen. Im Sediment waren, im Gegensatz zum Oberflächenabfluß, die Phosphorkonzentrationen mit 1 - 1,8 ppm höher als die Kaliumkonzentrationen mit 0,2 bis 0,34 ppm. Die Mulchparzellen wiesen die höchsten Kaliumkonzentrationen auf. Diese nahmen im Verlaufe der Beregnung bei der Kompostparzelle kontinuierlich ab.

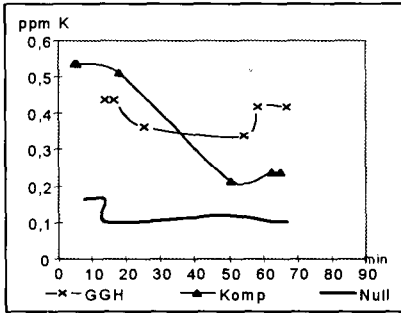


Abb. 5 : Kaliumkonzentration im Sediment

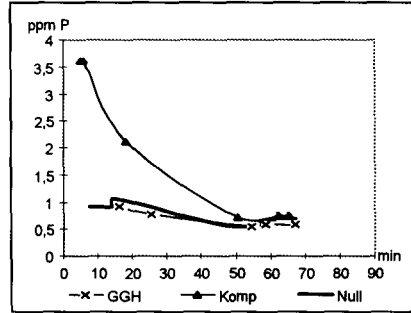


Abb. 6 : Phosphorkonzentration im Sediment

Die Phosphorkonzentrationen im Sediment der Kompostparzelle waren stark erhöht, nahmen ebenfalls im Laufe der Beregnung ab und näherten sich den Konzentrationen der Null- Parzelle und der GGH- Parzelle an. Zum Ende der Beregnung wurden bei allen Varianten Konzentrationen von 0,8 ppm P erreicht. In der Abb. 7 sind die Summen der im Oberflächenabfluß und im Sediment transportierten Nährstoffe angegeben.

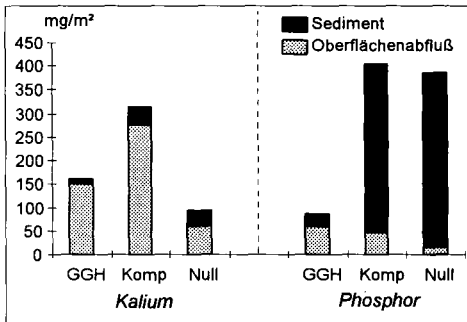


Abb. 7 : Nährstoffausträge der Varianten

Die Gesamtausträge zeigten höhere Nährstoffausträge bei der Kompostvariante. 13% des löslichen Phosphors (P_2O_5) und 27% des löslichen Kaliums (K_2O) beim Kompost standen 6% des löslichen Phosphors und 3% des löslichen Kaliums der Grünguthäckselvariante gegenüber. Die GGH- Parzelle wies auch gegenüber der unbehandelten Parzelle deutlich geringere Phosphorausträge mit dem Sediment auf.

Diskussion

Der Verlauf und die Höhe der Abflußraten waren aufgrund hoher Anfangswassergehalte und vorverschlämmter Bodenoberfläche bei den drei Varianten ähnlich. Ein gravierender Unterschied bestand im deutlich verzögerten Abflußbeginn der GGH- Parzelle. Der Unterschied im Abflußvolumen der GGH- Parzelle zu der unbehandelten- und der Kompostparzelle beruht auf dem Zusammenspiel verschiedener Faktoren.

Durch die Beschattung mit GGH wird die Evaporation vermindert, und die Infiltrabilität erhalten. Der gehäckselte Strauchschnitt bewirkt im Gegensatz zum bereits stark zersetzten Kompost eine geringfügig höhere Interzeption. Vor allem aber führt die Dammbildung durch den strukturreichen GGH zu einer wirksamen Wasserrückhaltung aufgrund des erhöhten Muldenspeichervolumens.

Die Kompostauflage erreicht mit den angegebenen Mengen eine geringere Bedeckung und wird leichter verlagert, weil mit dem strukturaltern Kompostmaterial keine Dammbildung erfolgt. Im Sediment der Kompostparzelle ist eine deutliche Verschiebung der Korngrößenzusammensetzung zu Mittel- und Feinschluff (*zusammen 60%*) festzustellen. Die ausgeprägte Pfützenbildung unter dem Grünguthäcksel hat dagegen eine relative Erhöhung des Ton- und Feinschluffanteils (*zusammen 87%*) im Sediment zur Folge, da grobe Fraktionen in den Pfützen sedimentieren und Ton und Feinschluff mit geringen Fließgeschwindigkeiten transportiert werden können.

In den Konzentrationsverläufen (Abb. 3 - 6) spiegelt sich die unterschiedliche Löslichkeit der Nährstoffe aus den unterschiedlichen Materialien wider. Die Löslichkeit von Kalium und Phosphor aus dem weitgehend zersetzten Kompost ist höher als die aus dem verwendeten Grünguthäcksel. Der rasche Anstieg der Nährstoffkonzentrationen im initialen Abfluß ist auf Lösungsvorgänge in der Auflage, zu Beginn der Beregnung, zurückzuführen. Mit steigendem Abflußvolumen tritt beim Kalium eine deutliche Verringerung der Konzentrationen auf. Im Sediment der Mulchparzellen sind die Konzentrationsverläufe von Kalium und beim Kompost die von Phosphor ebenfalls deutlich erhöht. Gründe für die höheren Kaliumkonzentrationen im Sediment der Mulchvarianten ist in der schnellen Sorption des Kaliums an Tonminerale zu sehen. Beim GGH ist zudem der Tongehalt im Sediment erhöht. Die anfänglich höheren Nährstoffkonzentrationen beim Kompost resultieren aus einer starken Abschwemmung feinsten organischer Substanz zu Beginn des Abflusses.

Die Gesamtaufräge (Abb. 7) belegen ein deutlich höheres Eutrophierungspotential für den Kompost. Hinsichtlich einer zusätzlichen Gewässereutrophierung wird festgestellt, daß eine GGH- Anwendung insgesamt zu erheblich geringeren Nährstoffaufrägen führt. Die Eutrophierungspotentiale lassen sich wie folgt beschreiben :

Oberflächenabfluß: Kompost > Grünguthäcksel > unbehandelt

Bodenabtrag : Kompost > unbehandelt > Grünguthäcksel

Eine oberflächige Kompostanwendung ist auf erosionsgefährdeten Böden nicht zu empfehlen, da bei Erosionsereignissen mit dem Oberflächenabfluß und dem Sedimentabtrag hohe Nährstoffabträge auftreten. Außerdem werden von dem strukturaltern Kompost große Mengen organischer Substanz verlagert, die zu einer zusätzlichen Belastung oberflächennaher Gewässer führen.

Literatur:

BRANDT, M. und WILDHAGEN, H. (1996): Grünguthäcksel verhindert Bodenerosion. Mais 24, 150 - 152

TIMMERMANN, F. und R. KLUGE (1995): Wertstoff- und Schadstoffaspekte der Direktanwendung von Grünguthäcksel im landwirtschaftlichen Pflanzenbau. Ergebnisse von Feldversuchen unter Praxisbedingungen. Bericht Staatliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Auftraggeber)

OZOLS, U. (1996): Bodenabtragungsmessungen auf Parzellen mit Grünguthäcksel- und Kompostabdeckungen im Vergleich zu unbedeckten Parzellen. - Sedimentation und Nährstoffzusammensetzung im Zeitablauf - unveröff. Diplomarbeit Universität - Gesamthochschule Kassel

S- und N-Mineralisation von Biokomposten im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern

von

Pape, H.; Brough, D.; Steffens, D.¹

Verbesserte Technologien in der Abgasreinigung führten zu einer deutlichen Herabsetzung der S-Immissionen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen (PORTER, 1991). Diese Entwicklung kann zu einer zunehmenden S-Unterversorgung einzelner Standorte führen. Die Ziele dieser Untersuchung waren es, den S_r , den SO_4 -Gehalt und die Netto-S- sowie die Netto-N-Mineralisation verschiedener organischer Dünger zu bestimmen.

Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden ein Frisch- (Rottestufe 2-3), ein Fertigbiokompost (Rottestufe 4-5) sowie frischer Rinderstallmist und Rindergülle verwendet.

Die -S- und N-Mineralisation wurden in einem aeroben Inkubationsversuch mit nachstehenden Varianten bestimmt.

Boden ohne org. Dünger	(Kontr.)
Boden + Frischkompost	(BAK I)
Boden + Fertigkompost	(BAK II)
Boden + frischer Rinderstallmist	(St.-M.)
Boden + Rindergülle	(Gülle)

Für den Versuch wurden die org. Dünger frisch mit einer erodierten Löß-Parabraunerde (5-20cm Tiefe) gemischt und inkubiert. Durch diese Düngung wurden die in Tab. 1 aufgeführten Trockenmassen (TS) und Nährstoffe dem Boden appliziert. Während der 29 tägigen Inkubation betrug die Temperatur 25°C und der Wassergehalt des Bodens lag bei 50% der maximalen Wasserkapazität. Ein, 2, 4, 8, 15 und 29 Tage nach Versuchsbeginn wurden Bodenproben gezogen. Diese wurden bei 40°C getrocknet und mittels EUF extrahiert (NEMETH, 1985). In den EUF-Extrakten erfolgte die Sulfatbestimmung mittels Ionenchromatograph. Nitrat und Ammonium werden mittels Autoanalyser gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Biokomposte unterschieden sich deutlich von den biologisch noch nicht so stark umgesetzten Wirtschaftsdüngern. Die Trockensubstanz der Komposte war höher, wobei die C_r , N_r und S_r -Gehalte geringer

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

Tab. 1: Mit der organischen Düngung dem Boden applizierte Mengen an N, S, C und TS

		BAK I	BAK II	St.-M.	Gülle
N_t^2	mg/kg	237,7	231,6	90,4	502,2
$N_{min}-N^3$	mg/kg	5,9	14,1	15,5	211,5
S_t^2	mg/kg	18,5	21,0	6,0	45,8
SO_4-S^4	mg/kg	2,0	1,3	2,7	11,7
C_t^2	g/kg	3,5	2,9	1,3	5,3
TS	g/kg	14,8	15,6	3,1	12,4

waren als die der Wirtschaftsdünger (Tab. 2). Der relativ hohe C_t -Gehalt der

Tab. 2: TS sowie C_t , N_t und S_t -Gehalte der org. Düngemittel

	TS	C_t	N_t	S_t
	%		% TS	
BAK I	73,9	23,3	1,5	0,1
BAK II	77,9	18,7	1,3	0,1
St.-M.	15,4	42,5	1,7	0,2
Gülle	12,4	42,7	2,3	0,4

Gülle dürfte auf in die Gülle gezogenes Futter zurückzuführen sein. Die relativen Anteile von SO_4-S an S_t und $N_{min}-N$ an N_t waren bei den Wirtschaftsdüngern größer als bei den Biokomposten, da wahrscheinlich NO_3 , NH_4 und SO_4 während der Kompostierung von der Biomasse assimiliert wurden.

Die S- sowie die N-Mineralisation der Komposte und Wirtschaftsdünger unterschieden sich deutlich. Im gesamten Verlauf der Inkubation waren die absoluten N_{min} - und SO_4 -Mengen aller Düngervarianten höher als die der Kontrolle. Da sich die absolut applizierten S- und N-Mengen stark unterschieden (Tab. 1), wurden die relativen SO_4-S - und $N_{min}-N$ -Freisetzungen berechnet, um die S- und N-Mineralisation der Düngemittel quantitativ zu vergleichen. In der Tab. 3 sind die applizierten und die brutto bzw. netto mineralisierten SO_4-S -Mengen relativ zum applizierten S_t dargestellt. Für $N_{min}-N$ sind diese Daten entsprechend in Tab. 4 dargestellt. Die Brutto S- und die Brutto N-Mineralisation der Wirtschaftsdünger war höher als die der Komposte. Im Gegensatz dazu war die Netto S- und auch die Netto N-Mineralisation der Komposte höher als die der Wirtschaftsdünger (Tab. 3, Tab. 4). Auffallend ist die starke negative Netto N-Mineralisation der Güllevariante, die eventuell versuchstechnischer Art waren. Zusätzliche Extraktionen des Bodens mit 0,5 M K_2SO_4 bestätigten die EUF Werte. Wir vermuten, daß die hohe negative Netto N-Mineralisation der Gülle entweder auf NH_3 Verluste oder auf eine mikrobielle Immobilisation beruhte.

² Elementaranalyse

³ Dampfdestillation

⁴ EUF-Extraktion

Tab. 3: Vergleich zwischen appliziertem SO₄-S und der relativen SO₄-S-Freisetzung nach 29 Tagen

	Appliz.	Brutto ⁵ in % von S _i	Netto ⁶
BAK I	10,9	18,5	7,4
BAK II	6,0	16,2	10,2
St.-M.	45,4	40,2	-5,2
Gülle	25,5	26,8	1,3

Tab. 4: Vergleich zwischen appliziertem N_{min}-N und der relativen N_{min}-N-Freisetzung nach 29 Tagen

	Appliz.	Brutto ⁷ in % von N _i	Netto ⁸
BAK I	2,5	0,7	- 1,8
BAK II	6,1	5,1	- 1,0
St.-M.	16,1	11,3	- 4,8
Gülle	42,1	20,5	-21,6

Die N-Nachlieferung kann mit dem C/N-Verhältnis der organischen Dünger

⁵ Brutto S-Mineralisation:

$$= \frac{(\text{SO}_4\text{-S Variante} - \text{SO}_4\text{-S Kontrolle})}{\text{appliz. S}_i}$$

⁶ Netto S-Mineralisation:

$$= \frac{(\text{SO}_4\text{-S Variante} - \text{SO}_4\text{-S Kontr}) - \text{appliz. SO}_4\text{-S}}{\text{appliz. S}_i}$$

⁷ Brutto N-Mineralisation:

$$= \frac{(\text{N}_{\text{min}}\text{-N Variante} - \text{N}_{\text{min}}\text{-N Kontrolle})}{\text{appliz. N}_i}$$

⁸ Netto N-Mineralisation:

$$= \frac{(\text{N}_{\text{min}}\text{-N Variante} - \text{N}_{\text{min}}\text{-N Kontr}) - \text{appliz. N}_{\text{min}}\text{-N}}{\text{appliz. N}_i}$$

geschätzt werden (POPP et al., 1996). Entsprechendes sollte für die S-Nachlieferung vs. dem C/S Verhältnis der org. Dünger gelten. Bei Betrachtung aller überprüften organischen Dünger konnte keine Beziehung zwischen der S-Mineralisation und dem C/S Verhältnis beobachtet werden (Abb. 1, Abb. 2). Innerhalb der Gruppe der Komposte sowie der Wirtschaftsdünger konnte entsprechend den Feststellungen von BORNEMISZA (1990) mit zunehmendem C/S Verhältnis eine Zunahme der Brutto S-Mineralisation beobachtet werden. Die Netto S-Mineralisation innerhalb der Gruppen nahm jedoch mit zunehmendem C/S-Verhältnis ab (Abb. 2).

Zusammenfassung

Die verwendeten Komposte enthielten 0,14 % S_i in der TS. Der SO₄-S Anteil lag zwischen 6 und 10 % von S_i. Die verwendeten Wirtschaftsdünger enthielten 0,20 bzw. 0,37 % S_i in der TS und der Anteil von SO₄-S an S_i betrug 25 bzw. 45 %.

In dem 29 tägigen aeroben Inkubationsversuch war die Netto S-Mineralisation der Komposte höher als die der Wirtschaftsdünger.

Innerhalb der Gruppe der Kompost sowie der Wirtschaftsdünger konnte mit zunehmendem C/S Verhältnis eine Zunahme der Brutto S-Mineralisation und eine Abnahme der Netto S-Mineralisation beobachtet werden.

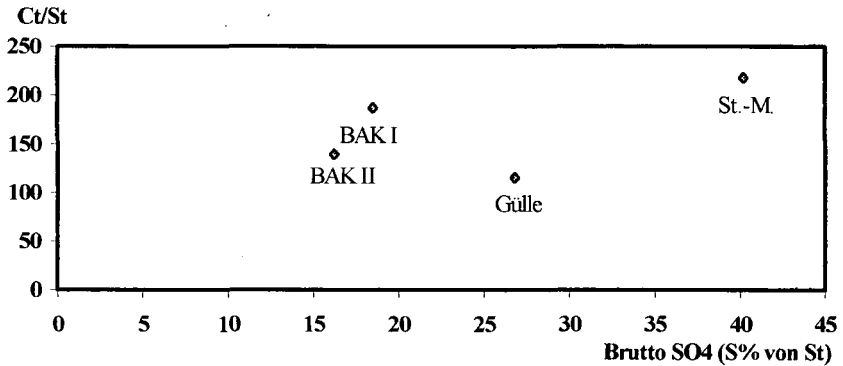


Abb. 1: Brutto S-Mineralisation nach 29 tägiger Inkubation vs. C/S Verhältnis

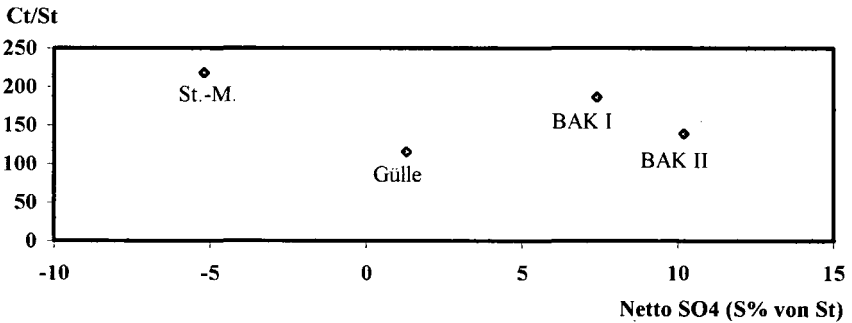


Abb. 2: Netto S-Mineralisation nach 29 tägiger Inkubation vs. C/S Verhältnis

Literatur

- BORNEMISZA, E. (1990); Sulphur in Soils of Central America. *Sulphur in Agriculture*, **14**, 13-15
- NEMETH, K. (1985); Recent advances in EUF research (1980-1983). *Plant and Soil*, **83**, 1-19
- POPP, L., T. Ebertseder, R. Gutser, P. Fischer & N. Claassen (1996); Prognose der kurzfristigen N-Wirkung von Komposten durch Kombination chemischer und biologischer Parameter. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **44**, 397-400
- PORTEOUS, A. (1991); *Dictionary of Environmental Science and Technology*. Open University Press Buckingham

Wirkungen und Nachlieferung von Stickstoff in Bodensubstraten nach hohen Kompostgaben

von

Pluquet, E.; Scheffer, B.

1. Einleitung

Für Rekultivierungsmaßnahmen und zur Verwendung im Landschaftsbau werden Bodensubstrate hergestellt, denen bis zu 50 Vol.% Kompost zugemischt worden sind (KUNTZE; H u. E. PLUQUET, 1994). Solche Substrate, sogenannte "Mutterbodenersatzstoffe" enthalten über den Kompostanteil bis zu 10 kg Gesamtstickstoff pro m³ Boden. Dieser Stickstoff wird je nach Kompostart, Boden- und Witterungsbedingungen unterschiedlich intensiv freigesetzt und stellt beim Einsatz von großen Mengen, z.B. bei Rekultivierungsmaßnahmen, ein erhebliches N-Auswaschungspotential dar.

In einem dreijährigen Gefäßversuch, der mit zwei typischen Böden und zwei Substraten aus der Region Weser-Ems und fünf Kompostzumischungen angelegt worden ist, wurde in Kombination mit einer mineralischen Zusatzdüngung die Wirkung und Nachlieferung des Boden- und Kompoststickstoffs untersucht.

2. Versuchsanlage

- 4 Ausgangssubstrate: a) Seemarsch
 b) Brackmarsch (perimarer Bereich)
 c) Ziegelsplitt (Bauschuttabsiebung, < 35 mm)
 d) Abraumsand (Sandabgrabung)
- 5 Kompostanteil: 0, 20, 30, 40, 50 Vol.% (trocken) Zumischung eines Bio-Abfallkompostes aus getrennter Hausmüllabfuhr des Landkreises Wesermarsch
- 2 Düngestufen: a) ohne Düngung (OD)
 b) mit Nährstoffausgleich nach Analyse der Substrate (MD)
- Versuchsfrucht: Rotschwingel (*Festuca rubra*)

Tab. 1: Analysedaten der Versuchsböden und des eingesetzten Kompostes

	C _{org}	pH-Wert	CaCO ₃	N	P	K
	%	(CaCl ₂)	%	-----Gesamt (%)-----		
Seemarsch	2,2	7,6	4,1	0,10	0,04	0,32
Brackmarsch	1,8	5,4	-,	0,20	0,06	0,73
Ziegelsplitt	1,0	10,4	6,4	0,02	0,01	0,14
Abraumsand	0,5	5,6	-,	0,01	0,01	0,05
Bio-Kompost	17,1	6,8	2,4	1,54	0,30	1,20

Die Böden und Substrate wurden auf Nährstoffe (N,P,K) untersucht, der Aufwuchs bonitiert, der TM-Ertrag bestimmt und auf entsprechende Nährstoffe analysiert. Die Daten der wichtigsten bodenkundlichen Parameter der Ausgangsböden und des Kompostes sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut Bremen
 Friedr. Mißler Str. 46 - 50, D - 28211 Bremen

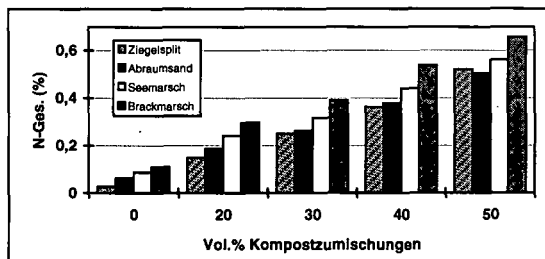


Abb. 1: Stickstoffgehalte (% Gesamt-N) der Böden bei Versuchsbeginn nach Kompostzumischung

Tabelle 2: Erträge, N-Entzüge und die prozentuale N-Ausnutzung des N-Vorrates durch Rotschwingel über drei Versuchsjahre der Variante "Ziegelsplitt"

Variante	Ziegelsplitt, Rotschwingel			
	Ertrag g/Gefäß	N- Entzug g N/Gefäß	Vorrat g N/Gefäß	prozentuale Ausnutzung
00 OD	10,9	0,1	2,4	5,7
00 MD	73,7	1,1	3,6	20,5
20 OD	89,5	1,6	19,2	8,3
20 MD	114,1	2,3	16,8	13,8
30 OD	104,4	2,1	28,8	7,5
30 MD	118,7	2,7	32,4	8,3
40 OD	109,4	2,7	42,0	6,5
40 MD	98,9	2,8	45,6	6,1
50 OD	79,6	2,8	62,4	4,4
50 MD	83,8	3,0	63,6	4,8

Tabelle 3: Erträge, N-Entzüge und die prozentuale N-Ausnutzung des N-Vorrates durch Rotschwingel über drei Versuchsjahre der Variante "Abraumsand"

Variante	Abraumsand, Rotschwingel			
	Ertrag g TM/Gefäß	N- Entzug g N/Gefäß	Vorrat g N/Gefäß	prozentuale Ausnutzung
00 OD	14,5	0,2	7,2	2,3
00 MD	55,0	1,1	7,2	15,1
20 OD	78,5	1,6	24,0	6,8
20 MD	90,8	2,3	20,4	11,5
30 OD	99,2	2,3	30,0	7,8
30 MD	86,4	2,6	32,4	7,9
40 OD	112,9	3,1	42,0	7,4
40 MD	96,3	3,1	43,2	7,2
50 OD	66,3	2,5	56,4	4,4
50 MD	67,8	2,5	61,2	4,1

deutlich unter 10%.

Auf dem **Abraumsand** (Tabelle 3) wurden ähnliche TM-Erträge erzielt wie auf dem Ziegelsplitt. Die höchsten Erträge wurden jedoch in der 40%-Variante geerntet (113 g TM/Gefäß). In den höchsten Kompostzumischungen fielen die Erträge deutlich ab. Dies ist vorwiegend auf Keimstörungen in den ersten

3. Ergebnisse

Bodenstickstoffgehalte: In Abb. 1 sind die Gesamtgehalte an Stickstoff in den Versuchsböden nach der Zumischung des Kompostes dargestellt. In Abhängigkeit des Bodenausgangsgehaltes an Gesamtstickstoff steigen die Werte bei Zumischung von 50 % Kompost bis zu 0,65% in der Brackmarsch. Dies entspricht einem Vorrat von ~ 8,5 kg Gesamt-N pro m³ Boden.

Erträge und Stickstoffausnutzung: In Tabelle 2 sind die Erträge, der N-Entzug, der Vorrat an Gesamt-N und die prozentuale Ausnutzung des Stickstoffvorrates über drei Versuchsjahre für den **Ziegelsplitt** zusammengestellt. Es zeigt sich, daß die höchsten Trockenmasseerträge (118,7 g/Gefäß) bei 30 Vol.% Kompostzumischung erreicht werden. Ab 40 Vol.% Zumischung gehen die Erträge kontinuierlich bis auf das Niveau der Kontrollvariante zurück. Die N-Entzüge auf „Ziegelsplitt“ liegen zwischen 0,1 und 3,0 g/Gefäß. Sie steigen kontinuierlich mit den Stickstoffvorräten im Boden. Trotz fallender Erträge oberhalb der 30 Prozent-Kompostgabe wird dem Boden durch den Rotschwingel vermehrt Stickstoff entzogen. Die prozentuale Ausnutzung des Gesamtvorrates an Stickstoff im Boden nimmt jedoch mit steigenden Kompostgaben deutlich ab und fällt in der 50%-Variante unter die Kontrollvariante. Die N-Ausnutzung zeigt eine deutliche Abhängigkeit von der Startzusatzdüngung. Die Varianten mit Zusatzdüngung verwerten den Stickstoff besser als ohne Zusatzdüngung, was auf einen gewissen "priming-effect" zurückgeführt werden kann. Über die drei Versuchsjahre wurde der "Kompoststickstoff" in dieser Variante bis maximal 13,8% mit einer mineralischen Startdüngung durch die Pflanze ausgenutzt. Ohne Zusatzdüngung lag die Ausnutzung

Tabelle 4: Erträge, N-Entzüge und die prozentuale N-Ausnutzung des N-Vorrates durch Rotschwingel über drei Versuchsjahre der Variante "Seemarsch"

Seemarsch, Rotschwingel				
Variante	Ertrag g/Gefäß	N-Entzug g/Gefäß	Vorrat g N/Gefäß	prozentuale Ausnutzung
00 OD	11,8	0,17	10,8	1,5
00 MD	41,0	0,67	9,6	7,0
20 OD	64,9	1,39	27,6	5,0
20 MD	75,2	1,74	28,8	6,0
30 OD	76,3	1,87	37,2	5,0
30 MD	81,0	2,22	38,4	5,8
40 OD	88,2	2,37	51,6	4,6
40 MD	76,8	2,58	54,0	4,8
50 OD	70,1	2,54	67,2	3,8
50 MD	87,0	2,96	70,8	4,2

Tabelle 5: Erträge, N-Entzüge und die prozentuale N-Ausnutzung des N-Vorrates durch Rotschwingel über drei Versuchsjahre der Variante "Brackmarsch"

Brackmarsch, Rotschwingel				
Variante	Ertrag g/Gefäß	N-Entzug g N/Gefäß	Vorrat g N/Gefäß	prozentuale Ausnutzung
00 OD	12,0	0,1	13,2	1,1
00 MD	41,2	0,5	13,2	4,1
20 OD	68,6	1,4	26,4	5,3
20 MD	78,6	1,7	34,8	4,8
30 OD	81,9	2,0	46,8	4,2
30 MD	92,4	2,3	45,6	5,0
40 OD	93,8	2,3	62,4	3,7
40 MD	83,2	2,5	66,0	3,8
50 OD	105,1	2,6	72,0	3,6
50 MD	102,6	2,7	75,6	3,6

beiden Versuchsjahren zurückzuführen, welche durch anfänglich hohe Salzbelastung bedingt waren. Vergleichbar mit dem Ziegelsplit ist auch die gute Ausnutzung des Stickstoffvorrates in den Varianten mit mineralischer Startdüngung. Deutlich unter 10% Ausnutzung des Bodenstickstoffs und damit in der gleichen Größenordnung wie beim Ziegelsplit liegen die anderen Kompoststeigerungen.

Tabelle 4 zeigt Ergebnisse der Seemarsch. Die TM-Erträge steigen von der Kontrollvariante bis zur höchsten Kompostzumischung auf etwa 85 g/Gefäß. Eine Ertragsminderung durch hohe Kompostmengen konnte auf dieser Variante nicht beobachtet werden. Vergleichbar mit den vorherigen Böden nahm mit steigenden Bodenstickstoffvorräten die Ausnutzung durch den Rotschwingel von etwa 6 % auf etwa 4 % deutlich ab. Damit wurde gegenüber den Varianten Ziegelsplit und Abraumsand bei 20 und 30 Vol.% Kompostzumischung deutlicher weniger Stickstoff durch die Pflanze aufgenommen.

Mit steigender Kompostzumischung nehmen die Erträge auf „Brackmarsch“ bis etwa 100 g TM/Gefäß zu (Tabelle 5). Die Stickstoffentzüge durch das Gras steigen von 0,1 bis auf 2,7 g N/Gefäß in der Variante mit 50 Vol.% Kompost. Damit liegen die Stickstoffentzüge auf der Brackmarsch etwa 0,2 g unter denen der Varianten Ziegelsplit und Abraumsand. Dementsprechend ist die maximale Ausnutzung des Bodenstickstoffs in dieser Variante mit 5 % über die drei Versuchsjahre verhältnismäßig gering. Offensichtlich wird der Stickstoff aus der Brackmarsch und der Seemarsch langsamer mineralisiert als in den besser durchlüfteten Substraten (Ziegelsplit, Abraumsand).

Über alle Versuchsvarianten werden auf der Brackmarsch die höchsten TM-Erträge erzielt und am wenigsten Stickstoff durch die

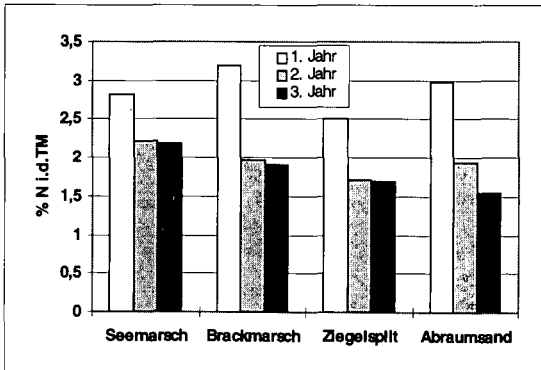


Abb. 3: Entwicklung der Stickstoffgehalte in der Pflanze (Rotschwingel) über drei Jahre auf der Variante 30 Vol. % Kompostzumischung und ohne Düngung

Pflanze entzogen. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, daß trotz der extrem hohen Kompostanteile (bis zu 50 Vol.%) in den untersuchten Böden in dem Zeitraum von drei Jahren in der Summe weniger als 10% des Bodenstickstoffes mineralisiert wird.

Stickstoffnachlieferung: Abbildung 3 zeigt exemplarisch die zeitliche Veränderung der Stickstoffgehalte im Rotschwingel über drei Versuchsjahre in der Variante mit 30 Vol% Kompostzumischung und ohne Startdüngung. Nach anfänglich sehr hohen N-Konzentrationen im Aufwuchs (bis zu 3,2 % i.d.TM) sinken die Gehalte im 2. Versuchsjahr auf etwa 1,8 bis 2 %. Nicht mehr so deutlich fallen im dritten Versuchsjahr die Gehalte um etwa 0,1 bis 0,2 %. Bei der Brackmarsch und dem Abraumsand ist die stärkste Abnahme der N-Gehalte in den Pflanzen um ca. 50 % in den drei Versuchsjahren festzustellen. Daraus wird deutlich, daß auch bei sehr hohen Kompostzumischungen die N-Nachlieferung aus den Komposten innerhalb von wenigen Jahren um bis zu 50 % zurückgehen kann.

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Resterden der Rohstoffgewinnung und Unterbodenaushub aus dem Tiefbau sind wegen ihrer mangelnden Nährstoffgehalte nicht im Landschaftsbau oder zu Rekultivierungszwecken einsetzbar. Deshalb werden diese Substrate einmalig mit unterschiedlich hohen Mengen an Kompost zu "Mutterbodenersatz" gemischt. Aufgrund der hohen Salzgehalte der Bioabfallkomposte ist der Zumischungsanteil auf maximal 30 Vol. % zu begrenzen, da sonst im ersten Anwendungsjahr eine Begrünungsfähigkeit des Rekultivierungssubstrates nicht gewährleistet werden kann.

Mit dem Kompost werden den Substraten bei einem 30 prozentigen Kompostanteil bis zu 5 kg Gesamt-N/m³ zugemischt. Die Mineralisationsrate von kompostbürtigem Stickstoff wird mit etwa 10 - 15 % jährlich angesetzt (SCHAAF, 1997). Der beschriebene Gefäßversuch unter den Verhältnissen eines nach unten geschlossenen Systems ohne Sickerwasserverluste hat gezeigt, daß diese Mineralisationsraten, gemessen als prozentuale Ausnutzung des Gesamtstickstoffvorrates im Boden, in den so hergestellten Mutterbodenersatzstoffen mit 4 bis 8 % nicht erreicht werden. Dennoch ist es empfehlenswert, bei Einsatz derartiger Mischungen im Landschaftsbau, in den ersten Jahren nach der Ansaat den Aufwuchs von den Flächen abzuführen, um die in dem ersten Mineralisationsschub freigesetzten Stickstoffmengen abzuschöpfen. Schon nach den ersten beiden Jahren sind die N-Gehalte im Aufwuchs und damit die Stickstoffnachlieferung aus dem Boden in Abhängigkeit des Ausgangssubstrates bis auf 50 % abgesunken.

Eine mineralische Startdüngung zur Verbesserung der Nährstoffwirkung von Komposten (DÖHLER, 1996) kann für den hier diskutierten Anwendungszweck nicht empfohlen werden, da durch den Mineraldüngerstickstoff die Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs unnötig gefördert wird. Mittelfristig kann davon ausgegangen werden, daß sich der den Substraten zugemischte Kompost nach den ersten Jahren der erhöhten N-Freisetzung nur langsam umsetzt und damit eine Anreicherung des Sickerwassers mit Nitrat nicht oder kaum zu erwarten ist.

5. Literatur

- DÖHLER, H. (1996): Landbauliche Verwertung stickstoffreicher Abfallstoffe, Komposte und Wirtschaftsdünger. Wasser & Boden, 48. Jhg., 11, S. 7 - 16.
- KUNTZE; H. u. E. PLUQUET (1994) in: Biokompost und Klärschlamm. Schriftenreihe der Grube Land- und Umwelttechnik GmbH, Bd. 1, Brake
- SCHAAF, H. (1997): Umweltverträgliche Verwertung von biogenen Abfallstoffen in der Landwirtschaft. Wasser & Boden, 49. Jhg., 3, 36 - 40

Lachgas- (N₂O-) Quantifizierung während der Mineralisations- und Stabilisierungsphase organischer Abfälle in Kompostierungsboxen und Kompostmieten

von

Schartel, T.; Benckiser, G.; Ottow, C.J.G

Einleitung

Im Jahre 1993 wurden in der BRD in 137 Anlagen ca. $1,57 \times 10^6$ Tonnen Bioabfälle kompostiert (Leinemann, 1996). Da das Abfallgesetz und die TA Siedlungsabfall die Verwertung organischer Substanz der Entsorgung vorzieht sind in Zukunft deutlich größere Kompostmengen aus getrennt gesammelten Bioabfällen zu erwarten (geschätzte Bioabfälle für das Jahr 2000 = ca. 5×10^6 Tonnen) (Jäger, 1994). Bei der Mineralisation und Stabilisierung dieser Bioabfälle in Rotteboxen und Kompostmieten entstehen Spurengase wie N₂O und CH₄, die zum Treibhauseffekt in der Troposphäre sowie zur Ozonzerstörung in der Stratosphäre beitragen können. Der jährliche Lachgasanstieg liegt gegenwärtig bei 0,2 - 0,3% (Sümer et al., 1995). Zur N₂O-Bildung während der Kompostierung von Bioabfällen gibt es bisher kaum Untersuchungen. Deshalb wurde begonnen die N₂O-Bildung während der Frischkompostherstellung in den Herhof-Rotteboxen von ABlar (jährlich angelieferte Grüne Tonne-Bioabfälle = ca. 21600 und Grünschnitt = ca. 5400 Tonnen) sowie in den überdachten Trapezmieten der Kompostierungsanlage Giessen zu untersuchen. Da die im Routinebetrieb gefahrenen Herhof-Rotteboxen nach dem Befüllen nicht mehr zugänglich sind, wurde das am 13. 5. 1995 in die Boxen gefüllte Material in modifizierten Anaerobentöpfen (El Dmerdash und Ottow, 1983) bebrütet. Die N₂O-Bildung in den Kompostmieten von Giessen wurde dagegen *in situ* verfolgt (Weiske et al., 1995).

Material und Methoden

Kompostherstellung: Das mit einem Radlader in die luft- und flüssigkeitsdicht abgeschlossenen Herhof-Rotteboxen eingefüllte Bioabfallmaterial wurde zuvor von unerwünschten Stoffen befreit, mit Strukturmaterial (Grünschnitt) versetzt und im Shredder zerkleinert. Der am 13. 5. 1996 in die Herhof-Rotteboxen eingefüllte und in den Anaerobentopfversuchen verwendete Bioabfall hatte einen Grünschnittanteil von ca. 15% (vorwiegend Gras). Tab. 1. zeigt die Kohlen- und Stickstofffraktionen sowie pH und Trockensubstanzanteil im Bioabfall, mit dem am 6. 5. und 13. 5. 1996 die Herhof-Rotteboxen beschickt wurden. Das Material wurde 7-10 Tage zur Mineralisierung in den Rotteboxen unter Belüftung (computergesteuert über die CO₂-Konzentration der Abluft) mineralisiert. Dabei wurden bis 65°C (Hygenisierung) erreicht. Die Abluft wurde über einen Biofilter gereinigt und das Sickerwasser rückverregnet. Der 7-10 Tage alte Frischkompost wurde 2 Wochen in ABlar (Dreiecksmieten, ca. 4-5 x 3 x 3 m) zwischengelagert und anschließend nach Gießen zur weiteren Stabilisierung transportiert. In 15 m hohen, an den Stirnseiten offenen Hallen erfolgte eine Aufschüttung zu Trapezmieten (ca. 100 x 4 x 1,50 m). Während der zweimonatigen Lagerzeit wurden die Mieten in 1-2 wöchigen

Anaerobentopfversuch: Von dem am 13. 5. 1996 in die Herhof-Rotteboxen eingefüllten Bioabfall wurde eine Wanne voll entnommen (ca. 50 L), gut homogenisiert und in 50 g Portionen in Weckgläser eingewogen. Unmittelbar nach dem Einwiegen wurden die Weckgläser in für die Gasentnahme modifizierte Anaerobentöpfe (ca. 3,5 L, Gössner, Hamburg; El Demerdash und Ottow, 1983) gestellt, verschlossen und 6 Tage bei 30°C bebrütet (5 Parallelsätze). Um die Belüftung in den Rotteboxen zu simulieren wurden den Anaerobentöpfen am 1., 2. und 4. Bebrütungstag 150 ml der Gasphase entnommen und durch reinen O₂ (99,9%; Messer-Griesheim) ersetzt. Der damit jeweils eingestellte pO₂ in den Anaerobentöpfen betrug ca. 25% der O₂-Luftkonzentration. Den Anaerobentöpfen wurden täglich nach 15 maligem Durchmischen mit Hilfe eines Gummiballes und Einwegventilen 0,5 ml der Gasphase mit einer verschließbaren Spritze (Unimetrics, USA) entnommen und in einen Gaschromatographen mit ECD, FID und WLD (900, 8410, Sigma 300, Perkin Elmer, Überlingen) zur Quantifizierung von O₂, CO₂, CH₄ und N₂O eingespritzt (Benckiser et al., 1995). Am Bebrütungstag 1, 3 und 6 wurde jeweils 3 parallel bebrütete Töpfe geöffnet und in den Kompostmischproben NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N, Kjeldahl-N (N), wasserlöslicher C (C_{H2O}), Gesamt-C (C_t) und pH bestimmt (Benckiser et al., 1996). Zur Quantifizierung des im Kompost zurückgehaltenen N₂O wurden Aliquots der Kompostmischproben in Schraubgläser (Schott, Mainz) gefüllt, sofort gasdicht mit einem Silikonseptum verschlossen und in einem Wasserbad über 80 min auf 80°C erhitzt. Anschließend wurde in der Gasphase das freigesetzte N₂O gaschromatographisch quantifiziert (Weiske et al., 1995). Die chemisch-physikalische Charakterisierung der Kompostproben erfolgte wie oben angegeben.

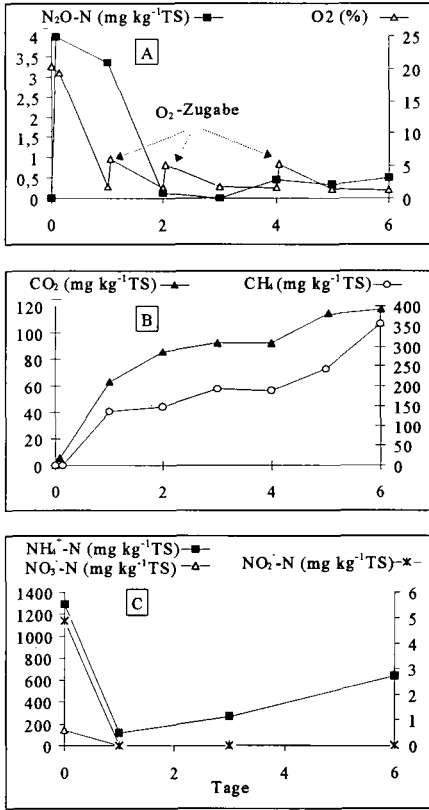
Tab. 1: Kohlenstoff- und Stickstofffraktionen sowie C/N-Verhältnis, pH und Trockensubstanz im Bioabfall, mit dem am 6. 5. 1996 die Herhof-Rotteboxen in Aßlar und die Anaerobentöpfe gefüllt wurden im Vergleich zur Probenahme vom 13. 5. 1996.

Grünschnittanteil [%]	C _t [g kg ⁻¹ TS]	N _t [g kg ⁻¹ TS]	C/N	pH	TS [%]	NH ₄ ⁺ -N [mg kg ⁻¹ TS]	NO ₃ ⁻ -N [mg kg ⁻¹ TS]	NO ₂ ⁻ -N [mg kg ⁻¹ TS]	C _{H2O} [mg kg ⁻¹ TS]
30-35	400	12,8	31,4	6,4	54,4	673	126	2,0	9,1
15	275	16,3	16,9	6,7	41,4	1293	142	4,9	12,5

Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die Lachgas-, CO₂- und Methanfreisetzung sowie die Ammonium-, Nitrat- und Nitritverläufe während der Bioabfallmineralisation im Anaerobentopf. Mit dem Absinken der O₂-Konzentration in der Topfatmosphäre um ca. 0,5% (v/v) setzte intensive N₂O-Bildung und -Freisetzung mit einem Maximum nach 2 Bebrütungsstunden ein (Abb. 1A). Innerhalb des ersten Bebrütungstages sanken als Folge intensiver Mineralisation (CO₂-Entwicklung, Abb. 1B) der pO₂ (Abb. 1A), NH₄⁺-N, NO₃⁻-N und NO₂⁻-N (Abb. 1C) bis auf Werte um Null ab und das gebildete und in die Anaerobentopfathmosphäre freigesetzte N₂O begann abzunehmen (Abb. 1A). Während der N₂O-Abnahme bis auf Null am zweiten Bebrütungstag (Abb. 1A) setzte intensive Methanbildung bis zum Versuchsende ein (Abb. 1B). Die mehrfache Zugabe von Sauerstoff (Abb. 1A) führte ab dem ersten Bebrütungstag zum Wiederanstieg von NH₄⁺ im Frischkompostmaterial (Abb. 1C) und zu einem zweiten N₂O-Peak am vierten Bebrütungstag (Abb. 1A). Abb. 2 vergleicht das während der Kompoststabilisierung in Dreiecks- (Aßlar) und Trapezmieten (Gießen) gebildete und zurückgehaltene N₂O mit den Gehalten an NH₄⁺-N-, NO₃⁻-N-, NO₂⁻-N-, wasserlöslicher C (C_{H2O}) im Kompost und dem C/N-Verhältnis. In allen Kompostmieten, die sich durch Alter (Reifungsgrad) und Ausgangssubstrat unterschieden, wurde N₂O gebildet (Abb. 2 A). Die N₂O-Bildung zeigte eine hoch signifikante Beziehung mit Nitrit (r = 0,97*; Abb. 2B). Eine ebenfalls positive aber nicht signifikante Korrelation bestand mit Nitrat (r = 0,61; Abb. 2B) und eine zum wasserlöslichen Kohlenstoff (r = 0,55; Abb. 2C). Da die Kompostmaterialien in ihrer Zusammensetzung und ihren Nährstoffgehal-

ten stark schwanken (Tab. 1), kann der starke N_2O -Anstieg in der 6 Wochen alten Miete (Abb. 2A) vom Alter aber auch vom Ausgangsfrischkompostmaterial abhängen. Abb. 3 zeigt die extrem hohen N_2O -Streuungen, die innerhalb einer Miete auftreten können. Dabei ist von ungeordneter Bedeutung ob das Material dem Außen- oder Innenbereich der Miete entnommen wurde.



Diskussion

Im Zuge der aeroben Frischkompostbereitung wird das Maximum der Lachgasfreisetzung unmittelbar nach Bebrütungsbeginn erreicht (Abb. 1). Intensive Mineralisationvorgänge (Abb. 1B) haben bis dahin den Anfangssauerstoffpartialdruck von ca. 20% um ca. 0,5 % (v/v) abgesenkt (Abb. 1A). Obwohl in der Topf-atmosphäre noch aerobe Bedingungen vorlagen setzten Reduktionsprozesse ein. Ein ähnlich frühzeitig auftretendes N_2O -Freisetzungmaximum fand Leinemann (1996) bei Kompostbebrütungen in einem Modelltunnelreaktor. Parallel zum Sauerstoff wurde Nitrat und Nitrit bis zum ersten Bebrütungstag vollständig veratmet (Abb. 1C). Der hohe Bedarf an Wasserstoffakzeptoren kann von O_2 nicht mehr alleine gedeckt werden und die Mikroorganismen verwenden NO_3^- , NO_2^- und schließlich N_2O als alternative e-Akzeptoren. Lachgasschwund durch N_2O -Reduktion bis zum N_2 und Methanbildung durch CO_2 -Reduktion sind die Folge (Abb 1A,B). Regelmäßige Sauerstoffzufuhr stimulierte immer wieder die Mineralisation (organischer Substanzabbau, Ammonifikation und Nitrifikation; Abb 1C) und ein zweiter N_2O -Peak zeigte sich im weiteren Bebrütungsverlauf (Abb. 1A,B). Vom anfänglich verfügbaren Nitrat und Nitrit wurden während der Umwandlung vom Bioabfall zum Frischkompost 3,1% als N_2O freigesetzt. Bezogen auf die jährliche Bioabfallproduktion in der BRD von 5×10^6 Tonnen lassen sich etwa 12 Mg N_2O -N abschätzen, die in die Atmosphäre emittiert werden können. Die Höhe der emittierten N_2O -Mengen hängt jedoch sehr stark vom Sauerstoffangebot und der O_2 -

Abb. 1: N_2O -N, CO_2 -, CH_4 -Bildung und O_2 -Verbrauch sowie NH_4^+ -N-, NO_3^- -N- und NO_2^- -N im Verlauf der Bebrütung von Bioabfall (Herhof-Rotboxen-Füllmaterial vom 13. 5. 1996; Modellversuch, Anaerobentopf, 30°C)

Verteilung in der Kompostmiete ab (Abb. 1A; Abb. 2). Neben dem Sauerstoff als Regulativ ist die Verfügbarkeit von Reduktionsäquivalenten bei der Bildung von N_2O und CH_4 ausschlaggebend (Abb. 3; Ottow, 1992). Diese Zusammenhänge zwischen Schadgasbildung (Emissionen), Sauerstoffversorgung und organischer Substanzzusammensetzung sollten bei der Planung von Belüftungssystemen in der Kompostierung künftig berücksichtigt werden.

Literatur:

Beckiser G., Eilts R., Linn A., Lorch H.J., Sümer E., Weiske A and Wenzhöfer F. (1996): N_2O emissions from different cropping systems and the aerated, nitrifying and denitrifying tank of a municipal waste water treatment plant as related to available carbon and nitrate. Biol. Fert. Soils, 23, 257-265.

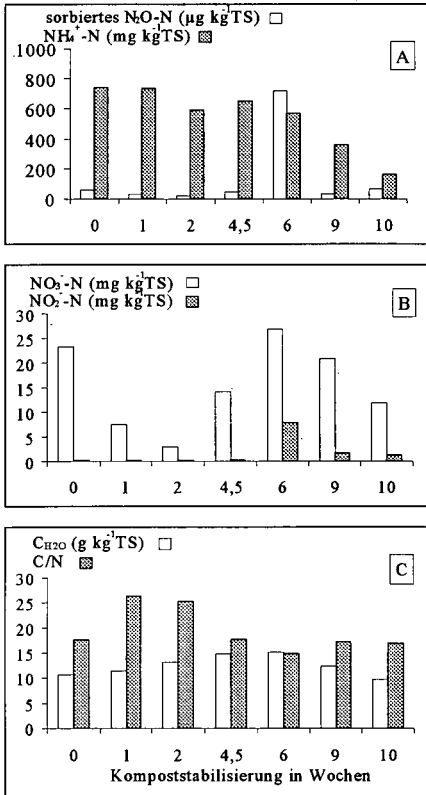


Abb. 2: Sorbiertes N_2O -N sowie NH_4^+ -N-, NO_3^- -N-, NO_2^- -N-, C_{120} -Gehalte und C/N-Verhältnisse während der Kompoststabilisierung in mehrfach umgesetzten Dreiecks- und Trapezmieten (Ablar, Giessen).

Lagerungszeit nach Entleerung der Rotteboxen (Wochen)

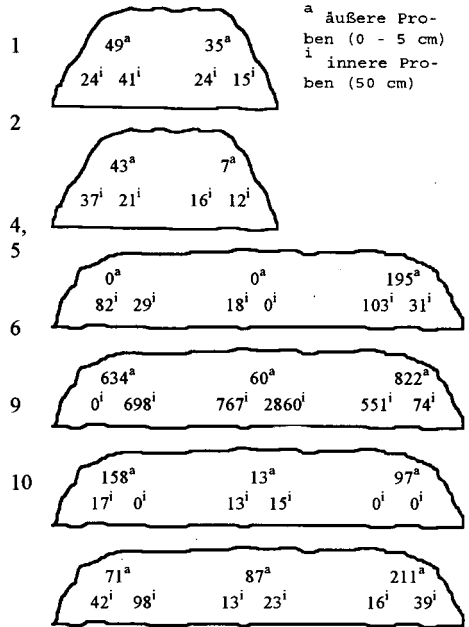


Abb. 3: Sorbiertes N_2O -N und Verteilung innerhalb der Mieten während der Kompoststabilisierung in mehrfach umgesetzten Dreiecks- und Trapezmieten (Ablar, Giessen).

Benckiser G., Lorch H.J. and Ottow J.C.G. (1995): Quantification of total denitrification losses from undisturbed field soils by the acetylen inhibition technique. In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Alef K. and Nannipieri P. (eds.). Academic Press, London, pp 473-478.

El-Demerdash, M.E., Ottow, J.C.G. (1983): Einfluß einer hohen Nitratdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. Z. Pflanzenmähr. Bodenk. 146, S. 138-150

Jäger, B.: Kompostierungsanlagen in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland. In: Müllhandbuch 5811, (Kumpf A., Maas C. und Straub B., Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin, pp.1-16.

Leinemann B. (1996): Die Schadgasbildung während der Intensivrotte und der Kompostreife in Abhängigkeit von der Bio-fermentation. In: Skriptensammlung „Haus der Technik“ Nr. 40-219-092-6 (im Druck).

[7] Ottow, J.C.G. (1992): Denitrifikation, eine kalkulierbare Größe in der Stickstoffbilanz von Böden?. Wasser und Boden 9, 578-581.

Sümer E., Weiske A., Benckiser G. and Ottow J.C.G. (1995): Influence of environmental conditions on the amount of N_2O released from activated sludge in a domestic waste water treatment plant. Experientia 51, 419-422.

Weiske A., Benckiser G., Ottow J.C.G. (1995): Quantifizierung von gelöstem Lachgas (N_2O) in Abwasser-, Boden-, und Kompost. VDLUFA Schriftenr. 40, 623-626.

Danksagung: Für die freundliche Zusammenarbeit vor Ort im Kompostwerk Ablar und Giessen danken wir Herrn Dr. T. Kubocz und der Fa. Herhof

Einfluß von Grünguthäcksel- und Kompostanwendung auf physikalische Parameter einer Ackeroberfläche

von

Schmidt, B.; Brandt, M.*; Wildhagen, H.*

Einleitung

Eine wirksame Maßnahme zur Verbesserung der Bodenstruktur und zur Vermeidung von Oberflächenverschlammungen stellt das Belassen von Ernterückständen oder das oberflächige Ausbringen von organischen Reststoffen (Sekundärrohstoffdüngern) auf den Boden dar. Die positiven Wirkungen auf die Bodenstruktur von Mulchdecken aus Ernterückständen und Komposten sind vielfach beschrieben worden. Dagegen ist eine strukturverbessernde Wirkung von Grünguthäcksel (GGH) bisher nur unzureichend untersucht worden. Beim GGH handelt es sich um geschredderte, holzreiche Garten- und Parkabfälle, die unkompostiert auf Ackerflächen ausgebracht werden. Im Rahmen der Untersuchungen zur „Produktionsintegrierte Grünguthäckselanwendung auf erosionsgefährdeten Böden“ werden die Ertragswirkungen und erosionsmindernden Wirkungen von GGH untersucht. Nachfolgend wird der Einfluß einer GGH-Anwendung, im Vergleich zu einer Anwendung von Bioabfallkompost, auf die Veränderungen der Porengrößenverteilung, der Lagerungsdichte, der Oberflächenverschlammung, der Aggregatstabilität und der Kationenaustauschkapazität vorgestellt.

Material und Methoden

Auf einer stark verschlammten Ackeroberfläche (Parabraunerde-Pseudogley, Ut4, Löß über sm) wurden im Februar bei Frost 100 m³ FM/ha GGH bzw. 10 t TM/ha Bioabfallkompost in den Winterweizen ausgebracht. Anfang Juli wurden die vor der Ausbringung eingesetzten Stechzylinderlinge entnommen und die pH-Charakteristik sowie die gesättigte Wasserleitfähigkeit nach ROTH (1992) bestimmt. Parallel wurden aus 0-2 cm Tiefe Bodenaggregate entnommen, lufttrocken auf 1-2 mm abgesiebt und die Perkolationsstabilität nach MITSCHKE *et al.* (1991) bestimmt. Im Perkolationswasser wurden die Kationen gemessen und mit der effektiven KAK der Bodenaggregate verglichen. Die Bestimmung der Corg-Gehalte der Aggregate erfolgte elementaranalytisch.

Ergebnisse und Diskussion

In einem Zeitraum von fünf Monaten kam es unter der GGH-Auflage zu einer Porenraumverteilung mit einer Zunahme der sehr weiten und weiten Grobporen bei einer gleichzeitigen Abnahme der engen Grobporen und weiten Mittelporen. Die Folge ist eine Abnahme der Lagerungsdichte und eine geringfügigen Abnahme der nutzbaren Feldkapazität bei der GGH-Variante gegenüber der unbehandelten Variante. Unter der GGH-Auflage konnte eine erhöhte Regenwurmkaktivität beobachtet werden, die zu einer Vermehrung von Regenwurmgängen führte und zu der Porenraumverteilung

* Fachgebiet Bodenkunde, Universität Gh Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, D-37213 Witzenhausen

fürte. Eine für die Pflanzenproduktion nachteilige Beeinträchtigung der Wasserversorgung durch die geringfügige Verringerung der nutzbaren Feldkapazität wird durch eine verminderte Evaporation als Folge der GGH-Auflage ausgeglichen.

Tab. 1: Einfluß der Grünguthäcksel- (GGH) und Bioabfallkompost-Anwendung auf die Porengrößenverteilung, die nutzbare Feldkapazität (nFK) und die Lagerungsdichte (d_B) des Bodens in 0 - 4 cm Tiefe

Porenklasse	Größe (μm)	pF-Bereich	Porenvolumen (Vol.-%)		
			unbehandelt	Kompost	GGH
sehr weite GP	> 300	0 - 1,0	5,77 a	5,58 a	7,65 b
weite GP	50 - 300	1,0 - 1,8	3,50 a	3,84 ab	4,19 b
enge GP	10 - 50	1,8 - 2,5	4,07 a	3,43 b	2,88 c
weite MP	3 - 10	2,5 - 3,0	5,77 a	5,21 a	4,44 b
enge MP	0,2 - 3	3,0 - 4,2	12,28 a	12,36 a	13,17 a
Feinporen	< 0,2	> 4,2	15,16 a	15,94 a	16,03 a
GPV			46,56	46,36	48,37
nFK			22,11	21,00	20,50
d_B (g/cm^3)			1,416 ab	1,421 a	1,378 b

Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten sind durch verschiedene Buchstaben gekennzeichnet ($p = 0,05$)

Die erhöhte Aktivität der Bodenfauna nach der GGH-Anwendung, mit den daraus resultierenden offenen Makroporen, führte zu einer Rückbildung der Verschlammung und Erhöhung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (Abb. 1). Dieses galt auf geringerem Niveau auch nach der Anwendung von Bioabfallkompost. Mit den geschaffenen Dränporen wurde die Infiltrabilität der Bodenoberfläche erhöht und die Bildung von Oberflächenabfluß während des Starkregenereignisses stark herabgesetzt, wie Beregnungsversuche nach der GGH-Anwendung eindrucksvoll bestätigten (BRANDT und WILDHAGEN, 1996).

Durch die erhöhte mikrobiologische Aktivität unter der GGH-Auflage (ZAUNER und KLUGE, 1996) wurde die Stabilität von Bodenaggregaten, gemessen als deren Perkolationsstabilität, gegenüber der Kompost- und unbehandelten Variante stark erhöht (Abb. 2). Die Erhöhung der Aggregatstabilität der GGH-Variante gegenüber der unbehandelten Variante läßt sich mit dem erhöhten Corg-Gehalte der Aggregate erklären, der bei der GGH-Variante mit 2,15 % deutlich über dem der unbehandelten Variante mit 1,00 % lag. Die Kompostvariante hätte jedoch aufgrund eines Corg-Gehaltes von 2,14 % eine höhere Aggregatstabilität aufweisen müssen als die unbehandelte Variante, so daß für eine Erklärung der veränderte Aggregatstabilität die veränderte Kationenbelegung der Austauscher untersucht wurden (SCHMIDT, 1996).

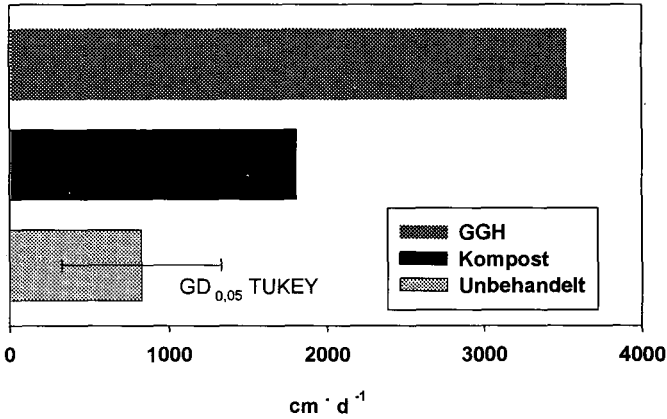


Abb. 1: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Bodenoberfläche (0-4 cm) nach der Anwendung von Grünguthäcksel (GGH) und Bioabfallkompost

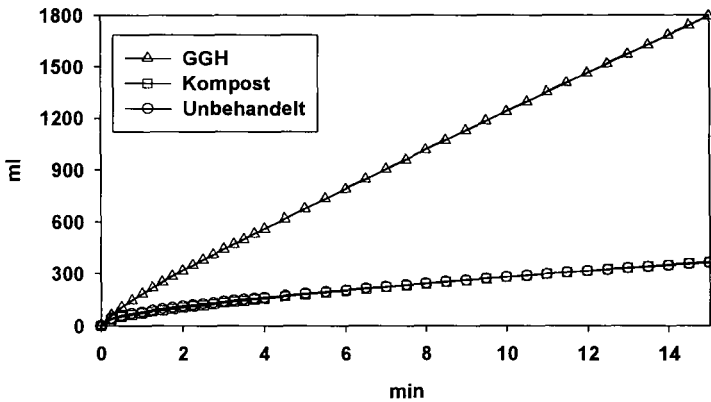


Abb. 2: Kumulative Perkolationsmenge von 1-2 mm großen Aggregaten aus 0-2 cm Tiefe nach der Anwendung von Grünguthäcksel (GGH) und Bioabfallkompost

Die GGH-Anwendung bewirkte eine Erhöhung der KAK (Abb. 3) als Folge des erhöhten Humusgehaltes, beides fiel nach der Kompostanwendung geringer aus. Während die Sorptionsplätze der GGH- und Kompost-Varianten nur geringfügig höher mit Mg- und K-Ionen belegt worden sind, kam es insbesondere nach der GGH-Anwendung fast zu einer Verdopplung der am Austauschergebundenen Ca-Ionen. Damit erhöht sich unter GGH der Anteil an Ca-Ionen an der KAK, wodurch sich auch die Ca-Konzentration in der Bodenlösung erhöht und damit deutlich über den Flockungsschwellenwert angehoben wird. Die Folge ist eine Erhöhung der Aggregatstabilität wenn elektrolytarmes Niederschlags- oder Perkolationswasser auf die Aggregate einwirkt.

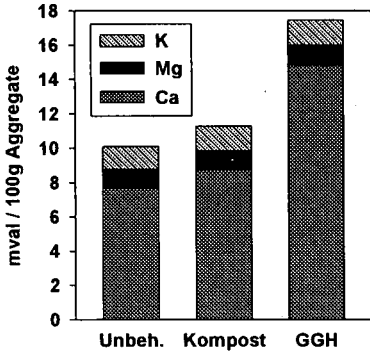


Abb. 3: Effektive Kationenaustausch-Kapazität für K, Mg und Ca von 1-2 mm großen Aggregaten

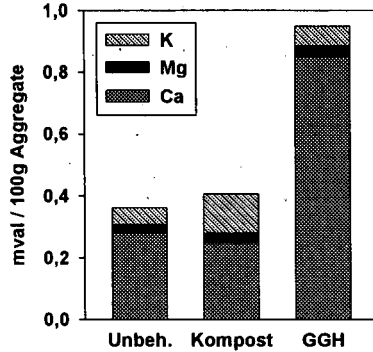


Abb. 4: Kationenkonzentration im Perkolationwasser der Perkulationsstabilitätsmessung von 1-2 mm großen Aggregaten

Die Untersuchung des perkolierten Wassers aus den Perkulationsstabilitätsmessungen bestätigt diese Annahme durch die hier gefundenen hohen Ca-Konzentrationen (Abb. 4). Auffällig ist die erhöhte K-Konzentration im Perkolat der Kompostvariante. Anscheinend ist ein Großteil der sorbierten K-Ionen leicht austauschbar gebunden. Eine Erhöhung der K-Konzentration in der Bodenlösung fördert die Dispergierung von Ton und damit den Aggregatzerfall. Somit dürfte der hohe Anteil an Kalium in dem verwendeten Bioabfallkompost die Erhöhung der Aggregatstabilität durch eine Humusgehaltsanhebung kurzfristig aufgehoben haben.

Literatur

- BRANDT, M. und WILDHAGEN, H. (1996): Grünguthäcksel verhindert Bodenerosion. *Mais* 24, 150 - 152
- MITSCHE, E., S. GÄTH und H. G. FREDE (1991): Die Wirkung unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten des Porenwassers auf die Luftsprennung von Aggregaten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66/I, 185-188
- ROTH, C. H. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlämzung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 6, TU Berlin
- SCHMIDT, B. (1996): Einfluß von Grünguthäcksel- und Kompostanwendung auf physikalische Parameter einer Ackeroberfläche. Diplomarbeit, Fachgebiet Bodenkunde, Universität Gh Kassel, FB11
- ZAUNER, G. und R. KLUGE (1996): Anwendung von Reststoffen in der Landwirtschaft. Erste Ergebnisse zu bodenphysikalischen und bodenmikrobiologischen Parametern. 5. Statuskolloquium des Projektes Wasser-Abfall-Boden (PWAB), 27.02.96. Karlsruhe, Poster

Bedingungen für den Auftrag von Abfall auf Boden

von

Schweikle, V.*; Bley, J.**; Monn, L.***; Rheinfelder, H.+; Thater, M.**

1. Einleitung

Die TA Siedlungsabfall (3. Allgem. VwV vom 14.05.1993 zum AbfG) erlaubt mit einer Übergangsfrist bis zum Jahre 2005 nur noch die Ablagerung von Abfällen mit Gehalten an organischer Substanz von $\leq 5\%$ auf Deponien. Das Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 5 (1) 3) und das Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz (§§ 5, 6) räumen der Verwertung von Abfällen Vorrang vor der Beseitigung ein.

Die Verwertung von Abfällen in die Fläche wird begrenzt durch den Schutz von Böden und Gewässern durch das Bodenschutzgesetz¹⁾ mit seinen Verwaltungsvorschriften Nr. 2 - 4, das Bundeswaldgesetz vom 27.07.1984, das Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz mit der Klärschlammverordnung vom 15.04.1992, das Wasserhaushaltsgesetz und das Wassergesetz¹⁾ mit der SchalVO¹⁾ vom 08.08.1991. Weitere Regelungen enthalten das Bundesdüngemittelgesetz vom 27.09.1994 mit der DüngeV vom 26.01.1996 und der DüngemittelV und der Kompostierungserlaß¹⁾ vom 06.06.1994.

2. Grenzwerte

(zusätzlich zu denen der Abfallklärverordnung u.ä. Regelungen)

2.1 Bodeneigenschaften

2.1.1 Schadstoffgehalte

Die unvermeidbare Auffüllung von Böden mit Schadstoffen darf folgende Werte nicht überschreiten:

- Bei anorganischen Schadstoffen das 90ste Perzentil der jeweiligen geogenen Hintergrundgehalte, ggf. könnte auf die Prüfwerte der 3. VwV Anorganische Schadstoffe¹⁾ oder die AbfKlärVO²⁾ erhöht werden.
- Bei organischen Schadstoffen die Prüfwerte der VwV Organische Schadstoffe¹⁾ des Dioxin-Erlasses²⁾, der VwV zum UVG²⁾, der AbfKlärVO²⁾ und der VwV Orientierungswerte¹⁾. Die Summe von laborüblichem Mittelwert + einfacher Standardabweichung ist der Prüfwert:

* Wilflinger Str. 46/3, 72355 Schömburg

** Regierungspräsidium Stuttgart, Ruppmannstr. 21, 70174 Stuttgart

*** Regierungspräsidium Tübingen, Konrad-Adenauer-Str. 20, 72072 Tübingen

+ Landratsamt Esslingen, Postfach 1 45, 73702 Esslingen

++ Landratsamt Lörrach, Palmstr. 3, 79537 Lörrach

1) gesetzliche Regelung Baden-Württembergs

2) gesetzliche Regelung des Bundes

Prüfwerte für Schadstoffe in Böden:

Stoff	Konzentration
PCDD/F	5 ng/kg
Summe PAK nach EPA	10 mg/kg
Benzo(a)pyren	0,2 mg/kg
PCB	0,1 mg/kg
LHKW	1 mg/kg
BTEX	1 mg/kg
CnHm	300 mg/kg
EOX	3 mg/kg
Cyanide	10 mg/kg
HCH	0,1 mg/kg
PCP	0,2 mg/kg
Pestizide	0,5 mg/kg

Prüfwerte für anorganische Schadstoffe in Böden siehe VwV - Anorganische Schadstoffe -1)

2.1.2 Physikochemische Wirkung

Gemeint ist die Sorption von Kationen (z.B. K, Ca, Mg usw.) an Austauschern. Die künstliche Erhöhung der Kationen-Austauschkapazität zur höheren Sorption von Kalium wird durch gemeinsame Portionsdüngung von Stickstoff und Kalium entbehrlich.

2.1.3 Physikalische Wirkungen

Das Porenvolumen dient Pflanzen als Wasserspeicher, wirkt als Strömungswiderstand für Sickerwasser, vermittelt den Wurzeln Sauerstoff und vermindert Bodenabtrag durch Aggregatbildung. Eigenschaften des Bodengefüges dürfen nicht nur boden-, sondern müssen standortspezifisch (s.u.) bewertet werden. Die Haltbarkeit einer Zugabe von Stoffen zur physikalischen Verbesserung von Böden muß 5 Jahre betragen und vom Lieferanten garantiert werden. Forderungen der Punkte 2.1.1 und 2.2 müssen erfüllt sein.

Im Einzelnen:

- Der Bodenabtrag muß um 25 % reduziert werden. Verwertung von Abfällen kann sich sowohl im Boden- (über organische Gehalte) als auch im Nutzungsfaktor (z.B. bei Mulchen) auswirken.
- Die Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelten Raum (nFKWe) ist nur erforderlich, wenn die Summe aus nFKWe und Niederschlag den Pflanzenwasserbedarf nicht erreicht. Eine zusätzliche Erhöhung der nFKWe wäre nur gerechtfertigt, wenn die zeitliche Verteilung der Niederschläge sehr ungleich wäre oder/und mit hoher Wahrscheinlichkeit ertragsmindernde Trockenzeiten vorkämen. Üblicher Pflanzenbau erfordert deshalb nur eine Erhöhung der nFKWe auf sehr grobkörnigen oder sehr flachgründigen Böden wo Grundwasser von Wurzeln nicht erreicht werden kann.

Bei Verbesserung der Durchlüftung muß das Luftvolumen bei Feldkapazität auf 8 Vol-% erhöht werden.

- Die Bildung flächendeckender Krusten muß auf Lößböden vollständig verhindert werden.

2.1.4 Biologische Wirkung

Artenzahl und Artmächtigkeit von Bodenorganismen und deren Umsatzleistung sind nicht Ursache, sondern Folge von Standorteigenschaften. Bodenorganismen bedürfen bestenfalls der Zufuhr anorganischer Nährstoffe und der Schonung vor mechanischer Bodenbearbeitung (Fräse, Pflug, Verdichtung u.ä.).

2.2 Stoffgehalte in Abfällen

2.2.1 Nährstofffrachten

Nährstoffgehalte im organischen Anteil von Abfällen dürfen den Nährstoffbedarf von Pflanzen nur zu 60 % decken. Es wird von 100 % Mineralisierung ausgegangen. Von dieser starren Regel kann abgewichen werden, wenn sichergestellt ist, daß die Nährstoffanlieferung aus einem Abfall dem entwicklungstypischen Nährstoffbedarf von Pflanzen entspricht, ggf. Überschüsse bei der Nährstoffanlieferung aus dem Abfall in Böden, vor Auswaschung geschützt, gespeichert werden können. Die Nährstofffrachten müssen dem Pflanzenbedarf angepaßt sein, d.h. Bodenvorräte an Nährstoffen und Deposition aus der Atmosphäre sind zu berücksichtigen.

2.2.2 Schadstofffrachten

- Schadstofffrachten sollen an Nährstofffrachten gebunden werden (siehe hierzu Bley und Mitarbeiter); d.h. je Mengeneinheit Schadstoff soll eine Mindestmenge Nährstoff geliefert werden.
- Schadstoffzufuhren lassen sich, will man die Abfallverwertung auf Flächen nicht grundsätzlich abwürgen, nicht verhindern; jedoch sollten die Frachten begrenzt werden und zwar nach folgender Gleichung:

$$\text{SchStFr}^1)_{\max} = \frac{\text{BodPrW}^2) \cdot \text{F}^3) \cdot \text{z}^4) \cdot \text{RgBod}^5)}{t^6)}$$

- 1) Die Schadstofffrachten (SchStFr) können der AbfKlärVO entsprechend auch in 3-Jahres-Gaben zusammengefaßt werden. Bei Meliorationen ist Heft 5 "Abfallverwertung auf devastierten Flächen" der LABO heranzuziehen.
- 2) BodPrW = Bodenprüfwert (Masse Schadstoff/Masse Boden)
- 3) F = Fläche (m²)
- 4) Die Einmischtiefe (z in m) ist in Äckern der Pflughorizont, in anders genutzten Flächen maximal 10 cm.
- 5) RgBod = Raumgewicht des Bodens (kg/m³)
- 6) Zeit in Jahren. t Jahre sind der Zeitraum, in dem Schadstoffe ohne Beeinträchtigung von Pflanzenertrag und -qualität auf unbelastete Böden aufgebracht werden können. Diese Aufbringungszeit verringert sich bei vorbelasteten Böden um:

Schadstoffgehalt im Boden - F - z - RgBod

SchStFr

(Die aktuellen Schadstofffrachten je ha und Jahr bei Klärschlämmen bedingen das Ende der uneingeschränkten Nutzung von Böden in ca. 375 Jahren (außer bei Dioxinen)).

3. Folgerungen

Politisch entschieden werden muß

- die Abschreibungszeit des Betriebsmittels Boden
- der verbleibende Nutzungswert (Restwert) von Böden nach Abschreibung
- ob für unterschiedliche (ggf. potentielle und nicht nur aktuelle Nutzungen unterschiedlicher Abschreibungen und Restwerte verwendet werden. Unterschiedliche Nutzungen wären:
 - Arten/Biotopschutz
 - Pflanzenproduktion; Landbau, Forstbau, usw.
 - Grundwasserproduktion und Strömungswiderstand für Sicker/Hangzugwasser
 - überbaute Flächen; Siedlung, Industrie, Verkehr
 - Rohstoffabbau
 - Deponierung von Abfall, Abwasser und Abluft
 - landschaftsgeschichtliche Urkunde

Möglichkeiten zur Besiedlung saurer Waldböden mit Regenwürmern zur chemischen und biologischen Beeinflussung tieferer Bodenschichten

von

Sellschopp, N.; Wöhler, I.; Handt, S.

Regenwürmer (Lumbriciden) lassen sich in zwei Gruppen einteilen: in die Streufresser (Detritivoren), die sich von frischem Pflanzenmaterial ernähren und in die Bodenfresser (Geophagen), die sich aus dem Mineralboden versorgen. Regenwürmer können durch ihre Tätigkeit eine entscheidende bodenbiologische Bedeutung haben; sie können beispielsweise durch Gefügestabilisierung und Verbesserung der Wasserkapazität die Bodenstruktur und Bodenentwicklung beeinflussen. Regenwurmaktivität bewirkt die Vermischung von Bodenhorizonten; so kann organische Substanz in tiefere Mineralbodenschichten transportiert werden.

Ziel dieser Darstellung ist, zu dokumentieren, daß Regenwürmer in einem basenarmen Boden (podsolig, schwach pseudovergleyte Braunerde, Löß über Buntsandstein, Aluminium-Pufferbereich), in dem natürlicherweise keine Würmer vorkommen, bei entsprechend ökologisch vertretbarer chemischer Bodenbehandlung leben können. Um eine nachhaltige Besiedlung dieses Lebensraums durch den Regenwurm aufzuzeigen, wird als Indikator das Bioturbationsverteilungsmuster gewählt. In einem „regenwurmintakten“ Boden (basenreicher Standort: Terra fusca - Rendzina auf unterem Muschelkalk, Silikat-Carbonatpufferbereich) sollte das Tier den gesamten Untersuchungsbereich besiedeln können; erkennbar wird dies in der homogenen Verteilung der Wurmröhren.

Um möglichst den gesamten Bodenraum sichtbar zu machen, wurden Plastikküvetten (H: 40,5 cm, B: 21,0 cm, T: 1,5 cm) benutzt (Abb. 1). Durch die geringe Küvettendicke ist es möglich, den Lebensraum der Würmer permanent zu beobachten. In jeder Küvette lebt jeweils ein Regenwurm (*Lumbricus terrestris*); die folgende Varianten wurden hierbei untersucht:

- I. basenarmer Mineralboden (500 g), Nahrungssubstrat: 30 g Kompost
- II. 50 g Dolomitkalk gleichmäßig mit dem basenarmen Mineralboden (500 g) vermischt, Nahrungssubstrat: 30 g Kompost [nachgefüttert mit 30 g Kompost].
- III. basenreicher Mineralboden, Nahrungssubstrat: standortstypische Buchenblattstreu

Beim 1. Versuchsansatz, bei dem der Regenwurm auf einem basenarmen Mineralboden ausgesetzt wurde, konnte kein Bioturbationsmuster gefunden werden, da es dem Wurm unmöglich war, den sauren Boden zu besiedeln. Dies hat seine Ursache in der Unverträglichkeit des Hautmuskelschlauches des Regenwurmes mit einem zu geringen pH - Wert.

Bei der Durchmischung des basenarmen Bodens mit Dolomit wird hingegen auch der zentrale Mineralbodenbereich besiedelt, da Basizität in Form von Kalken in den Mineralboden eingebracht wurde (Abb. 2).

Als Vergleich wurde ein basenreicher Boden gewählt, in dem der Regenwurm natürlicherweise vorkommt. Hier findet sich das gleiche Bioturbationsmuster wie in der aufgekalkten, basenarmen Variante (Abb. 3). Diese Untersuchung zeigt deutlich, daß durch eine chemische Beeinflussung der Lebensraum von Regenwürmern in Böden erweitert werden kann und hierdurch nachhaltige ökologische Veränderungen bewirkt werden können, die es auch anderen Bodenorganismen erlauben, den Boden zu besiedeln.

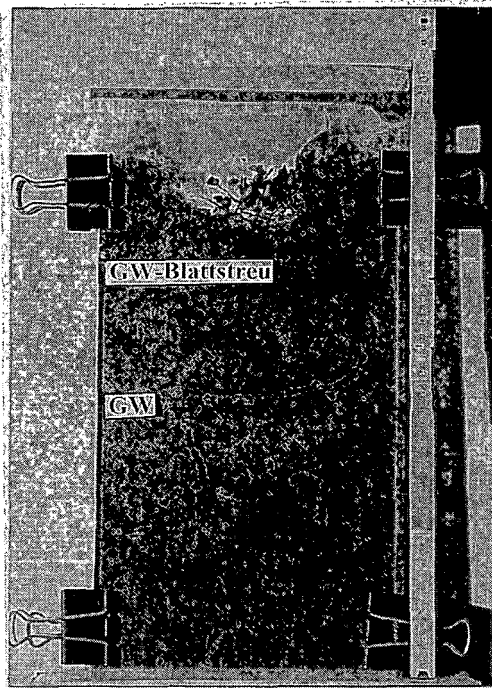


Abb. 1.: Aufbau des Versuchsansatzes in einer mit basenreichem, „ regenwurmintaktem „ Boden gefüllten Plexigalküvette

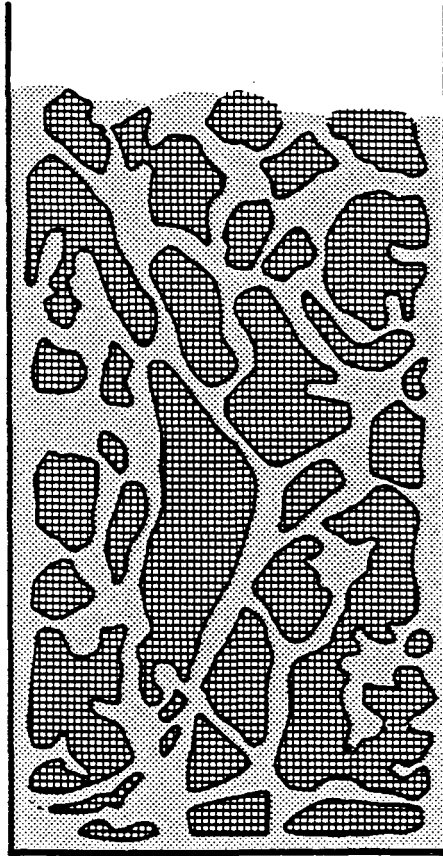


Abb. 2: Bioturbationsverteilungsmuster durch den Regenwurm in einem basenarmen Boden [Variante 2: 50 g Dolomitskalk gleichmäßig mit dem Mineralboden (500 g) vermischt, Nahrungssubstrat: 30 g Kompost (nachgefüttert mit 30 g Kompost)].

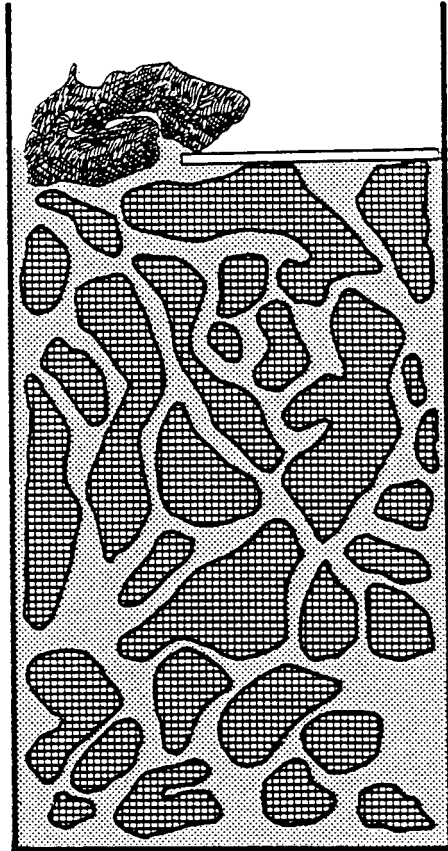


Abb. 3: Bioturbationsverteilungsmuster durch den Regenwurm in einem basenreichen Boden [Variante 3: basenreicher Mineralboden (500 g), Nahrungssubstrat: standortstypische Blattstreu].

Mineralisierungsprozesse bei der Anwendung von Bioabfallkomposten auf Böden

von

Siebert, S.¹; Leitfeld, J.¹; Kögel-Knabner, I.²

Einleitung

Im Rahmen des BMBF - Verbundvorhabens "Neue Techniken der Kompostierung" wird untersucht, wie sich die Anwendung von Bioabfallkomposten auf die Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisierung verschiedener Böden auswirkt. Dabei findet die Anwendung von Bioabfallkomposten verschiedener Rottegrade besondere Berücksichtigung. Problematisch ist die Abschätzung des Nährstoffnachlieferungsvermögens von organischen Bodenverbesserungs- und Düngemitteln.

Versuchsaufbau

Oberbodenmaterial einer Braunerde (S12) aus Geschiebesand, einer Parabraunerde (Ut4) aus Löß und ein quartäres Kippbodensubstrat (oj-ss) der Niederlausitz wurden mit einer Aufwandmenge von 70 t FS ha⁻¹ in 144 Mikrokosmen, wie beschrieben bei Siebert et al. (1996), verfüllt. Über einen Zeitraum von 18 Monaten wurde der Nitrifikationsverlauf und die CO₂-Freisetzung bei 5 und 14°C und bei 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität untersucht. Nach zwei, sechs, zwölf und achtzehn Monaten wurden jeweils Parallelen der Mikrokosmen geöffnet und hinsichtlich der mineralischen Stickstofffraktionen nach VDLUFA (1991) und der mikrobiellen Biomasse nach Ocio et al. (1990) analysiert. Die CO₂-Freisetzung wurde diskontinuierlich mittels Gaschromatographie gemessen.

Ergebnisse

Tab. 1: Chemische Kenndaten der Substrate

Material	pH (CaCl ₂)	C mg g ⁻¹	N mg g ⁻¹	C/N
Frischkompost	7,8	276,1	21,8	13
Fertigkompost	7,9	207,3	18,1	12
Kippboden (oj-ss)	6,7	n.n.	n.n.	n.n.
- mit Frischkompost	7,5	19,1	2,1	9
- mit Fertigkompost	7,7	15,2	1,5	10
Braunerde (S12)	4,5	17,4	1,3	14
- mit Frischkompost	6,2	37,6	1,8	12
- mit Fertigkompost	6,5	34,4	2,0	10
Parabraunerde (Ut4)	7,0	13,0	1,9	7
- mit Frischkompost	7,3	33,7	1,9	10
- mit Fertigkompost	7,4	35,0	2,2	10

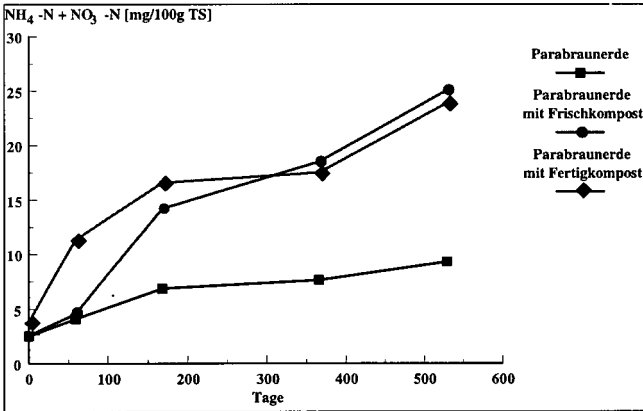
n.n. - nicht nachweisbar

¹ Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Geographisches Institut, Ruhr - Universität - Bochum, NA 6/131, 44780 Bochum

² Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising - Weihenstephan

Durch die Applikation von Bioabfallkomposten kommt es bei den sandigen Substraten, der Braunerde und des Kippbodens, zu einer deutlichen Erhöhung des pH - Wertes, des Kohlenstoff- und des Stickstoffgehaltes. Bei der Parabraunerde, ein stark toniger Schluff, wird der Kohlenstoffgehalt durch Kompostzugabe um 2 % erhöht. Der Stickstoffgehalt wird nur bei der Fertigkompostvariante um 0,3 % angehoben. Beide im Gefäßversuch eingesetzten Komposte weisen eine schwach alkalische Bodenreaktion und enge C/N-Verhältnisse auf. Aufgrund des geringen Rottegrades ist der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt im Frischkompost im Vergleich zum Fertigkompost erhöht (Tab.1).

Hinsichtlich der Stickstoffmineralisierung zeigt sich, daß nach Kompostapplikation auf den Böden keine lineare Stickstofffreisetzung erfolgt (Abb. 1).



Der Fertigkompost weist einen exponentiellen Nitrifikationsverlauf auf, wohingegen beim Frischkompost eine verzögerte Freisetzung an mineralischem Stickstoff erfolgt. Erst nach weiterer Zersetzung der organischen Substanz im Frischkompost setzt eine verstärkte Stickstofffreisetzung ein. Der Boden ohne Kompost weist einen linearen Mineralisierungsverlauf auf.

Abb. 1: Nitrifikation der Parabraunerde bei 14°C

Abb. 2 zeigt die jährliche N - Mineralisierung der Böden mit Frisch- und Fertigkompost. Durch Kompostzugabe kommt es zu einer deutlichen Steigerung der N - Mineralisierung bei allen Böden. Ca. 3 % des Stickstoffs werden bei der Braunerde und der Parabraunerde mineralisiert. Nach Kompostzugabe nimmt die N-Mineralisierung bis auf ca. 6 % zu. Die jährliche N - Mineralisierung ist bei Frisch- und Fertigkompostanwendung gleich hoch.

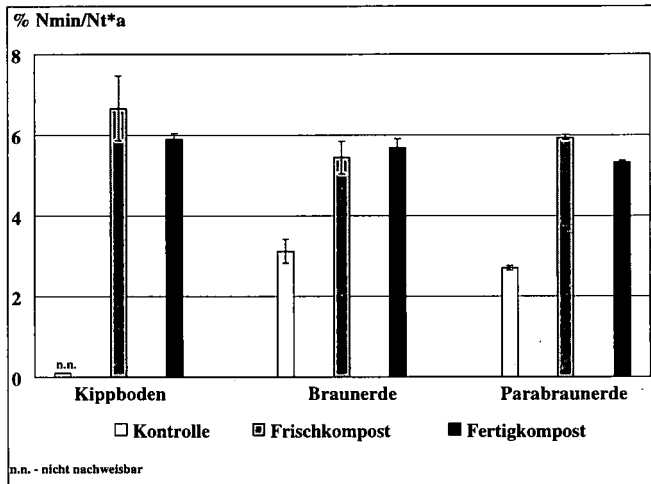
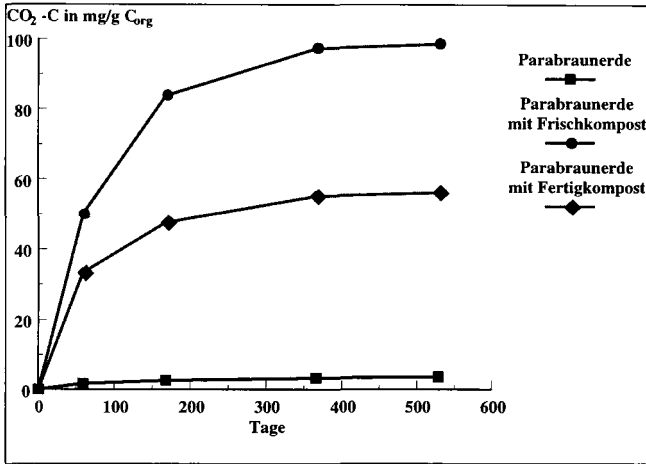


Abb. 2: Jährliche Stickstoffmineralisierung bei 14 °C



Im Gegensatz zur Stickstoffmineralisierung zeigt die Kohlenstoffmineralisierung sowohl nach Frisch- als auch Fertigkompostanwendung einen exponentiellen Verlauf (Abb. 3). Die CO_2 -Freisetzung ist nach Applikation von Frischkompost auf die Parabraunerde gegenüber dem Fertigkompost erhöht. Insgesamt tritt eine verstärkte CO_2 -Freisetzung direkt nach der Kompostzugabe auf.

Abb. 3: Kohlenstoffmineralisierung der Parabraunerde bei 14 °C

Nach Kompostanwendung wird die Kohlenstoffmineralisierung bei allen Böden deutlich erhöht (Abb. 4). Jährlich werden 5 bis 20 % des Kohlenstoffs mineralisiert. Beim Kippboden und der Parabraunerde weist die Frischkompostvariante eine höhere Mineralisierung als die Fertigkompostvariante auf. Bei der Braunerde kann keine Abhängigkeit vom Rottegrad des Kompostes festgestellt werden, was auf den starken Anstieg des pH-Wertes (von 4,5 auf 6,2/6,5) zurückzuführen ist.

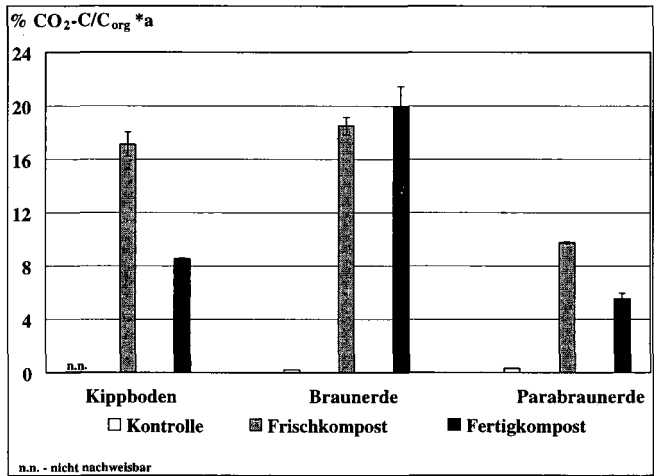
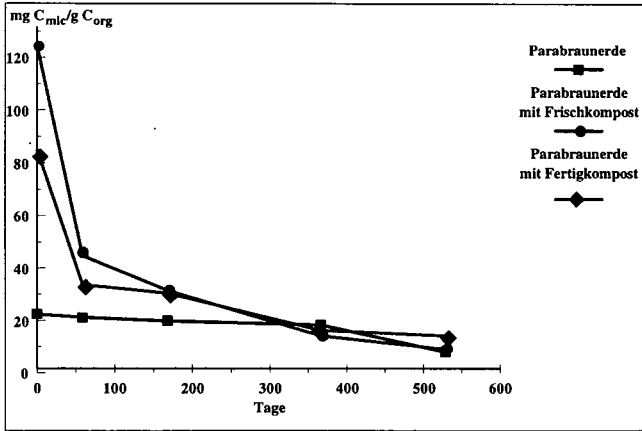


Abb. 4: Jährliche Kohlenstoffmineralisierung bei 14 °C

Anhand der Kohlenstoffmineralisierung läßt sich nicht die langanhaltende Stickstofffreisetzung erklären, da der Frisch- und der Fertigkompost eine exponentielle Abnahme der CO_2 -Mineralisierung aufzeigen. Ein weiteres Kriterium um die Mineralisierungsprozesse nach Kompostanwendung zu erfassen, stellt die mikrobielle Biomasse dar. Sie wird dem aktiven Pool des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufs zugeordnet.

In Abb. 5 ist der Verlauf der mikrobiellen Biomasse nach Kompostanwendung bei der Parabraunerde dargestellt. Durch Applikation von Kompost kommt es zur deutlichen Steigerung des mikrobiellen Biomasse-Pools im Boden. Nach Frischkompostanwendung sind 12 % des Kohlenstoffs in der Biomasse gebunden. Im Inkubationsversuch über 529 Tage nimmt die mikrobielle Biomasse exponentiell ab. Bereits nach 6 Monaten ist das Biomasse-Niveau des Bodens ohne Kompost erreicht. Der Boden ohne Kompost verfügt über einen stabilen Biomasse-Pool, der über die gesamte Versuchsdauer



nur geringen Schwankungen unterliegt. Die exponentielle Abnahme der mikrobiellen Biomasse steht in engem Zusammenhang mit dem exponentiellen Verlauf der CO_2 -Freisetzung.

Abb. 5: Verlauf der mikrobiellen Biomasse bei 14 °C

Schlussfolgerungen

Die Anwendung von Bioabfallkomposten auf landwirtschaftlich genutzten und rekultivierten Böden führt zur Erhöhung des Kohlenstoff- und Stickstoffpools, der mikrobiellen Aktivität und der mikrobiellen Biomasse:

- Dadurch kommt es zu einer Steigerung der Umsatzleistungen (erhöhte Kohlenstoff- und Stickstoffmineralisierung).
- Der exponentielle Verlauf der Kohlenstoffmineralisierung bei Frisch- und Fertigkompost deutet auf einen Abbau an leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen hin.
- Die exponentielle Abnahme der mikrobiellen Biomasse, weist darauf hin, daß es sich bei der mikrobiellen Biomasse um einen aktiven Kohlenstoffpool handelt.
- Nach Kompostanwendung kommt es zu einer langanhaltenden Stickstoffnachlieferung.
- Eine sofortige N-Verfügbarkeit besteht nach Fertigkompostanwendung, was beim Ausbringungszeitpunkt berücksichtigt werden sollte ⇒ **Frühjahrsausbringung**.
- Bei Frischkompostanwendung kommt es zu einer kurzfristigen Immobilisierung es Stickstoffs, erst nach weiterer Zersetzung der organischen Substanz kommt es zu einer verstärkten N-Freisetzung ⇒ **Ergänzungsdüngung**.

Dank

Dem BMBF danken wir für die finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens. Besonderer Dank gilt Herrn Dr. H. Stöppler-Zimmer und Frau Dipl.-Ing. U. Petersen von der Firma PlanCoTec für die Bereitstellung der Komposte und der landwirtschaftlich genutzten Bodensubstrate. Herrn Dr. M. Haubold-Rosar vom Institut für Bergbaufolgelandschaften danken wir für die Bereitstellung des Kippbodensubstrates.

Literatur

- Ocio, J.A. and P.C: Brookes (1990): An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 685-694.
- Siebert, S., Leifeld, J. and I. Kögel-Knabner (1996): A microcosm system to determine the gas production of arable soils amended with different composts. In: De Bertoldi, M., P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi (eds.): *The Science of Composting*. Blackie Academic & Professional Glasgow, 1335-1338.
- VDLUF A (1991): *Bodenuntersuchung - Methodenbuch I*. Darmstadt.

Chemische Analyse der Calciumdrüsen in Regenwürmern (*Lumbricus terrestris* L.)

von

Wöhler, I.; Sellschopp, N.

Regenwürmer (*Oligochaeta*, *Annelida*) kommen bis auf extrem kalte und trockene Gebiete global vor und dominieren häufig in der Gesamtbiomasse der Bodentiere in den gemäßigten Breiten. Unter neutralen und alkalischen Bedingungen spielt der Regenwurm eine bedeutende Rolle bei der Einarbeitung der organischen Substanz in die oberen Bodenhorizonte. Der Regenwurm braucht Calcium für die Funktion seiner Kalkdrüsen, welches er nur den basenreichen, Ca-haltigen Böden entnehmen kann. Deshalb führt eine Kalkung von Waldböden meistens zu einer höheren Regenwurmbesiedlungsdichte, aber auch organische Dünger als Nahrungsquelle haben positiven Einfluß auf die Regenwürmer.

Das Ziel dieser Untersuchung liegt darin, eine Methode darzustellen, die es erlaubt, die Morphologie und den Chemismus der Kalkdrüsen in den Würmern zu ermitteln. Hierbei galt es zu überprüfen, ob sich vom Boden- bzw. Streuchemismus auf die Calciumkonzentration der Regenwurmdrüsen schließen läßt.

Material und Methode

Als Bodenmaterial diente eine Terra fusca-Rendzina mit L-Mull aus dem Göttinger Wald und eine saure Braunerde mit Moder aus dem Solling. Auf beiden Waldstandorten ist die dominierende Baumart Buche (*Fagus sylvatica* L.), von der auch die jeweilige Buchenblattstreu stammt (Literatur zu Boden und Streu: Ber. d. FZW, Uni. Göttingen, Reihe A, Bd. 132, 1996). Die Regenwürmer wurden in Plastikküvetten (20 cm L x 2 cm B x 30 cm H) gehalten, die mit dem entsprechenden Boden und der dazugehörigen Blattstreu gefüllt waren. Der Chemismus der Drüsen wurde mit Hilfe eines Rasterelektronenmikroskops (Philips SEM 515) und eines Röntgenmikroanalysators (EDAX 9100) nach der Methode von Wöhler (Ber. d. FZW, Uni. Göttingen, Reihe A, Bd. 41, 1988) ermittelt.

Ergebnisse

In Abbildung 1 und 2 sind die freipräparierten Kalkdrüsen dargestellt. Hieran wird deutlich sichtbar, daß die Kalkdrüsen des Wurms, der im basenreichen Muschelkalkboden mit der dort natürlich vorkommenden Buchenblattstreu lebt, signifikant größer ist als die im Vergleichstier der sauren Braunerde und der dort standortstypischen Blattstreu. Auch in der quantitativen chemischen Zusammensetzung unterscheiden sich die beiden Kalkdrüsen (Abb. 3 und 4). Bei der basenreichen Variante sind die Calcium- und Phosphorpeaks deutlich stärker ausgeprägt, wodurch gezeigt werden kann, daß der Regenwurm das Calcium als Ca-phosphat ausscheidet.

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen deutlich, daß sich der Chemismus des Bodens mit der dort natürlich vorkommenden Blattstreu als Nahrungssubstrat des Wurms direkt auf die Größe und die chemische Zusammensetzung der Drüsen des Regenwurms auswirkt.

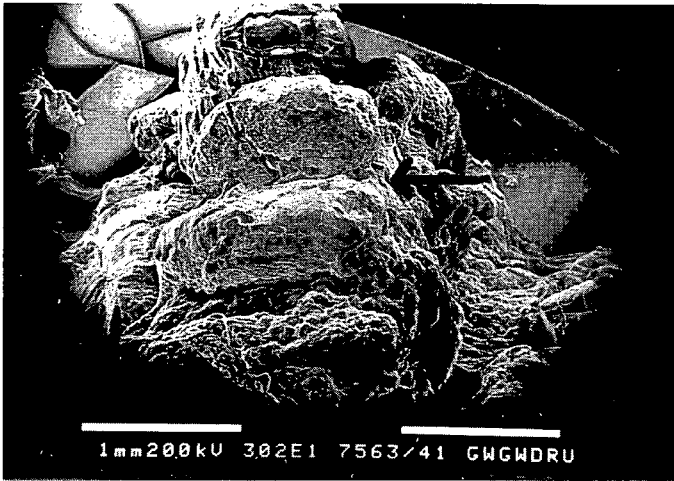


Abb. 1: Calciumdrüse eines Regenwurmes aus einer mit basenreichem Muschelkalkboden und der dort natürlich vorkommenden Buchenblattstreu gefüllten Küvette.

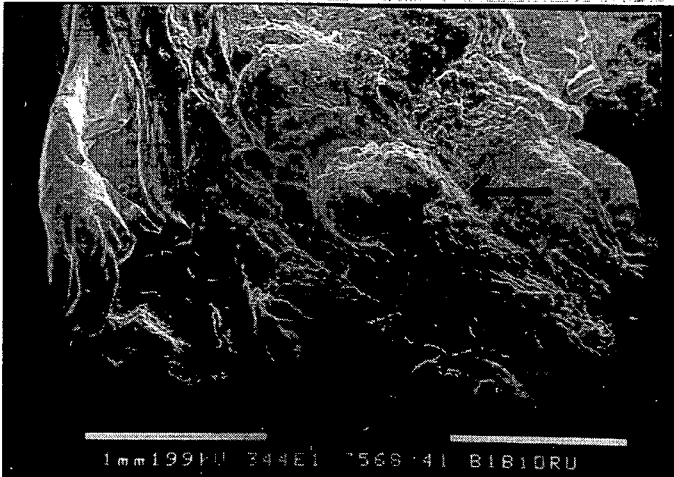


Abb. 2: Calciumdrüse eines Regenwurmes aus einer mit saurer Braunerde und der dort natürlich vorkommenden Buchenblattstreu gefüllten Küvette.

30-JAN-96 15:25:36
RATE: CPS TIME 30LSEC
00-40KEV: 20EV/CH PRST: 30LSEC
A: GW-GW DRUSE B:
FS= 4600 MEM: A FS= 200

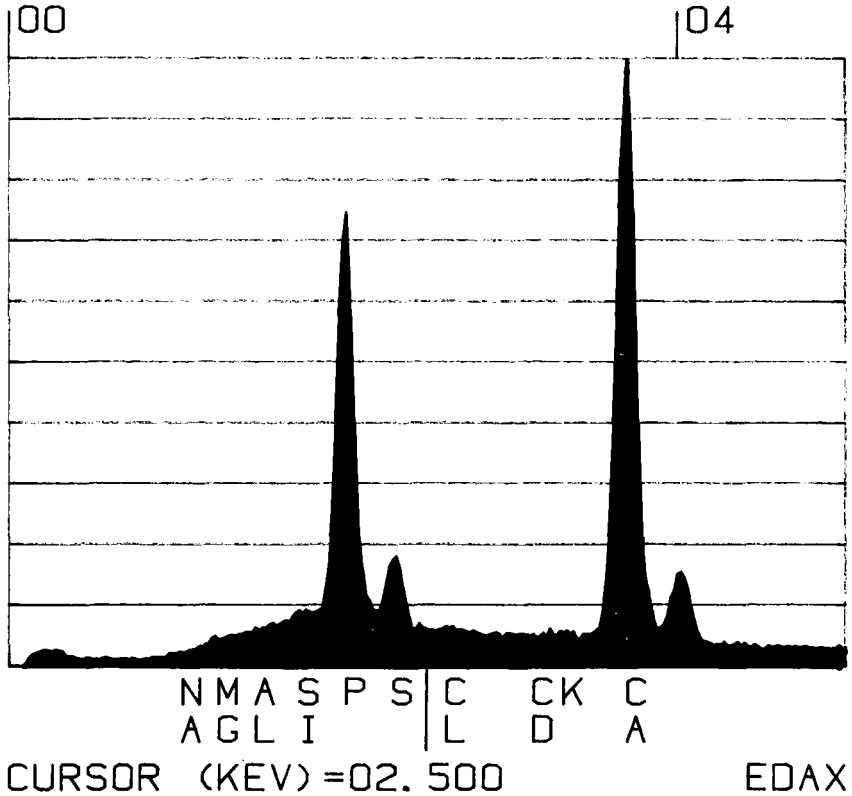
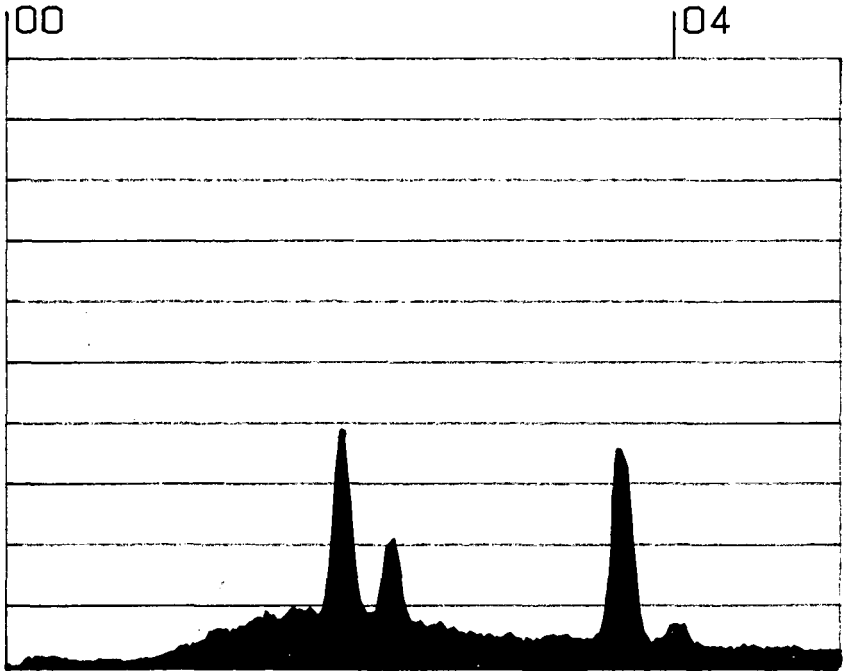


Abb. 3: Elementspektrum einer Regenwurmdruse von einem basenreichen Standort.

30-JAN-96 15:19:05
RATE: CPS TIME: 30LSEC
00-40KEV: 20EV/CH PRST: 30LSEC
A: B1-B1 DRUSE B:
FS= 4600 MEM: A FS= 200



N M A S P S | C C K C
A G L I | L D A

CURSOR (KEV) = 02.500

EDAX

Abb. 4: Elementspektrum einer Regenwurmdrüse von einem sauren Standort.
Der Maßstab bei den Abbildungen 3 und 4 ist identisch.

Kompost- und Grünguthäckselanwendung in der Landwirtschaft Erste Ergebnisse zu bodenphysikalischen und -mikrobiologischen Parametern

von

Zauner, G.; Stahr, K.*

Die LUFA Augustenberg (TIMMERMANN & KLUGE, 1996) führt in Zusammenarbeit mit den Autoren ein Projekt zur landwirtschaftlichen Anwendung von Komposten und Grünguthäckseln durch. Erste Ergebnisse des bodenkundlichen Teils werden an einem Vergleich der Kontroll- und Extremvarianten ausgewählter Feldversuche gezeigt (graue Balken = Mittelwerte, schwarze Balken = Standardabweichung, n = 4):

Standorte und Versuchsbeschreibung

Reststoff:	Kompost				Grünguthäcksel			
	Standort:	Forchheim		Heidenheim		Sinsheim		Weiherbach
Landschaft:	Rheinterrasse		Schwäbische Alp		Kraichgau		Kraichgau	
Versuchsbeginn:	1995		1994		1992		1992	
Gabe (Extremvariante):	18 (1995) bzw. 28 (1996) t/ha		durchschnittlich 18 t/ha		jedes Jahr 100 m ³ /ha		jedes 3. Jahr 300 m ³ /ha	
Variante:	Kontrolle	mit Komp.	Kontrolle	mit Komp.	Kontrolle	mit Häcksel	Kontrolle	mit Häcksel

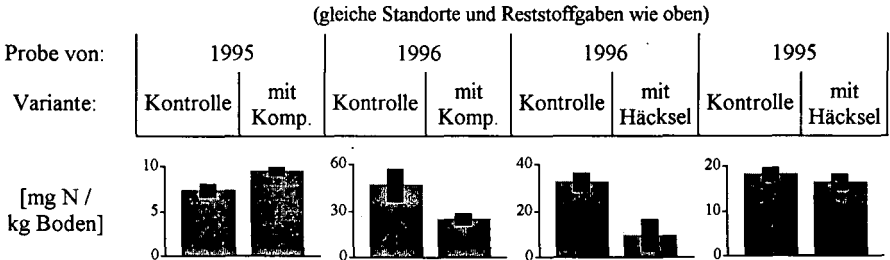
Die Aggregatstabilität wurde mit der Perkolationsmethode an Proben von 1995 gemessen. Dargestellt ist die Verschlämzung der Aggregatpackung als Lg (100 * End- / Anfangsrate). Je höher dieser Wert ist, desto besser widerstehen die Aggregate der Sprengwirkung durch die Befeuchtung (AUERSWALD, 1995):



Die Aggregatstabilität kann durch Kompost- und Grünguthäckselgaben deutlich erhöht werden. Ähnlich verbessern sich die Lagerungsdichte, die Wasserhaltekapazität und das Wasserinfiltrationsvermögen der Böden. In den Oberböden der behandelten Varianten wurden während der Vegetationsperiode oft höhere Wassergehalte gemessen.

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

Die N-Mineralisierung wurde an feldfrisch eingefrorenen und eine Woche vor Versuchsansatz im Kühlschrank aufgetauten Feinerde-Oberbodenproben nach 21 d Inkubation bei 20°C und 60 % der max. Wasserhaltekapazität bestimmt. Dargestellt sind die Gewinne an NH_4^+ und NO_3^- nach der Inkubation:



Die N-Mineralisierung im Brutversuch zeigt unterschiedliche Reaktionen auf die Kompost- und Grünguthäckselgaben. Für Grünguthäcksel ließen sich 1996 durch dreiwöchentliche NH_4^+ und NO_3^- -Messungen in 0 - 30 cm keine Auswirkungen auf die N-Versorgung der Pflanzen nachweisen.

Andere mikrobiologische Aktivitäten (CO_2 -Mineralisierung, Dehydrogenaseaktivität und Denitrifikationspotential) werden durch die Reststoffgaben in der Regel erhöht.

Abbau der organischen Reststoffsubstanz: Durch eine Gewinnung des Materials > 2 mm (Naßsiebung) und < ca. 1,3 g/cm³ (Abschwämmen mit \pm gesättigter CaCl_2 -Lösung) soll der Abbau der groben organischen Reststoffsubstanz charakterisiert werden. Hierbei ergaben sich für Komposte sehr große Unterschiede von "fast vollständigem" bis zu "nicht meßbarem" Abbau. Es zeigte sich weiterhin, daß mit der gewonnenen Fraktion im Frühjahr nur 25 % oder weniger der ausgebrachten Kompostmenge erfaßt wurden.

Schlußfolgerungen

- Die Tragfähigkeit und das Erosionsverhalten von Böden können durch Kompost- und Grünguthäckselgaben verbessert werden. Dies kann bei entsprechend problematischen Ackerböden ein Nutzen sein.
- Der Wasserhaushalt kann durch Kompost- und Grünguthäckselgaben in Richtung höherer Wassergehalte verändert werden. Dies kann auf trockenen Standorten ein Vorteil, auf eher zu feuchten ein Nachteil sein.
- Auswirkungen der organischen Reststoffe auf die N-Versorgung der Pflanzen konnten nicht nachgewiesen werden (bis jetzt nur Grünguthäckselanwendung untersucht).
- Die Messungen zum Abbau der Reststoffgaben zeigten für Kompost, daß es schwierig sein kann die ausgebrachte Menge zu messen. Um die Einhaltung von Ausbringungshöchstmengen kontrollieren zu können, sind geeignete Methoden nötig. Insbesondere dann wenn eine Schadstoffbegrenzung über Frachtenregelungen (= Konzentration * Menge) erfolgen soll.

Literatur

- AUERSWALD, K. (1995): Percolation stability of aggregates from arable top soils. Soil Sci. 159: 142-148.
- TIMMERMANN, F. & R. KLUGE (1996): Direktverwertung von Grünguthäcksel im Ackerbau. Kongreßband Trier. VDLUFA-Schriftenreihe 44: 533-536.

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

**Gemeinsame Tagung der AG Bodenerosion der DBG und
der Schweizer Bodenkundlichen Gesellschaft**

zum Thema

"GIS-Anwendungen für Bodenerosion und Bodenschutz"

22. - 24.04.1997

BASEL

Band 83

1997

Erfassung erosionsgeschädigter Böden in der Lößlandschaft des Querfurter Raumes im Mitteldeutschen Trockengebiet anhand von Daten des LANDSAT THEMATIC MAPPER

von

Brixy, I.*

Die Untersuchung befaßt sich mit der Erosionschädigung vegetationsfreier Ackerböden im Satellitenbild des Landsat Thematic Mapper. Ziel ist es, mit vertretbarem Aufwand flächenhafte Daten im mittelmaßstäbigen Bereich zur Erosionsschädigung eines größeren Gebietes zu gewinnen.

Der Grad der Beeinflussung eines Bodens durch Erosion spiegelt sich in seinem Bodenentwicklungszustand wieder. Häufig gehen mit der Erosion auch spektral erkennbare Oberflächenveränderungen einher. Dies ist die Voraussetzung für die Erfassung von Erosionsschäden im Satellitenbild (Schröder 1989, Hill 1992, Leone et al. 1995). Es werden drei Aspekte beleuchtet. Ersten werden die spektralen Unterschiede zwischen verschiedenen Standortbedingungen im Landsat - TM - Bild aufgezeigt. Zweitens werden die Beziehungen zwischen im Gelände gewonnenen Bodenkontrolldaten und den Satellitenbilddaten analysiert. Und drittens wird für das Verbreitungsgebiet der Schwarzerdebodengesellschaft eine überwachte Klassifikation durchgeführt, in der drei Schadensstufen der Erosion ausgewiesen werden können.

Das Arbeitsgebiet, der intensiv agrarwirtschaftlich genutzte, durch große Ackerschläge charakterisierte Querfurter Raum westlich von Halle, umfaßt zwei Landschaftseinheiten - die Querfurter Platte mit der charakteristischen Schwarzerdebodengesellschaft (Niederschläge < 500mm pro Jahr) und das Ziegelrodaer Plateauhügelland mit höheren Niederschlägen; typische Böden sind hier die Parabraunerde mit vergesellschafteten Böden aus Löß. Am Westrand des Gebietes sowie an exponierten Standorten treten neben dem Löß Gesteine des Mesozoikums in den Bereich der Bodenbildung. Die Ackerböden des gesamten Gebietes sind alle mehr oder weniger intensiv von Bodenerosionsprozessen betroffen (Schröder u. Löwa 1991, Altermann 1995).

Zur Gewinnung von Referenzdaten für die Satellitenbildanalyse wurden drei Testackerschläge im Gelände und Labor untersucht, die die verschiedenen Standortbedingungen repräsentieren. Das Probenahmedesign bzw. die Extrapolation der Daten auf die Fläche basiert auf der visuellen Abgrenzung von homogenen Arealen im Luftbild:

Es zeigt sich, daß das Gebiet der Schwarzerdebodengesellschaft spektral gut von davon abweichenden Böden wie z.B. den Parabraunerden getrennt ist (vgl. Tab.1). Diese Unterscheidung gelingt sowohl in der visuellen Interpretation, als auch durch Clusteranalyse, wie auch durch überwachte Klassifikation mittels der Trainingsdaten der drei Testschläge.

Tab.1: Die wichtigsten Spektralkanäle zur Charakterisierung der unterschiedlichen Bodenverhältnisse*:

Ackerschlag Schwarzerdegebiet	Ackerschlag Parabraunerdegebiet	Ackerschlag Wellenkalkschichtstufe
TM Kanäle: 4, 7, 3	TM Kanäle: 5, 3, 7	TM Kanäle: 3, 5, 4

*ermittelt in multiplen Regressionsanalysen zwischen Bodenkontrolldaten und Satellitenbild

Da sich engere Korrelationen ($r > 0,5$) zwischen Bodenkontrolldaten und Satellitenbild nur für den Testschlag Obhausen, der das Verbreitungsgebiet der Schwarzerden repräsentiert, ergeben, wurde speziell dieses Gebiet einer überwachten Klassifikation unterzogen. Der Testschlag wurde zunächst mittels einer Clusteranalyse unüberwacht klassifiziert, um möglichst gut getrennte und unimodal verteilte Trainingsklassen für die überwachte Klassifikation zu erhalten. Es wurden drei Klassen gebildet, die inhaltlich gut anhand der Bodenkontrolldaten zu interpretieren sind. Das Muster der räumlichen Variabilität verschiedener eng miteinander korrelierender Bodenparameter kann mit dem Raummuster der drei gewonnenen Cluster in Einklang gebracht werden, indem die auftretenden Prozentwerte der Bodenparameter zu Klassen zusammengefaßt werden. Die engste Korrelation besteht zwischen dem Spektralkanal 4 (nahes Infrarot) des Satellitenbildes und dem Karbonatgehalt des Oberbodens (vgl. Tab.2). Die Klassen korrespondieren mit Stufen unterschiedlicher Erosionsschädigung des Bodens. Die Klasse 1 belegt den Bereich der Hochfläche des Testschlages. Sie repräsentiert nicht bis gering geschädigte Schwarzerden bzw. Braunerde-Schwarzerden mit Karbonatgehalten $\leq 2\%$ im Oberboden. Die Klassen 2 und 3 belegen die Hangbereiche, mit mittel bzw. hohem Erosionsgrad und 3-6% (Klasse 2) bzw. 7-13% (Klasse 3) Karbonatgehalt.

Tab.2: Erklärungsgehalte¹ für die Varianz im Spektralkanal 4

Bodenparameter	erklärte Varianz (r^2)
CaCO ₃	42%
CaCo ₃ + gU	46%
alle erhobenen Bodenparameter zusammen ²	57%

¹ aus schrittweiser multipler Regression

² Carbonat, org. Kohlenstoff, Körnung, Bodenfarbe

Zur Unterscheidung des Hochflächenbereichs von den erosionsgeschädigten Hangbereichen lassen sich die folgenden Schwellwerte verschiedener Bodenmerkmale angeben:

Tab.3: typische Anteile von Bodenmerkmalen im Oberboden (Hanglagen):

Carbonat	org. Kohlenstoff	Ton	Schluff	Grobschluff	Sand
> 2%	< 4%	< 20%	> 73%	> 43%	> 3%

Um die drei Trainingsklassen auf ihre Eignung für die Klassifikation des gesamten Schwarzerdegebietes vorab zu testen, wird zunächst der Testschlag selbst einer überwachten Klassifikation anhand dieser Klassen unterzogen. Die Kontingenztabelle (vgl. Tab.4) zeigt die Zuverlässigkeit der Zuordnung der Satellitenbilddaten zu den drei Klassen. Zu beachten ist dabei, daß die Trefferquote hier gegenüber der Anwendung auf das gesamte zu klassifizierende Gebiet überhöht ist. Die Cluster 4 und 5 repräsentieren vom Testschlag abweichende Standortbedingungen der Testschläge Vitzenbug und Lodersleben und wurden lediglich zum Vergleich aufgenommen.

Tab.4: Kontingenztabelle -
Überwachte Klassifikation des Testschlages Obhausen

klassifizierte° Daten	Referenzdaten aus Clusteranalysen*		
	Obhausen Cluster 1	Obhausen Cluster 2	Obhausen Cluster 3
Cluster 1	432	0	0
Cluster 2	10	195	0
Cluster 3	0	1	107
Cluster 4	0	0	0
Cluster 5	24	4	0
Summe (Pixelzahl)	466	200	107

° Minimum Distanz-Klassifikationsverfahren

* Die hier eingesetzten Klassen dienen als Trainingsdaten für die Klassifikation des Gesamtgebiets

Von den insgesamt 25.372 Hektar umfassenden vegetationsfreien Ackerflächen, die in die Klassifikation des zentralen Schwarzerdegebietes aufgenommen wurden, konnten 54% (13.747 ha) den drei Klassen zugeordnet werden, die den Bodenverhältnissen des Testackerschlages Obhausen entsprechen. Hiervon werden 66% als gering geschädigt eingestuft ((Braunerde-)Schwarzerden und Kolluvisols); 21% entfallen auf die Klasse 2, mittel geschädigt, (erodierte Schwarzerden, Material des Unterbodens in verschiedenem Ausmaß in den Oberboden eingepflügt); 13% der Flächen sind stark geschädigt (Pararendzinen). Die Sicherheit der Zuweisung der Satellitenbilddaten zur mittleren Stufe ist etwas geringer als zu Stufe 1 und 3 (nicht bis gering geschädigt bzw. stark geschädigt).

Die übrigen 47% der Ackerböden teilen sich zu 71% auf die Klasse 4, zu 29% auf die Klasse 5 auf. Die von Testschlag Obhausen abweichenden Bodenverhältnisse lassen sich folgender Maßen fassen: Es handelt sich z.T. um Übergänge zwischen verschiedenen Bodenentwicklungsstadien, die bei Obhausen z.B. aufgrund anderer Hangneigungsverhältnisse nicht auftreten. Es können stärker verbrauchte Schwarzerden als bei Obhausen mit freigelegtem Bv-Horizont vorkommen. Zudem spielen stellenweise Substratunterschiede eine Rolle.

Einschränkungen der vorgestellten Satellitenbildanalyse sind in der räumlichen Auflösung der Thematic Mapper Daten von 30m x 30m zu sehen, mit der das Problem der Mischpixel einhergeht. Zudem ist dadurch die Anzahl der Pixel pro Trainingsareal für die überwachte Klassifikation relativ niedrig. Hierin ist auch die Ursache zu sehen, warum die Korrelationen zwischen Bodenkontroll- und Satellitenbilddaten der anderen

Ursache zu sehen, warum die Korrelationen zwischen Bodenkontroll- und Satellitenbilddaten der anderen beiden Testschläge nur gering waren. Diese weisen eine deutlich kleinräumigere Variabilität der Bodenverhältnisse auf als sie im Schwarzerdegebiet anzutreffen ist.

Die Übertragung der Vorgehensweise auf Räume ähnlicher naturräumlicher und agrarwirtschaftlicher Bedingungen erscheint möglich. Sie bietet sich insbesondere für großflächige Dauerbeobachtungen mittels multitemporaler Untersuchungen an. In diesem Falle wäre eine Erweiterung der Analysen, z.B. die Vergrößerung der Anzahl der Bodenkontrolldaten, evtl. auch die Einbeziehung der vegetationsbestandenen Ackerflächen, anzustreben (vgl. Hill 1992, de Jong 1994).

Literatur:

- Altermann, M. 1995: Exkursion E - Mitteldeutsches Trockengebiet. In: Exkursionsführer zur Jahrestagung 1995 in Halle, Mitteilungen der DBG 77:229-278
- de Jong, St.M. 1994: Applications of reflective remote sensing for land degradation studies in a mediterranean environment. *Nederlandse Geografische Studies* 177, Utrecht
- Hill, J. 1992: Die Nutzung operationeller Erdbeobachtungssatelliten zur Kartierung und Überwachung von Erosionsprozessen in mediterranen Ökosystemen. In: Beiträge zur Physischen Geographie und Landseskunde: 195-229, Hrsg. M.J.Müller, (Flensburger Regionale Studien, Sonderheft 2)
- Leone, A.P., Wright, G.G., Corves, C. 1995: The application of satellite remote sensing for soil studies in upland areas of Southern Italy. In: *Int. J. Remote Sensing* 16: 1087-1105
- Schröder, H. 1989: Fernerkundung von Löß- und Verwitterungsstandorten und deren bodenerosiver Schädigung unter Anwendung von Verfahren der Multispektralanalyse. In: *Petermanns Geographische Mitteilungen*: 129-139
- Schröder, H., Löwa, K. 1991: Zum Ausmaß bodenerosiver Abspülschäden in der Lösslandschaft des südöstlichen Harzvorlandes. In: *Erdkunde* 45: 255-263
- Schröder, H.; Bergner U.; Klahre, J. 1995: Das Ausmaß geökologischer Prozesse bodenerosiver Abspülung in Lößlandschaften des Mitteldeutschen Trockengebietes. Abschlußbericht an die DFG, Erlangen
- Schröder, H., Brixy, I., Pinther, A. 1996: Bodenerosion und Fernerkundung im Mitteldeutschen Trockengebiet. Ergänzung zum Abschlußbericht Schröder et al. 1995 an die DFG, Erlangen

Erosionsbedingte Stoffeinträge im deutsch-polnischen Odereinzugsgebiet

von

Deumlich, D.¹; Kocmit, A.²

Einleitung

Die Belastung von Gewässerökosystemen durch Stoffeinträge aus diffusen Quellen ist vorrangig auf die agrarische Flächennutzung zurückzuführen. Für die Bodenerosion wurden z.B. ca. 3,7 % am Stickstoff- und ca. 27 % am Phosphoreintrag in die Nordsee aus diffusen Quellen des Elbeinzugsgebietes der NBL abgeschätzt [1]. Die Kalkulation der potentiellen Bodenabträge durch Erosion erfolgte mittels der empirischen an Standortbedingungen Bayerns als Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG - [2]) angepaßten Universal Soil Loss Equation (USLE - [3]).

In einem deutsch-polnischen Gemeinschaftsprojekt im TRANSFORM-Programm wurde die Methodik auch auf die Einzugsgebiete der Oder in Polen angewandt.

Methodik

Abschätzung von Gebietseinträgen von Sediment und Nährstoffen, nach AUERSWALD (in [4])

1. Berechnung des Bodenabtrags auf der Ackerfläche (AF) mit ABAG

$$A_{AF} = R * K * L * S * C * P \quad [t/ha]$$

2. Abschätzung der Nährstoffanreicherung im Abtrag

$$ER = 2,53 * A_{AF}^{-0,21}$$

3. Berechnung des im Gewässer transportierten Sediments (SED)

$$SED = 700 + 8,5 * A_{EO} * \sqrt{A_{WF}}$$

A_{EO} : oberirdisches Einzugsgebiet des Gewässers [km²]

A_{WF} mittl. Bodenabtrag der Liegenschaftsfläche nach ABAG [t/ha WF]

4. Berechnung des Nährstoffeintrags (NE) durch die Fließgewässer

$$NE = SED \text{ je } (x) \text{ km}^2 * A_{WF} * ER * N\text{- oder P-Gehalt der Ackerkrume}$$

Datenbasis:

Als Datengrundlage wurden auf die Gemeinden aggregierte, flächendeckend vorliegende Boden- und Standortdaten für die landwirtschaftlichen Nutzflächen, der Datenspeicher Witterung sowie

¹ Institut f. Bodenlandschaftsforschung, ZALF e.V. - Eberswalder Str. 84.- 15374 Müncheberg

² Academy of Agriculture, Dep. of Soil Erosion and Soil Reclamation, 71-442 Szczecin, ul. Papieza Pawla VI nr 1

statistische Angaben zur Landnutzung für den deutschen Teil genutzt.

Für das polnische Teilgebiet wurde abweichend die Schätzung des Bodenabtrags auf der Basis von Flächenangaben der Erosionsgefährdungskarte nach Józefaciuk parametrisiert mit Resultaten von Erosionsforschungen im Oder-EZG vorgenommen.

<i>Poln. Tiefland:</i> schwache Gefährdung-	1 t/ha	<i>Pommern:</i>	1,5 t/ha
mittlere Gefährdung	2 t/ha		3,5 t/ha
starke Gefährdung	5 t/ha		6,0 t/ha
<i>Oberes Einzugsgebiet bis zum Pegel Slubice</i>			
schwache Gefährdung-	3 t/ha		
mittlere Gefährdung	5 t/ha		
starke Gefährdung	10 t/ha		

Die Nährstoffkonzentration im Ausgangsboden wurde für Phosphor mit 60 (D) und 30 mg/100g Boden (Pl), für Stickstoff zwischen 90...100 mg/100g Boden (Pl) und nach Tabelle 1 für die einzelnen Standorttypen in Ostdeutschland angesetzt.

Tab. 1: Mittlere N-Werte für Natürliche Standorteinheiten

NStE	D1, D2	D3, D4	D5, D6, V4-9	L61-6, V1-3
Anteil Korngrößen < 0,0063 mm	< 7	8 - 15	16 - 25	26-38
N _t [mg/100g Bo.]	58	76	112	177

Ergebnis und Diskussion

Im langjährigen Mittel sind potentielle Bodenabträge auf der Ackerfläche im Odereinzugsgebiet in Höhe von 0,6 t/ha zu erwarten, (0,07...6,68 t/ha) (Tab. 2).

Auf der Basis der Gemeinden werden natürliche Bedingungen kleinmaßstäbig relativ gut wiedergegeben. Lokal mögliche höhere Bodenabträge auf dem Ackerland bei ungünstigen aktuellen Bewirtschaftungsbedingungen sind bei Einzugsgebietsbetrachtungen nicht abschätzbar.

Die Mittelwerte des Bodenabtrags können nur zum Vergleich der naturräumlichen oder administrativen Einheiten untereinander und zur Kennzeichnung von Schwerpunktgebieten der Bodenerosion dienen, sie sind keine Absolutwerte (Abb. 1).

Der Sedimenteintrag in die Pommersche Bucht beträgt schätzungsweise 15 % des Bodenabtrags auf den Ackerflächen (≈0,05 t/ha WF).

Der aus diffusen Quellen (Ackerland) stammende partikuläre N-Eintrag wurde mit ≈120 g/ha WF (90...260 g/ha WF) und der P-Eintrag mit ≈50 g/ha WF (30...120 g/ha WF) geschätzt.

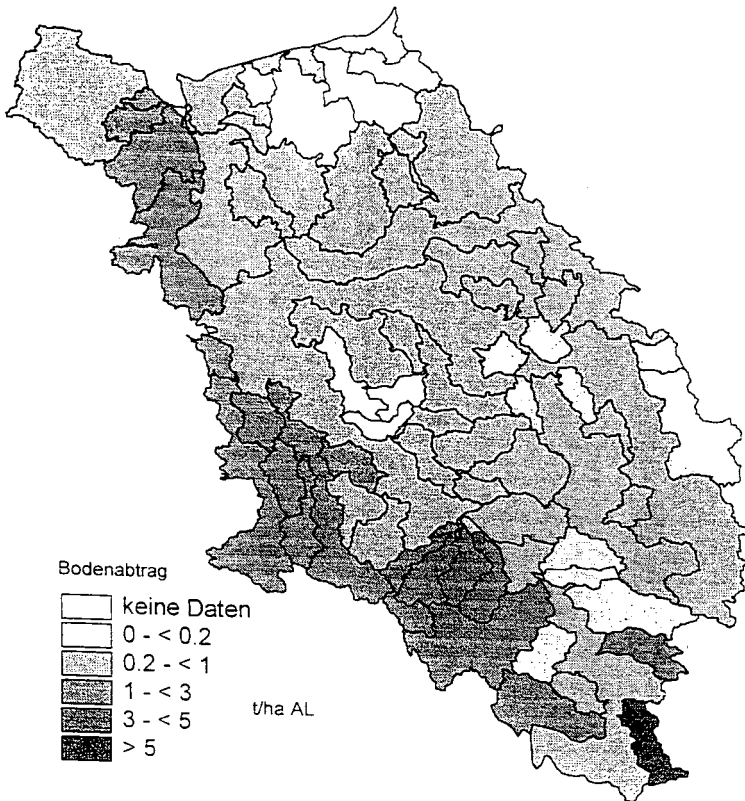
Tab. 2: Geschätzter potentieller Bodenabtrag, Sediment- und partikulärer Nährstoffeintrag durch Wassererosion im Einzugsgebiet der Pommerschen Bucht

Einzugs- gebiet	Liegen- schaftsfl. (WF) ha	Acker- fläche (AF) ha	mittlerer poten- tieller Bodenab- trag		ER	Sediment- eintrag			Gesamt- fracht in t		spezif. Nährstoff- fracht	
			t	auf der AF t/ha		t	auf der WF- t/ha	N- Gehalt mg/100 Boden	N	P	N in kg/ha WF	P in kg/ha WF
Uecker	242.800	146.281	181.393	1,24	2,42	18.538	0,076	97	44	27	0,180	0,111
Zarow	73.900	35.424	35.808	1,01	2,52	5.073	0,069	93	12	8	0,161	0,104
Peene	513.000	318.390	252.347	0,79	2,66	31.283	0,061	96	80	50	0,155	0,097
Oder-Haff (D)	37.600	11.570	3.863	0,33	3,19	1.724	0,046	74	4	3	0,109	0,088
Oder (D)	405.500	225.339	267.953	1,19	2,44	28.718	0,071	60	42	42	0,103	0,104
Odra (PI)	10.605.650	5.897.250	2.987.250	0,51	3,00	479.120	0,045	91	1.290	429	0,122	0,040
Neiße (D,PI)	363.670	52.398	246.064	4,70	1,83	26.127	0,072	128	61	29	0,169	0,079
Warta	5.452.870	3.185.880	1.048.710	0,33	3,30	203.963	0,037	90	600	200	0,110	0,037
Notec	1.733.050	953.480	368.570	0,39	3,20	68.634	0,213	90	195	65	0,113	0,038
TOTAL Pomm Bucht	12.022.450	6.685.598	3.940.693	0,59	2,83	585.762	0,049	90	1.490	575	0,124	0,048

Resultat für einen angenommenen Oberflächenabfluß von 10 mm			
N-Fracht bei 0.32 mg/l in t	P-Fracht bei 0.65 mg/l in t	Spezifische N- Fracht relativ zur WF bei 0.32 mg/l in kg/ha	Spezifische P- Fracht relativ zur WF bei 0.65 mg/l in kg/ha
6	11	0,023	0,046
2	4	0,026	0,054
12	24	0,023	0,047
0.4	1	0,011	0,023
8	17	0,021	0,42
423	858	0,040	0,081
11	23	0,030	0,063
185	375	0,034	0,069
63	128	0,037	0,074
450	920	0,037	0,076

Die ausführliche Darstellung der Ergebnisse ist im Endbericht: „Quantifizierung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer im Einzugsgebiet der Oder und der Pommerschen Bucht mit dem Ziel der Erarbeitung von Entscheidungshilfen für den integrierten Gewässerschutz“ - FKZ UBA 310 050 vom 16. Januar 1997 enthalten.

Abb. 1: Potentieller Bodenabtrag im Odereinzugsgebiet relativ zur Ackerfläche



Literatur:

- [1] WERNER, W. u. WODSAK, H.-P.: Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands... agrarspectrum Bd. 22, Frankfurt/M. (1994), darin: DEUMLICH, D. u. FRIELINGHAUS, Mo.: Eintragungspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. S. 48 - 84
- [2] SCHWERTMANN, U.; VOGL, W.; KAINZ, M.;...: Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart (1987) 64 S.
- [3] WISCHMEIER, W.H. u. SMITH, D.D.: Predicting rainfall erosion losses. USDA-Agric. Handbook 537, (1978), 58 S.
- [4] WERNER, W.; OLFS, H.-W.; AUERSWALD, K.; ISERMANN, K.: Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer über "diffuse Quellen". In: HAMM, A.: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin, (1991), 665-764

Das Basler GIS-gestützte Bodenerosionsmodell Bestimmung der erosionsgefährdeten Areale unter Verwendung amtlicher GIS-Daten

von

Dräyer, D.¹; Graf, Th.²

Einleitung

Am Departement für Geographie der Universität Basel-(Stadt) wurde ein GIS-gestütztes Verfahren zur Erosionsmodellierung (GVEM BS) entwickelt (DRÄYER 1996a). Es basiert auf der Methodik zur Bestimmung der "Erosionswiderstandsfunktion" in der "Bewertungsanleitung zur Bestimmung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes" (BA LVL; MARKS et al. 1989: 49 - 59). Das BA LVL-Verfahren, welches sich auf die Universal Soil Loss Equation (USLE; WISCHMEIER et al. 1978) abstützt, berücksichtigt und verschneidet die Informationsschichten Relief (erosionsrelevante Relief-formen), Boden (Widerstand des Bodens gegen Wassererosion), Landnutzung und Niederschlag (R-Faktor der USLE). Das GVEM BS liefert zwei Ergebnisse: als Zwischenresultat der GIS-gestützten Reliefanalyse eine "Reliefbedingte Karte der Bereiche linearer Erosion und der potentiellen Akkumulationszonen" und als Endergebnis eine hochaufgelöste, qualitative Bodenerosionsgefährdungskarte (Abb. 2). Da die USLE im Anwendungsgebiet des GVEM BS für vorliegende Publikation, im NW-Schweizerischen Tafeljura (Abb. 1), den Abtrag tendenziell überschätzt, wird auf quantitative Abtragsangaben verzichtet.

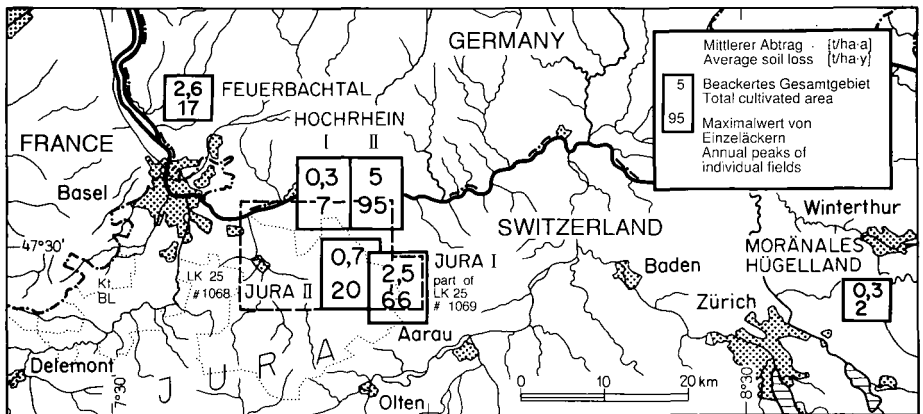


Abb. 1: Untersuchungsgebiete der Forschungsgruppe Bodenerosion Basel

Methodik und Datenbasis

Das GVEM BS wurde gegenüber der BA LVL-Methodik speziell bei der Berücksichtigung der Informationsschicht Relief wesentlich verbessert. Die USLE weist nur Abtrag aus, jedoch keine Akkumulation. Prozessorientiert denkend werden bei der GIS-Reliefanalyse die Leitlinien der Erosion, ihre Einzugsgebiete und die potentiellen Akkumulationszonen bestimmt. Im BA LVL-Verfahren wird die Landnutzung grob in fünf Klassen einbezogen. Für das GVEM BS wird unter Berücksichtigung der USLE-C-Faktoren eine feinere Abstufung vorgenommen.

Das GVEM BS wurde mit Hilfe von Daten aus den langjährigen Erosionsmessgebieten JURA I und II der Forschungsgruppe Bodenerosion Basel entwickelt (Abb.1). Die GIS-Resultatkarten konnten zu Zwecken der Kalibrierung und Validierung mit zahlreichen Erosionsschadenskarten verglichen werden (vergl. z.B. FRÖHLICH et al. 1994). Als Übertragungsraum für die Methodik wurden die Perimeter der beiden Gemeinden Giebenach/BL und Arisdorf/BL gewählt (DRÄYER 1995). In beiden Gemeinden sind bis zu diesem Zeitpunkt noch keine Erosionsmessungen durchgeführt worden. Datengrundlage für die GIS-Modellierungsarbeit bildeten das Schweizerische Digitale Höhenmodell (DHM25, Basismodell), die Digitale Bodenkarte des Kantons Basel-Landschaft und die Schweizerische Digitale Topographische Karte (Pixelkarte PK25).

Anwendung des GVEM BS für das Areal des Kartenblattes "Sissach"

Abb. 2 zeigt beispielhaft einen Ausschnitt der Resultatkarte "GIS-Erosionsanfälligkeitskarte", die für den gesamten Perimeter des Kartenblattes "Sissach" (Schweizerische Landeskarte 1 : 25'000, Blatt Nr. 1068) errechnet wurde (DRÄYER 1996b). Anhand dieser Abbildung wird deutlich, dass das GVEM BS in der Lage ist, den gefährdeten vom ungefährdeten Teil eines jeden Ackerschlagens zu unterscheiden. Das mit dem GIS-Verfahren gewonnene Resultat ist deutlich genauer als eine vom Kanton Basel-Landschaft (Kt. BL) selbst durchgeführte Studie (BAU- UND UMWELTSCHUTZDIREKTION DES KT. BL 1994).

Tab. 1: Summe der durch Erosion und Akkumulation gefährdeten Flächen für den basellandschaftlichen Teil des Kartenblattes "Sissach" (LK25, Blatt Nr. 1068)

210 km ² : Fläche des Blattes "Sissach" (Nr. 1068)	~ 1 km ² : mit Hangneigungen 3.5% - 15% und sehr niedrigem Bodenerosionswiderstand
~ 154 km ² : Anteil des Kt. BL am Blatt "Sissach"	~ 1.2 km ² : mit Hangneigungen 3.5% - 15% und im Bereich erosionswirksamer Leitlinien und potentieller Akkumulationsflächen liegend
~ 21 km ² : Anteil Ackerfläche (Kt. BL)	
~ 34 km ² : Anteil Wiesland (Kt. BL)	
~ 19 km ² : Anteil Obstbaumwiesen (Kt. BL)	
Die Angaben in der Spalte rechts beziehen sich auf den Ackerflächenanteil in dieser Spalte.	~ 1 km ² : Schnittmenge aller drei Kriterien: Hangneigung, Erosionswiderstand, Leitlinien und Akkumulationszonen

Vereinfachte Anwendung des GVEM BS für das Areal des Kantons Basel-Landschaft

Die Methodik musste für die Anwendung des GVEM BS für das Areal des Kt. BL (BAU- UND UMWELTSCHUTZDIREKTION DES KT. BL 1996) aufgrund der ungünstigeren Datenlage stark vereinfacht werden. Vom DHM25 wurden nur die Hangneigungsklassen berechnet. Die Landnutzungsinformationsschicht wurde mit den Daten der in digitaler Form vorliegenden Schweizerischen Arealstatistik (BN24, 24 Nutzungsklassen) gespiesen. Unglücklicherweise sind im BN24 das erosionsgefährdetere Ackerland und das ungefährdete Wiesland zur selben Klasse zusammengefasst worden. Die Bodeninformationsschicht konnte ohne Einschränkungen genutzt werden. Der Niederschlags-R-Faktor wurde nicht berücksichtigt. Ergebnis ist eine qualitative "GIS-Erosionsgefährdungskarte" (Abb. 3), welche die Regionen zeigt, wo mit erster Priorität Gegenmassnahmen ergriffen werden müssen.

Schlussfolgerungen

Wird das GVEM BS für grosse Areale angewendet, - egal, ob bei unreduzierter oder bei stark vereinfachter Methodik -, so ist der Betrag derjenigen Flächen, die zur gefährdetsten Stufe gehören jeweils vergleichbar. Die vereinfachte Methodik erzielt jedoch in der topischen Dimension keine brauchbaren Ergebnisse. Sie kann nur im regionischen Massstab sinnvoll angewendet werden. Anzufügen bleibt, dass beide von der Bau- und Umweltschutzdirektion des Kt. BL durchgeführten Studien - unabhängig voneinander - zu denselben Resultaten gelangen.

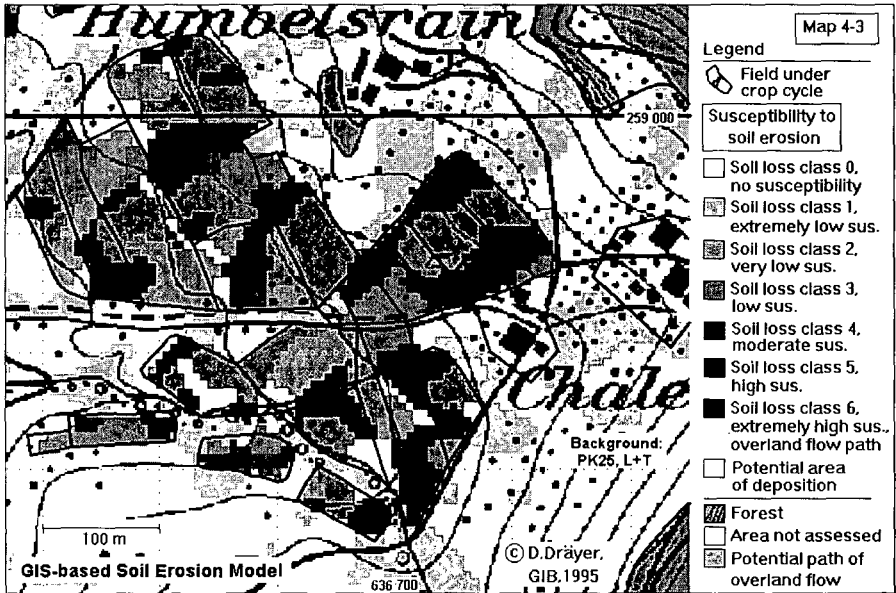


Abb. 2: GIS-Bodenerosionsgefährdungskarte, Ausschnitt Hofgruppe Chälen, Erosionsuntersuchungsgebiet Länenbachtal (JURA II). Quelle: DRÄYER 1996a.

Literatur

BAU- UND UMWELTSCHUTZDIREKTION DES KANTONS BASEL-LANDSCHAFT [AUTOR: TH. MOSIMANN]: Bodenerosion im Kanton Basel-Landschaft - Aktueller Stand, Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit, Thesen zur Erhaltung der Böden, weiteres Vorgehen. - Liestal (1994), 31.

BAU- UND UMWELTSCHUTZDIREKTION DES KANTONS BASEL-LANDSCHAFT [AUTOR: TH. GRAF]: Ausscheidung von Massnahmegebieten zur Bekämpfung der Bodenerosion im Kanton Basel-Landschaft. Liestal (1996), vervielfältigtes Manuskript, 22 S. + Anhang, (kann angefragt werden: Bodenschutzfachstelle d. Kt. BL, Rheinstr. 29, CH-4410 Liestal).

DRÄYER D.: Bestimmung der Bodenerosionsgefährdung unter Verwendung amtlicher GIS-Daten. - In: Petermanns Geographische Mitteilungen 139/4 Justus Perthes Verlag Gotha (1995).

DRÄYER D.: GIS-gestützte Bodenerosionsmodellierung im Nordwestschweizerischen Tafeljura. Erosionsschadenskartierungen und Modellergebnisse -. Physiographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie 22, Basel (1996a), 234 S.

DRÄYER D.: Determination of the Susceptibility to Soil Erosion and Deposition on an entire Map-sheet by using officially available governmental GIS-data. - In: RUMOR M., McMILLAN R. & OTTENS H.F.L (Editors): Geographical Information - From Research to Application through Cooperation -. IOS Press Amsterdam, Oxford, Tokyo, Washington DC (1996b), p. 482-487, ISBN 90 5199 268 8 (two volumes)

FRÖHLICH J., DRÄYER D. & HUBER M.: GIS-Methoden in der landschaftsökologischen Raumbewertung mit einem Beispiel zur Bestimmung der Bodenerosionsgefährdung. - In: Die Erde 125/1, Gesellsch. f. Erdkunde zu Berlin, Berlin (1994), 1-13.

WISCHMEIER W. H. & SMITH D. D.: Predicting Rainfall-Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. - In: U.S. Dept. of Agriculture, Agric. Handbook 537 (1978).

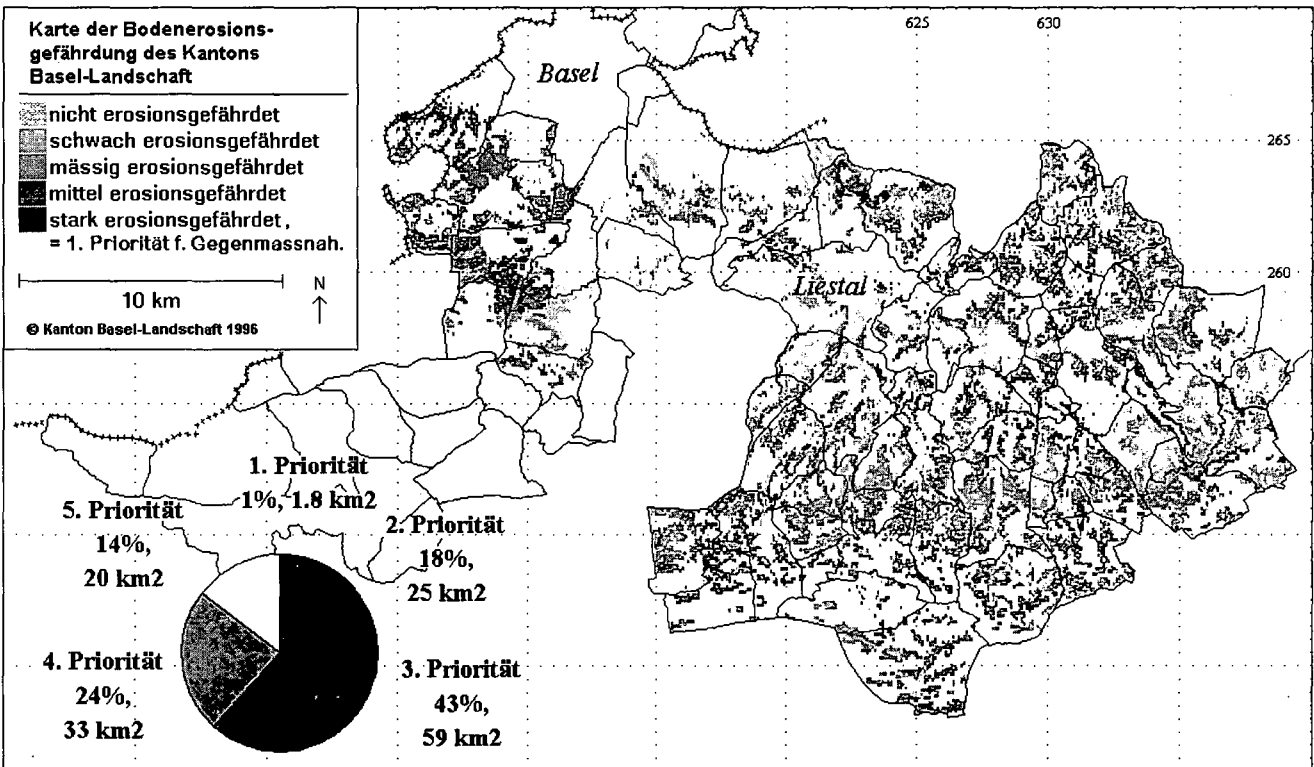


Abb. 3: GIS-Bodenerosionsgefährdungskarte für den Kanton Basel-Landschaft. Quelle: BAU- UND UMWELTSCHUTZDIREKTION DES KT. BL 1996.

GIS-gestützter Vergleich der Erosionsabschätzung nach ABAG- und Richter-Methodik am Beispiel Baden-Württembergs

von

Feldwisch, N.¹; Fett, A¹; Gündra, H.²; Moevius R.³

1. Einleitung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Verbundprojektes „Gewässerschutz in der Landwirtschaft“ statt, welches vom Institut für Landeskultur der Universität Gießen und vom Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim gemeinsam bearbeitet wird. Gefördert werden die beiden Teilprojekte von der Bundesstiftung Umwelt und dem Umweltbundesamt. Fachlicher Hintergrund dieser Untersuchung war das Bestreben, die Standortauswahl von Beispielsbetrieben hinsichtlich unterschiedlicher natürlicher Erosionsdispositionen auf eine objektive und systematische Basis zu stellen. Anhand dieser Beispielsbetriebe werden anschließend die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen gewässerschonender Verfahren dokumentiert (FREDE & DABBERT 1997).

Für die Bundesrepublik Deutschland liegt bis heute keine Abschätzung der Bodenerosion durch Wasser nach einheitlicher Systematik vor. Nach ABAG-Systematik liegen nur von Bayern, Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen sowie von den neuen Bundesländern Schätzungen der Bodenerosion durch Wasser vor. RICHTER (1965) hat eine flächendeckende Abschätzung der Wassererosion für die alten Bundesländer auf der Ebene der Naturräumlichen Einheiten vorgenommen, deren Aussagen jedoch nur qualitativ sind.

Vor diesem Hintergrund wird zwei Fragen nachgegangen:

1. Gibt es einen Zusammenhang zwischen den Erosionsschätzungen nach RICHTER- bzw. ABAG-Methodik?
2. Wenn ja, lassen sich die Zusammenhänge so systematisieren, daß eine regionalisierte Quantifizierung der Wassererosion auch für die Bundesländer möglich wird, für die bisher keine quantitativen Ergebnisse vorliegen?

Lassen sich beide Fragen positiv beantworten, dann ist die eingangs beschriebene Zielstellung erreicht.

2. Material und Methoden

Beide Fragestellungen werden anhand des Datensatzes Baden-Württemberg mit Hilfe von digitalen Rasterkarten bearbeitet. Die ABAG-Daten stammen aus dem Erosionsatlas Baden-Württemberg (GÜNDRA et al. 1995). Dabei wurde sowohl auf die Karte „Bodenabtrag auf Ackerflächen“ (Schlagebene) als auch auf die Karte „Flächengewichteter Bodenabtrag“ (Rasterebene) zurückgegriffen. Letztere berücksichtigt die Landnutzungsverteilung innerhalb einer Rasterzelle, indem die Bodenabträge typischer Ackerschläge einer Ra-

¹ Institut für Landeskultur der Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, 35390 Gießen

² Heidelberger Geographische Institute, Heidelberg

³ Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim (410a), 70593 Stuttgart

sterzelle (Schlagebene) mit dem relativem Ackerflächenanteil gewichtet wird. Die analoge RICHTER-Karte wurde abdigitalisiert und entsprechend der Rasterung der ABAG-Karte auf

Tab. 1: Klassifizierung der ABAG-Abträge

	Schlagebene		Rasterebene
1	sehr gering	ca. 25 % Ackeranteil	< 0,5 t/ha/a
2	gering		0,5 - 1,0 t/ha/a
3	mittel		1,0 - 1,5 t/ha/a
4	hoch		1,5 - 2,0 t/ha/a
5	sehr hoch		> 2,0 t/ha/a
			< 2 t/ha/a
			2 - 4 t/ha/a
			4 - 6 t/ha/a
			6 - 8 t/ha/a
			> 8 t/ha/a

ein 2,2-km-Raster gebracht. Um die Vergleichbarkeit der Karten herzustellen, wurden die ABAG-Abträge entsprechend der Richterkarte in fünf Klassen unterschiedlicher Erosionsgefährdung (sehr gering bis sehr hoch) klassifiziert (Tab 1).

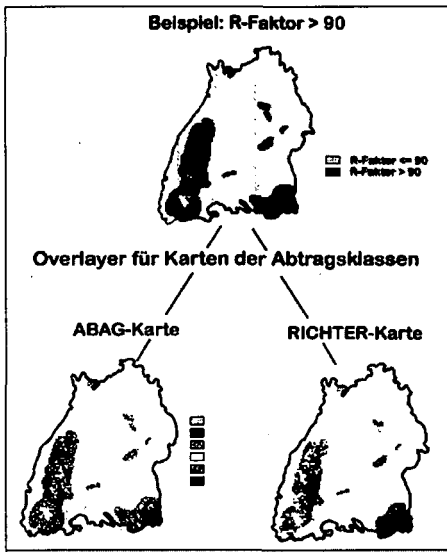


Abb. 1: Overlayer für Karten der Abtragsklassen

Die Kartenvergleiche erfolgen über das Crosstab-Modul des GIS IDRISI. Der Grad der Übereinstimmung der Karten wird mit dem Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten dargestellt. Die Auswertungen erfolgten ungefiltert mit beiden Karten (Schlag- und Rasterebene).

Anschließend wurden als Selektionsgröße die Einzelfaktoren der ABAG genutzt. So wurden in einem Vergleich der Abtragskarten nach ABAG- und RICHTER-Systematik beispielsweise nur noch die Rasterzellen berücksichtigt, deren Abträge nach ABAG auf einen R-Faktor > 90 beruhen (Abb. 1). Diese geschichtete Datenanalyse diente der Identifizierung etwaiger systematischer Unterschiede zwischen den beiden Karten. Beispielsweise überschätzt der S-Faktor der ABAG in steileren Lagen den Gefälleinfluß systematisch (FELDWISCH 1995, GÜNDRA et al. 1995).

Insofern können ggf. Abweichungen zwischen den beiden Karten auf solche systematischen Effekte zurückgeführt werden und durch Ausschluß der betroffenen Rasterzellen der Übereinstimmungsgrad der Karten verbessert werden.

3. Ergebnisse

Sowohl für den nach der ABAG berechneten Bodenabtrag auf Ackerflächen (Schlagebene) als auch für den flächengewichteten Bodenabtrag (Rasterebene) werden beim Vergleich mit RICHTER maximal Übereinstimmungen mit einem Rangkorrelationskoeffizient (R) von 0,3 bzw. 0,4 erzielt. Auch durch eine andere Klasseneinteilung wird keine wesentliche Verbesserung des Übereinstimmungsgrads

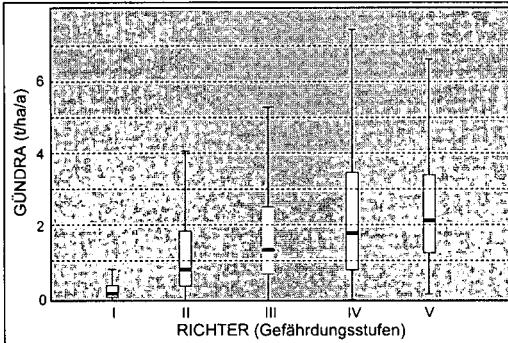
erreicht (Tab. 2). Dieses Ergebnis ist Ausdruck der geringen Differenzierung der ABAG-Abträge innerhalb der Richter-Klassen (Abb. 2). Dargestellt ist der Median, das 25- und 75-Perzentil (Balken) sowie Minimal- und Maximalwert (ohne Ausreißer).

Tab. 2: Klasseneinteilung der ABAG-Abträge und Grad der Übereinstimmungs

Schlagebene			Rasterebene		
Klasse	U/ha/a	SPEARMAN	Klasse	U/ha/a	SPEARMAN
1	<1	0.08	1	<0.25	0.41
2	1 - 2		2	0.25 - 0.50	
3	2 - 3		3	0.50 - 0.75	
4	3 - 4		4	0.75 - 1.00	
5	>4		5	> 1.00	
1	<2	0.30	1	<0.5	0.39
2	2 - 4		2	0.5 - 1.0	
3	4 - 6		3	1.0 - 1.5	
4	6 - 8		4	1.5 - 2.0	
5	>8		5	> 2.0	
1	<4	0.29	1	<1.0	0.34
2	4 - 08		2	1.0 - 2.0	
3	08 - 12		3	2.0 - 3.0	
4	12 - 16		4	3.0 - 4.0	
5	>16		5	>4.0	

Zwar steigt der Median der ABAG-Abträge innerhalb der RICHTER-Klassen von 0.2 über 0.8, 1.3, 1.8 bis 2.1 an, aber die Balken zeigen eine starken Überlappung der Wertebereiche.

Die starke Abweichung zwischen den beiden Karten wird auch anhand der Cross-Tabelle deutlich (Rasterebene) (Tab. 3a). Von den insgesamt 8676 Rasterzellen weisen nur 28 % keine Klassenabweichung auf, 36 %



weichen um eine Klasse und immerhin 36 % weichen um 2 und mehr Klassen voneinander ab (Tab. 3b).

Die geschichtete Kartenanalyse mit Hilfe der Einzelfaktoren der ABAG (vgl. Abb. 1) deckte keine systematischen Abweichungen zwischen den beiden Schätzmethode ABAG und RICHTER auf, die eine gezielte Datenselektion erlauben würde (Tab. 4). Zwar nimmt tendenziell der Grad der Übereinstimmung mit zunehmenden R- und S-Faktoren sowie mit abnehmendem K-Faktor ab. Jedoch sind die Unterschiede im Rangkorrelationskoeffizien-

Abb. 2: ABAG-Werte innerhalb der RICHTER-Klassen; Median, 25- u. 75-Perzentil, Minimum- u. Maximumwerte (ohne Ausreißer)

Tab. 3

a) Cross-Tabelle für Rasterebene

Richter \ Gündra	1	2	3	4	5	total
1	699	898	467	104	19	2187
2	77	726	789	113	69	1774
3	39	394	593	108	88	1222
4	21	232	430	77	86	846
5	62	697	1217	357	314	2647
total	898	2947	3496	759	576	8676

b) Abweichungstabelle ABAG-RICHTER

Klassenabweichung	0	1)	2)	3)	4)	Σ
Anzahl der Raster	2409	3139	2156	891	81	8676
Prozent	28	36	25	10	1	100
Summenprozent	28	64	89	99	100	100

ten zu gering bzw. die Klassenbesetzungen im Vergleich zur Gesamttrasteranzahl nicht ausreichend, um daraus Wertebereiche der Einzelfaktoren identifizieren zu können, deren Ausschluß aus der Datenanalyse eine Verbesserung des Übereinstimmungsgrads erwarten lassen. Diese Aussage gilt auch für die hier nicht dargestellten L- und C-Faktoren.

Tab. 4: Anhand der ABAG-Faktoren geschichteter Kartenvergleich

1. R-Faktor	SPEARMAN	n
< 55	0.65	232
55 - 65	0.45	2183
65 - 75	0.42	2796
75 - 90	0.32	1576
> 90	0.32	1889

2. K-Faktor	SPEARMAN	n
< 0.2	0.19	317
0.2 - 0.3	0.28	2700
0.3 - 0.4	0.35	3118
0.4 - 0.5	0.41	2184
> 0.5	0.40	357

3.S-Faktor	SPEARMAN	n
< 0.4	0.47	1392
0.4 - 0.8	0.30	1817
0.8 - 1.2	0.41	1243
1.2 - 1.6	0.37	804
> 1.6	0.20	1785

4. Diskussion

Der Vergleich der Abtragsschätzungen nach ABAG- und RICHTER-Methodik erbrachten sowohl auf Schlag- als auch auf Rasterebene keine befriedigende Übereinstimmung. Auch konnte mit Hilfe der geschichteten Datenanalyse, die jeweils nur Rasterzellen berücksichtigte, deren ABAG-Abträge auf bestimmten Wertebereichen der Einzelfaktoren beruhen, keine gesicherte Systematik der Abweichungen festgestellt werden. Insofern ist das Ziel, eine regionalisierte Quantifizierung der Wassererosion auch für die Bundesländer vorzunehmen, für die bisher keine ABAG-Ergebnisse vorliegen, nicht realisierbar.

Vor diesem Hintergrund sind Abschätzungen auf Bundesebene, die sich auf eine Parallelisierung beider Kartenwerke stützen, mit großen Unsicherheiten verbunden.

Dies betrifft beispielsweise die Schätzungen hinsichtlich der Nährstoffeinträge in oberirdische Gewässer auf Bundesebene, so wie sie von WERNER et al. (1991) anhand des „Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern“ (AUERSWALD & SCHMIDT 1986) und der RICHTER-Karte aufgrund der damaligen fehlenden ABAG-Ergebnisse der anderen Bundesländer vorgenommen wurden.

Literatur

- Feldwisch, N. (1995): Hangneigung und Bodenerosion. BODEN UND LANDSCHAFT, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 3, Justus-Liebig-Universität Gießen, 159 S.
- Frede, H.-G. & S. Dabbert (Hrsg.): Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Handbuch in Vorbereitung.
- Gündra, H, S. Jäger, M. Schroeder, R. Dikau (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg, Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- Richter, G. (1965): Bodenerosion, Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Selbstverlag, Bad Godesberg.
- Werner, W. et al. (1991): Möglichkeiten der Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich N- und P-Verbindungen. In: Hamm, A. (Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin.

Die Auswirkungen des differenzierten Hochwasserschutzes auf die Bodennutzung

von

Frauchinger, R.*; Tobias, S.*; Fritsch, M.*

Ausgangslage

Das Schweizer Bundesgesetz über den Wasserbau (1991) basiert auf einer neuen Hochwasserschutzphilosophie. Das Ziel ist, den Schutz des Lebensraumes vor den Folgen von Hochwasserereignissen mit minimalen Eingriffen in die Fließgewässer zu realisieren. Der Hochwasserschutz soll in erster Linie durch den sachgerechten Unterhalt der Gewässer und durch raumplanerische Massnahmen (z.B. Schutz- und Gefahrenzonen, bauliche Vorschriften, etc.) erreicht werden. Kern dieser neuen Philosophie ist die Differenzierung der Schutzziele: Im Gegensatz zu Verkehrsachsen oder Siedlungsräumen sollen insbesondere landwirtschaftliche Flächen häufiger überflutet, d.h. weniger geschützt werden können. Damit entstehen neue Aufgaben im Bereich des qualitativen und quantitativen Boden- und Flächenmanagements:

Es stellt sich die Frage, nach welchen Kriterien Landwirtschaftsflächen als Überflutungsgebiete ausgeschieden werden sollen und welches die Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Nutzung, die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und auf die Verlagerung umweltgefährdender Stoffe sind.

Lösungsansatz: Multikriterielle Analyse

Zur Beurteilung der Auswirkungen des differenzierten Hochwasserschutzes werden die Kriterien zur Ausscheidung der Überflutungsflächen unter folgenden Perspektiven betrachtet:

- Ökologische Perspektive: Das Gewässer und das Umland wird als (naturnaher) Lebensraum gesehen.
- Ökonomische Perspektive: Einschränkungen für die landwirtschaftliche oder andere Boden-nutzungen.
- Technische Perspektive: Realisierbarkeit der wasserbaulichen Massnahmen zur Lenkung der Hochwasserabflüsse.
- Gesellschaftliche Perspektive: Akzeptanz der Auswirkungen von Hochwasser.

Vorgehen: Fallbeispiel Seez

1. Simulation von Hochwasserereignissen (Abb. 2) mit einem hydrodynamischen Modell zur Berechnung eindimensionaler instationärer Abflüsse (FLORIS der Versuchsanstalt für Wasserbau (VAW) der ETH Zürich). Aus Luftbildern wird ein Digitales Geländemodell mit einer Höhengenaugigkeit im Dezimeterbereich erstellt. Mit einem Geografischen Informationssystem (INTERGRAPH) werden potentielle Überflutungsmulden und deren Speichervolumina bestimmt (Abb. 1), welche in die Abflusssimulation integriert werden (FRAUCHIGER et al. 1996). Anhand des Hochwassers '87 wurde die Simulation mit der kartierten Überflutung verglichen und überprüft. Für die weiteren Schritte werden die potentiellen Überflutungsmulden betrachtet. Für eine Risikoabschätzung müsste man einzelne Hochwasserszenarien simulieren und deren Überflutungsflächen bestimmen.

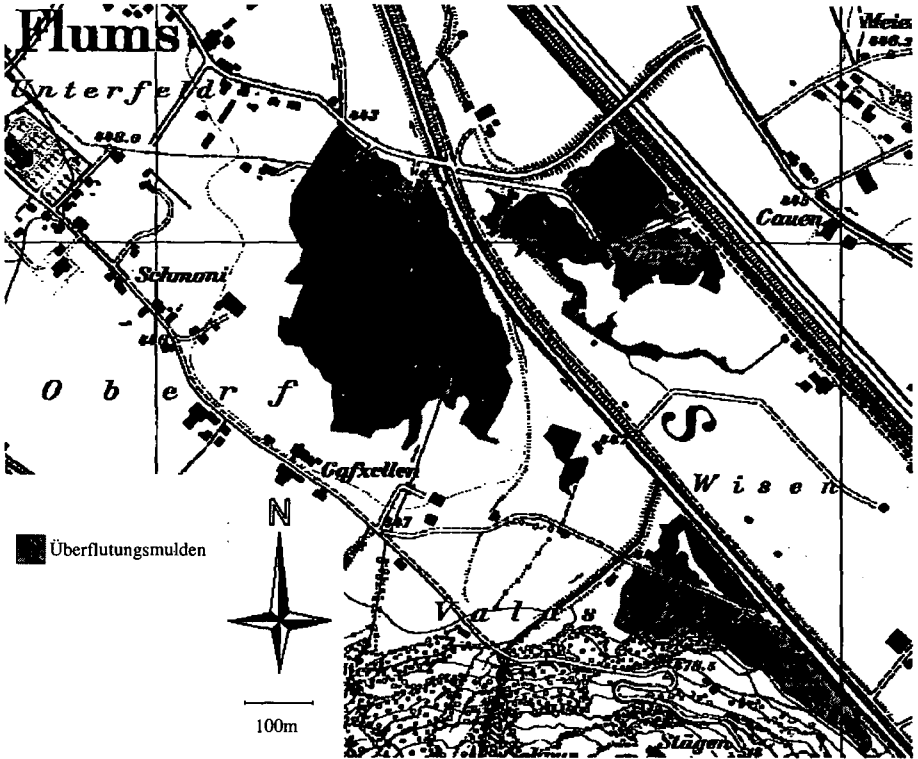


Abb. 1: aus dem DGM bestimmte, potentielle Überflutungsmulden

2. Abschätzung der möglichen Gefahren für den Boden infolge eines Hochwasserereignisses in Bezug auf Übersäuerung, Verschlammung, Bodenerosion, Schadstoffeintrag und -austrag. Im betrachteten Beispiel steht die Gefahr der Verschlammung infolge Ablagerung von Feinsedimenten im Vordergrund. Die Gefahr von Erosionsschäden ist in der Talebene mit einem Gefälle von 0.5% gering.

Abb. 2: Visualisierung des Hochwassers '87 auf INTERGRAPH
Schrägsicht der Situation in Abb. 1, Blickrichtung Süd



3. Eignungsanalyse: Untersuchung und Ausscheidung der Überflutungsflächen nach bodenkundlichen Kriterien. Verschnitt der Überflutungsflächen mit einer Bodenkarte (FAP 1990) im GIS:

- Aus ökologischer Sicht sollten strukturlabile, verschlammungsanfällige Landwirtschaftsböden geschont werden. Flussmorphologisch liegt das Fallbeispiel aber in einer Auflandungszone des Fließgewässers. Dementsprechend handelt es sich bei den flussnahen Böden um Fluvisole und alluviale Kalkbraunerden (Abb. 3), die durch immer wieder auftretende Überflutungen und Übersäuerungen entstanden sind. Diese pedologisch jungen Böden haben natürlicherweise eine labile Struktur.

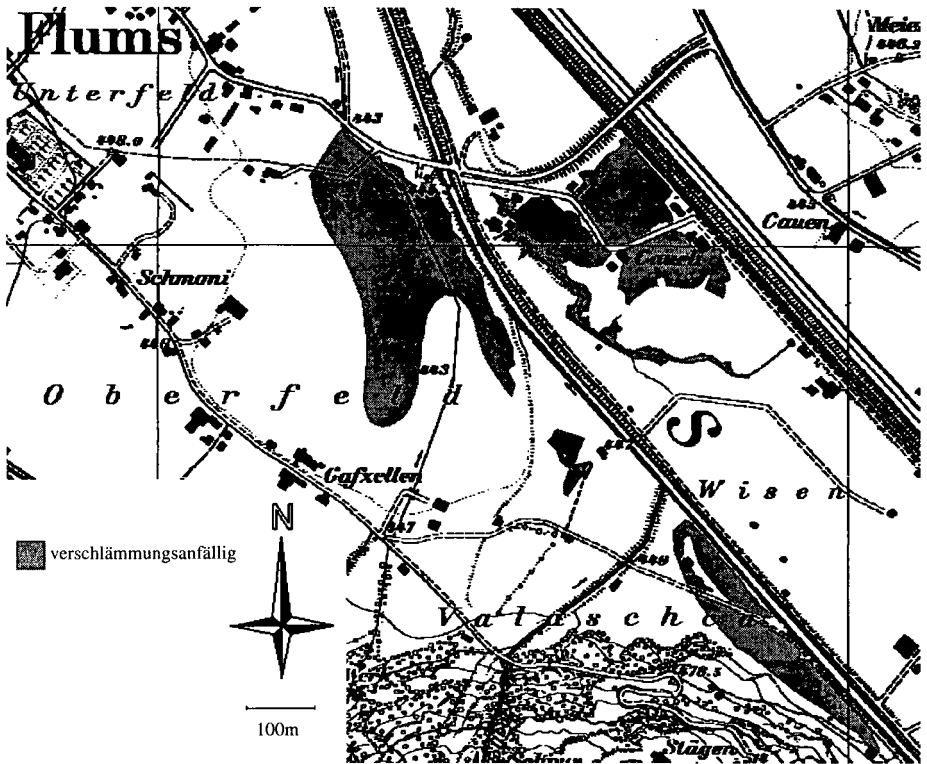


Abb. 3: Verschnitt der Überflutungsmulden mit Bodendaten (FAP 1990), Böden mit verschlammungsanfälliger Struktur

- Aus ökonomischer Sicht sollten als Überschwemmungsflächen eher landwirtschaftlich ungeeignete Böden ausgeschieden werden. Als Kriterien dienen dabei die pflanzennutzbare Gründigkeit und der Bodenwasserhaushalt (Abb. 4).
- Aus technischer Sicht ist durch Herabsetzen der Schutzdämme auf einer Seite lediglich eine Differenzierung zwischen rechts- und linksufrigen Überschwemmungszonen sinnvoll.

Resultate

Als Überflutungsflächen werden die beiden linksufrigen Mulden 'Oberfeld' und 'Valaschca' aufgrund ihres niedrigeren Anteils an verschlammungsanfälligen Landwirtschaftsböden ausgeschieden; allerdings ist dabei landwirtschaftlich wertvollere Boden betroffen. Zudem zeigen die Hochwassersimulationen, dass der Speicherinhalt der rechtsufrigen Mulde 'Wisen' alleine eine zu kleine Kapazität aufweist, um die Abflussspitzen brechen zu können.

Bei der anstehenden Erneuerung der Dämme sollten daher im Bereich der Mulden die linksufrigen Dammkronen tiefer als die rechtsufrigen ausgestaltet werden, um eine Überflutung bewusst auf die linke Seite zu lenken.

Diskussion

Aus ökologischer Sicht ist eine Reaktivierung der Überflutungsdynamik zu begrüßen, bei ackerbaulich genutzten Flächen erhöht sich jedoch dadurch das Verschlammungsrisiko. Schwemmlandböden sind im allgemeinen strukturlabil; aufgrund der anthropogenen Überprägung einer Landschaft (Dämme, Flusskorrekturen, Mineralisation und Absacken von drainierten Flächen) können im

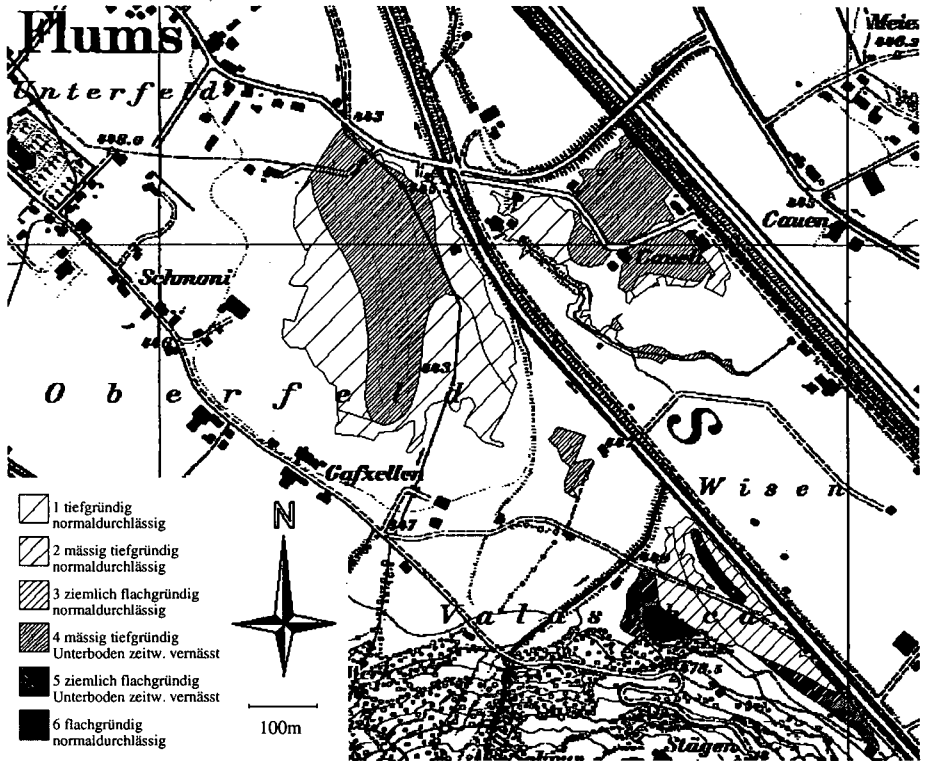


Abb. 4: Verschnitt der Überflutungsmulden mit Bodendaten (FAP 1990), geordnet nach landwirtschaftlicher Eignung

Überflutungsfall auch andere Böden betroffen sein. Schlecht durchlässige Böden wären der Gefahr von länger dauernder Staunässe ausgesetzt. Landwirtschaftlich geeignete Böden, d.h. normaldurchlässige und tiefgründige, hätten eine bessere Filtrationswirkung auf die oftmals verschmutzten Hochwassermassen (Hochwasserentlastungen aus der Siedlungsentwässerung, Aufschwimmen von Öltanks, etc.) und wären z.B. im Einzugsbereich von Grundwasserfassungen zu bevorzugen.

Aus ökonomischer Sicht wären noch Angaben zur Aufenthaltsdauer des Wassers in den Überflutungsmulden erwünscht, um die Schäden und die Nutzungseinschränkungen abschätzen zu können. Grundsätzlich ist die Überflutung landwirtschaftlich wertvoller Böden unerwünscht, da dort in der Regel empfindlichere aber ertragreichere Kulturen angebaut werden.

Die Ausscheidung von Überflutungsflächen verlangt multikriterielle Entscheidungsmodelle. Die begrenzten Raumverhältnisse in der Schweiz lassen nur einen kleinen Handlungsspielraum offen, weil die Talebenen vielerorts durch Gewerbe und Industrie überbaut sind. Eine starke Differenzierung nach Schutzziele wird somit unerlässlich. Diese unterliegt jedoch vor allem politischen Entscheidungsprozessen, da sie auf der gesellschaftlichen Akzeptanz der Hochwasserfolgen basiert.

Quellenangaben

FAP 1990: Bericht zur Bodenkartierung, Projekt Seetzal; H. Conradin, U. Zimmermann; Eidg. Forschungsanstalt für Landw. Pflanzenbau; Zürich-Reckenholz

FRAUCHIGER R., FRITSCH M., GELZER S., BALTSAVIAS E., BROSSARD J.-C., GRÜN A. 1996: Kombinierte Anwendung von hydraulischer Modellierung und digitalen Geländemodellen aus Luftbilddatenauswertungen im Rahmen differenzierter Hochwasserschutzkonzepte am Beispiel der Seetz, Kanton St. Gallen; Interpraevent 1996 - Garmisch-Partenkirchen, Tagungspublikation, Band 4, S. 155-163; Klagenfurt, Österreich

Infiltrationsvermögen und Erosionsneigung der Böden in einem Einzugsgebiet der Mata-Atlântica-Region SE-Brasilien

von

Gerlinger, K.*; Kunzmann, M.*; Prinz, D.*

1. Projektziel

Im Rahmen des DESUSMO-Projektes (*Development of Sustainable Farming Systems on Mountainous, Low Fertility Grazing Land in South America*) arbeiten das Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe und Projektpartner aus Brasilien, Spanien, Bolivien und Chile zusammen, um für die Region des *Mata Atlântica* und vergleichbare südamerikanische Gebiete (Abb. 1) Vorschläge für eine nachhaltige Verbesserung der Situation der kleinbäuerlichen Landwirtschaft zu entwickeln (PRINZ et al. 1996).

Grundlage des Projektes ist zunächst die Analyse der heutigen Ausgangssituation in einem für die *Mata Atlântica*-Region typischen Pilotgebiet, dem Einzugsgebiet des *Corrego da Cachoeira*, 120 Kilometer nordwestlich von Rio de Janeiro. Neben der Beschreibung und Erfassung des Ist-Zustandes sollen alternative Bewirtschaftungsverfahren untersucht werden, die eine langfristige Nutzung der Region für die Bauern (ökonomische Komponente) sowie den Schutz und die qualitative Verbesserung der Ressourcen wie Böden und Gewässer ermöglichen (ökologische Komponente).

2. Problemstellung

Nach Abholzung des Regenwaldes wurde die Region früher hauptsächlich als Anbaugelände von Zuckerrohr und Kaffee genutzt, während heute die Landwirte extensive Viehwirtschaft und intensiven Gartenbau betreiben. Für den Gartenbau werden hohe Mengen an Dünger und Pflanzenschutzmitteln ausgebracht, mit den entsprechenden Belastungen für Mensch und Umwelt. Da die stark zergliederte Landschaft Neigungen bis zu 60 % aufweist und die Felder mit Traktoren in Gefällerrichtung gepflügt werden, stellt die Bodenerosion insbesondere nach der Bearbeitung ein großes Problem dar. Auch bereits während des Pflügens werden große Mengen an Boden hangabwärts verlagert (*tillage erosion*).

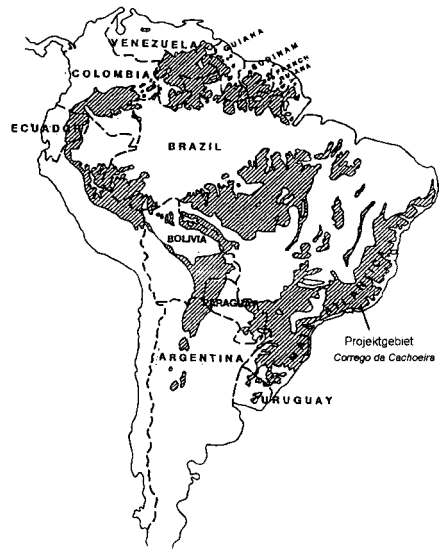


Abb. 1: Lage der Projekt-Region

3. Untersuchungsmethoden

Um das Projektziel zu erreichen, werden folgende Untersuchungstechniken von den Projektpartnern eingesetzt:

- Analyse der sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen der Landwirte
- Aufnahme der Böden, der Hangneigungen und der Landnutzung im Einzugsgebiet
- Probenahme in Böden und Gewässern zur Bestimmung der Belastung mit Pestiziden und Schwermetallen
- Verbesserung der Weidewirtschaft durch Sortenversuche und Erprobung agroforstlicher Systeme
- Verbesserung der Bewässerungstechnik (Einführung von Tropfbewässerung)
- Untersuchung der Erosionsanfälligkeit mit Wischmeier-Parzellen. Vergleich der üblichen mit erosionsvermindernden Anbaumethoden (begrünte Schubrinnen zur Ableitung des Oberflächenabflusses, induzierte Terrassen, reduzierte Bodenbearbeitung durch Pflügen mit Ochsen, Direktsaat)
- Untersuchung des Infiltrations- und Abtragsverhaltens der Böden mit einem Kapillarregner

4. Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

Im gewählten Einzugsgebiet wurden physikalisch-chemische Bodenanalysen durchgeführt (EMBRAPA 1996). Auf Grundlage dieser Untersuchung können die Böden im Einzugsgebiet differenziert und ihre Eigenschaften analysiert werden (GERLINGER 1997).

4.1 Bodentypen

Für Brasilien besteht eine von EMBRAPA entwickelte eigene Bodensystematik, die in Anlehnung an das US- bzw. FAO-System diagnostische Eigenschaften des Bodenprofils zur Unterscheidung einsetzt. Danach treten auf den Hanglagen die Bodentypen *Latossolo* (US-Taxonomy: Oxisol), *Podzólico* (US-Taxonomy: Ultisol) und *Cambissolo* (US-Taxonomy: Inceptisol) auf, während in den Senkenbereichen Gley-Böden dominieren. Der *Latossolo* nimmt insgesamt den größten Flächenanteil ein. Er zeigt Schluffgehalte um 10 % und keine deutliche Zunahme des Tonanteils mit der Profiltiefe. Dagegen läßt der *Cambissolo* höhere Schluffgehalte erkennen, und der *Podzólico* weist eine Zunahme des Tonanteils zu den tieferliegenden Horizonten auf (vgl. Abb. 2). Im Mittel sind die Böden im Bodenartenbereich zwischen sandig-tonigem Lehm und sandigem Ton einzuordnen.

Der *Cambissolo* unterscheidet sich zudem durch eine etwas höhere Bodenfruchtbarkeit von den beiden anderen Bodentypen. Allerdings sind alle Böden im Untersuchungsgebiet von geringer Kationenaustauschkapazität und Basensättigung und als nährstoffarm und sauer (pH-Werte 4,8 - 5,7) zu bezeichnen.

4.2 Bodenhydraulische Kenngrößen

Die Wassergehalt-Saugspannungs-Kurven (pF-Kurven) der Bodentypen belegen die geringe nutzbare Feldkapazität (6 - 8 %, Abb. 3) aufgrund des hohen Ton- und Sandanteils. Die Wasserverfügbarkeit der Böden des Projektgebiets ist demnach relativ gering. Die hydraulischen Leitfähigkeiten der Böden, die aus Stechzylinderproben ermittelt wurden, weisen relativ hohe Werte auf (50 - 150 cm/d), so daß von hohen Infiltrationsraten ausgegangen werden kann, wenn die Verschlammung gering ist. Ursache ist neben dem hohen Anteil an Grobporen die stabile Aggregation der Böden aufgrund des hohen Anteils an pedogenen Oxiden. Obwohl der Anteil kleinerer Aggregate relativ hoch ist, weisen diese daher eine hohe Stabilität auf.

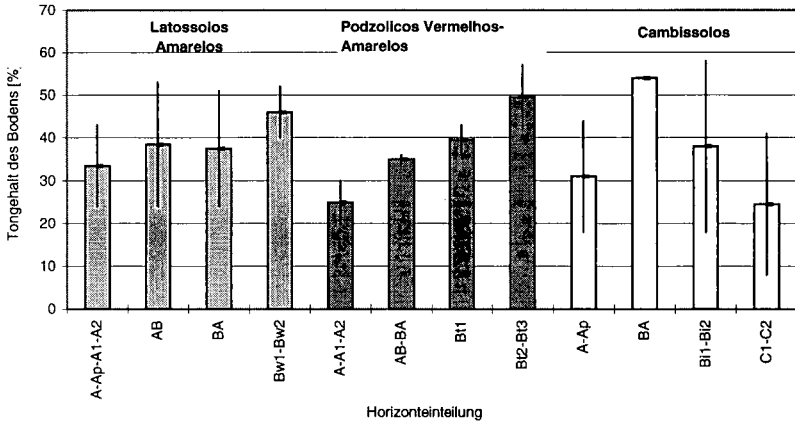


Abb. 2: Mittlere Tongehalte der Horizonte der Bodentypen im Projektgebiet (mit Angabe der Schwankungsbreite)

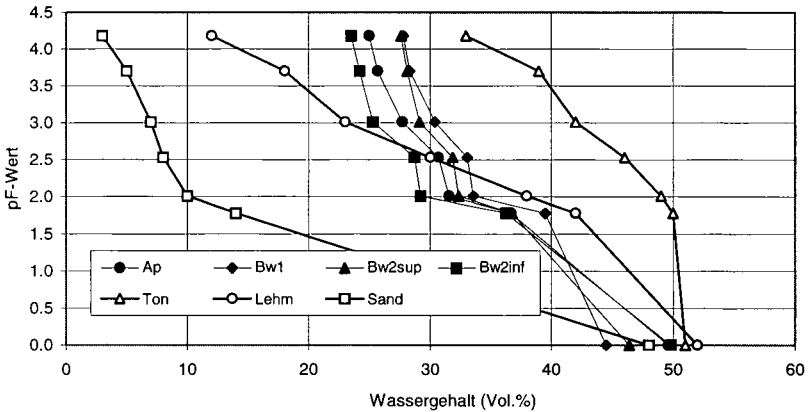


Abb. 3: pF-Kurven eines Latossolos (Standort Avelar) im Vergleich zu Standardkurven eines Ton-, Sand- und Lehmbodens

Darüberhinaus bestehen in den Böden des Untersuchungsgebietes Makroporen bis in größere Tiefen, die zu einer Steigerung der Infiltration aufgrund der präferenziellen Fließwege beitragen. Feldversuche mit Doppelring-Infiltrometern konnten die hohe Versickerungskapazität der Böden belegen. Weitergehende Untersuchungen mit Hilfe des Kapillarregners wurden durchgeführt, wobei das Beregnungswasser blau gefärbt wurde, um das Fließmuster im Boden nachvollziehen zu können. Diese Versuche zeigen die Bedeutung der Makroporen auch in tropischen Böden.

4.3. Erosionsneigung der Böden

Für die Einschätzung der Erosionsanfälligkeit der Böden im Projektgebiet wurde der K-Faktor der *Universal Soil Loss Equation* (USLE; WISCHMEIER & SMITH 1978) bestimmt. Die sich aufgrund der Bodeneigenschaften aus der vorgeschlagenen Gleichung ergebenden K-Faktoren zwischen 0,108 und 0,149 führen bei

Anwendung der USLE zu unrealistisch hohen Abträgen (für den Versuchsstandort Avelar: 2750 - 4330 t/(ha·a)). Dagegen liegen die nach der Gleichung von DENARDIN (1990) bestimmten K-Faktoren niedriger (0,021 - 0,029) und im Bereich üblicher Werte südbrasilianischer Böden:

$$K = 0,0000748 * M + 0,00448059 * D - 0,06311751 * DMP + 0,01039567 * REL$$

K = Erodierbarkeitsfaktor [$t \cdot ha \cdot h / ha \cdot MJ \cdot mm$]; M = (% Schluff + % Feinstsand) * (% Schluff + % Sand); DMP = mittl. Durchmesser der Partikel < 2 mm [mm]; REL = Verhältnis org. Substanz zu Partikelanteil > 0,1 mm

LOMBARDI NETO (1996) schätzt die K-Faktoren und damit die Erosionsanfälligkeit des *Podzólicos* (0,036) und des *Cambissolos* (0,035) höher als die des *Latossolos* (0,025) ein. Damit ergibt sich für den Versuchsstandort Avelar ein Abtrag zwischen 560 - 760 t/(ha·a). Dies ist immer noch extrem hoch und liegt über dem Bereich der bisherigen Ergebnisse der Dauererosions-Meßparzelle auf diesem Standort. Da der *Podzólico* verstärkt auf Flächen mit hohem Gefälle auftritt, ist diesen Gebieten im Hinblick auf den Erosionsschutz besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

Insgesamt jedoch ist die Erosionsanfälligkeit der unverschlammten Böden als relativ gering einzuschätzen. Erst in der Kombination mit der hohen Erosivität der Niederschläge und der großen Geländeneigung ergibt sich die starke Erosion, insbesondere auf den verschlammten, brachliegenden Flächen sowie den Schuibrinnen, die von den Landwirten zur Ableitung des Oberflächenwassers angelegt werden. Aber auch der Einsatz des Pfluges und die Böschungsanschnitte der Straßen führen zur hohen Bodenverlagerung im Gebiet.

5. Zusammenfassung

In einem Einzugsgebiet der Mata-Atlântica-Region in SE-Brasilien werden im Rahmen eines EU-Projekts Maßnahmen untersucht, die eine nachhaltige Bewirtschaftung bei gleichzeitigem Boden- und Gewässerschutz ermöglichen. Die eingerichteten Wischmeier-Parzellen und durchgeführten Beregnungsversuche lassen zusammen mit Bodenanalysen Rückschlüsse auf das Infiltrationsverhalten und die Erosionsanfälligkeit der unterschiedlichen Bodentypen zu. Auf Grundlage der abgeschätzten K-Faktoren können unter Anwendung der USLE im betrachteten Einzugsgebiet potentiell abtragsgefährdete Flächen ermittelt werden.

6. Literatur

- DENARDIN, J.R. (1990): Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. - Tesa de Doutorado, Piracicaba, ESALQ
- EMBRAPA (1996): Laboratorio de física e hidrologia (CNPS): Resultados. - EMBRAPA-Bericht im Rahmen des DESUSMO-Projekts
- GERLINGER, K. (1997): Beurteilung der Bodeneigenschaften hinsichtlich Infiltration, Erosion und Fruchtbarkeit in einem Einzugsgebiet der Mata-Atlântica-Region, SE-Brasilien. - Gutachten, Inst. f. Wasserbau und Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe (unveröffentlicht)
- LOMBARDI NETO IN CARVALHO JUNIOR, W. DE (1996): Modelos de planejamento agrícola conservacionista com suporte de geoprocessamento - estudo de caso nos municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira (RJ). - Dissertação, Inst. de Geociencias, Univ. Federal Rural do Rio de Janeiro
- PRINZ, D.; KUNZMANN, M.; PALMIERI, F. (1996): Soil erosion within a farming system concept - the DESUSMO approach, Brazil. - In: Fleischhauer, E. (ed.): Towards Sustainable Land use - Furthering Cooperation between People and Institutions. Proceedings, ISCO Conference, Bonn, 26.-30.08.1996 (im Druck)
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. - U.S. Dept. of Agriculture, Agriculture Handbook, No. 537

Quantifizierung und Modellierung des Feststoff- und Phosphatabtrages von landwirtschaftlichen Nutzflächen

von

Gerlinger, K.*; Scherer, U.**

1. Einleitung

Zur Erfassung des Feststofftransportes im Hinblick auf die Gewässerbelastung infolge von Nährstoff- und Pestizideintrag wurde im Rahmen des multidisziplinären BMBF-Projektes "Weiherbach" das Erosionsmodell *PEPP* (SCHRAMM, 1994) entwickelt. Für die Prozeßanalyse und Erfassung der Modellparameter wurde das 6,3 km² große Einzugsgebiet des Weiherbachs gewählt. Es ist hauptsächlich lößbedeckt und befindet sich in der Hügellandschaft des Kraichgaus, nordwestlich von Karlsruhe.

Um die Operationalität des Erosionsmodells zu wahren, wurde darauf geachtet, daß nur eine geringe Anzahl von Eingabeparametern erforderlich ist. Dadurch erhöht sich allerdings die Bedeutung der einzelnen Parameter, deren genaue Bestimmung somit Voraussetzung für die Modellanwendung ist.

2. Prozeßorientiertes Erosions-Prognose-Programm *PEPP*

PEPP ist ein ereignisbezogenes Modell zur Erfassung des Sedimentabtrages infolge von Starkniederschlägen auf Hängen (SCHRAMM, 1994; GERLINGER, 1997):

Die Berechnung der potentiellen Erosionsrate erfolgt nach dem von SCHMIDT (1996) vorgeschlagenen Modellansatz. Hier werden Bodenpartikel erodiert, wenn die Summe der Impulsströme des Niederschlages und des Oberflächenabflusses, die an die Bodenpartikel angreifen, einen kritischen Wert (Erosionswiderstand) übersteigt. Es existiert ein empirischer Zusammenhang zwischen Feststofffracht und Impulsstromverhältnis.

Die Oberflächenabflußberechnung erfolgt instationär mit einem Speicheransatz zur Lösung der kinematischen Welle für Schicht- und Rillenabfluß. Die Fließgeschwindigkeit wird nach der Manning-Strickler-Gleichung ermittelt. Da als Eingabegröße der Infiltrationsüberschuß erforderlich ist, wurde *PEPP* mit dem ebenfalls im Rahmen des Weiherbachprojektes erstellten hydrologischen Modellsystem *HILLFLOW* (BRONSTERT, 1994) gekoppelt. Eine Implementierung von *PEPP* in das auf die Einzugsgebietsebene erweiterte Modell *CATFLOW* (MAURER, 1997) ist geplant.

Die Aufnahme und der Transport des Bodenmaterials erfolgt in Abhängigkeit von der Transportkapazität des Oberflächenabflusses. Da keine allgemeingültige Transportkapazitätsgleichung besteht, wurden vier verschiedene Berechnungsansätze in *PEPP* implementiert. Durch die Bestimmung der Transportkapazität für einzelne Korngrößenklassen kann die Fraktionierung des abgetragenen Materials im Akkumulationsbereich ermittelt werden.

2.1 Bestimmung der Modellparameter

Für die Erfassung der Modellparameter Erosionswiderstand und Mannings *n* wurden 60 Beregnungsversuche mit einer transportablen Beregnungsanlage (12m x 2m) im Weiherbachgebiet durchgeführt.

Der Rauheitsparameter Mannings *n* kann aufgrund der variablen Fließvorgänge auf natürlichen Böden nur näherungsweise bestimmt werden. Es wurde deshalb das Verfahren nach ENGMAN (1986) angewendet, wobei aus dem Verlauf der gemessenen Abflußganglinie nach dem Beregnungsende die Fließgeschwindigkeit und Mannings *n* ermittelt werden.

*Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Kaiserstr. 12, D-76128 Karlsruhe

**Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Am Fasanengarten, D-76128 Karlsruhe

Der Erosionswiderstand als integrativer Parameter wird indirekt aus der bei Beregnungsversuchen gemessenen Feststofffracht und den hydrologischen bzw. hydraulischen Größen wie Oberflächenabfluß, Fließgeschwindigkeit, Rillenparameter und Niederschlagsintensität bestimmt.

a) Zeitliche Variabilität des Erosionswiderstands

Zur Untersuchung der zeitlichen Variabilität des Erosionswiderstandes wurden Beregnungsversuche (hangparallel versetzt) auf Mais- und Zuckerrübenflächen während der Vegetationsperiode durchgeführt. Abb. 1 zeigt exemplarisch den Verlauf der Sedimentkonzentration und des Erosionswiderstands für die durchgeführten Beregnungsversuche. Obwohl der Anfangsverlauf des Erosionswiderstands während der Beregnungsversuche unterschiedlich ist, wird ein annähernd einheitlicher Endwert erreicht, wenn sich zu Versuchsende stationäre Verhältnisse einstellen. Dies gilt ebenso für die Sedimentkonzentration. Man kann davon ausgehen, daß der ermittelte Erosionswiderstand am Ende der Beregnungsversuche bei konstantem Oberflächenabfluß einem einheitlichen Wert zustrebt, unabhängig vom Stand der Vegetationsentwicklung und der Kulturart.

In Abb. 2 ist der zeitliche Verlauf von Beregnungsversuchen zu unterschiedlichen Jahreszeiten (Spätsommer/Frühjahr) auf gleichen Flächen und bei gleicher Bearbeitung dargestellt. Auch hier zeigt sich, daß bei gleichen Randbedingungen der Versuche ein relativ konstanter Erosionswiderstand erreicht wird.

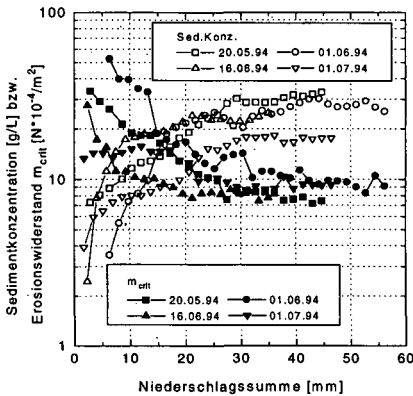


Abb. 1: Verlauf der gemessenen Sedimentkonzentration und des berechneten Erosionswiderstands während einzelner Beregnungsversuche zu unterschiedlichen Zeiten der Vegetationsentwicklung von Mais.

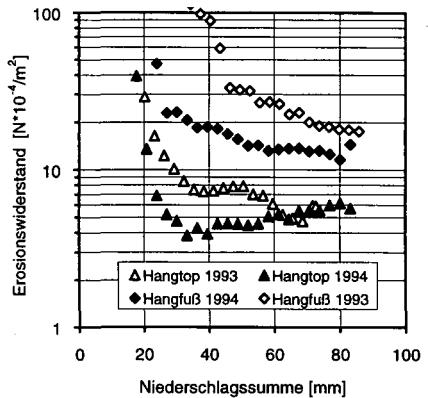


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf des Erosionswiderstands zu unterschiedlichen Jahreszeiten (August 1993 und April 1994).

Die insgesamt geringe zeitliche Dynamik des Erosionswiderstandes läßt sich darauf zurückführen, daß bei der Berechnung die Rauigkeit und der Bedeckungsgrad des Bodens miteinfließen. Dagegen zeigten Untersuchungen auf unterschiedlichen Bodentypen im Weiherbachgebiet eine hohe räumliche Variabilität der Erosionsneigung.

b) Ermittlung des Erosionswiderstands und Rauigkeitsparameters aus Bodenkennwerten

Begleitend zu den Beregnungsversuchen wurden verschiedene charakteristische Bodenkennwerte (Korngrößenverteilung, Humusgehalt, Fließ- und Ausrollgrenzen, Aggregatgrößenverteilung, Aggregatstabilität und Scherwiderstand) untersucht. Als maßgebliche Einflußfaktoren auf den Bodenabtrag konnten der Ton-, Humus- und Wassergehalt der Böden bestimmt werden. Dabei führt eine Zunahme dieser drei Faktoren zu einer erhöhten Stabilität der Bodenaggregate. Die anderen Bodenkennwerte zeigten keinen signifikanteren Zusammenhang zum Erosionswiderstand.

Die Abschätzung des Erosionswiderstandes ist in Abhängigkeit von Ton-, Humus- und Wassergehalt über Regressionsbeziehungen möglich. Für Modellanwender wurde deshalb zur Parameterbestimmung ein Entscheidungsdiagramm erarbeitet (GERLINGER, 1997). Die Ermittlung des Rauigkeitsparameters erfolgt über Tabellenwerte.

2.2 Modellanwendung

Eine Verknüpfung der Programme *HILLFLOW* und *PEPP* ermöglicht die Simulation der hydrologischen und erosiven Prozesse am Hang. Eine Überprüfung der Modellergebnisse erfolgte an Beregnungsversuchen und den Abtragsresultaten von Dauererosionsmeßparzellen sowie durch Abtrags- und Abflußmessungen in einem kleinen Teileinzugsgebiet. Als Beispiel ist in Abb. 3 die Simulation eines Beregnungsversuchs dargestellt. Die Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Werten.

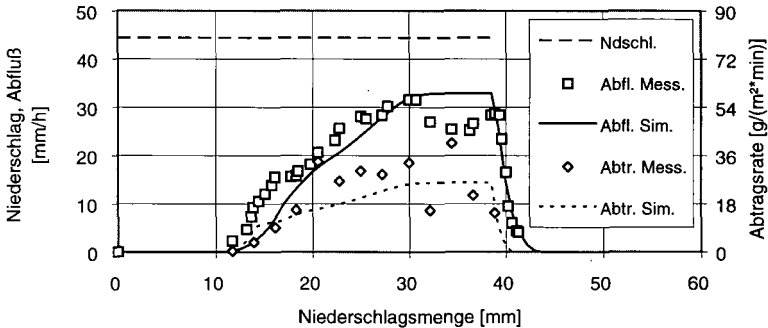


Abb. 3: Niederschlag, Abfluß und Abtragsrate des Beregnungsversuchs Neuenbürger Pfad (19.10. 1990; aus SCHRAMM, 1994), Vergleich gemessener und simulierter Daten aus PEPP-HILLFLOW

3. Ansätze zur Modellierung des P-Transportes

Bodennutzungsbedingte P-Einträge gelangen überwiegend mit erodiertem Bodenmaterial in die Gewässer. Deshalb ist im Rahmen des Weiherbachprojektes geplant, eine Modellkomponente für die Berechnung des P-Austrages für die vorhandenen Modelle zu entwickeln.

Die partikuläre P-Konzentration im Oberflächenabfluß läßt sich nach SHARPLEY et al. (1985) nach folgender Gleichung berechnen:

$$PP = TP * SK * ER \quad (1)$$

PP = partikuläre P-Konzentration im Oberflächenabfluß [mg/l]; *TP* = Gesamtposphatgehalt des Ausgangsbodens abzüglich des löslichen Anteils [mg/kg]; *SK* = Sedimentkonzentration im Abfluß [kg/l]; *ER* = Anreicherungsverhältnis

Die Erosion ist in Bezug auf die Korngröße ein selektiver Prozeß, d.h. feine Korngrößen werden beim Transport bevorzugt. Da P vor allem an diese Fraktionen adsorbiert ist, kommt es zu einer Anreicherung von P im Erosionsmaterial. Aufgrund von Versuchen in den USA wurden für den Anreicherungskoeffizienten (ER) folgende empirische Beziehung aufgestellt (Sharpley et al. 1985):

$$\ln ER = 2,48 - 0,27 * \ln A \quad (A = \text{Bodenabtrag für Einzelergebnis [kg/ha]}) \quad (2)$$

Eine deterministische Berechnung des Anreicherungsverhältnisses ER ist möglich, wenn die Korngrößenverteilung der Schwebstofffracht im Oberflächenabfluß und die P-Konzentrationen der Korngrößenfraktionen des Ausgangsbodens bekannt sind.

Beide Ansätze zur Berechnung von ER wurden hinsichtlich ihrer Eignung zur Quantifizierung des partikulären P-Abtrages mit gemessenen Werten aus Beregnungsversuchen verglichen: Dabei zeigte sich kein Zusammenhang zwischen gemessenen und berechneten ER mit dem Bodenabtrag. Die Werte lagen alle in einer ähnlichen Größenordnung, die vermutlich typisch für die erosionsanfälligen Böden des Weiher-

bachgebietes ist. Trotzdem ergab sich eine gute Übereinstimmung von berechneter partikulärer P-Konzentration (Gl. 1) im Oberflächenabfluß und gemessenen Werten (vgl. Abb. 4). ER ist demnach ein unsensitiver Parameter bei der Berechnung des P-Austrages. Größere Bedeutung haben die Sedimentkonzentration im Abfluß und P-Gehalt des Bodens. Grundlage für die Modellierung des P-Austrages von landwirtschaftlichen Nutzflächen ist deshalb die genaue Modellierung des Sedimentabtrages.

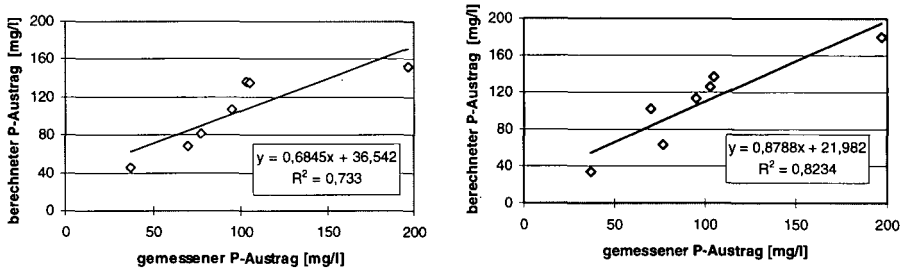


Abb.4: Beziehung zwischen gemessenem und berechnetem Phosphataustrag. Links: ER berechnet nach SHARPLEY. Rechts: ER berechnet nach dem deterministischen Ansatz (Werte aus KÖNIG, 1994).

4. Zusammenfassung

Für die Erfassung des Feststofftransportes und daran adsorbierten Nährstoffen von Hängen wurde das prozeborientierte Erosionsmodell PEPP (SCHRAMM, 1994) entwickelt. Dieses kann in Verbindung mit dem hydrologischen Modell HILLFLOW (BRONSTERT, 1994) eingesetzt werden.

Als Eingabegröße für PEPP wird der Modellparameter Erosionswiderstand benötigt, dessen zeitliche und räumliche Variabilität anhand von 60 Beregnungsversuchen auf landwirtschaftlich genutzten Lößböden im Kraichgau untersucht wurde. Es zeigte sich, daß die zeitliche Variabilität weniger entscheidend ist als die räumliche. Für die Böden im Kraichgau konnten die maßgeblichen Einflußfaktoren Ton-, Humus- und Wassergehalt auf den Bodenabtrag bestimmt werden.

Ansätze zur Modellierung des P-Abtrages wurden ebenfalls an Beregnungsversuchen überprüft. Beim Vergleich von gemessenen Werten und nach verschiedenen Ansätzen berechneten Werten ergab sich, daß den Parametern Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluß sowie P-Gehalt des Bodens die größte Bedeutung bei der Modellierung zukommt.

5. Literatur

- BRONSTERT, A. (1994): Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. - Mitteilungen Inst. f. Hydrologie und Wasserwirtschaft, Heft 61, Universität Karlsruhe.
- GERLINGER, K. (1997): Erosionsprozesse auf Lößböden: Experimente und Modellierung. - Mitteilungen Inst. f. Wasserbau und Kulturtechnik, Heft 194, Universität Karlsruhe.
- KÖNIG, R. (1994): Kennzeichnung des Phosphors in typischen Böden des Weiherbachgebietes (Kraichgau) hinsichtlich des gelösten und partikulären P-Abtrages mit dem Oberflächenabfluß - Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht).
- MAURER, TH. (1997): Modellierung des Wassertransportes: Gebietsmodell CATFLOW. - In Plate, E.J. (Hrsg.): Zwischenbericht des Weiherbachprojektes 1996, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- SCHMIDT, J. (1996): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter, landwirtschaftlicher Nutzflächen. - Berliner Geogr. Abhandl., 61, Inst. f. Geogr. Wiss. FU Berlin.
- SCHRAMM, M. (1994): Ein Erosionsmodell mit zeitlich und räumlich veränderlicher Rillengeometrie. - Mitteilungen Inst. f. Wasserbau und Kulturtechnik, Heft 190, Universität Karlsruhe
- SHARPLEY, A.N., SMITH, S.J., BERG, W.A. & WILLIAMS, J.R. (1985): Nutrient runoff losses as predicted by annual and monthly soil sampling. - J. Environ. Qual., 14, S. 354-360.

Simulation von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag in einem kleinen Einzugsgebiet in Österreich

von

Hebel, B.*; Klik, A.*

1. Einleitung

Durch Bodenabtrag wird die Fruchtbarkeit landwirtschaftlich genutzter Böden stark gefährdet. Bodenerosion durch Wasser stellt die primäre Quelle von diffusem, oberflächlichem Eintrag fester und gelöster Stoffe in aquatische Ökosysteme dar. Gravierende Umweltprobleme und wirtschaftliche Beeinträchtigungen sind die Folge.

Der Einsatz von Simulationsmodellen zur Abschätzung der Auswirkungen verschiedener Maßnahmen zur Verringerung der Bodenerosion ist daher in Zukunft zu forcieren, um regional angepaßte Bewirtschaftungsstrategien auszuarbeiten.

2. Aufgabenstellung und Methode

Als Untersuchungsgebiet diente ein 37,5 ha großes, landwirtschaftlich genutztes Einzugsgebiet bei Mistelbach, Niederösterreich, rund 60 km nordöstlich von Wien. Mit Hilfe des Erosionsmodells WEPP (Water Erosion Prediction Project; Einzugsgebiet-Version; USDA, 1995) wurden Oberflächenabfluß und Bodenabtrag für unterschiedliche Bodenbewirtschaftungen berechnet (Klik und Baumer, 1994).

Es wurden zwei Bewirtschaftungsvarianten untersucht:

- Konventionelle Bodenbewirtschaftung mit Pflug ohne Zwischenfrucht im Winter
- Konservierende Bewirtschaftung mit Zwischenfrucht im Winter

Ziele der Untersuchungen waren:

- Berechnung von Abfluß und Abtrag für ein einzelnes Starkregenereignis (Wiederkehrintervalle $T = 10, 50$ und 100 Jahre) im Frühjahr (Saatbettzustand)
- Inputerstellung für WEPP mit einem Geographischen Informationssystem

Im Einzugsgebiet treten sieben unterschiedliche Bodenformen auf (Österreichische Bodenkartierung, 1995). Es handelt sich um Tschernoseme sowie kalkhaltige Kolluvien, Kulturrohböden und Lockersediment-Braunerden mit folgenden Texturen: 6-22% Sand, 55-75% Schluff, 15-35% Ton. Die Oberböden weisen Humusgehalte zwischen 1,4 und 2,7% und Wasserdurchlässigkeiten (geschätzt) zwischen 1,3 und 26,3 mm/h auf. Alle verwendeten Bodenkennwerte wurden den Bodenkarten entnommen bzw. über Pedotransferfunktionen abgeschätzt.

* Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydraulik und Landeskulturelle Wasserwirtschaft, Muthgasse 18, 1190 Wien, Österreich.

Tab. 1: Simulierte Starkniederschläge

Jährlichkeit	Niederschlagssumme
10 Jahre	31 mm
50 Jahre	41 mm
100 Jahre	49 mm

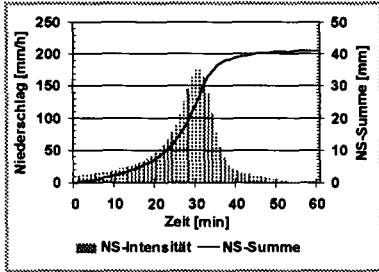


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf des Niederschlagsereignisses (T = 50 a)

Die langjährige mittlere Jahrestemperatur (1961-1990) in Mistelbach beträgt 8,1 °C, der langjährige mittlere Jahresniederschlag 532 mm. Die simulierten Starkniederschläge (t=60min) sind in Tab. 1 (Menge) bzw. Abb. 1 (Verlauf) dargestellt.

Tab. 2 stellt die Flächenanteile der Bodennutzungsarten im Einzugsgebiet dar.

Tab. 2: Landnutzung im Einzugsgebiet

Nutzungsart	Fläche [ha]	Anteil [%]
Sonnenblume	12,0	32,0
Wintergetreide	9,2	24,6
Mais	6,9	18,4
Sommergetreide	6,3	16,7
unbefestigte Wege	1,2	3,2
Wein	1,0	2,5
Luzerne	0,6	1,6
Bodenschutz	0,4	1,0

3. Ergebnisse

3.1. Inputerstellung mit GIS

Als Eingabe benötigt das Bodenerosionsmodell WEPP Informationen über Klima, Boden, Bewirtschaftung und Topographie im Einzugsgebiet.

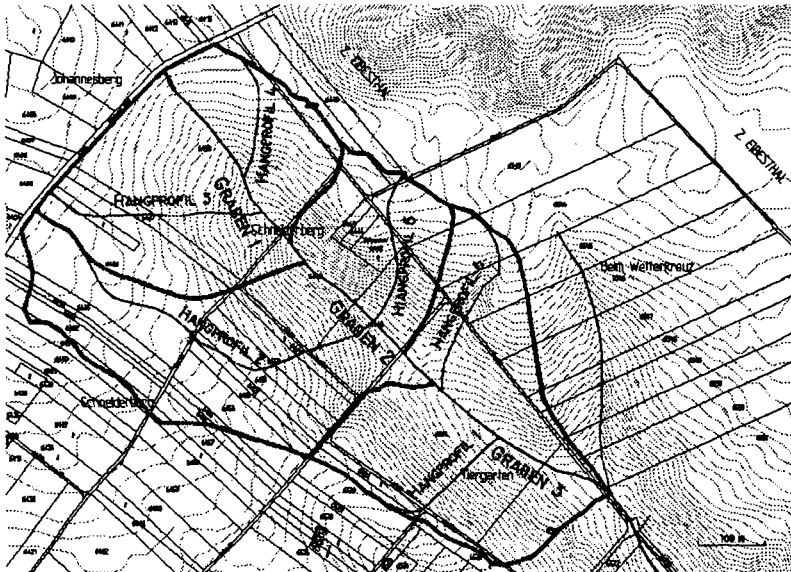


Abb. 2: Topographische Verhältnisse im Einzugsgebiet

Das SCOP-GIS (Rieger et al., 1994) wurde verwendet, um anhand eines Stereo-Photomodells ein Digitales Höhenmodell (DHM) des untersuchten Gebiets zu erstellen. Zur Abgrenzung des Einzugsgebietes wurde ein Fließvektorenmodell erzeugt.

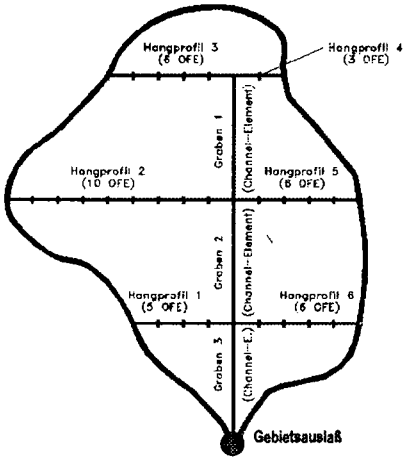


Abb. 3: Strukturschema der Eingabelemente für WEPP

Zur Wiedergabe der räumlichen Struktur wurde das Einzugsgebiet in sechs Teilgebiete unterteilt (vgl. Abb. 2 und 3). Für jedes Teilgebiet wurde ein sog. repräsentatives Hangprofil erstellt. Jedes Hangprofil wurde in Abflüsselemente, sog. "Overland Flow Elements" (OFE) mit jeweils einheitlicher Bodenform und Landnutzung unterteilt. Weitere digitale Karten mit der Verteilung von Hangneigungsklassen, Bodenformen und Bodennutzung im Einzugsgebiet wurden angefertigt.

Für die Hangprofile und die Abflussmulde („Gräben 1-3“) wurden Inputfiles über Boden, Topographie und Bewirtschaftung erstellt. Mit diesen Angaben wurden der Oberflächenabfluß und der Sedimentaustrag aus dem gesamten Einzugsgebiet berechnet. Abb. 3 zeigt schematisch die strukturelle Zusammenstellung des WEPP-Inputs.

3.2. Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftung auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag

Die WEPP-Simulationen ergaben bei konventioneller Bodenbewirtschaftung je nach Niederschlagsmenge Abflußhöhen zwischen 3,96 und 17,21 mm. Mit konservierender Bodenbearbeitung verringerten sich die Werte um bis zu 60 % auf 2,30 bis 9,85 mm (vgl. Abb. 4).

Die mittleren Bodenabträge im Gebiet wurden bei konventioneller Bearbeitung mit 2,6 bis 11,6 t/ha berechnet. Durch konservierende Bewirtschaftung wird der Bodenabtrag ebenfalls je nach Niederschlagsmenge um 42 bis 60 % vermindert (vgl. Abb. 5).

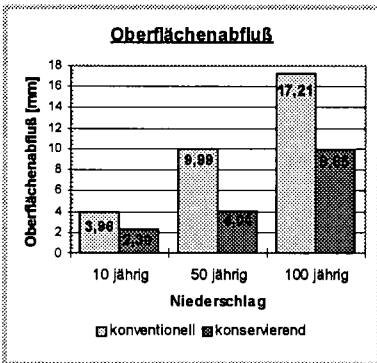


Abb. 4: Berechnete Abflußhöhen am Gebietsauslauf

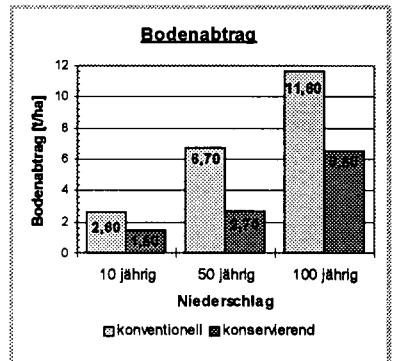


Abb. 5: Berechnete Bodenabträge am Gebietsauslauf

Der mittlere Bodenabtrag im Einzugsgebiet ergibt sich aus dem Sedimentausttrag am Gebietsauslaß. Da neben Bodenerosion auch Deposition (z. B. an Feldübergängen, in begrasteten Abflußgräben, etc.) stattfindet, werden lokal wesentlich höhere Abtragswerte erreicht.

4. Schlußfolgerungen

Geographische Informationssysteme eignen sich sehr gut zur Unterstützung der Inputerstellung für WEPP. Aus Daten von digitalen Kartensätzen des GIS können verschiedene Eingangsparameter für WEPP ermittelt werden:

- Form und Unterteilung des Einzugsgebiets
- Lage von repräsentativen Hangprofilen
- Hangneigung
- Bodenform
- Landnutzung

Konservierende Bodenbewirtschaftung ist eine wesentliche Maßnahme zur Verhinderung und Verminderung von Bodenerosion. Die Simulationsergebnisse zeigen, daß durch pfluglose Bodenbearbeitung und Zwischenfruchtbau sowohl der Oberflächenabfluß als auch der Bodenabtrag je nach Niederschlagsmenge und -intensität um 40 bis 60 % verringert werden können.

Danksagung:

Diese Studie wurde teilweise vom Österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziert. Den Mitarbeitern des National Soil Erosion Research Laboratory in West Lafayette, IN, danken wir für ihre Hilfsbereitschaft. Das Digitale Höhenmodell wurde dankenswerterweise vom Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung der Technischen Universität Wien erstellt.

Literatur:

- KLIK, A., und O. W. BAUMER, 1994. Studie zur strategischen Erfassung und Verminderung der Bodenerosion durch Wasser. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- ÖSTERREICHISCHE BODENKARTIERUNG, 1995. Bodenkarte und Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000, Kartierungsbereich Mistelbach. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- RIEGER, W. R., L. MOLNAR und J. JANSKA, 1994. Programmsystem SCOP zur Erstellung, Wartung und Anwendung digitaler Höhenmodelle. Technische Universität Wien: Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung.
- USDA, 1995. WEPP User Summary, USDA-Water Erosion Prediction Project. NSERL Report No. 11, National Soil Erosion Research Laboratory, USDA-ARS-MWA, West Lafayette, Indiana.

Lokalisierung einer Rutschungsgleitfläche mittels Computertomographie und -grafik

von

Hecker, J.M.*; Hennig, A.**; Diestel, H.*; Grunert, J.***

Einleitung

Eine der wesentlichen Fragen im Zusammenhang mit Hangrutschungen ist die Beurteilung der aktuellen Standsicherheit. Damit einher geht die Bestimmung eventuell vorgegebener Gleitflächen. Computertomographische, morphologisch orientierte Untersuchungen können einen wesentlichen Beitrag zur Aufklärung über die Struktur relevanter Bodenkörper leisten.

Im Rahmen des DFG Sonderforschungsbereiches 350 wurde der morphologisch deutlich abgrenzbare Rutschhang 'Am Türchenbruch' (Pleiser Hügelland), etwa 15 km südöstlich von Bonn, eingehend untersucht (s. z. B. HENNIG 1996). Der Rutschhang erstreckt sich über eine Länge von ca. 100 m, wobei im unteren Bereich eine Sekundär-rutschung von ca. 30 m Länge erkennbar ist. Die aus smectitreichen Trachyttuffen entstandenen Böden im Bereich der Sekundär-rutschung weisen Tongehalte zwischen 40 und 50 % auf und sind aus bodenmechanischer Sicht als *ausgeprägt plastische Tone* zu bezeichnen. Wichtigstes Ergebnis der verschiedenen durchgeführten Laboruntersuchungen ist, daß der Trachyttuff bedingt durch Viehtritt bis in ca. 40 cm Tiefe stark verdichtet ist und darunter, vor allem in den wasserführenden Bereichen, äußerst locker (d_B 1,00 - 1,10 g/cm³) ist. Unterhalb dieser Zone befindet sich eine dichte Tonschicht (d_B 1,45 g/cm³). Trotz hoher Tongehalte werden in der wasserführenden Schicht aufgrund der extrem lockeren Lagerung und der körnigen Struktur des Trachyttuffes Wasserleitfähigkeiten wie bei Mittelsand erreicht (10⁻⁵ m/s). Auch bezüglich der Scherfestigkeit verhält sich der lockere Trachyttuff wie Sand.

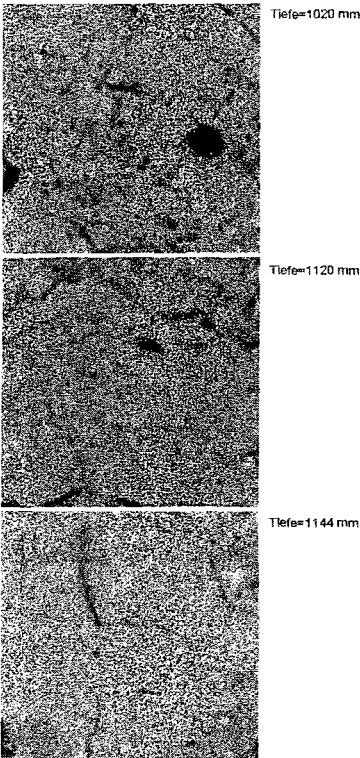


Abb.2: Horizontalschnitte durch die Probe (64,8 × 64,8 mm²) (Position siehe auch Abb.3)

Material & Methode

Die Probe wurde im unteren Bereich der Sekundär-rutschung in einer Tiefe von einem Meter entnommen. Es wurde ein Polycarbonatzylinder der Maße 100/95 mm Ø × 200 mm verwendet. Die computertomographische Messung erfolgte mit einem medizinischen Gerät unter standardisierten Verhältnissen (Berkenhagen et al., 1996)

* Inst. f. Landschaftsentwicklung, TU-Berlin, Albrecht-Thaer-Weg 2, 14195 Berlin
 ** Meteorologisches Inst. d. Universität Bonn, Auf dem Hügel 20, 53121 Bonn
 *** Geographisches Inst., Universität Mainz, Becherweg 2, 55099 Mainz

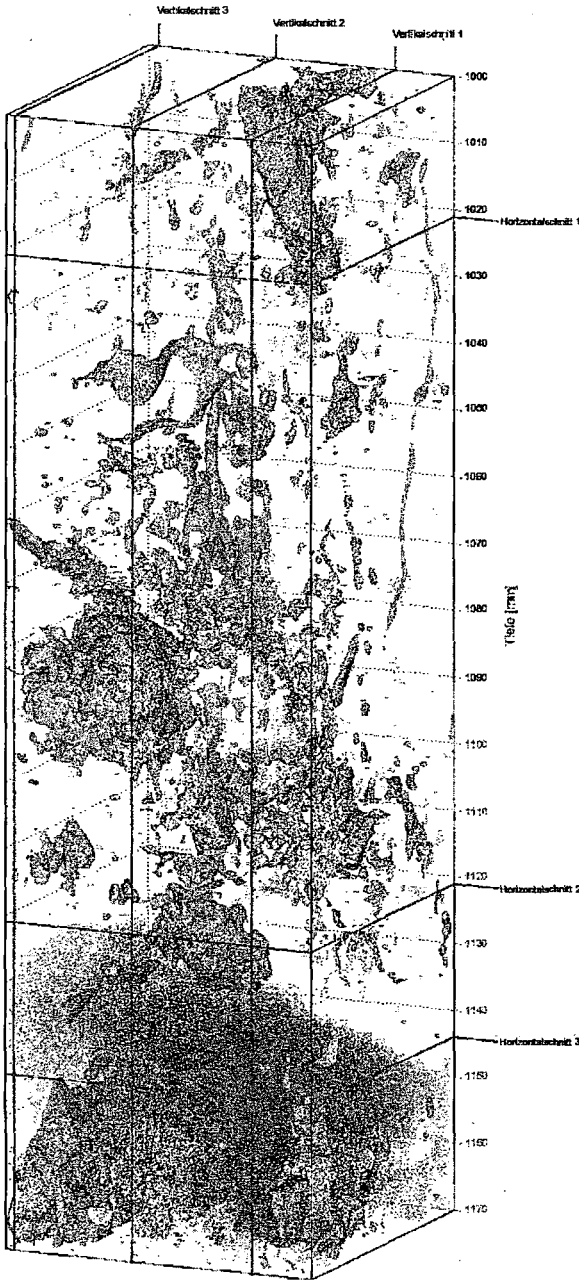


Abb.3: Hüllflächen- und Voxelprojektion:
Originalgröße des kubischen Zylinderausschnitts: $64,8 \times 64,8 \times 170 \text{ mm}^3$
"Hohlräume" ($< 0,5 \text{ g/cm}^3$) als graue Hüllflächen,
graue "Wolke": Projektion der Voxel hoher Dichte ($> 1,44 \text{ g/cm}^3$ [1216-3071 HU]).

Die erhaltene Datenbasis entspricht einer dreidimensionalen Matrix der diskreten Volumina (Voxel), die mittels Rotation & Translation (Tomographie) und der Rücktransformation als Bild datensatz vorliegt. Aufgrund des linearen Zusammenhangs zwischen Röntgenabsorption und Lagerungsdichte (Petrovic et al., 1982) können diese Schwächungswerte, nach geeigneter Kalibrierung, in Lagerungsdichten umgerechnet werden. Das heißt, jedem Voxel kann eine Dichte zugeordnet werden. Gescannt wurden 170 Schnitte mit einer Schichtstärke von einem Millimeter. Folglich besteht der Datensatz aus $512 \times 512 \times 170$ Voxeln, die jeweils einen Kubus von $0,126 \times 0,126 \times 1,0 \text{ mm}^3$ repräsentieren.

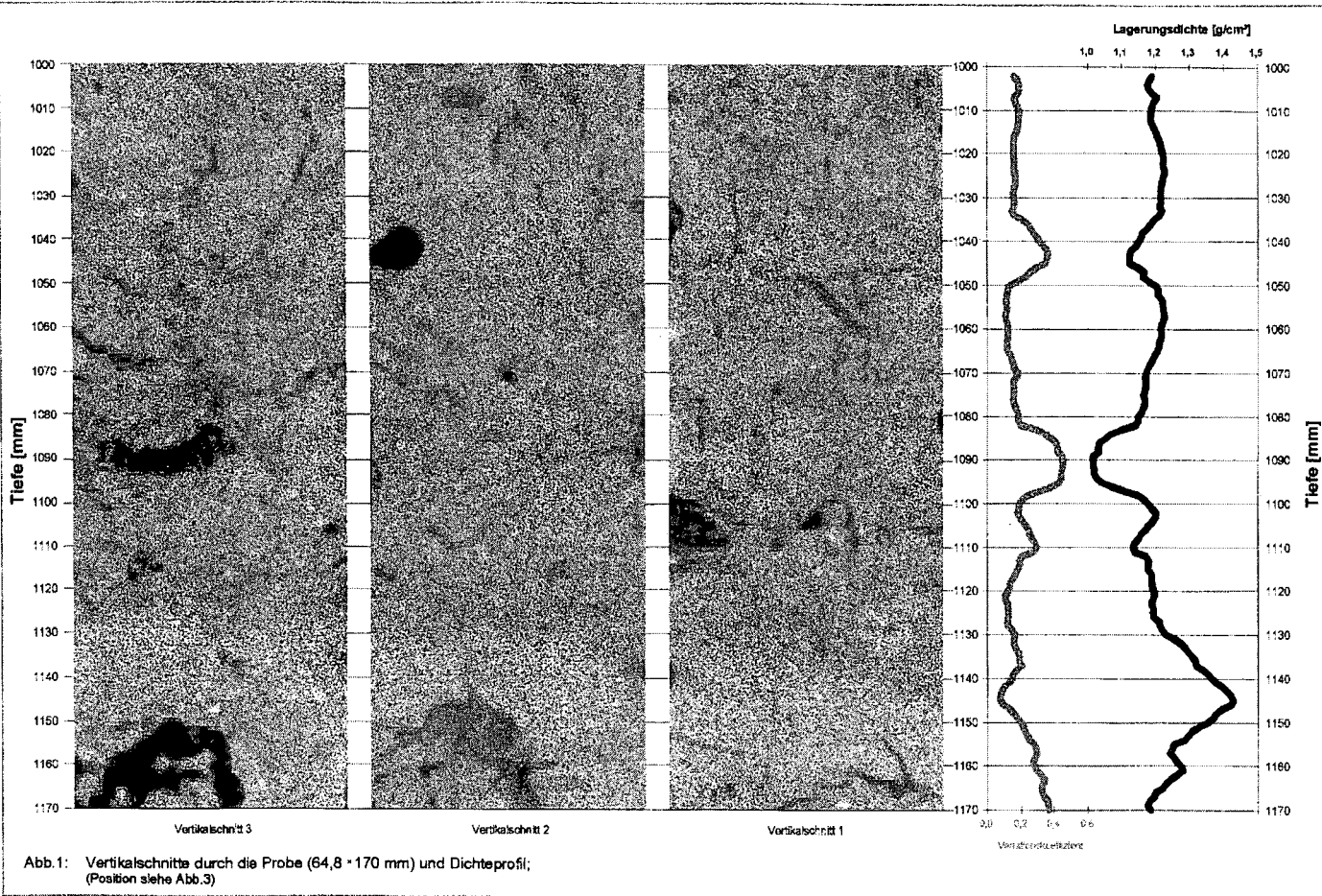
Lagerungsdichteprofil

Für das Dichteprofil wurden die 262144 Einzelwerte jedes Schnittes zu einem arithmetischen Mittel aggregiert und die Streuung durch den Variationskoeffizienten ausgedrückt (s. Abb.1).

Visualisierung

Aus dem Datensatz wurden horizontal (Abb.2) und vertikal (Abb.1) orientierte Schnitte bzw. Grauwertbilder erzeugt. Diese bilden die Schwächungswerte/ Lagerungsdichten linear ab, wobei hohe Dichten als helle Bildpunkte (Pixel) und niedrige Dichten als dunkle Pixel dargestellt werden (z. B. Steine: weiß; Luft: schwarz).

Um eine funktionale Be-



wertung zu ermöglichen, wurden zusätzlich 3D-Visualisierungen generiert. Ausgehend von einer Kompartimentierung in 'Hohlräume' (hohe Leitfähigkeit), in 'dichte Bereiche' (niedrige Leitfähigkeit) und in 'indifferente' Volumina wurden die Voxel mit Dichten unterhalb $0,5 \text{ g/cm}^3$ als 'Hohlräume' und Voxel mit Werten oberhalb von $1,44 \text{ g/cm}^3$ als 'dichte' Volumeneinheiten angesprochen. Die Darstellung der Hohlräume erfolgte dem entsprechend über Hüllflächen, die den umschließenden Charakter von Hohlräumen betonen, und die Abbildung der 'dichten' Bereiche über eine Voxelprojektion. Das 'indifferente' Kompartiment ist nicht dargestellt. Die Ergebnisse sind in Abb. 3 zu sehen.

Ergebnisse & Diskussion

Das Lagerungsdichteprofil weist in den oberen zwei Dritteln im Mittel eine Dichte von $1,1 \text{ g/cm}^3$ auf. Das vorwiegende Niveau von ca. $1,2 \text{ g/cm}^3$ wird gelegentlich, so z.B. in einer Tiefe von 1090 mm, von Schichten wesentlich geringerer Dichte unterschritten; hier steigt die Streuung signifikant an. Ein Maximum erreicht die Lagerungsdichte bei 1145 mm - der Variationskoeffizient ist hier minimal - und fällt anschließend wieder ab. Der Anstieg beginnt etwa bei einer Tiefe von 1130 mm. Ein Blick auf die Vertikalschnitte erklärt diesen Verlauf des Dichteprofiles. So befinden sich etwa im Bereich der niedrigen Dichten bei gleichzeitig hoher Varianz. größere Hohlraumvolumina. Während in der Tiefe des Dichtemaximums eine homogene Schicht hoher Dichte vorliegt.

Die Abb.3 verdeutlicht die Gesamtstruktur der untersuchten Probe. Hier wird deutlich, daß die dichte Zone nicht durch Hohlräume unterbrochen wird. Diese Feststellung wird durch die beiden Ansichten mit differierendem Blickwinkel (Abb.4) gestützt. Es liegt nahe, daß dieser Bereich als Stauschicht fungieren muß.

Bei genauerer Betrachtung der Vertikalschnitte ist ein ungefähr 20 mm starkes Band oberhalb der dichten Zone zu erkennen, welches sich durch eine dunklere Tönung und eine körnige Struktur von dem oberen Bodenkörper abhebt. Dies könnte durch eine lockerere Lagerung und/oder einen höheren Wassergehalt bedingt sein. Gemäß dieser dreiteiligen Horizontierung des untersuchten Bodenkörpers sind die Horizontalschnitte ausgewählt worden.

Folgt man dieser Interpretation des vorgestellten Materials, so könnte gefolgert werden, daß sich die Gleitfläche in dem Bereich knapp oberhalb des dichten Bandes ausbilden bzw. liegen muß. Unter gegebenen Umständen würde sich das perkolierende Wasser relativ schnell durch die Hohlräume bewegen; oberhalb der Stauschicht könnte sich der Wassergehalt derart erhöhen, daß bei gleichzeitig auftretender hoher Auflast die Rahmenbedingungen für eine Rutschung erfüllt wären.

Zusammenfassung

Morphologische Untersuchungen im Submillimeterbereich mittels Computertomographie und -graphik können einen wesentlichen Beitrag zur Klärung der dreidimensionalen Struktur und Funktionalität von Bodenkörpern leisten - wie etwa der Identifizierung der Gleitfläche einer Bodenrutschung. Die hohe vertikale Auflösung ist nur mit der CT unter vertretbarem Aufwand erzielbar. Durch diese ist eine differenzierte Betrachtung der vertikalen Struktur möglich und insofern liefert die vorgelegte Untersuchung einen originären Beitrag zur Klärung der Fragestellung.

Literatur

BERKENHAGEN, J.H.; HECKER, J.M.; DIESTEL, H. (1996): Röntgen-computertomographischer Vergleich von Lagerungsdichte und Makroporosität zwischen Lysimetern und Herkunftsfläche. Arch. Acker- Pfl. Boden, 40: 473 -484.

HENNIG, A. (1996): Standsicherheitsberechnungen an einer flachen Bodenrutschung im Pleiser Hügelland. Mittl. DBG, 79: 391-394.

PETROVIC, R.L.; SIEBERT, J.E.; RIEKE, P.E. (1982): Soil bulk density analysis in three dimensions by computed tomographic scanning. Soil. Sci. Soc. Am. J., 46: 445-450.

Nutzung digitaler Höhenmodelle zur Bestimmung von Abflußmustern in verschiedenen Skalen

von

Helming, K.¹; Römken, M.J.M.²; Sommer, H.³

Einleitung

Oberflächenabfluß ist das Ablösungs- und Transportmedium für Wassererosion. Das Abflußmuster, d.h. das Konvergenzsystem der Abflußpfade beeinflußt den Grad der Abflußkonzentration und die Ablösungs- und Transportkapazität des Abflusses. Abflußpfade werden in verschiedenen Skalen unterschiedlich benannt und verursachen unterschiedliche Erosionsformen (Tab. 1). Dennoch besitzen ihre Muster in verschiedenen Skalen ähnliche charakteristische Eigenschaften (Horton, 1945). Am besten untersucht sind Abflußmuster in der Skala von Flußeinzugsgebieten (Rosso et al., 1991). In dieser Skala konnten grundlegende Gesetzmäßigkeiten über Verzweigungs- und Längenverhältnisse sowie über fraktale Eigenschaften von Abflußmustern definiert werden, die für viele Einzugsgebiete ähnlich sind (Tarboton et al., 1988).

Kleinskalige Abflußmuster innerhalb von Schlägen und auf Bodenoberflächen wurden bislang kaum untersucht. Auf der Bodenoberfläche verursacht die Mikrotopographie ein Abflußmuster, indem Aggregate, Klumpen und Steine dem Abfluß im Weg sind und umflossen werden müssen. Dieses kleinräumige Abflußmuster beeinflußt die Abflußkonzentration und Rillenbildung. Seine Quantifizierung ist deshalb hilfreich für das Verständnis des Erosionsprozesses. Da Abflußmuster skalunenabhängige Eigenschaften haben (Tarboton et al., 1988), sollte es möglich sein, die kleinräumigen Muster auf Bodenoberflächen mit Methoden zu beschreiben, die für großräumige Muster von Flußeinzugsgebieten entwickelt wurden.

Ziel unserer Studie war es, mittels Modelluntersuchungen die Abflußmuster des quasi flächenhaften Abflusses auf Bodenoberflächen zu charakterisieren, und Ähnlichkeiten dieser Muster zu solchen von Flußeinzugsgebieten zu prüfen. Dazu wurden Methoden angewendet, die aus der Charakterisierung von Flußeinzugsgebieten bekannt sind.

Tab. 1: Abflußpfade, Erosionsformen und Auswirkungen der Erosion in verschiedenen Skalen

Skala	Bodenoberfläche	Binneneinzugsgebiet	Flußeinzugsgebiet
Flächengröße	$10^{-6} - 10^{-5}$ km ²	$10^{-2} - 10^0$ km ²	$10^1 - 10^3$ km ²
Abflußpfade	Saatrillen, Dämme, Rillen, Fahrspuren	Talwege, Tiefenlinien	Vorfluter, Gewässersysteme
Erosionsform	Flächenhafte Erosion, Rillenerosion	Rinnenerosion, Talwegerosion	Grabenerosion, Flußerosion

¹ ZALF, Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

² USDA-ARS National Sedimentation Laboratory, Oxford, Mississippi 38655, USA

³ Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an einer Fließrinne mit Regensimulator, Zuflüßeinrichtung und Laserreliefmeter im National Sedimentation Lab. in Oxford, MS durchgeführt. Der Versuchsaufbau ist im Detail bereits woanders beschrieben worden (Römkens et al. 1996). Er besteht aus einer 3.7 m × 0.6 m × 0.3 m (L, B, H) neigbaren Rinne mit Dränsystem. Der Regensimulator (Meyer & Harmon, 1979) besteht aus drei schwenkbaren Veejet-Düsen, die im Abstand von 1.6 m über der Rinne plaziert sind. Das Laserreliefmeter (Römkens et al. 1988) wird auf die Rinne montiert und mißt die Topographie der Bodenoberfläche innerhalb der Rinne mit einer Rasterweite von 3 mm bei einer vertikalen Auflösung von 0.25 mm.

In die Rinne wurde luftrockenes Ap-Material eines Lössbodens (18 % T, 79 % U, 2 % S) eingefüllt. Der untere Teil des Bodens war fein zerkleinert, die oberen fünf Zentimeter waren durch ein 56 mm Sieb gesiebt, so daß die Oberfläche einer groben Saatbettbereitung entsprach. Das Experiment bestand aus einer Serie von 7 Beregnungstests mit jeweils 45 mm Niederschlag bei einer Intensität von 66 mm h⁻¹. Die Hangneigung war 8 %. Die Beregnungen wurden im täglichen Abstand durchgeführt. Während der Tests erfolgten kontinuierliche Messungen von Abfluß und Abtrag.

Vor und nach jedem Beregnungstest erfolgte die Messung der Bodenoberfläche mit dem Laserreliefmeter. Daraus entstand jeweils ein digitales Höhenmodell (DHM) mit 214 800 Höhenwerten für eine innere Fläche von 3.2 m x 0.6 m. Aus dem DHM wurden Fließrichtungen nach dem unidirektionalen Abflußmodell nach Jenson & Domingue (1988) berechnet und Abflußpfade identifiziert. Zur Charakterisierung des Musters der Abflußpfade wurde das Ordnungssystem von Strahler (1952) angewendet. Nach diesem System wird den äußeren Abflußpfaden die 1. Ordnung zugeordnet, zu der 2. Ordnung gehören solche Abflußpfade, in die zwei Abflußpfade der 1. Ordnung münden. Für die nächsthöheren Ordnungen gilt das entsprechende Prinzip. Für jeden einzelnen Abflußpfad wurde jeweils die Länge, Neigung und Sinuosität berechnet. Die Ermittlung der Abflußdichte sowie der Verzweigungs- und Längenverhältnisse der Abflußpfade unterschiedlicher Ordnung erfolgte nach Horton (1945).

Ergebnisse und Diskussion

Die Abflußmuster für zwei Testsituation vor dem Niederschlag und nach 500 mm Niederschlag sind in der Abb. 1 dargestellt. Visuell erscheinen die potentiellen Abflußpfade der initialen Situation zufällig ausgerichtet mit einer großen Sinuosität und einem geringen Organisationsgrad. Der Niederschlag bewirkte eine Organisation des Abflußmusters für die Situation nach 500 mm Niederschlag, die sich visuell in gerichteten, den Hauptflüssen zustrebenden Abflußpfaden ausdrückt.

Strahlers Ordnungssystem ergab eine maximale Ordnung von 5 oder 6 für die Abflußmuster aller Testsituationen (Tab. 2). Die Anzahl und mittlere Länge der Flüsse unterschiedlicher Ordnung folgten einer logarithmischen Verteilung. Das Verzweigungsverhältnis (Rb) lag in allen Testsituation zwischen 3.28 und 4.86, das Längenverhältnis (Rl) variierte zwischen 2.23 und 3.24. Diese Ergebnisse deuten auf eine starke Konvergenz und einen hohen Organisationsgrad der Abflußmuster aller Situationen hin. Dies gilt auch für das scheinbar zufällig angeordnete Abflußmuster der initialen Situation.

Für Abflußmuster von Flußsystemen werden in der Literatur Werte für die maximale Ordnung von 4 - 7, für Rb von 2.2 - 4.7, und von Rl von 1.8 - 2.7 angegeben (Horton, 1945; Rosso et al., 1991). Demnach liegen die in dieser Studie für Abflußmuster von Bodenoberflächen ermittelten Werte im Bereich solcher für Flußsysteme. Die häufig postulierte Ähnlichkeit von Abflußmustern verschiedener Skalen (Rosso et al., 1991) scheint sich somit für die Skala erodierender Bodenoberfläche zu bestätigen. Die Werte für die Flußdichte (Dd) waren um mindestens den Faktor 10 höher als Flußdichten, die für Flußsysteme berechnet wurden. Einerseits deuten diese hohen Werte auf die vergleichsweise geringe Abflußkonzentration auf der Bodenoberfläche hin. Andererseits ist die Ab-

flußdichte kein skalunenabhängiger Parameter und kann deshalb nicht zum Vergleich von Systemen in unterschiedlichen Skalen herangezogen werden.

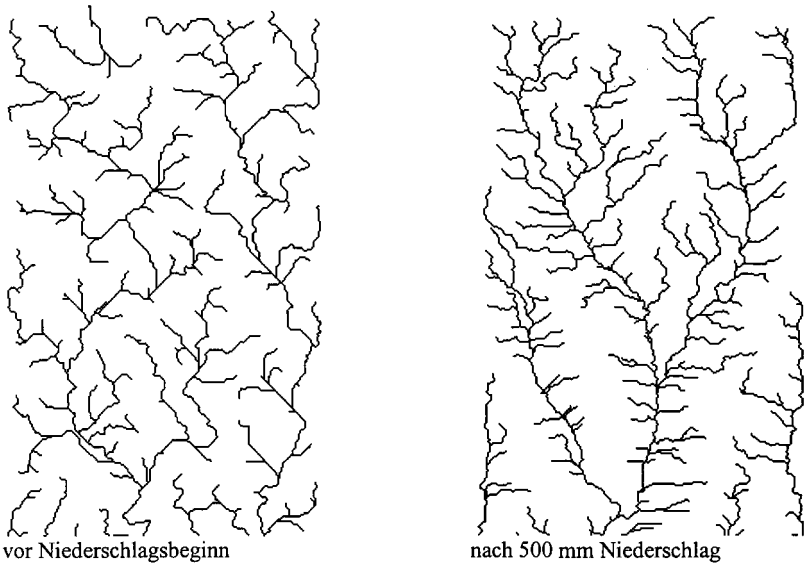


Abb. 1: Abflußmuster von Bodenoberflächen: das Beispiel zeigt die Abflußbahnen zweiter und höherer Ordnung von einer 0.6m × 1m großen Fläche innerhalb der Rinne.

Tab. 2: Flußanzahl und Flußlänge (Median) als Funktion der Ordnung sowie Horton Parameter der Abflußmuster jeweils nach kumulierten Niederschlägen.

Regen kum. (mm)	BA	-----Fluß-Ordnung-----							Horton Parameter		
		Anz.	1	2	3	4	5	6	Rb	Rl	Dd
0	-	Anz.	602	245	78	20	5	2	3.28	2.23	28.9
		L	28	47	89	231	663	1317			
100	3.18	Anz.	1032	309	76	21	4	2	3.67	2.26	38.6
		L	28	39	86	190	268	2254			
200	4.61	Anz.	1115	338	75	18	3	1	4.26	2.19	41.5
		L	30	42	85	431	1992	508			
300	3.40	Anz.	1132	358	80	15	2		4.86	3.24	43.0
		L	31	44	57	558	3087				
500	2.73	Anz.	1013	388	81	16	3	1	4.28	2.47	43.6
		L	31	51	57	247	546	3115			

BA = Bodenabtrag ($\text{kg} \times \text{m}^{-2} \times 100 \text{ mm Regen}$)

Anz. = Anzahl Abflußpfade, L. = Länge der Abflußpfade (mm, median)

Rb = Verzweigungsverhältnis, Rl = Längenverhältnis, Dd = Flußdichte ($\text{m} \times \text{m}^{-2}$)

Ein Vergleich der Ergebnisse für die verschiedenen Testsituation zeigt Folgendes: nach 100 mm Niederschlag hat sich im Vergleich zur ursprünglichen Situation die Anzahl der Flüsse 1. Ordnung nahezu verdoppelt, wodurch gleichzeitig die Flußdichte anstieg. Grund ist die Zerstörung und Einebnung der Aggregate und Bröckel auf der Oberfläche, welche ursprünglich divergierenden Fluß verursachten. Während die durchschnittliche Länge der Flüsse 1. und 2. Ordnung nur gering schwankte, stieg die Länge der großen Flüsse 5. und 6. Ordnung mit jedem Niederschlagstest. Mit zunehmendem Niederschlag verringerten sich außerdem die Unterschiede in der Neigung und Sinuosität der Flüsse unterschiedlicher Ordnung, und das Abflußmuster bei Versuchsende beinhaltete weitgehend gestreckte Flüsse mit Hangneigungen ähnlich der Neigung der Rinne (Tab. 3). Der Bodenabtrag betrug während der letzten 200 mm Niederschlag mit $2.73 \text{ kg} \times \text{m}^{-2}$ pro 100 mm Regen kaum mehr als die Hälfte des Betrages während der ersten 200 mm Niederschlag (Tab. 2). Ob die Verringerung des Bodenabtrages auf die erhöhte Organisation und Effektivität des Abflußmusters zurückgeführt werden kann, muß in zukünftigen Untersuchungen geklärt werden.

Tab. 3: Mittlere Neigung und Sinuosität der Flüsse als Funktion der Ordnung.

Regen kum. (mm)	Neigung der Flüsse (med.) %						Sinuosität der Flüsse (med.) $\text{m} \times \text{m}^{-1}$					
	-----Fluß-Ordnung-----						-----Fluß-Ordnung-----					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
0	14.2	8.4	7.0	5.9	5.4	4.6	1.31	1.30	1.29	1.35	1.40	1.33
100	9.3	7.5	7.3	7.3	6.5	6.8	1.30	1.27	1.22	1.18	1.25	1.21
200	10.6	8.8	7.8	8.1	7.2	4.9	1.30	1.26	1.23	1.24	1.24	1.24
300	10.5	10.4	7.8	7.5	7.1		1.30	1.25	1.24	1.20	1.18	
500	9.9	9.8	8.3	7.8	6.5	6.2	1.30	1.26	1.26	1.22	1.23	1.23

Zusammenfassung

In einem Modellversuch wurde das Abflußmuster von Bodenoberflächen auf der Basis von digitalen Höhenmodellen untersucht. Einige Charakteristika der Abflußmuster wiesen Ähnlichkeiten zu Abflußmustern von Flußeinzugsgebieten auf. Die Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Abflußmuster und Bodenerosion ist das Ziel zukünftiger Untersuchungen.

Literatur

- Horton, R. E.: Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. Bulletin of the Geological Society of America 56 (1945) 275-370
- Jenson, S. K., Domingue, J. O.: Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information systems analysis. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 53 (1988) 1593-1600
- Meyer, L.D. and W.C. Harmon: A multiple Rainfall Simulator for Erosion Research on Row Sidelopes. Trans. ASAE 22 (1979) 100-103
- Römkens, M.J.M., J.Y. Wang, R.W. Darden: A Laser Microreliefmeter. Trans. ASAE 29 (1988) 429- 433
- Römkens, M.J.M., S.N. Prasad, and K. Helming: Sediment concentration in relation to surface and subsurface hydrologic soil conditions. Proceedings of the Sixth Federal Interagency Sedimentation Conference, Las Vegas, Nevada, USA, Vol. 2 (1996) IX-9 - IX-16.
- Rosso, R. B., Bacchi, B., La Barbera, P.: Fractal relation of mainstream length to catchment area in river networks. Water Resources Research 27 (1991) 381-387
- Strahler, A. N.: Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. Bulletin of the Geological Society of America 63 (1952) 1117-1142
- Tarboton, D. G., Bras, R. L., Rodriguez-Iturbe, I.: The fractal nature of river networks. Water Resources Research 24 (1988) 1317-1322

Partikelgrößen und Gehalte potentieller toxischer Metalle bodenbürtiger und industrieller Deposite im Ruhrgebiet

von

Höke, S.*; Burghardt, W.

1. Einleitung

Von urbanen Böden, insbesondere in Gewerbe- und Industriegebieten, werden Stäube freigesetzt. Welche Staubquellstärken dabei auftreten können, ist zur Zeit noch unklar. Urbane Böden sind häufig mit Schadstoffen belastet. Es bestehen folgende Gefährdungspfade:

- Staubbefreiung führt zu einer Erhöhung von PM₁₀ (particle matter < 10 µm) in der Luft. Diese Partikel gelten als lungengängig und können auch bei kurzzeitiger Exposition zu Gesundheitsgefährdungen führen, unabhängig von ihrer stofflichen Zusammensetzung (EPA 1996).
- die pulmonale Aufnahme von mit kanzerogenen und nicht kanzerogenen Schadstoffen befrachteten Stäuben. Von Gesundheitsgefährdungen wird hier vor allem bei Langzeitexpositionen ausgegangen.
- die Degradation umliegender Böden durch die Deposition von mit Schadstoffen befrachteten Partikeln.

2. Material und Methoden

Es wurden Depositaufgaben und -einwehungen, Umlagerungs- und Unterlagesubstrate aus dem Landschaftspark Duisburg-Nord (ehem. Hütten- und Gießereiwerk) und einem Wohnviertel in Oberhausen (Nachbarschaftslage zur Montanindustrie) untersucht. Die Korngrößenanalysen wurden ohne Carbonatzerstörung nach DIN 19683 durchgeführt. Anschließend wurde zur Gruppenbildung mit den Korngrößenanalysen eine Clusteranalyse nach der Ward-Methode (Squared Euclidean Distance) gerechnet. Die Metallgehalte wurden nach DIN 38414 (Königswasser) bestimmt.

3. Ergebnisse

Mittels der Clusteranalyse lassen sich aus den Korngrößenanalysen 6 Gruppen abgrenzen:

Gruppe 1: Unterlagesubstrate (hier überwiegend Schlacken). Der Feinboden enthält hohe mS- und gS-Anteile (s. Abb.1)

Gruppe 2: z.T. Umlagerungssubstrate. Aufgrund der fehlenden gS- Fraktion sind diese mS- reichen Substrate durch Windschub bewegbar. In dieser Gruppe befinden sich zumindest einige Proben,

* Universität GH- Essen, Institut für Ökologie, FB9 Angewandte Bodenkunde, 45117 Essen

aus denen die feineren Partikel ausgeweht wurden. Da sich Bau-, Gießerei- und Streusande überwiegend aus mS-Partikeln zusammensetzen, ist bei der Interpretation der Herkunft solcher Partikelgrößen Vorsicht geboten (s. Abb. 2).

Gruppe 3: Deposite (mit Schadstoffen befrachtete Staubablagerungen) mit Unterlagesubstrat vermischt. Die gU -Gehalte liegen deutlich höher als in den Gruppen 1 und 2 (s. Abb. 3).

Gruppe 4: Deposite von geschützteren Standorten, Bauwerken oder Geländekanten bis 1,3 m über Geländeoberfläche. Die höheren fS-Gehalte im Vergleich zu Gruppe 5 sind evt. auf einen höheren Anteil bodenbürtiger Stäube oder auf höhere Flugaschanteile zurückzuführen (s. Abb. 3).

Gruppe 5: Deposite von Standorten > 1,3 m ü. der Geländeoberfläche und/oder sehr emittentennahen Standorten und/oder ohne hohe Unterlagesubstratbeimischungen (s. Abb. 3).

Gruppe 6: Flugaschen (s. Abb. 3).

Die Gruppen 4 und 5 zeigen, wie sich die Deposite in ihrer Korngrößenverteilung auf oder in der Nähe der untersuchten Montanindustriestandorte zusammensetzen. Es dominieren die gU- und fS-Fractionen. Als Quellen dieser Deposite kommen industrielle Stäube, resuspendierte industrielle Stäube sowie Stäube aus unversiegelten, unbewachsenen Böden in Betracht.

Die Tab. 1 zeigt, daß die eingetragenen Partikel hoch mit Schadstoffen befrachtet sind. Je geringer die Deposite mit Unterlagesubstrat vermischt sind, desdo höher sind die Schadmetallgehalte.

Tab. 1 Potentiell toxische Metallgehalte der Depositgruppen

Element	n	> BW II* % (BW II = 40 mg/kg)	> BW III** % (BW III = 80 mg/kg)
As			
Gruppe 1	11	55	9
Gruppe 2	11	55	9
Gruppe 3	12	92	67
Gruppe 4	5	100	100
Deposite gesamt	39	72	39
Cd			
Gruppe 1	11	18	0
Gruppe 2	11	27	0
Gruppe 3	12	83	16
Gruppe 4	5	80	0
Deposite gesamt	39	49	5

BW II* = z.T. tolerabel (weitere Untersuchungsbedarf) / BW III** = Sanierung notwendig
(nach EIKMAN & KLOKE 1993 für Park- und Freizeitanlagen)

Für die Beurteilung der Gefährdung durch belastete Stäube ist die Größe und die Art der Schadstoffträgersubstanz von entscheidender Bedeutung. Ein Zusammenhang zwischen den Tongehalten, den T- + fU- und T- + fU- + mU- Gehalten und der Menge an potentiellen Schadmetallen zeigt sich für die untersuchten Deposite nicht. Dies bedeutet nicht, daß die feinen Fraktionen keine hohen Schadmetallgehalte tragen, sondern zeigt, daß die gU- Fraktion mengenmässig sehr dominant und ebenfalls als wichtiger Schadstoffträger zu berücksichtigen ist (s. Tab. 2).

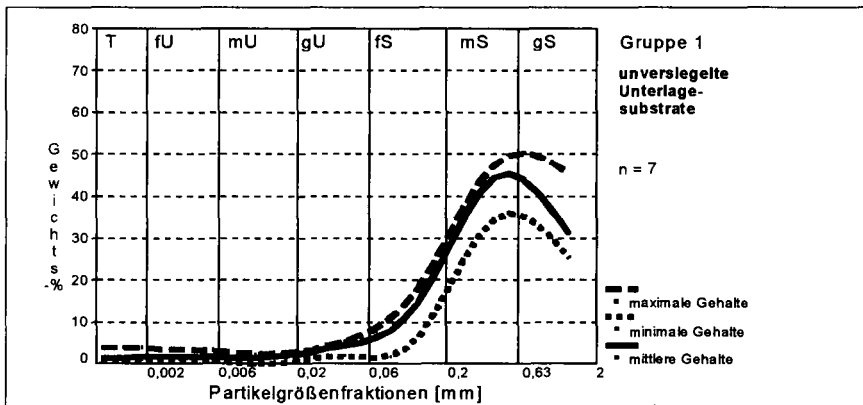


Abb. 1: Partikelgrößenverteilung der unversiegelten Unterlagessubstrate

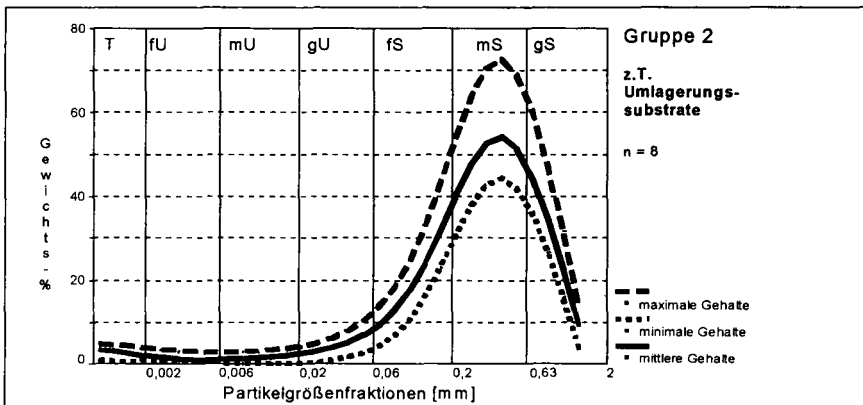


Abb. 2: Partikelgrößenverteilung von potentiellen Umlagerungssubstraten

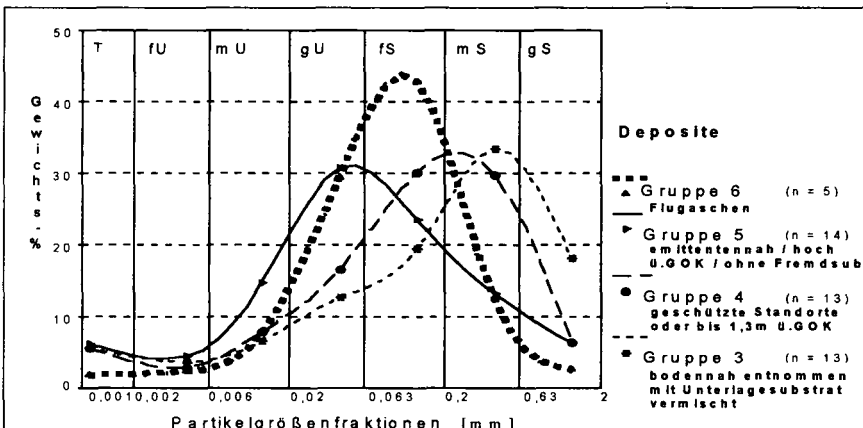


Abb. 3: Mittlere Partikelgrößenzusammensetzung der Depositgruppen

Tab. 2 Korrelationen zwischen Korngrößenfraktionen und den Metallgehalten von Depositen

Element (n = 39)	0,063 - 0,02 mm gU	< 0,063 mm T + U	< 0,1 mm T + U + fFS	0,1 - 0,063 ffS	Eisen
As	0,7542 ***	0,7108 ***	0,7035 ***	ns	0,8576 ***
Cd	0,6541 ***	0,6098 ***	0,5341 ***	ns	0,6051 ***
Pb	0,4356 *	0,5077 **	0,4372 **	ns	0,5978 ***
Zn	0,4117 *	0,4682 **	0,3734*	ns	0,4121*
Fe	0,5715 ***	0,4922**	0,4804 **	ns	

Zwischen den untersuchten potentiellen Schadelementen und den Carbonatgehalten sowie den Glühverlusten bei 550°C und den C_{total} - Konzentrationen treten keine Korrelationen auf.

In der Tab. 3 sind an einem Beispiel die siebfraktionierten As-, Pb- und Fe- Gehalte aufgezeigt. Die Siebfraktionsgrenzen sind an die Transportmöglichkeiten durch Wind angelehnt. Die Fraktion < 25 µm gibt eine Annäherung an die Gehalte der lungengängigen Fraktion < 10 µm.

Tab. 3: Siebfraktionierte königswasserlösliche Metallgehalte in Depositen

Fraktion [mm]	As [mg/kg TS]	Pb [mg/kg TS]	Fe [g/kg TS]	Trockensieb. [Gewichts% TS]	Körnung [Gewichts% TS]
Gruppe 4	Deposit unter Hecke / LSP Duisburg-Nord				
< 2	98,0	748	132		
2 - 0,63	57,2	505	39	23,9	9
0,63 - 0,1	83,1	670	140	49,3	40
0,1 - 0,063	126,2	936	193	9,7	11,9
0,063 - 0,025	171,0	1098	213	14,1	17,7
< 0,025	234,0	1726	169	3,0	21,4

4. Zusammenfassung

- Die untersuchten Deposite ähneln in ihrer Korngrößenzusammensetzung dem Sandlöß.
- Die Korngrößenverteilungen an Mauerdepositen zeigen eine charakteristische Höhenverteilung für bodenbürtige Staubquellen.
- Die eingetragenen Partikel sind hoch mit potentiellen Schadmetallen befrachtet.
- Auch alle U- Fraktionen sind als Schadstoffträger von Relevanz. Als Trägersubstanz, vor allem für As und Cd, fungieren die Fe- Oxide. Dies erklärt die Korrelationen der Schadmetalle zur gU- Fraktion. Auch in den Siebfraktionen liegen in 6 von 7 Proben die Fe- Gehalte in der gU oder ffS- Siebfraktion höher als in der Fraktion < 25 µm.
- In der Siebfraktion < 25 µm (Annäherung an die lungengängige Fraktion) sind die Schadmetalle i. d. Regel um das 2 bis 4-fache im Vergleich zu den Gehalten der < 2 mm Fraktion aufkonzentriert.

Literatur:

- Eickmann, TH.; Kloke, A. (1993). Nutzungs- und Schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. In: Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harreb, H.M. (Hrsg.): Bodenschutz, Berlin.
- EPA (1996). EPA Proposes Air Standards for Particulate Matter and Ozone (Draft Paper).
- SAXTON, K. E. (1995). Wind Erosion and Its Impact on Off-site Air Quality in the Columbia Plateau - An Integrated Research Plan. In: Transactions of the ASAE, 38 (4): 1031 - 1038.

GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer

von

Huber, P.¹; Behrendt, H.¹

Einleitung und Problemstellung

Vergleiche zwischen Phosphoreinträgen und den -Frachten von Flußgebieten zeigen insbesondere für die Flüsse des Tieflandes große Differenzen (Behrendt, 1996). Ursachen hierfür können eine Überschätzung der punktuellen und diffusen Einträge, eine Unterschätzung der P-Frachten oder dauerhafte Rückhalteprozesse im Gewässersystem sein. Bisherige Abschätzungen weisen die durch Wassererosion verursachten P-Einträge auch für die Flußgebiete des Tieflandes als den dominanten diffusen Eintragspfad aus (Werner & Wodsak, 1994). Folglich muß eine kritische Überprüfung bei diesem Pfad ansetzen. Quantifiziert wird der durch Erosion verursachte P-Eintrag durch ein schrittweises Vorgehen. Zunächst wird mittels der Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) der Bodenabtrag (BA) eines Gebietes berechnet. Aus dem Vergleich der in Flußsystemen realisierten Schwebstofffracht mit dem mittleren BA des Gebietes wird in einem zweiten Schritt der erosionsbedingte Bodeneintrag ermittelt. Beziehungen für das Verhältnis zwischen erosionsbedingtem Partikeleintrag in die Fließgewässer und dem BA von der Landfläche (Sediment Delivery Ratio - SDR) wurden für verschiedene Regionen abgeleitet (z.B. Walling, 1983; Auerswald, 1992). Für eine Anwendung auf andere Regionen fehlt in den Formeln jedoch zumeist die Einbeziehung gebietstypischer Parameter, wie Relief, Landnutzung oder Ausbildung des Gewässernetzes. Eine Übertragung dieser Methode auf Flußsysteme des Flachlandes ist z. Zt. nicht möglich, da der Schwebstofftransport dieser Flüsse durch autochthone Partikel dominiert wird und kontinuierliche Beobachtungen der Schwebstoffkonzentrationen zur Detektion der seltenen Erosionsereignisse bisher nicht für eine große Anzahl von Flußgebieten vorliegen. Weiterhin erlaubt die bisherige Vorgehensweise zur Bestimmung des SDR nicht zwischen dem Rückhalt von erodierten Partikeln auf der Landfläche und im Fluß zu unterscheiden. Die fortgeschrittene Entwicklung Geographischer Informationssysteme (GIS) bietet in Verbindung mit zunehmend verfügbaren hochaufgelösten digitalen raumbezogenen Datenbeständen die Möglichkeit einer Modellierung des Bodenabtrages mittels ABAG. Durch die Ausgrenzung von Binnenentwässerungsgebieten und nicht direkt an das Fließgewässersystem angebundener, nichtgeneigter Flächen erhält man die für den Bodeneintrag in die Fließgewässer relevanten Gebiete. Das Verhältnis dieser Flächen zur gesamten Einzugsgebietsfläche ergibt dann ein GIS-gestütztes SDR.

Material und Methoden

Für die Modellierung, die mit dem GIS ARC/INFO durchgeführt wurde, waren folgende digitalen Datenbestände notwendig (vgl. auch Abb. 2):

- Bodenkarte (Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung, MMK 1:25.000)
- Landnutzungszene (Landsat TM 1989; 30 m Raster)
- Höhenlinien und Gewässernetz (Topographische Karten AS; 1:25.000)
- analoge Isoerodentkarte (Deumlich, 1994).

Digitale Datenbestände waren bisher nur für das Einzugsgebiet der Spree verfügbar. Innerhalb dieses Flußgebietes wurden insgesamt 20 Teileinzugsgebiete ausgewählt, von denen 12 dem Lockergesteinsbereich und 8 dem Festgesteinsbereich zuzuordnen sind. Eine Übersicht über die Lage der Teileinzugsgebiete gibt Abb. 1.

¹ Institut f. Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 260, 12587 Berlin

Am Einzugsgebiet der Erpe wurde zunächst eine GIS-gestützte Methode entwickelt, um den BA nach der ABAG automatisch zu berechnen und das Bodeneintragspotential in Fließgewässer zu quantifizieren. Die Erpe hat ein Einzugsgebiet von 183 km² und liegt im älteren Jungmoränengebiet des nordostdeutschen Tieflandes nordöstlich von Berlin. Die Fläche der als erosionsanfällig eingestuften landwirtschaftlichen Nutzfläche beträgt 9750 ha.

Das Erosionsmodell der ABAG besteht aus 4 Faktoren, um den langjährigen mittleren BA unter Schwarzbrachebedingungen zu simulieren. Zur Implementierung der ABAG in das GIS ARC/INFO mußten die verschiedenen Datensätze des Einzugsgebiet der Erpe in ein 30 m Raster überführt werden.

Den schematischen Ablauf der Modellierung zeigt Abb. 2. Der Regen- bzw. R-Faktor wurde durch lineare Interpolation aus der Isoerodentkarte berechnet und als einheitlich für das gesamte Gebiet angesehen. Der Bodenerodierbarkeits- bzw. K-Faktor wurde aus der Überlagerung von Landnutzungskarte und Bodenkarte abgeleitet. Den einzelnen Standorttypen (STT) wurden anschließend die K-Werte in Anlehnung an Deumlich & Frielinghaus (1994) zugeordnet.

Aus den Höhenlinien und dem Gewässernetz wurde zunächst ein digitales Höhenmodell (Raster-DHM) mit einer Maschenweite von 30 m interpoliert. Aus dem DHM wurde der Relief- bzw. LS-Faktor automatisch abgeleitet. Durch eine Verschneidung der einzelnen Rasterkarten (R-, K- und LS-Faktor) konnte anschließend der langjährige mittlere BA berechnet werden (Abb. 2: Bodenabtrag ABAG). Eine ausführliche Beschreibung der Modellierung gibt Huber (1996).



Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete im Spreeeinzugsgebiet

Ergebnisse und Diskussion

Innerhalb des Einzugsgebietes treten nur geringe Bodenabträge auf (vgl Abb. 3a). Im Mittel berechnet sich ein langjähriger BA von 0,80 t/(haLN·a), woraus sich ein Onsite-BA von 7900 t/a ergibt. Bei diesem BA handelt es sich aber zum größten Teil um Bodenmaterial, welches innerhalb der landwirtschaftlichen Fläche nur umgelagert oder in abflußlosen Hohlformen (u.a. Sölle) abgelagert wird.

In einem nächsten Schritt wurde daher auf Basis des DHMs das oberirdische Einzugsgebiet innerhalb der Erpe abgrenzt (Abb. 2). Unter oberirdischem Einzugsgebiet sollen hier die Gebiete verstanden werden, für die ein oberirdischer Abfluß in Fließgewässer möglich ist. Die Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes

wird anschließend mit der Bodenabtragskarte verschmitten. Wie in Abbildung 3b zu sehen ist, nimmt der Anteil der Flächen mit einem Bodeneintragspotential gegenüber dem gesamten BA innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche deutlich ab. Die landwirtschaftliche Fläche innerhalb des oberirdischen Einzugsgebietes beträgt nur noch 5430 ha, woraus sich bei einem mittleren BA von 0,83 t/(haLN·a) auf diesen Flächen ein Onsite-BA von 57% (4510 t/a) des Gesamtbodenabtrags ergibt. Allerdings handelt es sich bei diesem BA ebenfalls wieder zum größten Teil um Bodenumlagerungen, die z.T. am Hangfuß oder an der Schnittstelle zwischen landwirtschaftliche Nutzfläche und

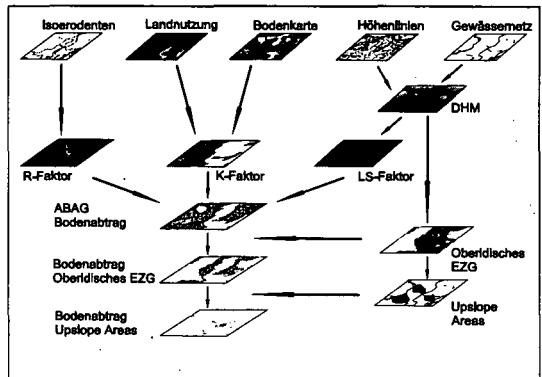


Abb. 2: Schematische Darstellung der Modellierung

Fließgewässer akkumulieren.

In einem weiteren Schritt wurden deshalb mittels DHM und Bodenerodierbarkeitskarte Rasterflächen selektiert, die innerhalb eines 30 m Puffers rechts und links der Fließgewässer liegen. Im folgenden wurden nur die Rasterflächen innerhalb dieses Puffers betrachtet, denen ein K-Wert zugeordnet wurde und die eine Hangneigung > 1% aufweisen. Alle andere Rasterflächen innerhalb dieses Puffers wurden als potentielle Akkumulationsbereiche angesehen, von denen kein Bodeneintrag ausgehen kann. Für die als eintragsgefährdet klassifizierten Rasterflächen wurden anschließend aus dem DHM die jeweiligen Einzugsgebiete (Upslope Areas) dieser Raster bestimmt (Abb. 2). Die so abgegrenzten Flächen wurden anschließend wieder mit der Bodenabtragskarte verschnitten.

Es wird deutlich, daß nur noch ganz wenige Bereiche für einen direkten Bodeneintrag in die Fließgewässer verantwortlich sind (Abb. 3c). Die Summe dieser Flächen beträgt 1431 ha, woraus sich bei einem mittleren BA von 0,85 t/(ha·a) auf diesen Flächen ein BA von 1220 t/a berechnet. Dieser BA stellt den potentiellen Partikeleintrag (Offsite-BA) in das Fließgewässersystem dar. Von dem gesamten BA (7900 t/a) kommen also 15 % für einen Eintrag in Fließgewässer in Frage.

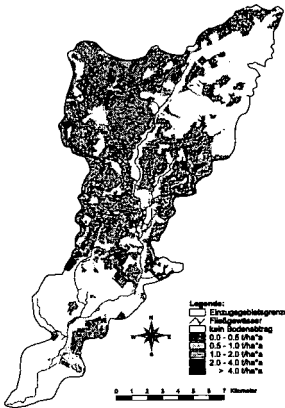


Abb.3a: Bodenabtrag im Einzugsgebiet der Erpe

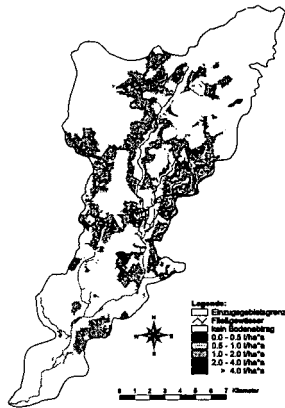


Abb.3b: Bodenabtrag im des oberirdischen EZG der Erpe

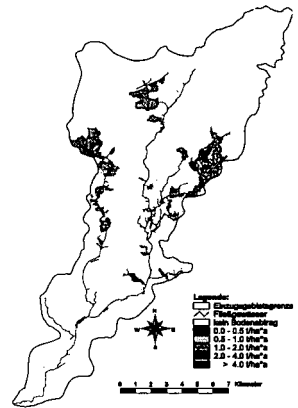


Abb.3c: Bodenabtrag der Upslope Areas im EZG der Erpe

Zum Vergleich der hier vorgestellten Ergebnisse wurde die Sedimenteintragsgleichung (SED) nach Auerswald (1992) herangezogen:

$$SED = 700 + 8,5 \cdot A_E \cdot A^{0,5}$$

Gl. 1

wobei A_E die Einzugsgebietsfläche in km^2 und A der Bodenabtrag nach ABAG in $t/(ha \cdot a)$ sind.

Nach dieser Gleichung berechnet sich für die Erpe ein Bodeneintrag von 22 % (1720 t/a) des gesamten Onsite-BAs. Der gegenüber der GIS-Methode höhere Bodeneintrag läßt sich nur dadurch erklären, daß das Bodeneintragspotential nicht nur eine Funktion der Einzugsgebietsgröße sein kann, wie in Gl.1 angenommen wird, sondern im wesentlichen von der Morphologie und den Landnutzungsverhältnissen abhängt. Zusätzlich muß die Anwendbarkeit der Gl.1 auf Flußgebiete des Tieflandes in Frage gestellt werden, da bei Bodeabträgen kleiner $0,44 t/(haLF \cdot a)$ (75% aller von Deumlich & Frielinghaus (1994) untersuchten Gebiete) bei Einzugsgebieten von $18 km^2$ der errechnete Sedimenteintrag größer als der gesamte Bodenabtrag des Gebietes ist. Zur Untersetzung dieser Hypothese und zur Ableitung von Zusammenhängen zwischen dem Bodeneintragspotential eines Einzugsgebietes und Gebietsparametern wurde die beschriebene Methode modifiziert und auf weitere Teileinzugsgebiete der Spree übertragen (Abb. 1). Dabei wurde nur noch der Anteil der als eintragsgefährdet eingestuft Flächen (Upslope Areas) an der Gesamteinzugsgebietsfläche bestimmt, der im folgenden als SDR-GIS bezeichnet wird (Tab. 1) und für die Erpe bei 8 % liegt. Die Ergebnisse dieser Analysen sind in Tabelle 1 dargestellt. Die SDR-GIS Werte lassen sich deutlich den einzelnen Regionen (Flachland/Mittelgebirge) zuordnen. D.h., daß das Bodeneintragspotential von der Geomorphologie abhängt. Zur Ableitung von Zusammenhängen zwischen Bodeneintrag und Einzugsgebietsmerkmalen wurden einfach zu bestimmende Parameter, die möglichst auch aus analogen Kartenwerken oder aus flächendeckend für

Deutschland vorliegenden größeren digitalen Datenbeständen bzw. Statistiken ableitbar sein sollten, erfaßt. Mit Hilfe einer stufenweise nichtlinearen multiplen Regression konnten die Parameter ermittelt werden, die den stärksten Einfluß auf das SDR-GIS haben.

$$\text{SDR-GIS} = 0,264 \cdot \text{RR}^{0,348} \cdot \text{LN}^{1,441} \cdot \text{ND}^{0,986}; n = 20; r^2 = 0,96; \quad \text{Gl. (2)}$$

wobei RR - das relative Relief, LN - der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet und ND- die Gewässernetzdichte sind.

Wie aus Gl.2 hervorgeht, sind das Parameter „relatives Relief“ und „Netzdichte“, die für den Einfluß der Geomorphologie auf das Bodeneintragspotential stehen sowie der Parameter „Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche“, der für den Einfluß der gebietstypischen Landnutzungsverhältnisse auf das Bodeneintragspotential eines Einzugsgebietes steht. Im Gegensatz zu früheren Ansätzen zur Abschätzung einer Sediment Delivery Ratio (SDR) für Einzugsgebiete (Auerswald 1992; Walling 1983) lassen die hier vorgestellten Ergebnisse darauf schließen, daß der Bodeneintrag in Fließgewässer im wesentlichen von dem Relief, dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche und der Gewässernetzdichte abhängt. Eine Übertragung des mittels Gl. (2) bestimmaren SDR-GIS auf andere Flußgebiete erfordert eine Überprüfung für Teilgebiete in anderen Regionen. Für eine Validierung der Ergebnisse sind darüber hinaus langzeitige kontinuierliche oder ereignisbezogene Messungen von Abfluß und Schwebstoffgehalt in einer größeren Anzahl von kleinen Flußgebieten des Flachlandes notwendig.

Tab.1: Vergleich zwischen verschiedenen Einzugsgebietsparametern und dem SDR-GIS der 20 untersuchten Einzugsgebiete

Einzugsgebiet	SDR-GIS [%]	relatives Relief [%]	Anteil LN [%]	Netzdichte [km/km ²]
Oelse Teil A*	1	0,7	21,36	0,62
Moosgraben*	2	0,40	46,83	0,67
Treibitzer Fließ*	2	0,50	25,52	0,50
Dahme*	2	0,40	30,11	0,78
Lieberoser Mühlenfließ*	3	0,30	16,42	0,55
Dehm. Mühlenfließ Teil B*	6	0,30	48,04	0,69
Dehm. Mühlenfließ*	7	0,30	38,91	1,24
Oelse*	7	0,40	36,92	0,65
Erpe*	8	0,30	53,27	0,55
Zochegraben*	11	0,40	68,51	0,51
Friedländer Fließ*	14	0,50	50,42	0,70
Dehm. Mühlenfließ Teil A*	20	0,50	45,34	1,39
Weißer Schoeps**	11	1,00	40,79	1,08
Pfaffendorfer Wasser**	11	1,30	33,14	0,87
obere Spree**	15	1,50	36,34	1,39
Albrechtsbach**	32	2,80	71,90	0,92
Albrechtsbach Teil A**	37	10,50	41,18	1,35
Schwarzer Schoeps**	39	1,80	72,55	1,15
Lobauer Wasser**	44	1,60	75,67	1,20
Albrechtsbach Teil B**	54	7,00	77,22	1,04

Erläuterung: * = Flachland ; ** = Mittelgebirge

Literatur

- AUERSWALD, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. In: 5 th Int. Symp. River Sedimentation Proc., Karlsruhe 1992, S. 1023-1026.
- BEHRENDT, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - A comparison for different river basins in Central Europe. In: Water, Science & Technology, 33, 4-5, S. 99-107.
- DEUMLICH, D. (1994): Beitrag zur Erarbeitung einer Isoerodentkarte Deutschlands. In: Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde Bd. 37, Berlin, S.17-24.
- DEUMLICH, D. & M. FRIELINGHAUS (1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: WERNER, W. & H. - P. WODSAK (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe agrarspectrum 22, Verlagsunion Agrar, Frankfurt/M, S.48-84.
- HUBER, P. (1996): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer am Beispiel der Erpe. Unver. Dipl.-Arb. FU-Berlin, Institut für Physische Geographie, 100 S.
- WALLING, D.E. (1983): The Sediment Delivery Problem. In: Journal of Hydrology 65, S.209-237.
- WERNER, W & H-P. WODSAK (1994): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe agrarspectrum 22, Verlagsunion Agrar, Frankfurt/M, 243 S.

Erosionsgefährdungskarten bei Verfahren der Flurneuordnung in Bayern

von

Kagerer, J.*; Brandhuber, R.**

Anforderungen der Planungspraxis - Ziel von Flurneuordnungsverfahren ist es u.a., die Ackerfluren nach arbeitswirtschaftlichen Gesichtspunkten neu zu gestalten. Das bedeutet in der Regel eine Vergrößerung der Schläge. Größere Schläge bergen aber das Risiko von Erosionsschäden, wenn die erosive Hanglänge zunimmt. Damit die Belange des Erosionsschutzes im Entscheidungsprozess über die zukünftige Schlaggestaltung Berücksichtigung finden können, fordern die Planer konkrete Informationen über die bestehende Erosionsgefährdung und über maximal tolerierbare Hanglängen.

Konzept - Die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP) hat 1985 begonnen, für die Verfahren der Flurneuordnung in Bayern Karten im Maßstab 1 : 5000 zu erstellen, die die Erosionsgefährdung vor und nach einer Flurneuordnung darstellen. Voraussetzung ist, daß die für eine Erosionsschätzung erforderlichen Daten flächendeckend verfügbar sind. Um zu praxisverwertbaren Angaben über maximal tolerierbare Hanglängen zu kommen, wird ein tolerierbarer Bodenabtrag aus den Werten der Reichsbodenschätzung (AUERSWALD, 1987) berechnet.

Das Berechnungsverfahren für die Kartenerstellung beruht auf der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (SCHWERTMANN et al., 1987). Gekoppelt mit einem Geographischen Informationssystem ist eine flächendeckende, auch innerhalb von Ackerschlägen differenzierende Berechnung und Darstellung der Erosionsgefährdung unter der Annahme verschiedener Szenarien möglich. Abbildung 1 faßt den Verfahrensablauf zur Kartenerstellung zusammen. Das Werkzeug für die Umsetzung der „differenzierenden Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (dABAG)“ (AUERSWALD et al., 1988, FLACKE et al., 1990) ist das Modul TIN-EROSION des GIS ARC-INFO.

Datengrundlage - Die Regenerosivität wird von einer Isoerodentenkarte für Bayern abgelesen. K-Faktor und T-Wert werden durch Programmaufruf aus den digitalisierten Karten der Reichsbodenschätzung berechnet. Für das Basishöhenmodell muß die Höhenflurkarte digitalisiert werden, wenn kein amtliches GIS für dieses Gebiet vorliegt. Die Eingangsdaten für das Höhenmodell sind für die Qualität der Abtragsprognose von entscheidender Bedeutung (AUERSWALD et al., 1994).

* Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Menzinger Str. 54, 80638 München

** Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Vöttinger Str. 38, 85354 Freising

Fruchtfolge und Bearbeitungsverfahren (C-Faktor) können auf Gemeindeebene oder für den einzelnen Betrieb in die Berechnung eingehen. Um über den Einzelschlag hinaus „erosive Einheiten“ abgrenzen zu können, sind Begrenzungen durch Wälder, Straßen, Gewässer o.ä. zu definieren. Kleinstrukturen wie Raine oder Hecken, die die Erosion hemmen, werden im Gelände kartiert und nach ihrer Fähigkeit gewichtet, Oberflächenwasser zurückzuhalten.

Vernetzung der Daten - Kernstück des Verfahrens ist das TIN (trianguliertes irreguläres Netzwerk), mit dem das Relief mit einem feinmaschigen Netz von Dreiecken überzogen wird. Die Eckpunkte der Dreiecke entnimmt der Rechner dem digitalen Höhenmodell. Jedem Dreieck lassen sich direkt R-, K- und C-Faktor sowie die Hangneigung (S-Faktor) als Inhalte zuweisen. Aus der Abflußrichtung der einzelnen Dreiecke und den Informationen über abflußhemmende Strukturen kann nun der Rechner für jedes Dreieck ermitteln, welche oberhalb liegenden Dreiecke es mit Abfluß speisen (Einzugsgebiet). Daraus ist die erosive Hanglänge der Dreiecke ableitbar (L-Faktor). Wenn zwei Dreiecke zu einer gemeinsamen Kante hin entwässern, besteht die Gefahr von Rinnenerosion. Diese Stellen sind in der Karte lokalisierbar, das Ausmaß der Rinnenbildung ist jedoch nicht quantifizierbar. Eine Einteilung des Geländes in selbständige, voneinander unabhängige hydrologische Hangeinheiten kann vorgegeben werden.

Abtragsberechnung - Die eigentliche Abtragsberechnung für die Dreiecke nach ABAG erfolgt in der Reihenfolge, in der sie vom Abfluß durchflossen werden. Der „Netto-“Abtrag für ein Dreieck ergibt sich aus dem „Brutto-“Abtrag des betreffenden Dreiecks *abzüglich des Eintrags aus den oberliegenden benachbarten Dreiecken*. Wenn der Eintrag größer ist als der Abtrag, findet Sedimentation statt.

Karten der Erosionsgefährdung - „*Toleranzüberschreitung des Bodenabtrags*“: Bildet man den Quotienten aus berechnetem und tolerierbarem Bodenabtrag, lassen sich Flächen ausscheiden, die den tolerierbaren Bodenabtrag überschreiten. Hier besteht Handlungsbedarf für eine Verkürzung der erosiven Hanglänge oder für andere Erosionsschutzmaßnahmen.

„*Maximale zulässige Hanglänge*“: Ersetzt man den Bodenabtrag durch den tolerierbaren Abtrag und löst die ABAG nach der Hanglänge (L-Faktor) auf, erhält man eine Karte, die die maximal zulässige Hanglänge flächendeckend darstellt. Man kann diese Karten durch Ändern des P-Faktors für eine Bearbeitung quer zum Hang und alternativ in Gefällerrichtung erstellen. Bei Flurneueordnungsverfahren sind diese Karten eine wertvolle Planungshilfe, um den Zuschnitt der neuen Feldstücke so zu gestalten, daß der Bodenabtrag in einem tolerierbaren Rahmen bleibt.

„*Empfehlungen zur Fruchtfolgegestaltung*“: Löst man die ABAG nach dem C-Faktor auf und setzt wiederum statt des berechneten den tolerierbaren Abtrag in die Gleichung ein, wird einmaxi-

maler C-Faktor berechnet. Das Ergebnis dieser Berechnung wird als eine flurstücksspezifische Darstellung der optimalen Bodennutzung als Karte ausgegeben. Bei gegebener Schlageinteilung dient diese Karte als Beratungsinstrument für die Fruchtfolgegestaltung oder für die gezielte Einführung erosionsmindernder Verfahren wie Mulchsaat.

Erfahrungen und Umsetzung - Bisher wurden für 75 Verfahren der Flurneuordnung in Bayern Erosionsgefährdungskarten erstellt. Nach langjähriger Erfahrung sind die Karten ausgereift und ihre Fertigung ist weitgehend automatisiert.

Die volle Berücksichtigung des Erosionsschutzes bei der Schlaggestaltung kann nicht erzwungen werden. Im Abwägungsprozeß zwischen arbeitswirtschaftlichen Gesichtspunkten und Bodenschutzbelangen bieten die Karten aber konkrete, auf die Planungspraxis zugeschnittene und damit bestmögliche Entscheidungshilfen.

Literatur:

AUERSWALD, K. (1987): Bestimmung der Bodengründigkeit aus dem Klassenbescrieb der Reichsbodenschätzung zum Festlegen von tolerierbaren Bodenabträgen (T-Wert) - J. Agronomy & Crop Science 158, 132-139

AUERSWALD, K., J. WESTROP und W.-D. JUNG (1994): Eignung der mit DGM/GIS geschätzten Hangneigungen für die Erosionsprognose - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74, 75-76

AUERSWALD, K., W. FLACKE und L. NEUFANG (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäbiger Erosionsgefährdungskarten - Modellgrundlagen der dABAG. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 151, 369-373

FLACKE, W., K. AUERSWALD und L. NEUFANG (1990): Combinig a modified universal soil loss equation with a digital terrain model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash - Catena 17, 383-397

SCHWERTMANN, U., W. VOGEL und M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart.

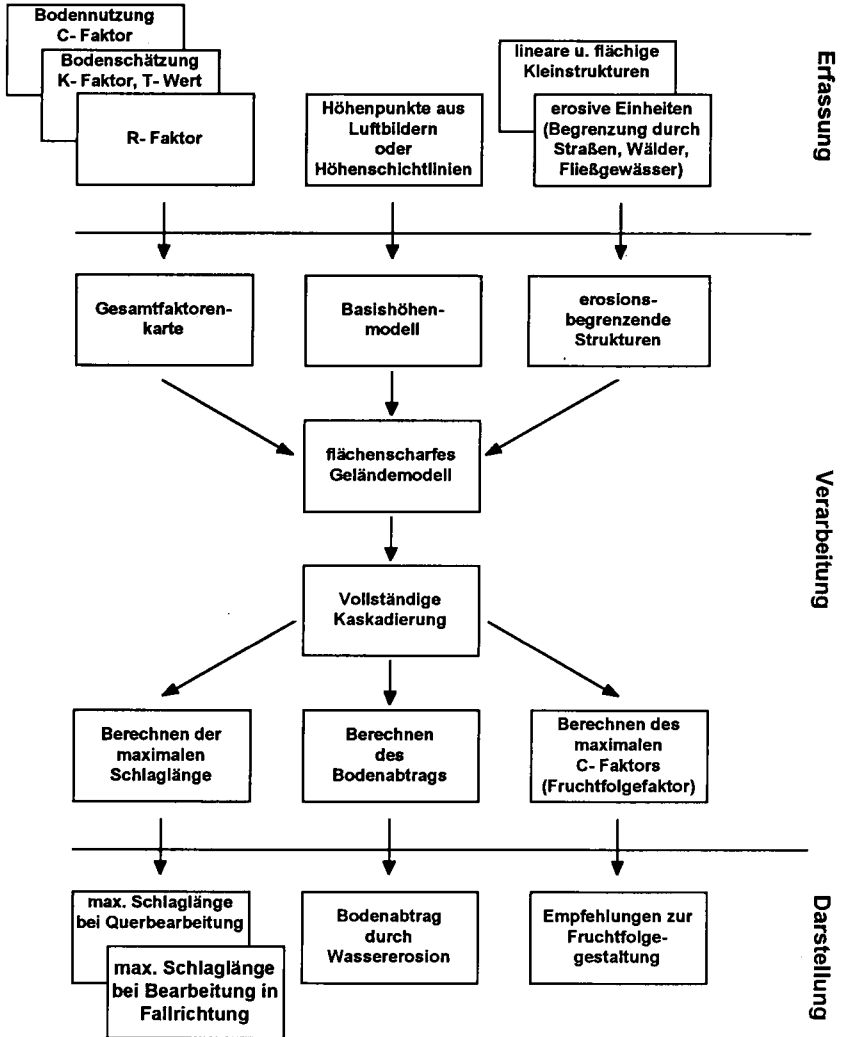


Abb. 1: Verfahrensablauf bei der Erstellung von Erosionsgefährdungskarten im ARC/INFO

Wassererosionspfade in der Landschaft Aufnahme Informationsverarbeitung - Kartographie

von

Pagenkopf, W.*; Winnige, B.; Frielinghaus, M.**

Einleitung

In dem vorgestellten Beitrag wird ein Ansatz aufgezeigt, die Ergebnisse von Kartierungen der Wassererosion in ein GIS-gestütztes Bodeninformationssystem zu integrieren. Die in spezifischer Weise modellierten Erosionsformen werden ebenso für eine flexible, teilautomatisierte Erstellung von Erosionskarten verschiedener Maßstäbe nutzbar gemacht, wie auch als geeignete Vergleichsdaten für die Bewertung von Modellierungsarbeiten eingesetzt. U.a. wird die Methode zur Erzeugung von Erosionskarten mit einem CAD-System ergänzt und weiterentwickelt.

Datenerhebung

Die Kartierung der aktuellen Erosionspfade, -formen und -schäden erfolgt nach der DVWK-Kartieranleitung (1996) mit eigener standortspezifischer Untersetzung.

Im Vordergrund bei der Kartierung stehen die Wassererosionsformen Bodenablösung, Bodentransport, Auftrag und Austrag. Abgetragener, umgelagerter und ausgetragener Boden wird in Form von Flächen-, Längen- und Raummaßen erfaßt. Die Aufnahme des Erosionsverlaufes erfolgt von der Übertrittsstelle in ein angrenzendes Biotop bzw. von der Akkumulationsfläche hangaufwärts. Kartiert wird zum Ausgang niederschlags- und schneereicher Winter und nach Niederschlägen hoher Intensität oder mehr als 10-20 mm Menge, auf potentiell gefährdeten, gewässernahen Flächen mit unzureichender Bodenbedeckung.

Die im Feld aufgenommenen Daten werden in Datendokumentationsblättern (Blatt 1: Grunddaten, Blatt 2: Daten zum Erosionssystem) übernommen, die die Grundlage zum Aufbau der Sachdatenbank bilden (Abb. 1).

Informationsverarbeitung und Kartographie

Die Inhalte der Datendokumentationsblätter werden in eine relationale Datenstruktur umgesetzt. Die inhaltliche Gliederung der kartierten Erosionssysteme in mehrere Erosionsformen wird im GIS durch die Unterscheidung in eine Rahmengeometrie (Container) für das gesamte Erosionssystem und Einzelgeometrien für die einzelnen Erosionsformen (innerhalb jedes Systems) umgesetzt. Die Kartierungsergebnisse werden aus den Datendokumentationsblättern zunächst in 2 verknüpfte Tabellen (Erosionssysteme und -formen) (Tab. 1 und 2) übertragen. Die geometrischen Modelle für Erosionssystem und -formen werden anschließend mit angepaßten Sonderfunktionen eines Desktop-GIS aus den Tabellen generiert (hier Shape-Daten des GIS 'ArcView für Windows'). Als geometrisches Modell für die System-Container wird das umschreibende Rechteck jedes Systems aus

* geodaten integration und analyse, Köpenicker Str. 325 b, 12555 Berlin

** Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF Müncheberg, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

den während der Kartierung vermessenen Lagen der Eckpunkte konstruiert. Sowohl die Größe als auch die Ausrichtung der Containerachse (des Erosionssystems) können damit automatisch bestimmt werden. Für jede im System enthaltene Erosionsform wird ein geometrisches Basismodell erzeugt. Alle zu einem System gehörenden Formen werden im Container entlang dessen Achse ausgerichtet, aber ansonsten schematisch angeordnet (Abb. 2). Die aus den Datendokumentationsblättern erzeugten Tabellen sind damit in 2 geographische Modelle (GIS-Themen) umgesetzt, wobei die Relation zwischen den Themen automatisch aus den Tabellen übernommen wird.

Datendokumentation zur Einfügung der Kartiererergebnisse in Bodeninformationssysteme

Kartenblatt-Nr: 0507-224
 Gemeinde: Bredenfelde Gemeinde-Nr: _____
 Gemarkung: _____ Flurstück: _____
 potentielle Gefährdungskategorie: mäßig (3)
 Landschaftsschutzkategorie: _____
 Thematische Karte vorhanden: Ja _____ Nein _____
 Kartierdatum: 15.06.1995 Kartierer: _____

Blatt 2: Kartierung des Erosionssystem

Nummer des Systems: 1 (31021)
 Lage des Systems in der TOP-Karte:
 Beginn am Oberhang: R= 5643000 H= 5943220
 Ende am Unterhang oder Feldrand: R= 4564320 H= 5943030
 Maßstab der Kartierung: 1:5.000 x 1: 10.000 1:25.000

Blatt 1: Grunddaten

Block 1: Landnutzung	Code	ja	nein	Lage*
1.1. Wald	WAD			
1.2. Grünland	GRL			
1.2.1. intensiv (Weiden, Mähweiden, mehrschichtige Wiesen)	GRI			
1.2.2. extensiv (Sukzession, Wiesen, Hutungen)	GRE			
1.3. Ackerland	ACK			
1.3.1. intensiv (Wintergetreide, Reinkulturen)	ACI	x		
1.3.2. extensiv (mehnjähriges Feldfutter, Ackerbrache, beginnende Sukzession)	ACE			
1.4. Sonderkulturen	SKU			
Block 2: Angrenzende Landschaftsformationen				
2.1. Hohlform mit Gewässer	WA			
2.2. Hohlform mit Vorflut	V	x		u
2.3. Soll	SO			
2.4. Feuchtbiotop	FB			
2.5. Magerrasen	MR			
2.6. Siedlungsflächen (Straßen, Wege, verlegte Flächen)	SF			
2.7. Ackerfläche	ACK			
2.8. Grünland	GRL			
2.9. Wald	WAD			
2.10. Sonstiges	SON			
3. Bemerkungen:				

* o oberhalb der kartierten Fläche
 u unterhalb der kartierten Fläche

Block 1	Code	vor-	Länge	Breite	Tiefe	Fläche	Volumen
1.1. Flächenhafte Formen	F	handels					
kleinräuhige Verspülung	FV						
Flächenhafte Abspülung in Gefällrichtung	FF						
Flächenhafte Abspülung in Breitenrichtung	FL						
1.2. lineare Formen	L						
Rinne	URL						
Graben	LGR						
Abtragsform in Talflanken von Dellen oder Talwegen	LTL						
Abtragsform in idiosynthetisch angelegten Abtragsbehalten	LAB						
Abtragsform mit Sedimentation	LSE						
1.3. Flächenhafte lineare Formen	FL						
Flächenhafte parabolische lineare Abtragsform	FLP	x	40	80	0,18	3300	
Flächenhafte flächenhafte lineare Abtragsform	FLF						
Flächenhafte konvergierende-divergierende lineare Abtragsform	FLK-D						
Block 2:							
Abtragsformen							
Sedimentation	A						
kleinräuhige Akkumulation variabler Mächtigkeit	AV						
Akkumulation in Reliefvertiefungen im Verlauf von Abtragsformen	AM						
Akkumulation am Ende von Abtragsformen	AE	x	4	83	0,18	332	80
Akkumulation in Straßengraben, Hohlwegen usw.	AA						
Block 3:							
Abtragsformen							
Erosion	E						
Flächenhaft	EF						
Flächenhaft linear	EFL						
linear als Graben	EG						
Block 4:							
Eintragsformen/Übertrittstabellen							
Invasion	I						
Wasser	W						
Wasser/Sediment	WS	x					
Bemerkungen:							

Abb. 1: Datendokumentationsblätter zur Übernahme der Kartiererergebnisse in Bodeninformationssysteme

Tab. 1: Datenbank - Erosionssysteme

System	Datum	Schlag-Nr.	RW-Von	RW-Bis	RW-Bis	RW-Bis
31011	15061995	310 1	5943220	4564300	5943030	4564320
31022	15061995	310 2	5943230	4564130	5943050	4564080
31021	15061995	310 2	5943410	4563970	5943130	4563910
22800	15061995	228	0	0	0	0

Tab. 2. Datenbank - Erosionsformen

System	Form	Formcode	Lage	Dicke	Laenge	Breite	Tiefe	Flaeche	Volumen
31011	3101_2	A/E	m	168					
31011	3101_3	S	e	168					
31021	3102_1	FL/P	a	186	40.00	80.00	0,15	3200.00	
31021	3102_2	A/E	m	186	4.00	83.00	0,18	332.00	59,76
31021	3102_3	W/S	e	186					
31022	3102_4	F/L	a	164					

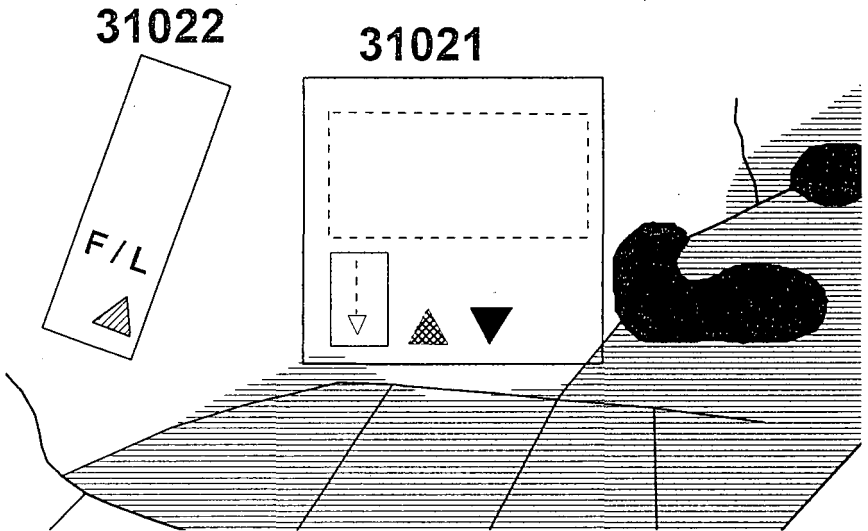


Abb. 2. Geometrische Modelle für Erosionssystem und -formen

Dieses schematische Modell ist geeignet, differenzierte GIS-gestützte Raumanalysen zum Auftreten von Erosionssystemen und -formen gegenüber anderen GIS-Themen auszuführen, wenn die konkreten räumlichen Zusammenhänge zwischen den einzelnen Formen nicht von Belang sind. Für detaillierte quantitative Analysen, vor allem aber für die kartografische Darstellung sind weitere, vom Darstellungsmaßstab abhängige Aufbereitungsschritte erforderlich.

Bei den oftmals sehr komplex verknüpften Erosionsformen ist die GIS-übliche automatische Symbolisierung von Geodaten nicht anwendbar. Es wird jedoch die Möglichkeit einer teilautomatisierten Kartenvorbereitung im Desktop-GIS genutzt. GIS-Themen können mit georeferenzierten, reinen Grafik-Ebenen verbunden werden, deren Inhalte (die kartografischen Symbole der Erosionsformen) lagegenau aus dem geografischen Modell generiert und interaktiv zu kartografisch aussagefähigen Symbolkomplexen montiert werden (Abb. 3). Dabei können zumindest halbquantitative Zusammenhänge zwischen den Formen eines Erosionssystems grafisch abgebildet werden, die wegen ihrer Vielgestaltigkeit nicht in der verwendeten Tabellenstruktur des Basismodells darstellbar sind. Die Aufbereitung erfolgt interaktiv durch Einsatz zusätzlicher, in die Oberfläche des GIS integrierter Bedienungselemente und unter Verwendung vorgefertigter, skalierbarer Symbolfonts für die Erosionsformen in den verschiedenen Kartenmaßstäben. Die Symbole zur

Darstellung der Formen und Pfade auf den Flächen und an den Übertrittstellen in Nachbarbiotope werden der Kartieranleitung (1996) entnommen.

Die kartografischen Ebenen können in ArcView-Projekten dauerhaft an die Geodaten gekoppelt, zusammen mit 'normal' symbolisierten Daten dargestellt und mit ihnen verwaltet werden. Es ist dabei zu beachten, daß sich die so erzeugten Grafik-Ebenen nicht automatisch mit veränderlichen Geodaten verändern sondern weiterhin interaktiv gepflegt werden müssen.

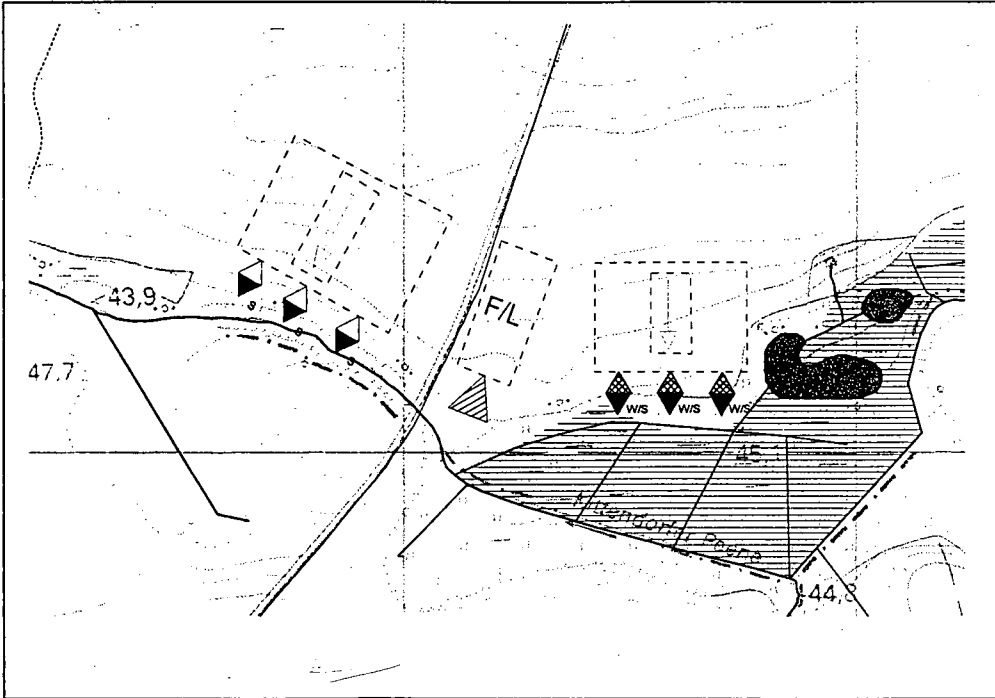


Abb. 3: Darstellung der Kartiererergebnisse mit Desktop-GIS (ArcView) (Kartiermaßstab 1:5.000)

Literatur:

DVWK (1996): Bodenerosion durch wasser - Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 239/1996, 62 S.

Möglichkeiten der Ableitung des Bodenerosionsrisikos aus Daten eines optischen Scanners (DAEDALUS)

von

Prietzsch, C. °; Bachem, A. °; Frielinghaus, M. *; Winnige, B. *

°Institut für Landschaftsmodellierung, ZALF Münchenberg, Tel: 033432/ 82 239, Fax: 033432 / 82 334
cprietzsch@zalf.de, abachem@zalf.de

*Institut für Bodenforschung, ZALF Münchenberg, Tel. 033432 / 82 282, Fax: 033432/ 82 212
bwinnige@zalf.de, frielinghaus@zalf.de

I. Zusammenfassung

Auf der Basis umfangreicher Referenzdaten, einer unüberwachten Landnutzungsklassifikation und dem berechneten normierten Vegetationsindex wird die Regionalisierung des Erosionsrisikos erzielt. Das Ergebnis ist eine fruchtartenabhängige Einstufung in 5 qualitative Risikoklassen. Dabei wird eine Unterteilung des Ackerschlages in spezifische Erosionsrisikoklassen erreicht.

II. Einführung

Die großflächige Abschätzung des Ausmaßes der Bodenerosion ermöglicht Aussagen über den Ertragsverlust auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und läßt eine Abschätzung des Eintrags von Nähr- und Schadstoffen in die Vorfluter zu. Da die Erhebung erosionsrelevanter Parameter für die Erosionsermittlung durch Geländebegehungen und Kartierungen nur mit einem extrem hohen Arbeitseinsatz zu bewerkstelligen ist, wird hier versucht, diese Parameter mit Methoden der Fernerkundung zu erfassen. Während der Kartierung im Gelände erwies es sich als schwierig, große Ackerschläge vollständig zu überblicken, da der Reliefeinfluß und die Verstellung mit Hecken, Gebüsch und Baumreihen die flächendeckende Erfassung erschwert.

III. Material

Das Untersuchungsgebiet, das während der PRIRODA-Flugzeug-Meßkampagne im September 1996 beprobt wurde, liegt im Gebiet Neuhardenberg und Neutrebbin im Land Brandenburg etwa 80 km östlich von Berlin. Während der Meßkampagne wurden ca. 750 landwirtschaftlich genutzte Flächen hinsichtlich ihrer Feldfruchtart und des Pflanzenbedeckungsgrades kartiert. Dabei wurde der Bedeckungsgrad in 3 Klassen eingeteilt und kartiert, da die Abschätzung des Erosionsrisikos mit Hilfe einer von FRIELINGHAUS (1997) entwickelten Bewertungsmatrix auf der Basis der Pflanzenbedeckung durchgeführt werden kann (Tab. 1). Als Landnutzung kamen die in Tab. 2 zusammengestellten Arten vor. Hier ist schon deutlich erkennbar, daß in jeder Landnutzungsart nur eine geringe Abweichung der Bodenbedeckung vorkommt

Der Aufnahmestreifen verläuft in nordwest-südöstlicher Richtung im Gebiet Neuhardenberg/Neutrebbin. Die Daten des DAEDALUS-Scanners wurden in 5 Kanälen mit 8 bit Quantifizierung aufgezeichnet, die denen des LANDSAT-TM entsprechen. Nach der geometrischen Entzerrung des Bildstreifens mit einem Polynom 2. Grades und 47 Paßpunkte beträgt die Auflösung 17m.

Tab. 1: Auszug aus der Bewertungsmatrix für Bodenbedeckung und ihre Bedeutung für den Erosionsschutz (FRIELINGHAUS 1997). Sommersituation der Bedeckung (März - Oktober).

Fruchtart	Erosionsschutz
Dauergrünland	1
Klee gras, Luzerne	1
Lupine	1.5
Winterweizen	1.5
Winterraps	1.5
Sommergerste	2
Kartoffeln	3
Zuckerrüben	2.5
Mais	2.5
Sonnenblumen	2.5
Lein	2.5
Getreidestoppeln	1
Brache	3

Erosionsschutz: 1 ausreichend, 2: mäßig, 3: gering

FRIELINGHAUS, M. (Hrsg.; 1997): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg, Zalf-Berichte, Nr. 27, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Müncheberg.

Tab. 2: Landnutzungsarten, Bedeckungsgrad und zusammengefaßte Klassen für die Bildklassifikation im Gebiet Neuhardenberg/Neutrebbin im September 1996.

Landnutzungsart	Bedeckungsgrad [%]	Neue Klassen
Wiesen/Weide	> 70	Wiesen etc.
Grünland	> 70	
Klee gras	> 70	
Saat-Grasland	> 70	
Luzerne-Gras-Mischung	> 70	
Zwischenfrucht	30 - 70	Zwischenfrüchte
Luzerne	> 70	
Lupinen	> 70	
Ölrettich	30 - 70	
Stillegung	> 70	Stillegung
Saat- und Pflugland	< 30	unbewachsener Boden
Mais	> 70	Mais
Kartoffeln	< 30	Kartoffeln
Zuckerrüben	> 70	Zuckerrüben
Raps	> 70	Raps
Sonnenblumen	> 70	Sonnenblumen
Getreide	> 70	Getreide
Lein	< 30	Lein
Stoppelbearbeitung	> 70, 30 - 70	Stoppeln etc.
Stoppelumbruch	< 30, 30 - 70	
Getreidestoppeln u.a.	< 30, 30 - 70, > 70	

Bedeckungsgrad < 30: unbewachsen, 30 - 70: meistens bedeckt, > 70: bedeckt

IV. Berechnung des Vegetationsindex und Landnutzungsklassifikation

Zur Charakterisierung der Vegetationsbedeckung wird der normierte Vegetationsindex (NDVI) aus den Kanälen 5 und 4 berechnet. Das *Overlay* der im Gelände erhobenen Bodenbedeckungsgrade zeigt, daß Flächen mit hohem, kartiertem Bedeckungsgrad oft einen geringen NDVI aufweisen. Da der NDVI mit der grünen Biomasse korreliert ist, wird ein hoher NDVI bei dichter grüner Vegetation erreicht. Das sind zu diesem Zeitpunkt: die Zwischenfrüchte, grasähnliche Bestände sowie Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben, Raps, Sonnenblumen und das verbliebene Getreide. Deutlich ist die Tatsache, daß ein hoher Bedeckungsgrad für Flächen mit abgestorbener Biomasse (Stoppelfelder, Mulch, Getreide u.a. Feldfrüchte in der Totreife) nicht durch den NDVI beschrieben wird. Daher muß die Feldfruchtart in die Erosionsabschätzung mit einbezogen werden. Bei gleicher Biomasse der verschiedenen Nutzungsarten werden außerdem verschiedene Bedeckungsgrade kartiert, was eine direkte Beziehung zum NDVI erschwert.

Für die Landnutzungsklassifikation wurde als unüberwachtes Verfahren die Clusteranalyse gewählt, deren resultierende 30 Cluster unter Verwendung der Referenzkartierungen zu den in Tab. 2 aufgeführten 'neuen' Klassen

zusammengefaßt wurden. Der Vergleich der Klassifikation mit der Referenzkartierung ist in Tab. 3 dargestellt. Flächen mit hohem Anteil an grüner Biomasse werden zum Aufnahmezeitpunkt zu über 87% richtig klassifiziert. Dieses gilt nicht für den Mais, der sich teilweise in der Ernte befand. Stilllegungsflächen werden aufgrund ihrer heterogenen Ausprägung (Artenbesatz) häufig spektral mit anderen grasartigen Landnutzungsarten verwechselt. Die Klassen mit besonderer Erosionsgefährdung, nämlich 'Saat- und Pflugland' werden mit den lückigen Beständen des Mais, Lein, Stilllegungsflächen, Raps und Kartoffeln verwechselt.

**Tab. 3: Zusammengefaßtes Ergebnis der Landnutzungsklassifikation (Clusteranalyse).
DAEDALUS Scanner Daten 11.9.1996.**

Klassifikation	Referenzdaten											
	Wi	Zw	Stl	S+P	Ma	Ka	Zr	Ra	Sbl	Ge	Lei	Stop
Wiese	91.5	1.0	7.4	0.2	6.5		0.2	0.7	4.6	0.1		0.7
Zwischenfrucht	2.0	92.1	2.4	0.7	1.5	6			0.6	0.9	9.1	3.4
Stilllegung	0.1	3.4	71.0	0.1	2.5	1.5		0.1	0.4	0.4	1.0	0.1
Saat+Pflugland		1.3	0.1	48.4		0.1				0.4	2.9	5.0
Mais	1.6	0.1	4.1	22.9	77.1		0.9	3.8	1.8	0.8	0.1	0.1
Kartoffeln		1.5		2.6		87.1						1.5
Zuckerrüben	1.7				1.3		95.6			0.8		
Raps	1.0	0.6	11.2	3.1	0.8	3.8		99.2	0.3	9.7	8.5	10.5
Sonnenblumen	0.7		0.9		6.4				90.6		0.8	3.3
Getreide			0.1	0.6	0.5					74.5		2.4
Lein			3.0	8.0					1.7	0	75.9	2.5
Stoppeln	1.7			13.6	3.5	0.6				13.1	1.8	70.6
Summe	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Angaben in %.

V. Verschneidung

Für die Abschätzung des Erosionsrisikos wird für jede Landnutzungs-kategorie ('neue Klasse' aus Tab. 2) und für jede der drei Klassen des Bedeckungsgrades eine Zuordnung entsprechend der Einstufung in Tab.1 herangezogen. Dabei wird die Bewertungsskala auf 5 Klassen abgebildet: 1, 1.5, 2, 2.5, 3. Für jede Landnutzungsart werden der Mittelwert und die Standardabweichung des NDVI ermittelt. Der NDVI jeder Landnutzungs-einheit wird also gesondert betrachtet: Die Häufigkeitsverteilung des NDVI jeder Klasse wird in 3 Klassen unterteilt (je 33% der Verteilung), wobei die untere und obere Schwelle der mittleren Klasse sich aus $(\text{Mittelwert}_{\text{NDVI}} \pm 0.43 * \text{Standardabweichung}_{\text{NDVI}})$ berechnet wird. Für die Klasse 'Mais' beispielsweise (Mittelwert_{NDVI}: 170, Standardabweichung_{NDVI}: 29) werden alle Pixel mit einem NDVI im 33%igen Aufenthaltsbereichs um den Mittelwert in die in Tab.1 angegebene Klasse des Erosionsrisikos mit 2.5 eingestuft. Alle Pixel mit einem höheren NDVI als $(170 + 0.43*29)$, werden eine halbe Stufe besser bewertet und gelangen in die Klasse 2. Analog werden Flächen mit geringerer Biomasse eine halbe Stufe schlechter bewertet Die Landnutzung zusammen mit der Einstufung des NDVI ergibt also das Erosionsrisiko 1-3, wobei 1: geringes, 2: mittleres und 3: hohes Erosionsrisiko bedeutet (Abb. 1).

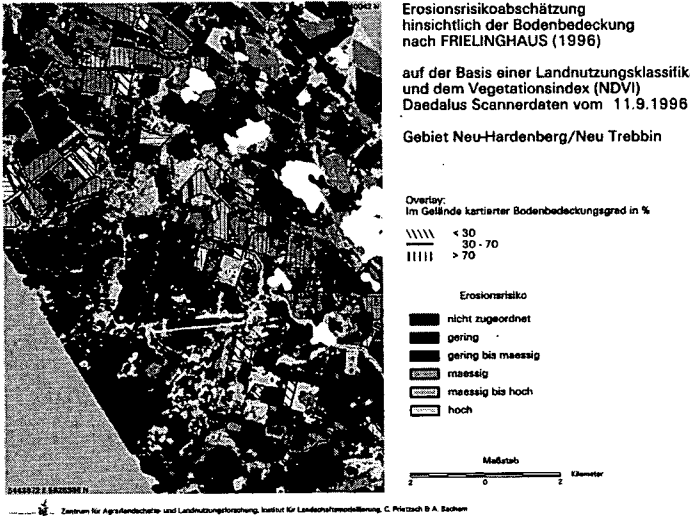
**Tab. 4: Berechnetes Erosionsrisiko (FRIELINGHAUS 1996) im Vergleich mit der kartierten Landnutzung.
Gerundete Angaben in Prozent der Fläche.**

Erosionsrisiko	1	1.5	2	2.5	3
Wiese,Weide	19	15	1	2	1
Zwischenfrüchte	6	10	0	0	1
Stilllegung	16	17	5	2	1
Saat- und Pflugland	2	3	6	0	21
Mais	7	6	49	72	22
Kartoffeln	0	1	0	2	15
Zuckerrüben	0	1	3	7	2
Raps	0	0	2	0	0
Sonnenblumen	0	0	3	4	4
Getreide	3	3	6	0	1
Lein	1	0	4	4	7
Stoppeln	46	44	21	7	25
Summe	100	100	100	100	100

Die Verifizierung könnte anhand der Referenzdaten für die Bodenbedeckung aus dem Gelände vorgenommen werden, ist jedoch nicht anzustreben, weil die Feindifferenzierung der Fläche fehlt. Der Vergleich mit den kartierten

Landnutzungsarten in Tab. 4 zeigt, daß in der Klasse mit geringem Erosionsrisiko (1) überwiegend Stoppelfelder und Stilllegungsflächen liegen. Die Klasse mit hohem Erosionsrisiko (3) wird von den Landnutzungsarten Mais, Saat- und Pflugland, Kartoffeln aber auch Stoppeln dominiert.

Abb. 1: Abschätzung des Erosionsrisikos nach Bodenbedeckung (FRIELINGHAUS 1996)



VI. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die Qualität der Landnutzungsklassifikation ist entscheidend für die Güte der Erosionsabschätzung. Die Analyse eines mono-temporalen Datensatzes ist für eine genaue Klassifikation nur bedingt geeignet. Aus der hier gezeigten Analyse lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Die Berechnung des NDVI allein reicht nicht aus, um die Bodenbedeckung zu kennzeichnen. Besonders die sehr heterogenen Oberflächeneigenschaften und -bedeckungsgrade der in der Ernte oder Bearbeitung befindlichen Flächen, also Flächen mit toter Biomasse, werden fehleingeschätzt.
- Die Landnutzungsklassifikation (z.B. mit einer Clusteranalyse) erlaubt eine feiner Differenzierung von Flächen, als es mit Geländebegehungen allein möglich ist. Dabei werden Inhomogenitäten innerhalb der Felder bei einer Pixelauflösung von 17m des DAEDALUS Scanners noch genügend gut erfaßt. Mit Fehlklassifikationen in der Größenordnung von 20 % muß gerechnet werden.
- Die Kombination der Analyseergebnisse aus der Landnutzungsklassifikation und dem Expertenwissen über die Erosionsanfälligkeit und den Pflanzenbedeckungsgrad zusammen mit dem Vegetationsindex erlauben eine qualitative Abschätzung der Erosionsneigung.

VII. Ausblick

Für die Flugzeugbefliegung, deren Zeitpunkt sich im vorliegenden Fall nach den Wetterverhältnissen, der Finanzierungslage für die Flugkosten und nach Verfügbarkeit der Sensoren richtete, ist ein passenderer Zeitpunkt wünschenswert. Generell wäre eine derartige Befliegung mit optischen und Radarsensoren zu drei Terminen erfolgversprechend: Im Frühjahr, wenn die Flächen noch unbewachsen oder spärlich bewachsen sind, während der Hauptvegetationsperiode (Juni/Juli), wenn sich mehr Arten unterscheiden lassen und wie bereits ausgewertet, im Herbst, wenn die Felder wieder abgeerntet sind und Bodenerosion erneut greifen kann. Durch langfristige Beobachtungen kann der Einfluß der Feldfruchtartenänderung, sowie die zeitliche Dynamik der Bedeckungsänderung durch Auswinterung, Schädlingsbefall oder Nässechäden beobachtet werden und in eine wirkungsvolle Erosionsabschätzung einfließen. Für die Erhebung der Geländedaten (Referenzdaten) ist eine feinere Einteilung der Klassen des Bedeckungsgrades wünschenswert.

Spatial and temporal variability in soil erosion risk evaluation for land use changes under Mediterranean conditions

von

Renschler, C.*; Diekkrüger, B.*; Mannaerts, C.**

The Agricultural Non-Point Source Pollution Model AgNPS (Young et al., 1989) and the Revised Universal Soil Loss Equation RUSLE (Renard et al., 1991) were used as tools to predict the spatial and temporal variability in surface runoff and soil erosion risk. The spatially distributed model AgNPS allows the prediction of runoff and soil loss for single storm events and a regional estimation of erosion and sedimentation rates at various cell resolution.

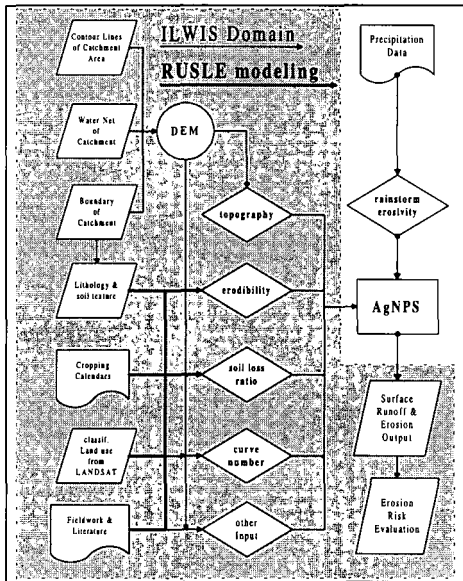


Figure 1. ILWIS-AgNPS-link for erosion risk evaluation

The Integrated Land and Water Information System ILWIS (Meijerink et al., 1988) was used in a GIS-AgNPS-model-link to determine and handle the model input and output of AgNPS (Figure 1). The project focused on the analysis of the applicability of AgNPS and RUSLE under semi-arid Mediterranean conditions, optimization in preparing input parameters for several grid sizes and decision for an optimal grid size. The study area is located about 100 km north-west of Malaga (Province of Malaga, Spain). The 211 km² Guadalteba River catchment was chosen as the test area because of the actual erosion occurring in the agricultural areas. In particular, the study focused on the effect on soil loss due to land use changes from traditional to modern crop rotations.

* Geohydrology Division, Geographical Institutes, University of Bonn, Meckenheimer Allee 166, 53115 Bonn, Germany

** International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC), P.O. Box 6, 7514 AE Enschede, The Netherlands

AgNPS is a grid based hydrologic model which needs basic information on a rasterized catchment area. The catchment area was rasterized using six different grid sizes ranging from 200 m to 1 km. A 10m-Digital Elevation Model (DEM) of the study area was created by interpolation of topographic maps 1:50 000 to perform raster map calculations for the topographic input parameters needed by AgNPS. The DEM was used to derive the slope characteristics for each cell. The topographic relevant input parameters for the RUSLE used in AgNPS are the slope length, slope gradient and slope shape. The percentages of small and large slope lengths (90m as maximum distance from river channel) decreased when increasing the grid size in benefit of medium slope lengths. The same phenomenon was observed for slope gradients with all consequences in the simulation results.

Advanced calculation procedures in the ILWIS domain were performed on the DEM to produce error free flow directions for each grid size. An exact flow path definition was possible by adopting procedures defined by Gorte (1994). A sinkhole free DEM with a unique outlet is required for the AgNPS simulation. The calculated stream lines on grid sizes of more than 250 m showed erroneous connections to neighboring streams resulting in mistakes in the upstream drainage area of neighboring catchments. Further, differences in channel length, gradient and side slopes were observed when performing the calculation procedures on different grid sizes.

The spatial variability of rainfall characteristics was evaluated by statistical tests on rainfall data of eight weather stations containing 841 storm events in the Guadalteba area. According to hourly measurements, the maximum 1-hour-intensities and the calculated energy intensity values for storm events were significantly of the same origin. The beginning of the winter rainfalls was determined as the month with highest energy-intensities (Figure 2). The return periods of 24-hour-Energy-Intensities of the station with 18 years of observations could therefore be used as design storms for erosion simulations in the area. The long-term annual precipitation amounts show an increase with elevation.

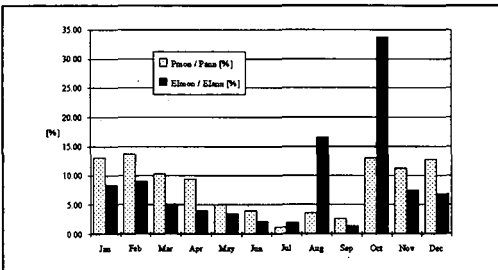


Figure 2. Ratio of monthly average precipitation (P) and average energy-intensity (EI) to the average annual value.

[P and EI for return periods of October events:

18 mm and 1.2 kJmm/(m²h) for 2-year-event,
43 mm and 9.5 kJmm/(m²h) for 5-year-event, and
80 mm and 35.0 kJmm/(m²h) for 10-year-event.]

Soil units in the Guadalteba area were classified according to similarities in geologic and lithologic units. A close relationship was observed among lithologic units and soil textures. The range and the maximum of erodibilities were determined for each soil unit by using two different nomograph techniques in the field. The maximum values were then used for simulating in AgNPS, i.e. with a worst case scenario for erodibilities.

The RUSLE modeling enabled a comparison of different traditional and modern crop rotations and an evaluation of their effects on soil loss. Sunflower in a durum wheat rotation produced a positive influence and an average soil loss reduction (Figure 3). In contrast, legumes such as chickpea or beans had a negative influence with regard to soil erosion due to the short vegetation cover and their small amount of residues left after harvesting. The simulation for the land use change from field crops to olive or almond orchard indicated an increase of soil loss over that what would be expected from present-day orchards.

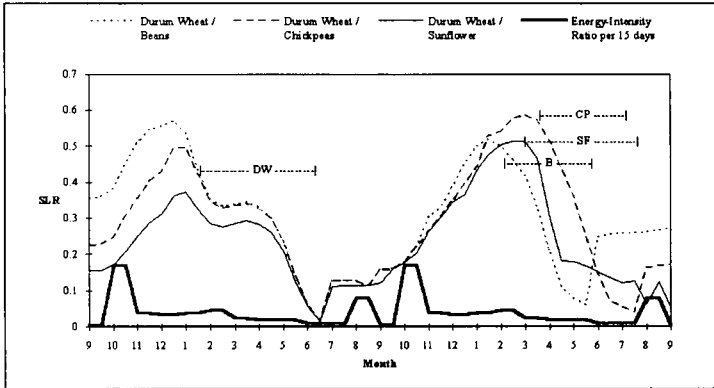


Figure 3. Temporal variability of soil loss ratio (SLR) for durum wheat (DW) in rotation with beans (B), chickpeas (CP) or sunflower (SF) and half month ratio of energy-intensity; the bars indicate the crop periods with effective canopy cover.

A new method was developed to evaluate the spatial distribution of SCS-Curve Numbers taking into account the conditions of lithology, land use and antecedent moisture content. The method also accounted for extreme weather conditions in this Mediterranean climate and the simulated runoff volumes conformed to observed runoff and experiences in the test area. The model results for erosion rates per cell were evaluated by using a soil loss tolerance level from 5 to 10 tons per hectare per year. Accordingly, the erosion risk of each cell was represented using five risk levels for several design scenarios (Figure 4). Modeled erosion risk areas compared well to observed soil erosion features, such as rills and channels due to surface runoff.

In conclusion, the application of the RUSLE-AgNPS-ILWIS-link enabled georeferenced evaluation of erosion and runoff risk for the conditions in the Guadalteba area. The influences and effectiveness of changes in land use or soil conservation practices could be evaluated for specific local or average regional conditions. The evaluation method can be recommended as regional planning tool for questions concerning soil protection by farmers, land use planners, engineers or regional politicians. A quantitative validation of the simulation results of the RUSLE and AgNPS was not the aim of this research and could only be performed with data of a specially designed hydrologic and erosion measurement campaign in the future.

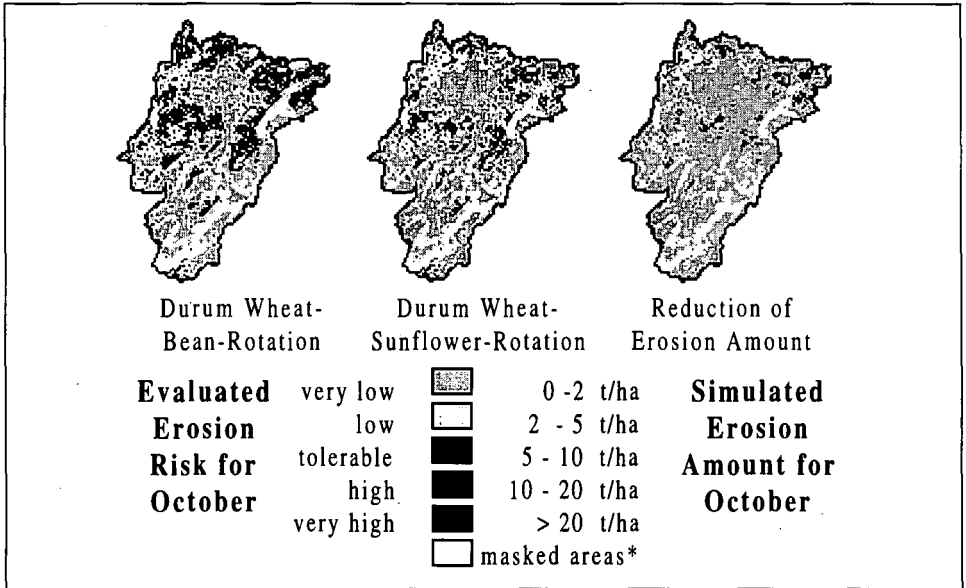


Figure 4. Effect of land use change on predicted erosion amounts and evaluated erosion risk for a durum wheat-bean (worst case scenario) and a durum wheat-sunflower rotation (best case scenario) with the energy-intensity of a 5-year storm event; (*areas with average slope gradients >30% are masked).

References:

GORTE, B. (1994). Tools for advanced image processing and GIS using ILWIS - Surface water flow modeling. ITC Publication No. 24. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC). p.45-57. Enschede, The Netherlands.

MEIJERINK, A.M.J., VALENZUELA, C.R., & STEWART, A. (1988). ILWIS - The Integrated Land and Water Information System: scientific status report on the project 'geographical information system for land use zoning and watershed management'. ITC Publication, No. 7 1988. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC). Enschede, The Netherlands.

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., & P.J. PORTER (1991). RUSLE - Revised universal soil loss equation. Journal of Soil and Water Conservation. Jan-Feb. 1991., p.30-33.

YOUNG, R.A., ONSTAD, C.A., BOSCH, D.D., and ANDERSON, W.P. (1989): AgNPS: a non point-source pollution model for evaluating agricultural watersheds; Journal of Soil and Water Conservation, Volume 44, Nr.2

Modellierung der Bodenerosion in chorischer Dimension Probleme und Perspektiven aus Sicht der Forschungsgruppe Bodenerosion Basel

von

Rolli, S.; Meier-Zielinski, S.*

1. Einleitung

Seit 1974 wird am Geographischen Institut der Universität Basel Bodenerosionsforschung betrieben. Von Beginn an stand die Quantifizierung der Abtragsraten im Vordergrund. Geforscht wurde und wird unter realen Feldbedingungen nach dem Prinzip der landschaftsökologischen Methodik und Dimensionsstufen. Dies hat sich auch in einer Vielzahl von entwickelten Feld- und Betrachtungsmethoden niedergeschlagen (vergl. S. SIEGRIST & J. FRÖHLICH 1996). Zielsetzungen und Untersuchungsschwerpunkte der Forschungsgruppe Bodenerosion Basel (FBB) haben seither einen stetigen Wandel erfahren. In jüngster Zeit wird neben den weiterhin betriebenen Feldmessungen, das Hauptaugenmerk auf die Entwicklung von GIS-gestützten Modellen gelegt (D. DRÄYER 1996, S. MEIER 1997, S. ROLLI 1996). Die Forschungen zielen vor allem darauf ab, Stoffumlagerungen bei Bodenerosionsprozessen in topischer bis chorischer Dimension unter dem Aspekt der Verwendbarkeit der Ergebnisse für die Planungspraxis zu modellieren. Aus unterschiedlichen Gründen ist hierfür der Einsatz von Geographischen Informationssystemen unabdingbar. Unter anderem werden sie für die Verwaltung und Verknüpfung grosser Datenmengen, für die flächenhafte Extraktion von relevanten Prozessbereichen und für den Einbezug von digitalen amtlichen Datensätzen benötigt.

2. Hauptkenntnisse aus den langjährigen Messreihen der FBB für Modellentwicklungen und -anwendungen.

Die kontinuierlichen und langjährigen geoökologischen Messungen in den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten (Nordwestschweizer Tafeljura und Hochrheintal) sind eine wertvolle Datenbasis für künftige Modellentwicklungen und -validationen. Aus der Vielzahl von Untersuchungsergebnissen lässt sich schliessen, dass für die Modellierung von Stoffumlagerungen auf Einzugsgebietsebene folgende Faktoren zu beachten sind:

- Ein Grossteil der Gebietsausträge über den Vorfluter finden bei Extremereignissen statt (über 80%).
- Dabei sind nur einzelne Flächen für den Stoffaustrag verantwortlich.

* Geographisches Institut der Universität Basel, Spalenring 145, CH-4055 Basel

- Diese stoffliefernden (beitragenden) Flächen sind je nach Witterung, Bodenzustand, Landnutzung und Jahreszeit unterschiedlich räumlich aggregiert.
- Durch lineare Erosion werden lange Umlagerungsstrecken erreicht, die je nach Beschaffenheit der Fließpfade bis zum Vorfluter reichen können.
- Modellansätze aus grossparzellierten Gebieten (z.B. USA) sind schwierig auf die Nordwestschweiz anwendbar, da z.B. mehr Flurelemente (Grünstreifen, Hecken etc.), dichteres Wege- und Kanalisationsnetz vorhanden sind.

3. Methodische Probleme bei der Bodenerosionsmodellierung mit Flächenaussage

Folgende methodische und methodologische Perspektiven sind von Interesse:

- Wie und auf welche Weise ist Bodenerosionsmodellierung zu betreiben, um ein realitätsnahes Modell zu erzielen ?
- Inwieweit bestehen zwischen Bodenerosionsmodell und Landschafts- bzw. Geökosystemmodell (H. LESER 1997) Übereinstimmungen oder Divergenzen ?
- Wie stehen Modelldifferenzierungen (und damit -komplizierungen) zu den Bedürfnissen der Praxis ?
- Wie stellen sich Bodenerosionsmodelle im allgemeinen Rahmen der Modellierung komplizierter landschaftsökologischer Zusammenhänge dar ?

Für die Anwendung bestehender Erosionsmodelle ergeben sich diverse praktische Aspekte, die berücksichtigt werden müssen:

Der Parametrisierungsaufwand von prozessorientierten Modellen ist in der Regel für die Planungspraxis zu hoch, wenn sie für ganze Einzugsgebiete verwendet werden. Nur zu Forschungszwecken kann hier der grosse Aufwand für die Datenerhebung betrieben werden. In der Planungspraxis werden deshalb aus pragmatischen Gründen hauptsächlich auf der USLE aufbauende Modelle verwendet. Diese berücksichtigen aber z. B den Bodenabtrag durch lineare Erosion nicht.

Viele der bestehenden Erosionsmodelle (Übersicht siehe H.-R. BORK & A. SCHRÖDER 1996) dürften im strengen Sinne nur für den Massstab, das Gebiet und die Fragestellung angewendet werden, für welche sie entwickelt wurden. Die von den verschiedenen Modellen berechneten Ergebnisse unterscheiden sich untereinander zum Teil stark und weichen v.a. in der kleinräumigen Schweizerischen Kulturlandschaft von der Prozessrealität ab (D. DRÄYER 1996). Vielen Modell-anwendungen haftet das Manko an, dass sie infolge fehlender Felddatenreihen nicht validiert werden können. Ergebnisse solcher Anwendungen müssen skeptisch behandelt werden.

Für die beiden Hauptuntersuchungsgebiete der FBB, das im Tafeljura gelegene grosse Länenbachtal (2,7 km²) und das in der Hochrheinebene gelegene Möhliner Feld (4,5 km²) kommen deshalb auf Einzugsgebietsebene nur wenige der bestehenden prozessorientierten Modelle (z.B. LISEM, DE ROO & OFFERMANS 1995) in Frage.

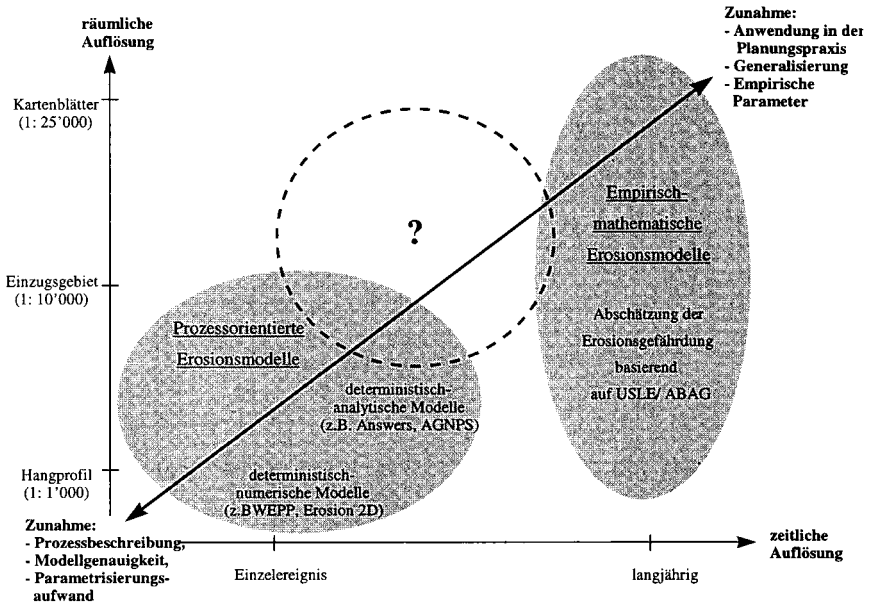


Abb. 1: Anwendungs- und Geltungsbereiche bestehender Erosionsmodelle. Auf der USLE basierende Modelle werden den prozessorientierten, deterministischen Modellen gegenübergestellt. Ausgereifte Methoden und Modelle für den Anwendungsbereich dazwischen fehlen zur Zeit noch.

4. Perspektiven und Ansätze für künftige GIS-gestützte Modellierungen

In den neu angelaufenen Forschungsprojekten wird die raum-zeitliche Dynamik des Erosionsgeschehens in den langjährigen Untersuchungsgebieten genauer untersucht. Fokussiert wird auf die Erfassung und "dynamische" Modellierung der lateralen, zum (Fest)-Stoffaustrag über den Vorfluter beitragende Flächen in chorischer Dimension. Als Hauptziel steht dabei die Entwicklung von Methoden zur ereignisbezogenen Selektion stoffliefernder Flächen und deren Fließpfade im Vordergrund, um den Zusammenhang von Stoffquellen, Stoffpfaden und Gebietsaustrag dynamisch beschreiben zu können. Folgendes Vorgehen ist vorgesehen:

1. Schritt: Entwickeln eines Stoffhaushaltsmodells für die beitragenden Flächen mit einfachen GIS Überlagerungstechniken. Diese kann auf Einzugsgebietsebene mit einem bestehenden prozessorientierten Modell (z.B. LISEM) und den langjährigen Messreihen kalibriert und validiert werden.
2. Schritt: Modellübertragung auf grössere Einzugsgebiete und ganze Kartenblätter.
3. Schritt: Berechnung von Szenarien zur Bestimmung der Auswirkungen von Erosionsschutzmassnahmen auf das Verhalten und die Zusammensetzung des Gebietsaustrages.

Modelliert wird auf Einzugsgebietsebene in chorischer Dimension unter Einbezug langjähriger Messreihen. Die zum Stoffeintrag in den Vorfluter beitragenden Flächen und laterale Prozesse sollen dynamisch im Jahresgang angesprochen werden. Dies setzt eine genaue Messung und Aufteilung der Stofffrachten im Vorfluter nach Herkunftsprozess voraus. Die bisherige geoökologische Messungen müssen im Hinblick auf die lateralen Prozesse und die damit zusammenhängende Parameterkonstellationen (Bodenfeuchtezustand, Oberflächenbeschaffenheit usw.) vor einem Erosionsereignis aufgearbeitet werden um in eine GIS-gestützte Modellierung einfließen zu können. Zudem müssen die Fließpfade der linearen Erosion detailliert angesprochen werden.

Die Bedürfnisse der Praxis nach einfachen und schnell anwendbaren Modellen mit Flächenaussage werden immer grösser. Dies hat zur Folge das bei der Modellentwicklung auf amtliche leicht zur Verfügung stehende Datensätze zurückgegriffen werden sollte. Hierdurch ergeben sich jedoch wiederum Probleme bei der Vereinfachung der im Model berücksichtigten Prozesse.

Im Zentrum stehen dabei die Fragen: Inwieweit darf der betrachtete Prozess vereinfacht werden, um ein noch realitätsnahes Modell zu entwickeln? Und wieweit müssen die (nötigen) Absicherungen der Modellaussagen mit Felddaten durch die Forschung betrieben werden?

5. Literatur

- Bork, H.-R. & Schröder, A. (1996): Quantifizierung des Bodenabtrags anhand von Modellen. In: Blume, H.-P.; Felix-Henningsen, P.; Fischer, W.R.; Frede, H.-G.; Horn, R. & K. Stahr (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, ecomed, Landsberg/Lech.
- De Roo, A. P. J. & Offermans, R.J.E.; (1995): LISEM: A physically-based hydrologic and soil erosion model for basin scale water and sediment management. In: Modelling and Management of Sustainable Basin Scale Water Resource Systems, IAHS Publ. No. 231, S.339 - 448.
- Dräyer, D. (1996): GIS-gestützte Bodenerosionsmodellierung im Nordwestschweizerischen Tafeljura. Erosionsschadenskartierungen und Modellergebnisse. In: Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie 22, Basel, 240 S.
- Leser, H. (1997): Landschaftsökologie, 4. Auflage. UTB 521, Stuttgart, 644 S.
- Meier, S. (1997): Bestimmung der Auswaschungsgefährdung unter Verwendung von GIS-Methoden. In: Regio Basiliensis, Basel, (in Vorbereitung).
- Siegrist, S. & Fröhlich, J. (1996): Stand der Bodenerosionsforschung am Geographischen Institut der Universität Basel. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesellsch. 79, S. 431 - 434.
- Rolli, S. (1996): GIS-gestützte Modellierung der Bodenerosionsgefährdung mittels detaillierter Reliefanalyse. In: Brassel, K.; Itten, I. & E. Schmidt (Hrsg.): Einsatz von Geographischen Informationssystemen und Fernerkundung in der Umweltanalyse. Geoprocessing Reihe Vol. 31, Zürich, S. 67 -72.

Einfluß der Bodenerosion auf den Stoffhaushalt in unterschiedlichen schweizerischen Agrarlandschaften

von

Schaub, D.; Wüthrich, C.; Sieberth, C.¹

1. Bodenerosion und Landschaftsökologie

Vor rund 20 Jahren wurden Konzepte entwickelt, um aus den Stoffflüssen in kleinen Einzugsgebieten Aussagen über Sukzessionsstadien von terrestrischen Ökosystemen abzuleiten und damit deren Labilität oder Stabilität abzuschätzen (z.B. VITOUSEK & REINERS 1975). Auch Bodenerosion lässt sich als ein solcher Stofffluss auffassen, es kommt ihr daher eine Indikatorfunktion zur Charakterisierung und Typisierung von Ökosystemen zu. Dabei stellt sich die Frage, ob laterale Verknüpfungen auf diese Weise auch in gemischtgenutzten mitteleuropäischen Landschaften beschreibbar sind, bei denen die anthropogenen Veränderungen im Verlauf der langen Nutzungsgeschichte graduell waren.

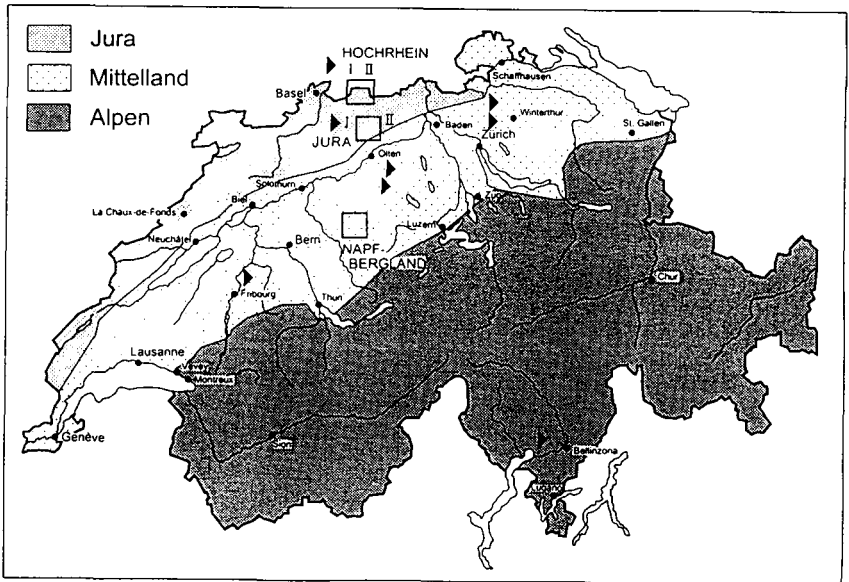


Abb. 1: Lage der Testgebiete "Hochrhein" und "Tafeljura". Weitere Gebiete (schwarze Dreiecke) werden bzw. wurden zur Ergänzung und räumlichen Verdichtung kurzfristig untersucht.

¹Departement Geographie, Universität Basel, Abt. Physiogeographie und Landschaftsökologie, Spalenring 145, CH-4055 Basel, Schweiz

2. Untersuchungsgebiete und Messmethoden

Die Untersuchungen basieren auf einem langjährigen Vergleich des Erosionsgeschehens in einem intensiv ackerbaulich genutzten Lössgebiet des Hochrheintals und einem gemischt genutzten Ausschnitt des Tafeljuras mit tonreichen Böden und steilen Hängen (Abb. 1). Im Sinne der mehrstufigen Messmethodik werden Ergebnisse von Testparzellen-Praxisschlags- und Einzugsgebietsaufnahmen kombiniert (LESER 1986). Bei der vorgenommenen Beschreibung des Landschaftshaushaltes bildet somit die Bilanz des Erosionsmaterials und der daran gebundenen Stoffe die Grundlage. Bedingt durch die benachbarte Lage sind die klimatischen Verhältnisse für beide Gebiete ähnlich, die Erosivität der Niederschläge (R-Faktor) liegt bei rund 90 N h⁻¹. Durch die Nähe zu Basel sind beide Untersuchungsgebiete im Falle von Abtragsereignissen rasch erreichbar, was mögliche Messfehler als Folge technischer Probleme minimiert.

3. Erfassung von Gebietsausträgen

Bisherige Ergebnisse der Abtragsmessungen auf Testparzellen und Praxisschlägen sind bei PRASUHN & SCHAUB 1991 und SCHAUB & PRASUHN 1993 dargestellt. Bemerkenswerterweise wurde auf den Ackerflächen im Lössgebiet rund 34% des Gesamtabtrags durch Niederschläge geringer Intensität verursacht, bei denen Abfluss mit grosser Wahrscheinlichkeit ausschliesslich in Form von gesättigtem Oberflächenabfluss auftrat. Im Tafeljura ist dieser Anteil noch höher, wie an den beträchtlichen Abträgen im Winterhalbjahr zu erkennen ist (Tab. 1).

Hydr. Jahr		Riedmattbachtal (T30)	Länenbachtal (T50)
		m ³	m ³
1978	SHJ	10.5	
1979	WHJ	50.4	
	SHJ	34.2	
1980	WHJ	1.9	
	SHJ	51.4	
1981	WHJ	0.0	
	SHJ	0.0	
1982	WHJ	6.5	
	SHJ	195.3	
1983	WHJ	0.0 ¹	
	SHJ	0.0 ¹	14.3
1984	WHJ	0.0 ¹	0.0
	SHJ	0.0 ¹	4.0
1985	WHJ	0.0 ¹	16.2
	SHJ	0.0 ¹	57.1
1986	WHJ	36.5	14.0
	SHJ	21.8	
1987	WHJ	4.4	0.9
	SHJ	2.3	43.7

Hydr. Jahr		Riedmattbachtal (T30)	Länenbachtal (T50)
1988	WHJ	2.9	11.4
	SHJ	0.0	0.0
1989	WHJ	1.6	1.2
	SHJ	3.4	0.0
1990	WHJ	5.0	0.0
	SHJ	0.6	0.1
1991	WHJ	0.0	1.2
	SHJ	0.0	0.0
1992	WHJ	4.8	9.5
	SHJ	0.0	0.0
1993	WHJ	0.0	2.6
	SHJ	0.0	0.0
1994	WHJ	0.0	31.2
	SHJ	61.3	27.0
1995	WHJ	1.0	53.8
	SHJ	0.0	8.4
WHJ	Durchschnitt	6.8	11.8
SHJ	Durchschnitt	21.2	12.9

0.0¹ keine Kartierung, vermutlich 0.0

Tab. 1: Halbjährliche Bilanzen der Abtragsvolumina in zwei Kleineinzugsgebieten des Tafeljuras (Fläche und Nutzung s. Tab. 3). Trotz geringer Intensität der Niederschläge macht der Abtrag im Winterhalbjahr 25-45% des Gesamtabtrags aus (aus DRÄYER 1996).

Grosse Unterschiede zwischen den beiden Gebieten gab es bei den Anteilen der Erosionsformen am Gesamtabtrag (Tab. 2). Auf den gut aggregierten Böden des Tafeljuras ist die flächenhafte Erosion im Vergleich zur linearen unbedeutend. Es dominieren Formen, die an vorgegebene Leitlinien wie Hangmulden ("Talwege") und Schlepperspuren oder Zuschuss-Wasser durch austretenden Interflow oder von geteernten Feldwegen gebunden sind, und unter dem Begriff "Sonderformen" zusammengefasst wurden. Im Lössgebiet des Hochrheintals besitzt die Flächenerosion grössere Bedeutung. Trotzdem macht auch hier die Talwegerosion einen nicht zu unterschätzenden Anteil des Gesamtabtrags aus. Die Intensität des Abflusses reichte dagegen nur selten aus, um Rillenerosion an gestreckten Hängen zu erzeugen. Im Unterschied zu Beobachtungen im belgischen Lössgürtel wurde in der Schweiz keine Gully-Erosion festgestellt.

Untersuchungsgebiet	Flächen- spülung	Rillen- erosion	Sonder- formen	Graben- erosion
Tafeljura	5	10	85	-
Hochrheintal	65	10	25	-
Hochrheintal (Talwegsituation)	40	10	50	-

Tab. 2: Anteil (in %) der einzelnen Erosionsformen am Gesamtabtrag, auf der Basis langjähriger Messungen

Wegen der Dominanz von linearen Erosionsformen und dem infolge des schlecht durchlässigen Untergrundes dichten Gewässernetzes wurde im Tafeljura eine direkte Verbindung von Ackerflächen und Vorfluter, und damit ein hoher Beitrag der Bodenerosion an die Schwebstofffracht, d.h. den Gebietsaustrag erwartet. Die Messergebnisse konnten diesen Eindruck jedoch nicht bestätigen (Tab. 3).

Name	Periode	Acker- fläche	Bodenerosion [kg ha ⁻¹ y ⁻¹]	Schwebstoff- austrag [kg ha ⁻¹ y ⁻¹]
Riedmattbach 45 ha	1979-1980	63%	1 722	747
Dübach 458 ha	1979-1980	10%	5	781
Riedmattbach 45 ha	1979-1990	63%	733	337
Länenbach 270 ha	1984-1990	24.5%	93	271

Tab. 3: Langjährige Abtrags- und Schwebstoffbilanzen dreier benachbarter Einzugsgebiete im Tafeljura mit sehr ähnlichen naturräumlichen Bedingungen, jedoch unterschiedlich intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Die Frachten sind jeweils auf die gesamte Einzugsgebietsfläche bezogen. Verglichen wird die Periode 79-80 mit zwei aufeinanderfolgenden Jahren hoher Niederschlagserosivität mit der ausgeglicheneren Phase von 79-90.

Der mittlere Bodenabtrag ist im Riedmattgebiet wegen des grösseren Anteils an offener Ackerfläche deutlich höher als in den angrenzenden Tafeljura-Gebieten. Entsprechen der erosiven Witterung waren die Abträge der Jahre 1979 und 1980 gegenüber dem langjähri-

gen Durchschnitt von 1979-1990 erhöht, und erwartungsgemäss zeichneten auch die Gebietsausträge diese zeitliche Entwicklung nach. Sowohl für die niederschlagsreiche Phase, als auch für die ausgeglichene Gesamtperiode lagen allerdings die Schwebstofffrachten der beiden anderen Gebieten im gleichem Bereich wie beim Riedmattbach, obwohl die Abträge wegen des kleineren beackerten Anteils an der Einzugsgebietsfläche deutlich geringer waren. Bodenerosion scheint nur wenig zum Schwebstoffaustrag beizutragen und ist daher als überwiegend gebietsinternes Phänomen zu betrachten. Erklärt werden kann dies durch die hohen Sedimentkonzentrationen bei Abtragsereignissen im Tafeljura (vgl. SCHAUB & PRASUHN 1993), die auf den flachen Unterhängen zu rascher Ablagerung führen ("Kolluvienbildung"), sowie durch die vorhandenen zahlreichen Flurelemente (Grünlandflächen, Uferstreifen), die den Oberflächenabfluss von Ackerflächen bremsen.

4. Ausblick

Erosionsmodelle müssen die besondere Prozessdynamik der untersuchten Gebiete (Bedeutung gering intensiver Niederschläge, Bedeutung Talwegerosion, Retentionswirkung linearer Flurelemente) berücksichtigen. Der Vergleich zwischen dem Löss- und dem Tafeljuragebiet soll sich in der soeben angelaufenen neuen Projektphase vor allem auf die Rolle der Flurstruktur bei der Verlagerung von Erosionsmaterial im Massstab von kleinen Einzugsgebieten konzentrieren. Die durch die geringen Schlaggrößen bedingte Heterogenität von schweizerischen Agrarlandschaften darf dabei nicht von vornherein mit grosser Kapazität für Zwischenablagerungen und damit kleinen Gebietsausträgen gleichgesetzt werden, weil Kleinparzellierung zu einem dichteren Netz von Feldwegen führt und solche versiegelten Flächen den Abfluss von Ackerflächen rasch weiterleiten und damit den Austrag fördern können. Im Rahmen der Landwirtschaftspolitik 2002 des schweizerischen Bundesrates werden Leistungen wie das Anlegen von ökologischen Ausgleichsflächen finanziell entschädigt. Praktisches Ziel unserer Arbeiten ist es, Entscheidungshilfen zu leisten, damit ökologische Ausgleichsflächen dorthin zu liegen kommen, wo sie auch einen effektiven Beitrag zu Boden- und Gewässerschutz darstellen.

5. Literatur

DRÄYER, D. (1996): GIS-gestützte Bodenerosionsmodellierung im Nordwest-schweizerischen Tafeljura - Erosionsschadenskartierungen und Modellergebnisse. = *Physiogeographica*, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Bd. 22, Basel, 234 S.

LESER, H. (1986): Bodenerosion - Erforschung eines geoökologischen Prozesses. *Hallesches Jahrbuch f. Geowissenschaften*, Bd.11, 1-17.

PRASUHN, V. & D. SCHAUB (1991): The different erosion dynamics of loess and clay soils and the consequences for soil erosion control. *Z.G geomorph. N.F., Suppl.* 83, 127-134

SCHAUB, D. & V. PRASUHN (1993): The role of test plot measurements in a long-term soil erosion research project in Switzerland. In: WICHEREK, S. (Ed.): *Farm land erosion in temperate plains environments and hills*, Elsevier, 111-123.

VITOUSEK, P.W. & W.A. REINERS (1975): Ecosystem succession and nutrient retention: A hypothesis. *Bioscience*, 25/6, 376-381.

Dem Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (SNF) sei auch an dieser Stelle für die langjährige finanzielle Unterstützung des Projektes ganz herzlich gedankt.

Für die Bestimmung der Aggregatstabilität wurden nach jedem Abtragsereignis Bodenproben entnommen. Dazu wurde das Bodenmaterial von 10 Einstichen in die obersten 10 cm Boden zu einer Mischprobe vereint. Eine solche Mischprobe wurde jeweils aus dem Oberteil, dem Mittelteil und dem Unterteil der Parzelle entnommen. Das Probenmaterial wurde im Labor von Hand in natürliche Aggregate gebrochen, zum Lufttrocknen ausgelegt und anschliessend in die Aggregatfraktion 1-2 mm gesiebt. Mit diesen Aggregaten wurde die Aggregatstabilität mit der Perkulationsmethode nach BECHER & KAINZ (1982) ermittelt.

3. Ergebnisse und Diskussion langjähriger Messungen auf der Testparzelle T50

Während der Messperiode von 1983 - 1996 gab es insgesamt 86 Abtragsereignisse, welche 376.2 tTS*ha⁻¹ Bodenverlust verursachten (Tab. 2). Die grossen Schwankungen bezüglich der Abtragsmengen der einzelnen Untersuchungsjahre zeigen klar die Notwendigkeit langjähriger Messreihen. 50% des Gesamtabtrags wurden alleine durch die vier grössten Ereignisse mit jeweils über 30 tTS*ha⁻¹ erbracht. Die 16 Ereignisse mit Abträgen grösser 5 tTS/ha⁻¹ ergaben 84% des Gesamtabtrages. Die Verteilung der Messwerte ist also selbst bei dieser langjährigen Messreihe schief. Es sind einige wenige Ereignisse, die den grössten Teil des gesamten Bodenverlustes ausmachen.

Tab. 2 Abtragsereignisse auf der Testparzelle T50 von 1983 -1990 (nach V. PRASUHN 1991, ergänzt). Bei der Mittelwertbildung wurden die ersten drei Jahr nicht berücksichtigt. Die Berechnung des Abtrags erfolgte mit Hilfe der Universal Soil Loss Equation (USLE).

Jahr	Anzahl Ereign.	Ereignisse >5 tTS*ha ⁻¹	Abtrag [tTS*ha ⁻¹ *y ⁻¹]	berechneter Abtr. [tTS*ha ⁻¹ *y ⁻¹]
(1983)	(0)	(0)	(0)	-
(1984)	(0)	(0)	(0)	-
(1985)	(0)	(0)	(0)	-
1986	1	0	0.40	39.34
1987	7	1	7.81	98.5
1988	17	2	36.91	60.9
1989	6	2	28.96	44.7
1990	14	3	77.57	126.56
1991	7	0	3.93	53.34
1992	3	0	5.32	58.90
1993	6	1	14.84	83.58
1994	7	3	59.22	165.34
1995	6	3	127.30	166.46
1996	12	1	13.73	-
Total	86	16	376.16	-
Mittelwert	7.8	1.5	34.18	89.76*

* 1986-1995

Die jahreszeitliche Verteilung der Abträge auf der Testparzelle zeigt, dass sich die Erosion nahezu ausschliesslich auf das hydrologische Sommerhalbjahr (SHJ) beschränkt, wobei das Maximum in den Monaten Juli und August liegt. Untersuchungen im Einzugsgebiet zeigen im Gegensatz dazu eine Häufung von Erosionsschäden im hydrologischen Winterhalbjahr. Durch die Häufigkeit konvektiver Niederschlagsereignisse (sommerliche Starkregen resp. Sommergewitter) trägt vor allem das hydrologische SHJ zur hohen Erosivität dieser Jahresperiode bei (vgl. DRÄYER 1996, 78).

Untersuchungen zur Erodierbarkeit einer langjährigen Erosionstestparzelle im Länenbachtal (CH)

von

Siegrist, S.*

1. Einleitung

Das Länenbachtal ist seit 1983 ein Beobachtungsgebiet im Rahmen des Forschungsprojektes Bodenerosion Basel (FBB). Nähere Angaben zum Untersuchungsgebiet finden sich in Prasuhn (1991) und Dräyer (1996). Die Untersuchungen zur Bodenerosion beruhen auf dem Konzept, Messungen auf verschiedenen räumlichen Ebenen (Testparzellen, Praxis schläge, Klein-Einzugsgebiete) miteinander zu vergleichen (Siegrist & Fröhlich 1996). Langjährige Abtragsmessungen auf der Testparzelle T50 zeigen, dass der durchschnittliche, nach der Universal Soil Loss Equation (Wischmeier & Smith 1965) berechnete Abtrag den gemessenen Abtrag um mindestens das Doppelte überschätzt. Dies kann u.a. darauf zurückgeführt werden, dass der Bodenerodierbarkeits- (K-) Faktor die Erosionsanfälligkeit der tonreichen Böden nur unzureichend beschreibt (Prasuhn 1991, 280). Auch für die Voraussage der Bodenerosionsgefährdung einzelner Ereignisse muss die Bodenerodierbarkeit als dynamische Grösse erfasst werden. Die Aggregatstabilität, welche als zentraler Faktor der Bodenerodierbarkeit gilt, stellt eine geeignete Grösse zur Erfassung dieser Dynamik dar. Die Abtragsmessungen auf der Erosionstestparzelle T50 wurden deshalb 1995 und 1996 durch die Untersuchung der Aggregatstabilität ergänzt.

2. Material & Methoden

Die Testparzelle T50 wurde 1983 nach Grünlandumbruch frisch angelegt und seither permanent schwarzbruch gehalten:

Laufzeit: seit 1983
 Parzellenmasse: 3m * 20m (60m²)
 Hangneigung: 21%
 Bodenform: Hanglehm/Hangschutt-Rendzina-Braunerde
 Bodenart (A_h): mittel toniger Lehm (tL)
 Bodenbearbeitung: Frühling & Herbst (Umspaten und Rechen)
 Erosionsformen: Splasherosion, Flächenspülung, Rillenerosion

Tab. 5: Chemische und physikalische Kennwerte der Erosionstestparzelle T50 und des umgebenden Grünlandes (Oberboden).

Parzellen-Abschnitt	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Kalk [%]	Dolomit [%]	C org [%]	N org [%]	Korngrössenzusammensetzung		
							Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]
T50 oben	7.8	6.9	4.1	1.9	2.21	0.24	13.3	46.0	40.7
T50 mitte	7.6	6.8	3.8	1.4	2.34	0.25	12.9	45.4	41.7
T50 unten	7.7	6.9	4.3	0.3	2.42	0.25	11.8	46.2	42.0
Durchschnitt	7.7	6.9	4.1	1.2	2.32	0.25	12.7	45.9	41.5
Dauergrünland	7.3	6.7	1.5	3.6	4.10	0.45	10.8	46.2	43.1

* Departement Geographie, Spalenring 145, CH-4055 Basel, e-mail: SIEGRISTS@UBACLU.UNIBAS.ch

Trotzdem konnte keine befriedigende Beziehung zwischen den Abtragsereignissen auf der Testparzelle und den R-Faktor-Werten gefunden werden (PRASUHN 1991, 187; Tab. 3).

4. Ergebnisse und Diskussion der Erodierbarkeitsmessungen auf der Testparzelle T50

Das Jahr 1995 wird stark durch Erosionsereignisse geprägt. Auf der T50 führen sechs Regenereignisse zu einem Bodenabtrag von insgesamt 127 tTS*ha⁻¹*y⁻¹, wobei vor allem drei Ereignisse ins Gewicht fallen (Tab. 3) Es ist auffällig, dass das Ereignis 4 weit weniger Abtrag verursacht als das Ereignis 3, trotz vergleichbarer Regenintensität. Hingegen resultiert die grösste Abtragsmenge beim Ereignis 6 nach einer längeren Periode mit mehreren Landregen, mit nur sehr geringer Regenintensität. Dies zeigt, dass das Abtragsgeschehen in starkem Masse durch die aktuelle Boden-erodierbarkeit geprägt sein muss, da sonst alle Bedingungen auf der Testparzelle gleich bleiben. Das Jahr 1996 ist nur in geringem Masse durch Erosionsereignisse geprägt. Auf der T50 führen 12 Ereignisse zu einem Bodenabtrag von insgesamt 14 tTS*ha⁻¹*y⁻¹. Für die Boden-erodierbarkeit, hier ausgedrückt in der Aggregatstabilität, kann aus den bisherigen Untersuchungen folgendes festgehalten werden:

- Sie weist einen jahreszeitlichen Rhythmus mit Maximum in den warmen Sommermonaten auf.
- Sie ist nach der Bearbeitung tief mit nachfolgender Regenerationsphase.
- Sie ist stark durch den Wassergehalt bei der Probenahme geprägt (Abb. 1): Hoher Wassergehalt = tiefe Aggregatstabilität und umgekehrt.
- Sie wird stark durch die vorherigen Erosionsereignisse geprägt:
Fall 1: R-Faktor-Wert und/oder I_{max} hoch -> Bereitstellung von transportierbarem Material -> Abtrag des bereitgestellten Materials -> Aggregatstabilität hoch -> Erodierbarkeit tief.
Fall 2: R-Faktor-Wert und/oder I_{max} hoch -> Bereitstellung von transportierbarem Material -> Bereitgestelltes Material bleibt liegen -> Aggregatstabilität tief -> Erodierbarkeit hoch.
- Die Wirkung vorheriger Erosionsereignisse ist für den Abrags- resp. den Akkumulationsbereich unterschiedlich (Abb. 1).

Tab. 3: Abtragsereignisse und Niederschlagscharakteristik auf der Erosionstestparzelle T50, 1995 und 1996

Ereignis-Nr.	Datum	Abtragsmenge [tTS*ha ⁻¹]	I _{max} ¹⁾ [mm*h ⁻¹]	R-Faktor-Wert ²⁾ [N*h ⁻¹]	N-Menge [mm]
1	05. Juni 95	0.02	37.5	1.6	7.4
2	03. Juli 95	0.02	27.5	5.1	15.9
3	13. Juli 95	52.97	102.5	52.4	32.9
4	22. Juli 95	15.40	101.3	50.3	31.6
5	13. Aug. 95	0.42	86.3	13.9	20.4
6	23.-28. Aug. 95	58.47	46.1	ø 7.1	Σ 79.2
1	01. Mai 96	9.38	15.0	0.7	8.6
2	19. Mai 96	0.2	17.5	1.6	15.5
3	07. Juli 96	<0.02	10.0	2.7	21.4
4	08. Juli 96	<0.02	12.5	4.6	27.1
5	23. Juli 96	<0.02	105.0	4.2	9.6
6	28. Juli 96	<0.02	65.0	9.8	14.8
7	02. August 96	<0.02	20.0	3.2	15.1
8	10.-11. Aug. 96	0.03	37.5	3.6	9.9
9	11. Aug. 96	0.07	52.5	3.0	12.0
10	27. August 96	2.74	57.5	3.1	12.3
11	01. Sept. 96	1.34	57.5	8.5	16.4
12	24. Sept. 96	0.03	32.5	2.9	10.6

1) Maximale 30-Minuten-Intensität eines Niederschlages (nach SCHWERTMANN et al. 1990)

2) I_{max}* E, wobei E = aufsummierten kinetische Energiedichte eines Niederschlages (nach SCHWERTMANN et al. 1990)

Besonders 1995 spielen die vorherigen Erosionsereignisse eine wichtige Rolle. Als Beispiel für Fall 1 kann das Ereignis vom 13. Juli 1995 angesehen werden, als Beispiel für Fall 2 das Ereignis vom 13. August 1995. Ziel meiner Forschungsarbeit ist die Entwicklung einer einfachen Methode, welche aufgrund von Oberflächenmerkmalen einen Rückschluss auf das vorherige Erosionsgeschehen und damit eine Prognose für das kommende Erosionsgeschehen ermöglicht.

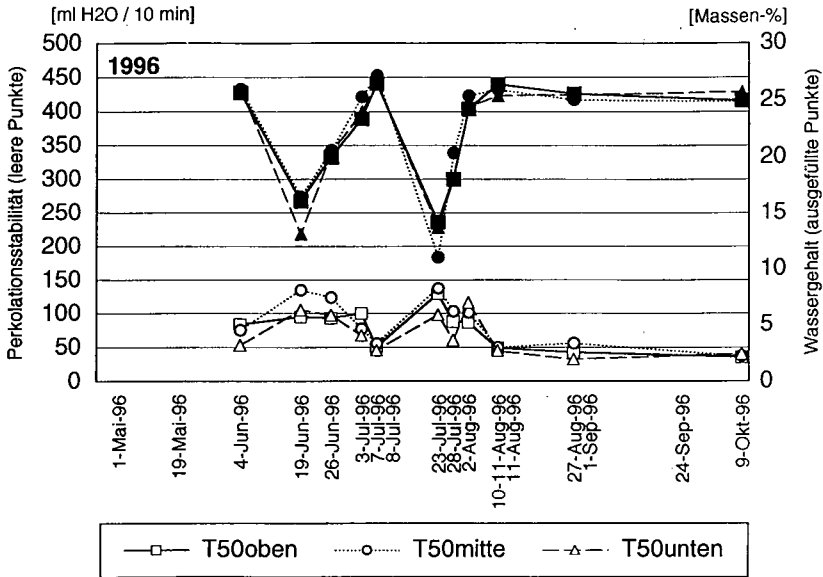


Abb. 1: Aggregatstabilität und Wassergehalt auf der Erosionstestparzelle T50 im Sommer 1996. Für die Bestimmung der Aggregatstabilität wurden 2-3 Tage nach jedem Abtragsereignis aus dem oberen, mittleren und unteren Teil der Testparzelle Proben entnommen und im Labor mit der Perkolationmethode analysiert. (Ausnahme: 23.07.1996, die Probenahme erfolgte vor dem Erosionsereignis.) T50oben entspricht dem Abtrags-, T50unten eher dem Akkumulationsbereich.

5. Literatur

- BECHER, H.H. & KAINZ, M., (1982): Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lössgebiet bei Straubing. In: Z. f. Acker- und Pfl. bau, 152, 152-158.
- DRÄYER, D. (1996): GIS-gestützte Bodenerosionsmodellierung im Nordwestschweizer Tafeljura. Erosionsschadenskartierung und Modellergebnisse. = Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie Bd. 22, Basel, 234 S.
- PRASUHN, V. (1991): Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura (Raum Anwil) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. = Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Bd. 16, Basel, 372 S.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. 21990: Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. Stuttgart, 62 S.
- SIEGRIST, S. & FRÖHLICH, J. (1996): Stand der Bodenerosionsforschung am Geographischen Institut der Universität Basel. In: Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 79, 431-434.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D., 1965: Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. In: Agricult. Handbook, 282, 1-45.

Vergleichende Standortbewertung mit VERMOST (Vergleichsmethode Standort)

von

Thiere, J.; Deumlich, D.; Völker, L.¹

Zielstellung

Die Beurteilung und Bewertung von landwirtschaftlichen Nutzflächen für unterschiedliche Nutzerebenen setzt einen Vergleich nach standörtlichen Inhalten voraus.

Da Beurteilungen zielabhängig sind, erfahren gleiche Merkmalsausprägungen je nach Zielstellung unterschiedliche Bewertungen.

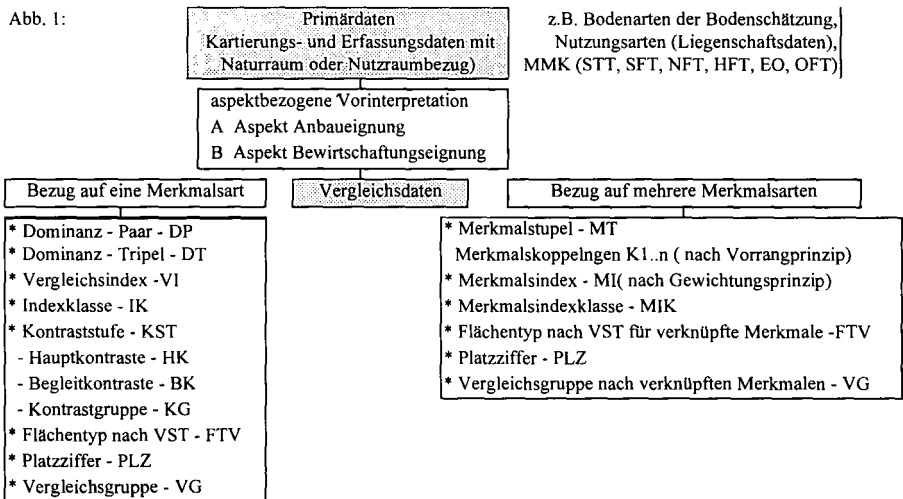
Methode

Durch die "Vergleichsmethode Standort" (VERMOST) werden Standortmerkmale und standortkundliche Einheiten aspektbezogen vorinterpretiert. Dadurch werden Standortinformationen wesentlich verdichtet und formalisiert.

Über VERMOST werden Hilfsmittel und Algorithmen bereitgestellt, mit denen bezogen auf die Beurteilungsaspekte Bewirtschaftungseignung und Anbaueignung, rechnergestützt relativiert und mehrstufig Nutzflächen und Landschaftsausschnitte beurteilt und verglichen werden können.

Nach einer entsprechenden Skalierung können auch einzelne Bodenparameter und Hauptnutzungsarten oder andere flächen- und raumbezogene Merkmale nach VERMOST - Algorithmen bearbeitet werden.

Abb. 1:



Die "Vergleichsmethode Standort" ist eine erprobte Möglichkeit punktbezogene Merkmale auf Flächen zu transformieren (Abb. 1)

¹ Institut f. Bodenlandschaftsforschung, ZALF e.V. - Eberswalder Str. 84 - 15374 Müncheberg

Das **DOMINANZTRIPLEL (DT)** ist eine mehrstellige Kenngröße, mit der die drei wesentlichsten Ausprägungsgrade einer Merkmalsart hervorgehoben werden:

1. Stelle - VST des dominierenden Flächenanteils
2. Stelle - VST des subdominierenden Flächenanteils
3. Stelle - VST des begleitenden Flächenanteils.

Der **DOMINANZGRAD (DGRAD)** gibt den Flächenanteil der dominierenden Vergleichsstufe an. Er stellt die quantitativen Dominanzverhältnisse dar [2].

- 1 gering ≤ 40 %; 2 mittel >40 bis ≤60 %; 3 hoch >60 bis ≤ 80 %
 4 sehr hoch > 80 %

Der

$$\text{VERGLEICHSSINDEX (IND)} = \frac{\sum_{i=1}^5 \text{VERGLEICHSSSTUFE}_i \cdot \text{FLÄCHENANTEIL}_i}{5}$$
 drückt in **einem** Wert zwischen 0 und 100 die Verhältnisse in einer komplexen Bezugsfläche aus.

Aggregiert zu **INDEXBEREICHEN** und der **INDEXKLASSE (IK)** läßt der Vergleichsindex eine Gruppierung in verschiedenen Klassen zu:

IK 0: < 22; IK 1: 23-31; IK 2: 32-44; IK 3: 45-63; IK 4: 64-80; IK 5: > 80

Informationen zur Heterogenität bieten die Kontrastangaben.

Begrifflich unterschieden werden **KONTRASTSTUFE**, **HAUPT-** und **BEGLEITKONTRAST** sowie **KONTRASTGRUPPE**.

Arbeitsschritte zur Kontrastbeurteilung:

1. Ermittlung der auf der zu beurteilenden Fläche vorkommenden Ausprägung der der einzelnen Merkmalsarten
2. Zuordnung der Merkmalsausprägungen zu den VST
3. Ermittlung der Flächenanteile jeder vorkommenden VST und Bestimmung der dominierenden, subdominierenden und begleitenden VST (Tripelbildung), gesondert für jede Merkmalsart.

Kontrastmatrix

		VST d. subdom. o. begleitenden Elements					
		0	1	2	3	4	5
Vergleichsstufen des dominierenden Elements	0	0	1	2	3	4	5
	1	1	0	1	3	4	5
	2	2	1	0	2	3	4
	3	3	3	2	0	2	3
	4	4	4	3	2	0	2
	5	5	5	4	3	2	0

Kontraststufen

0 - ohne Kontrast; 1 - schwacher Kontrast; 2 - mäßiger Kontrast; 3 - starker Kontrast; 4 - sehr starker Kontrast; 5 - extremer Kontrast

Aggregierungsmatrix

		Beurteilung für Begleitkontrast (BK)					
		0	1	2	3	4	5
Beurteilung für Hauptkontrast (HK)	0	0					
	1	1		2			
	2						
	3	3					
	4	4					
	5	5					

Zusammenfassung zu Hauptgruppen (HG)

	HG	KG
A	schwacher Kontrast	0 - 1
B	starker Kontrast	2 - 3
C	sehr starker Kontrast	4 - 5

Kopplungsmatrix zur Verknüpfung von Beurteilungsmerkmalen

		Komponente B					
		0	1	2	3	4	5
Komp. A	0	0	1	2	3	4	5
	1	1	1	2	3	4	5
	2	2	2	2	3	4	5
	3	3	3	3	3	4	5
	4	4	4	4	4	4	5
	5	5	5	5	5	5	5

Bezeichnung ausgewählter Merkmalskopplungen

Kopplungen	Komponente A	Komponente B
K1	Substrat	Hydromorphie
K2	Hangneigung	K1
K3	Steinigkei	K2
K4	Hangneigung	Steinigkei

Charakterisierung der Bewirtschaftungseignungsklassen (BEK)

6er Gruppierung	Bewirtschaftungs- eignung	10er Gruppierung
VST		VST
0	sehr leicht	0
1	leicht	1
2	mittel	2,3
3	mittelschwer	4,5
4	schwer	6,7
5	sehr schwer	8,9

Kriterien für Flächentypen nach Vergleichsstufen (FTV)

Flächentyp	Hauptkriterien	Zusatzkriterien
FTV	dom. VST	DG*
1	0	s
2	0	h
3	0, 1	m, g 0+1 = s, h
4	0, 1	m, g 0+1 = m, g
5	1	s
6	1	h
7	2	s
8	2	h
9	2	m, g 0+1 > 3+4+5
10	2	m, g 0+1 ≤ 3+4+5
11	3	s
12	3	h
13	3	m, g 0+1+2 > 4+5
14	3	m, g 0+1+2 ≤ 4+5
15	4	s
16	4	h
17	4	m, g 0+1+2+3 > 5
18	4	m, g 0+1+2+3 ≤ 5
19	5	s, h
20	5	m, g

* s - sehr hoch, h - hoch, m - mittel, g - gering

Charakterisierung der Anbaueignungsklassen (AEK)

VST Leitkulturen - Anbaukriterien

- 0 Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln - keine Anbaueinschränkung
- 1 Weizen, Zuckerrüben - mäßige Einschränkung für Hackfrüchte
- 2 Weizen, Gerste - Hackfrüchte stark eingeschränkt
- 3 Gerste, Kartoffeln - mäßig starke Einschränkung für Weizen und Zuckerrüben
- 4 Roggen, Kartoffeln
- 5 Roggen, keine Hackfrüchte

Charakterisierung der Erosionsgefährdung (WE)

VST	Gefährdungsklassen Wasser- u. Winderosion
0	ohne
2	gering
3	mäßig
4	stark
5	sehr stark

Berechnungsbeispiel:

Die vorgestellte Methodik wird an einigen Beispielsgemeinden demonstriert.

Ge- meinde	LIEGES in ha	LINUTZ in ha	VST0	VST1	VST2	VST3	VST4	VST5	HK	BK	KG	DT	DG	IK	IND	FTV	*	
			%															
30848	821	748	55,1	0,0	44,9	0,0	0,0	0,0	2	0	1	02-	2	0	18		4 K2A	
30848	821	748	9,8	0,0	21,3	33,8	35,2	0,0	2	3	1	432	1	3	57		17 WE	
31039	899	767	54,6	0,0	27,2	18,1	0,0	0,0	2	3	1	023	2	0	22		4 K2A	
31039	899	767	0,0	0,0	55,9	38,5	5,6	0,0	2	3	1	234	2	3	50		10 WE	
31107	857	278	0,0	0,0	57,6	0,0	0,0	42,4	4	0	4	25-	2	4	65		10 K2A	
31107	857	278	0,0	0,0	12,6	29,9	57,6	0,0	2	3	1	432	2	4	69		17 WE	
31125	738	604	0,0	0,0	5,3	47,8	22,5	24,3	3	2	3	354	2	4	73		14 K2A	
31125	738	604	39,4	0,0	31,3	28,5	0,8	0,0	2	3	1	023	1	1	30		4 WE	
41403	1315	63	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0	0	0	3--	4	3	60		11 K2A	
41403	1315	63	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	2--	4	2	40		7 WE	
50124	1357	302	0,0	18,9	32,8	20,2	4,6	23,2	4	3	4	253	1	3	56		10 K2A	
50124	1357	302	41,4	0,0	21,2	20,2	16,9	0,0	2	3	1	023	2	2	34		4 WE	
50236	942	462	0,0	0,0	0,0	3,0	47,8	49,1	2	3	1	543	2	5	89		20 K2A	
50236	942	462	0,0	0,0	0,0	50,9	49,1	0,0	2	0	1	34-	2	4	70		14 WE	
50402	1311	539	0,0	0,0	66,0	0,0	0,0	33,8	4	0	4	25-	3	3	60		8 K2A	
50402	1311	539	27,5	0,0	29,5	34,9	8,0	0,0	2	3	1	320	1	2	39		13 WE	
50406	5833	639	8,1	0,0	51,5	21,0	0,0	19,4	2	4	2	235	2	3	53		10 K2A	
50406	5833	639	48,5	0,0	16,0	13,1	22,4	0,0	4	3	4	042	2	2	32		4 WE	

* Merkmalskopplung

Die Methode wurde bereits auf unterschiedliche Bezugsebenen (Schläge, Betriebe, Einzugsgebiete, Naturräume, administrative Einheiten) und deren themenbezogene kartografische Darstellung in Übersichtskarten angewandt (z.B. AgrarAtlas Sachsen-Anhalt).

Literatur:

Thiere, J.; D. Deumlich & L. Völker: Gemeindebezogene Standortinformationen im AgrarAtlas Sachsen-Anhalt. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 41 (1997) im Druck

Thiere, J.; M. Altermann; I. Lieberoth & D. Rau: Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 35 (1991) 3, S. 171-183

weitere Literatur in Kennzeichnung und Bewertung von Böden für eine nachhaltige Landschaftsnutzung. ZALF-Bericht Nr. 28, Müncheberg 1997

Maßstabsübergreifende Prognose des Stoffeintragsrisikos für Gewässer

von

Voges, J.; Bierbaum, J.; Duttmann, R.; Mosimann, Th.*

Die Ursachen und Prozesse der Gewässerbelastung über Stoffeinträge durch Bodenerosion lassen sich auf unterschiedlichen Maßstabsebenen (Dimensionen) betrachten:

- chorische Dimension (*mesoscale*): Erosionsprozesse werden auf der Ebene von Landschaftseinheiten erfaßt und analysiert. Diese Einheiten zeichnen sich durch ein räumliches Mosaik unterschiedlich ausgestatteter, bewirtschafteter und untereinander in Beziehung stehender Elementarflächen aus. Sie weisen ähnliche mesoklimatische und gebietswasserhaushaltliche Bedingungen auf.
- topische Dimension (*microscale*): Auf dieser Ebene werden Erosionsprozesse und -systeme am Standort, an Einzelhängen, einzelnen Schlägen oder in Kleinstzugsgebieten analysiert und modelliert. Da die flächenhaften und die linienhaften Abtragsformen mit konzentriertem Abfluß sich in ihrem Prozeßverhalten und ihrer Flächenwirksamkeit unterscheiden, sind unter Feldbedingungen Untersuchungsmethoden angewandt. Auf dieser Ebene muß auch zwischen einem *microscale I* (lineare Erosionsformen) und einem *microscale II* (flächenhafte Erosionsformen) unterschieden werden.

An die Genauigkeit der Prognosemodelle der Bodenerosion und des Stoffeintrags in Gewässer werden je nach Fragestellung und Datenverfügbarkeit unterschiedliche Anforderungen gestellt. Im mesoskaligen Bereich sind meist nur einfache Abschätzungen des Bodenerosionsrisikos und Stoffeintrages auf der Ebene von Landschaftseinheiten möglich. Im Microscale II und I lassen sich auf der Ebene von Kleinstzugsgebieten oder Schlägen bei hohem Datenbedarf komplexere Parameter der Relief- und Raumstrukturanalyse sowie von Bodeneigenschaften, Flächennutzung, Niederschlagsregime und Gewässerstruktur in die Modellierung integrieren. Über den Prozeß des downscalings (R. DUTTMANN & Th. MOSIMANN 1995) lassen sich die einzelnen Modelle in einem Geoökologischen Informationssystem zu einem maßstabsübergreifenden Gesamtkonzept verknüpfen. Auf dieser Grundlage kann ein differenziertes Einzugsgebietsmanagement ansetzen.

* Geographisches Inst. Universität Hannover, Abt. Phys. Geogr. u. Landschaftsökologie, Schneiderberg 50, 30167 Hannover

Die Abbildung zeigt auf der obersten Maßstabsebene eine **Abschätzung des Bodenerosionsrisikos** anhand eines einfachen empirischen Schätzmodells nach R.-G. SCHMIDT (R. MARKS et al 1992). Wegen der begrenzten Datenverfügbarkeit für Gebiete mit mehreren hundert Quadratkilometern Größe werden solche Schätzverfahren zur Bestimmung potentiell flächenerosionsgefährdeter Areale eingesetzt, um *die* Flächen zu identifizieren, auf denen für weitergehende Fragestellungen genauere Untersuchungen erfolgen sollten.

Auf der darunterliegenden Maßstabsebene (microscale II) wird auf Basis der Reliefanalyse der **Anbindungsgrades von Ackerflächen an Gewässer** abgeleitet. Hier geht es um die Frage, welche Ackerflächen erodierten Feinboden an die Gewässer liefern und welchen Beitrag sie zum diffusen Gewässereintrag leisten. Im zugrundeliegenden Algorithmus werden zunächst die oberflächlichen Transportpfade aufgrund von Reliefbedingungen (z.B. in konkaven Wölbungen) und abflußbeeinflussenden linearen Raumstrukturelementen bestimmt. Als weitere Mittlergrößen für die Gewässeranbindung gehen folgende wichtige Einflußfaktoren des Oberflächenabflusses und der Bodenerosionsgefährdung in die Modellierung mit ein: Niederschlagsverteilung, Flächennutzung, Bodeneigenschaften, Struktur des Einzugsgebietes, Transportfunktion der Gewässer für eingetragenes Sediment und die Neigung, Bodenmaterial zu mobilisieren (potentielle Erosionsgefährdung). Nach Bereitstellung der Einzelparameter über die Berechnung in einzelnen Modellmodulen wird der Anbindungsgrad der Ackerflächen schließlich über ein Klassifikationsverfahren bestimmt. Der hierarchische Aufbau des Klassifikationsschemas ermöglicht die Ableitung des Anbindungsgrades je nach Verfügbarkeit der Eingangsdaten. Ausgehend von der Basisklassenstufe eines *reliefbedingten Anbindungsgrades* werden die oben genannten Parameter schrittweise in die weitere Modellberechnung integriert. Die Basisklasse wird auf jeder weiteren Stufe der Analyse über einen Korrekturfaktor gemäß dem Einfluß des Parameters variiert und als Ergebnis ausgegeben. Nach vollständiger Modellanalyse wird ein *komplexer Anbindungsgrad* als Summe aller Eingangsgrößen bestimmt.

Im microscale I ist es mit einem hochauflösenden **Prognosemodell** möglich, auf Schlagebene die **lineare Bodenerosion** zu verorten. Die Hauptaufgabe des im Aufbau befindlichen Modells besteht in der Prognose von Lage und Struktur linearer Erosionsformen auf einzelnen Ackerparzellen sowie der Vorhersage von Übertrittsstellen, die den Übergang von oberflächlich abfließendem Wasser und Boden von einem Ackerschlag zu anderen landwirtschaftlich genutzten Flächen bzw. direkt in das Gewässer markieren. Die wichtigsten Haupteingangsgrößen setzen sich aus einem digitalen Geländemodell, Angaben zu Raumstrukturelementen und Informationen zu landwirtschaftlichen Bearbeitungsmaßnahmen zusammen. Als wichtigste Raumstrukturelemente sind Fahrspuren, Vorgewende, Ackerrandstreifen und Saatreihen in das Modell eingebaut. Durch Bildung eines entsprechenden Klassifikationsschlüssels werden die DGM-Daten mit den Angaben zu den Strukturelementen in Geographischen Informationssystemen verknüpft, so daß als Ergebnis die Lage linearer Erosionsformen prognostiziert werden kann. Durch Integration empirischer Erosionsmodelle (U. SCHWERTMANN, W. VOGL & M. KAINZ 1990; J.; M. V. WERNER 1996) sind quantitative Aussagen über Tiefe

MASSTABSÜBERGREIFENDE PROGNOSE DES STOFFEINTRAGSRISIKOS FÜR GEWÄSSER

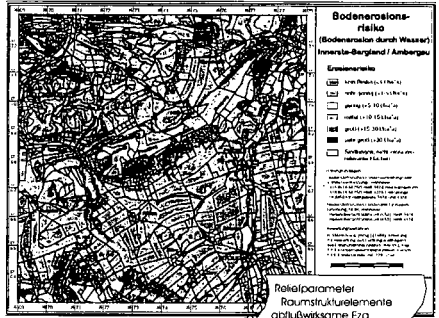
Fragen:

- Welche Ackerflächen liefern Feinboden ?
- Welche Stoffmengen werden eingetragen ?
- Wo tritt lineare Erosion auf ?

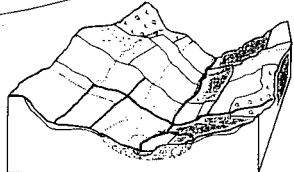
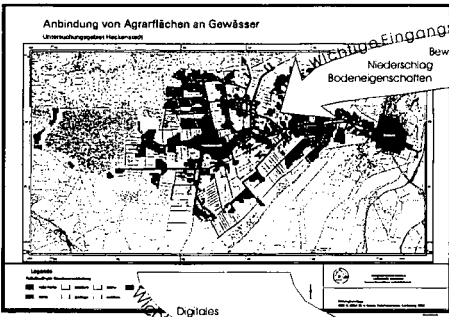
Ziele:

- Einzugsgebietsmanagement
- Reduzierung des Stoffeintrags
- Ursachenmatrix zur Entstehung linearer Erosionsformen

①
MESOSCALE



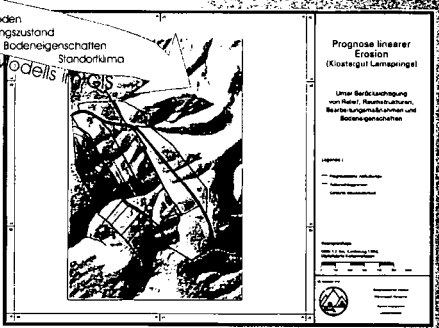
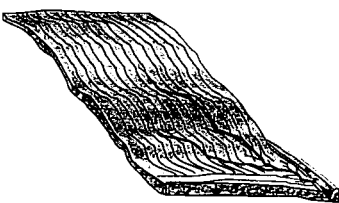
D
O
W
N
M
I
C
R
O
S
C
A
L
E
I



Wichtige Eingangsgrößen des Modells in
Gewässerschnitt
Raumstrukturelemente
abfließbare Erg.
lineare Abflüsse
Gewässerschnitten
Flächennutzung
portfunktionen
Bewirtschaftungsrichtung

Digitales Geländemodell
Raumstrukturelemente
Bearbeitungsmethoden
Bearbeitungszustand
Bodeneigenschaften
Standortklima

MICROSCALE I
②



M
I
C
R
O
S
C
A
L
E
I

Ergebnisse:

- Identifikation des Anbindungsgrades von Ackerflächen
- Bestimmung der eingetragenen Stoffmengen
- Prognose linearer Erosion



und Länge der Hauptabflußbahnen möglich. Zusätzlich kann eine Abschätzung der Menge des ausgeräumten Bodenmaterials erfolgen.

- DUTTMANN, R., MOSIMANN, TH. 1995: Der Einsatz Geographischer Informations Systeme in der Landschaftsökologie. Konzeption und Anwendung eines Geoökologischen Informationssystems. In: BUZIEK, G. Hrsg. 1995. GIS in Forschung und Praxis. Stuttgart., 43-59
- MARKS, R. et al 1992: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Forschung zur deutschen Landeskunde Bd. 229, 49-63
- V. WERNER, M. 1996 : GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung der Boden-erosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation. Berlin, 107 S.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., KAINZ, M. 1990: Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Auflage. 64 S.