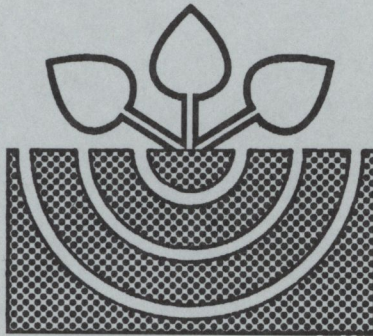


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 79

1996

ISSN - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der
jeweiligen Autoren -

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Band 79

1996

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

Referate

Sitzung der Kommissionen I und VI
"Bodenkundliche Aspekte der Einkapselung von Deponien und Altlasten"
21. - 23.02.1996
HAMBURG

Referate

Gemeinsamer Workshop
des
Arbeitskreises "Waldböden" der DBG und
der Sektion "Wald und Wasser" im DVFFA
26. u. 27.03.1996
FREIBURG

Referate

Tagung zum Thema
"Bewirtschaftung von Sandböden"
"Ertrags- und Gefährdungspotentiale"
28. u. 29.03.1996
BERLIN

Referate

Tagung der AG Bodenerosion
"Regionale und methodische Aspekte der Bodenerosionsforschung"
04. - 06.03.1996
BONN

Band 79

1996

INHALT

Band 79

Seite

**BODENKUNDLICHE ASPEKTE DER EINKAPSELUNG VON DEPONIEEN UND
ALTLASTEN****Einführung**

Melchior, S. Ziele und Verfahren der Einkapselung von Deponien und Altlasten 3

Transportprozesse im Inneren und an der Basis von Deponien und Altlasten

Wagner, J.-F. Schadstofftransport in tonigen Deponieabdichtungen (Labor/ Gelände) 7

Heitzman, J.F.;
Zeferino, J.;
Tobschall, H.J. Einfluß der Abdeckung von Hausmülldeponien auf die
Bodenkontamination durch Schwermetalle - Beispiel aus dem
Piracicaba-Becken, Sao Paulo, Brasilien 11

Kürten, M.;
Geißler, S. Ableitung von Sicherungs-/ Sanierungsmaßnahmen unter
Berücksichtigung des Elutionsverhaltens von Schwermetallen 15

Buchter, B.;
Richner, G. Tracertransport in einer Schlackendeponie 19

Lehmann, A.;
Merkle, A.;
Stahr, K. Sickerung in einem Klärschlammbecken aus Lößlehm 23

Giese, R.;
Kemmesies, O.;
Landrock, M. Laborative Untersuchungen zur Hydraulik dreier nichtmischbarer Fluide
(Wasser, Diesel, Luft) im Untergrund 27

Bodenmechanische Aspekte von Abdichtungssystemen

Thienemann, J.;
Junge, T.;
Gräse, W.;
Baumgartl, T.;
Horn, R. Spannungs- und Deformationsvorgänge während des Einbaus von
Basisabdichtungen 31

Wolf, H.-J.;
Hecker, J.-M.;
Diestel, H. Die Veränderung des Gefüges auf der Vortriebsfläche einer
Basisabdichtung und ihre quantitative Kennzeichnung mit Hilfe der
Röntgen-Computertomographie 35

Quandt, T.;
Maske, T.;
Riße, J. Untersuchungen zur Ermittlung realistischer Zugdehnungskennwerte
bindiger Deponiedichtungserdstoffe 39

Baumgartl, T.;
Richards, B.G. Messung und Berechnung von Quell- und Zugspannungen 43

	Seite	
Horn, R. ; Junge, T. ; Thienemann, J. ; Gräsele, W. ; Baumgartl, T.	Einige prinzipielle Überlegungen zu hydraulischen und mechanischen Prozessen in Deponieabdichtungen	47
Junge, Th. ; Baumgartl, Th. ; Gräsele, W. ; Horn, R. ; Thienemann, J.	Bedeutung der "Entwässerungsgeschichte" bzw. des Grades der Vorentwässerung für das Schrumpfverhalten von mineralischen Abdichtungssystemen	51
Austrocknung von Abdichtungssystemen		
Gebissa, A. ; Bohne, K. ; Riße, J.	Experimentelle Untersuchungen zur Entwässerung verschiedener Tone	55
Stoffregen, H. ; Döll, P.	Wasser- und Wasserdampftransport unter Einfluß von Temperaturgradienten	59
Döll, P.	Modellierung der Austrocknung von Deponiebasisabdichtungen unter dem Einfluß von Temperaturgradienten: Fallbeispiele	63
Vielhaber, B. ; Melchior, S. ; Miehlich, G.	Feldversuche und Abschätzungen zum Einfluß der Temperatur auf Deponieoberflächenabdichtungen	67
Gräsele, W. ; Horn, R.	Numerische Simulation hydraulischer Prozesse in Deponieabdichtungssystemen	71
Tresselt, K. ; Gröngröft, A. ; Melchior, S. ; Türk, M. ; Berger, K. ; Miehlich, G.	Feldversuche zur Untersuchung der Wirksamkeit von Oberflächendichtungen aus Hafenschlick - Untersuchungskonzept und Aufbau der Versuchsanlage	75
Oberflächenabdichtung		
Hartge, K.H.	Kapillardichtung und Interflow	79
von der Hude, N. ; Kämpf, M. ; Montenegro, H.	Untersuchungen zum Abschirmverhalten von Kapillarsperren	83
Steinert, B. ; Melchior, S. ; Burger, K. ; Berger, K. ; Türk, M. ; Miehlich, G.	Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten	87

		Seite
Berger, K.; Steinert, B.; Melchior, S.; Burger, K.; Miehlich, G.	Validierungsstudie zur Simulation des Abflußverhaltens in Kapillarsperren mit SWMS_2D	91
Gröngröft, A.; Kühme, G.; Miehlich, G.	Prüfung der Wirksamkeit mineralischer Dichtungen aus Hafenschlick mittels geschlossener Doppelping-Infiltrometer	95
Schnatmeyer, C.; Wagner, J.-F.	Oberflächenabdichtung einer Gichtstaubdeponie - Aufbau verschiedener in situ-Testfelder	99
Richner, G.; Flühler, H.; Leuenberger, J.	Sickerwege in der Oberflächenabdeckung einer Mülldeponie	103
 Abdeckung und Rekultivierung		
Morscheck, G.	Probleme beim Einsatz alternativer Materialien in Deponieoberflächenabdichtungssystemen (Rekultivierungsschicht)	107
Vogler, E.; Vogler, F.	Ausgewählte gestalterische und bodenkundliche Probleme bei der Eingliederung der Zentraldeponie Cröbern in die Bergbaulandschaft des Tagebaus Espenhain - Anforderungen an die Oberböden aus der Sicht der Rekultivierung	111
Curtius, M.; Barth, A.; Bohne, H.	Eignung, Verwendung und Grenzen von Gehölzen beim Einsatz zur Rekultivierung verschiedener Abdecksysteme auf oberflächen-gedichteten Deponien für Haus- und Siedlungsabfälle	115
Penndorf, O.; Fröhlich, L.	Rekultivierung von Altablagerungen mit einem geringen Gefährdungspotential	119
 Langzeitverhalten und -überwachung		
Sokollek, V.; Weigelt-McGlone, M.	Langfristige Überwachung des Wasserhaushalts einer großflächigen Deponieabdeckung	123
Kneib, W.	Wirkungen des Klimawandels auf naturnahe Abdeckungen von Deponien und Auffüllungen	127

**WORKSHOP DES ARBEITSKREISES "WALDBÖDEN" DER DBG UND
DER SEKTION "WALD UND WASSER" IM DVFFA**

Kalkung von Waldböden

Schüler, G.	Bodenschutz durch standortdifferenzierte Waldkalkung	133
Rothe, A.	Vergleich von Baumarteneffekt (Fichte - Buche) und Kalkungseffekt am Versuchsstandort Höglwald	137
Huber, Chr.	Einfluß der Kalkung auf den Stoffhaushalt eines stickstoffgesättigten Fichtenökosystems. Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse aus den Kalkungsversuchen Höglwald	141
Prietzl, J.; Ghidoni, M.; Kolb, E.; Rehfuess, K.-E.	Nachhaltigkeit der Wirkung von Meliorationsmaßnahmen auf den Säurestatus devastierter Waldböden: Ergebnisse eines Langzeitversuchs in der Oberpfalz	145

Methodisches zur BZE

Meyer-Spasche, H.	Methodenvergleich "Austauschbare Kationen"	149
Kaupenjohann, M.	Neue routinefähige methodische Ansätze zur Waldbodenuntersuchung	151
Butz-Braun, R.	Kalkulation von Verwitterungsraten mittels quantitativer Mineralanalysen	153
Schack-Kirchner, H.	Ansätze zur Erhebung quantitativer Strukturparameter im Rahmen der Bodenzustandserfassung im Wald	157
Eberl, Chr.	Indikatoren für morphologische Standortmerkmale aus Parametern des Bodenzustandes	161
Lukes, M.; Schack-Kirchner, H.	Parameterschätzung für die Wasserhaushaltsmodellierung: Modifizierte ku-Bestimmung mit der onestep-Auslaufmethode	165

Bodenchemische Drift - ja oder nein?

Ergebnisse aus der BZE und aus Fallstudien

Benecke, P.	Zur Wirkung der Immissionen auf das Sicker- und Grundwasser bewaldeter Standorte	169
Gehrmann, J.	Basen/Säure-Status und critical loads für den Säureeintrag am Beispiel der Waldböden in Nordrhein-Westfalen	173
Raben, G.	Chemischer Bodenzustand, Stoffbilanzen und raumzeitliche Drift chemischer Parameter in sächsischen Waldökosystemen	177
Gauer, J.	Quantifizierung des Wasserhaushaltes am forstlichen Standort - Bedarf der praktischen Standortskartierung an Daten und Modellergebnissen	181
Büttner, G.	Nitratgehalte in der Bodenlösung niedersächsischer Wälder	185
Wilpert v., K.	Aus der BZE abgeleitete Indizien einer bodenchemischen Drift in Baden-Württemberg	189

		Seite
Zirlewagen, D.	Entkopplungstendenzen des Elementkreislaufes in Abhängigkeit von Baumart und Waldstruktur - 1. Teil: Deposition	193
Kohler, M.	Entkopplungstendenzen des Elementkreislaufes in Abhängigkeit von Baumart und Waldstruktur - 2. Teil: Stofffracht im Bodenwasser	197
Kennel, M.	Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldstandorten mit dem Model NuCM am Beispiel der Forsthydrologischen Forschungsgebiete Krofdorf und Große Ohe	201
Manderscheid, B.	Heterogenität und Bestimmungsfehler bei Wasserflüssen und Stoffkonzentrationen in Waldökosystemen und deren Auswirkung auf die Stoffbilanzierung	205
Schall, P.; Augustin, S.	Die BZE Niedersachsens als Grundlage für die Prognose des Bodenzustands	209

BEWIRTSCHAFTUNG VON SANDBÖDEN

Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit

Lettau, Th.; Ellmer, F.; Baumecker, M.	Humushaushalt und Ertragsfähigkeit eines Sandbodens bei langjährig differenzierter organisch-mineralischer Düngung	215
Ellmer, F.; Erdmann, H.-P.; Krück, St.; Deutschmann, M.	Entwicklung von Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit in verschiedenen Bodennutzungssystemen eines lehmigen Sandbodens	219
Krüger, W.; Pagel, H.; Benkenstein, H.	Einfluß langjährig differenzierter Düngung auf die Tiefenverteilung von ph, C, N, P und K im Boden Thyrower Dauerversuche	223
Weigel, A.; Mercik, S.; Körschens, M.; Ritzkowski, E.-M.	Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen ausgewählter Varianten siebzigjähriger Dauerfeldversuche auf Sandboden in Skierniewice (Polen) im Vergleich zur Lößschwarzerde in Bad Lauchstädt	227
Körschens, M.	Möglichkeiten und Grenzen einer Humusanreicherung von Sandböden	231

Landnutzungsänderung/ Ökologischer Landbau

Simon, W.	Pflanzenbauliche Probleme der ökologischen Sandboden-Bewirtschaftung: Funktion der Leguminosen, Queckenbekämpfung	235
Bachinger, J.; Roth, R.; Wurbs, A.	Strategien zur N-Verlustminimierung beim Körnerleguminosenanbau auf Sandstandorten Nordostdeutschlands in Anbausystemen des organischen und integrierten Landbaus	239
Seeger, J.; Meißner, R.; Rupp, H.; Schonert, P.	Landwirtschaftliche Nutzungsänderungen auf sandigen Böden und ihr Einfluß auf das Auswaschungsverhalten relevanter Kationen und Anionen	243

	Seite
Knappe, S.; Keese, U.; Russow, R.	Lysimeterergebnisse zum Einfluß von Rotationsbrache auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt einer Sandlöß-Braunerde 247
N-Kreislauf, N-Verwertung	
Metz, R.; Schmidt, M.; Kratz, W.	Die Nutzungspotentiale von ehemaligen Rieselfeldflächen in Berlin und Brandenburg 251
Felix-Henningsen, P.	N-Dynamik an sandigen Ackerstandorten des Münsterlandes mit und ohne Gülleddüngung unter besonderer Berücksichtigung der N-Netto-Mineralisation 255
Merbach, W.; Wurbs, A.; Latus, C.	Auswirkung der Stickstoffkonservierung durch Winterrüben (<i>Brassica rapa, var. oleifera</i>) auf die N-Verwertung von nachfolgend angebautem Mais und die N-Verlagerung in einem leichten Boden Nordostdeutschlands 259
Ruppel, S.; Merbach, W.; Makswitat, E.; Schwarz, D.	N-Dynamik bei Anbau von Einlegegurke unter Mulchfolie auf einem lehmigen Sandboden in Nordostdeutschland 263
Scheller, E.	Nitratdynamik auf Sandböden - Intensitäten der Nettomineralisierung und Möglichkeiten der Steuerung 267
P- und K-Haushalt, Schadstoffe	
Pagel, H.; Benkenstein, H.; Krüger, W.; Baumecker, M.	P- bzw. K-Status des Bodens in P- bzw. K-Mangelvarianten des Thyrower Statischen Nährstoffmangelversuches nach 55-jähriger Versuchsdauer 271
Freese, D.; Schweitzer, K.; Pagel, H.	Q/I- Beziehungen zur Kennzeichnung des P-Zustandes von Sandböden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung 275
Claassen, N.; Wulff, F.; Jungk, A.	Erträge, K-Gehalte des Bodens sowie K-Auswaschungen infolge von K-Düngung auf Sandböden bei Walsrode 279
Heinrich, K.; Schulz, E.	Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (CKW) aus einem Sandboden einer Tieflehm-Fahlerde durch Mais in einem Gefäßversuch 283
Reuter, G.	Einfluß der Tonsubstratapplikation auf Ertrags- und Gefährdungspotential von Sandböden 287
Einfluß differenzierter Bodenbearbeitung auf Bodenfruchtbarkeit und Erosionsgefahr	
Rogasik, J.; Kühne, G.	Extensivierungseffekte auf sandige Böden Nordostdeutschlands 291
Rogasik, H.; Koszinski, S.; Wendroth, O.	Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Bodengefügeeigenschaften in sandigen und sandig-lehmigen Moränenböden 295

	Seite
Düwel, O.; Schäfer, W.	Die Bedeutung der Bodenrauigkeit und Aggregation von Sandböden für die Bodenerosion durch Wind 299
Höflich, G.; Joschko, M.	Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf biologische Prozesse im Rhizosphärenraum auf sandigen Böden Nordostdeutschlands 303
Probleme forstwirtschaftlicher Nutzung von Sandböden	
Bens, O.; Felix-Henningsen, P.	Grundwassergefährdung an forstwirtschaftlich genutzten Sandstandorten des Münsterlandes 305
Deutschmann, G.; Beese, F.; Meißner, R.	Der Einfluß von Kiefernaufrüstungen auf den Wasserhaushalt und die Verteilung gelöster Stoffe im Boden im Bereich der Colbitzer Heide 309
Schüler, G.	Verträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger auf tiefreichend versauerten Buntsandstein-Waldböden in Rheinland-Pfalz 313
Dultz, S.	Bestand und Dynamik von Kalium silikatischer Bindung in Waldböden aus glazialen Sanden 317
Posterbeiträge	
Ritzkowski, E.-M.; Mercik, S.; Weigel, A.; Körschens, M.	Ertragsentwicklung in Dauerversuchen auf Sandboden 321
Erdmann, H.-P.; Ellmer, F.	Einfluß von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung auf den Getreide- und Maisertrag eines lehmigen Sandbodens 325
Baumecker, M.; Ellmer, F.	Wirkungen langjähriger Beregnung und differenzierter Düngung auf Bodenzustand und Pflanzenenertrag eines marginalen Sandbodens 329
Schenk, R.; Franke R.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pallas - Eine Arzneipflanze für den Anbau auf Sandböden 333
Leinweber, P.	Belastung von Sandböden durch die Intensivtierhaltung in Nordwestdeutschland 337
Weise, G.; Scheller, P.	Stickstoff-Flächenbilanzen von Brandenburger Landwirtschaftsbetrieben mit hohem Anteil Sandböden 341
Deutschmann, M.; Ellmer, F.; Wirth, St.	Mikrobiologische Untersuchungen unter Winterweizen in verschiedenen intensiven Bodennutzungssystemen auf einem lehmigen Sandboden 345
Thiere, J.; Deumlich, D.; Laacke, L.; Völker, L.	Beurteilung der Sandböden Brandenburgs nach Anbaueignung, Bewirtschaftungseignung und Erosionsgefährdung für Gemeinden, Landkreise und naturräumliche Gebietseinheiten 349
Pesci, N.; Dultz, S.	K-Ca-Austauscheigenschaften der Ton- und Feinschlufffraktionen einer Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand 353

REGIONALE UND METHODISCHE ASPEKTE DER BODENEROSIONSFORSCHUNG

Botschek, J.T.; Abel, S.; Krause, S.; Skowronek, A.	Tunnelerosion - unterirdischer Abtrag von Boden und Substrat	359
Bräuer, F.; Botschek, J.; Skowronek, A.	Reliefveränderungen durch historische Bodenerosion auf dem landwirtschaftlichen Versuchsgut Frankenforst (Pleiser Hügelland)	363
Deumlich, D.; Thiere, J.; Voelker, L.	Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung von naturräumlichen Einheiten, Landkreisen und Gemeinden im Nordosten Deutschlands	367
Everding, C.; Kehl, M.; Botschek, J.; Skowronek, A.	Erosionsstatus, Erosionsverhalten und Erosionsanfälligkeit verschieden texturierter Ackerböden Nordrhein-Westfalens	371
Fohrer, N.; Roth, C.H.	Vergleich von intermittierendem und kontinuierlichem Beregnungsmodus in Hinblick auf die Infiltrations-Abfluß-Beziehung und die Abtragsbildung dreier Modellböden	375
Funk, R.; Frielinghaus, M.; Thiere, J.	Risikoabschätzung der Winderosion für das Land Mecklenburg - Vorpommern als Grundlage für Schutzstrategien	379
Hecker, J.M.; Berkenhagen, J.H.; Diestel, .	Bestimmung der Dichteverteilung in verschlammten Bodenoberflächen mittels computertomographischer Bilddatensätze und Methoden der Bilddatenverarbeitung	383
Helming, A., Römkens, M.J.M.; Prasad, S.N.	Untersuchung der Abflußheterogenität und Sedimentfracht an einer Fließrinne	387
Hennig, A.	Standicherheitsberechnungen an einer flachen Bodenrutschung im Pleiser Hügelland bei Bonn	391
Hergarten, St.	Konzepte und Prinzipien physikalischer Erosionsmodelle	395
König, D.	Bodenschutz in tropischen Agroforstsystemen	399
Lövenich, M.; Botschek, J.; Skowronek, A.	Schutz erosionsgefährdeter Böden mit der "Hedgerow Barrier Technology" im monsunaltropischen Bergland von Sri Lanka	403
Lüdemann, F.	Konzept zur Bekämpfung der Wassererosion durch Selbsthilfe in der Region Sahel/ Burkina Faso	407
Paul, G.; Hergarten, S. Neugebauer, H.J.	Numerische Simulation des Oberflächenabflusses und der Versickerung von Wasser auf einem komplexen Relief	411
Plumhoff, J.; Botschek, J.; Skowronek, A., Reichel, K.	EDV-gestützte Ableitung der potentiellen Erosionsanfälligkeit von Böden aus nordrhein-westfälischen Bodenkarten im Maßstab 1 : 5 000	415

		Seite
Ries, J.B.	Oberflächenabfluß und Bodenerosion im östlichen Zentral-Himalaya - Eine Fallstudie in BAMTI/BHANDAR/SARMA Nepal	419
Sauerborn, P.	Die Erosivität der Niederschläge in Europa - Erste Ergebnisse einer einheitlichen Gefahrenstufenkarte: Deutschland, Frankreich, Österreich	423
Schmanke, V.; Kirschhausen, D.; Grunert, J.	Bodengefährdung durch Hangrutschungen	427
Siegrist, S.; Fröhlich, J.	Stand der Bodenerosionsforschung am Geographischen Institut der Universität Basel	431
Wilke, B.; Schaub, D.	Phosphatanreicherung bei Bodenerosion	435

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

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Sitzung der Kommissionen I und VI

**"Bodenkundliche Aspekte der Einkapselung von Deponien und
Altlasten"**

21. - 23.02.1996

HAMBURG

Band 79

1996



Ziele und Verfahren der Einkapselung von Deponien und Altlasten

von

Melchior, S.*

Deponien und Altlasten werden mit dem Hauptziel eingekapselt, die Ausbreitung von Schadstoffen in fester, flüssiger und gasförmiger Form zu minimieren. Die Anlage neuer Deponien wird durch abfallrechtliche Instrumentarien wie die Technischen Anleitungen TA SIEDLUNGSABFALL (1993) und TA ABFALL (1991) oder entsprechende Regelwerke der Länder sowie durch baurechtliche Zulassungen bestimmt. Für die Sicherung von Altablagerungen bestehen keine vergleichbaren Vorschriften. Die Anforderungen und die eingesetzten Verfahren unterscheiden sich bei Neudeponien und bei Altablagerungen.

Aufbau von Neudeponien

Neudeponien sollen an geeigneten Standorten mit einer geologischen Barriere angelegt werden. Die Schutzgüter Boden, Grund- und Oberflächenwasser sind im Regelfall nicht oder nur gering vorbelastet. Der Einbau der Abfälle erfolgt kontrolliert. In der Regel werden die Abfälle vor ihrer Ablagerung vorbehandelt, so daß das Potential für Setzungen, Gas- und Wärmeentwicklung und für die Freisetzung von Stoffen kalkulierbar ist. Die abgelagerten Abfälle werden durch eine Basisdichtung und eine Oberflächenabdichtung eingekapselt. Oberflächen- und Basisabdichtungen bestehen aus Dränagen zur Ableitung und Fassung von Wässern und Gasen sowie aus Barrieren für Wasser- und Gasflüsse (Dichtungen aus verdichteten tonhaltigen Böden, vergüteten mineralischen Materialien, Kunststoffdichtungsbahnen, Kapillarsperren, Bentonitmatten, Asphaltbeton).

An der Deponiebasis kommt die Kombinationsdichtung zum Einsatz (eine 2,5 mm dicke Kunststoffdichtungsbahn (KDB) aus Polyethylen hoher Dichte (PEHD) liegt im Preßverbund auf einer mindestens 150 cm mächtigen bindigen mineralischen Dichtung (BMD)). Die Kombinationsdichtung wurde in den 70er und Anfang der 80er Jahren entwickelt. Die KDB unterbindet konvektiven Wasserfluß. Die BMD hat die Aufgaben, durch die KDB permierende Schadstoffe zurück-

* Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg
Allende-Platz 2, 20144 Hamburg

ab 1. April 1996:
Ingenieurbüro für Grundbau, Bodenmechanik und Umwelttechnik - IGB
Heinrich-Hertz-Straße 116, 22083 Hamburg

zuhalten und einbaubedingte Fehlstellen der KDB abzudichten. Die BMD soll zudem die Langzeitbeständigkeit der Basisabdichtung sichern. Auf der Basisabdichtung wird eine mindestens 30 cm mächtige Entwässerungsschicht angeordnet, die Sickerwasser in freiem Gefälle aus der Deponie abführen soll.

Oberflächenabdichtungen wurden erst später entwickelt. Die technischen Anleitungen greifen hier die bestehenden Konzepte zur Basisabdichtung auf und fordern bei stärker belasteten Deponien ebenfalls die Kombinationsdichtung (mit allerdings mit einer dünneren BMD mit mindestens 50 cm Mächtigkeit). Auf gering belasteten Deponien wird lediglich eine BMD ohne bedeckende KDB gefordert. Zusätzlich zur Entwässerungsschicht wird die Oberflächendichtung noch durch eine Rekultivierungsschicht bedeckt. Erst in den letzten Jahren sind die Konzepte zur Oberflächenabdichtung in Zweifel geraten, da an der Oberfläche weniger das Ziel der Schadstoffrückhaltung verfolgt wird, das zur Kombinationsdichtung geführt hatte, und da an der Deponieoberfläche andere Einwirkungen auf das Dichtsystem herrschen und somit die Beständigkeit der Dichtung unter anderen Randbedingungen neu bewertet werden muß. Hinzu kommt, daß die Kombinationsdichtung in ihrer Herstellung zeitaufwendig und teuer ist. Die Finanzierung von Abdichtungsmaßnahmen ist bei Neudeponien jedoch durch die Erhebung von Müllgebühren unproblematisch.

Sicherung von Altablagerungen

Bei Altablagerungen herrschen andere Randbedingungen. Sie weisen oft keine geologischen Barrieren auf. Die Schutzgüter sind meist durch die Ablagerung bereits belastet. Da die Abfälle im Regelfall nicht vorbehandelt wurden, ist mit starken Setzungen, mit Gasbildung und oft hohen Temperaturen im Deponiekörper zu rechnen. Bei fehlender Oberflächenabdichtung kann sich in der Ablagerung, je nach Durchlässigkeit der Deponiebasis, Staufflüssigkeit gesammelt haben. In vielen Fällen fehlen funktionsfähige Basisabdichtungen. Für viele Altablagerungen werden derzeit Sicherungskonzepte erstellt. Es existieren in der Regel keine Rücklagen zur Finanzierung solcher Sicherungsmaßnahmen.

Die nachträgliche Abdichtung der Basis von Altablagerungen ist durch bergmännische Verfahren technisch möglich. Die Realisierung solcher Verfahren steht jedoch vor großen Schwierigkeiten und kommt derzeit nicht in Betracht (Arbeitsschutz, Qualität und Beständigkeit der Dichtungen, Kosten). Sofern sich unterhalb der Altablagerung eine grundwasserstauende Schicht in erreichbarer Tiefe befindet, können Altlasten durch Dichtwände seitlich umschlossen werden. Hier unterscheidet man zwischen Einphasen- und Zweiphasensystemen, je nach dem, ob die zur Stützung der Schlitzwände eingebrachte Suspension (meist Bentonit + Wasser) im Schlitz belassen wird, dort aushärtet (oder mit Zement abgebunden wird) und später die Dichtwand bildet, oder ob sie gegen eine feststoffreichere Dichtungsmasse ausgetauscht wird. In Dichtwände können zudem auch Kunststoffdichtungsbahnen eingehängt werden. Die Funktion von Dichtwänden wird meist durch hydraulische Maßnahmen unterstützt. In langsam fließenden Grundwässern können hydraulische Maßnahmen allein ausreichen, um die Schadstoffausbreitung zu verhindern. An Standorten ohne grundwasserstauende Schicht in erreichbarer Tiefe sind hydraulische Maßnahmen oft die

einzigste Möglichkeit eine bereits erfolgte Grundwasserverunreinigung direkt zu beeinflussen.

Die häufigste Sicherungsmaßnahme bei Altablagerungen und Altlasten ist jedoch die Oberflächenabdichtung. Sie dient dabei nicht nur dem Schutz von Grund- und Oberflächenwasser, sondern auch der Verhinderung der direkten Schadstoffaufnahme durch Organismen. Obwohl die Randbedingungen (Setzungen, Gas- und Wärmehaushalt, Zustand der Schutzgüter) bei Altablagerungen von denen der Neudeponien stark abweichen, werden meist die gleichen Dichtsysteme eingesetzt. Hier besteht ein großer Bedarf nach wirksamen, langfristig beständigen sowie schnell und kostengünstig herstellbaren Alternativen. Für alle Komponenten von Oberflächenabdichtungen, von der Entgasungsschicht bis hin zur Rekultivierungsschicht, wird verstärkt die Einsatzmöglichkeit von technogenen Substraten diskutiert.

Abdichtungssysteme sollen ihre Funktion über sehr lange Zeiträume erfüllen. Sie unterliegen einer Vielzahl von physikalischen, chemischen und biologischen Einwirkungen, die ihre Wirksamkeit über die Zeit verändern können (z.B. Erosion, Frost, Bioturbation, dynamische und statische Lasten, Setzungen, Austrocknung, Temperatur, Temperaturgradienten, Verockerung, Verwitterung). Somit sind eine Fülle von bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Prozessen zu betrachten, die in natürlichen Böden seit vielen Jahrzehnten untersucht werden. Entwässerungs- und Rekultivierungsschichten müssen in Abhängigkeit von den am Standort gegebenen Rahmenbedingungen (z.B. Klima, Hanglängen, geplante Nutzung) dimensioniert werden. Hier stellen sich neue Aufgaben für die Bodentechnologie.

Einkapselungsmaßnahmen sind teuer. Bei ihrer Planung, Herstellung und Überwachung sind viele Fachdisziplinen beteiligt. Auch die Bodenkunde kann zur Optimierung solcher Systeme wertvolle Beiträge liefern. Die gemeinsame Kommissionssitzung sollte zeigen, welche Fragestellungen derzeit in der deutschen Bodenkunde in diesem Themenbereich mit welchen Methoden untersucht werden.

Literatur

TA ABFALL (1991): Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz - Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen und biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12. März 1991. Gemeinsames Ministerialblatt, S. 139, ber. S. 469.

TA SIEDLUNGSABFALL (1991): Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz - Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993. Bundesanzeiger Nr. 99a.



Schadstofftransport in tonigen Deponieabdichtungen (Labor/ Gelände)

von

Wagner, J.-F.*

Zusammenfassung

Die Migration von Schwermetallen aus verschiedenen Altablagerungen in natürliche Tonbarrieren bzw. künstliche, mineralische Abdichtungen wurde sowohl in Labor- als auch in Geländeuntersuchungen studiert. Die Größe der Sorptionskapazität und die Art bzw. Stärke der Schwermetallfestlegung wird in den Laboruntersuchungen (Batch-, Diffusions- und Perkolationsversuche), neben verschiedenen Versuchsbedingungen wie Feststoff/Lösungs-Verhältnis, pH/Eh-Einstellung, Lösungsmittel, Temperatur, etc., in erster Linie vom pH des Tones, der Schwermetallkonzentration des Sickerwassers und der Kontaktzeit zwischen Festphase und Schwermetalllösung gesteuert. Die Geländestudien zeigen eine generell sehr hohe Retardation der Schwermetalle. Unter natürlichen Bedingungen liegt die maximale Eindringtiefe der Schwermetalle nach einigen Jahrzehnten bei nur wenigen cm. Da der Stofftransport in den meisten Fällen rein diffusiv erfolgte, ist zum einen die maximale Schwermetallkonzentration stark reduziert, zum anderen liegt eine optimale Festlegung vor, da auch langsam ablaufende Sorptionsprozesse (z.B. Diffusion ins Mineralinnere oder chemische Reaktionen mit langsamer Gleichgewichtseinstellung) möglich waren. Der Vergleich der unter Geländebedingungen und in Laborversuchen ermittelten Retardationsfaktoren ergibt, daß ein Säulenversuch ohne hydraulischen Druckgradienten (Diffusionsversuch) und einer im natürlichen Gesteinsverband eingebauten Probe die unter natürlichen Bedingungen ablaufenden Transport- und Festlegungsmechanismen am besten wiedergibt.

LABORUNTERSUCHUNGEN

Die Laboruntersuchungen dienen in erster Linie der Ermittlung der Sorptionskapazität bzw. der Schadstoffretardation (Batch-, Diffusions- und Perkolationsversuch), der mittleren Porenwassergeschwindigkeit (Perkolationsversuch) und der Tortuosität (Diffusionsversuch). Detailliertere Angaben zu den Labor- und Geländeuntersuchungen finden sich in WAGNER 1992.

Schüttelversuche (Batch)

Zur Ableitung einer mathematischen Beziehung zwischen den Konzentrationen der gelösten und der sorbierten Phase (Verteilungskoeffizient K_d), werden Sorptionsversuche durchgeführt. Diese Beziehung, welche ganz allgemein das Sorptionsverhalten beschreibt, läßt sich durch Adsorptionsisothermen darstellen. Für die Ermittlung von Adsorptionsisothermen werden Schwermetalllösungen unterschiedlicher Konzentrationen mit dem Tonmaterial in Suspension gebracht und in einem abgeschlossenen Gefäß (Zentrifugenröhrchen) geschüttelt (Schüttel- bzw. "Batch"-Versuch). Sofern sich bei der gewählten Schütteldauer ein Verteilungsgleichgewicht zwischen fester und flüssiger Phase einstellen kann, wird die maximale Sorptionsfähigkeit des Tons gegenüber dem verwendeten Schwermetall bestimmt. Dabei spielen folgende Einflußgrößen eine wichtige Rolle: Gesteinsparameter (z.B. Mineralogie und Korngrößenverteilung), Schwermetallkonzentration der Angebotslösung, Ton/Lösungs-Verhältnis, pH-Wert, Lösungsmittel,

*Anschriß des Autors: Prof. Dr. J.-F. Wagner, Universität Trier, FB VI, Geologie, 54286 Trier.

Schütteldauer (Kontaktzeit), Temperatur, etc. Eine fehlende Berücksichtigung dieser Parameter bei Modellrechnungen zur Schadstoffmigration führt zwangsläufig zu falschen Ergebnissen. Um die Vergleichbarkeit von ermittelten Verteilungsgleichgewichten zu gewährleisten, müssen daher immer die gewählten Versuchs-Rahmenbedingungen angegeben werden.

Die zeitliche Einstellung eines Verteilungsgleichgewichtes hängt sehr stark von der ablaufenden Reaktionskinetik ab. Einige Versuche zeigen, daß der Verteilungskoeffizient (K_d -Wert) in den ersten Sekunden bzw. Minuten nach Kontakt der Schwermetalllösung mit der Tonprobe zunächst rasch ansteigt, dann stark abflacht, aber trotzdem weiterhin einen Anstieg zeigt, der u.U. noch mehrere Tage, Wochen und länger anhalten kann. Dieser zeitliche Sorptionsverlauf weist auf mindestens zwei unterschiedliche Sorptionsmechanismen hin. Der steile Anstieg zu Beginn der Versuche kann als eine schnelle Adsorption der Kationen an äußeren Tonmineraloberflächen (unspezifische Adsorption) interpretiert werden, während der flachere Verlauf der Kurve einer langsamen Diffusion der Kationen in die Zwischenschichträume von quellbaren Tonmineralen oder einem Einbau in das Kristallgitter entspricht.

Zeigt die Darstellung der sorbierten Schwermetallmenge in Abhängigkeit von der Quadratwurzel der Versuchszeit einen linearen Verlauf, so weist das auf Diffusionsprozesse hin. Für den illitisch-smektitischen Tonmergel CQI erkennt man bei obiger Darstellungsform in Abb. 1 zwei lineare Abschnitte mit unterschiedlicher Steigung.

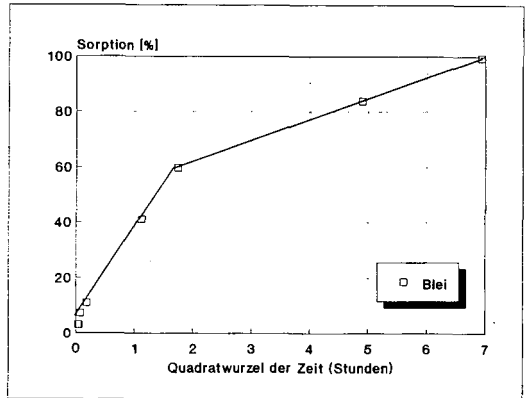


Abb. 1: Beziehung zwischen dem adsorbierten Schwermetallanteil (in %) und der Quadratwurzel der Reaktionszeit für einen illitisch-smektitischen Tonmergel CQI (Ton/Lösungsverhältnis = 1/1000; $C_0 = 621$ ppm Pb; nach Daten aus ROEHL 1990).

Säulenversuche mit und ohne Druckgradient (Perkolations- und Diffusionsversuch)

Wie die Batchversuche zur Sorptionskinetik zeigten, findet man in Tonen neben sehr schnell ablaufenden Festlegungsprozessen auch sehr langsame, zeitabhängige Vorgänge, welche erheblich länger als in normalen Laborversuchen üblich bis zur Gleichgewichtseinstellung brauchen. Daher ist auch in Säulenversuchen eine Abhängigkeit der Sorptionskapazität von der Kontaktzeit zu erwarten. Die Kontaktzeit hängt in Perkolationsversuchen in erster Linie von der Durchströmungsgeschwindigkeit und diese wiederum vom eingestellten Druckgradienten ab.

Einige Perkolationsversuche wurden mit einem illitisch-kaolinitischen Ton (IKQ) und Zink zur Abklärung der Abhängigkeit der Sorptionskapazität bzw. des Retardationsfaktors R von der Durchströmungsgeschwindigkeit bzw. vom Druckgradienten I durchgeführt. Abb. 2 zeigt eine deutliche Abnahme des Retardationsfaktors mit einer Zunahme des Druckgradienten. Der steile Anstieg des Retardationsfaktors bei Druckgradienten kleiner 55 läßt die Vermutung zu, daß für jedes Tongestein oberhalb eines charakteristischen Druckgradienten ausschließlich schnell ablaufende Sorptionsprozesse während der Durchströmung auftreten. Eine kontinuierlich zunehmende Beteiligung von zeitabhängigen Festlegungsmechanismen (langsam ablaufende chemische Reaktionen, diffusionsgesteuerte Sorptionsprozesse, etc.) an der gemessenen Retardation findet erst unterhalb dieses Druckgradienten statt.

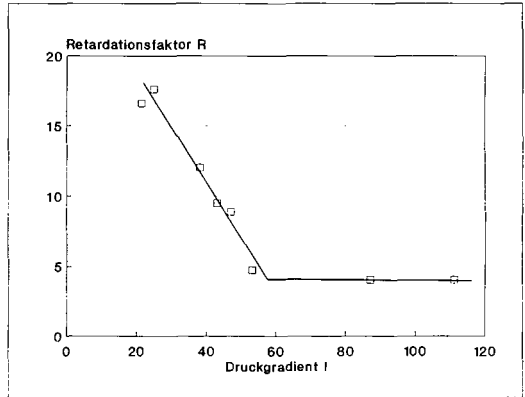


Abb. 2: Beispiel für die Abhängigkeit des Retardationsfaktors R vom Druckgradienten I (Ton: IKQ; Schwermetall: Zink).

GELÄNDEUNTERSUCHUNGEN

Gichtstaubdeponie auf verwittertem Posidonienschiefer

Bei dem abgelagerten Deponiematerial handelt es sich um Gichtstaubschlämme mit hohen Schwermetallgehalten (im Mittel 170 g/kg Zn, 40 g/kg Pb und 0,3 g/kg Cd). Der Deponieuntergrund ist ein verwitterter, stark plastischer, grauer Ton (quartärer Talaeulehm aus größtenteils umgelagertem Posidonienschiefer) mit einer Mächtigkeit von ca. 3 m. Die Korngrößenverteilung zeigt 40-60% Ton, 40% Schluff und 0-20% Sand. Der Tonmineralanteil beträgt insgesamt etwa 40-60%, wobei quellbare Tonminerale (hauptsächlich Illit-Smektit mixed layer) etwa 15-20% ausmachen.

Blei und Zink wurden sehr stark in den obersten 2-3 cm unterhalb der Ton/Deponiegrenzfläche zurückgehalten. Darunter gehen die Schwermetallkonzentrationen sehr schnell zurück und erreichen bei 5-6 cm die natürlichen Belastungswerte. Bei Cadmium, dessen Meßwerte sehr stark schwanken, wurde ein ähnlicher Trend beobachtet. Deutlich erhöhte Chloridwerte sind im oberen Teil des Profils vorhanden, d.h. es fand ein markanter Chloridtransport in den Untergrund statt. Natürliche Chloridkonzentrationen von 150-200 mg/l wurden erst in einer Tiefe von etwa 2 m gemessen.

Der Ablagerungsbeginn wurde mit Hilfe alter Karten und Luftbildaufnahmen auf den Zeitraum zwischen 1939 und 1952 festgelegt. Somit beträgt die Migrationszeit mindestens 40 Jahre.

Erzflotationsrückstände auf einem Auelehm

In Freiburg-Kappel befindet sich auf dem Gelände der ehemaligen Erzgrube "Schauinsland" eine Deponie aus Erzflotationsrückständen mit z.T. sehr hohen Schwermetallgehalten. Eine Geländestudie zeigte, daß Schwermetalle, welche aus der Deponie in den Untergrund austreten, in einer tonigen Auelehmschicht sehr stark zurückgehalten werden. Der Gehalt an Zink und Cadmium geht im Auelehm innerhalb der obersten 10-15 cm unterhalb der Deponiegrenze auf natürliche Unterkonzentrationen zurück. Blei erreicht bereits nach etwa 4 cm die natürlichen Belastungswerte. Aus den berechneten und an die Meßwerte angepaßten Kurven geht hervor, daß die Verlagerung von Zink etwa dreimal schneller bzw. tiefer erfolgte als die von Blei, und Cadmium etwa dreimal schneller in den Untergrund migrierte als Zink. Die Zeit, welche den Schwermetallen zur Migration aus dem Flotationsteich in den Untergrund zur Verfügung stand, wurde zwischen 40 und 50 Jahren festgesetzt.

Hausmülldeponie auf einer mineralischen Basisabdichtung

In einer weiteren Geländestudie wurde die Schadstoffverlagerung aus einer Hausmülldeponie in eine künstliche Tonabdichtung bearbeitet. Bis vor 20 Jahren wurde auf der Hausmülldeponie West der Stadt Karlsruhe ausschließlich Bauschutt deponiert. Auf den Bauschutt wurde ein Auelehm als Abdichtungsmaterial aufgebracht, bevor die Deponie mit Hausmüll verfüllt wurde. Der Auelehm stammt aus der unmittelbaren Umgebung der Deponie.

In der Tondichtung findet man nur leicht erhöhte Schwermetallgehalte in den obersten 5-10 cm. Ein deutlich mit der Tiefe abnehmendes Konzentrationsprofil zeigt sich bei Natrium, welches etwa ab einer Tiefe von 12 cm mit rund 1400 mg/l mehr oder weniger konstant bleibt. Die Chloridkonzentrationen sind in der gesamten Deponieabdichtung ähnlich hoch wie im Deponiesickerwasser (ca. 1500 mg/l), d.h. Chlorid hat die Zwischenabdichtung während der 20-jährigen Deponierung vollständig durchwandert. Eine Berechnung des gemessenen Na-Profiles mit einem schwach konvektiven Anteil ($v_f = 0,2 \text{ m/a}$) gibt die Meßwerte gut wieder. Eine Modellierung der Schwermetallverteilung mit einem rein diffusiven Transport beinhaltet eine Retardation von etwa 300-400 sowohl für Blei als auch für Zink.

Vergleichende Laborversuche

Parallel zu den Geländestudien wurden Laboruntersuchungen mit dem jeweiligen Deponiesickerwasser und dem unbelasteten Ton aus der unmittelbaren Umgebung der Deponien durchgeführt. Neben der Ermittlung der Durchlässigkeit und der Tortuosität dienten die Laborversuche vor allem zur Bestimmung des Rückhaltevermögens der Tone. In den meisten Geländestudien konnte gezeigt werden, daß unter natürlichen Bedingungen keine bzw. eine vernachlässigbar geringe Fließgeschwindigkeit auftrat und die Diffusion der Haupttransportmechanismus war, d.h. auch für langsame Sorptionsprozesse genügend Zeit zur Verfügung stand. Tab. 1 zeigt, daß auch unter Laborbedingungen Säulenversuche, welche ohne hydraulischen Druckgradienten durchgeführt wurden (s. Diffusionsversuche), eine realistische Retardation aufweisen. Die in den Diffusionsversuchen ermittelten Retardationsfaktoren kommen den unter Geländebedingungen gemessenen in der Tat durchaus sehr nahe (Tab. 1).

Tab. 1: Gegenüberstellung der Retardationsfaktoren (R) aus Laborversuchen und Geländemessungen.

GICHTSTAUBDEPONIE ESCH-BELVAL (LUXBG.)			
	Blei	Cadmium	Zink
<u>Laborversuch:</u>			
Batch (4 Tage)	ca. 10.000	n.b.	3000-5000
Diffusion	1030-2150	n.b.	25-85
Perkolatlon ($I=30$)	33-65	n.b.	9-16
<u>In situ:</u>	800-2100	540-1600	600-1660
ERZFLOTATIONSTEICHE FREIBURG			
	Blei	Cadmium	Zink
<u>Laborversuch:</u>			
Batch (4 Tage)	13.000	n.b.	2200
Diffusion	7000-9000	135-160	315-900
Perkolatlon ($I=30$)	45-83	9-34	5-7
<u>In situ:</u>	3750-6500	375-650	1000-1700
HAUSMÜLLDEPONIE KARLSRUHE-WEST			
	Blei	Chrom	Zink
<u>Laborversuch:</u>			
Batch (4 Tage)	15.000	25.000	5000
Perkolatlon ($I=10$)	20-46	48-61	8,5-18,5
<u>In situ:</u>	300-400	n.n.	300-400
n.b. = nicht bestimmt	n.n. = nicht nachweisbar		

Schriftenverzeichnis

- ROEHL, K.E. (1990): Laboruntersuchungen zur Sorption von Blei und Zink an Tonen (Talauelem, Posidonienschiefer) aus dem Untergrund einer Gichtstaubdeponie. - Dipl.arbeit Univ. Karlsruhe, 115 S.
- WAGNER, J.-F. (1992): Verlagerung und Festlegung von Schwermetallen in tonigen Deponiebasisabdichtungen. - Ein Vergleich von Labor- und Geländestudien. - Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 22, 246 S., Karlsruhe.

Einfluß der Abdeckung von Hausmülldeponien auf die Bodenkontamination durch Schwermetalle - Beispiel aus dem Piracicaba-Becken, Sao Paulo, Brasilien

von

Heitzman, J.F.; Zeferino, J.; Tobschall, H.J.¹

Einleitung

Die meisten Städte und Landkreise in Brasilien führen zwar regelmäßig Hausmüllsamlungen durch, entsorgen ihren Müll jedoch nicht konsequent. Lediglich ca. 18% aller Gemeinden haben ein echtes Konzept entweder für die weitere Verwertung des Hausmülls in Verbrennungsanlagen oder durch Recycling oder für die endgültige Deponierung. Die anderen 82% der Gemeinden entsorgen ihren Hausmüll jedoch einfach dadurch, daß er auf Müllkippen geworfen wird.

Häufig wird der Müll dann nur oberflächlich mit Erde bedeckt, was natürlich keine echte Abdichtung darstellt, aber wenigstens zum einen die Verbreitung von Krankheiten durch Tiere verhindert und zum anderen einen Teil des Regenwassers, das in offenen Kippen gänzlich in den Müllkörper eindringt, randlich ableitet. Die oberflächennahen Bodenhorizonte um die Deponie herum bleiben unbelastet, da der Schadstofftransport vertikal an die Basis des Müllkörpers geschieht.

Ziel unserer Arbeit ist es, die Belastung des Bodens in Randbereich des Müllkörpers zu untersuchen und die Belastungen einer offenen Müllkippe mit denen einer oberflächlich abgedeckten zu vergleichen. Das Arbeitsgebiet liegt im Südosten Brasiliens im Bundesstaat São Paulo. Die Städte Itatiba, Piracicaba und Paulínia sind Mitglieder des Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari und führen verschiedene Projekte zur Sanierung des Piracicaba Beckens durch. In diesem Rahmen werden einige Mülldeponien der Region untersucht (Abb. 1).

Für unsere Arbeit wurden diese Städte bzw. ihre Mülldeponien ausgewählt, weil sich die Rahmenbedingungen sehr ähneln. Gleiches Klima sorgt für gleiche Niederschläge, gleiche Gesellschaftsstrukturen der Bevölkerung sorgen für gleiche Müllzusammensetzung. Die Deponien sind zwischen 12 und 18 Jahre alt und sind ähnlichen geomorphologischen und hydrogeologischen Bedingungen unterworfen. Sie liegen im mittleren Bereich von Hängen auf einem als geologische Barriere ungeeignetem Untergrund mit Durchlässigkeitskoeffizienten (Kf-Wert) von 10^{-7} bis 10^{-9} m/s.

¹Friedrich-Alexander Universität Erlangen-Nürnberg

Lehrstuhl für Angewandte Geologie

Schloßgarten 5, D-91083 Erlangen E-mail: jheizm@geol.uni-erlangen.de

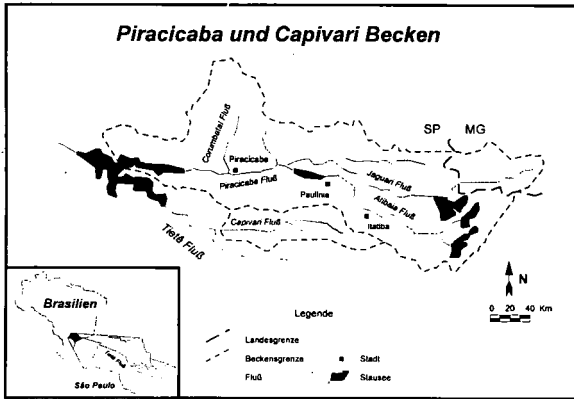


Abbildung 1 - Lage und Übersicht des Arbeitsgebietes.

Arbeitsgebiet

Müllkippe Itatiba

Die Müllkippe Itatiba bedeckt eine Fläche von ca. 37500 m². Die Umgebung wird landwirtschaftlich genutzt oder von Eukalyptuswäldern bedeckt. Der Untergrund wird von feldspathaltigen Sandsteinen des Amparo Complex (IPT, 1981) aufgebaut, die in situ zu schluffigen Sanden mit bis zu 12 % Tonanteil verwittern. Direkt unter dem Müllkörper liegt eine ganzjährig schüttende Quelle, die den Grundwasserspiegel sehr hoch hält. Das Grundwasser unterhalb des Müllkörpers hat eine Leitfähigkeit von bis 4060 µS/cm und einen pH-Wert zwischen 5,25 und 6,07.

Deponie Piracicaba

Seit 18 Jahren wird in der Deponie Piracicaba der größte Teil des Hausmülls der Stadt und des Landkreises Piracicaba entsorgt. Ihre Nutzfläche beträgt 62337 m². Um die Deponie herum liegen Zuckerrohrplantagen. Früher wurde die Deponie ähnlich wie in Itatiba als offene Müllkippe benutzt, seit 1989 werden jedoch Sanierungsmaßnahmen durchgeführt und die Kippe als Deponie bezeichnet. Täglich wird der Müll mit Erde abgedeckt und in gewissen Abständen werden geschlossene Schichten aus Tonen eingebaut.

Die Deponie liegt auf dem Boden der Corumbatai Formation, die von Silt- und Tonstein mit eingeschalteten Sandlinsen (IPT, 1981) aufgebaut wird. Dieser Untergrund besitzt eigentlich niedrige Durchlässigkeitskoeffizienten (Kf), aufgrund starker Klüftung erreichen sie jedoch ähnlich schlechte Werte wie die Böden in Itatiba und Paulínia. Stromabwärts existiert ein ganzjährig fließender Bach. Das Grundwasser unterhalb des Deponiekörpers weist eine Leitfähigkeit bis 3060 µS/cm und einen pH-Wert zwischen 6,35 und 8,2 auf.

Deponie Paulínia

Im Jahr 1984 wurde die Deponie Paulínia für die Entsorgung von Hausmüll und Straßenabfälle der Stadt ohne Basisabdichtung eingerichtet. Auch diese Deponie wird von Zuckerrohrpflanzungen umgeben. Genutzt wird eine Fläche von 44520 m². Es sollen vier Schichten von jeweils 3 m Höhe aufgebaut werden. Zur Zeit wird die dritte Schicht mit Entgasungs- und Entwässerungssystemen, die in ein Aufnahmebecken für Sickerwässer münden, eingebaut. Zusätzlich existiert seit 1994 eine Recyclinganlage und eine kleine Müllverbrennungsanlage für Sonderabfälle aus Apotheken und Krankenhäusern. Der Müllkörper liegt direkt auf den oberen Schichten der Itaré Formation, die hier aus tonigen Sandsteinen mit eingeschalteten Schlufflinsen (IPT, 1981) bestehen. Oberhalb der Deponie besitzt das Grundwasser eine Leitfähigkeit von 256 µS/cm, unterhalb eine von 2018 µS/cm. Die pH-Werte liegen zwischen 7,10 und 8,61.

Methodik

In der Umgebung der Müllkörper wurden zweimal Bodenproben mit Handbohrungen aus verschiedenen Tiefen oberhalb und unterhalb des Grundwasserspiegels genommen, um Aussagen über den Elementtransport in den drei Orten machen zu können.

Die Proben wurden bei 40°C getrocknet und in drei Fraktionen: <200 µm, 200-63 µm und <63 µm durch Trockensiebung (Möller-Lindenhof & Reincke, 1991) getrennt. Die feinere Fraktion wurde dann zur geochemischen Analyse mit ICP-OES und AAS benutzt. Das Meßverfahren ist an internationalen Referenzmaterialien überprüft worden. Die Messungen erfolgten getrennt nach Haupt- (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na und Ti) und Spurenelementen (Cd, Co, Cr, Cu, Li, Ni, Pb, Sr, V, Zn und Zr).

Ergebnis und Diskussion

Um die anthropogene Belastung zu bestimmen, wurden Proben jeweils stromaufwärts des Müllkörpers genommen und als Background für die verschiedenen Elementkonzentrationen benutzt. In der Tabelle 1 sind die Anreicherungsfaktoren für die Mittel- und Maximalwerte einiger Elemente aus stromabwärts genommenen Proben normiert auf den Background für jeden Ort dargestellt. Für die untersuchten Umgebungen zeigen die Anreicherungsfaktoren einen deutlichen Einfluß des Müllkörpers auf den Chemismus des Bodens. Dies gilt vor allem für die Elemente Kupfer (Cu), Nickel (Ni) und Cobalt (Co), durch deren hohe Konzentrationen die Zusammensetzung des Hausmülls in der Region charakterisiert ist. Weniger ausgeprägt sind die Anreicherungen der Elemente Zink (Zn), Blei (Pb) und Cadmium (Cd).

	Müllkippe Itatiba		Deponie Piracicaba		Deponie Paulinia	
	Mittel	Max.	Mittel	Max.	Mittel	Max.
Cd	1,47	5,22	1,51	2,90	1,71	2,38
Co	2,38	3,98	2,31	5,61	7,52	19,80
Cr	1,56	2,52	1,51	1,92	1,12	1,38
Cu	13,88	27,94	3,64	6,12	11,10	18,00
Ni	2,15	4,82	2,70	5,40	2,48	9,16
Pb	1,88	2,81	2,09	5,11	0,57	0,82
Ti	1,35	2,40	1,44	1,81	1,33	1,66
V	1,34	2,34	1,30	1,73	1,12	1,31
Zn	1,62	3,44	1,71	2,56	4,08	11,54

Tabelle 1 - Anreicherungsfaktoren der stromabwärts genommenen Proben im Vergleich mit dem Background.

Wider Erwarten ist die Belastung des Bodens durch die Müllkippe Itatiba niedriger als bei den beiden Deponien. Das kann auf zwei unterschiedliche Faktoren zurückgeführt werden:

- 1- Ein niedriger Tongehalt des Bodens von Itatiba bewirkt eine geringere Adsorption von Schwermetallen.
- 2- Ein niedriger pH-Wert des Grundwassers verursacht eine große Mobilität der Schwermetalle.

Von den Elementen, die aus dem Müll herausgelöst werden, wird nur ein geringer Teil am Boden adsorbiert. Ein Beweis dafür ist die viel höhere Leitfähigkeit des Wassers von Itatiba im Vergleich zu den anderen Deponien, deren Böden höhere Ton- und Schluffanteile enthalten.

Die Schadstoffe der Müllkippe werden daher schnell über einen weiten Bereich transportiert, wobei die Kontamination sich auf Wasser und Boden erstreckt. Diese Faktoren führen dazu, daß eine Sanierung der Müllkippe Itatiba nur mit großen technischen und finanziellen Aufwand möglich wäre.

Der Einfluß der Deponieabdeckung von Piracicaba und Paulinia kann aufgrund der beobachteten Elementkonzentration oberhalb und unterhalb des Grundwasserspiegels verdeutlicht werden. Die Abbildung 2 zeigt die Summe der Medianwerte aller Spurenelemente bezogen auf den Grundwasserspiegel.

Bei den Deponien liegen die Summenkonzentrationen der ungesättigten Zone deutlich unter denen der gesättigten Zone. Die Müllkippe Itatiba hingegen weist einheitliche Werte in beiden Zonen auf, da Schadstoffe aus dem Müllkörper mit dem Regenwasser in die ungesättigte Zone transportiert werden. Die Abdeckung verhindert also den oberflächlichen Eintrag von Schadstoffen in die ungesättigte Zone in der Umgebung der Deponie. Diese Funktion ist in der untersuchten Region besonders wirkungsvoll, weil die Regenfälle zwischen 10000 und 15000 mm/Jahr, in Ausnahmefällen bis 25000 mm/Jahr, liegen.

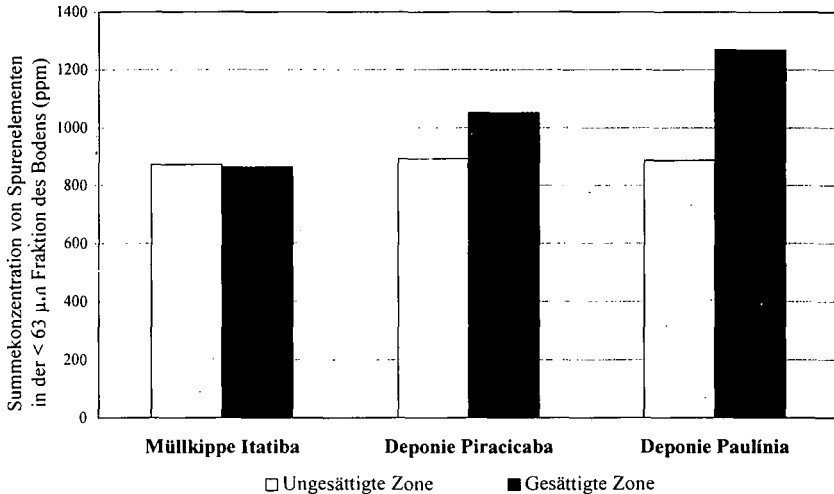


Abbildung 2 - Verteilung der Elementkonzentration in bezogen auf den Grundwasserspiegel.

Zusammenfassung

Die drei untersuchten Orte zeigen deutliche Bodenkontaminationen, die durch die Ablagerung des Mülls verursacht wurden. Dennoch sind die Elementkonzentrationen noch nicht so hoch, daß eine Sanierung unmöglich wäre. Problematisch ist die Situation der Müllkippe Itatiba, wo die Verschmutzung des Wassers große Gebiet betrifft und die Schadstoffe homogen im gesamten Boden verteilt werden.

Es konnte gezeigt werden, daß die Abdeckung des Müllkörpers eine effektive Methode ist, um starken Elementtransport zumindest in die oberen Bodenschicht zu verhindern. Natürlich ist das keine optimal Lösung wie eine Mineral- oder Kombinationsabdichtung, aber aufgrund der niedrigen Kosten ist es eine attraktive Maßnahme vor allem für finanzschwache Städte und Landkreise in Brasilien. Mit Hilfe einer Abdeckung können in jedem Fall die Kosten für eine zukünftige Sanierung gesenkt werden.

Literatur

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (1981): "Mapa Geológico do Estado de São Paulo". S. 126.

Möller-Lindenhof, N. & Reincke, H. (1991): "Problematik der Standardisierung von Schwermetallgehalten in Sedimenten auf Korngrößenfraktionen", Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 35 (2), S. 42-45.

Ableitung von Sicherungs-/ Sanierungsmaßnahmen unter Berücksichtigung des Elutionsverhaltens von Schwermetallen

von

Kürten, M.¹; Geißler, S.²

1. EINLEITUNG

Im Rahmen einer Standorthistorie ergab sich für ein Flurstück im Hamburger Innenstadtbereich der Verdacht auf Schadstoffeintrag durch die ehemalige Flächennutzung als Schrottplatz sowie durch Ablagerungen von Gießereisanden. Aufgrund der geplanten Nutzungsänderung und Bebauung des Flurstücks wurde damit weiterer Untersuchungsbedarf gesehen. Ziel der Untersuchungen war es u. a. Aussagen über die mögliche Grundwassergefährdung und der ggf. erforderlichen Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen zu treffen.

2. ERGEBNISSE DER STANDORTERKUNDUNG

Auf dem Flurstück wurde eine etwa drei Meter mächtige Auffüllungsschicht aus Trümmerschuttmaterial vorgefunden. Das Material weist den für Hamburger Trümmerschuttböden hohen Anteil technogener Substrate (Ziegel, Mörtel, Schlacke) mit starker Heterogenität auf (vgl. WOLFF 1993). Umfangreiche Untersuchungen ergaben teilweise hohe Konzentrationen an Schwermetallen und organischen Schadstoffgruppen (PAK, PCB, MKW) in der Festschubstanz.

Die PAK-Konzentrationen lagen bei durchschnittlich 100 mg/kg TS (max. 430 mg/kg TS). Bei den Schwermetallen wurden insbesondere durch Pb, Cu, Cr, Hg und Zn teilweise mehrfache Überschreitungen des Hamburger Prüfwertes A vorgefunden (max. 43 g/kg TS Pb und 113 g/kg TS Cu). Zur Prüfung einer möglichen Grundwassergefährdung wurden zusätzlich Eluatuntersuchungen durchgeführt, um insbesondere das Mobilitätsverhalten der Schwermetalle abzuschätzen. Die Schwermetalle wurden unter den gegebenen Standortbedingungen zunächst als mobil eingeschätzt.

3. METHODE

In hoch belasteten Bodenproben wurden die Gesamtgehalte der Schwermetalle in der Festschubstanz sowie die Gehalte im Eluat bestimmt. Dabei wurden mehrere Elutionsschritte durchgeführt, um unterschiedliche Schwermetallfraktionen zu bestimmen (ZEIEN & BRÜMMER, 1989):

- o Wasserlöslicher Anteil: Extraktion mit Wasser nach DIN 38414 S4
- o Mobiler Anteil (Extraktion mit 1M NH_4NO_3): Abschätzung des wasserlöslichen, austauschbaren Anteils und der leicht löslichen metallorganischen Komplexe
- o Leicht nachlieferbare Schwermetalle (Extraktion mit NH_4OAc , pH 6,0): Abschätzung des spezifisch adsorbierbaren, oberflächennah okkludierten und an CaCO_3 gebundenen Anteils.

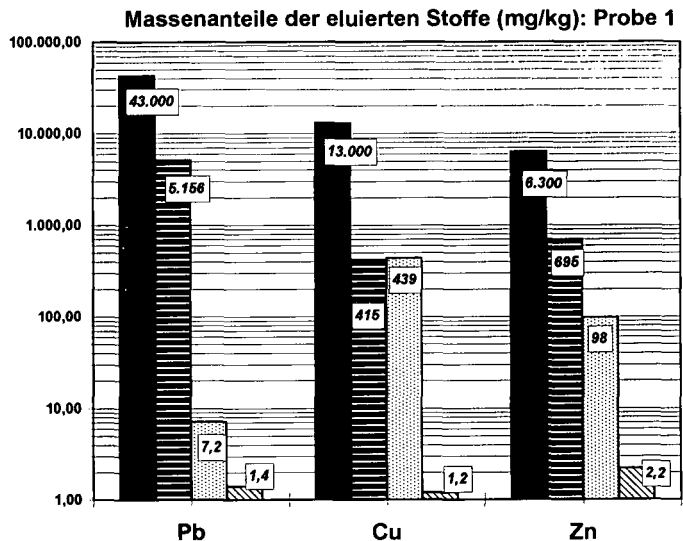
Die Elution mit Wasser stellt die Grundlage für die Einstufung der Materialien hinsichtlich der Verwertung bzw. Deponierung entsprechend den maßgebenden Vorschriften (LAGA, TA Abfall) dar. Die weiteren Elutionsschritte ermöglichen die Bewertung der Schwermetallmobilität im Rahmen der Gefährdungsabschätzung.

4. ERGEBNISSE DER ELUATUNTERSUCHUNGEN

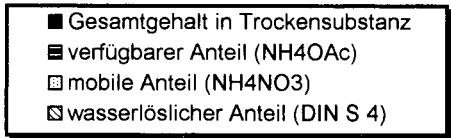
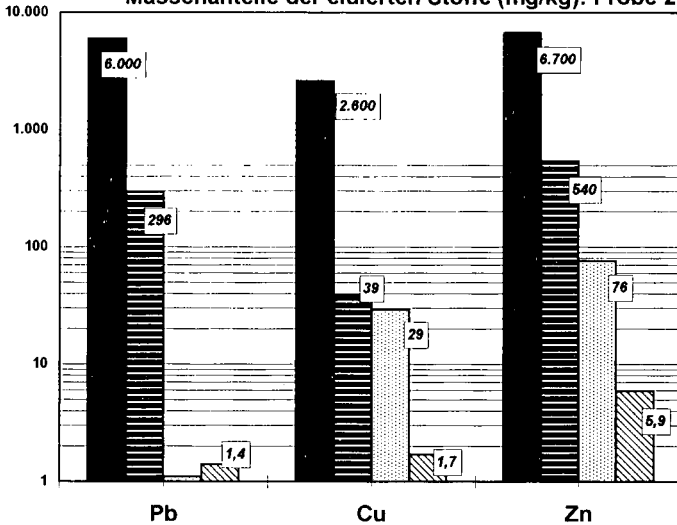
Die Eluatuntersuchungen zeigen zusammengefaßt folgende Ergebnisse (vgl. Probe 1 und 2):

- o Wasserlöslicher Anteil: Pb, Cu und Zn weisen eine geringe Löslichkeit auf, die unter 0,1 % liegt (bezogen auf den Gesamtgehalt in der TS). Die Löslichkeit nimmt in der Reihenfolge Pb - Cu - Zn zu.
- o Mobiler Anteil: Der mobile Anteil von Cu, Zn und Pb liegt um mindestens eine Zehnerpotenz höher als der wasserlösliche Anteil. Bezogen auf den Gesamtgehalt in der TS werden etwa 1 % - 3,4 % (Cu); 1,1 % - 1,6 % (Zn) bzw. < als 0,1 % (Pb) gelöst. Die Löslichkeit nimmt in der Reihenfolge Pb - Zn - Cu zu.
- o Leicht nachlieferbare Schwermetallfraktion: Die leicht nachlieferbare Fraktion beträgt - bezogen auf den Gesamtanteil in der TS - 5 % bis 12 % (Pb) bzw. 5% bis 11 % (Zn). Die Löslichkeit nimmt in der Reihenfolge Cu - Zn - Pb zu. Der leicht nachlieferbare Cu-Anteil erhöht sich gegenüber der mobilen Fraktion nicht.
- o Die Gehalte von Cr und Hg liegen in sämtlichen Elutionsstufen unterhalb der analytischen Nachweisgrenze.

Die Ergebnisse sind vergleichbar mit anderen Untersuchungen von Trümmerschuttböden, die beispielsweise in Berlin durchgeführt wurden [SMETTAN & EHRIG (1995); KALBE & SMETTAN (1995); SMETTAN et al. (1993)].



Massenanteile der eluierten Stoffe (mg/kg): Probe 2



5. BEWERTUNG

Aufgrund der vorliegenden Schwermetallkonzentrationen sowie durch die Belastung mit organischen Schadstoffen (nicht Gegenstand der vorliegenden Bewertung) besteht am Standort ein erhebliches Gefährdungspotential für das Schutzgut "menschliche Gesundheit". Hinsichtlich des Schutzgutes "Grundwasser" wurde die Mobilität der Schadstoffe unter Berücksichtigung sämtlicher hydrogeologischer Randbedingungen bewertet. Die potentielle vertikale Schwermetallverlagerung wurde auf der Grundlage der vorliegenden Daten als gering bewertet, da

- o die Elutionsversuche ein geringes Mobilitätspotential zeigen
- o der pH-Wert der stark calciumcarbonathaltigen Auffüllung um $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ 7 liegt und
- o die Schwermetallkonzentrationen unmittelbar unter der Auffüllung in den anstehenden glazifluvialen Sanden im Bereich der geogenen Hintergrundbelastung liegen.

Zudem sorgt der hohe Grundwasserflurabstand sowie die - wenn auch geringmächtigen - Geschiebemergelschichten am Standort für einen ausreichenden Grundwasserschutz.

Im Hinblick auf die geplante Bebauung der Fläche wird damit die folgende Vorgehensweise hinsichtlich der Sicherung bzw. Sanierung des Standortes erforderlich:

- o Sanierung des Standortes: Falls das Auffüllungsmaterial im Rahmen der Bebauung vom Standort entfernt wird, ist entsprechend der LAGA-Richtlinie aufgrund der Überschreitung des Zuordnungswertes Z 2 für Pb und Cu im wässrigen Eluat eine Deponierung bzw. Behandlung der Materialien erforderlich. Ein "eingeschränkter offener Einbau" mit entsprechenden Sicherungsmaßnahmen ist demnach außerhalb des Standortes nicht möglich.
- o Sicherung des Standortes: Unter Beachtung sämtlicher Randbedingungen kann ein teilweiser Verbleib der Materialien am Standort unter bestimmten Sicherungsmaßnahmen akzeptiert werden. Als Sicherungsmaßnahme wird eine Oberflächenabdeckung erforderlich, die in die geplante Baumaßnahme integriert werden kann. Die Abdeckung verhindert langfristig die Auslaugung des Auffüllungskörpers durch Niederschlagswasser sowie den Kontakt mit Lebewesen. Vertikale Sicherungsmaßnahmen (z.B. Spundwände) behindern in Kombination mit bestehenden angrenzenden Bauwerken den lateralen Durchfluß von Schichtenwasser. Bei Verbleib der Materialien am Standort wird die Kennzeichnung des Grundstücks im Bebauungsplan sowie eine entsprechende Überwachung während der Baumaßnahmen erforderlich.

Die sequentielle Eluatuntersuchung erwies sich im Rahmen der Gefährdungsabschätzung als ein geeignetes Mittel für die Ableitung von erforderlichen Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen.

LITERATUR:

- KALBE, U. & SMETTAN, U. (1995): Beziehungen zwischen Schwermetallgehalten und -verfügbarkeiten in Berliner Trümmerschuttböden. Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 76, 305-308.
- LAGA: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Techn. Regeln (Mittlg. der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall 20/1 (1994) und 20/2 (1995))
- SMETTAN, U. & EHRIG, C. (1995): Transfer von Schwermetallen und PAK von urbanen Schuttböden in anstehende Sedimente ? Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 76, 453-456.
- SMETTAN, U.; EHRIG, C.; GERSTENBERGER, J. (1993): Belastungen von Böden mit As, Pb und PAK in zwei Berliner Bezirken. Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 72, 1259-1262.
- WOLFF, R. (1993): Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden am Beispiel Hamburgs. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 21
- ZEIEN & BRÜMMER (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 759/I, 505-510.
- BODENBELASTUNG MIT SCHWERMETALLEN IN HAMBURG (1990): Mitteilung des Senats an die Bürgerschaft, Bürgerschaft Freie und Hansestadt Hamburg: Drucksache 13/5693

Tracertransport in einer Schlackendeponie

von

Buchter, B.*; Richner, G.**

In der Schweiz werden über 80% der Siedlungsabfälle verbrannt. Dabei entstehen Schlacke und Filterasche. Früher wurden sie häufig zusammen deponiert, teilweise zudem mit weiteren Stoffen. Heute hingegen wird Schlacke allein deponiert. Somit gibt es in der Schweiz einige reine Schlackendeponien. In einer dieser Deponien im Kanton Aargau wurde und wird immer noch von anderer Stelle die Chemie der Sickerwässer untersucht (mündl. Mitteilung A. Johnson, EAWAG, Dübendorf). Dabei zeigte sich, dass rund einen halben Tag nach einem Regen die Schüttung (Sickerwassermenge) das Maximum erreicht und zur gleichen Zeit auch die verschiedenen analysierten Anionen und Kationen. Es stellte sich daher die Frage, ob es sich beim Sickerwasser um das Wasser des vorangegangenen Niederschlages oder um bereits in der Deponie vorhandenes, durch den Niederschlag verdrängtes Wasser handelt. Ob es sich also, anders gefragt, um altes oder neues Wasser handelt, oder, nochmals anders gefragt, ob es sich um präferenziellen Wasserfluss handelt oder nicht. Mit der Untersuchung bereits vorhandener Stoffe lässt sich diese Frage nicht beantworten.

Ziel dieser Arbeit war es also, einerseits mittels neuer, in der Deponie noch nicht vorhandener Stoffe, sogenannter Tracer, die Wasserbewegung zu verfolgen und andererseits solche Tracer zu evaluieren.

Material und Methoden

Die Schlackendeponie hat eine Länge von rund 100 m, eine Breite von rund 60 m und eine Mächtigkeit von rund 6 m. Unter der Schlacke folgt ein Kunststoffvlies, dann eine Kiesschicht und schliesslich eine Tonschicht. Oben ist die Deponie z. Z. noch nicht abgedeckt. Auf drei Seiten ist die Deponie durch eine Böschung abgetrennt, auf der vierten Seiten durch eine mit der Basisdichtung ausgebildeten Wasserscheide. Alles Regenwasser, das nicht direkt von der Oberfläche verdunstet, gelangt somit in die Kiesschicht, fliesst auf der Tonschicht zur Drainage und schliesslich in einen Pumpschacht, von wo es aus der Deponie in die Kläranlage gefördert wird. Die fol-

* ETH Institut für terrestrische Oekologie, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren; neue Adresse: Ambio, Wildbachstr. 46, CH-8008 Zürich

** Ambio, Wildbachstr. 46, CH-8008 Zürich; neue Adresse: CDS Colombi Schmutz Dorthe AG, Konsumstr. 20, CH-3007 Bern

genden Messungen wurden in diesem Pumpschacht ausgeführt. Der Fluss durch die Tonschicht wird als vernachlässigbar klein angesehen.

Da die Schlacke grosse Mengen an Chlorid und Bromid enthält, fallen diese zwei Tracer, die sich in der Bodenkunde bewährt haben, aus. Wir haben daher einerseits Iodid (als Kaliumiodid) und drei Tracer aus der Hydrologie verwendet, nämlich Pyranin, Fluoreszein und Eosin. Als weiteren Markierstoff haben wir Amino-G-Acid eingesetzt, der von Smart and Laidlaw (1977) beschrieben wurde.

Ergebnisse

Beim ersten Versuch wurden im Zentrum der Deponie über der Drainage Iodid und Fluoreszein, am Rande Pyranin verwendet. Ein Tracer wurde am Rande aufgebracht, weil die Kiesschicht sich dort bis zur Oberfläche erstreckt. Nach einem künstlichen Niederschlag von 14 mm erreichte die Schüttung im Pumpschacht nach rund 12 Stunden das Maximum (Abb. 1). Nach nur einem Tag war Pyranin nachweisbar und erreichte nach einem weiteren Tag ein erstes Maximum. Dann folgten einige kleine (natürliche) Niederschläge und Iodid und Fluoreszein waren nach nur 8 Tagen im Drainagewasser nachweisbar. Bei einer Schlackendicke von 6 m, einem geschätzten Wassergehalt von 20 %, jährlichen Niederschlägen von rund einem Meter und einer Evaporation von rund 50 % sollte das Niederschlagswasser 1 bis 2 Jahre brauchen, um die Drainageröhre zu erreichen. Bei einem Fluss innerhalb von nur einer Woche handelt es sich also klar um präferenziellen Fluss.

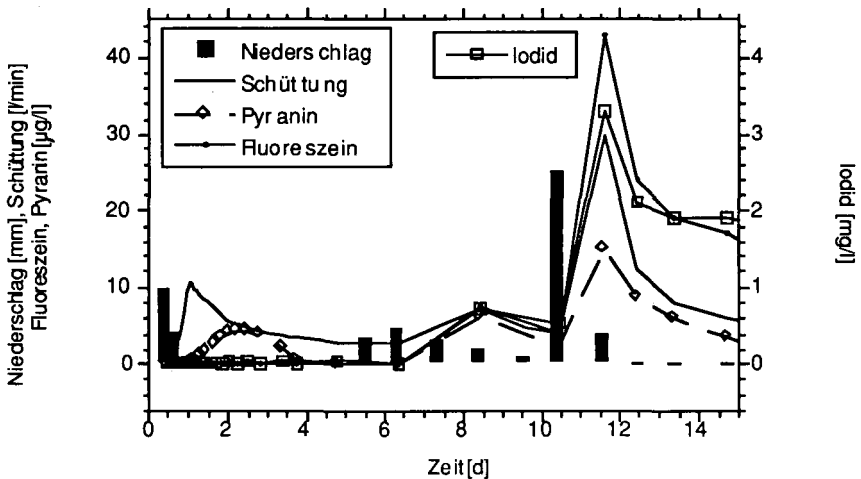


Abbildung 1 Niederschlagsmenge, Schüttung und Konzentration des am Rande der Deponie aufgegebenen Pyranins und der im Zentrum der Deponie aufgegebenen Tracer Fluoreszein und Iodid.

Beim zweiten Versuch wurden nur noch im Zentrum Eosin und Amino-G-Acid ausgebracht. Nach einem künstlichen Niederschlag folgten leider verschiedene natürliche Niederschläge (Abb. 2). Trotzdem ist zweimal die schnelle Reaktion der Schüttung innerhalb weniger Stunden ersichtlich. Die Konzentrationen der Tracer sind schwieriger zu interpretieren. Beide stiegen langsam ohne klar ersichtlichen Durchbruch an. Der Grund liegt darin, dass alle Tracer ausser Iodid mittels Fluoreszenz gemessen werden. Das Deponiesickerwasser enthält bereits eine Anzahl verschiedener, auch organischer Stoffe, die ebenfalls fluoreszieren, einige davon auch im Wellenlängenbereich von Eosin und Amino-G-Acid. Die dargestellten Werte zeigen denn auch nicht die gemessenen Werte, sondern die Differenz zwischen den gemessenen Werten und der Hintergrundkonzentration. Diese wurde – für die zwei Tracer getrennt – berechnet aus dem Mittelwert der Messungen vor der Applikation der Tracer. Die Darstellung der Differenz der gemessenen Werte zur Hintergrundkonzentration macht indes nur Sinn, wenn letztere konstant bleibt, was offensichtlich nicht der Fall und aufgrund der übrigen Messungen auch nicht zu erwarten ist. Beide Messreihen zeigten einen Konzentrationsprung nach 4 Tagen. Es könnte sich dabei um den Durchbruch der Tracer handeln. Dafür sprechen einerseits das zeitgleiche Auftreten und dass der vermutete Durchbruch bei mindestens doppelt so hohen Niederschlägen doppelt so schnell wie beim ersten Versuch auftratt.

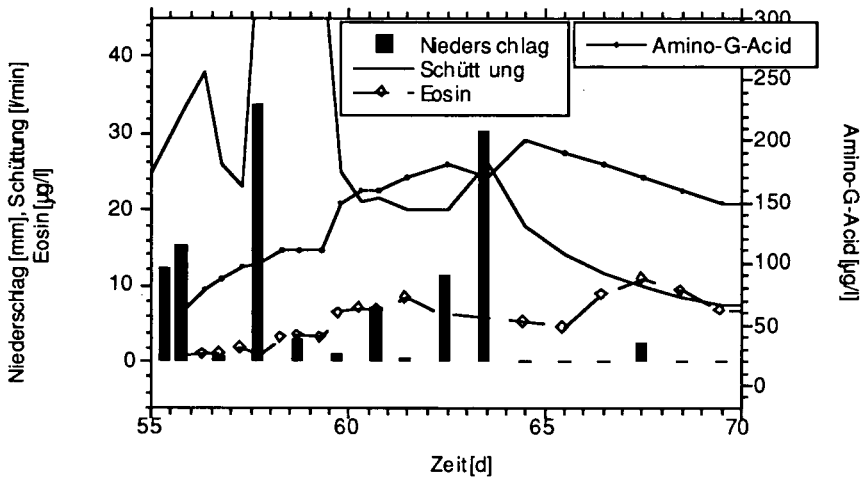


Abbildung 2 Niederschlagsmenge, Schüttung und Konzentration der im Zentrum der Deponie aufgegebenen Tracer Eosin und Amino-G-Acid.

Schlussfolgerungen

Iodid, Pyranin und Fluoreszein eignen sich als Tracer in einer Schlackendeponie, Eosin und Amino-G-Acid hingegen nicht. Die Schüttung reagiert innerhalb eines halben Tages auf Niederschläge, das Wasser braucht hingegen rund 2 Tage, wenn es auf den Rand trifft und durch die Kies-schicht direkt in die Drainage gelangt, und 4 bis 8 Tage, um durch 6 m Schlacke zu sickern. Es handelt sich somit eindeutig um präferenziellen Fluss durch das relativ dichte, aber dennoch poröse Schlackenmaterial.

Verdankung: Wir danken Herrn Dr. W. Baumann, Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Umweltschutz, für die finanzielle Unterstützung

Literatur

Smart, P. L., und I. M. S. Laidlaw. 1977. An evaluation of some fluorescent dyes for water tracing. Water Resources Research 13:15-33.

Sickerung in einem Klärschlammbecken aus Lößlehm

von

Lehmann, A.; Merkle, A.; Stahr, K.*

Einleitung

In einer Aue im Mittleren Neckarraum wurde Klärschlamm in Becken deponiert. Die Becken wurden Mitte der 40er Jahre aus Lößlehm der Umgebung angelegt. In die drei Becken, mit einer Gesamtfläche von ca. 5 ha, wurden ca. 235.000 m³ Klärschlamm gepumpt. Das untersuchte Becken war bis 1964 mit 100.000 m³ Klärschlamm beschickt worden. Dabei wurde eine Mächtigkeit von ca. 10 m erreicht. Aufgrund von Entwässerung, Sackung und Mineralisation beträgt die heutige Mächtigkeit zwischen 5 und 6 m. 1995 wurden Untersuchungen durchgeführt, die Aufschluß über die Mobilität der Schadstoffe geben.

Objekte und Methoden

Der Standort befindet sich im lößüberlagerten Muschelkalkgebiet 230 m ü. NN. Unter den Becken verläuft ein verdolter Bach. Die Jahresmitteltemperatur der benachbarten Klimastation beträgt 10,6 °C, die mittlere Niederschlagssumme 715 mm. Das Jahr 1995 entsprach diesen Mittelwerten (10,5 °C und 720 mm). Eigene Klimamessungen im Klärschlammbecken ergaben für 1995 eine mittlere Temperatur von 8,8 °C und einen Gesamtniederschlag von 736 mm. Demnach ist das Lokalklima im Becken kühler als das Klima der Umgebung. Dies ist im Zusammenhang mit der langsamen Erwärmbarkeit des niedermoorartigen Bodens aus Klärschlamm zu sehen. Starkniederschläge traten Ende Juni und von Mitte November bis Mitte Dezember auf.

Die Vegetation setzt sich aus Brennessel, kanadischer Goldrute und Holunder zusammen. Auf dem Boden ist eine organische Auflage von 5 cm Mächtigkeit ausgebildet, die Horizonte bis 25 cm sind oxidativ geprägt und unterhalb 50 cm reduktiv. Der pH-Wert steigt bis in die Tiefe von 110 cm Tiefe von 6,8 auf 7,4, der Karbonatgehalt steigt von 11 auf 19,5 %. Die C-Gehalte betragen ca. 20 % (s. Abb. 1). Im Klärschlammbecken hat sich ein Grundwasserspiegel von 40 cm Tiefe, mit jahreszeitlichen Schwankungen von ± 15 cm eingestellt.

Zur Abschätzung der Schwermetallmobilität in dem niedermoorartigen Boden aus Klärschlamm, wurde eine sequentielle Extraktion (verändert nach ZEIEN und BRÜMMER, 1989) vorgenommen. Desweiteren wurde mit Bodensäulen aus dem Yhh (0-15 cm) ein Beregnungsversuch (nach KLOTZ, 1992) zur Schwermetallauswaschung durchgeführt. Die Beregnung wurde über 42 Tage mit dem 3,5fachen des Jahresniederschlags vorgenommen. Die Probenahmen erfolgten im Juni und Juli. Ergänzend wurde an vier Terminen die Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers im

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

Klärschlammbecken analysiert. Im Jahresverlauf wurde im niedermoorartigen Boden N_{min} sowie in Saugsondenproben Nitrat untersucht. Diese waren in 10 m Entfernung von den Klärschlammbecken und in unmittelbarer Nähe des (hier unverdoltten Baches) und einer extensiven Pferdeweide installiert. Die Saugsonden befanden sich 3 m unterhalb des Niveaus des Klärschlammbeckenbodens und 1,50 m oberhalb des Bachwasserspiegels.

Zur Darstellung des Transports innerhalb des Klärschlammbeckens werden die Ergebnisse der Cadmiumanalysen verwendet; Informationen über den Transport aus dem Becken heraus ergeben sich aus der Betrachtung von Nitratkonzentrationen im niedermoorartigen Boden und in den Saugsondenproben. Die Sickerwassermenge wurde nach dem Verfahren von HAUDE (1955) berechnet.

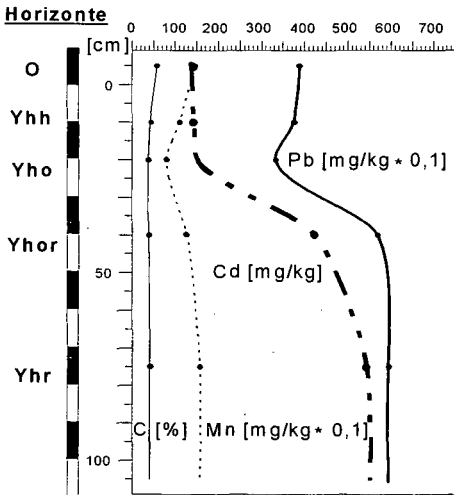


Abb. 1: Gesamtfraktionen in einem niedermoorartigen Boden aus Klärschlamm

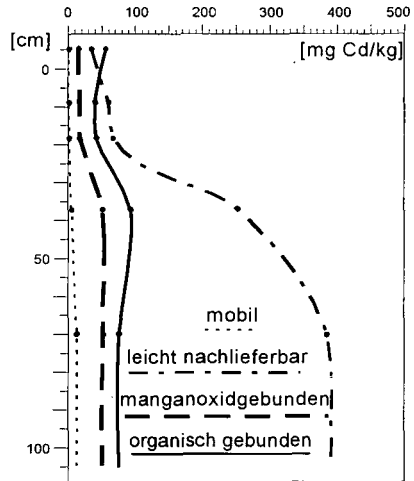


Abb. 2: Sequentielle Extraktion des in einem niedermoorartigen Boden gebundenen Cadmiums

Ergebnisse und Folgerungen

Die in Abb. 2 dargestellten Cadmiumgesamtgehalte liegen um ein Vielfaches über dem Grenzwert der Klärschlammverordnung für Cadmium von 1,5 mg/kg. Die tiefenabhängige Zunahme deutet eine intensive Verlagerung von Cadmium in diesem hochbelasteten Boden an. So ist auch das mit der Tiefe zunehmend engere Verhältnis von Cadmium und Blei als Hinweis auf Verlagerung zu verstehen. Diese ist - unterhalb des Grundwasserspiegels - nur in gelöster Form vorstellbar oder in geringem Umfang gebunden an Huminstoffe.

Der höchste in einer Fraktion gebundene Anteil findet sich mit 64 % bei der leicht nachlieferbaren Cadmiumfraktion im Yhr von 50-105 cm Tiefe (s. Abb. 2). Ebenso sind die Anteile des mobilen Cadmiums im Yhr die höchsten im Vergleich zum Gesamtprofil. Dagegen sind die Anteile des organisch gebundenen Cadmiums in diesem Horizont niedriger als im darübergelegenen Boden. Die

Anteile des an Mangan-Oxide gebundenen Cadmiums am Gesamtcadmium verändert sich nicht mit der Tiefe, obschon die Mangangesamtgehalte mit der Tiefe zunehmen.

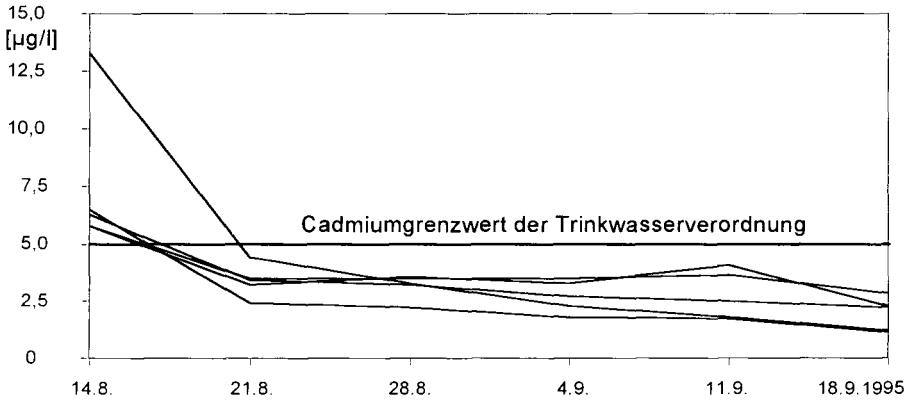


Abb. 3: Cadmium im Eluat der fünf beregneten Bodensäulen

Die Cadmiumkonzentration des Eluats sank nach dem Beginn der Beregnung unter den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von $5 \mu\text{g/l}$ (s. Abb. 3). Dies widerspricht den Erwartungen, da der Cadmiumgesamtgehalt hoch war sowie das Milieu in den Bodensäulen mit der Dauer der Beregnung reduzierender und somit cadmiummobilisierender wurde. Der Grund für die niedrigen und abnehmenden Konzentrationen können die hohen Beregnungsgaben resp. die rasche Sickerung sein. Durch den nur kurzzeitigen Austausch zwischen Wasser und Feststoff war die Nachlieferung aus den weniger mobilen Fraktionen in die mobile Fraktion weit geringer als unter natürlichen Bedingungen. Die Erhöhung der Werte in den Eluaten zweier Säulen nach fünf Beregnungswochen deutet dennoch in zwei Fällen auf eine Nachlieferung in das Sickerwasser aus einer geringer verfügbaren Fraktion hin. Die Abweichungen zwischen den Säulen können Unterschiede der Bodenstruktur verursacht haben.

Die Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser lagen meist deutlich über dem Grenzwert von $5 \mu\text{g/l}$. Nach den Starkniederschlägen im Juni und nach Mitte November betrugen die Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser über $15 \mu\text{g/l}$, nach einer niederschlagsarmen Periode im Oktober dagegen nur ca. $2 \mu\text{g/l}$.

Ein zeitweiser Austrag aus dem Klärschlammbecken ist durch die in Saugsondenproben gemessenen Konzentrationen angezeigt (s. Abb. 4). Konzentrationen von über 50 mg Nitrat-N können nicht von der benachbarten Pferdeweide stammen. Einträge aus den umgebenden Ackerflächen sind aufgrund des Reliefs auszuschließen. Dagegen wurden im Klärschlamm in 50-70 cm Tiefe bis zu $1750 \text{ mg/kg } N_{\text{min}}$ gemessen. In den niederschlagsreichen Zeiträumen ergeben sich zeitversetzte Kurven mit näherungsweise parallelen Verläufen. So ist zu vermuten, daß der in den Klärschlammbecken mineralisierte Stickstoff durch laterale Sickerung zu den Saugsonden außerhalb des Klärschlammgeländes gelangte.

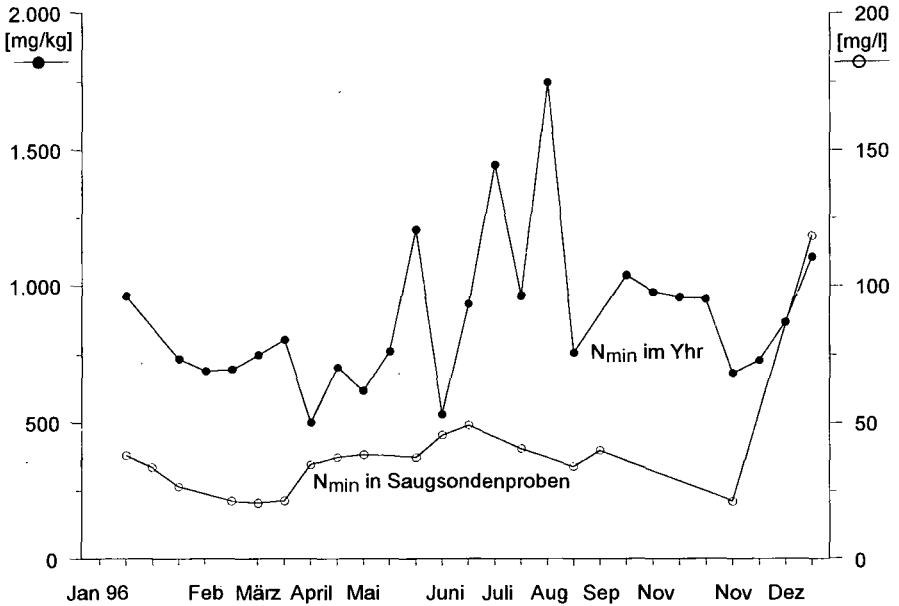


Abb. 6: N_{min} in Proben aus 50-70 cm Tiefe im Klärschlammbecken (linke y-Achse) und von Proben der außerhalb des Klärschlammgeländes installierten Saugsonden (rechte y-Achse)

Gemäß Berechnungen nach HAUDE (1955) war 1995 mit einer Sickerung von 565 l/m² zu rechnen. Nach 50 Jahren Sickerung aus den Becken mit hochbelastetem Klärschlamm dürfte die Filterwirkung des Löblehms längst erschöpft sein. Angesichts der zeitweise hohen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und der geringen Entfernung zu einem Fließgewässer stellt diese Klärschlammdeponie eine erhebliche Umweltgefährdung dar (s. MERKLE, 1996).

Literatur

HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. Dtsch. Wetterd. 2, 1-24.
KLOTZ, D. (1992): Erfahrungen mit Säulenversuchen zur Bestimmung der Schadstoffmigration. GSF-Bericht 7/91.
MERKLE, A. (1996): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung und -gefährdung von Böden in einer als Klärschlammdeponie genutzten Aue. Diplomarbeit Univ. Hohenheim, unveröff.
ZEIEN, H. und G. W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesell. 59 I, 505-510.

Dank

Wir danken der Landesanstalt für Chemie in Hohenheim für die sehr hilfreiche Unterstützung durch Übernahme der Nitratanalysen und dem Institut für Hydrologie der GSF in Neuherberg für die Durchführung der Säulenberegung.

Laborative Untersuchungen zur Hydraulik dreier nichtmischbarer Fluide (Wasser, Diesel, Luft) im Untergrund

von

Giese, R.; Kemmesies, O.; Landrock, M.

Einleitung

Eine effektive Planung von Sanierungs- und Abdichtungsmaßnahmen für mit Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) kontaminierte Böden, die z.B. für Altlasten im Bereich von Flugplätzen, Tanklagern und petrolechemischen Industriebetrieben typisch sind, setzt die Kenntnis der im Untergrund befindlichen Volumina von MKW, deren räumliche Verteilung und Strömungsdynamik voraus. Nach [LUCKNER, 1995a und 1995b] können Grundwasserspiegel, in denen wäßrige und ölige Phasen geschichtet anstehen, unter bestimmten Voraussetzungen (Homogenität des Untergrundes, Kohärenz und Mobilität der Phasen, hydraulischer Kontakt und hydrostatisches Gleichgewicht jeder Phase zwischen Pegel und Untergrund) zur Beurteilung des Gefährdungspotentials von MKW-Schäden herangezogen werden. Aus den Fluidspiegeln im Pegelrohr lassen sich dann die hydraulischen Potentiale der einzelnen Phasen im pegelnahen Bereich ermitteln, wodurch sowohl die hydraulischen Gradienten in den Phasen durch Einbeziehung mehrerer Pegel als auch die Volumengehalte der Phasen im Pegelumfeld abgeschätzt werden können. Ziel des Beitrages ist es, eine laborative Methode vorzustellen, die zur Ermittlung der Phasengehalte von Dreiphasensystemen in Abhängigkeit von variierbaren Randbedingungen (Phasendruck) geeignet erscheint.

Konzeptionelle Grundlagen

Für die Beschreibung der gemeinsamen Strömung der Fluide Wasser, Diesel und Luft im Untergrund (Mehrphasenhydraulik) wird die Nichtmischbarkeit aller Phasen vorausgesetzt. Die starre silikatische Feststoffmatrix und die Fluide füllen jeweils den Untergrund kontinuierlich aus. Nur mobile, kohärente Phasen können im Untergrund hydraulisch bewegt werden [BUSCH et al., 1993]. Der gemeinsame Mobilitätsbereich der Fluide wird durch deren immobile Restgehalte [KEMMESIES, 1995] begrenzt. Die Phasen bilden entsprechend ihren Benetzungseigenschaften gemeinsame Grenzflächen aus, an denen zwischen den fluiden Phasen Kapillardrucke p_c herrschen. Im vorliegenden Fall wird die silikatische Feststoffmatrix von Wasser benetzt, das wiederum von Diesel benetzt wird. Die Bodenluft ist eine nichtbenetzende Phase. Kapillardrucke stellen sich am Teilsystem Feststoff-Wasser-Diesel zwischen Wasser und Diesel ($p_{c,W-D}$) sowie am Teilsystem Wasser-Diesel-Luft zwischen Diesel und Luft ($p_{c,D-L}$) ein. Der Kapillardruck Wasser-Luft ($p_{c,W-L}$) existiert wegen der fehlenden Grenzfläche nicht. Es lassen sich zwei Retentionsfunktionen aufstellen, die den Phasengehalt θ der jeweils benetzenden Phase im Teilsystem in Beziehung zum dort herrschenden Kapillardruck setzen:

$$\theta_W = f(p_{c,W-D}, \phi) \quad \text{und} \quad \theta_D = f(p_{c,D-L}, \phi^*)$$

$$\text{(mit Gesamtporosität } \phi = \text{const und Restporosität } \phi^* = \phi^*(\theta_W) = \phi - \theta_W)$$

Es gibt nach dieser Betrachtungsweise für jeden verschiedenen, konstanten Wassergehalt θ_W im Boden eine spezifische Retentionsfunktion $\theta_D = f(p_{c,D-L})$ des Teilsystems Wasser-Diesel-Luft.

Versuchsanlage

Die neuentwickelte und in [GIESE, 1995] erstmals vorgestellte Versuchsanlage dient der Durchführung von dreiphasigen Multistep-Flow-Tests mit den Fluiden Wasser, Diesel und Luft an einem porösen Medium. Sie ist eine Weiterentwicklung der in [NITSCHKE et al., 1992] vorgestellten Anlage für Zweiphasenströmungen. Durch die horizontale Anordnung der zylindrischen Meßzelle kann die Bodenprobe nach Einstellung des

hydrostatischen Gleichgewichtes zwischen den Phasen als ein nulldimensionales Element idealisiert werden. Unter isothermen Bedingungen können vollständige Drainage-Imbibitions-Zyklen für beide o.g. Teilsysteme erfaßt werden. Es werden die kumulative Volumenänderung der jeweils benetzenden Phase in einem externen Vorratsbehälter (Bürette) ,die Phasendrucke der Fluide als Randbedingungen und die Zeit gemessen, woraus diskrete Wertepaare der jeweiligen Retentionsfunktionen ermittelbar sind. Die Kapillardrucksteuerung erfolgt durch Druckbeaufschlagung auf die jeweils nichtbenetzende Phase (Druckverfahren), es sind Phasendrucke von maximal 50 kPa einstellbar. Zur Separation der Fluide wurden geeignete poröse Folien aus der Biofiltrationstechnik benutzt. In Abbildung 1 ist die Versuchsanlage schematisch dargestellt.

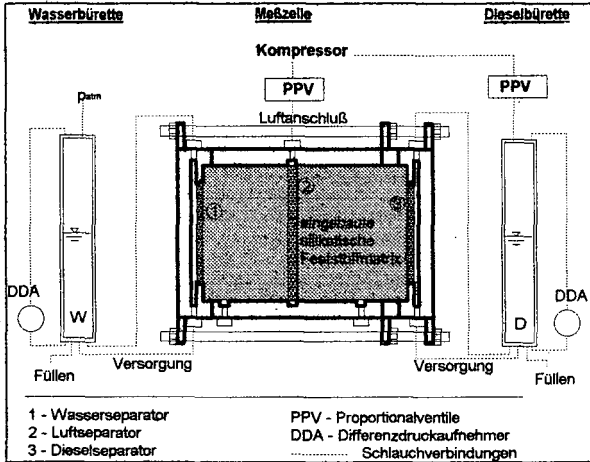


Abbildung 1: Versuchsanlage für Dreiphasenströmungen

Versuchszielstellung und -planung

Der erste Dreiphasenversuch hat Demonstrationscharakter. Neben der prinzipiellen laborativen Bestimmbarkeit von Wertepaaren (θ ; p_c) beider Retentionsfunktionen steht der Vergleich der sich einstellenden Phasenverteilungen in der Bodenprobe mit den Modellvorstellungen im Vordergrund.

Zur Planung und Versuchsoptimierung wurden zunächst Multistep-Flow-Tests am gleichen Versuchsboden mit den Zweiphasensystemen Wasser-Luft, Wasser-Diesel und Diesel-Luft durchgeführt und deren Retentionsfunktionen mit dem Parametermodell von [LUCKNER et al., 1989] durch inverse Simulation ermittelt [KEMMESIES, 1995]. Aus den Phasenrestgehalten wurde die Größe des gemeinsamen Mobilitätsbereiches im Sättigungs-dreieck (Abbildung 2) für den Dreiphasenversuch näherungsweise bestimmt. Mittels der Retentionsfunktionen war eine Abschätzung der anzulegenden Phasendrucke für den Dreiphasenversuch möglich.

Der Versuch beginnt mit der Einstellung des Zweiphasensystems Feststoff-Wasser-Diesel durch Einpressen von Diesel in die wassergesättigte Bodenprobe als Wasser-Drainage. Nachfolgend soll sich durch Einpressen von Luft das Dreiphasensystem Feststoff-Wasser-Diesel-Luft einstellen. In diesem als dreistufigen Multistep-Flow-Test geplanten Abschnitt wird eine Diesel-Drainage im Teilsystem Wasser-Diesel-Luft stattfinden, zudem wird wegen der Änderung des Dieselspiegels in der Bürette im Teilsystem Feststoff-Wasser-Diesel eine Wasser-Drainage erwartet. Abschließend soll versucht werden, den Prozeß durch Einpressen von Wasser zurückzufahren.

Versuchsverlauf und Interpretation der Versuchsergebnisse

Die anfängliche Einstellung des Zweiphasensystems Feststoff-Wasser-Diesel (Abschnitt I in Abbildung 2) gelang gut. Mit den aus dem Zweiphasenversuch Wasser-Diesel abgeschätzten Phasendrucken wurden etwa gleiche Sättigungsgrade ($S_{w,0} \approx 0,47$ und $S_{D,0} \approx 0,44$) erzielt, der Luftsättigungsgrad durch immobile, eingeschlossene Luft betrug dabei $S_{L,0} \approx 0,09$. Wasser und Diesel lagen somit zum Abschluß des ersten Versuchsabschnittes mit wahrscheinlich kohärenten, mobilen Phasengehalten im Boden vor. In den Abschnitten II, III und IV wurde

als eigentlicher Dreiphasenversuch eine Dränage des Teilsystems Wasser-Diesel-Luft in drei Druckstufen ($p_L = 4,3; 11,0; 49,0$ kPa) induziert. Nach anfangs stärkerer Dränage von Diesel befand sich dieser zum Ende des Abschnittes IV in der Nähe des Restsättigungsgrades $S_{D,r} \leq 0,12$. Die Wasser-Dränage im Teilsystem Feststoff-Wasser-Diesel hielt jedoch trotz praktisch konstantem Dieseldruck weiter an. Im letzten Versuchsabschnitt V sollte der Prozeß zurückgefahren werden (simulierter Grundwasserviederanstieg in einen kontaminierten Bereich). Dazu wurde der Luftanschluß geöffnet ($p_L = 0$ kPa) und die Wasser- und Dieselseite mit Druck beaufschlagt ($p_{W1} \approx 5$ kPa, $p_{D2} \approx 3$ kPa). Auffällig ist hier die geringe Hysterese zwischen den Abschnitten III/IV und V zum Beginn des letzten Abschnittes. Wegen fehlender Kapillardrücke war der Abschnitt V nicht mit Mehrphasenhydraulik beschreibbar. Der Versuch wurde bei Dieselaustritt aus dem Luftseparator beendet.

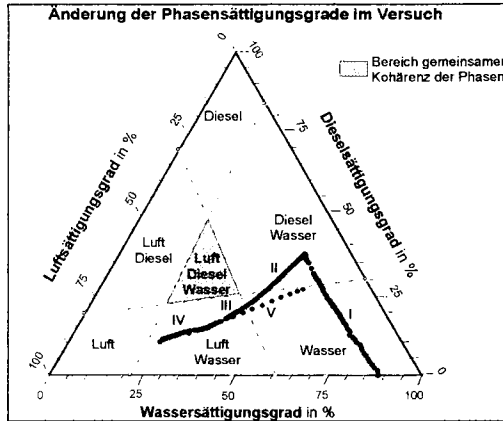


Abbildung 2: Phasensättigungsdreieck des Dreiphasenversuches

Im Versuch war die gleichzeitige Mobilität aller drei fluiden Phasen nicht zweifelsfrei nachweisbar. Der gemeinsame Mobilitätsbereich in Abbildung 2 ist nur an den Endpunkten der Begrenzungslinien mit Daten belegt, dieser Bereich wurde nicht erreicht. Entgasungen am Wasser- und Dieselseparator wiesen auf Phasenübergangsprozesse hin, die Modellvoraussetzung Nichtmischbarkeit konnte so nicht vollständig erfüllt werden. Der kontinuierliche Wasserausfluß trotz des faktisch konstanten Dieseldruckes in den Dieseldränagestufen III und IV (Abbildung 3, $86h < t < 238h$) zeigt, daß hier möglicherweise ein Zweiphasenströmungsprozeß Wasser-Luft in einem System mit immobilem Dieselrestgehalt stattfand. Der Versuch muß zur Sicherung der Aussagen unbedingt wiederholt werden.

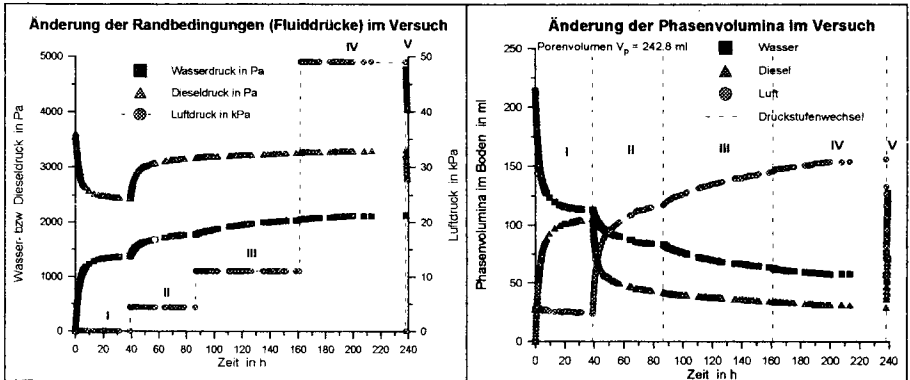


Abbildung 3: Verlauf der Phasendrucke und Phasenvolumina im Dreiphasenversuch

Aus den Diesel- und Luftrestgehalten nach Abschluß des Versuchsabschnittes V (Versuchsende) sind Abschätzungen für hydraulisch nicht bewegbare Anteile dieser Phasen bei der Sanierungsplanung möglich. Im

Dreiphasenversuch Wasser-Diesel-Luft wurde die Meßbarkeit diskreter Phasenverteilungszustände in Abhängigkeit von regelbaren Randbedingungen (Phasendruck) mit der Versuchsanlage demonstriert. Tabelle 1 faßt die Kapillardrücke und zugehörigen Phasengehalte im Versuch zu den Zeitpunkten zusammen, an denen ein annäherndes Gleichgewicht bestand.

Tabelle 1: Statische Zustände im Versuch und zugehörige Phasengehalte

	t in h	$p_{c,w-D}$ in Pa	$p_{c,D-L}$ in Pa	θ_w	θ_D	θ_L
Start	0,0	nicht def.	nicht def.	0,370 (Im)	0,0	0,050 (Dr)
I	39,0	1069	nicht def.	0,196 (Dr)	0,183 (Im)	0,040
II	86,6	1384	1135	0,143 (Dr)	0,073 (Dr)	0,203 (Im)
III	161,0	1207	7743	0,109 (Dr)	0,059 (Dr)	0,251 (Im)
IV	237,9	1186	45685	0,099 (Dr)	0,051 (Dr)	0,270 (Im)
(V)	239,1	nicht def.	nicht def.	0,221 (Im)	0,129 (Im)	0,069 (Dr)

Dr .. Phasengehalt nach Drainage

Im .. Phasengehalt nach Imbibition

(V) .. statischer Zustand zum Versuchsende nicht gesichert, keine Mehrphasenhydraulik

Literatur

Busch, K.-F., L. Luckner und K. Tiemer, 1993: Geohydraulik. Gebrüder Borntraeger, Berlin/Stuttgart.

Giese, R., 1995: Laborative Ermittlung der Strömungsparameter von Mehrphasensystemen in porösen Medien. Diplomarbeit, TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften.

Kemmesies, O., 1995: Prozeßmodellierung und Parameteridentifikation von Mehrphasenströmungsprozessen in porösen Medien. Dissertationsschrift, TU Bergakademie Freiberg, Fakultät Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau.

Luckner, L., M.Th. van Genuchten and D.R. Nielsen, 1989: A Consistent Set of Parametric Models for the Two-Phase Flow of Immiscible Fluids in the Subsurface. Water Resources Research 25, pp. 2187-2193.

Luckner, L., 1995a: Nutzbarkeit gemessener Fluidpegelstände bei der Zustandsbewertung KW-kontaminierter Standorte. Proceedings des 6. Kongresses Grundwassersanierung der UTECH Berlin, IWS-Schriftenreihe.

Luckner, L., 1995b: Erfassung von Ölkontaminationen im Untergrund durch Flüssigkeitsspiegelmessungen in Pegeln. Wasserwirtschaft 85, Heft 6, S. 304-308.

Nitsche, C., L. Luckner and M.Th. van Genuchten, 1992: An Expert System for Planning, Controlling and Analyzing Laboratory Measurements of the Soil Hydraulic Properties. Proceedings of the International Workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils. edited by M.Th. van Genuchten, F.J. Leij and L.J. Lund, Riverside, California.

Spannungs- und Deformationsvorgänge während des Einbaus von Basisabdichtungen

von

Thienemann, J.; Junge, T.; Gräsle, W.; Baumgartl, T.; Horn, R.

1. Einleitung und Fragestellung

Für den Deponiebau sind gem. TA Siedlungsabfall (TASI 1993) kombinierte Dichtungssysteme vorgesehen, bei denen insbesondere an die mineralische Komponente hohe Anforderungen an Homogenität, Stabilität und hydraulische Dichtigkeit gestellt werden.

Der Einbau von mineralischem Abdichtungsmaterial mit einer Walze stellt eine zyklische (kurzfristige) und dynamische Belastung für das Substrat dar. Dabei zählen neben maschinenspezifischen Parametern wie Radlast, Reifeninnendruck, Geschwindigkeit und Vibration bodenendogene Faktoren wie der Proctor-Wassergehalt oder Textur und Strukturierung zu den wichtigsten Einflußfaktoren auf das Ausmaß der Bodenbeanspruchung. Generell erfolgt der Einbau bei einem Wassergehalt über dem optimalen Proctorwassergehalt, auf dem feuchten Ast der Proctorkurve, da hiermit gemäß TASI eine aussagefähige Vergleichsgröße für die Qualitätskontrolle und ein gesicherter Zusammenhang zwischen Proctordichte und Leitfähigkeit bzw. Dichtigkeit besteht.

In welchem Maß eine dynamische Verdichtung Einfluß auf die Stabilität und die Dichtfunktion des Materials hat, sollte mit Hilfe von bodenmechanischen Spannungs- und Deformationsmessungen an der Basisabdichtung der Deponie Damsdorf untersucht werden. Dabei wurden die dreidimensionalen Spannungseinträge, die Bodenbewegungen und die Verformungsanteile in Abhängigkeit der Befahrungshäufigkeit quantifiziert.

2. Material und Methoden

- Materialparameter:**
- Geschiebemergel, leicht plastischer Ton, aggregiert
 - Ausgangs-dB: 1,56 g/cm³
 - hydraulische Leitfähigkeit: $2,3 \cdot 10^{-10}$ m/s
- Walzenzug:**
- Glattmantelwalze, vibrierend, 18 t, Fahrgeschwindigkeit ca. 0,5 m/sec., 6 Überfahrten, 4 Vorbeifahrten
- Sensor:**
- kombinierte Spannungs- und Bewegungsmessung mit **Stress State Transducer, SST** (NICHOLS et al., 1987, JOHNSON & BURT, 1990 und GRISSO et al., 1990) und **Deformation Transducer System, DTS** (KÜHNER, 1993)
 - Einbau gestört, Sensormitte 30 cm unter der Bodenoberfläche auf der Frässohle
 - zusätzlich Ermittlung der Eindringwiderstände, der Lagerungsdichten, Wassergehalte und pF/WG-Charakteristiken nach jeder Überfahrt.

3. Ergebnisse

3.1 Spannungszustände

Die aus den Meßdaten ermittelten räumlichen Spannungszustände während der einzelnen Befahrungereignisse zeigen, daß das Substrat trotz zunehmender Befahrung keine starre Bodenmatrix ist, denn die drei Hauptspannungen s_1 , s_2 und s_3 variieren mit jeder Überfahrt und stehen in keiner konstanten Beziehung zueinander. Es treten sowohl Druckspannungen als auch Zugspannungen auf. Nach dem maximalen Spannungseintrag von ca. 350 kPa bei der 3. Überfahrt nehmen die Spannungseinträge in den Hauptachsen sogar wieder bis zur 6. Überfahrt ab. Bei allen Überfahrten überschreiten außerdem die Maximalwerte der mittleren Scherspannungen (OCTSS) die Maximalwerte der mittleren Normalspannungen (MNS) im Durchschnitt jeweils um ca. 100 kPa (nicht dargestellt). Bei den geringen Scherwiderständen des Substrates werden Bodenbewegungen und -deformationen infolge von Scherverformung bzw. Scherbrüchen möglich.

3.2 Vertikal- und Horizontalbewegungen

Die mechanische Belastung ruft horizontale und vertikale Bodenbewegungen hervor, die von der Befahrungshäufigkeit und der Befahrungsrichtung abhängen (Abb. 1). Dabei wird das Material auf der Frässohle um insgesamt 20 bis 30 mm hin- und hergeschoben und bis zu 60 mm vertikal verschoben. Die deutlichste zweidimensionale Bodenbewegung findet bis zur dritten Überfahrt statt und sind z.T. irreversibel. Außerdem tritt auch eine horizontale Materialflucht ein. Ab der 4. Überfahrt überwiegen elastische Reaktionen des Materials.

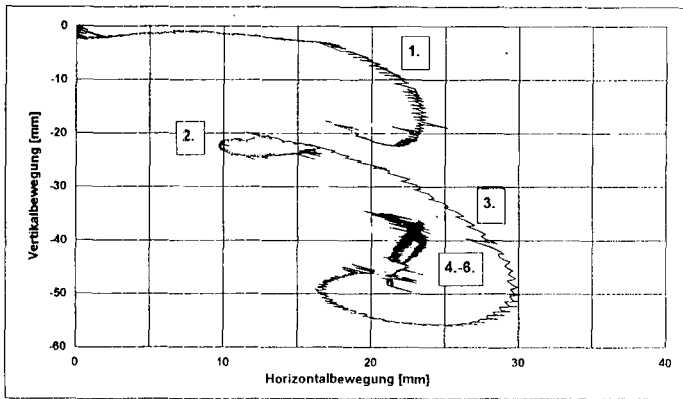


Abb. 1: Vertikal- und Horizontalbewegungen eines Bodenelementes in Abhängigkeit der Befahrung

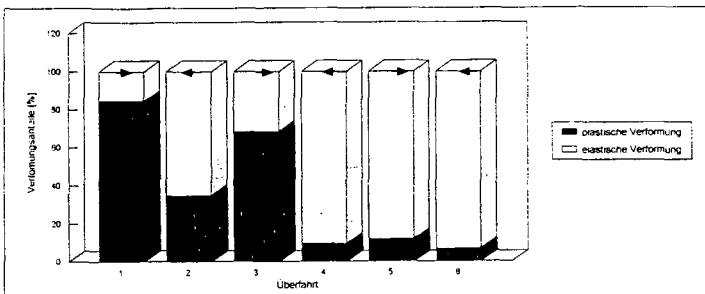


Abb. 2: Plastische u. elastische Verformung

3.3 Verformung

Die vertikalen Bodenbewegungen bestehen aus translativen und divergenten Bewegungskomponenten, d.h. daß das Material sowohl eine Parallelverschiebung in der Vertikalen als auch eine Volumenverringerung in Abhängigkeit der Befahrungshäufigkeit erfährt. Die größte Volumenverringerung des Bodenelementes unter der Spur tritt bis zur dritten Überfahrt auf. Bis dahin überwiegen auch die plastischen Reaktionen des Materials, so daß das Material bis auf 15,5 cm und damit auf fast die Hälfte seines Anfangsvolumens verdichtet wird (Tab. 1). Ab der 4. Überfahrt ist aufgrund von zunehmenden elastischen Reaktionen die volumenverringende Deformation nur noch minimal. Aus diesem Grund wird die mit der dritten Überfahrt erreichte Lagerungsdichte von 1,88 g/cm³ kaum noch überschritten (Abb. 2).

3.4 Gefüge- und Stabilitätsänderungen

Infolge der Spannungseinträge, der Scherprozesse und der Bodenbewegungen kommt es zunächst über die Abnahme des Interaggregatraumes zu einer dichteren Aggregatpackung. Das Gesamtporenvolumen (GPV) verringert sich (Tab.1) bei fast konstanten Fein-, Mittel- und engen Grobporenanteilen (Feinporen ca. 17 Vol-%, Mittelporen ca. 5 Vol-% und enge Grobporen ca. 2 Vol-%) von 32 auf 29 Vol-%, wobei nicht alle ursprünglich im Einbausubstrat vorliegenden Aggregate dabei zerstört, sondern in die untere Lage hineingedrückt werden, wie Profilgrabungen zeigten. Ca. 5 Vol-% der Poren sind mit Luft gefüllt. Eine leichte Zunahme der gravimetrischen Wassergehalte (Tab.1) weist auf eine Wasseraufnahme aus dem umgebenden Material hin.

Wie aus der Änderung der pF/WG-Charakteristik mit zunehmender Befahrung deutlich wird, kommt ab der 4. Überfahrt den Wassergehalten eine zunehmende Bedeutung für die mechanischen Spannungseinträge und deren Wirkung zu, da mit zunehmend flachen Kurvenverlauf schon bei geringen Wassergehaltsänderungen hohe Wasserspannungsänderungen zu erwarten sind. Eine geringe Zunahme der Wassergehalte bedeutet in diesem Fall eine drastische Abnahme der stabilisierenden Wasserspannungen und damit eine Abnahme der Gesamtstabilität des Materials. Aus diesem Grund ist auch der Verdichtungserfolg ab der 4. Überfahrt nur noch gering. Weitere Folgen sind eine horizontale Einregelung von Partikeln sowie eine horizontale Schichtung mit Entlastungsfugen und einer z.T. schlechten Anbindung der einzelnen Lagen.

Tabelle 1: Volumenänderung und Änderung der Wassergehalte mit zunehmender Befahrung

Überfahrt	s1 (kPa)	Setzung (mm)	d _B (g/cm ³)	ε*	GPV (Vol-%)	D**	WG (Gew-%)	WG (Vol-%)
0	-	-	1,56	0,69	40,97	-	11,88	18,59
1	233	81	1,82	0,46	31,34	0,19	12,85	23,36
2	252	137	1,82	0,46	31,44	0,14	12,20	22,17
3	343	145	1,87	0,42	29,33	0,23	12,00	22,47
4	281	152	1,88	0,41	28,89	0,20	12,71	23,96
5	195	152	1,89	0,41	28,84	0,20	12,33	23,23
6	273	154	1,88	0,41	28,97	0,19	12,56	23,65

*ε = Porenziffer, **D= Deformationskoeffizient aus dem Verhältnis Sensortiefe/ Spurtiefe

Wie sensibel das System nach der dynamischen Verdichtung auf Wassergehaltsänderungen und in weitaus stärkerem Maß auch auf Vibrationen reagiert, zeigten Tensiometermessungen auf der verdichteten Untersuchungsfläche im Verlauf der Tiefe und eines Zeitraumes einer Woche (Abb. 3). In Abhängigkeit von der Temperatur stellten sich während einer Ruhephase innerhalb eines Tages hohe Gradienten und Wasserspannungen ein, deren Spannungskomponenten die Zugfestigkeit des Materials überschritten und zur Rißbildung führten. Andererseits zeigte sich auch, daß das Material auf Vibration infolge einer nachträglichen Vorbeifahrt einer Fräse mit einem sofortigen Verlust der „stabilisierenden“ Wasserspannungen reagiert. In diesem Fall verringert sich die Stabilität des Materials durch freies Wasser im Porenraum (HARTGE & HORN, 1991 und MITCHELL, 1993).

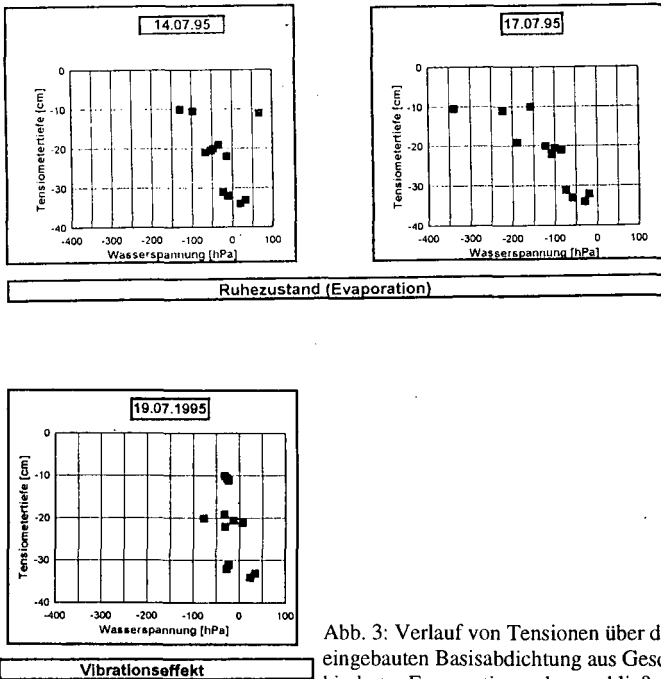


Abb. 3: Verlauf von Tensionen über die Tiefe in einer frisch eingebauten Basisabdichtung aus Geschiebemergel bei unbehinderter Evaporation u. b. anschließender einmaliger Vibration

4. Zusammenfassung

1. Verdichtungserfolg und Verdichtungsqualität eines Geschiebemergels, der nach TASI (1993) eingebaut wurde, hängt u.a. von der Befahrungsrichtung und von der -häufigkeit ab.
2. Maximale Spannungseinträge, Bodenbewegungen, Volumenabnahmen sowie die maximale Dichte des Materials wurden bis zur dritten Überfahrt erreicht. Jede weitere Befahrung bewirkt keine Zunahme der Stabilität.
3. Zwar kann während einer anschließenden Ruhephase eine zunehmende Stabilisierung eintreten, aber durch weitere Befahrungen, d.h. dynamische und kurzfristige Lastereignisse, kann das Material sehr schnell und unkontrolliert wieder destabilisiert werden.
4. Die Verdichtung von Geschiebemergel mit Proctor-Wassergehalten bewirkt aufgrund der erlangten Porencharakteristik eine hohes Risiko der Ribbildung.

Literatur

- GRISSO, R.D., C.E. JOHNSON AND A.C. BAILEY (1987): Soil compaction by continuous deiatoric stress. Trans., ASAE, Vol. 30, No 5, pp 1293-1301.
- JOHNSON, C.E. and E.C. BURT (1990): A method of predicting soil stress state under tires. Trans., ASAE, Vol.33, No. 3, pp 713-717.
- HARTGE, K.H., & R. HORN (1991): Einführung in die Bodenphysik, Enke Verlag Stuttgart.
- KÜHNER, S. (1993): Eine Methode zur Erfassung von spannungsinduzierten Verformungen im Boden unter fahrenden Traktoren. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1367-1370.
- MITCHELL, J.K. (1993): Fundamentals of soil behavior, second edition, pp 375 - 382, John Riley & Sons
- NICHOLS, T.A., A.C. BAILEY, C.E. Johnson and R.D. GRISSO (1997): A stress state transducer for soil. Trans., ASAE, Vol. 30, No.5, pp 1237-1241B.

Die Veränderung des Gefüges auf der Vortriebsfläche einer Basisabdichtung und ihre quantitative Kennzeichnung mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie

von

Wolf, H.-J.; Hecker, J.-M.; Diestel, H.*

1. Einleitung

Bereits fertiggestellte mineralische Dichtungsschichten sind nicht selten noch vor Inbetriebnahme der Deponie über längere Zeiträume direkt den Auswirkungen des Wetters ausgesetzt. Vor allem starke Niederschläge, niedrige Temperaturen bis hin zu Frost sowie hochsommerliche Temperaturen wirken sich dabei auf das Gefüge der Dichtung aus. Wie groß die sich daraus ergebenden Veränderungen sind und welche Folgen sie auf die Qualität der Dichtung haben, läßt sich häufig nur schwer abschätzen.

Die **gefügemorphologische Analyse** stellt eine wertvolle Ergänzung zu den herkömmlichen Verfahren der **Beurteilung** chemischer und physikalischer Einwirkungen auf mineralische Abdichtungen dar. Als Instrumentarium für derartige Untersuchungen bietet sich die moderne Röntgen-Computertomographie (CT) an. Sie ist nicht nur die zur Zeit **einzig zerstörungsfreie Untersuchungsmethode** für die angesprochenen Zielsetzungen, sondern sie ermöglicht neben einer **qualitativen** Beschreibung des Gefüges am Röntgenbild auch **quantitative** Aussagen. Hierfür wurde am Fachgebiet für Wasserhaushalt und Kulturtechnik der TU Berlin ein **Computerprogramm** entwickelt, mit dessen Hilfe über die Ermittlung **morphometrischer Parameter** aus den digital vorliegenden Bilddaten quantitative Aussagen über die Art und den Umfang der **Gefügeveränderungen** gemacht werden können.

Die im Beispielfall untersuchten Stechzylinderproben wurden aus Vortriebsflächen mineralischer Basisabdichtungssysteme entnommen und unterscheiden sich hinsichtlich Alter (6 Monate, 1 Jahr, 2 Jahre), Einbauart (geknetet, gefräst) und Lage (Böschung, Ebene). Einen Eindruck von den sich im Röntgenbild darstellenden Gefügeveränderungen vermitteln beispielhaft zwei Schichtbilder von Dichtungsproben unterschiedlichen Alters (Abb. 1).

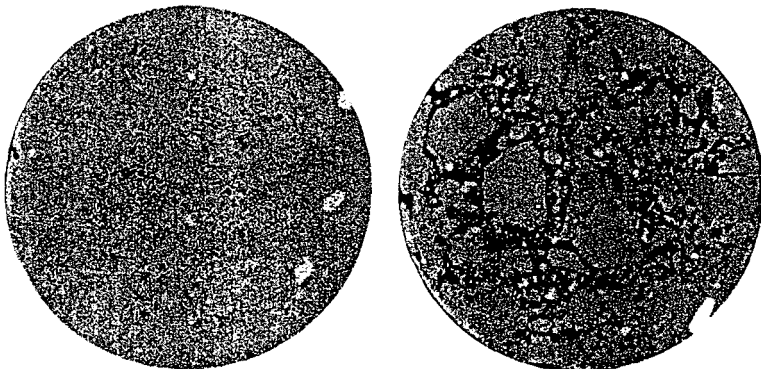


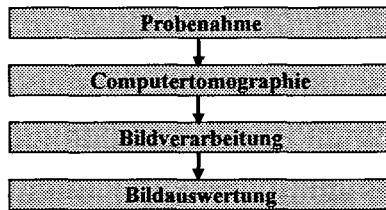
Abb. 1: Röntgenbilder zweier unterschiedlich alter Dichtungsproben (links - ½ Jahr, rechts - 2 Jahre)

Das CT-Schichtbild der 6 Monate alten Vortriebsfläche zeigt ein relativ dichtes, homogenes Kohärentgefüge, das keine größeren Hohlräume erkennen läßt (schwarze Flächen). Deutliche Gefügeveränderungen dagegen sind bei den Materialien der 2 Jahre alten Basisabdichtung festzustellen. Im Vergleich zum kohärenten Gefüge der jüngeren Probe weist der Ton hier eine deutliche Aggregation auf.

Ziel dieser Untersuchung ist es, die in den CT-Schichtbildern sichtbaren Gefügeveränderungen über das Instrumentarium der digitalen Bildverarbeitung zu messen und zu bewerten.

2. Untersuchungsverfahren

Abbildung 1 zeigt in einem Flußdiagramm die einzelnen Verfahrensschritte von der Probenahme bis hin zur Auswertung der CT-Daten, die im folgenden näher erläutert werden.



2.1. Probenahme

Im Anschluß an die Entnahme der Dichtungsprobe muß diese für die CT-Untersuchungen zunächst aus dem Stechzylinder genommen werden. Dieser Schritt ist notwendig, da die Röntgenstrahlen von dem Stahlmantel des Stechzylinders reflektiert werden. Beim Einsatz von Kunststoffbehältnissen bei der Probenahme entfällt dieser Schritt. Weiterhin ist darauf zu achten, daß zwischen der Probenahme und der CT-Untersuchung möglichst kurze Zeiträume liegen, um nachträgliche Veränderungen der Probe zu vermeiden.

Im vorliegenden Beispiel wurden die Stechzylinder vorsichtig aufgesägt, die Probekörper in Folie eingeschweißt und anschließend zur Stabilisierung eingegipst. Die Folie diente zur Minimierung von Feuchtigkeitsverlusten.

2.2. Computertomographie

Ein um die Probe rotierender Detektor zeichnet bei definierten Winkelabständen die Absorption der Röntgenstrahlung einer 1 mm starken Schicht auf. Nach Durchlaufen eines Rekonstruktionsalgorithmus liegt eine Matrix von 512x512 Werten (\Leftrightarrow 262144 Pixel pro Bild) vor, die die örtliche Verteilung der Schwächungswerte innerhalb einer Schicht abbildet. Die Schwächung der Röntgenstrahlung durch das Substrat wird in Hounsfield Units [HU] gemessen, die eine Spanne von -1000 (repräsentiert definitionsgemäß Luft), über 0 (repräsentiert Wasser) bis +3095 abdecken. Jeder Bildpunkt (Pixel) bzw. HU-Wert im Röntgenbild, dargestellt durch einen entsprechenden Grauwert, repräsentiert den Mittelwert der Absorptionen aller Phasen innerhalb eines Quaders mit den Ausmaßen 0,1 x 0,1 x 1,0 mm (Auflösung x Schichtdicke). Da es sich also um Volumenelemente und nicht um Bildpunkte i.e.S. handelt, spricht man auch von „Voxeln“. Auf den Bildern werden niedrige Voxelwerte (Schwächungswerte) dunkel, hohe, d.h. röntgendichte Bereiche, hell dargestellt.

Durch einen exakten Vorschub der Probe wird ein schichtweises Scannen und damit die Abbildung eines vollständigen Körpers im 3D-Raum möglich.

2.3. Bildverarbeitung

Nachdem die digitalen Bilddaten der Probe über Magnetbänder von dem Großrechner des Computertomographen zum PC übertragen wurden, müssen sie zur Weiterverarbeitung in ein gängiges Grafikformat konvertiert werden. Mit Hilfe von Bildverarbeitungsprogrammen werden die Daten dann für die weiteren Verfahrensschritte vorbereitet. An dieser Stelle lassen sich bereits über die Verteilung der Grauwerte (Histogramme) und die Spreizung interessierender Grauwert- bzw. **Dichtebereiche** erste Ergebnisse ableiten, auf die jedoch erst im folgenden Abschnitt eingegangen wird.

Wichtigster Schritt im Rahmen der Bildverarbeitung ist die Binärbilderstellung, bei der die Graustufenbilder auf schwarz und weiß reduziert werden. Schwarz entspricht dabei der Matrix, weiß den Hohlräumen. Dabei ist zu beachten, daß die Grenzfestlegung fehlerbehaftet ist, der wirkliche Hohlraum der Schicht also nicht exakt mit dem sich dann darstellenden übereinstimmen muß. Dieser Umstand resultiert aus folgenden Fehlerquellen:

1. Mikroporen können aufgrund der begrenzten Auflösung nicht als Einzelporen wahrgenommen werden.
2. Der resultierende Grauwert entspricht der Dichteverteilung innerhalb eines Volumenelementes (Voxels), d.h. es handelt sich um einen Summenwert. Man spricht in diesem Zusammenhang von dem Partialvolumeneffekt.
3. Die Grenzfestlegung Hohlraum / Matrix kann zwar nach vorgegebenen Methoden (PEYTON et al, 1991) erfolgen, bleibt aber dennoch willkürlich.

Um auf die oben aufgeführten Unterschiede zwischen den wirklichen Hohlräumen der Schicht und den computertomographisch ermittelten hinzuweisen, wird im folgenden dem Begriff Hohlraum das Suffix CT angehängt. Bei der Ermittlung morphometrischer Parameter gehen wir nicht von absoluten sondern von relativen Werten aus. Es werden sämtliche Rahmenbedingungen wie Einstellungen der CT, Verfahrensablauf sowie die Bestimmung der Hohlraum / Matrix-Grenze mit einem festgelegten Grauwert konstant gehalten um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Mit Hilfe der Bildverarbeitung ist es weiterhin möglich, durch die Wahl eines Ausschnittes die bei der Probenahme verursachten Gefügeveränderungen entlang des Probenmantels (Randumläufigkeiten) zweckentsprechend zu berücksichtigen.

2.4. Bildauswertung

Für eine quantitative Auswertung der Hohlräume_{CT} werden die Binärschichtbilder mit Hilfe eines eigens dafür entwickelten **windowsfähigen Computerprogramms** bearbeitet. Es läßt sich ein sehr breites Spektrum morphometrischer Parameter ermitteln, das je nach Zielsetzung definiert werden kann.

Im Beispielfall wurden folgende Parameter ermittelt:

- Hohlraumanzahl_{CT}
- Hohlraumvolumen_{CT}
- Hohlraumoberfläche_{CT}
- Median der Hohlraumbreitenverteilung_{CT}

Einzelheiten zu diesen Parametern, die zur Kennzeichnung einer möglichen Durchströmung dieser Schichten dienen sollen, sind in DIESTEL (1993) erörtert.

3. Ergebnis

Es lassen sich, wie in Abschnitt 2.3 schon erwähnt, sowohl das Datenmaterial der Binärbilder als auch das der Graustufenbilder auswerten. Im folgenden sollen die Ergebnisse dieser beiden Methoden jeweils getrennt dargestellt werden.

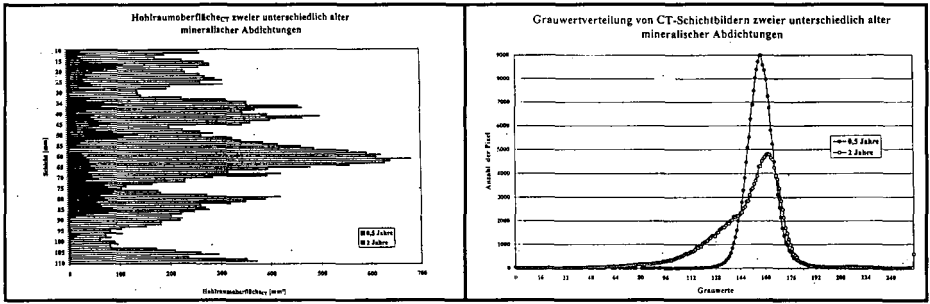


Abb. 2: Auswertung Binärbild

Abb. 3: Auswertung Graustufenbild

Beispielhaft für die Ermittlung morphometrischer Parameter aus den Binärbildern wurde die Hohlraumoberfläche_{CT} zweier unterschiedlich alter Dichtungsproben (1/2 Jahr, 2 Jahre) untersucht. Die Hohlraumoberfläche_{CT} pro Schicht ergibt sich aus der Summe der gemessenen Grenzflächen zwischen Hohlraum_{CT} und Matrix_{CT}. Dazu wurden die beiden Stechzylinderproben (Durchmesser 9 cm, Höhe · 10 cm) mm-weise eingescannt und die einzelnen Schichtbilder wie oben beschrieben verarbeitet und ausgewertet. Abbildung 2 zeigt für die jüngere Probe deutlich geringere Hohlraumoberflächen_{CT}, bedingt durch eine nicht vorhandene Aggregatbildung bzw. das Fehlen von Ribbildungen. Bei beiden Proben läßt sich weiterhin eine Regelmäßigkeit bezüglich der Schichtabfolge erkennen: das Abwechseln relativ „dichter“ mit weniger „dichten“ Schichten in einem Abstand von ca. 2 cm. Dieses Phänomen, das bei der älteren Dichtungsschicht wesentlich deutlicher ausgeprägt ist, kann auf Verdichtungen bei der Probenahme zurückgeführt werden.

Im Gegensatz zu der Ermittlung morphometrischer Parameter aus den Binärbildern findet bei der Auswertung der Graustufenbilder nicht ein „Vermessen“ von Hohlraum/ Matrix-Beziehungen statt, sondern ein Auszählen von Grauwerten einzelner Schichtbilder. Über die Verteilung dieser Grauwerte, die jeweils spezifische Dichten eines Volumenelementes darstellen, lassen sich Aussagen über die Homogenität der untersuchten Dichtungsschicht treffen. In Abbildung 3 sind beispielhaft die Grauwertverteilungen zweier Proben unterschiedlichen Alters (1/2 Jahr, 2 Jahre) aufgezeigt. Es wird deutlich, daß sich die beiden Kurven sowohl hinsichtlich der jeweiligen Maxima als auch hinsichtlich der Ausformung unterscheiden. Mit Hilfe statistischer Verfahren lassen sich nun Aussagen über die Homogenität der Dichtung treffen. Dabei sollte die Standardabweichung als Maß für die Streuung um den Mittelwert sehr gering und der Mittelwert der Grauwertverteilung selbst möglichst hoch (also hell) sein. Aussagen über absolute Werte können aufgrund der geringen Probenanzahl an dieser Stelle noch nicht getroffen werden.

Literatur

DIESTEL, H. (1993): Saturated Flow and Soil Structure. Springer Berlin/ Heidelberg.

PEYTON, R.L., ANDERSON, S.H. and GANTZER, C.J. (1991): Measurement of Soil Structure, Water Movement and Solute Transport Using Computed Tomography. Tech. Rep. to U.S. Geol. Survey., Reston, VA, Grant 14-08-0001-G1643.

Untersuchungen zur Ermittlung realistischer Zugdehnungskennwerte bindiger Deponiedichtungserdstoffe

von

Quandt, T.; Maske, T.; Riße, J.

1. Einführung und Problemstellung

Kommt es durch ungleichmäßige Deponieuntergrund- oder Abfallsetzungen zur Verformung der mineralischen Dichtung, so gerät diese u. a. unter Zugbeanspruchung. Auftretende Zugspannungen bewirken Materialdehnung mit Porenvergrößerung und im Extremfall die Bildung von Rissen (Bild 1).

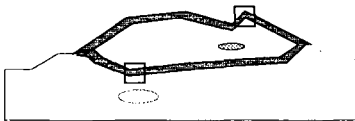
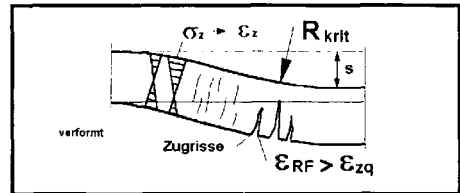


Bild 1. Verformungs- und Schädigungsmechanismus (schematisch)



Zum Ausschluß von Schäden werden ausreichende Verformbarkeit des Dichtungsmaterials und regelmäßige Funktionskontrollen der Dichtung verlangt. Eine geeignete Beurteilungsgrundlage stellte SCHERBECK mit dem "**Verformungsnachweis für mineralische Abdichtungsschichten**" [3/4] vor, welcher im ersten Schritt den Vergleich der erdstoffspezifischen Materialdehnbarkeit ϵ_{zq} mit der aus geometrischen Daten ableitbaren Materialdehnung ϵ_{RF} (Randfaserdehnung) vorsieht.

$$\eta \geq \epsilon_{zq} / \epsilon_{RF} \quad \text{mit } \eta > 2,0 \quad (1)$$

Für die versuchstechnische Ermittlung des Parameters ϵ_{zq} (als Grenzzugdehnung), dessen Kenntnis i. a. zur Beurteilung der Verformungssicherheit vor Einbaubeginn erforderlich ist, liegt es nahe, labor-technisch hergestellte Prüfkörper heranzuziehen. Untersuchungsergebnisse [7/8] weisen allerdings bzgl. künstlich verdichteter bindiger Erdstoffe auf das Problem der Übertragbarkeit bodenmechanischer Kennwerte, die an labortechnisch hergestellten Prüfkörpern erzielt wurden, auf Feldbedingungen hin, wofür u. a. einbautechnologische und Materialparameter Ursache sind (Tab. 1).

Laborverdichtung

- rammende Art der Verdichtung (z.B. Proctor)
- starre Seitenbegrenzung (Stahl)
- homogene, kleine Aggregatgrößen (Siebung)
- homogene Durchfeuchtung
- gleichmäßige, einstellbare Verdichtungsarbeit

Feldverdichtung

- Knet-,Walk- und Vibrationsbeanspruchung
- quasistarre Seitenbegrenzung (Erdstoff)
- u.U. inhomogene Aggregatgrößen
- u.U. Zonen inhomogener Durchfeuchtung
- u.U. örtlich variierende, nicht klar einstellbare Verdichtungsarbeit

Tab. 1. Einflußgrößen auf bodenmechanische Parameter aus Einbautechnologie und Materialzustand

Der Mangel an veröffentlichten Ergebnissen und fehlende normierte Anforderungen zur Ermittlung realistischer **Zugdehnungskennwerte** ϵ_{zq} waren Anlaß, das Zugdehnungsverhalten bindiger Depo-

niedichtungs-erdstoffe hinsichtlich auftretender Anisotropie und des Einflusses der Beanspruchungsgeschwindigkeit (Labor) zu untersuchen sowie an Labor - und Feldproben desselben Materials ermittelte Zugkennwerte zu vergleichen.

2. Versuchseinrichtung - Untersuchungsmaterialien - Probenherstellung/-gewinnung

Für die hier dargestellten Untersuchungen wurden **einaxiale Zugversuche** durchgeführt, bei denen beidseitig eingespannte zylindrische Prüfkörper unter Registrierung des Spannungs-Verformungsverlaufs bei konstantem Vorschub (weggesteuert) bis zum Versagen (Rißbildung, Zugspannungsabfall) belastet wurden (Bild 2a). Die **Probeneinspannung** (Bild 2 b), bei Erdstoffen ein auf unterschiedliche Weise gelöstes Problem [3/5/6], erfolgte durch einen mittels Unterdruck über spezielle Fixierungselemente (Zughalterung) erzeugten Preßverbund.

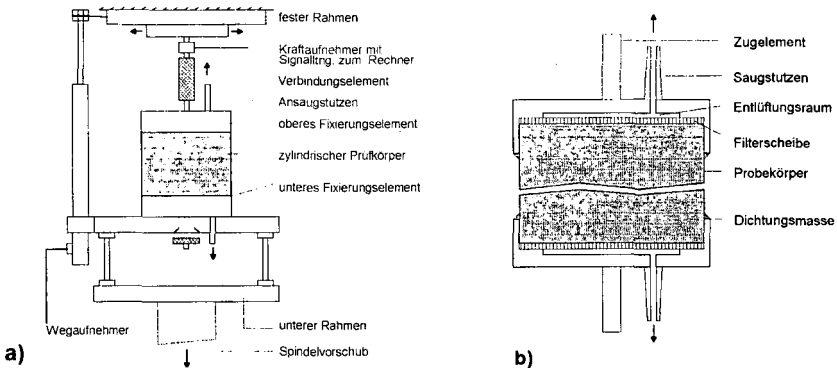


Bild 2. a) Versuchsanordnung zur Durchführung einaxialer Zugversuche an bindigen Erdstoffen
b) Fixierungselement für zylindrische Erdstoffproben (schematisch)

Die Versuchserdstoffe (DE 1-4) entstammten aktuellen und abgeschlossenen Bauvorhaben (Tab.2):

	DE 1	DE 2	DE 3	DE 4 ¹⁾	1) Werte nach MELCHIOR [1] u. VIELHABER [2]
Bodengruppe/ -art	TM - U,t	TL - U ₁ ,f ₁ ,t	TL - L	TL - L ₁ ,s,g	
Plastizität I_p	23,20	11,94	15,50	8,90	
Konsistenzzahl I_c (bei w_{sp})	0,95 - steif	1,27 - halbfest	0,86 - steif	0,8 - steif	
Tonfraktion [Gew.-%]	25,00	26,00	24,60	17,00	
S [n. Mitchell]	1,50	0,42	0,56	0,09	
Aktivitätszahl I_A	0,89 - normalaktiv	0,47 - inaktiv	0,59 - inaktiv	0,40 - inaktiv	
Kalkgehalt [Gew.-%]	3,10	21,40	18,40	16,30	

Tab.2. Bodenmechanische Kennwerte der Versuchsmaterialien

Unter Laborbedingungen wurden ungeschichtete **Proctorproben (Proctor)** durch beidseitige Verdichtung (je 50 Schläge) einer homogenen Erdstoffschicht (randvoll eingefüllt) mit Probenlängen von 70 - 90 mm und Verdichtungsgraden zwischen 95 % und 100 % einfacher Proctordichte hergestellt. Mit einer zweiten Methode, die zur Simulation realer Einbaubedingungen geeigneter erschien, wurde das Material in einer Stahlform lagenweise mittels **Elektrohämmer (BoschH)** und **Stamperplatte** verdichtet. Die daraus quer zur Verdichtungsrichtung mit Stechzylinder entnommenen Probekörper wiesen Verdichtungsgrade um 100 % einfacher Proctordichte bei Längen von 100 - 120 mm auf. Die Wassergehalte entsprachen dem Optimum bzw. aus Gründen der Vergleichbarkeit dem der Feldproben. Die Beschaffung von **Feldproben (Feld)** ergab sich im Rahmen der Qualitätsüberwachung beim Dichtungseinbau bzw. laufender Forschungsvorhaben (Hamburg). Entsprechende Prüfkörper

wurden als Stechzylinderproben somit aus sich im Einbau befindlichen oder bereits eingebauten Dichtungsschichten parallel bzw. quer zur Hauptverdichtungsrichtung gewonnen. Alle Prüfkörper wurden, vor Austrocknung geschützt, mehrere Tage vor Versuch gelagert.

3. Ergebnisse

3.1 Zugdehnungsverhalten in Abhängigkeit von der Verdichtungsrichtung

Die Zugbeanspruchung der Dichtungsschicht verläuft bei ungleichmäßiger Verformung quer zur Hauptverdichtungsrichtung. Zur Vergleichbarkeit von Labor- und Feldkennwerten und Verifizierung von Anisotropien des eingebauten Dichtungsmaterials im Zugdehnungsverhalten wurden zunächst sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung gewonnene Feldproben untersucht. (Tab.3)

	DE 3 A ¹⁾		DE 3 B ²⁾		DE 1		DE 4 ³⁾	
	horizontal	vertikal	horizontal	vertikal	horizontal	vertikal	horizontal	vertikal
Entnahmerichtung								
Probenanzahl	n = 3	n = 6	n = 12	n = 12	n = 16	n = 12	n = 14	n = 18
Grenzzugdehnung ϵ_{zq} [%]	2,39	1,93	0,27	0,27	0,24	0,14	0,36	0,22
STABW [%]	12,90	30,00	26,00	31,70	18,10	38,90	22,80	38,20
Grenzzugspannung σ_{zq} [kPa]	47,50	32,40	17,50	14,90	46,60	34,70	25,20	17,30
STABW [%]	2,80	32,60	22,10	32,40	18,40	48,50	18,30	39,10
Bemerkungen	$v_z = 1,8$ mm/h $w = 0,13 - I_c = 1,05$ Schafußwalze 6 Übergänge		$v_z = 0,72$ mm/h $w = 0,15 - I_c = 0,92$ Schafußwalze 6 Übergänge		$v_z = 0,72$ mm/h $w = 0,22 - I_c = 0,74$ Schafußwalze 6 Übergänge		$v_z = 0,72$ mm/h $w = 0,10 - I_c = 1,12$ Doppelvibrations- Glattradwalzen	

¹⁾ Entnahme und Beprobung 10 Monate nach Einbau ²⁾ Material und Herstellung wie DE 3 A, jedoch seit mind. 2 Jahren ungeschützt unter Witterungseinfluß ³⁾ Entnahme und Beprobung 7 Jahre nach Einbau

Tab. 3. Zugversuchsergebnisse Feldproben (horizontale und vertikale Entnahme)

Die erzielten Ergebnisse weisen eine deutliche Richtungsabhängigkeit sowohl der Grenzzugdehnung ϵ_{zq} als auch der Grenzzugspannung σ_{zq} auf, die möglicherweise auf einbaubedingte Lagerungsverhältnisse der Pseudoaggregate (Erdklumpen) rückführbar ist (horizontal, plattig). Auffallend sind die sichtbar kleineren Kennwertstreuungen bei horizontaler Beanspruchung und die starke Änderung des Zugdehnungsverhaltens nach extremen Witterungseinflüssen infolge Aggregation (DE 3 B).

3.2 Einfluß der Beanspruchungsgeschwindigkeit

Verformungsprozesse auf Deponien verlaufen mit Geschwindigkeiten, die im Labor nur schwer erreichbar sind. Zugversuche an "geproctorten" Prüfkörpern bei Zuggeschwindigkeiten v_z zwischen 0,45 mm/h und 40 mm/h dienen zur Beantwortung der Frage, ob in "ökonomischem" Zeitrahmen eine Beeinflussung der Grenzzugdehnung durch die Zuggeschwindigkeit auftritt und ggf. bei weiteren Versuchen zu berücksichtigen wäre.

	DE 3		DE 2		
v_z [mm/h]	4,50	0,45	40,00	4,50	0,45
Probenanzahl	n = 5	n = 5	n = 6	n = 10	n = 7
Grenzzugdehnung ϵ_{zq} [%]	0,29	0,20	0,28	0,28	0,19
STABW [%]	12,80	25,40	18,60	27,30	35,10
Grenzzugspannung σ_{zq} [kPa]	20,90	24,70	13,90	16,80	14,30
STABW [%]	18,20	18,70	23,70	35,00	13,90
Bemerkungen	$w = 0,16$ $I_c = 0,53$	$w = 0,16$ $I_c = 0,53$	$w = 0,20$ $I_c = 1,05$	$w = 0,19$ $I_c = 1,13$	$w = 0,19$ $I_c = 1,13$

Tab. 4: Vergleich Zugdehnungskennwerte - Variation der Zuggeschwindigkeit

Die in der ersten Untersuchungsphase durchgeführten Zugversuche ließen bei Standardabweichungen zwischen ca. 12 % bis 35 % eine Tendenz zu mit zunehmender Beanspruchungsgeschwindigkeit ansteigenden Dehnungswerten erkennen, was mit der kurzzeitigen Wirkung von

Porenwasserunterdrücken erklärt werden könnte. In Anlehnung an natürliche Verformungsprozesse wurde der Großteil der Zugversuche mit Geschwindigkeiten zwischen 0,45 und 0,72 mm/h gefahren.

3.3 Gegenüberstellung von Zugdehnungskennwerten Laborproben-Feldproben

Die Übertragbarkeit von an Laborproben gewonnenen Zugdehnungskennwerten auf Feldbedingungen ist wichtigster Maßstab für deren Brauchbarkeit. Gegenübergestellte Feld- und Laborkennwerte (Tab.4) zeigen, daß vergleichbare Verdichtungs- und Konsistenzparameter nicht allein als Übertragbarkeitskriterium für Zugdehnungskennwerte gelten können. Der Kennwertvergleich (Entnahme im Feld und Versuchsdurchführung bei DE 3 ca. **10 Monate**, bei DE 2 und DE 1 jeweils **unmittelbar** nach Einbau) gibt Anlaß zur Annahme, daß das Zugdehnungsverhalten einiger Dichtungserdstoffe von zeitabhängigen Umstrukturierungsprozessen (thixotrope Verfestigung) unter Abnahme von Porenwasserdrücken (BISHOP et al., 1960, zit. in [8]) beeinflusst wird, die bei unmittelbar nach Einbau/Verdichtung erfolgender Versuchsdurchführung noch nicht wirksam sind und gute Übertragbarkeit an Laborproben ermittelter Kennwerte vortäuschen (DE 1 und DE 2).

Entnahme/ Herstellung	DE 2			DE 3			DE 1		
	Feld horizont.	Proctor vertikal	BoschH horizont.	Feld horizont.	Proctor vertikal	BoschH horizont.	Feld horizont.	Proctor vertikal	BoschH horizont.
Probenanzahl	n = 3	n = 7	n = 5	n = 3	n = 10	n = 5	n = 15	n = 10	n = 12
Grenzzugdehnung ε_{20} [%]	0,64	0,19	0,41	2,39	0,34	0,33	0,24	0,27	0,28
STABW [%]	7.10	35.14.	15.80	12.90	26.10	22.30	16.50	28.40	19.90
Grenzzugspannung σ_{20} [kPa]	27,70	14,26	11,82	47,54	36,90	31,50	46,60	29,60	38,70
STABW [%]	5,03	13,29	14,70	2,80	25,30	15,00	12,80	29,20	19,70
Bemerkungen	w = 0,2 I _c = 1,05	w = 19 I _c = 1,13	w = 0,19 I _c = 1,13	w = 0,13 I _c = 1,04	w = 0,14 I _c = 0,98	w = 0,14 I _c = 0,98	w = 0,22 I _c = 0,74	w = 0,21 I _c = 0,78	w = 0,22 I _c = 0,74
	V _Z = 4,6 mm/h Entnahme n. Einbau	V _Z = 0,45 mm/h	V _Z = 0,72 mm/h	V _Z = 1,8 mm/h Entnahme 10 Mon. n. Einbau	V _Z = 0,72 mm/h Aggregatgröße 0/32 mm		V _Z = 0,72 mm/h Entnahme n. Einbau	V _Z = 0,72 mm/h Aggregatgröße 0/16 mm	

Tab. 4. Vergleich Zugdehnungskennwerte - horizontal (Feld) - Proctor - BoschH

4. Ausblick

Zahlreiche Deponien befinden sich in der Endabdichtungsphase. Für die Nachsorge stellt die Verformungsbeobachtung bei Kenntnis der Materialbeanspruchbarkeit ein Instrument zur langfristigen Einschätzung der Funktionssicherheit des Dichtungssystems dar. Die dargestellten Ergebnisse verdeutlichen allerdings, daß die Ermittlung brauchbarer Dehnungskennwerte die Berücksichtigung bislang nicht genügend verifizierter Einflußfaktoren erfordert. Gegenstand nächster Untersuchungen werden daher die Erfassung zeitabhängiger Veränderungen des Zugdehnungsverhaltens mineralischer Dichtungsmaterialien und weitere vergleichende Kennwertermittlungen an Feld- und Laborproben sein.

5. Schrifttum

- [1] MELCHIOR, S.: Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten (Dissertation). FB Geowissenschaften - Universität Hamburg, Hamburger bodenkundliche Arbeiten, 22
- [2] VIELHABER, B.: Temperaturabhängiger Wassertransport in Deponieoberflächenabdichtungen - Feldversuche in bindigen mineralischen Dichtungen unter Kunststoffdichtungsbahn (Dissertation). FB Geowissenschaften - Universität Hamburg, Hamburger bodenkundliche Arbeiten, 29
- [3] SCHERBECK, R.: Geotechnisches Verhalten mineralischer Deponieabdichtungsschichten bei ungleichförmiger Verformungseinwirkung. Heft 16, Schriftenreihe des Instituts für Grundbau, Ruhr-Universität Bochum, Juli 1992
- [4] FARREL et al.: The Effect of Water Content on Axial Strain in a Loam Soil Under Tension and Compression. SOIL SCI. SOC. AMERIC. PROC., Vol. 31, 1967, p 445-450
- [7] RILLING, B.: Zur Festigkeit bindiger Schüttungen. in: Geotechnik 19, 1995, S. 105-115
- [8] KEMPFFERT, H.G; STADEL, M.: Die Qualität verdicht. min. Erdstoffe im Deponiebau. Müll und Abfall, 8/94, S.489-501

Messung und Berechnung von Quell- und Zugspannungen

von

Baumgartl, T. *; Richards, B.G. **

Einführung

Die Einkapselung von Deponien und Altlasten erfordert Materialien, die unter bodenmechanischem Aspekt auch unter mechanischer Auflast einen hohen Grad an Scherfestigkeit bzw. Stabilität aufweisen sowie unter bodenhydrologischem Gesichtspunkt geringe (hydraulische) Leitfähigkeiten zur Minimierung von Wasser- bzw. Gasfluß aus dem Müllkörper besitzen. Bindige Substrate (Tone) sind zur Erfüllung dieser Vorgaben in hohem Maße geeignet. Jedoch kommt es wegen dieses notwendigerweise hohen Tonanteils zu Quellungs- und Schrumpfungsvorgängen, so daß trotz hoher Einbaulagerungsdichte bei Austrocknung Risse entstehen können. Vor allem bei Substraten mit einem hohen Anteil an Feinporen reicht die mechanische Verdichtungsenergie nicht aus, die Kräfte, die durch Wassermenisken auf das Substrat ausgeübt werden können, zu übersteigen.

Um eine Gefährdung der Ribbildung durch Austrocknung zu vermeiden, ist die Kenntnis der Entwicklung von Zugspannungen in Abhängigkeit von der Materialzusammensetzung und Lagerungsdichte entscheidend, um geeignete Kontrollmaßnahmen ergreifen zu können.

Theorie

Zugspannungen stellen einen Teil der im Boden vorkommenden Spannungen dar. Sie sind Teil der nach Bishop erweiterten Terzaghi-Gleichung für einen ungesättigten Boden. In diese Gleichung gehen noch zusätzlich die Größen effektive und Gesamt-Spannung ein und sie wird wie folgt beschrieben:

$$\sigma' = \sigma - \chi \Psi \quad (\text{Gl. 1})$$

σ' = effektive Spannung

σ = Gesamtspannung

$\chi \Psi$ = Zuspannung

Der χ -Faktor beschreibt hierbei die Flächen- /Volumenanteile über die die über Wasser übertragene Spannung wirkt, und wird mit dem Sättigungsgrad gleichgesetzt. Die meßtechnische Bestimmung dieses Faktors ist jedoch sehr schwierig, wie in der Literatur häufig gezeigt wird. Auch wird selten ein direkt proportionaler Zusammenhang zwischen Sättigungsgrad und χ -Faktor festgestellt.

Für eine konstante effektive Spannung reduziert sich Gleichung 1 zur Zugspannungsgleichung mit

$$\sigma_s = \chi \Psi. \quad (\text{Gl. 2})$$

Ziel der Untersuchungen ist es, zum einen die Zugspannungen meßtechnisch zu erfassen und zum anderen hieraus den χ -Faktor exakter beschreiben zu können.

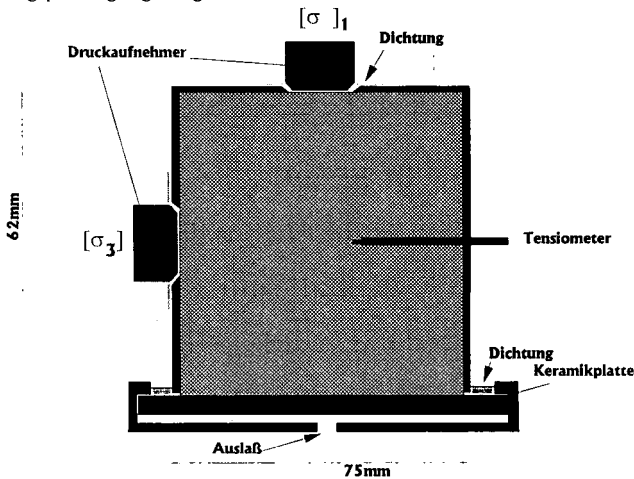
Versuchsaufbau und Methoden

Folgende Überlegungen liegen dem Versuchsaufbau zugrunde: Zur mathematischen Lösung der Spannungsgleichung (Gl. 1) soll entweder die effektive oder die Gesamt-Spannung konstant sein, um eine wechselseitige Beeinflussung dieser Spannungen auszuschließen, sowie um den Einfluß der variablen

* Inst. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

**Chapel Hill, Australia

Wasserspannung bestimmen zu können. Um dies zu erreichen, wird die effektive Spannung konstant gehalten, d.h. jede Änderung der Gesamtspannung ist damit auf eine Änderung der Zugspannung zurückzuführen oder umgekehrt. Eine konstante effektive Spannung wird erzielt durch Volumenkonstanz während des Versuchsablaufs, d.h. es findet keine Änderung der Korn-zu-Korn-Kontaktpunkte statt. Die variable Gesamtspannung wird nicht als externe Spannung in das System eingetragen (Problem der Volumenkonstanthaltung), sondern durch Aufbau von Quellungsdrücken als interne Spannung erzeugt. Meßtechnisch wird die Gesamtspannung mit Druckmeßdosen erfaßt, die in 2 Raumrichtungen (vertikal und horizontal) orientiert sind. Durch Aufsättigung eines ungesättigten Bodens wird ein Quellungsdruck hervorgerufen und damit meßbar erfaßt (Abb. 1). Die Höhe des sich entwickelnden Quellungsdruckes ist dabei abhängig von der Ausgangslagerungsdichte (bzw. Porenziffer) und von der Art und Zusammensetzung der Tonminerale. Das Substrat wird nach Sättigung über Unterdruck entwässert. Die dadurch hervorgerufene Verringerung des Quellungsdruckes wird betragsmäßig dem Aufbau von Zugspannungen gleichgesetzt.



Zur Berechnung der Zugspannung muß die Wasserspannung bekannt sein (Gl. 1 und 2), die mit einem Tensiometer gemessen wird. Der wassererfüllte Porenraum wird schließlich ermittelt aus der Differenz der ausgeflossenen Wassermenge zum Wassergehalt bei Sättigung (=Gesamtporenvolumen). Variable Größe ist die Einbauporenziffer, die Werte zwischen $\epsilon=0.64$ und $\epsilon=1.03$ aufweist.

Abb. 1: Versuchsaufbau

Material

Als Substrat wurde ein Ton (Griffith-clay) mit einem Tongehalt von 41% verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 2 sind die zur Berechnung der Spannungsgleichung notwendigen Parameter während des Entwässerungsvorganges (3 Entwässerungsstufen) dargestellt. Es zeigt sich, daß sich ein mittlerer Quellungsdruck ($\sigma_{MNS} = \{2 \times \sigma_3 + \sigma_1\} / 3$) von ca. 33 kPa aufbaut. Mit Entwässerungsbeginn durch Anlegen eines Unterdruckes (-250 hPa) verringern sich zeitgleich die Wasserspannung, der Quellungsdruck und der Wassergehalt. Zum Zeitpunkt Tag 18 war der Unterdruck kurzfristig abgestellt. Der Quellungsdruck und die Wasserspannung steigen, Wasser konnte jedoch versuchstechnisch bedingt nicht in die Bodenprobe zurückfließen. Zur Ermittlung von χ aus Gleichung 2 wurde dem Matrixpotential die Zugspannung gegenübergestellt (Abb. 3). Des weiteren wurde das Produkt aus Sättigungsgrad und der Wasserspannung sowie aus dem wassererfüllten Flächenanteil und der Wasserspannung gebildet (Abb. 3).

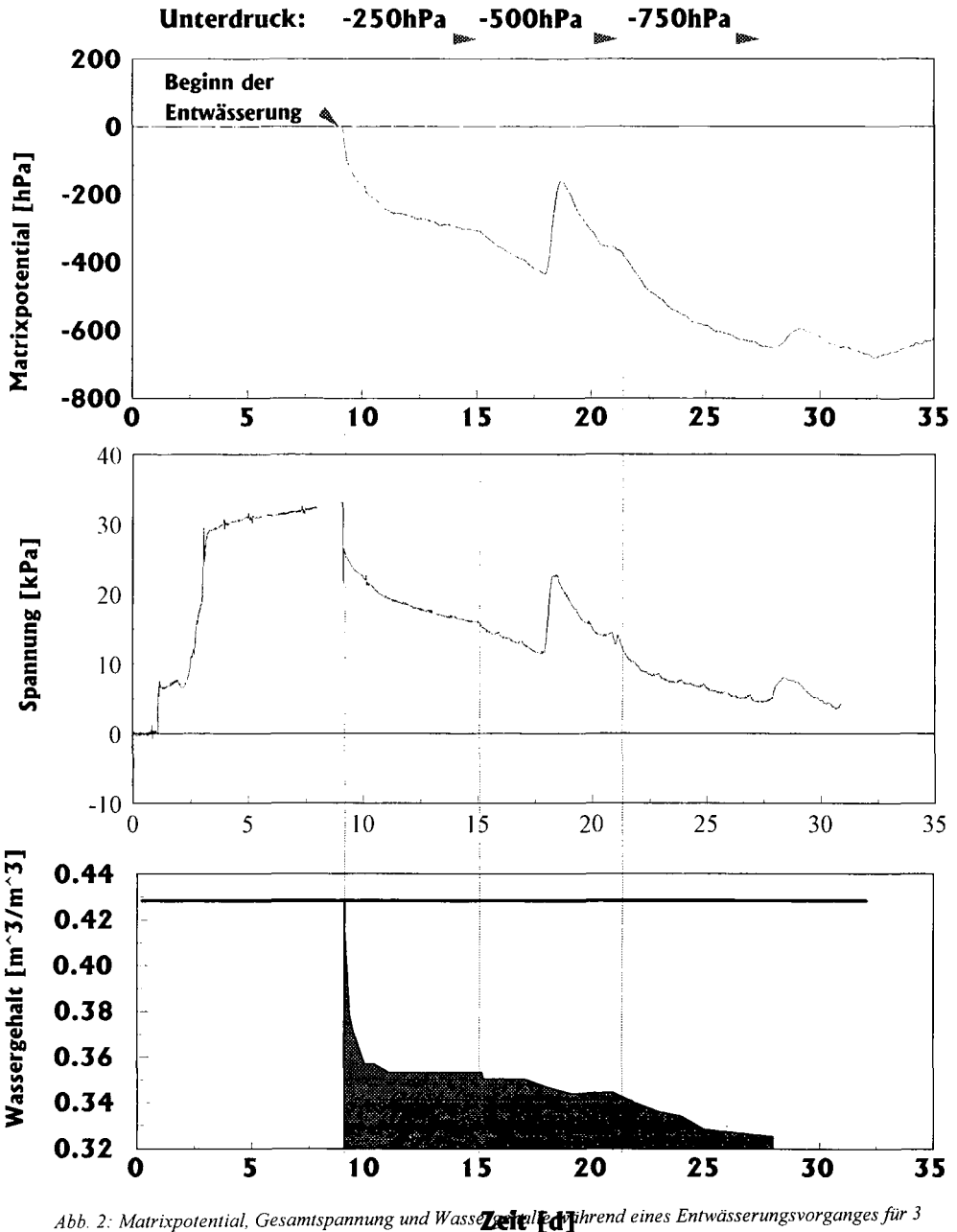
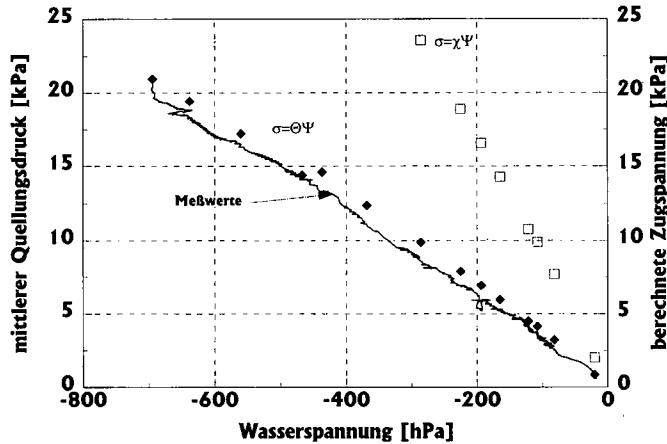


Abb. 2: Matrixpotential, Gesamtspannung und Wassergehalt während eines Entwässerungsvorganges für 3 Unterdruckstufen

Es zeigt sich zum einen, daß die Änderung des Quellungsdruckes direkt proportional zur Wasserspannung ist. Außerdem ist der Anstieg des Quellungsdruckes und der Wasserspannung zum Tag 18 (Abb. 2) aus Abb. 3 nicht zu rekonstruieren. Der Quellungsdruck reagiert also direkt auf eine Änderung des Matrixpotential ohne zeitliche Verzögerung. Zum anderen wird die berechnete Zugspannung unter



Verwendung des χ -Faktors (=Sättigungsgrad) deutlich überschätzt. Die berechneten Zugspannungen lassen sich dann auf die gemessenen abbilden, wenn der Sättigungsgrad mit einem Faktor, der dem Gesamtporenvolumen entspricht, multipliziert wird. Die Berechnung der Zugspannungen über den tatsächlich wassererfüllten

Abb. 3: gemessene und berechnete Zugspannungen als Funktion der Wasserspannung

Porenraum und damit über die Flächen, über die die Wassermenisken wirken, zeigt daher die Übereinstimmung von gemessenen und berechneten Daten.

Aus den Beziehungen

$$\frac{\partial \sigma_z}{\partial \Psi} = const_1 \text{ und } \frac{\partial(\Theta\Psi)}{\partial \Psi} = const_2$$

und der Tatsache, daß $const_1 = const_2$ läßt sich somit die Steigung (χ -Faktor) aus Gleichung 2 theoretisch ableiten nach

$$\frac{\partial \sigma_z}{\partial \Psi} = \Theta + \Psi \frac{\partial \Theta}{\partial \Psi} \quad (Gl. 3)$$

Der χ -Faktor wird hieraus demnach beschrieben durch die $\Theta(\Psi)$ -Beziehung und nicht durch den Sättigungsgrad.

Schlußfolgerungen

Die Zugspannung

- reagiert direkt auf Änderungen des Matrixpotentials.
 - ist nicht abhängig vom Wassergehalt als solchem. Zur Beschreibung der Schrumpfcharakteristik stellt der Wassergehalt keine geeignete Prozeßgröße dar.
 - und Ribbildung im Feld sind beeinflusst vom hydraulischen Gradienten. D.h. es können in Abhängigkeit von der Höhe des Gradienten und trotz der zeitlichen Verzögerung bis zur Einstellung des entsprechenden Wassergehaltsgleichgewichts Zugspannungen auftreten, die im ungesättigten Boden zur Ribbildung führen können.
- Der χ -Faktor kann beschrieben werden mit $\Theta(\Psi)$. Ein Problem stellt jedoch die Definition von χ aus der Mechanik dar, denn hier muß im gesättigten Fall der χ -Faktor = 1 sein, während die gezeigten Ergebnisse einen χ -Faktor bei Sättigung entsprechend dem Gesamtporenvolumen (Gl. 3) angeben.

Einige prinzipielle Überlegungen zu hydraulischen und mechanischen Prozessen in Deponieabdichtungen

von

Horn, R.; Junge, T.; Thienemann, J.; Gräsele, W.; Baumgartl, T.

Seit Jahren wird verstärkt Augenmerk auf Deponien und Deponietechnik, Funktion und langfristige Sicherungen gegen Leckagen bei gleichzeitiger Minimierung der finanziellen Aufwendungen gerichtet, da nicht nur vermehrt über steigende Deponiekosten, sondern auch häufiger über Undichtigkeiten von mineralischen Dichtsystemen berichtet wird. Als ein mögliches "sicheres" Dichtsystem wird in diesem Zusammenhang auch der Einsatz von Kunststoffdichtungsbahnen erwähnt, die jedoch auch nur über eine halbwegs sichere Haltbarkeitsprognose von $30 + x$ Jahren verfügen und damit weit entfernt von einer langfristig sicheren Abdichtung sind. Selbst wenn man davon ausgehen könnte, daß innerhalb dieses Zeitraumes die intensive Abbauphase abgeschlossen und damit auch biologische Umsetzungen nur noch abgeschwächt auftreten, so ist damit doch keineswegs das Problem der Grundwasserbelastung durch Kontamination mit belasteten Sickerwässern unterbunden. Schon alleine deshalb sollte verstärkt über mögliche Alternativen zu vorhandenen Dichtungskonzepten bzw. über Ursachen der häufig auftretenden Leckagen vor allem in mineralischen, ingenieurtechnisch nach derenzeitigem Stand des Wissens gebauten Dichtsystemen nachgedacht werden, bevor man vorschnell nur noch nach Dichtungsbahnen ruft. Unter bodenphysikalischen Aspekten wäre eine solche, ggf. sogar billigere Lösung vorstellbar, wenn man nicht nur die mechanischen Prozesse und Aspekte bei der Herstellung berücksichtigt, sondern auch hydraulische Prozesse zusätzlich betrachtet, die bei der Herstellung eine besondere Rolle spielen.

Im folgenden werden daher einige physikalischen Prozesse diskutiert, die ganz wesentlich die Dichtigkeit oder auch Undichtigkeit beeinflussen.

In der TASI (1993) sind die Eigenschaften von für die Abdichtungen verwendbaren Materialien definiert, wobei neben der reinen Bodenartbeschreibung besonderer Wert auf die im standardisierten Proctorversuch notwendigerweise zu erzielende Dichtpackung sowie die entsprechend niedrigen Werte für die hydraulische Wasserleitfähigkeit unmittelbar nach Einbau gelegt wird. Um dabei die geforderte Dichtlagerung des Materials beim Einbau auch sicher zu erreichen, wird ein um 5 % über dem Proctorwassergehalt liegender Wert verwendet, denn hiermit erreicht man scheinbar tatsächlich eine visuell dichte glänzende Abdeckschicht.

Betrachtet man hingegen die während des Einbaus und der anschließenden Lagerung ablaufenden physikalischen Prozesse, so kann bei dem derzeitigen Stand der Einbautechnik durchaus mit einer potentiellen oder auch aktuellen Undichtigkeit von z.B. Basisabdichtungen gerechnet werden:

Es ist in der Bodenmechanik allgemein bekannt, daß jede mechanische Belastung und die Spannungsverteilung auf die Einzelkomponenten entsprechend der effektiven Spannungsgleichung nach Terzaghi nach: $\sigma' = (\sigma - u_a) + X(u_a - u_w)$ berechnet wird.




Je nachdem, ob z.B. der Boden bzw. das Substrat ungesättigt ist, wird ein Teil der auf den Boden einwirkenden Belastungen auf die flüssige Phase übertragen und führt dabei solange zu einer Erhöhung der zwischen den festen Bodenpartikeln wirkenden effektiven Spannungen, wie in dem Boden weiterhin grobe ungesättigte Porenbereiche bestehen, in denen durch Wasserzuzug ein zusätzlicher Beitrag zu der effektiven Spannung geleistet wird. Der X Faktor definiert den Grad der Flächenanteile, über die Wasserzuzugkräfte wirksam sind und somit auch bei einer Austrocknung

noch mit einer weiteren Stabilitätserhöhung gerechnet werden kann. Folglich bedeutet jede Erhöhung der Meniskenkraft bei gleichzeitig großer Stabilität des gesamten Porensystems auch langfristig bewegungslose stabile Abdichtsysteme.

Häufig wird aber nun darüber berichtet, daß trotz hoher Lagerungsdichte der mineralischen Basis- oder Oberflächenabdichtung es innerhalb recht kurzer Zeiträume zu einer erneuten Rißbildung kommt, obwohl doch alle technischen Möglichkeiten der Präparierung einer dichten Schicht genutzt worden sind. Prinzipiell bedeutet der Begriff der Lagerungsdichte nichts anderes, als daß eine bestimmte Masse Boden pro Volumen vorhanden ist und besagt auf keinen Fall, daß hiermit auch ein starrer, nicht beweglicher Körper geschaffen wurde. Außerdem sollte berücksichtigt werden, daß selbst schwere Maschinen selten Kontaktflächendrücke von 200 - 400 kPa d.h. pF 3.3 - 3.6 überschreiten, wohingegen z.B. durch Meniskenkräfte im Verlauf der Evaporation an der Bodenoberfläche Werte von pF 5 - 5.5 erreicht werden können, die damit im Vergleich zu den mechanisch wirkenden Kräften einen um einiges höheren Sog induzieren. Die Folge ist, daß der zwischen den einzelnen Mineralpartikeln, Aggregaten etc. mobilisierbare Scherwiderstand diesen Zug kompensieren können muß, wenn man eine Rißbildung vermeiden möchte.

Während des Einbaus mineralischer Dichtungen wird das Material bei einem vorgegebenen Wassergehalt (lt. Proctorversuch) mechanisch einplaniert. Geht man davon aus, daß es während der Überfahrten einerseits zu einer erwünschten Setzung und Homogenisierung des Substrates kommt und gleichzeitig aber auch Porenwasserüberdrücke bzw. Wassersättigung herrscht, dann muß es in Verbindung mit der knetenden Homogenisierung zu einer Abnahme der Scherfestigkeit kommen. Da gleichzeitig aufgrund der sehr geringen Porenkontinuität und Durchlässigkeit des Materials das überschüssige Wasser nicht abgeleitet werden kann, ist nach Kompression des luftführenden Hohlraumanteils eine weitere Verdichtung des 2 Phasensystemes ausgeschlossen. Statt dessen findet lediglich eine elastische Verformung der Bodenmasse insgesamt statt. (Abb.1) Mit der Verringerung der Scherfestigkeit, der durch Knetung induzierten Zunahme des Porenvolumens geht eine erneute Überführung in den Normalschrumpfungszustand einher.

Welche Prozesse im Anschluß an diese Einplanierung ablaufen müssen, soll im Folgenden beleuchtet werden, bevor kurz auf theoretische Alternativen eingegangen werden kann.

plastische Verformung	Meniskenkrümmung	Knetung
intensiv	 konvex	stark
weniger		wenig
gering	 konkav	keine

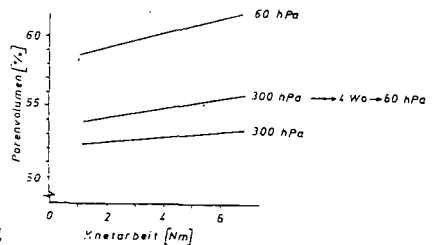
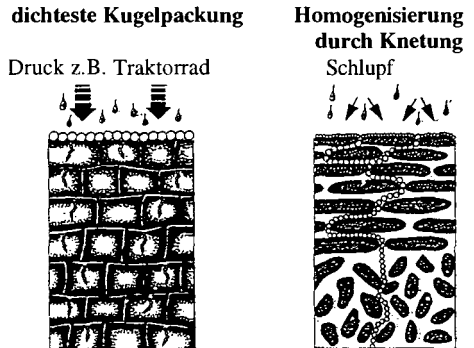


Abb.1: Schematische Darstellung von Deformationsprozessen unter statischer und dynamischer Belastung

Durch Entlastung und folgende Austrocknung werden die durch die Belastung konvex gekrümmten Menisken in die konkave Form zurücküberführt und induzieren damit einen erneuten Wasserzug auf die Bodenmatrix. Da diese selbst nur noch über eine geringe Restfestigkeit im Vergleich zu den negativen Porenwasserspannungen verfügt, wird der Scherwiderstand zwischen den Partikeln schnell überwunden und vertikale Entlastungsrisse entstehen. Hiermit setzt dann eine erneute Strukturbildung ein, mit der selbst im abgedeckten Zustand gerechnet werden muß, da gravitative Wasserflüsse und damit Zugkräfte stets wirksam werden. Folglich ist die Rißbildung bei dieser Form der Präparation von Dichtschichten nicht zu vermeiden. Um ihr entgegenzuwirken, sollte unter Berücksichtigung der physikalisch/mechanischen Prozesse dem Problemkreis der Porenstabilität in Abhängigkeit von der vorherigen maximalen Austrocknung und -häufigkeit verstärkt Rechnung getragen werden.

In dem Maße nämlich, wie durch Strukturbildung die Scherwiderstände steigen, nimmt auch die Zugfestigkeit zu (Abb.2). Je höher die Kohäsion und der Winkel der inneren Reibung des Substrates ist, umso größer wird auch die Zugfestigkeit. Wenn man berücksichtigt, daß eine Rißbildung immer erst bei Wasserspannungen einsetzt, die betragsmäßig größer als σ_3 im Zustand $\sigma_1 = 0$ ist, wird leicht verständlich, daß nur dann eine Rißbildung verhindert werden kann, wenn das Bodenmaterial sich im Restschumpfungszustand weiterhin befindet, so daß der maximale Vortrocknungszustand = Eigenfestigkeit = Wiederentwässerungsast der pF - Kurve auch zum Zeitpunkt des Einbaus erhalten bleibt. Kaum daß eine über diesen maximalen Entwässerungsgrad hinausgehende Meniskenkraft wirksam wird, ist mit einer erneuten Normalschrumpfung zu rechnen. Dies führt unweigerlich auch zu einer erneuten Rißbildung, solange die bei der Schrumpfung zu bewegendenden Bodenpartikel nicht größer als der Porenquerschnitt ist, durch den sie gezogen werden müssen (= endgültiger Restschumpfungsgebiet). Folglich muß aus physikalischen Gründen heraus besonderes Augenmerk auch auf den Erhalt einer in sich festen Bodenmatrix während des Einbaus gelenkt werden, da nur hierdurch langfristig undurchlässige und mechanisch stabile mineralische Dichtsysteme geschaffen werden können.

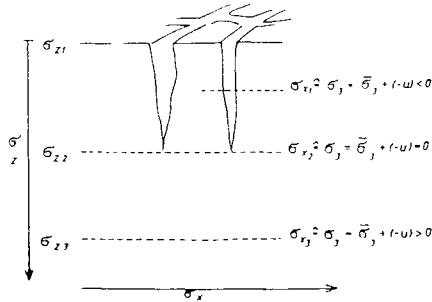


Abb. 2: Schematische Darstellung der Rißbildung durch Zugkräfte

Zusammenfassung

Aufgrund theoretischer Überlegungen lassen sich einige prinzipielle Sachverhalte formulieren:

1. Aus der Bodenmechanik ist bekannt, daß Spannungen über die feste, flüssige und gasförmige Phase übertragen werden, wobei strukturierte Böden bzw. Substrate mehr Scherwiderstände mobilisieren können als homogene Systeme.
2. Jede mechanische Belastung führt in Gegenwart von Wasser zu einer intensiven Kompression, einer Zerstörung der Porensysteme und bei steigender Tortuosität und geringerer Wasserleitfähigkeit auch zu Porenwasserüberdrücken im System.
3. Dynamische Belastung erhöht in Gegenwart von "freiem " Wasser die Gefahr der Zerknetung, wodurch gleichzeitig auch die Scherwiderstände des zerkneteten Bodens abnehmen.
4. Bei geringem Scherwiderstand wird auch die Zugfestigkeit reduziert, so daß bereits eine geringfügige Austrocknung zu einer erneuten Rißbildung führt.
5. Normal- und Restschumpfungsverläufe sind wasserspannungsabhängig, wobei je nach Partikelform und -größe auch bei erstmaliger Unterschreitung eines bestimmten Entwässerungsgrades mit einer erneuten Normalschrumpfung selbst im trockeneren Boden gerechnet werden muß. Folglich müßte diesem Sachverhalt bei dem Bau von Dichtsystemen auch verstärkt Rechnung getragen werden und je nach Müllzusammensetzung und zur Verfügung stehendem mineralischen Dichtsubstrat ein variierendes Einbauverfahren gewählt werden.

Literatur: Hartge, K.H. und R.Horn 1991: Einführung in die Bodenphysik Enke Verlag Stuttgart
Horn, R. 1976: Dissertation TH Hannover



**Bedeutung der "Entwässerungsgeschichte" bzw. des Grades
der Vorentwässerung für das Schrumpfverhalten
von mineralischen Abdichtsystemen**

von

Junge, Th.; Baumgartl, Th.; Gräsle, W.; Horn, R.; Thienemann, J.*

Einleitung:

Mineralische Abdichtsysteme, nach Stand der Technik auf dem nassen Ast der Proctorkurve eingebaut, neigen in Abhängigkeit vom verwendeten Substrat zu mehr oder weniger starkem Schrumpfen und Schrumpfrißbildung.

Dieses Schrumpfen ist eine Funktion wasserspannungsinduzierter Zugspannungen und zugleich in hohem Maße irreversibel (Terzaghi, 1923; Fredlund, 1994; Baumgartl et al., 1995).

Anhand von konzeptionellen Überlegungen, belegt durch Meßergebnisse aus Laboruntersuchungen, soll der Prozeß des wasserspannungsabhängigen Schrumpfens und seine Bedeutung für die Schrumpf- und Reißgefährdung mineralischer Abdichtsysteme veranschaulicht werden.

Konzept und Ergebnisse:

Das Schrumpfverhalten von Substraten wird in der Literatur mit Hilfe von Schrumpfkurven beschrieben (Yong and Warkentin, 1975). In Abbildung 1 ist sowohl der Verlauf einer Erstschrumpfungslinie als auch der einer Erstverdichtungslinie eines normalkonsolidierten Bodens dargestellt (n. D.G. Toll, 1995). Während die Schrumpfung eine Funktion der Wasserspannung ist, ist der anlogie mechanische Prozeß von der Auflast abhängig. Die saugspannungsabhängige Volumenabnahme wird durch die Porenziffer (Porenvolumen / Festsubstanzvolumen), die Wassergehaltsabnahme des Bodens durch die Feuchteziffer (Wassergehalt [Vol-%] / Festsubstanzvolumen) beschrieben.

* alle Inst. für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian Albrechts Universität, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

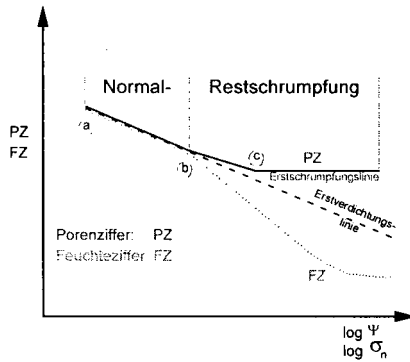


Abb. 1: Konzeptuelle Überlegung zur Erstentwässerung und Erstverdichtung eines normalkonsolidierten Bodens (n. D. G. Toll)

Aus dem Verlauf der Erstverdrichtungslinie ist zu erkennen, daß Porenziffer und Feuchtezahl unter der zunehmenden Auflast um die gleichen Beträge abnehmen, d. h. der Boden in dem zusammengedrückten Porenvolumen entsprechendes Wasservolumen abgibt und damit gesättigt bleibt.

Im Falle einer Erstentwässerung kann ein anfängliches Normalschrumpfungsverhalten (gleiche Abnahme von Porenziffer und Feuchtezahl von Punkt A nach Punkt B) von einem anschließenden Restschrumpfungsverhalten unterschieden werden (Bereich rechts von Punkt B). In Punkt C ist die Schrumpfgrenze erreicht, aufgrund erhöhter Korn zu Korn Kontakte ist mit ansteigender Saugspannung keine weitere Volumenreduzierung möglich.

Die Feuchtezahlfunktion zeigt entsprechend der Porengrößenverteilung mit zunehmender Saugspannung ebenfalls einen abflachenden Verlauf.

Ergänzend zur konzeptionellen Porenziffer/Wasserspannungs-Funktion des normalkonsolidierten Bodens zeigt Abb. 2. den im Laborversuch zu beobachtenden Verlauf der Porenziffer eines bei Proctordichte eingebauten Kaolinit als Folge von Be-/Entwässerungszyklen.

Es wird deutlich, daß der proctorverdichtete Boden infolge seiner mechanischen Vorbelastung, nachfolgend als mechanische Vorschrumpfung bezeichnet, seine Erstentwässerung bei einer niedrigeren Porenziffer als der normalkonsolidierte Boden beginnt. Im ersten Entwässerungszyklus ergibt sich eine Abfolge von Rest, Normal- und erneuter Restschrumpfung. Nach der Wiederaufsättigung wird die Ausgangsporenziffer nicht mehr erreicht, der größte Teil der Schrumpfung ist irreversibel. Die Folgeentwässerungen kennzeichnen nur noch Restschrumpfungsverhalten.

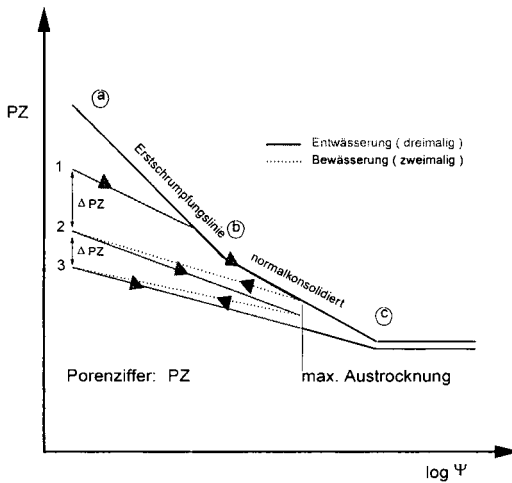


Abb. 2: Abweichung von der Erstentwässerungslinie durch mechanische und hydraulische Vorschrumpfung

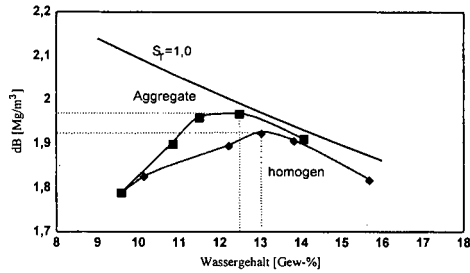
Folgende Zusammenhänge können aus der Darstellung abgeleitet werden:

- a) Das Maß der mechanischen Vorschrumpfung wird durch hydraulisches Vorschrumpfen deutlich überschritten .
- b) Das Ausmaß der hydraulischen Vorschrumpfung ist eine Funktion der Anzahl der Be-/Entwässerungszyklen -
- c) gleichzeitig eine Funktion der maximal wirksamen Wasserspannung.

Basierend auf diesen Erkenntnissen wurden hydraulisch vorgeschrumpfte Aggregate vor der Proctorverdichtung während einer auf 96 Stunden begrenzten Wassereinwirkdauer nur im Randbereich angefeuchtet.

Abb. 3 zeigt die Proctorkurven (DIN 18127) der auf diese Weise aufbereiteten Aggregate im Vergleich zu < 2mm homogenisiertem Material, bei dem eine Wassereinwirkdauer von 24 Stunden zu einer homogenen Durchfeuchtung führte.

Es ist zu erkennen, daß mit hydraulisch vorgeschrumpften Aggregaten eine höhere Proctordichte realisierbar ist, die dies ergaben Messungen der gesättigten Wasserleitfähigkeiten, auch hydraulisch wirksam ist. Eine unzulässig hohe Wasserwegsamkeit im Interaggregatbereich konnte nicht festgestellt werden, die Kf -Werte lagen wie die des homogenisierten Materials im Bereich von 10^{-10} m/s ($i=30$).



Aufbereitungsvarianten Geschiebemergel "Garbek":

- Aggregat: Vortrocknung auf 40°C, Korngröße >8mm<16mm, Wassereinwirkdauer 96h
- homogen: Vortrocknung auf 40°C, Korngröße <2mm, Wassereinwirkdauer 24h

Abb. 3: Einfluß der Aufbereitungsart (Vorschumpfung) auf Proctordichte und Proctorwassergehalt

Zusammenfassung:

Die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen deuten darauf hin, daß hydraulisch vorgeschumpftes Material aufgrund seiner geringeren verbleibenden Schrumpfkapazität dem nach Stand der Technik auf dem nassen Ast der Proctorkurve verdichteten Material in punkto Schrumpf- und damit auch Rißanfälligkeiit überlegen ist, wenngleich zur genaueren Quantifizierung der Unterschiede laufende Untersuchungen abgewartet werden müssen.

Die übliche Vorgehensweise der Verdichtung auf dem nassen Ast der Proctorkurve ist durch das Porenwasser begrenzt. Dieser Zusammenhang kommt in der negativen Steigung der Proctorkurve nach Überschreitung der Proctordichte zum Ausdruck.

Grundsätzlich erscheint daher zusätzlich die Überlegung sinnvoll zu sein, hydraulisch vorgeschumpftes Material mit höherer Verdichtungsenergie auf dem trockenen Ast der Proctorkurve einzubauen .

Literatur:

- Baumgartl. Th., R. Horn (1995): Die Bedeutung der Wasserspannung für das Schrumpfungsverhalten toniger Substrate. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. Bd. 76, 79-82
- Fredlund, D. G. and Rahardjo (1994): Soil Mechanics of Unsaturated Soils. J. Wiley and Sons, Inc. New York
- Terzaghi, K. (1923): Reprinted in "From theory to practice in soil mechanics". J. Wiley, New York: 133-146
- Toll, D. G. (1995): Unsaturated Soils. Presses de l'ecole nationale des ponts et chaussees, Paris. A. A. Balkema/Rotterdam/Brookfield: 805-810
- Yong R. N. and B. P. Warkentin. (1975): Soil properties and behaviour. Elsevier, Amsterdam

Experimentelle Untersuchungen zur Entwässerung verschiedener Tone

von

Gebissa, A.¹; Bohne, K.²; Riße, J.¹

Einleitung

Um den Schadstoffaustrag minimieren zu können, werden Deponien abgedichtet. Als Abdichtungsmaterialien werden nach dem Stand der Technik mineralische Stoffe oder Kombinationen aus mineralischen Stoffen und Kunststoffdichtungsbahnen verwendet. Erste Voruntersuchungen haben gezeigt, daß die mineralische Dichtungsschicht unter der Haldendeponie austrocknen kann [2]. Dies wird durch eine Wasserbewegung in flüssiger und dampfförmiger Form erklärt, die durch hydraulische und thermische Gradienten eintritt. Die Austrocknung der mineralischen Basisabdichtung führt zur Ribbildung. Die Ribbildung begünstigt die Strömung der Schadstofflösung durch den Ton. Damit ist die Gefährdung des Grundwassers gegeben. Andererseits verhindert die Auflast die Ribbildung in gewissem Maße [6]. Das Ziel dieses Versuches ist die Ermittlung der Eignung eines Sandstandortes als Deponiestandort unter Berücksichtigung der hydraulischen und thermischen Gradienten und die Ermittlung des Einflusses der Auflast auf die Ribbildung.

Materialien und Methodik

Es wurden 3 Substrate, nämlich Tone von Hademarsch (HM), Erfurt (ER) und Karlsruhe (KR), die in Deutschland als Deponiebasisabdichtung verwendet werden, untersucht. Der Tonfraktionsanteil beträgt bei HM 74,2 %; ER 61,1 % und KR 24,0 %.

Zur Ermittlung des flüssig-dampfförmigen Wassertransportes wurde ein Säulenversuch durchgeführt. Es wurde eine Säule mit 20 cm Länge und 10 cm Durchmesser gewählt. Die untere Seite der Säule wurde mit einem Geotextil (durchlässig für Wasser, aber nicht für Bodenteilchen) versehen. Die Säule wurde bis zu 10 cm mit Sand gefüllt und verdichtet. Der Einbauwassergehalt dieses Sandes betrug 0,03 %. Die restlichen 10 cm der Säule wurden mit einer Tonschicht versehen. Die Tonproben wurden mit einem optimalen Wassergehalt und Proctordichte eingebaut. Die obere Seite der Säule wurde zum Schutz vor Verdunstung mit einer mehrlagigen Folie versehen. In die Säulen wurden in bestimmten Abständen TDR-Sensoren zur Wassergehaltsbestimmung und Thermometer zur Temperaturmessung eingebaut. Wenn man den oberen Rand als Referenzpunkt annimmt, ist von 0 bis 10 cm eine Tonschicht und von 10 bis 20 cm eine Sandschicht vorhanden. In den Tiefen 1 cm der Tonschicht und 19 cm der Sandschicht wurden Quecksilberthermometer installiert. Die Säule wurde weiterhin zur Messung der Temperatur mit Hilfe von Infrarotthermometern in den Tiefen 2, 5, und 8,5 cm mit Aussparungen versehen, die außerhalb der Meßzeit mit Gummistöpseln verschlossen blieben. In den Tiefen 2,5; 8,0 und 18,0 cm sind TDR-Sensoren installiert. Nach dem Einbau der Proben und der Installation der Meßgeräte wurden die Säulen zur Ermittlung der Wassermenge, die durch die Säule transportiert wird, auf eine keramische Platte gestellt. Die Saugspannung der keramischen Platte ist bekannt. Bei dem Versuch gab es somit definierte obere und untere Randbedingungen: die obere Randbedingung ist durch $q = 0$ und die untere Randbedingung durch die Saugspannung oder den Wassergehalt der keramischen Platten gegeben. Zur Verhinderung von Wasserverlusten wurden die keramischen Platten gegen Verdunstung geschützt. Zur Ermittlung des flüssigen Wassertransportes wurde ein 32-tägiger Versuch unternommen.

Dabei wurde der Wassergehalt der Schicht durch das TDR-Gerät und die transportierte Wassermenge durch die keramischen Platten ermittelt. Der Versuch ist dann beendet, wenn kein Wassertransport durch Wägung der keramischen Platten erfaßbar ist. Die Genauigkeit bei der Wägung der keramischen Platten beträgt 0,01 g.

¹ Uni Rostock, FB: Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, 18051 Rostock

² Universität Rostock, FB: Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Bodenkunde, 18051 Rostock

Nach Beendigung des flüssigen Wassertransportes unter isothermischen Bedingungen wird die Säule am oberen Rand mit einer Heizplatte erwärmt und der untere Rand ca. bei Raumtemperatur konstant gehalten. Die obere Temperatur ist regulierbar, der Temperaturgradient beträgt ca. $0,75\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{cm}$. Nach der Erzeugung des Temperaturgradienten kann der dampfförmige Wassertransport (flüssig-dampfförmig) gemessen werden. Hierbei wird die Schichttemperatur durch Quecksilber- bzw. Infrarotthermometer, der Schichtwassergehalt durch TDR-Gerät und die transportierte Wassermenge durch die keramischen Platten erfaßt. Am Versuchsbeginn mußten die keramischen Platten relativ häufig gewechselt werden, um die Wasserverluste zu minimieren und die untere Randbedingung relativ konstant zu halten. Dies unterscheidet diesen Versuch von Prozessen in der Natur, wo der Dampftransport durch flüssigen Transport kompensiert werden kann. Der Versuch zum dampfförmigen Wassertransport dauerte weitere 85 Tage.

Zur Bestimmung des Einflusses der Auflast auf die Ribbildung wurde weiterhin die Wasserretentionskurve mit und ohne Auflast ermittelt. Die Bodenproben sind mit optimalem Wassergehalt und Proctordichte eingebaut. Danach wurden die Proben mindestens 6 Wochen gesättigt. An diese gesättigten Proben wurde der kleinste gewünschte Wert der Saugspannung (h) angelegt. Nach Erreichen des Gleichgewichtszustandes konnte die entwässerte Wassermenge durch Wägung ermittelt und anschließend der nächstgrößere ausgewählte Wert der Saugspannung eingestellt werden. Bei der Wasserretentionskurve mit Auflast erfolgte die Entwässerung der Proben unter der Auflastbedingung. Allerdings erlaubte die verwendete Versuchsmethode nur eine Saugspannung bis 600 cm WS. Als Gewicht wurden Metallstücke, die in den Stechzylinder genau hineinpassen, angefertigt. Es wurden 3 Spannungsstufen angewendet, die erste Stufe war $11,2\text{ kN}/\text{m}^2$ und die zweite Stufe doppelt so groß. Die dritte Stufe war $42,8\text{ kN}/\text{m}^2$. Nach jeder Saugspannungsstufe wurde die Setzung der Probe mit Hilfe einer Meßuhr ermittelt. Um die Wandreibung zwischen Zylinder und Erdstoffe minimal zu halten, wurde bei der Probenvorbereitung ein Schmierstoff zwischen Stechzylinder und Probe gebracht und die Probe mit dünner Gleitfolie beschichtet.

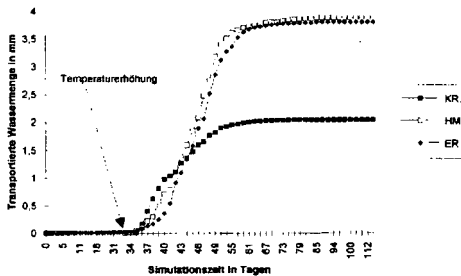


Abb. 1: Transportierte Wassermenge

Diskussion der Ergebnisse

Säulenversuch

Abb. 1 zeigt die in der Säule transportierte Wassermenge über der Versuchszeit. Es ist ersichtlich, daß die unter dem Einfluß hydraulischer Gradienten transportierte Wassermenge vernachlässigbar klein ist, weil die Saugspannung zu jeder Zeit im Raum kontinuierlich ist und beide Substrate an der Schichtgrenze derselben Saugspannung unterworfen sind. Die Saugspannung betrug während des Versuches zwischen -6 und -15 m je nach Substrat. Das bedeutet, daß die hydraulische Leitfähigkeit der unteren Sandschicht kleiner als die der oberen Tonschicht ist. Somit kann festgestellt werden, daß das Vorhandensein eines Grobmaterials unterhalb der Tonschicht den Gravitationswasserfluß und damit auch die Austrocknung und die Ribbildung der Tonschicht verhindern kann.

Nach Erhöhung der Temperatur an der Säulenoberfläche wurde mehr Wasser transportiert. Dies zeigt, daß das Vorhandensein eines Temperaturgradienten die Austrocknung der Tonschicht bei Sandstandorten beschleunigen kann. Das liegt daran, daß im Sand eine Vielzahl von Makroporen vorhanden ist, die den Dampftransport unterstützt. GOTTHEIL und BROWNS (1995) haben Feldversuche durchgeführt und beobachteten die gleiche Situation. Das zeigt, daß die Verwendung eines grobkörnigen Materials unter der Tonschicht nur da möglich ist, wo kein Temperaturgradient zu erwarten ist. Damit ist die Verwendung eines Sandstandortes als Deponiestandort nicht zu empfehlen, weil fast immer ein Temperaturgradient unter Deponiebedingungen zu erwarten ist, vgl. auch [3, 4, 7, 9].

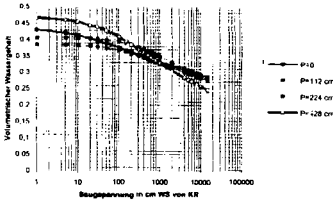


Abb. 2a:

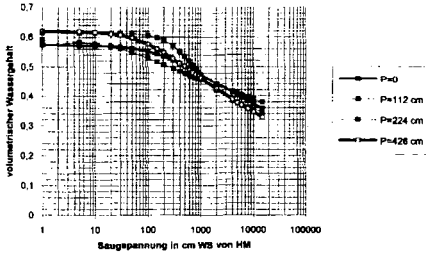


Abb. 2b:

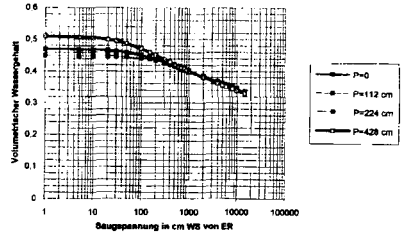


Abb. 2c:

Abb. 2: Wasserretentionskurve mit und ohne Auflast

Wasserretentionskurve

Abb. 2a - c zeigen den Einfluß der Auflast auf den volumetrischen Wassergehalt bzw. auf die Saugspannung. Bei den untersuchten Substraten ist der Einfluß der Auflast bei geringeren Laststufen nicht deutlich. Das liegt wahrscheinlich daran, daß die eingetragene Last durch Reibungsverluste an dem ganzen Probekörper nicht wirksam wurde. Bei zunehmender Auflast unterscheidet sich die Auflastkurve deutlich von der ohne Auflast. Das zeigt, daß das Vorhandensein einer Auflast die Zunahme des volumetrischen Wassergehaltes oder vorübergehend die Abnahme der Saugspannung zur Folge hat. Nach HORN und BAUMGARTEL wird das Schrumpfungsverhalten durch die Porengrößenverteilung und von der Entwicklung der Vorbelastung charakterisiert. BOX und TAYLOR (1962), zit. in [8], beobachteten die Abnahme des Wasserpotentials bei zunehmender Lagerungsdichte in ungesättigtem Boden unter Auflastbedingungen. Die Auflast verringert die Rißbildung durch Erzeugen einer zusätzlichen Spannung in der Matrix. Nach CRONEY und COLEMAN (1953), zit. in [6, 7], reduziert die Auflast in einem geschlossenem System die Saugspannung um

$$\Delta h = \alpha p \tag{1}$$

wobei für α nach GROENEVELT und BOLT [5] gilt:

$$\alpha = \Omega = \frac{1}{p} \int_{p=0}^{p=p} \left[\frac{de}{ds} \right] dp \tag{2}$$

- p - Auflast
- h - Saugspannung
- e - Porenzahl
- α - Auflastfaktor
- Ω - Wasserczahl

Schlußfolgerungen

Das Vorhandensein einer Sandschicht unterhalb der Tonschicht kann unter isothermischen Bedingungen den Gravitationswasserfluß und damit auch die Austrocknung und die Ribbildung der Tonschicht verhindern. Bei anisothermischer Bedingung beschleunigt sie die Austrocknung und die Ribbildung der Tonschicht. Da wir jedoch fast immer einen Temperaturgradienten unter Deponieabdichtungen erwarten, ist die Verwendung eines Sandstandortes nicht zu empfehlen. Das Vorhandensein einer Auflast verringert die Saugspannung, damit auch die Austrocknung und die Ribbildung.

Bei der Simulation der Wasserbewegung in der mineralischen Basisabdichtung sind die hydraulischen Eigenschaften, die unter Auflastbedingungen ermittelt worden sind, heranzuziehen, da das gesamte Volumen und die Porengrößenverteilung in bindigen Erdstoffen in Abhängigkeit von der Austrocknung und Auflast Veränderungen unterworfen sind. Es ist empfehlenswert, für die mineralische Deponiebasisabdichtung bei der Ermittlung der VAN-GENUCHTEN-Parameter anstelle vom volumetrischen Wassergehalt $\theta = \frac{V_w}{V}$ die Wasserzahl $\vartheta = \frac{V_w}{V_S}$ zu verwenden, da die Wasserzahl unabhängig vom gesamten Volumen, aber abhängig vom Volumen der Festsubstanz ist.

Literaturverzeichnis

- 1) Baumgartel, T. (1995) Bedeutung der Wasserspannung für das Schrumpfungsverhalten toniger Substrate. In: Mitteilungen der DBG. Jahrestagung. Band 76. Heft I und II S. 79 - 82
- 2) Böhme, R. (1991) Zur Gefahr der Schrumpfrißbildung mineralischer Basisabdichtung unter Kunststoffdichtungsbahnen. In: Wasser und Boden. Heft 4, S. 204 - 206
- 3) Gebissa, A. (1995) Drying of clay base sealing of waste deposit affected by temperature and overburden pressure. In: Proceeding of the Russian national conference on soil mechanics and foundation engineering. Skt. Petersburg, 13. - 15.9.1995, volume 2, p. 388 - 393
- 4) Gottheil, K.-M. (1995) Thermische Einflüsse auf Dichtwirkung von Kombinationsdichtungen - Messungen an einem Testfeld. In: BAM. 3. Arbeitstagung, S. 178 - 184
- 5) Groenevelt, P. H. (1972) Water retention in soils. In: Soil. Sci. 113(4), p. 238 - 245
- 6) Holzlhöner, U. (1994) Ribbildung von Erdstoff-Abdichtungsschichten bei Austrocknung unter Auflast. In: Geotechnische Probleme beim Bau von Abfalldeponien. Heft 72, S. 309 - 324
- 7) Holzlhöner, U. (1994) Feuchthaushalt, Austrocknungsgefährdung von Erdstoff-Abdichtungsschichten. In: BAM. Forschungsbericht 201. Deponieabdichtungssysteme, Statusbericht. S. 69 - 76
- 8) Larson, W. E. (1980) Estimating critical stress in unsaturated soils from changes in pore water pressure during confined compression. In: Soil. Sci. Am. 44. p. 1127 - 1132
- 9) Stoffregen, H. (1995) Anisotherme Wasser- und Wasserdampfbewegung im Deponieuntergrund: Laborexperimente und Simulationsrechnungen. In: BAM. BMFT - Verbundforschungsvorhaben. Weiterentwickl. von Deponieabdichtungssystemen. 3. Arbeitstagung, S. 185 - 196
- 10) TA Abfall (1992) Abfallgesetz. Stand: 15.5.1992

Wasser- und Wasserdampftransport unter Einfluß von Temperaturgradienten

von

Stoffregen, H.; Döll, P.*

1. Einleitung

Unter anisothermen Bedingungen kann der Wasserfluß im Boden nicht mehr allein mit der Darcy-Gleichung beschrieben werden. Die Abhängigkeit der Wasserdampfdichte von der Temperatur führt bei einem Temperaturgradienten zu einem Wasserdampfdichtegradienten und damit zu einem diffusiven Wasserdampffluß von Bereichen höherer Temperatur zu Bereichen geringerer Temperatur. Daher muß unter anisothermen Bedingungen die Darcy-Gleichung um einen temperaturinduzierten Fluß ergänzt werden. Unter Vernachlässigung der Matrixpotentialabhängigkeit der Dampfdichte kann der Wasserfluß unter anisothermen Bedingungen durch

$$q = D_{TV}(\psi, T) \frac{\partial T}{\partial z} + K_u(\psi, T) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \quad (\text{Gl. 1})$$

q: Fluß [cm/Tag], ψ : Matrixpotential [cm], T: Temperatur [°C], D_{TV} : anisothermer Diffusionskoeffizient [cm²/(°C·Tag)], K_u : Wasserleitfähigkeit [cm/Tag]

beschrieben werden (Milly 1984). Im folgendem werden die beiden Anteile als Dampffluß (D_{TV} ·grad T) bzw. flüssiger Fluß (K_u ·(grad ψ -1)) bezeichnet. Der anisotherme Dampfdiffusionskoeffizient D_{TV} kann nach der Theorie von Philip und de Vries (1957) für die einzelnen Bodenmaterialien berechnet werden. Dabei werden neben der Temperaturabhängigkeit des Diffusionskoeffizienten in freier Luft, der Porosität und des luftgefüllten Porenanteils noch der kombinierte Transport von Wasser und Wasserdampf sowie ein höherer Temperaturgradient in den luftgefüllten Poren berücksichtigt. Zu beachten ist, daß in der Originalarbeit von Philip und de Vries die Temperaturabhängigkeit des Diffusionskoeffizienten durch die Claudius-Claperonsche Gleichung bestimmt wurde, während in diesem Artikel Meßwerte nach Kimball et. al. (1976) verwendet wurden. Durch die Verwendung gemessener Dampfdichten ergeben sich im Temperaturbereich von 10°C bis 30°C um den Faktor 2-4 höhere Dampfdiffusionskoeffizienten. Da der anisotherme Diffusionskoeffizient klein ist, er beträgt in freier Luft

$$D_{TV}(20^\circ\text{C, freier Luft}): 7.0 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}^\circ\text{C}$$

$$D_{TV}(40^\circ\text{C, freier Luft}): 3.2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}^\circ\text{C},$$

ist der Dampffluß in den meisten Fällen im Vergleich zum flüssigen Fluß unbedeutend. In der obersten Bodenschicht, ariden Gebieten und Spezialfällen wie Deponien kann er aber eine große Rolle spielen.

* Inst. für Ökologie -Bodenkunde-, TU-Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin
(email: stof0737@mailszrz.zrz.tu-berlin.de)

Da der temperaturinduzierte Fluß nur in Sonderfällen alleine auftritt, ist eine allgemeine Bestimmung von $D_{TV}(\psi, T)$ aus Gl. 1 mindestens mit der gleichen Unsicherheit behaftet wie die Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit. In der Arbeit wurden Sonderfälle untersucht, in denen der flüssige Fluß verschwand und so der anisotherme Dampfdiffusionskoeffizient mit hoher Genauigkeit bestimmt werden konnte.

2. Versuchsaufbau

In einen Meßzylinder aus Acryl, 25 cm hoch und mit einem Durchmesser von 19 cm, wird der Boden verdichtet eingebaut. An der Unterseite der Säule befindet sich eine keramische Platte, die mit einer Woolschen Flasche hydraulisch verbunden ist. An diese kann ein Unterdruck angelegt werden, um das Matrixpotential am unterm Rand zu kontrollieren. Durch Wägen der Flasche kann der Wasserfluß in bzw. aus der Meßsäule bestimmt werden. Die keramische Platte kann während des Versuchs mit entlüftetem Wasser durchspült werden, um Luft aus dem System zu entfernen. Am oberen Ende ist eine Messingplatte angebracht, so daß der Wasserfluß dort Null ist. Im Wasser hinter der keramischen bzw. der Messingplatte befinden sich Heizspiralen, die über Umwälzthermostate erwärmt oder gekühlt werden können. Zur Wärmeisolation ist der Zylinder mit 8 cm dicker Holzwole ummantelt und an den Enden mit Styroporplatten versehen.

Die Meßsäulen sind mit je 10 Tensiometern, TDR-Sonden und Halbleitertemperatursensoren zur Messung von Wasserspannung, Wassergehalt und Temperatur bestückt. Der Abstand der Meßebenen beträgt 2.4 cm. Die Tensiometer können während des Versuchs gespült und nachgeeicht werden. Die Güte dieser Eichung hängt allerdings von dem Matrixpotential im Boden ab. Bis ca. -300 hPa können die Tensiometer auf ca. 0.5 hPa genau geeicht werden, bei -500 hPa nur noch auf 1-2 hPa. Zur Wassergehaltmessung wird von der Fa. EASY-TEST das Gerät CASMI mit einem Multiplexer verwendet. Mit den 10 cm langen Sonden können Wassergehaltsänderungen unter $0.001 \text{ m}^3/\text{m}^3$ bestimmt werden. Die gesamte Meßaufnahme geschieht automatisch, so daß mit diesem Meßaufbau Wasserspannung, Wassergehalt und Temperatur in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung gemessen werden können.

3. Ergebnisse

Es wurden Versuche an einem schwach lehmiger Schluff (Löß Karlsruhe) und einem Sand (Sand Metha) durchgeführt. Der Löß hat einen Tonanteil von 8.3%; der Hauptanteil mit 60.7% ist Grobschluff. Dieser Material wird in der Hausmülldeponie Karlsruhe-Ost als Auflagersubstrat verwendet. Der Sand kommt von der Mechanischen Trennungsanlage für Hafenschlick (METHA) aus Hamburg und besteht hauptsächlich aus Fein- (33.7%) und Mittelsand (64.2%). Die Randbedingungen während der einzelnen Versuchsphasen sind in Tabelle 1 dargestellt. Die hydraulischen Kennwerte der Substrate sind in Döll et al. (1995) genau beschrieben.

Tab. 1: Übersicht über die Randbedingungen während der Versuchsdurchführung

Material	Temperatur unten / oben	Temperatur -gradient	Unterdruck
Löß Karlsruhe	19 / 26°C	30°C/m	120 hPa
	15 / 30°C	65°C/m	120 hPa / 320hPa / 520 hPa
	15 / 30°C	65°C/m	langsame Verdunstung über die Keramik
Sand Metha Desorption Adsorption	12 / 36°C		50 hPa
	12 / 36°C		80 hPa
	41 / 14°C		80 hPa

Löb Karlsruhe. Für das Substrat Löb Karlsruhe wurde zunächst bei einem Unterdruck von 120hPa hinter der Keramik die Meßsäule am unteren Rand auf 19°C abgekühlt und am oberen Rand auf 26°C erwärmt. Dann wurde der Temperaturgradient auf 65°C/m erhöht (unten 15°C, oben 30°C). Später wurde der Unterdruck auf 320hPa und 520hPa erhöht. Der Wassergehalt in der Meßsäule sank dabei von 0.35 m³/m³ auf 0.29 m³/m³. Im Rahmen der Meßgenauigkeit der Tensiometer konnte keine Abweichung vom isothermen gravitativen Gleichgewicht (Matrixpotentialgradient gleich -1) festgestellt werden. Grund dafür ist die im Vergleich zum anisothermen Dampfdiffusionskoeffizienten deutlich größere ungesättigte Wasserleitfähigkeit des Substrats von ca. 5·10⁻⁹ m/s bei 500 hPa. Daher reicht bereits ein geringer, in diesem Fall nicht meßbarer, Matrixpotentialgradient aus, um den Dampffluß auszugleichen. Aufgrund der Meßgenauigkeit der Tensiometer sowie der ungesättigten Leitfähigkeit konnte der anisotherme Dampfdiffusionskoeffizient in diesem Bereich auf kleiner als 6·10⁻¹¹ m²/(s·°C) abgeschätzt werden.

Darauf wurde ein Luftpolster unter die Keramik gelassen, so daß aufgrund des nach unten gerichteten Temperaturgradienten unter der Keramik der Löb langsam austrocknete. Bei einem Wassergehalt von weniger als 0.08 m³/m³ konnte beobachtet werden, daß die Meßsäule im oberen Bereich am schnellsten austrocknete, während es in der Mitte zu der langsamsten Austrocknung kam (s. Abb. 1a). Der Dampffluß oben in der Meßsäule ist aufgrund der höheren Temperatur größer als unten. So kommt es in der Meßsäule zu einer Umkehr der flüssigen Flusses. Im oberen Teil der Meßsäule ist dieser zum Ausgleich des temperaturinduzierten Flusses aufwärts gerichtet, im unteren Teil aufgrund der langsamen Austrocknung über die Keramik abwärts gerichtet. In der Mitte der Säule ergab sich somit eine Ebene, in der der flüssige Fluß verschwindet und somit der Dampffluß gleich dem Gesamtfluß ist. Der Versuch wurde daraufhin beendet und die Wassergehaltsverteilung gravimetrisch ermittelt (s. Abb. 1a). Dies war notwendig, da die TDR-Sonden zwar Wassergehaltsänderungen sehr genau, aber die absoluten Wassergehalte nur mit einer Genauigkeit von ca. 0.01 m³/m³ messen können. In Abb. 1b sind der berechnete Dampffluß nach Philip und de Vries (1957), der gemessene Gesamtfluß und sowie der aus der Differenz berechnete flüssige Fluß dargestellt. Aus dem Vergleich des maximalen Wassergehaltes bzw. der minimalen Wassergehaltsänderung mit dem Gesamtfluß an dieser Stelle ergibt sich, daß Philip/de Vries den anisothermen Dampfdiffusionskoeffizienten bei 19°C und einem Wassergehalt von 0.07 m³/m³ bis auf einen Faktor 0.7 bis 1 genau vorhersagen konnten.

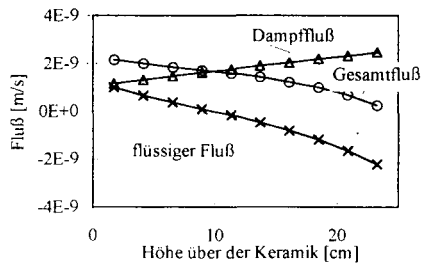
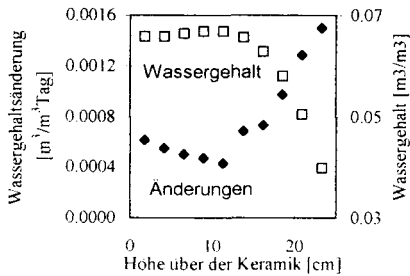


Abb. 1a: Die gravimetrisch ermittelte Wassergehaltsverteilung sowie die mit den TDR-Sonden ermittelte Wassergehaltsänderung in der Meßsäule. Beim Maximum der Wassergehalte bzw. dem Minimum der Änderungen verschwindet der flüssige Fluß.

Abb. 1b: Der gemessenen Gesamtfluß, der nach Philip/de Vries berechnete Dampffluß sowie der daraus resultierende flüssige Fluß.

Sand Metha. In der Meßsäule mit dem Sand Metha wurde bei einem Unterdruck von 50 hPa das obere Ende auf 36°C erwärmt und das untere Ende auf 12°C abgekühlt. Es kam es zu einer sehr scharfen Austrocknungsfront in der Meßsäule, die langsam nach unten lief. Oberhalb dieser Front war das Substrat vollständig ausgetrocknet, darunter war der Wassergehalt bei ca. $0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$. Die Ursache für diese steile Front liegt in der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, die aufgrund der sehr engen Häufigkeitsverteilung der Körnung im Bereich zwischen -50 hPa und -100 hPa um mehrere Größenordnungen abnimmt. So ist bei -50 hPa die ungesättigte Leitfähigkeit deutlich größer, bei -80hPa deutliche kleiner als der anisotherme Dampfdiffusionskoeffizient. Anschließend wurde der Unterdruck auf 80 hPa erhöht. In dieser Phase trocknete die Meßsäule vollständig aus.

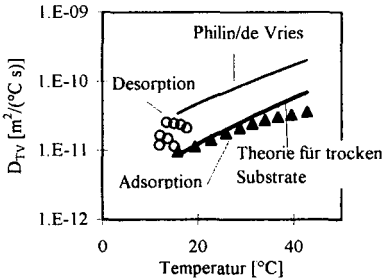


Abb. 2: Die gemessenen und vorhergesagten anisothermen Dampfdiffusionskoeffizienten für den Sand METHA.

Theorie von Philip/ de Vries für feuchte Substrate den Dampffluß um den Faktor 4 überschätzt.

4. **Schlusfolgerungen**

Durchgeführt wurden zwei Messungen des anisothermen Dampfdiffusionskoeffizienten. Beim Löb Karlsruhe konnte die Theorie von Philip/de Vries den Diffusionskoeffizienten richtig vorsehen, bei dem trockenen Sand überschätzte die Theorie den Dampffluß um den Faktor 4. Allerdings wurde die Theorie für den feuchten Bereich aufgestellt. Der Meßwerte des Dampflosses für den Sand Metha stimmen sehr gut mit einer Theorie für trockenen Substrate (ohne den kombinierten Transport und ohne einen erhöhten Temperaturgradienten in den Luftporen) überein. Im Vergleich zu den Vorhersagen der ungesättigten Wasserleitfähigkeit ist damit die Vorhersage des anisothermen Dampftransports wesentlich genauer.

Literatur.

- Döll, P., Stoffregen, H., Renger M., Wessoleck G., Plagge R. (1995): Anisotherme Wasser- und Wasserdampfbewegung unter Deponien: Laborversuche und Simulationsrechnungen zur Austrocknung mineralischer Dichtschichten. Abschlussbericht BMBF-Verbundvorhaben Weiterentwicklung von Deponieabdichtungssystemen; Teilvorhaben 24.
- Kimball, B.A., Jackson, R.D., Reginato, R.J., Nakayama, F.S., Idso, S.B. (1976): Comparison of field-measured and calculated soil-heat fluxes. Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 18-25.
- Milly, P.C.D. (1984): A simulation analysis of thermal effects on evaporation from soil. Water Resour. Res. 20, 1087-1098.
- Philip, J.R., de Vries, D.A. (1957): Moisture movement in porous materials under temperature gradients. AGU Transactions 38, 222-232.

Modellierung der Austrocknung von Deponiebasisabdichtungen unter dem Einfluß von Temperaturgradienten: Fallbeispiele

von

Döll, P.

Einleitung

Die tonhaltige mineralische Basisdichtschicht einer Deponie unterliegt einer Austrocknungs- und damit Reißgefährdung, wenn sie entweder von einer wasserundurchlässigen Lage (z.B. einer Kunststoffdichtungsbahn oder einer Asphaltabdichtung) überlagert wird oder der Müll sehr trocken ist. Eine Austrocknung der mineralischen Basisdichtschicht unter einer wasserundurchlässigen Lage wird insbesondere durch die Wärmeentwicklung im Müllkörper hervorgerufen. Der Temperaturgradient zwischen der Dichtschichtoberkante, mit einer Temperatur von maximal 25°C, falls die TA Abfall (1991) eingehalten werden kann, und dem Grundwasser, mit ca. 10°C, führt zu einem nach unten gerichteten Wasserdampftransport, der den gravitativen Abtransport von Wasser aus der Dichtung in den Untergrund verstärkt. Ein ausgleichender, nach oben gerichteter Wasserfluß durch kapillaren Aufstieg wird nur dann auftreten, wenn die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten der Bodenmaterialien groß genug sind (vgl. Döll und Stoffregen, 1995). Im Hinblick auf die Langzeitsicherheit von Deponien muß geklärt werden, unter welchen Bedingungen (Materialien, Temperaturen, Grundwasserabstand etc.) die mineralische Basisdichtschicht aufgrund von nach unten gerichteten Temperaturgradienten langfristig so stark austrocknet, daß eine Reißbildung nicht ausgeschlossen werden kann.

Das Maß für die Austrocknung ist das Matrixpotential im Boden (entspricht der negativen Wasserspannung). Je geringer das Matrixpotential, d.h. je größer die Wasserspannung, um so stärker ist die Reißgefährdung. In erster Annäherung muß nach Holzlöhner (1992), bei Ansetzung eines Ruhe-druckbeiwerts von 0.33, die Auflast mindestens doppelt so groß sein wie die Wasserspannung, um eine Reißbildung sicher auszuschließen.

Mit Hilfe eines neuentwickelten numerischen Modells des gekoppelten Transports von Wasser, Wasserdampf und Wärme „SUMMIT“ kann die Austrocknung der mineralischen Dichtschicht simuliert werden. Döll (1996) beschreibt das Modell einschließlich der verwendeten Parameterfunktionen detailliert und zeigt Sensitivitätsanalysen, Simulationen von Austrocknungsexperimenten im Labor und im Gelände sowie Prognoserechnungen für typische Deponiesituationen (Fallstudien). Darüber hinaus ist ein Handbuch zur Benutzung von SUMMIT enthalten. Allerdings bleiben Quellen und Schrumpfen (und damit die Konsolidierung durch Auflast) sowie die Reißbildung unberücksichtigt, da bislang nicht genügend geeignete Meßdaten bezüglich dieser Prozesse, die an proctorverdichteten Proben erhoben wurden, zur Verfügung stehen. Unklar ist, ob durch eine solche Vernachlässigung die Austrocknungsgefahr über- oder unterschätzt wird. Einerseits wird durch die Vernachlässigung der Konsolidierung und des vertikalen Schrumpfens die Gefahr einer Austrocknung überschätzt, da dann im Boden tatsächlich weniger Luftporenraum für den Dampftransport zur Verfügung steht, als bei der Simulation angenommen wird. Andererseits verändert sich durch die

Verdichtung der mineralischen Dichtschicht durch Konsolidierung und Schrumpfung deren Wasserretentionskurve dahingehend, daß bei gleichen Wassergehalten höhere Wasserspannungen vorliegen als bei der ursprünglichen Dichte; die Vernachlässigung der Änderung der Wasserretentionskurve sollte zu einer Unterschätzung der Austrocknungsgefahr führen. Zu beachten ist allerdings, daß der Einfluß von Schrumpfen und Konsolidierung auf die hochverdichtet eingebauten mineralischen Dichtschichten erheblich geringer sein sollte als der auf natürliche, lockerer gelagerte Böden.

Fallstudien

Um realitätsnahe Simulationsrechnungen der Austrocknung mineralischer Basisdichtschichten unter dem Einfluß von Temperaturgradienten durchführen zu können, müssen die Wasserretentionsfunktionen und die ungesättigten Wasserleitfähigkeitsfunktionen des Dichtschichtmaterials und der darunterliegenden Auflagermaterialien (bis zum Grundwasserspiegel) bekannt sein. Die thermalen Dampfdiffusionskoeffizienten werden nach dem Ansatz von de Vries (1963) berechnet, da sie nicht unabhängig gemessen werden können. Allerdings sind die so berechneten Koeffizienten meist zu klein (Döll, 1996), weswegen ein Verstärkungsfaktor F_v eingeführt werden muß, über dessen boden- und feuchtespezifischen Wert a priori nur gesagt werden kann, daß er größer oder gleich 1 und wahrscheinlich zwischen kleiner als 5 ist (die experimentellen Daten sind widersprüchlich). Dabei hat eine Überschätzung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit um z.B. einen Faktor 2 den gleichen Effekt auf die berechnete Austrocknung wie eine Unterschätzung von F_v um den gleichen Faktor. Die hier gezeigten Fallstudien wurden mit $F_v = 3$ durchgeführt.

Die Simulationen haben gezeigt, daß die Gefahr einer Austrocknung und damit Rißbildung unter dem Einfluß von Temperaturgradienten groß ist, wenn

- die Temperatur an der Oberkante der mineralischen Dichtschicht hoch ist
- der Temperaturgradient groß ist
- die luftgefüllten Porositäten (bei gegebenem Matrixpotential) von Dichtschicht- und Auflagermaterialien groß sind
- die Wasserkapazitäten von Dichtschicht- und Auflagermaterialien klein sind (flachere Wasserretentionskurven)
- die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten von Dichtschicht- und Auflagermaterialien klein sind
- die Mächtigkeit der Dichtschicht gering ist

Sehr wahrscheinlich kann die mineralische Dichtschicht nur dann stark austrocknen, wenn der oberste Bereich des Auflagers stark austrocknet. Die Dichtschichten haben (bei hohen Matrixpotentialen) zu geringe Luftporositäten, um einen relevanten Dampftransport zu erlauben. Selbst wenn eine Basisabdichtung nach TA Abfall gebaut wird, kann es unter ungünstigen Umständen zu einer Austrocknung kommen, bei der eine Rißbildung nicht ausgeschlossen werden kann (Abb. 1). Abb. 1 zeigt die Matrixpotentiale in einer 1,5 m mächtigen Dichtschicht und im Deponieauflager 20 und 50 Jahre nach dem Deponiebau, wobei der Grundwasserspiegel 10 m unter der Unterkante der Dichtschicht liegt. Die Temperatur an der Oberkante der Dichtschicht beträgt konstant 25°C, am Grundwasserspiegel 10°C. Befindet sich die Dichtschicht aus Lehm Karlsruhe über einem Auflager aus Lehm Wageningen (oder auch aus Pfingztal-Sandstein), werden in der Dichtschicht Matrixpotentiale von -2400 cm erreicht, d.h. eine Auflast von 48 m Wassersäule wäre nötig, um eine Rißbildung sicher zu vermeiden. Falls die Dichtschicht auf einem künstlichen Auflager aus weiteren 3 m Lehm Karlsruhe gebaut wird, der von 7 m Sand Mehta (feinsandiger Mittelsand) unterlagert wird, werden sich in der Dichtschicht nach 50 Jahren Matrixpotentiale bis -3900 cm einstellen. Bei einem Auflagermaterial mit höheren ungesättigten Wasserleitfähigkeiten, wie z.B. Löß Karlsruhe, unterscheidet sich die Austrocknung nicht relevant von der, die auch gravitativ unter isothermen Verhältnissen auftreten würde (ohne Abbildung).

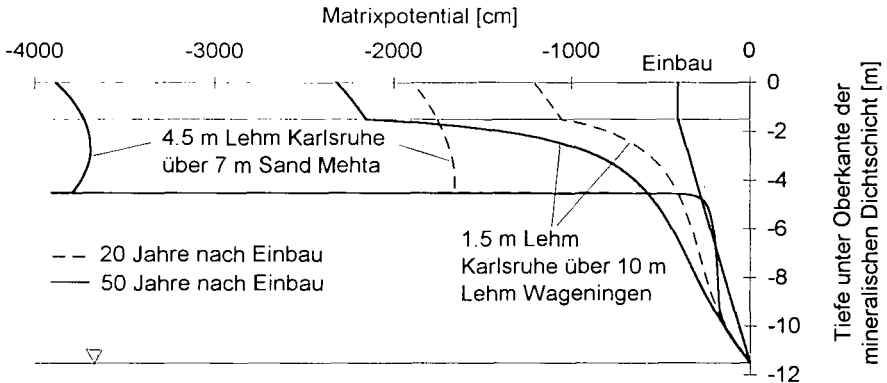


Abb. 1: Matrixpotentialverteilung in einer mineralischen Dichtschicht aus Lehm Karlsruhe und in einem Deponieauflager, das entweder aus 10 m Lehm Wageningen oder aus 3 m Lehm Wageningen und 7 m Sand Mehta besteht, 20 und 50 Jahre nach Deponiebau. Temperatur an der Oberkante der mineralischen Dichtschicht 25°C.

Falls eine Sand- oder Kieslage (z.B. als Kontrolldränage) direkt unter die Dichtschicht eingebaut wird (nicht gestattet nach TA Abfall), trocknet die mineralische Dichtschicht innerhalb weniger Jahre so stark aus, daß mit einer Rißbildung gerechnet werden muß. Bei einer 30 cm mächtigen Lage aus Sand Mehta werden nach 20 Jahren Matrixpotentiale von -20000 cm erreicht (Abb. 2), wenn der Grundwasserabstand 4 m beträgt.

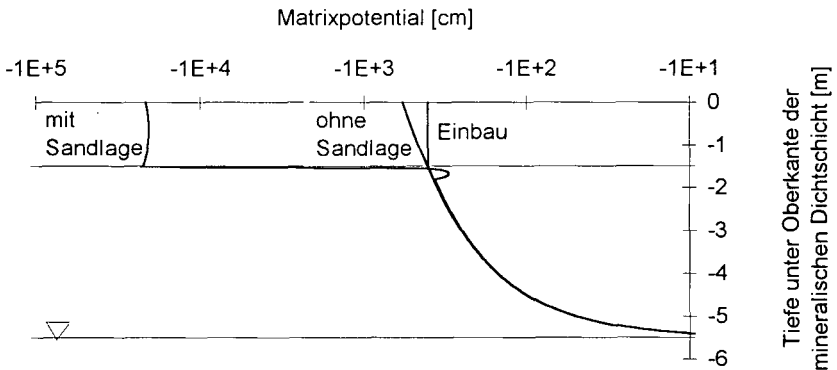


Abb. 2: Matrixpotentialverteilung in einer mineralischen Dichtschicht aus Lehm Karlsruhe und in einem Deponieauflager, das entweder aus 4 m Löß Karlsruhe (ohne Sandlage) oder aus 0.3 m Sand Mehta über 3.7 m Löß Karlsruhe (mit Sandlage) besteht, 20 Jahre nach Deponiebau. Temperatur an der Oberkante der mineralischen Dichtschicht 25°C.

Ähnliche Matrixpotentiale werden nach 50 Jahren im Fall eines Auflagers aus Lehm Wageningen (Grundwasserabstand 4 m) oder aus Pfinztal-Sandstein (Grundwasserabstand 10 m) erreicht, wenn die Temperatur an der Oberkante der Dichtschicht 40°C beträgt, während ein Auflager aus Lehm Karlsruhe eine starke Austrocknung auch bei hohen Temperaturen, Temperaturgradienten und Grundwasserabständen verhindert. Die Art des Dichtschichtmaterial beeinflusst dessen Austrocknung nur wenig.

Schlußfolgerungen

Vor dem Bau einer Deponie mit einer Kombinationsdichtung an der Basis sollte die Langzeitsicherheit der mineralischen Dichtschicht im Hinblick auf Austrocknung und Ribbildung deponiespezifisch abgeschätzt werden. Dazu ist es notwendig, daß

1. die Wasserretentionsfunktion und die Funktion der ungesättigten Wasserleitfähigkeit sowohl des Dichtschichtsubstrats als auch sämtlicher Auflagersubstrate gemessen wird,
2. anhand dieser Daten sowie dem Grundwasserabstand deponiespezifische Berechnungen der Matrixpotentialentwicklung in der mineralischen Dichtschicht durchgeführt werden. Dazu sollte ein eindimensionales numerisches Modell des Transports von Wasser und Wasserdampf unter dem Einfluß von Temperaturgradienten verwendet werden, wobei den anisothermen Dampfdiffusionskoeffizienten sichere, hohe Werte (Korrekturfaktor $F, \geq 3$) zugewiesen werden sollten.
3. basierend auf den berechneten Wasserspannungen unter Berücksichtigung der Auflast die Ribgefährdung abgeschätzt werden.

Allgemeine, standortunspecifische Festschreibungen z.B. eines maximal erlaubten Grundwasserabstands in der TA Abfall sind nicht sinnvoll, da die bei der Austrocknung ablaufenden Prozesse und die bodenhydraulischen Eigenschaften stark nichtlinear sind und sie daher in ihrem komplexen Wirkungsgefüge nicht auf einfache „Faustformeln“ reduzierbar sind.

Besteht laut den Berechnungen für die zu bauende Kombinationsdichtung eine Ribgefährdung, sollte entweder

- sichergestellt werden, daß die Temperatur an der Oberkante der Dichtung klein bleibt, oder
- die Dichtung anders konstruiert werden, z.B. mit einer zweiten Kunststoffdichtungsbahn unter der mineralischen Dichtschicht, oder
- ein geeigneter Standort ausgewählt werden.

Literatur

- Döll, P. (1996): Modeling of moisture movement under the influence of temperature gradients: desiccation of mineral liners below landfills. Dissertation am Fachgebiet Bodenkunde, Institut für Ökologie der TU Berlin, in Vorbereitung.
- Döll, P., und Stoffregen, H. (1995): Modellierung der Austrocknung von Deponiebasisabdichtungen bei Temperaturgradienten: Parametrisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften verdichteter Substrate. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76, 91-94.
- Holzlhöner, U. (1992): Austrocknung und Ribbildung in mineralischen Schichten der Deponiebasisabdichtung. Wasser und Boden, 289-293.
- TA Abfall (1991): Gesamtfassung der Zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Bundesanzeiger 43, 61a.

Feldversuche und Abschätzungen zum Einfluß der Temperatur auf Deponieoberflächenabdichtungen

von

Vielhaber, B. *; Melchior, S.; Miehlich, G.

Zur Oberflächenabdichtung von Sonderabfalldeponien und höher belasteten Siedlungsabfalldeponien werden nach dem derzeitigen Stand der Technik Kombinationsdichtungen eingesetzt. Sie bestehen üblicherweise aus einer Kunststoffdichtungsbahn aus PEHD (Polyethylen hoher Dichte), die im Preßverbund auf einem tonhaltigen Erdstoff ("bindige mineralische Dichtung", BMD) liegt. Bindige mineralische Dichtungen sind durch Austrocknung und nachfolgende Schrumpfung gefährdet. Die PEHD-Bahn verhindert den Entzug von Wasser aus der BMD nach oben. Unklar war bislang, ob ein Wasseraustrag nach unten in Abhängigkeit der Temperatur zur Austrocknung der BMD führt.

Im Abdecksystem der Altdeponie Hamburg-Georgswerder wurden von 1992 bis 1995 drei Meßfelder betrieben, um den Einfluß definierter Temperaturverhältnisse auf den Wasserhaushalt der Kombinationsdichtung zu erfassen. Darüber hinaus wurden Abschätzungen auf Basis der experimentell ermittelten Daten durchgeführt, um das Langzeitverhalten der Kombinationsdichtung in einer Deponieabdeckung unter verschiedenen Temperatursituationen zu prognostizieren (ausführlich in VIELHABER 1995).

Temperaturverhältnisse und Richtung der Wasserbewegung in der Kombinationsdichtung eines Deponieabdecksystems

Die Temperaturverhältnisse und somit die Richtung der temperaturabhängigen Wasserflüsse unterliegen an der Deponieoberfläche im Gegensatz zur Deponiebasis einem Jahreszeitenzyklus, da sich die Intensität der atmosphärischen Einstrahlung im Jahresverlauf ändert. Die Kombinationsdichtung der Deponie Georgswerder erfährt wie auf allen noch Deponiegas produzierenden Altdeponien ganzjährig eine Wärmezufuhr aus dem Abfallkörper. Lediglich in den Sommermonaten erwärmt sich der Oberboden so stark, daß von oben mehr Wärme zur Dichtung geleitet wird als vom Deponieinneren. Im Sommer gibt die Dichtung daher Wasser nach unten ab. Im überwiegenden Teil des Jahres (Herbst, Winter, Frühjahr) ist die Unterkante der BMD wärmer als ihre Oberkante. Dann diffundiert Wasserdampf aufwärts, kondensiert an der Unterseite der PEHD-Bahn und sickert in die BMD zurück.

Sowohl mehrjährige Meßreihen des Matrixpotentials als auch Beobachtungen bei Aufgrabungen in der Oberflächenabdichtung der Deponie Georgswerder zeigen, daß die winterliche Wiederbefeuchtung unter den Temperaturbedingungen eines wärmeproduzierenden Deponiekörpers den sommerlichen Wasseraustrag bislang kompensiert.

* Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg
Tel.: 040 / 4123 2011 Fax: 040 / 4123 2024 E-Mail: bk4a003@boku.ifb.uni-hamburg.de

Anders stellt sich die Situation in einer Kombinationsdichtung über einem "kalten" Deponiekörper dar. Zum einen wird die Gas- und Wärmeproduktion in einer Altdeponie durch den Rückgang der mikrobiologischen Abbauprozesse langfristig abnehmen. Zum anderen ist in Neudeponien kaum noch eine Wärmeentwicklung zu erwarten, sollte die von der TA SIEDLUNGSABFALL (1993) geforderte Abfallzusammensetzung (< 5 Gew.% organische Substanz) zukünftig eingehalten werden. Wenn eine Deponie abgekühlt ist oder von vornherein keine Wärmequelle im Abfallkörper aufweist, würde sich die sommerliche Phase mit Wasseraustrag aus der Dichtung verlängern. Zwar ist zu erwarten, daß die Phasen mit temperaturabhängig auf- bzw. abwärts gerichteter Wasserbewegung in der BMD im Jahresverlauf von gleicher Dauer sind (analog zum Temperaturhaushalt natürlichen Böden). Fraglich ist jedoch, ob die winterliche Wasserdampfzufuhr in diesem Fall ausreicht, um die sommerliche Wasserabgabe auszugleichen.

Einfluß der Temperatur auf den Wasserhaushalt der Kombinationsdichtung über einem kalten Deponiekörper

A Ergebnisse eines Feldversuches

Um die Temperatursituation in einer Kombinationsdichtung über einer erkalteten Deponie zu simulieren, wurde in einem Meßfeld auf der Deponie Georgswerder ein ganzjährig konstanter Temperaturgradient in der Dichtung von $+4^{\circ}\text{C}/\text{m}$ künstlich eingestellt. Ziel war es, die Geschwindigkeit und das Ausmaß des temperaturinduzierten Wasseraustrages in situ zu verfolgen.

Abb. 1 zeigt die Veränderung des Wassergehaltes in der BMD infolge der Einwirkung des dauerhaft abwärts gerichteten Temperaturgradienten im Tiefenprofil. Dargestellt sind die Ergebnisse von Beprobungen vor Versuchsbeginn und nach zweijähriger Versuchsdauer. Es wird ersichtlich, daß die Wasservolumina, die durch den Temperaturlastfall mobilisiert wurden, sehr klein sind, und die Reichweite der temperaturinduzierten Austrocknung im Tiefenprofil der Dichtung gering ist. Eine Wassergehaltsabnahme ist nur in den obersten 10 cm überhaupt sicher nachweisbar und beträgt dort maximal 1,5 Vol.%. Der sehr flache Verlauf der pF-Kurve des Dichtungsmaterials zeigt jedoch, daß eine Abnahme des Wassergehalts von ca. 2 Vol.% genügt, um Matrixpotentiale hervorzurufen, die als Zugspannungen zur Rißbildung führen. Die Matrixpotentiale sanken in 10 cm Tiefe unter der Oberkante der Dichtung binnen zwei Jahren von ca. -120 hPa auf Werte um -600 hPa. Diese Werte weisen zwar auf eine erhöhte Rißgefährdung hin. Ein Vergleich soll jedoch zeigen, daß Matrixpotentiale dieser Größenordnung unter anderen Bedingungen in wesentlich kürzeren Zeiträumen erreicht werden können: In trockenen Sommern kann in BMD *ohne* bedeckende PEHD-Bahn als Folge des Wasserentzugs durch Pflanzenwurzeln binnen weniger Wochen die Meßbereichsgrenze der Tensiometer (< -850 hPa) erreicht werden (MELCHIOR 1993).

Dieser Feldversuch diente mit derart modifizierten Temperaturverhältnissen, die unter natürlichen Bedingungen in dieser Intensität lediglich für kurze Zeit im Sommer entstehen, gewissermaßen als "Zeitraffer". Um nun das Langzeitverhalten einer Kombinationsdichtung über einem Deponiekörper ohne Wärmequelle im Abfallkörper bewerten zu können, wurden Abschätzungen auf Basis von in natürlichen Böden gemessenen Temperaturverläufen durchgeführt.

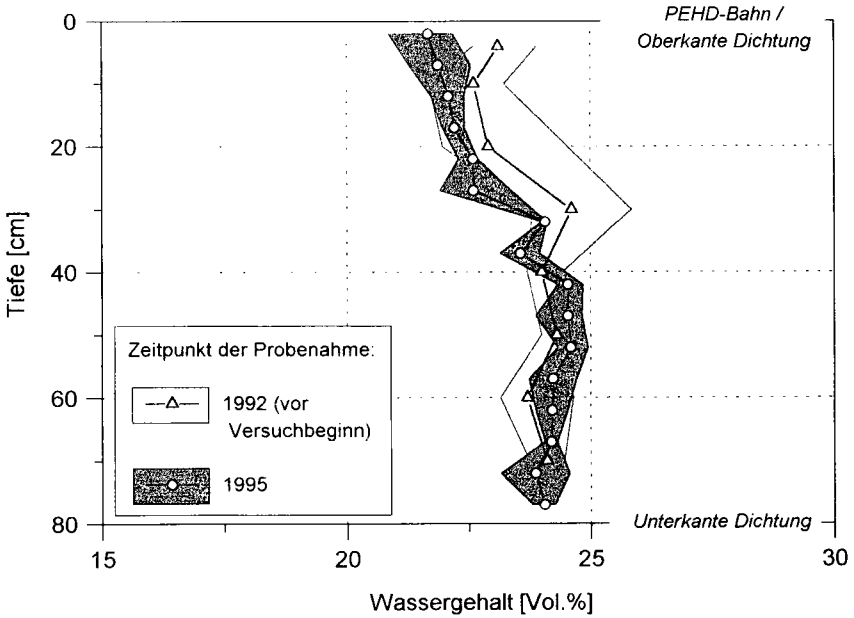


Abb. 1 Veränderung des Wassergehaltes in der bindigen mineralischen Dichtung nach zweijähriger Einwirkung eines abwärts gerichteten Temperaturgradienten von $+4^{\circ}\text{C}/\text{m}$ (Mittelwert und Spannweiten aus fünf Proben je Tiefe)

B Ergebnisse von Abschätzungen

Um den Temperatureinfluß auf den Wasserhaushalt einer Kombinationsdichtung über einem erkalteten Deponiekörper abzuschätzen, wurden Temperaturdaten natürlicher Böden und hypothetische Verläufe des Matrixpotentials hinzugezogen, die die Temperatur- und Druckverhältnisse im Langzeitzustand repräsentieren sollen. Der Temperaturhaushalt natürlicher Böden (ohne anthropogene Wärmequelle im Untergrund) ist dabei vor allem dadurch gekennzeichnet, daß das Verhältnis zwischen auf- und abwärts gerichteten Temperaturgradienten im Jahresverlauf weitgehend ausgeglichen ist.

Die Abschätzungen auf Basis der gängigen Theorien zur temperaturabhängigen Bodenwasserbewegung ergaben, daß unter den genannten Temperaturverhältnissen der sommerliche Wasserausstrom in der Jahresbilanz überwiegen wird. Dies hat vor allem zwei Ursachen: Zum einen wird bei hohen Temperaturen im Sommer mehr Wasserdampf als im Winter mobilisiert (trotz betragsmäßig eventuell gleichen Temperaturgradienten). Zum anderen bewirkt die Gravitation dauerhaft einen Wassertransport nach unten. Kapillarer Aufstieg könnte wiederum einen Ausgleich herbeiführen.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die Untersuchung führte zu folgenden Ergebnissen:

- ▶ Der Wassertransport in einer bindigen mineralischen Dichtung mit bedeckender PEHD-Bahn erfolgt vorwiegend als Dampfdiffusion. Dampfdichtegradienten stellen die Hauptursache für den Wasserdampftransport dar (generell von warm zu kalt). Dabei wird umso mehr Wasserdampf mobilisiert, je höher die Temperatur steigt (bei konstantem Temperaturgradienten). Die Gravitation und temperaturabhängige Veränderungen der Kapillarkräfte sorgen für einen Transport in der flüssigen Phase. Darüber hinaus finden Umverteilungen infolge von Volumenveränderungen der Bodenluft statt. Die genannten Teilprozesse sind in einem komplexen Wirkungsgefüge miteinander gekoppelt.
- ▶ Der temperaturinduzierte Wassertransport hat ein sehr geringes Ausmaß: Weniger als ein Millimeter Wasser werden pro Jahr in der BMD auf- oder abwärts transportiert.
- ▶ Die Gefährdung der Kombinationsdichtung ist vor allem von zwei Faktoren abhängig:
 - (1) Klimatische Situation:

Je höher die Bodentemperaturen im Sommer steigen und je länger ein warmer Sommer andauert, desto mehr Wasser wird aus der BMD ausgetragen.
 - (2) Temperatur im Deponieinneren:

Über *wärmeproduzierenden* Ablagerungen stellt die temperaturabhängige Wasserbewegung zunächst keine Gefährdung der mineralischen Komponente von Kombinationsdichtungen dar. Sowohl der konvektive Anstrom von wasserdampfgesättigtem Deponiegas als auch die im Jahresverlauf überwiegend aufwärts gerichtete diffusive Wasserbewegung kompensieren die sommerliche Wasserabgabe.

Über einem *abgekühlten* Deponiekörper überwiegt vermutlich im Jahresmittel der Wasseraustrag aus der BMD. Die Wasserabgabe ist jedoch so gering, daß sie erst nach Jahrzehnten zu einer Gefährdung der Dichtung durch Rißbildung führen kann. Demnach würde die BMD unwirksam werden, lange bevor die bedeckende PEHD-Bahn durch Alterung ihre Dichtwirkung einbüßt und die mineralische Dichtung eigentlich benötigt wird.
- ▶ Alternativ wäre daher für Deponieabdecksysteme zu überlegen, ob die PEHD-Bahn sinnvoller mit nicht schrumpffgefährdeten Materialien kombiniert werden kann.

Literatur

- MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten 22, 330 S. + Anhang.
- TA SIEDLUNGSABFALL (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, vom 14.05.1993. Bundesanzeiger Nr. 99.
- VIELHABER, B. (1995): Temperaturabhängiger Wassertransport in Déponieoberflächenabdichtungen - Feldversuche in bindigen mineralischen Dichtungen unter Kunststoffdichtungsbahn. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten 29, 200 S. + Anhang.

Numerische Simulation hydraulischer Prozesse in Deponieabdichtungssystemen

von

Gräsele, W.; Horn, R.

Soll ein natürliches oder künstliches System numerisch simuliert werden, so steht am Anfang immer die Frage, welche Prozesse im System eine Rolle spielen, wie weit diese verstanden werden, ob bereits eine geeignete mathematische Beschreibung der Prozesse existiert sowie ob und wie die relevanten Parameter und Funktionen dieser Prozesse der Messung zugänglich sind.

1. Das Prozeßgefüge

Die wichtigsten Vorgänge, die in frostfreien Bereichen von Böden eine Rolle spielen, lassen sich vereinfachend in 6 Kategorien zusammenfassen: Mechanische, hydraulische, thermische, chemische (incl. Stofftransport), biologische und Dampftransport-Prozesse. Das Zusammenwirken dieser Mechanismen untereinander und ihre Abhängigkeit von und Rückwirkung auf Materialeigenschaften der festen Bodenmatrix skizziert Abb. 1.

Die dargestellten Wechselwirkungen stellen ein sehr stark vereinfachtes Schema dar und ergeben dennoch bereits ein Bild von verwirrender Komplexität. Während einige Bereiche wie etwa die hydraulischen Prozesse, der Dampf- und der Wärmetransport vergleichsweise gut verstanden sind und durch physikalisch wohlbegründete Differentialgleichungen beschrieben werden, ist die theoretische Durchdringung vor allem für biologische Prozesse sowie chemische Vorgänge, sofern organische Substanz von Bedeutung ist, noch sehr rudimentär. Ähnlich schlecht steht es um die quantitative Beschreibung aller Änderungen des Porensystems, die durch biologische, chemische und mechanische Vorgänge ausgelöst werden.

Angesichts dessen kann es nicht überraschen, daß kein derzeit verfügbares numerisches Modell das hier skizzierte Wechselwirkungsnetz auch nur annähernd vollständig beschreibt. So sind Modelle, die nur einen einzigen der genannten Prozeßbereiche beschreiben, noch die Regel. Und auch das von uns verwendete, gekoppelte mechanisch-hydraulische Modell erfährt nur den in Abb. 1 durch dunklen Hintergrund gekennzeichneten Bereich, wobei auch hier noch Abstriche zu machen sind, da für einige Teilprozesse noch keine oder allenfalls eine empirische mathematische Formulierung existiert. Z. B. ist das Wasserfluß-Modell nur brauchbar für Konstellationen, die mit Darcy's Gesetz zutreffend beschrieben werden. Verschlammungsprozesse können gar nicht erfaßt werden und Auswirkungen von Deformationen auf das Porensystem und damit auf die hydraulischen Bodeneigenschaften lassen sich nur in grober Näherung und auch nur für reine Volumenänderungen (Divergenzverformung), nicht aber für Scherverformungen berechnen.

Da numerische Modelle das Wirkungsgefüge relevanter Prozesse in Böden somit stets unvollständig beschreiben, ergeben sich zwangsläufig Abweichungen zwischen Modellresultaten und realen Vorgängen. Brauchbare Resultate sind nur dann zu erzielen, wenn die nicht erfaßten Prozesse in dem untersuchten System nur eine untergeordnete Rolle spielen oder wenn ihr Einfluß durch geeignete Wahl zeitabhängiger Randbedingungen simuliert werden kann.

2. Die Datengrundlage

Die numerische Simulation eines Systems sowie die Kontrolle des Modellierungserfolges erfordert eine hinreichende meßtechnische Erfassung der interessierenden Zustandsvariablen, der Randbedingungen und der Materialeigenschaften. Die Menge der benötigten Daten hängt dabei entscheidend von der Größe und Heterogenität des Modellgebietes ab sowie von der Frage, ob sich das i. a. 3-dimensionale Problem aufgrund von Symmetrieeigenschaften auf zwei oder eine Dimension reduzieren läßt.

Bei der Modellierung von Laborexperimenten mit oft hoher Symmetrie, relativ geringer Heterogenität und meist guter Kenntnis der Randbedingungen, verbunden mit der Möglichkeit, viele der theoretisch noch unzulänglich verstandenen bzw. meßtechnisch nur schlecht zugänglichen Prozesse weitgehend zu unterbinden, ergibt sich häufig eine

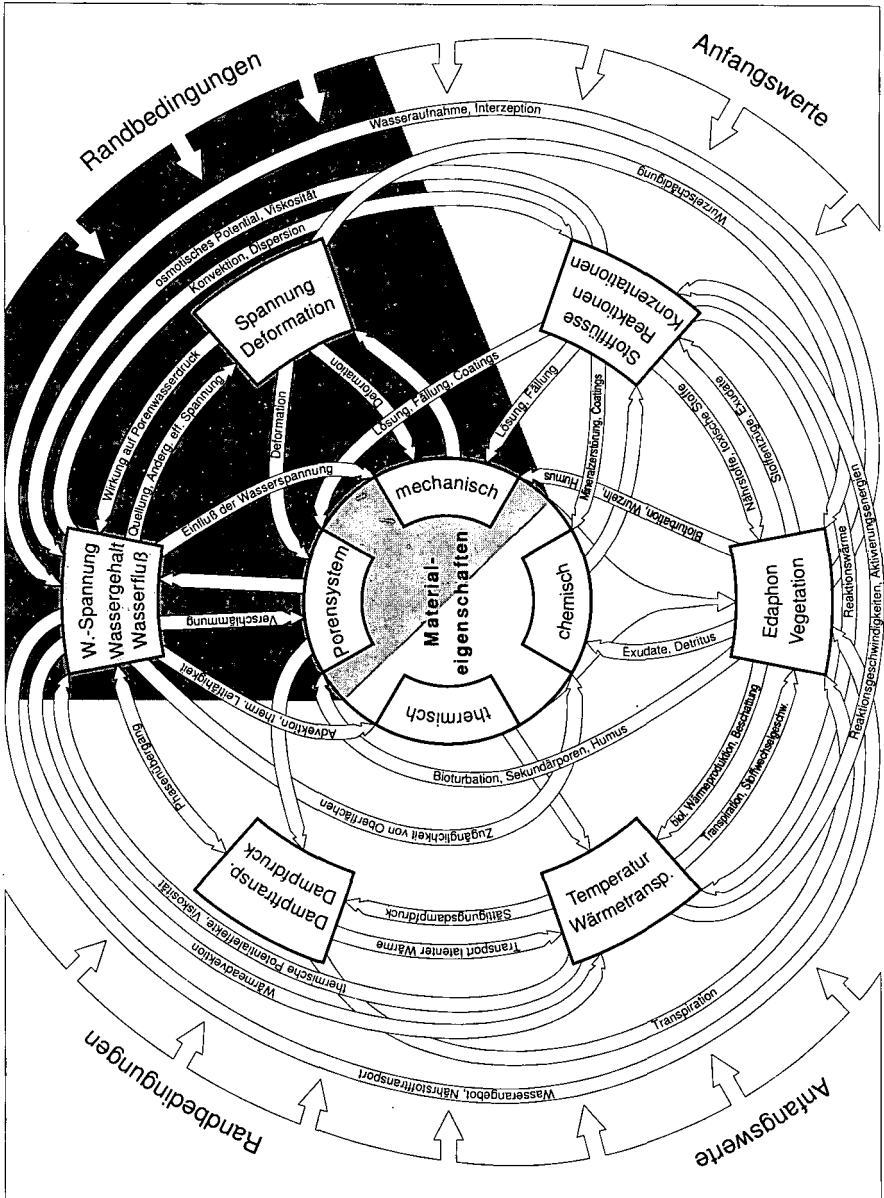


Abb. 1: Schema der wichtigsten Prozeß- und Wechselwirkungspfade in frostfreien Böden. Der in mechanisch-hydraulischen Modellen beschreibbare Anteil ist durch dunklen Hintergrund gekennzeichnet.

gute Datengrundlage. Im Gegensatz dazu übersteigt der Datenbedarf für die Simulation von Freilandssystemen im Skalenbereich von Metern bis Kilometern mit oft kompliziert horizontalen oder geschichteten Materialien, geologisch-pedologischer Heterogenität, z. T. komplexer Topographie, meist nur unzureichend bekannten Randbedingungen sowie einer unüberschaubaren Vielfalt relevanter Prozesse das meßtechnisch Machbare häufig um ein Vielfaches. Als Folge ergibt sich bei der Simulation der Zwang zu einer starken Simplifizierung des Problems, weiträumiger Interpolation von Meßdaten und Materialeigenschaften sowie relativ grober Abschätzung von Randbedingungen. Daher sind hier größere Abweichungen zwischen Realität und Simulationsergebnis eher die Regel als die Ausnahme. In sehr vielen Fällen ist nur eine Kalibrierung des Modells möglich, für eine "Validierung" - selbst wenn man diesen Begriff mit allem Vorbehalt verwendet - sind dagegen nicht genügend unabhängige Datensätze verfügbar.

3. Simulation mineralischer Dichtschichten

Mineralische Dichtschichten sind durch einen hohen Gehalt an Tonmineralen gekennzeichnet. Dies hat eine nicht vernachlässigbare Quell- und Schrumpffähigkeit des Materials und damit eine intensive Interaktion zwischen hydraulischen und mechanischen Prozessen zur Folge. So werden bei Austrocknung durch den Anstieg der Saugspannung mechanische Zugspannungen hervorgerufen. Wenn diese die kompressiven Spannungen, die z. B. durch die Auflast eines darüber lagernden Müllkörpers induziert werden, um mehr als den Wert der Zugfestigkeit übersteigen, kommt es zur Rißbildung und damit zu einer grundlegenden Änderung der hydraulischen Eigenschaften der Dichtschicht, vor allem zu einer starken Erhöhung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit.

Für eine Simulation der hydraulischen Prozesse in mineralischen Dichtschichten ist somit immer dann, wenn Austrocknungsvorgänge nicht ausgeschlossen werden können, ein kombiniertes mechanisch-hydraulisches Bodenmodell unerläßlich. Dies gilt insbesondere bei Basis-Kombidichtungen entsprechend TA-Siedlungsabfall, bei denen eine Wassermachlieferung aus dem Deponiekörper in die mineralische Dichtschicht durch eine HDPE-Folie unterbunden ist. Darüber hinaus ist hier die Einbeziehung von Dampftransport in die Berechnungen erforderlich, da eine Austrocknung durch den Dampfdruckgradienten zwischen dem erwärmten Deponiekörper und dem Grundwasserleiter verursacht werden kann. Die Kopplung mit einem Wärmetransportmodell wäre wünschenswert, jedoch dürfte ersatzweise auch eine Verwendung geeigneter Temperatur-Randbedingungen im Dampftransportmodell möglich sein.

Das Kernproblem bei der numerischen Simulation hydraulischer Prozesse in mineralischen Dichtschichten ist die zeitliche Veränderung der hydraulischen und mechanischen Materialeigenschaften. Diese sind i. a. für den Zustand unmittelbar nach Einbau der Dichtschicht bekannt, für einige Parameter sind auch Sollwerte vorgeschrieben. Bereits wenige Wochen nach dem Einbau lassen sich aber bereits deutliche Änderungen mechanischer Bodenparameter feststellen. Da diese Alterungsprozesse noch wenig verstanden und nicht quantitativ vorhersagbar sind, sind über die mechanischen Materialeigenschaften der Dichtschicht unter einer Jahrzehnte alten Deponie, wo eine Beprobung meist nicht durchführbar ist, nur sehr unsichere Aussagen möglich. Als Folge ist auch eine Vorhersage der Änderung der hydraulischen Eigenschaften, insbesondere der Leitfähigkeit, kaum möglich, da diese entscheidend von den mechanischen Prozessen abhängt, vor allem von einem etwaigen Auftreten von Zugrissen.

Konventionelle hydraulische Modellrechnungen, die Wasserfluß und Stofftransport durch Basisabdichtungen unter der Annahme zeitlich konstanter hydraulischer Kennwerte, d. h. mit den Kennwerten des Einbauzustandes, prognostizieren, sind daher zur Risikoabschätzung nicht geeignet, da sie sich keinesfalls "auf der sicheren Seite" bewegen, sondern eher eine Abschätzung des günstigsten denkbaren Systemverhaltens darstellen.

4. Simulation von Kapillarsperren

Im Gegensatz zu mineralischen Dichtschichten bestehen die wesentlichen Bauelemente einer Kapillarsperre, nämlich Kapillarschicht und Kapillarblock, i. a. aus nicht quellfähigen, gröber texturierten Materialien. Wenn Hangstabilitätsprobleme ausgeschlossen werden können, ist daher eine numerische Simulation der hydraulischen Prozesse ohne Kopplung mit einem mechanischen Modell möglich. Dies gilt aus den oben genannten Gründen natürlich nicht mehr für kombinierte Systeme aus Kapillarsperre und darunter liegender mineralischer Dichtschicht. Auch die zeitliche Konstanz des Porensystems und damit der hydraulischen Bodeneigenschaften kann vielfach in guter Näherung angenommen werden, wenn die Kapillarsperre die Anforderungen an Filterstabilität erfüllt und Änderungen des Porensystems durch Lösungs- oder Fällungsvorgänge weitgehend ausgeschlossen werden können.

Probleme bei der Modellierung hydraulischer Prozesse in Kapillarsperren ergeben sich dagegen aus dem abrupten Nebeneinander von Materialien mit ganz verschiedenen hydraulischen Eigenschaften. Unterschiede der hydraulischen Leitfähigkeit um mehrere Zehnerpotenzen zwischen benachbarten Elementen in einem Finite-Elemente-Modell erhöhen zwangsläufig Interpolations- und Massenbilanzfehler in den Berechnungen. Hydraulische Prozesse in sehr grob texturierten Materialien, wie sie für Kapillarblöcke besonders geeignet sind, werden nur unzureichend durch Darcy's Gesetz beschrieben. Im ungesättigten Zustand erfolgt die Bewegung flüssigen Wassers nicht mehr in Porenquer-

schnitten, sondern in Oberflächenfilmen, außerdem kann dann der Dampftransport den flüssigen Transport bei weitem übertreffen. Im nassen Zustand wiederum ist der Fluß in den groben Poren nicht mehr und folgt damit nicht mehr einem linearen Flußgesetz, sondern müßte eigentlich durch eine explizite Lösung der Navier-Stokes-Gleichung oder wenigstens durch geeignete Turbulenzmodelle (z. B. Large Eddy Simulation) beschrieben werden, was angesichts der komplexen und nicht bekannten Geometrie des Porenraumes nicht durchführbar ist. Allenfalls Black-Box-Flußmodelle mit einem nichtlinearen Verhalten unter sättigungsnahen Bedingungen wären hier praktikabel, ihre Kalibrierung ist aber i. a. schwierig.

Da hydraulische Bodenmodelle auf die Annahme eines Darcy-Flusses daher kaum verzichten können, können größere Diskrepanzen zwischen Modell- und Meßresultaten nicht überraschen. Dazu tragen noch zwei weitere Abweichungen von Darcy's Gesetz bei: Zum einen wird der Wassereintritt in den Kapillarblock, wie er sich im Zuge eines Durchbruch-Ereignisses bei Annäherung an gesättigte Verhältnisse in der Kapillarschicht ergibt, durch Darcy's Gesetz nicht zutreffend beschrieben, zum andern erfolgt bei Starkregen ein großer Teil der Wasserbewegung entlang präferentieller Fließbahnen, was zu punktuellen Spitzenbelastungen der Kapillarsperre führen kann, die in herkömmlichen hydraulischen Bodenmodellen nicht erfaßt werden.

Wenn numerische Simulationen somit zur quantitativen Prognose des Durchflusses durch Kapillarsperren kaum geeignet sind, so ermöglichen sie doch unter gewissen Voraussetzungen eine ungefähre Abschätzung der Transportkapazität einer Kapillarschicht und gibt damit eine Planungshilfe hinsichtlich der erforderlichen Materialeigenschaften, Schichtdicken und Hangneigungen bei gegebener Hanglänge, Niederschlagsverteilung und Evapotranspiration. Voraussetzung dafür ist, daß das Material der Kapillarschicht präferentiellen Fluß weitgehend unterbindet, also eine hohe Homogenität und ein fast vollständiges Fehlen sehr grober Poren aufweist. Ferner muß aus experimentellen Untersuchungen bekannt sein, welche Saugspannung an der Untergrenze der Kapillarschicht nicht unterschritten werden darf, um bei der gewählten Materialkombination einen Durchbruch in den Kapillarblock zuverlässig auszuschließen.

5. Bewertung der Einsatzmöglichkeiten numerischer Simulationsmodelle

Aus der Simulation komplexer Freilandssysteme, z. B. ganzer Mülldeponien oder auch einzelner Abdichtungselemente, lassen sich nur in Sonderfällen - etwa bei besonders homogenen Systemen und bei völliger Dominanz weniger, gut verstandener Prozesse - zuverlässige Prognosen ableiten. Die in der Literatur vielfach gezeigte gute Übereinstimmung von Meßdaten und Simulationsergebnissen beruht in den meisten Fällen auf der Anpassung einer größeren Zahl von Modellparametern an die (oft recht schmale) Datengrundlage, d. h. es handelt sich hier um Kalibrierungsergebnisse und nicht um prognostische Berechnungen (Validierung).

Dagegen können Modelle auch bei relativ komplexen Systemen wertvolle Dienste leisten, wenn es lediglich um qualitative Resultate geht, z. B. um die Abschätzung, ob ein bestimmtes Dichtungssystem bei einer gewählten Geometrie und Materialkombination überhaupt den gestellten Anforderungen genügen kann oder nicht. Zugleich geben Simulationsergebnisse oft Hinweise auf Verbesserungsmöglichkeiten in derartigen Systemen. Auf keinen Fall kann ein numerisches Modell die experimentelle Überprüfung eines Systems ersetzen, jedoch ermöglichen Computersimulationen eine Verringerung der Zahl sowie effizientere Konzipierung notwendiger Experimente, da viele untaugliche Materialkombinationen schon im Vorfeld ausgeschlossen und bereits voroptimierte Systeme experimentell getestet werden können. Angesichts des hohen zeitlichen und finanziellen Aufwandes von Testfeldern eröffnen Modellrechnungen ein erhebliches Einsparungspotential.

Weitere Einsatzmöglichkeiten liegen in der Simulation von Prozessen, deren physikalische Grundlagen weitgehend bekannt sind, deren experimentelle Erfassung aber durch meßtechnische Probleme (z. B. zu starke Störung des Systems durch das Meßgerät), räumliche Unzugänglichkeit oder zu lange Dauer des Prozesses (z. B. thermisch induzierte Austrocknung von mineralischen Dichtschichten) nicht oder nur sehr eingeschränkt möglich ist. Allerdings erfordert die Interpretation derartiger Modellrechnungen äußerste Vorsicht, viel Erfahrung und verantwortungsvolle Worst-Case-Abschätzung.

Für überschaubarere Systeme, z. B. manche Standardlaborversuche können numerische Rechnungen einen vollwertigen Ersatz für die unbekannt oder nicht existierende analytische Lösung des zugrunde liegenden Systems von Differentialgleichungen liefern. Die Möglichkeit der hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung derartiger Vorgänge und ihrer grafischen Darstellung kann wesentlich zum Verständnis der untersuchten Vorgänge beitragen und eröffnet überdies durch das Verfahren der inversen Modellierung einen Weg zur Bestimmung von Materialparametern aus komplexen Meßdatensätzen.

Feldversuche zur Untersuchung der Wirksamkeit von Oberflächendichtungen aus Hafenschlick - Untersuchungskonzept und Aufbau der Versuchsanlage

von

Tresselt, K.; Gröngröft, A.; Melchior, S.; Türk, M.; Berger, K.; Miehlich, G.¹

1. Einführung in die Problematik

Um im internationalen Wettbewerb der Hafenstädte seine Position behaupten bzw. noch weiter verbessern zu können, ist es für Hamburg überaus wichtig, die Zugänglichkeit seines Hafens für die Berufsschifffahrt sicherzustellen. Da sich Hamburg innerhalb des Tideeinflußbereichs der Elbe befindet, sind neben Ausbaumaßnahmen ständige Unterhaltungsbaggerungen in der Fahrrinne und in den Hafenbecken nötig. Jährlich lagern sich hier bis zu 1,8 Mio t Sediment ab (AMT FÜR STROM- UND HAFENBAU 1995). Das Sediment wird aus den Hafenbecken entnommen und nach dem Hamburger Konzept zur Baggergutunterbringung getrennt, entwässert und geordnet an Land abgelagert. Als Flächen zur Schlickablagerung stehen in Hamburg zwei ehemalige Spülfelder (Francop, Feldhofe) mit einem Ablagerungsvolumen von je 6 Mio m³ Hafenschlick zur Verfügung. Bei einem jährlichen Anfall von 0,9 Mio m³ Hafenschlick ist der Zeitraum der Schlickablagerung auf den zwei Flächen auf etwa 15 Jahre begrenzt (DANSMANN 1993). Hamburg ist daher bestrebt, weitere Nutzungs- oder Unterbringungsmöglichkeiten für Hafenschlick zu erschließen.

2. Aufgabenstellung des Projektes

Bodenmechanische Untersuchungen (IGBE 1991) haben ergeben, daß bei ausreichender Verdichtung unter Einsatz der geeigneten Geräte innerhalb von Hafenschlickschichten hydraulische Durchlässigkeiten erzeugt werden können, die den Anforderungen für bindige mineralische Dichtungen in den technischen Regelwerken TA-Abfall (1991) und TA-Siedlungsabfall (1993) entsprechen. Da sich der Hafenschlick in wesentlichen Eigenschaften (Porenvolumen, Lagerungsdichte, Einbauwassergehalt, Gehalt an organischer Substanz) deutlich von dem in den Regelwerken vorgeschriebenen lehmigen Dichtungsmaterial unterscheidet, ist es notwendig, langfristige Versuche in-situ durchzuführen, um Klarheit über die Einsatzmöglichkeit von Hafenschlick als mineralisches Dichtungsmaterial zu erhalten.

Seit Mai 1994 wird am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg eine Untersuchung zum Austrocknungsverhalten und dem Wasserhaushalt von Oberflächendichtungen aus Hafenschlick durchgeführt, deren Konzept hier beschrieben wird.

3. Projektziele

Ziel der Untersuchung ist die Erfassung des hydraulischen Verhaltens einer Oberflächendichtungsschicht aus Hafenschlick. Es soll der Wasserhaushalt des in Francop realisierten Oberflächenabdichtungssystems dargestellt und die Dichtschichtdurchsickerung quantifiziert werden. Darüberhinausgehend ist zu klären, wie sich Schlickdichtungen bei Austrocknung verhalten. Wasserhaushaltsuntersuchungen auf der Deponie Georgswerder haben gezeigt, daß Austrocknungsprozesse innerhalb weniger Jahre zum Versagen einer bindigen mineralischen Dichtung führen

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

können (MELCHIOR 1993). Das Langzeitverhalten einer Dichtungsschicht aus Hafenschlick soll verfolgt und die gewonnenen Daten mit den Daten des Monitorings der Gesamtlagerstätte verglichen werden.

4. Untersuchungskonzept

Um die Übertragbarkeit der Meßergebnisse auf die Abdeckung der Schlicklagerstätte Francop zu gewährleisten, wurden die Testfelder in das Oberflächenabdecksystem integriert. Sowohl die eingesetzten Materialien als auch die Einbauverfahren entsprechen dem Standard auf der Schlicklagerstätte. Die zu überprüfenden Bestandteile des Abdecksystems sind in der gleichen Qualität wie auf der gesamten Schlicklagerstätte hergestellt worden. Da die planmäßig einzuhaltenden Durchsickerungsraten in Dichtungsschichten gering sind, war eine Flächengröße von 500 m² pro Testfeld erforderlich, um eine zuverlässige Sickerwassermengenbilanzierung zu ermöglichen.

Eines der Testfelder entspricht in der Abfolge der Substrate dem Standardaufbau des Oberflächenabdecksystems von Francop (Abb.1). Es wird im folgenden Testfeld FS genannt. Hier sollen die zeitliche Entwicklung der Porenwasserabgabe sowie des Porenwasserüberdrucks einer Schlickdichtung verfolgt und die Auswirkung des besonderen Aufbaus des Deckssubstrates auf den Wasserhaushalt des Abdecksystems geklärt werden. Der Vergleich mit den Daten des Lagerstättenmonitorings wird ebenfalls durch das Testfeld FS ermöglicht.

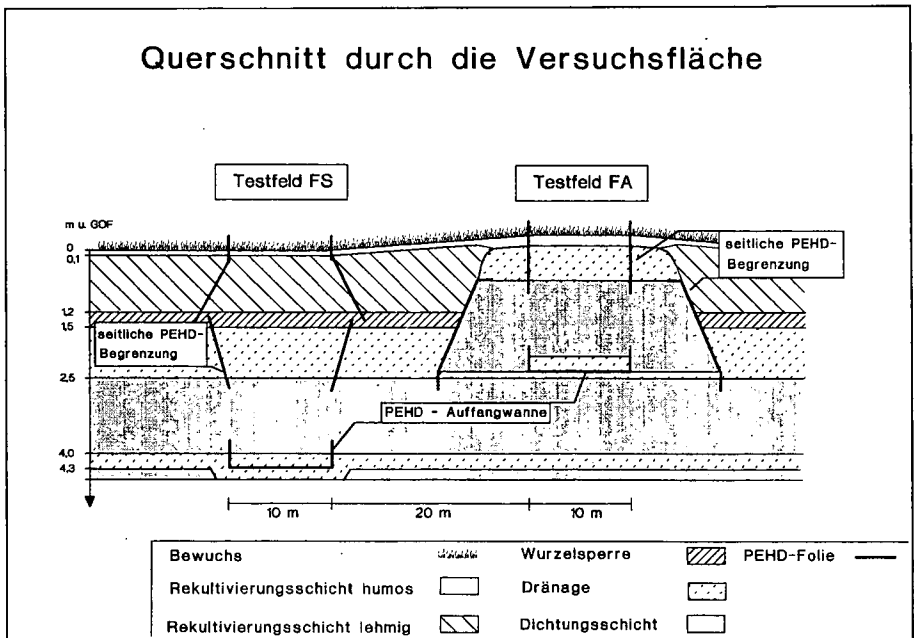


Abb. 1: Querschnitt durch die Versuchsfläche

Die Untersuchung des Austrocknungsverhaltens einer Dichtungsschicht aus Hafenschlick würde bei einem Standardaufbau der Substratschichten aufgrund der mächtigen Überdeckung lange Zeiträume in Anspruch nehmen. Um Austrocknungsprozesse forciert ablaufen zu lassen, wurde in einem zweiten Testfeld (Testfeld FA) die Überdeckung der Dichtungsschicht stark verringert (Abb.1). In diesem Feld wird untersucht, bei welchen bodenhydrologischen Randbedingungen Austrocknungs-

prozesse auftreten, in welchem Maß sie reversibel sind und wann die hydraulische Funktion der Dichtungsschicht verloren geht.

Das Meßprogramm umfaßt neben der Abflußmessung meteorologische und bodenhydrologische Parameter. Ergänzend werden regelmäßig Setzungsmessungen und Beprobungen der Sickerwasserinhaltsstoffe durchgeführt. Die Charakterisierung der Substrate erfolgt anhand von Feststoffproben, die beim Einbau der Substratschichten entnommen wurden.

5. Aufbau der Versuchsanlage

Die Versuchsfläche (80 x 90 m) ist nach Norden exponiert und besitzt in Längsrichtung eine einheitliche Neigung von 8 %. Sie ist Bestandteil der oberen Abdeckung der Schlicklagerstätte Francop. Innerhalb der Versuchsfläche befinden sich die beiden Testfelder.

Im Testfeld FS ist über einer 1,5 m mächtigen Dichtungsschicht aus Hafenschlick eine 1 m starke Sanddrainage eingebaut, die wiederum von einer Wurzelsperrschicht (0,3 m) aus verdichtetem Lehm überdeckt wird. Die oberste Schicht des Oberflächendichtungssystem bildet eine 1,2 m mächtige Rekultivierungsschicht. Im Testfeld FA wurde ebenfalls eine 1,5 m mächtige Hafenschlickdichtung eingebaut, die jedoch nur von 0,8 m Substrat bedeckt wird.

Die beiden Testfelder sind so konstruiert, daß kein Wasseraustausch mit dem Umfeld stattfinden kann. Die Begrenzung zu den Seiten und zum Oberhang wird durch Kunststoffdichtungsbahnen aus Polyethylen hoher Dichte (PEHD) gebildet, die 10 cm über der Geländoberkante enden. Als seitlicher Austrocknungsschutz wurden die Außenkanten der Dichtung im Testfeld FA mit PEHD-Folie bedeckt. Dichtungsplomben aus bindigem Material dienen an den firstseitigen Testfeldgrenzen als zusätzliche Sicherung gegen Wasserzustrom vom Oberhang.

Die Felder sind unter der Dichtungsschicht durch 500 m² große, sandgefüllte Auffangwannen aus PEHD begrenzt, in denen das von der Dichtungsschicht abgegebene Wasser aufgefangen wird. Am Hangfuß schließen Abflußgerinne die Felder ab, wodurch die vollständige, schichtweise Ableitung der Sickerwässer aus dem Abdecksystem gewährleistet wird. Insgesamt werden sieben Abflußebenen erfaßt (Tab.1):

Abflußebene	Testfeld FS	Testfeld FA
Oberflächenabfluß	FS I	FA I
Abfluß oberhalb der Wurzelsperre	FS II	entfällt
Dränschichtabfluß	FS III	FA II
Dichtungsschichtdurchsickerung	FS IV	FA III

Tab. 1: Gefaßte Abflüsse in den Testfeldern

Die Bilanzierung der Abflüsse erfolgt in einem Container am Hangfuß der Schlicklagerstätte. Hier befinden sich sieben gleichgestaltete Abflußmeßeinheiten. Die Erfassung der Sickerwassermengen erfolgt kontinuierlich und weitgehend automatisiert.

Bodenhydrologische Meßgeräte sind innerhalb und außerhalb der Testfelder tiefengestaffelt in den Substratschichten eingebaut. Zur Erfassung des Druckpotentials und des Gasdruckes wurden Druckaufnehmer-Tensiometer und Gasdrucksensoren in den Feldern eingebaut. Der Einbau der Bodentemperatur- und Bodenfeuchtemeßsonden erfolgte außerhalb der Testfelder. Die Bodenfeuchte wird volumetrisch mit Hilfe der Time-Domain-Reflectometry und der Frequency-Domain

Methode (HILHORST et al. 1992) bestimmt.

Der Niederschlag wird auf der Versuchsfläche mit manuellen und automatischen Niederschlagsmessern sowohl in 1 m Höhe als auch auf Höhe der Geländeoberfläche aufgefangen. Als weitere meteorologische Größen werden die relative Luftfeuchtigkeit, die Lufttemperatur und der Luftdruck gemessen.

Auf der Versuchsfläche befinden sich 27 Setzungsmeßstellen, die den Abgleich der anfallenden Sickerwassermengen mit den Setzungsraten ermöglichen.

6. Zusammenfassung

Auf der Schlicklagerstätte Francop wurde eine Versuchsanlage zur Untersuchung der Wirksamkeit von Oberflächendichtungen aus klassiertem, teilentwässertem Hafenschlick aufgebaut. Es soll der Wasserhaushalt des Abdecksystems erfaßt und anhand bodenhydrologischer Parameter die Einsatzmöglichkeit von Hafenschlick als mineralisches Dichtungsmaterial geklärt werden. Der Bau der Anlage wurde Ende 1995 abgeschlossen. Innerhalb eines Meßzeitraumes von mindestens 3 Jahren soll das Verhalten der Hafenschlickdichtungsschichten beobachtet werden.

7. Literatur

- AMT FÜR STROM- UND HAFENBAU (1995): Die Entwicklung des Hamburger Stromspaltungsgebietes der Elbe von 1950 bis 1994 - Statusbericht-. Freie und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Amt für Strom- und Hafenaubau. 52 S.
- DANSMANN, H. (1993): Schlickhügel in Hamburg. In: Strom- und Hafenaubau informiert: Baggergutunterbringung in Hamburg, Freie und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Amt für Strom- und Hafenaubau, 7 S.
- HILHORST, M.A., J. GROENWOLD & J.F. DE GROOT (1992): Water content measurements in soil and rockwool substrates: dielectric sensor for automatic in situ measurements. Acta Horticulturae 304. S. 209-218.
- IGBE (1991): Bodenmechanische Untersuchungen von Proben aus der Versuchsanlage METHA II - 1. Bericht. Dokumentation und Auswertung, Einbauversuch - METHA II. Unveröff. Bericht. Universität Hannover, 25 S. und Anhang.
- MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten Bd. 22, 330 S. und Anhang.
- TA-ABFALL (1991): Zweite Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen, vom 12.03.91. Bundesanzeiger, Köln.
- TA-SIEDLUNGSABFALL (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, vom 14.05.1993. Bundesdrucksache 594/92.

Kapillardichtung und Interflow

von

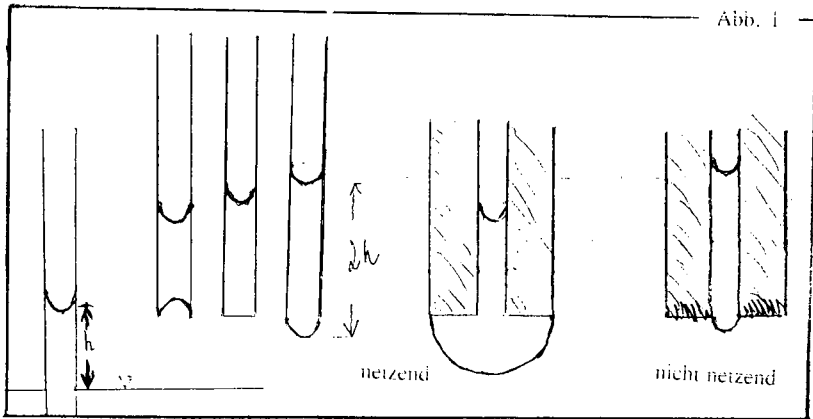
Hartge, K.H.

Kapillardichtung und Interflow sind Vorgänge die in Böden auf natürlich abgelagerten Sedimenten ebenso vorkommen wie in künstlichen Schüttungen oder Spülsedimenten. Sie ziehen heute erhöhte Interesse auf sich, weil die Möglichkeiten diskutiert werden, die sie bieten um Niederschlagswasser am Eindringen in Deponiekörper zu hindern. Beide Begriffe bilden zusammen mit dem Terminus Präferenzfluss bzw. Bypass-flow Teile eines Komplexes der früher unter der Bezeichnung "hängende Mensiken" zusammengefasst wurde (Zunker 1930). Allerdings standen damals die statischen Aspekte im Vordergrund, heute wird mehr auf die dynamischen gesehen.

Im folgenden wird der Zusammenhang zwischen diesen drei Phänomenen erläutert.

Der hängende Meniskus in einer Kapillare (Abb. 1)

Wenn eine Kapillare aus dem Wasser herausgezogen wird, in der infolge der Benetzbarkeit ihrer Innenwand eine Wassersäule entstanden war, dann bildet sich an ihrem Unterende ein zweiter Meniskus. Um unter diesen Bedingungen Wasser aus der Kapillare tropfen zu



lassen, muss die Wassersäule erhöht werden. Dabei wird der untere Meniskus zunehmend flacher, schliesslich eben und beult sich dann aus, bis er den gleichen Krümmungsradius annimmt wie der obere Meniskus. Jetzt erst kann sich ein Tropfen bilden. Wie bald das geschieht, hängt von der Benetzbarkeit der Fläche des Kapillarenendes ab. Bei voller Benetzbarkeit bildet sich auch ein halbkugeliger Meniskus aus, dessen Radius aber grösser ist als der des oberen Meniskus. Hier ist daher zum Erzwingen des Abtropfens eine

niedrigere Wassersäule in der Kapillare notwendig, als in dem Falle kompletter Nichtbenetzung. Diese letzte Situation ist gleich der, bei der die Kapillare eine unendlich dünne Wand hätte. (Vgl. Abb. 1 , von links nach rechts fortlaufend)

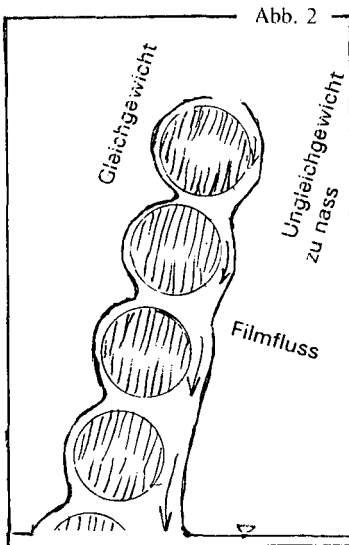
Hängende Menisken in einer homogenen körnigen Säule

Eine aus gleichgrossen Einzelkörnern zusammengesetzte Säule ist ein seitlich offenes Kapillarenbündel ähnlich wie ein Docht einer Kerze. Wird eine solche Säule aus dem Wasser gehoben, nachdem sie hinsichtlich ihres Wasserinhaltes mit der freien Wasserfläche im Gleichgewicht war, dann bilden sich an ihrem Unterende ebenfalls Menisken. Da die Eintauchtiefe "Null" nicht eingehalten werden kann, muss vorher etwas Wasser herauslaufen. Wegen der hängenden Menisken kann die Säule jedoch jetzt mehr Wasser festhalten als im eingetauchten Zustand. Auch hier kann ein Abtropfen nur erzeugt werden, indem zusätzlich Wasser zugeführt wird, bis der ansteigende Wasserdruck an ihrem Unterende ebene Menisken und im Zusammenhang damit an der tiefsten Stelle Ausbeulung eines Mensikus erzwingt. Die "hängenden Menisken" sind hier die Kapillarsperre gegenüber einem Untergrund. Als Kapillarsperre in diesem Sinne wirkt jede feinporigere (also auch feinkörnigere) Zone in einem Boden über einer grobporigeren. Erst nachdem an der tiefsten Stelle ebene Menisken bereits entstanden sind, können solche bei weiterer Wasserzufuhr auch an der Seite der Säule entstehen. Dann tritt jedoch Abfluss an der Unterkante ein, denn ein vertikaler ebener Wasserfilm entspricht grad $\Psi_H = 1$.

Filmfluss an der körnigen Säule (Abb. 2)

Wenn die Benetzungsbedingungen am Aussenrand der Säule die gleichen sind wie in ihrem Inneren, entsteht jetzt Filmfluss an der Aussenwand . In diesem Film fliesst das Wasser unter dem hydraulischen Gradienten 1. Der Filmfluss ist ein Präferenz- oder Bypass-fluss. In diesem Zustand kommt es auch im Säuleninneren zum Fließen. Dort ist die Fliessgeschwindigkeit jedoch infolge der störenden Körner langsamer als im Film an der Aussenfläche. Wenn die betrachtete Säule nicht mehr senkrecht steht, sondern geneigt

(Abb. 2), dann ändert sich bei gleichbleibender Wasserzufuhr zunächst nur der hydraulische Gradient. Es entsteht daher zusätzlicher Filmfluss an der nunmehr unteren Seite der Säule.



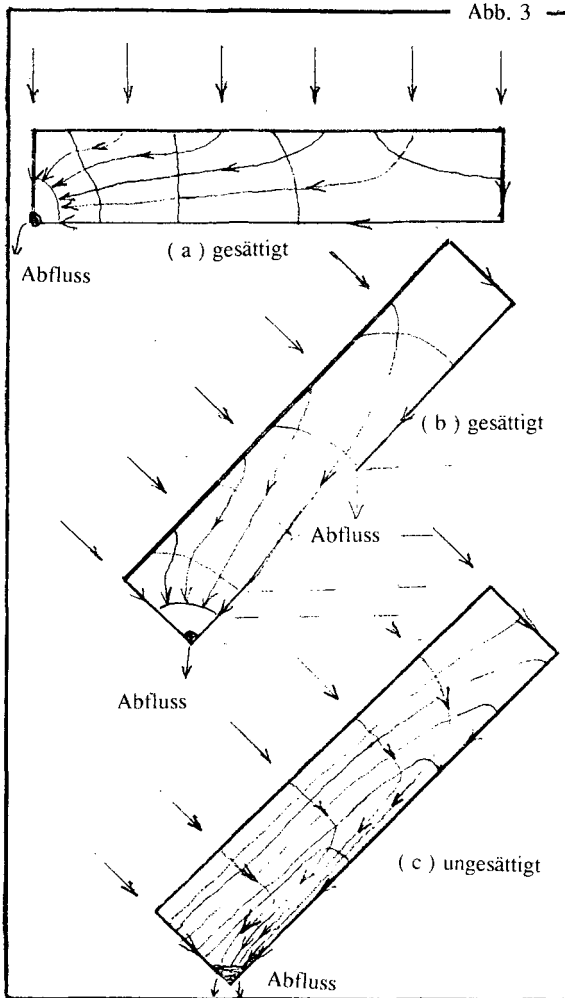
Fluss in einer geneigten Bodensäule

Aus dem in den vorigen Abschnitten gesagten geht hervor, dass Wasseraustritt aus der körnigen Säule an ihrem Unterende beginnt. Der Fliessquerschnitt der dabei entsteht ist von der Zulieferungsrate abhängig, damit von der Länge der Filmfliess-Strecken und dazu vom Zufluss durch die homogene Matrix..

Über das Strömungssystem das dabei entsteht gibt es wenig Angaben (siehe aber Miyazaki 1993). Es ist im Prinzip einem solchen analog, das für den Zustrom zu einem Dränrohr über einem undurchlässigen Untergrund schon vor längerer Zeit beschrieben wurde (Luthin 1957, (Abb. 3 a). Die Rolle des undurchlässigen

Untergrundes übernimmt in diesem Falle der freie Raum unterhalb der schrägliegenden Säule, in den der Wasserfluss nicht eindringen kann, weil die Kombination von Oberflächenspannung des Wassers und Benetzbarkeit der körnigen Packung ihn an dieser festhält. Das Strömungssystem kann für gleichmässigen Wasserzuström an seiner oberen Seite auch für eine geneigte Lage gezeichnet werden (Abb.3 b), weil die beiden begrenzenden Strömungsfäden sowie die Quelle (die obere Langseite) und die Senke

(die untere Ecke) bekannt sind. (Hartge & Horn 1992) Der Verlauf der zwischen ihnen liegenden Fäden ergibt sich bei homogener Packung und gleichmässiger Sättigung, desgleichen der Verlauf der Äquipotentialen. Diese Situation kennzeichnet einen Schichtabfluss bzw. Interflow. Übertritt von Strömungsfäden in die darunterliegende Zone, wie er in Abb. 3 b angedeutet ist, tritt auf bei Kontakt mit Wasserfilmen in der unter der betrachteten Schicht liegenden Zone. Im Bereich des Filmflusses an der Unterkante der kapillaren Schicht- also dort wo das hydraulische Potential Null erreicht bzw. überschreitet kann Wasser an Unebenheiten abtropfen.



trockeneren Bereich höhere Gefälle, mithin geringerer Abstand der Äquipotentialen angenommen wird als in dem feuchteren. Das führt zu einem Strömungsbild wie in Abb.3c. Hier drängen sich die Strömungslinien an der Unterseite der Säule zusammen und verlaufen annähernd parallel zu ihr. Freier Abfluss tritt am Senkenende auf. Dort wird das

Wasser im Filmfluss an der Kante entlang sowie durch den gesamten Körper hingeführt. Daraus ergibt sich auch die Lage der Äquipotentiale $\Psi_H = 0$. Die Strecke auf der Filmfluss an der Kante der Säule auftritt ist umso länger, je flacher die Säule gelagert ist.

Mehrere parallele geneigte Zonen (Abb. 4)

Bisher wurde die geneigte Bodensäule die hier beschrieben wird im Raum isoliert betrachtet. Ihr Durchströmungsnetz hat mithin keine Verbindung zu benachbarten Zonen. In der Natur hat eine solche Säule aber stets eine Unterlage. Über die Kontaktpunkte zu ihr und an den Filmen in ihr findet stets Fluss statt, wenn ihre feste Matrix benetzbar ist (Abb. 3 b) (Morel-Seytoux 1993). Das Ausmass ist abhängig von der hydraulischen Leitfähigkeit in dieser Zone. Hierbei sind schon sehr geringe Körnungsunterschiede wirksam, die sedimentationsbedingt regelmässig auftreten (Ringe 1990). Der hierdurch verursachte Fluss ist ver-

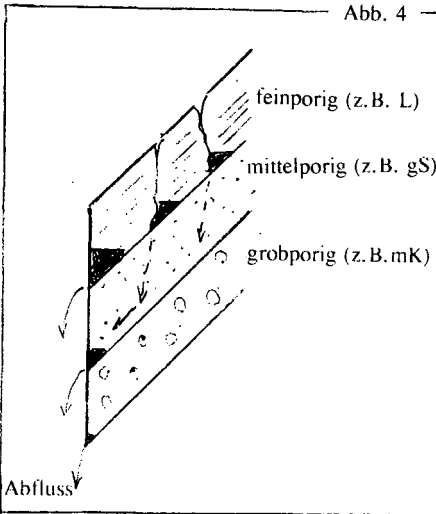


Abb. 4

gleichsweise klein. Ein "Durchbruch" einer Kapillarsperre, im Sinne der Ausnutzung der höheren gesättigten Wasserleitfähigkeit einer grobporigen Zone, setzt eine Erhöhung des Matrixpotentials in der feinkörnigeren Zone voraus. Dabei muss sich eine quasigesättigte Zone bilden, mit ebenen Mensiken an ihrer Kante. Der dafür nötige Anstau ist umso grösser je feinporiger die betreffende Matrix ist. Er ist schematisch in Abb. 4 durch schwarze Flächen angezeigt. Ein solcher Anstau bildet sich nicht nur am Ende eines Sedimentpaketes, sondern kann auch an jedem durchgängigen Riss in der feinkörnigeren Packung entstehen. Der Fluss in den Rissen wäre dann wieder ein Filmfluss (Präferenzfluss)

Literatur

- Hartge, K.H. & R. Horn (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. 3. Aufl. Enke, Stuttgart
- Luthin, J.N. (Ed.): Drainage of agricultural land. Amer. Soc. Agron., Madison
- Miyazaki, T. (1993): Water Flow in Soils. Marcel Dekker, N.Y., Basel, HongKong
- Morel-Seytoux, H.J. (1993): Capillary barrier at the interface of two layers. In: Russo, D. & G. Dagan (Eds.): Water flow and solute transport in Soils. Adv. Series in Agr. Sci. 20 Springer, Berlin Boston &
- Ringe, H. (1990): Erfassung des Interflow bei vorgegebenen Randbedingungen. Diss. Hann.
- Zunker, F. (1930): Das Verhalten des Wassers im Boden. In: Blank, E. (Hrsgb.): Handbuch der Bodenkunde, Band 6, 66 - 202. Springer, Berlin

Untersuchungen zum Abschirmverhalten von Kapillarsperren

von

von der Hude, N.¹; Kämpf, M.²; Montenegro, H.²

1 Einleitung

Die Kapillarsperre stellt ein alternatives System für Oberflächenabdichtungen dar. Um die Einsatzmöglichkeiten zu untersuchen, war es notwendig, Versuchseinrichtungen zu schaffen, die ein schnelles Ein- und Ausbauen verschiedener Materialkombinationen, eine Veränderung der Neigungswinkel, eine regulierbare Simulation von Niederschlägen und das Anbringen von Meßinstrumenten zulassen. Hierfür wurden am Institut für Wasserbau der TH Darmstadt zwei neigbare Kipprinnen von 8 m Länge konstruiert und gebaut, die seit März 1990 betrieben werden (Tabelle 1). Anlaß zu diesen Untersuchungen waren Aufträge des BMBF, des Landkreises Marburg-Biedenkopf (Deponie "Am Stempel") und der Stadt Frankfurt/Main (Deponie "Monte Scherbelino") [1 bis 6]. Derzeit werden die Messungen auf den Testfeldern fortgeführt, an den Rinnen wird der Temperatureinfluß auf die Abschirmwirkung untersucht. Für zwei weitere Deponien findet eine Beratung bei der Umsetzung in die Praxis statt. Enger Erfahrungsaustausch besteht mit der Universität Hamburg (Institut für Bodenkunde).

Tabelle 1: Übersicht des Versuchsprogramms an den Kipprinnen

Fragestellung / Ziel	Anordnung (Versuch Nr.)	Ergebnis / Schlußfolgerung
Pilotversuch	(V 1)	kleinere Umbauten
Materialtests, projektbezogene Materialsuche	(V 1 u. 5) (V 2, 3, 4 u. 11)	unzulässig hohe Durchsickerung; positives Systemverhalten bei normaler Belastung
Einfluß der Kornverteilung	(V 4, 5, 6, 7 u. 11)	großer Einfluß des Feinkornanteils im Blockmaterial
Grundsätzliche Erkenntnisse über das Systemverhalten	(V 2, 3, 6, 7, 8 u. 11) Änderung von Zulauf und Neigung, ca. 30 Einstellungen à 8 Wochen)	zum Teil sehr geringe Durchsickerung, Belastungsgrenzen wurden sichtbar
Fragen zur Ausbildung der Schichtgrenze	(V 8, 9 u. 10) Schichtgrenze mit Rillen, Mischschicht und Geotextil	positive Ergebnisse trotz ungünstiger Ausbildung der Schichtgrenze, Verringerung der Baukosten
Auswirkungen von Durchwurzelung	(V 11) Stäbe durch die Schichtgrenze	positives Ergebnis auch mit gezogenen Stäben
Temperatureinfluß	(V 12) Heizschlange im Kapillarblock	deutlicher Temperatureinfluß auf die Durchsickerung, nicht austrocknungsgefährdet

¹ Ingenieurbüro N.v.d.Hude, Emilstr. 32, 64293 Darmstadt

² Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TH Darmstadt

2 Beschreibung der Fließvorgänge in Kapillarsperren

Die Abschirmwirkung einer Kapillarsperre beruht auf dem deutlichen Texturunterschied zwischen feinem und grobem Material. In der Kapillarschicht findet eine Aufsättigung statt, da Kapillarkräfte eine Entwässerung in die Grobporen hemmen. Aufgrund der Druckverteilung stellt sich ein ausgeprägtes Sättigungs- und somit Durchlässigkeitsprofil über die Schichtmächtigkeit ein. Die untersten cm weisen einen hohen Sättigungsgrad und entsprechend eine hydraulische Leitfähigkeit nahe dem k_r -Wert auf. Im Kapillarblock sickert das Wasser bei einer einheitlichen Sättigungsverteilung der Schwerkraft folgend ab.

Unter der Annahme einer über die Hanglänge konstanten Zusickerung aus der Wasserhaushaltsschicht resultiert eine dreiecksförmige Verteilung der hydraulischen Belastung einer Kapillarsperre. Sie ist im Scheitel der Deponie am Hangkopf null und nimmt bis zum Hangfuß linear zu (Bild 1).

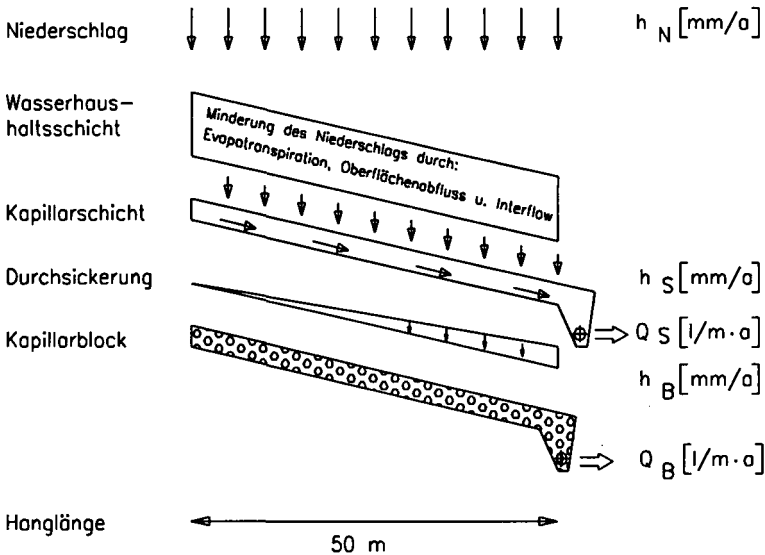


Bild 1: Einsickerungsrate über die Feldlänge

Im Kapillarblock gilt es, eine maximale Absickerungsrate einzuhalten. Da im Block der hydraulische Gradient $i=1$ vorherrscht, entspricht dies einem k -Wert von z.B. 10^{-9} m/s, ähnlich den Anforderungen an eine bindige mineralische Dichtung. Es ist zu berücksichtigen, daß bei Kapillarsperren der Durchlässigkeitswert am Hangfuß immer größer ist als der über die Hanglänge gemittelte Wert (s. Bild 1).

Wird die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit über der Saugspannung aufgetragen, so ergibt sich die Darstellung in Bild 2. Hier wurde aus den pF-Kurven einer typischen Materialkombination die k_u -Funktion nach Mualem abgeleitet. Für beide Materialien sind die Be- und Entwässerungskurven dargestellt. Aus der oben geforderten maximalen Durchsickerung läßt sich eine kritische Saugspannung an der Schichtgrenze ablesen. Die zulässige Belastung der Kapillarschicht ergibt sich aus dem Integral der Durchlässigkeitsfunktion über die Schichtmächtigkeit multipliziert mit dem hydraulischen Gradienten.

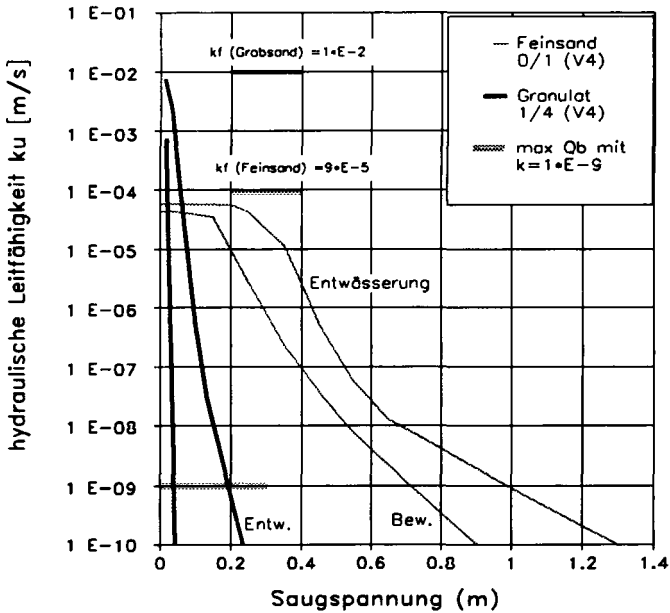


Bild 2: k_u -Funktion - aufgetragen über die Saugspannung

Aus Bild 2 läßt sich erkennen, daß eine ungenaue Bestimmung der kritischen Saugspannung zu einer erheblichen Über- oder Unterschätzung der lateral abgeleiteten Wassermenge führt. Der genauen Erfassung der Durchlässigkeitsfunktion im Bereich geringer Saugspannung kommt somit bei der Bemessung von Kapillarsperren eine Schlüsselrolle zu.

3 Einsatzmöglichkeiten numerischer Modelle

In der geotechnischen Entwurfspraxis stellen numerische Modelle zunehmend ein Hilfsmittel dar, um Entwurfsvarianten miteinander zu vergleichen, den Einfluß unterschiedlicher Randbedingungen zu bewerten oder die Auswirkungen der Parameterunsicherheit abzuschätzen. Bei Kapillarsperrensysteme sind Modelle aufgrund der numerischen Schwierigkeiten, die bei der Behandlung stark kontrastierender Bodeneigenschaften auftreten, bislang nur zögerlich zum Einsatz gekommen. Auf Grundlage durchgeführter Labor- und Feldversuche wird derzeit untersucht, in wie weit Simulationsmodelle eingesetzt werden können, um den Einfluß wichtiger Entwurfsparameter (Materialkombination, Neigung, Mächtigkeit, Abschlagslänge usw.) auf die Abschirmwirkung von Kapillarsperren abzuschätzen. Hierzu wird SWMS, ein 2-D Finite-Elemente Modell von Šimunek et al. [7], eingesetzt, das aufgrund effizienter Codierung inzwischen große Verbreitung gefunden hat.

Durchgeführte Simulationen deuten auf die Hauptschwierigkeit hin, von der auch in anderen Veröffentlichungen berichtet wird: Der lateral abgeführte Abfluß (und somit die abzuschätzende Abschirmwirkung) ist sehr sensitiv gegenüber einer adäquaten Beschreibung der bodenhydraulischen Eigenschaften. Die experimentelle Bestimmung dieser Parameter stellt jedoch ein großes Problem dar. Die pF-Kurven und die Durchlässigkeitsbeziehungen, die an Stechzylinderproben bestimmt wurden sind nicht ohne weiteres übertragbar.

In Rinnenversuchen wird die vertikale Saugspannungsverteilung sowie die Abflußkomponenten in

lateral (Schichtabfluß) und vertikaler (Blockabfluß) Richtung nach Erreichen eines Gleichgewichtszustandes gemessen. Das sich bei vorgegebener hydraulischer Belastung (Stirnbewässerung) einstellende Sättigungs- und Fließgeschwindigkeitsprofil wird vom Durchlässigkeitskontrast zwischen Schicht- und Blockmaterial sowie dem hydraulischen Gradienten (Rinnenneigung) bestimmt. Ausgehend von den an Stechzylindern bestimmten Kennlinien wurden die bodenhydraulischen Parameter variiert, bis die gemessenen Abflüsse und Saugspannungsverteilung vom Modell reproduziert werden. Die Vorhersagefähigkeit des Modells mit der kalibrierten Parameterkombination wurde in der Simulation von Rinnenversuchen unterschiedlicher Belastungsintensität untersucht.

Die Auswertung der Rinnenversuche mit einem numerischen Modell erlaubt eine gute Identifikation der bodenhydraulischen Parameter. Kipprinnenversuche repräsentieren die Fließprozesse in einem relevanten Maßstab (Verlagerung über mehrere Meter) und gestatten somit eine bessere Parameteridentifikation als Stechzylinder. Die van Genuchten-Mualem Parametrisierung lieferte für die eingesetzten Materialien befriedigende Ergebnisse.

Bemerkenswert war es, daß eine zufriedenstellende Simulation der Versuche bei unterschiedlichen Belastungen nur bei Experimente gleicher Vorgeschichte und Temperatur möglich ist. Ein klarer Hinweis auf den Hystereseeinfluß, der vorallem bei der Modellierung instationärer Zustände in den Probefelder berücksichtigt werden muß. Der Einfluß der Temperatur auf die bodenhydraulischen Eigenschaften spielt eine dominantere Rolle als zunächst angenommen wurde. Letztlich zeigte sich auch, daß die Instabilität kurz vor Erreichen von Durchbruchereignissen vom Modell nicht immer in der beobachteten Dynamik beschrieben werden konnte.

Die durchgeführten numerischen Untersuchungen zeigen, daß numerische Modelle durchaus eingesetzt werden kann, um Beobachtungen besser zu interpretieren. Allerdings ist die Frage nach der Prognosefähigkeit numerischer Modelle eng mit der Frage der Parameteridentifikation verknüpft. Für die Berücksichtigung weiterer Prozesse wie die Instabilität vor Durchbruchereignissen, Hystereseeffekte usw. ist eine weitergehende Modellkonzeption erforderlich. Hierfür ist jedoch eine detaillierte Prozeßbeobachtung an großskaligen Versuchsständen, wie sie derzeit nur in Hamburg und Darmstadt durchgeführt werden, unerläßlich.

Literatur

- [1] von der Hude, N.: Kapillarsperren zum Abschirmen von Deponien gegen Sickerwasser. Wasser und Boden 43, 1991, H. 12, S. 754 - 757.
- [2] von der Hude, N., Jelinek, D., Kämpf, M.: Kapillarsperrensysteme für die Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, Bd. 34, 1994, S. 125 - 157.
- [3] Jelinek, D.: Probearbeit einer Kapillarsperre auf der Deponie "Am Stempel". Wasser und Boden 45, 1993, H. 4, S. 242 - 264.
- [4] Jelinek, D., von der Hude, N.: Kapillarsperrensysteme auf der Deponie "Monte Scherbelino" - 4 Alternativen im Test, Wasser und Boden 46, 1994, H. 11, S. 60 - 65.
- [5] von der Hude, N., Kämpf, M., Montenegro, H.: Kapillarsperren, Stand der Forschung / Umsetzung in die Praxis. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, Bd. 37, 1995, S. 6-1- 6-29.
- [6] von der Hude, N., Kämpf, M.: Einfluß der Dampfdiffusion in Sanden der Kapillarsperre, Wasser und Boden 47, H. 11, 1995, S. 58 - 62.
- [7] Šimunek, J., Vogel, T., van Genuchten, M. Th.: The SWMS_2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, 1994.

Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten

von

Steinert, B.; Melchior, S.; Burger, K.; Berger, K.; Türk, M.; Miehlich, G.*

Kapillarsperren werden zur Oberflächenabdichtung in Hangbereichen von Deponien und Altablagerungen eingesetzt. Sie bestehen aus zwei Schichten: einer Kapillarschicht aus meist gut sortierten Sanden über einem filterstabilen Kapillarblock aus ebenfalls gut sortierten Kiesen. Unter ungesättigten Verhältnissen ist die Wasserleitfähigkeit im Bereich der Feldkapazität in der Kapillarschicht um mehrere Größenordnungen höher als Kapillarblock (vgl. Abb. 1). Unter Hangbedingungen wird von oben zusickerndes Wasser daher in der Kapillarschicht seitlich abgeführt.

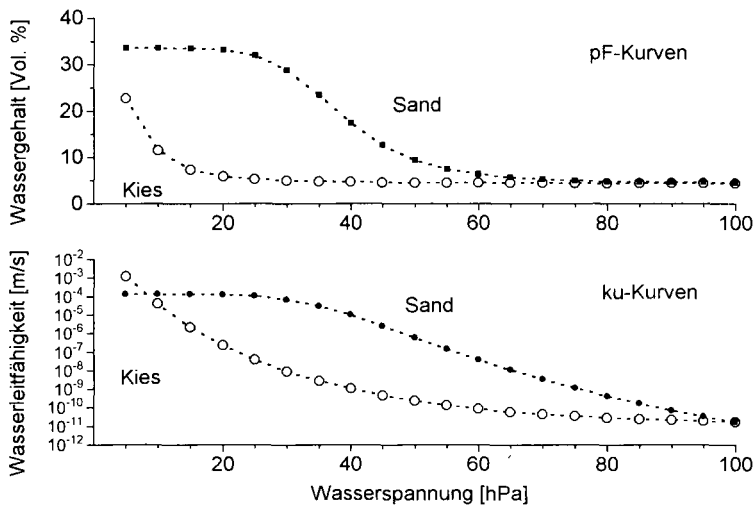


Abb. 1 Funktionen des Wassergehalts (an gemessene Werte angepaßt) und der ungesättigten Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit der Wasserspannung (nach dem Ansatz von VAN GENUCHTEN (1980) berechnet)

Vor dem Hintergrund des Testfeldversuchs auf der Altdeponie Georgswerder in Hamburg (MELCHIOR, 1993), in dem sich die Kapillarsperre gut bewährt hat, wurde eine 10 m lange (Abb. 2) und eine 1 m lange Kipprinne gebaut, um die Zusammenhänge zwischen Hangneigung, Hanglänge, Zusickerung in die Kapillarschicht, hangparallelem Abfluß in der Kapillarschicht und vertikaler

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

Absickerung in den Kapillarblock für verschiedene Materialkombinationen zu untersuchen (MELCHIOR et al. 1991). Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Teilprojekts "Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten" im BMBF-Verbundvorhaben "Deponieabdichtungen" statt (MELCHIOR et al., 1996 und STEINERT et al., 1996). Weitere Rinnen- und Testfeldversuche wurden an der TH Darmstadt durchgeführt (VON DER HUDE et al., 1994, 1996).

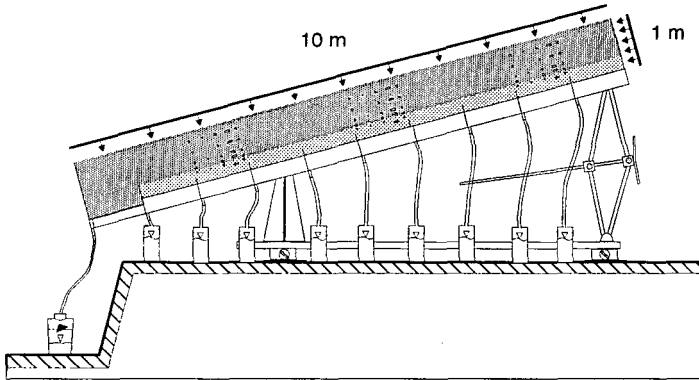


Abb. 2 Die 10-m-Kiprinne im Längsschnitt

Die Rinnen können bis zu einer Neigung von 1:3 (18,4°) in Längsrichtung stufenlos gekippt werden. Die Seitenwände sind aus Acrylglass, Stahl und PEHD-Platten mit Durchführungen zur Aufnahme von Meßgeräten gefertigt. Der Boden der 10-m-Rinne ist durch Längs- und Querbleche in Kammern unterteilt, um die Abflüsse einzelner Blockabschnitte getrennt zu fassen. Sie steht auf einer Wägevorrichtung, die die Veränderungen der Gesamtwassergehalte registriert. Die Oberfläche der Kapillarschicht wird durch eine neuentwickelte, vollautomatisierte Anlage bewässert. Die Zugaberate ist zwischen 0,1 und 50 mm/d dosierbar, um die Absickerung aus Deckschichten oder aus einer über der Kapillarsperre liegenden zusätzlichen Dichtung realitätsnah nachzubilden. Zusätzlich kann Wasser von der oberen Stirnwand in die Kapillarschicht infiltriert werden, um Hangzugwasser vom Oberhang längerer Hänge zu simulieren.

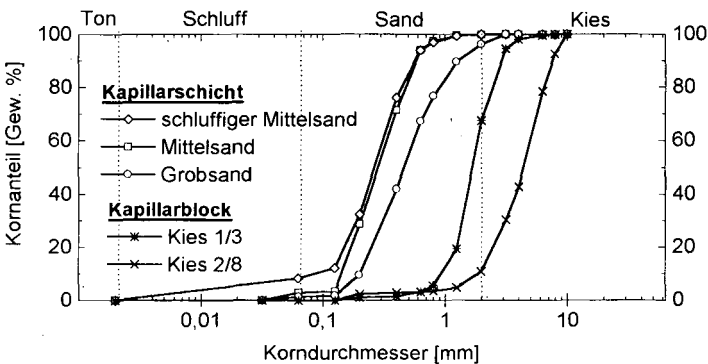


Abb. 3 Kornsummenkurven der untersuchten Materialien

Kapillarsperren müssen aus enggestuften Materialien mit geringer Ungleichförmigkeit aufgebaut werden. Das Porensystem der Kapillarschicht soll einerseits Wasser gegen die Schwerkraft halten und dabei andererseits eine hohe ungesättigte Wasserleitfähigkeit aufweisen. Das Material des Kapillarblocks soll im Rahmen der Filterstabilität einen größtmöglichen Porengrößensprung zur Kapillarschicht gewährleisten und eine möglichst geringe ungesättigte Wasserleitfähigkeit aufweisen. Abbildung 3 zeigt die Kornsummenkurven einiger getesteter Materialien.

Im folgenden werden ausgewählte Ergebnisse der Rinnenversuche dargestellt, die die Wirksamkeit der Kapillarsperre verdeutlichen.

Abbildung 4 zeigt die Abflüsse für drei Materialkombinationen mit gleichem Blockmaterial an der 1-m-Kipprinne bei einer Hangneigung von 1:5 (11,3°). Die Abflußraten sind auf die Hangbreite normiert in l/m/d angegeben. Ziel der Versuche war es, die Kapillarsperre durch eine hohe Bewässerungsrate zum Versagen zu bringen, d.h. mehr Wasser in die Kapillarschicht zu infiltrieren, als diese lateral ableiten kann, und anschließend die Bewässerungsrate stufenweise zu reduzieren, bis die Blockabflüsse versiegen. Die "laterale Dränkapazität" der Kapillarschicht, d.h. die maximale Schichtabflußrate, bei der keine nennenswerten Blockabflüsse auftreten, kann so ermittelt werden. Die laterale Dränkapazität ist abhängig von der Materialkombination und der Neigung der Kapillarsperre. Sie liegt bei dem schluffigen Mittelsand mit 8% Schluff über dem Kies (1-3mm) bei nur 6 l/m/d, während der Mittelsand mit 3% Schluff über dem gleichen Kapillarblock eine laterale Dränkapazität von 100 l/m/d aufweist. Der Grobsand (0-2 mm), ein handelsüblicher Bausand, erreicht bei gleichem Kapillarblock und gleicher Neigung sogar 250 l/m/d. Weitere Untersuchungen haben gezeigt, daß durch ein größeres Kapillarblockmaterial (Kies 2/8) in Kombination mit dem Grobsand die laterale Dränkapazität sogar auf 450 l/m/d gesteigert werden kann.

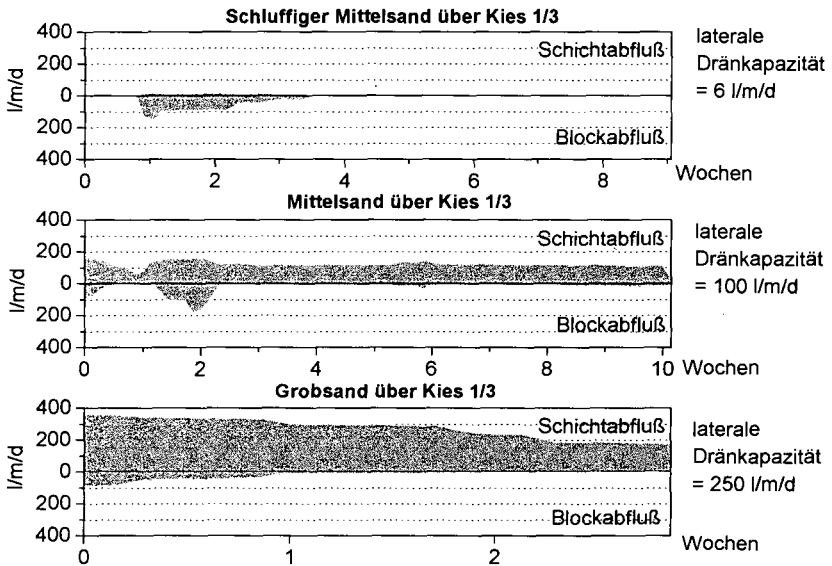


Abb. 4 Kapillarschicht- und -blockabflüsse von drei Materialkombinationen in der 1-m-Rinne bei einer Neigung von 1 : 5

Die Abhängigkeit der Abflußraten der Kapillarschicht und des Kapillarblocks von der Neigung der Kapillarsperre ist in der Abbildung 5 dargestellt. Durch die Verringerung der Neigung verringert sich die Abflußrate der Kapillarschicht trotz annähernd konstanten Zuflusses. Das Wasser, das von der Kapillarschicht nicht lateral abgeleitet werden kann, fließt in den Kapillarblock.

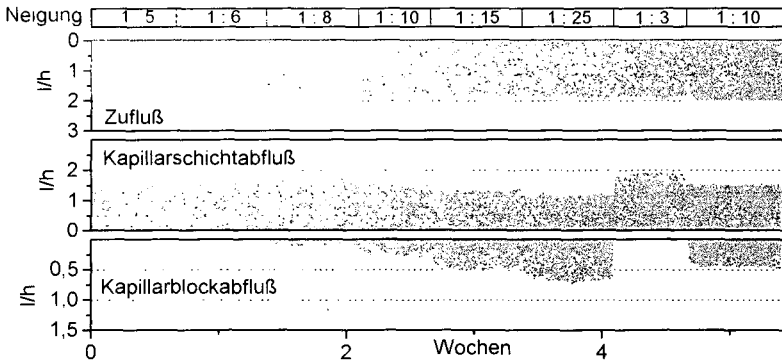


Abb. 5 Zu- und Abflüsse bei unterschiedlichen Neigungen (Grobsand über Kies 2/8)

Die Rinnenversuche zeigen, daß die Wirksamkeit von Kapillarsperren von der Materialkombination (Kapillarschicht- und -blockmaterial) und von der Hangneigung abhängt. Weitere entscheidende Faktoren sind die Hanglänge (Distanz zum Drän) und die Zusickerung in die Kapillarschicht. Für eine Dimensionierung müssen alle Faktoren berücksichtigt werden. Die Eignungsprüfung der nach der Körnung und den pF-Kurven vorausgewählten Materialien sollte in Kiprinnenversuchen erfolgen. Auf der Grundlage der Versuchsergebnisse wird die laterale Dränkapazität der Materialkombination ermittelt. Die exakte Dimensionierung der Hanglängen in Abhängigkeit von der Zusickerung und der lateralen Dränkapazität wird derzeit durch die Auswertung laufender Versuche und den Einsatz von Simulationsmodellen (BERGER et al., 1996) angestrebt.

Literatur

- BERGER, K., B. STEINERT, S. MELCHIOR, K. BURGER & G. MIEHLICH (1996): in diesem Band
 MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arb., 22, 330 S. + Anhang.
- MELCHIOR, S., S. STEINGRÄBER & G. MIEHLICH (1991): Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. In: BAM (Hrsg.): Verbundvorhaben Deponieabdichtungssysteme. 1. Arbeitstagung 23.-25.09.91 in Berlin, 111-118.
- MELCHIOR, S., B. STEINERT, K. BURGER & G. MIEHLICH (1996): Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. In: Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 37, S. 3-8
- STEINERT, B., S. MELCHIOR, K. BURGER, K. BERGER, M. TÜRK & G. MIEHLICH (1996): Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. Abschlußbericht, BMBF-Verbundvorhaben Weiterentwicklung von Deponieabdichtungssystemen, Teilvorhaben 39, Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg
- VAN GENUCHTEN, M.T. (1980): A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 892-898.
- VON DER HUDE, N., D. JELINEK & M. KÄMPF (1994): Kapillarsperrensysteme für die Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. In: EGLOFFSTEIN, T. & G. BURKHARDT (Hrsg.): Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und Altlasten. VDI-Seminar 12.-13.09.94 in Karlsruhe. 125-157.
- VON DER HUDE, N., M. KÄMPF, H. MONTENEGRO (1996): in diesem Band

Das dieser Veröffentlichung zugrundeliegende F+E-Vorhaben wurde im Verbundvorhaben „Weiterentwicklung von Deponieabdichtungen“ der BAM durch das BMBF unter dem Kennzeichen 1440 569A5-[39] gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt der Publikation liegt bei den Autoren.

Validierungsstudie zur Simulation des Abflußverhaltens in Kapillarsperren mit SWMS_2D

von

Berger, K.; Steinert, B.; Melchior, S.; Burger, K.; Miehlich, G.*

Kapillarsperren sind eine vielversprechende alternative Dichtungskomponente für Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und Altlasten. Über die Rahmenbedingungen ihrer Funktionsfähigkeit und ihre Dimensionierung ist jedoch bisher zu wenig bekannt. Wesentliche Faktoren sind die bodenhydrologischen Eigenschaften (k_s , $k(\psi)$ und $\theta(\psi)$) von Kapillarschicht- und Kapillarblockmaterial, die Hangneigung, Hanglänge und Hangform sowie die Zusickerung in die Kapillarschicht in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung. Zu ihrer Ermittlung hat der Einsatz von Simulationsmodellen gegenüber empirischen Untersuchungen den erheblichen Vorteil, daß in kurzer Zeit und mit geringem Aufwand eine Vielzahl von Faktorenkombinationen durchgespielt werden können. Er setzt jedoch voraus, daß das benutzte Simulationsmodell hinreichend validiert ist, insbesondere durch einen Outputvergleich mit anwendungsnah gewonnenen Meßdaten. Daher wurde im Projekt 'Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten' (STEINERT et al. 1996) eine Validierungsstudie für das Simulationsmodell SWMS_2D (Version 1.1, ŠIMŮNEK et al. 1992) anhand von Meßdaten durchgeführt, die an einer 10 m langen, 1 m hohen und 0,5 m breiten Kipprinne gewonnen wurden. SWMS_2D ist ein frei verfügbares Finite-Elemente-Modell für den zweidimensionalen (un)gesättigten Wasser- und Stofftransport. Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit wird mit einer erweiterten Variante des Van-Genuchten-Mualem-Modells (im folgenden mit vGM abgekürzt) berechnet.

Es wurden ausschließlich Gleichgewichtszustände mit räumlich gleichverteiltem Zufluß von oben und ohne Hangzugwasser in das System simuliert und zwar für einen Hanglängsschnitt mit ebener Schichtgrenze. Es standen Daten für eine Materialkombination zur Verfügung, dem "Metha-Sand" für die Kapillarschicht (f_s 26,6%, m_s 65,6%, g_s 5,7%; k_s $1,3 \times 10^{-4}$ m/s, vGM (mit RETC (VAN GENUCHTEN et al. 1991) aus Wassergehalts-Wasserspannungs-Daten gefittet): α 0,03018 cm^{-1} , n 5,11346) und dem "Dörner-1/3-Kies" für den Kapillarblock (g_s 34,3%, f_G 62,2%; k_s $1,2 \times 10^{-2}$ m/s, vGM: α 0,20576 cm^{-1} , n 3,75010). Für die Simulation wurden beide Materialien als homogen und isotrop angenommen.

Die bodenhydrologischen Parameter k_s , α und n determinieren das Fließverhalten, ihre Bestimmung ist jedoch mit Unsicherheiten verbunden. In der Validierungsstudie wurden daher vier Gruppen von Simulationsläufen gefahren, eine mit den Mittelwerten der bodenhydrologischen Parameter und drei mit Extrapolationsläufen von jeweils einer an einem bestimmten Ziel ausgerichteten Kalibrierung mit den Parametern als Stellgrößen und den gemessenen bzw. simulierten Abflußraten als Führungs- bzw. Regelgrößen für einen ausgewählten Gleichgewichtszeitraum. Ziele der Kalibrierung waren die Optimierung

- (1) der Wasserleitfähigkeit der Kapillarschicht (von $1,3 \times 10^{-4}$ m/s auf $0,68 \times 10^{-4}$ m/s),
- (2) der Leitfähigkeit des Kapillarblocks ($1,2 \times 10^{-2}$ m/s auf $1,3 \times 10^{-1}$ m/s, ein physikalisch wenig realistischer Wert) und

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

- (3) der hydrologischen Trennung zwischen Kapillarschicht und -block (α und n auf die obere (Schicht) bzw. untere (Block) Grenze des 95%-Konfidenzintervalls, d.h. mit steigender Wasserspannung "früh" und "schnell" bzw. "spät" und "langsam" entwässernd; geringfügige Nachkalibrierung mit k_s).

In jeder Gruppe wurden 19 Simulationsläufe für 19 Gleichgewichtszeiträume der Meßdaten mit zwei Hangneigungen (1:25 und 1:5) und unterschiedlichen Zuflußraten gefahren. Die Simulationsläufe führten zu folgenden Ergebnissen:

(1) Abflußraten (vgl. Abb. 1)

Die gemessenen Abflußraten deuten auf drei von der Zuflußrate abhängige Verhaltensbereiche der Kapillarsperre bei räumlich und zeitlich konstantem Zufluß hin: Bei geringen Zuflußraten wird fast der gesamte Zufluß lateral in der Kapillarschicht abgeführt, der Wirkungsgrad (Verhältnis Abflußrate der Kapillarschicht zu Zuflußrate) liegt nahe an 100 %. Bei steigenden Zuflußraten folgt ab einer "unteren Grenzzuflußrate" ein Übergangsbereich, in dem zunehmend mehr Wasser in den Kapillarblock infiltriert. Bei weiter steigenden Zuflußraten folgt ab einer "oberen Grenzzuflußrate" ein Bereich, in dem die Abflußrate der Kapillarschicht nur noch wenig (Neigung 1:25) oder gar nicht mehr (Neigung 1:5) mit der Zuflußrate steigt (die "laterale Dränkapazität" erreicht ist), und zusätzlich zusickerndes Wasser weitgehend bis vollständig in den Kapillarblock infiltriert. Keine der vier Gruppen von Simulationsläufen führte zu Ergebnissen, die diesem sich eher abrupt ändernden Verhalten ähneln; die Simulationsergebnisse zeigen vielmehr ein sich stetig änderndes, "rundes" Verhalten. SWMS_2D tendiert dabei dazu, den Kapillarblockabfluß mit zunehmender Neigung oder mit zunehmender Zuflußrate zunehmend zu unterschätzen, mithin den Wirkungsgrad der Kapillarsperre vor allem bei höheren Hangneigungen und größeren Zuflußraten deutlich zu überschätzen - also gerade in dem Bereich, der für den Einsatz der Kapillarsperre interessant bzw. kritisch ist.

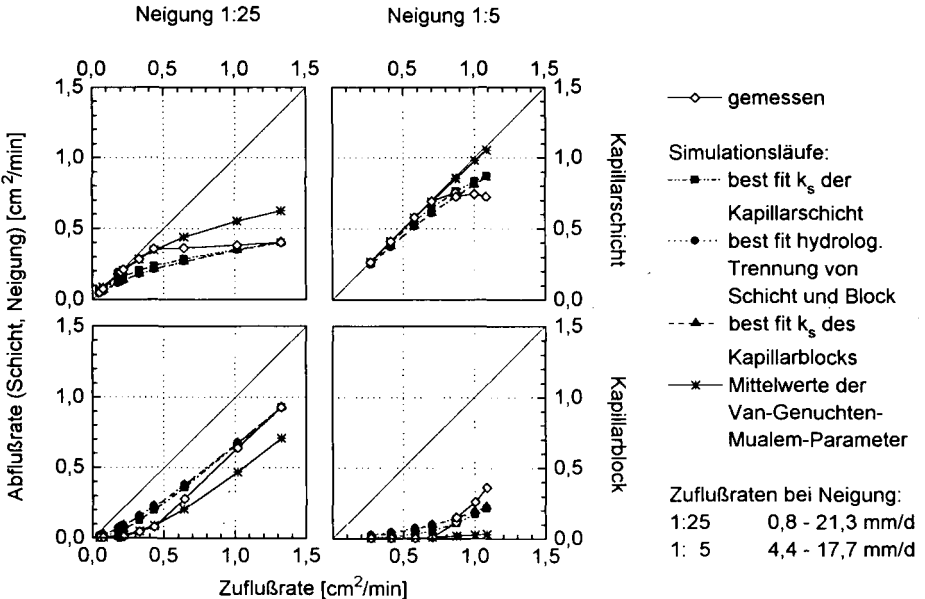


Abb. 1 Vergleich der gemessenen und simulierten Abflußraten in Abhängigkeit der Zuflußraten

(2) Matrixpotentiale und Wassergehalte

In allen vier Gruppen von Simulationsläufen unterschätzt SWMS_2D die Matrixpotentiale am Ende der Simulationsläufe im Mittel um 9 bis 13 cm WS, und zwar in der Nähe der Schichtgrenze geringfügig (um 4 bis 9 cm WS), im oberen Teil der Kapillarschicht jedoch deutlich (um 12 bis 20 cm WS). In Wassergehalte übersetzt zeigen die Simulationsergebnisse damit gegenüber den Meßdaten zum einen einen geringeren absoluten Wassergehalt in der Kapillarsperre und zum anderen eine stärkere Differenzierung in trockene und feuchte Bereiche.

Es sind eine Vielzahl möglicher Ursachen für die Abweichungen zwischen Meß- und Simulationsergebnissen denkbar, die sich in die Klassen (1) Fehler im Simulationsmodell, (2) Fehler in der empirischen Untersuchung, (3) Fehler in der Modellanwendung und (4) Inkompatibilitäten von Modell und Empirie einteilen lassen. Beim gegenwärtigen Kenntnisstand lassen sich nur zum Teil Aussagen darüber treffen, welche der möglichen Fehlerquellen in welchem Maße die Abweichungen zwischen Meß- und Simulationsergebnissen verursachen. Eine wesentliche Ursache ist jedoch wahrscheinlich das Van-Genuchten-Mualem-Modell, genauer das Leitfähigkeitsmodell von Mualem, das zumindest das Kapillarschichtmaterial, den Metha-Sand, nicht korrekt beschreibt. Hierauf deutet ein Vergleich von $k_r(h)$ -Charakteristiken und $k_s(h)$ -Funktionen (vGM) hin, die über vier verschiedene Verfahren gewonnen wurden (Abb. 2): (1) aus einem $\theta(h)$ -Fit (der gewöhnliche Weg), (2) $k_r(h)$ -Charakteristik aus Bewässerungsraten und Tensiometermeßwerten der 10-m-Rinne, (3) mit dem Tension-Infiltrationsmeter gemessene $k_r(h)$ -Charakteristik und (4) $k_s(h)$ -Funktion aus instationären Verdunstungsversuchen (STOFFREGEN 1995). Rein formal gesehen lassen sich mit dem Van-Genuchten-Mualem-Modell die $\theta(h)$ - und die $k_r(h)$ -Charakteristik des Metha-Sandes nicht mit dem gleichen Parameterpaar (α , n) adäquat beschreiben; eine gute Beschreibung der einen Charakteristik muß mit der mangelhaften Beschreibung der anderen erkauft werden. Für das Kapillarschichtmaterial ist hierüber zur Zeit keine Aussage möglich.

Aus den Ergebnissen lassen sich folgende Schlußfolgerungen und weiterführende Fragestellungen ableiten:

(1) SWMS_2D kann - obwohl das Van-Genuchten-Mualem-Modell eine Vielzahl anderer für Kapillarsperren interessante Materialien möglicherweise adäquat zu beschreiben vermag - auf Basis dieser Validierungsstudie für die Berechnung von Flüssen in Kapillarsperren nicht als validiert gelten. Da zudem weitere Validierungsstudien für SWMS_2D aus der Literatur nicht bekannt sind, sollte das Modell zunächst nicht für Fragen der Dimensionierung von Kapillarsperren eingesetzt werden.

(2) Modelle der ungesättigten Wasserleitfähigkeit: Die $k_r(h)$ -Charakteristik sollte für in Kapillarsperren einsetzbare Materialien in einem größeren Wasserspannungsbereich (z.B. 0 bis 100 cm WS) gemessen und verschiedene Leitfähigkeitsmodelle an die Meßwerte angepaßt werden, um deren Eignung zur Beschreibung der Materialien zu ermitteln. Analoges sollte für $\theta(h)$ geschehen. Anschließend sollte geprüft werden, inwieweit unterschiedliche Kombinationen von $\theta(h)$ - und k_r -Modellen die Materialien zu beschreiben vermögen.

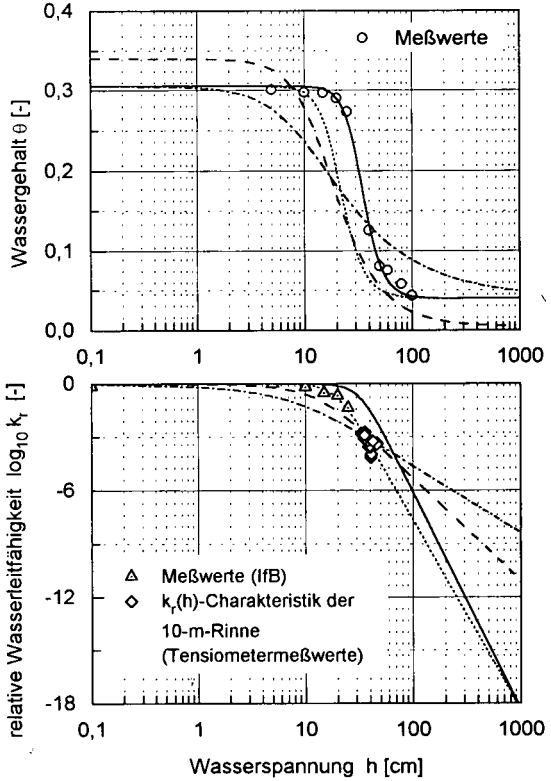
(3) Simulationsmodelle sollten so erweitert werden, daß der Benutzer zwischen verschiedenen Kombinationen von $\theta(h)$ - und k_r -Modellen wählen kann.

(4) Vor der Anwendung von Simulationsmodellen sollte geprüft werden, ob die zentralen Voraussetzungen des Modells im Anwendungsfall erfüllt sind, da dies eine notwendige Bedingung für eine realitätsnahe und erfolgreiche Simulation ist. Anderenfalls wäre eine Übereinstimmung von Meß- und Simulationsergebnissen Zufall oder auf systematische Fehler zurückzuführen (Scheinvalidierung). Bei Simulationsmodellen für den ungesättigten Wasserfluß ist das Leitfähigkeitsmodell bzw. die Kombination eines Wassergehalts-Wasserspannungs- mit einem Leitfähigkeitsmodell (die der einfacheren Bestimmung der Parameter dient) von zentraler Bedeutung. Daher sollte die $k_r(h)$ -Funktion des Leitfähigkeitsmodells mit einer im interessierenden Wasserspannungsbereich gemessenen $k_r(h)$ -Charakteristik verglichen und bei

Abweichungen die Parameter der $k_r(h)$ -Funktion an der $k_r(h)$ -Charakteristik bestimmt werden (technokratische Lösung). Die Validität der Simulationsergebnisse ist dann jedoch unsicher.

(5) Über das Fließverhalten in Kapillarsperren ist noch zu wenig bekannt. Sollte fingering eine wesentliche Rolle spielen, ist eine 2D-Modellierung nicht mehr ausreichend.

(6) Weitere Simulation des Abflußgeschehens in der 10-m- und der 1-m-Rinne: Zur Prüfung der Hypothese über die Hauptursache der Abweichung sollten die Simulationsläufe mit Parametern wiederholt werden, die für beide Materialien aus $k_r(h)$ -Charakteristiken gefittet wurden. Um die Basis der Validierungsstudie zu verbreitern, sollte v.a. das Abflußgeschehen in der 1-m-Rinne simuliert werden, da in ihr mittlerweile fünf Materialkombinationen getestet wurden.



Literatur

ŠIMŮNEK, J., T. VOGEL & M. TH. VAN GENUCHTEN, 1992: The SWMS 2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media. Vs. 1.1. Research Report No. 126, U.S. Salinity Lab., ARS, USDA, Riverside, CA.

STEINERT, B., S. MELCHIOR, K. BURGER, K. BERGER, M. TÜRK & G. MIEHLICH, 1996: Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. BMBF-Verbundvorhaben Weiterentwicklung von Deponieabdichtungssystemen, Teilvorhaben 39, Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg. Siehe auch STEINERT et al. in diesem Band.

STOFFREGEN, H., 1995: Schriftliche Mitteilung, Inst. f. Ökologie, TU Berlin.

VAN GENUCHTEN, M.TH, F.J. LEIJ & S.R. YATES, 1991: The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Lab., Riverside, CA.

θ_r : 0.040, θ_s : 0.3056 (PV: 0.382)
 θ_r : 0.005, θ_s : 0.34 (TU Berlin)

	α	n	Quelle
—	0.03018	5.11346	$\theta(h)$ -Fit (RETC)
.....	0.04895	4.50385	$k_r(h)$ -Fit (alle Zeiträume)
-----	0.10214	1.72446	$k_r(h)$ -Fit (ohne "Ausreißer")
- - -	0.069	2.51	$k_r(h)$ -Fit TU Berlin

Abb. 2 $k_r(h)$ -Charakteristiken und -Funktionen des Metha-Sandes

Prüfung der Wirksamkeit mineralischer Dichtungen aus Hafenschlick mittels geschlossener Doppelring-Infiltrometer

von

Gröngroft, A.*; Kühme, G.**; Miehlich, G.*

1. Problem und Aufgabenstellung

Die in-situ-Durchströmung bindiger mineralischer Dichtungen ist auf der Basis von Laboranalysen nicht sicher vorhersagbar, da aufgrund der begrenzten Probengröße der Einfluß der Inhomogenität des Substrats im Labor nicht erfaßt sowie entscheidende hydraulische Randbedingungen dort nicht realitätsnah eingestellt werden können. Es besteht daher ein erheblicher Bedarf nach Feldanalysen, mit denen für große, ungestörte Bodenkörper die Durchströmung mit Sickerwasser quantifiziert werden kann. Da eine Bestimmung der aus einer Dichtung in den Untergrund exfiltrierenden Wassermenge ohne die Anlage aufwendiger Testfelder nicht möglich ist, sollte versucht werden, die Infiltrationsrate in eine mineralische Dichtung aus Hafenschlick mittels speziell dafür geeigneter Infiltrometer (Geschlossenes Doppelring-Infiltrometer nach TRAUTWEIN [1988]) zu quantifizieren. Hypothese für die Versuche war, daß die in die Dichtung infiltrierte Wassermenge der Menge entspricht, die langfristig aus der Dichtung in den Untergrund eindringt.

Mit der Untersuchung sollte auch geprüft werden, ob die geschlossenen Doppelring-Infiltrometer zum Funktionsnachweis mineralischer Dichtungen aus Hafenschlick eingesetzt werden können, wobei insbesondere die Bildung von Gasen innerhalb der Dichtung zu berücksichtigen war. Die Versuchsergebnisse sollten zeigen, ob es unter baustellenpraktischen Bedingungen möglich ist, einen Infiltrationsversuch zum Nachweis hinreichender Dichtwirksamkeit in einem zeitlich begrenzten Rahmen durchzuführen.

2. Teststandorte und Meßmethoden

Es wurden drei Infiltrometer (Inf.1-3) über jeweils rund 100 Meßtage (Aug.-Dez.1991) auf zwei Dichtungsfeldern (A und B) betrieben. Die Dichtungen wiesen folgende Merkmale auf:

Feld A Herstellung zwei Jahre vor Messung aus in Entwässerungsfeldern getrocknetem Hafenschlick; 0.5 m unbewachsener mS über 1.5 m Hafenschlick-Dichtung; N-Exposition, Neigung 1:20, Mittelhang; Dichtung aus schwach aggregierten Bröckeln, besonders unten plastisch, Oxidationsmerkmale, Slu-Lu, Lagerungsdichte 0.64-0.91 g/cm³.

Feld B Herstellung zwei Monate vor Messung aus technisch entwässertem Hafenschlick (METHA); 0.2 m stark verkrauteter Mischboden über 1.5 m Hafenschlick-Dichtung; S-Exposition, Neigung 1:20, Oberhang; Dichtung aus aggregierten Bröckeln, oben fest und geschrumpft, unten plastisch, Us, Lagerungsdichte 0.75-0.85 g/cm³.

Die in Anlehnung an TRAUTWEIN [1988] selbstgebauten Infiltrometer hatten folgende Merkmale:

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

** Enders & Dürkop Ingenieures.mbH, Hasenhöhe 126, D 22587 Hamburg

Außenringe in den Abmessungen 1,6 m * 1,6 m * 0,6 m aus verzinktem, 3 mm starkem Stahlblech. Innenringe zusammengefügt aus kastenförmigem Unterteil (Innenabmessungen 1,0 m * 1,0 m * 0,15 m, 10 mm PVC grau) und pyramidenförmigem Oberteil (1,0 m * 1,0 m Grundfläche, 0,15 m Höhe, 10 mm PVC transparent) mit Gasablaßhahn im Hochpunkt. Als Druckausgleich und Meßkörper diente ein flexibler Beutel der über beidseitig schließende Schnellkupplungen von dem Innenring gelöst werden konnte. Um Umläufigkeiten zu verhindern wurden die Infiltrometer in 10 cm (innen) bzw. 20 cm (außen) tiefe Schlitze gesetzt, die mit einer Zement-Bentonitmischung gefüllte waren. Die Füllung erfolgte außen mit Wasser, im Innenring mit einer 1000 mg/l Bromidlösung. Die Infiltrationsrate wurde im Abstand von 2-3 Tagen durch Bestimmung der Gewichts-differenz des flexiblen Beutels bestimmt. Nach Beendigung der Versuche wurden auf der Innenfläche zweier Infiltrometer rasterförmig in 5 Tiefenstufen je Tiefe 64 Proben von ca. 100 cm³ Probenvolumen entnommen und in jeder Probe der Br-Gehalt der Bodenlösung analysiert.

Begleitend wurden auch neben den Infiltrometern auf sogen. Referenzflächen die hydraulischen Potentiale mit Tensiomern in 3 Tiefen sowie die Temperatur in 2 Tiefen erfaßt. Details zur Versuchsdurchführung siehe KÜHME et al. [1992].

3. Infiltrationsraten

Bei zwei der installierten Infiltrometer (Inf.1 und 3) wurden hohe (rund 240 ml/d), über die Zeit abnehmende Gasaustritte (50 - 70 % CH₄) innerhalb der Innenringfläche festgestellt, die zunächst infolge der Volumenschwankungen zu meßtechnischen Problemen führten. Erst nach der Umstellung des Meßverfahrens (Messung mit offenem Gasablaßhahn) wurden ungestörte Werte bei diesen Infiltrometern gewonnen. Die Einzelwerte der Infiltrationsraten aller Infiltrometer schwanken zwischen -0.033 und 0.355 mm/d (Abb.1, Mittelwerte siehe Tab. 1). Der Wechsel von hohen und niedrigen Raten erscheint regellos. Zwischen den Zeitverläufen der drei Meßreihen bestehen keine Korrelationen. Mit 0.116 mm/d wurde auf dem Feld B im Mittel eine höhere Infiltrationsrate als auf Feld A festgestellt, die Infiltrometerfläche ohne Gasemission (Inf. 2) wies die geringste Infiltrationsrate (0.039 mm/d) auf.

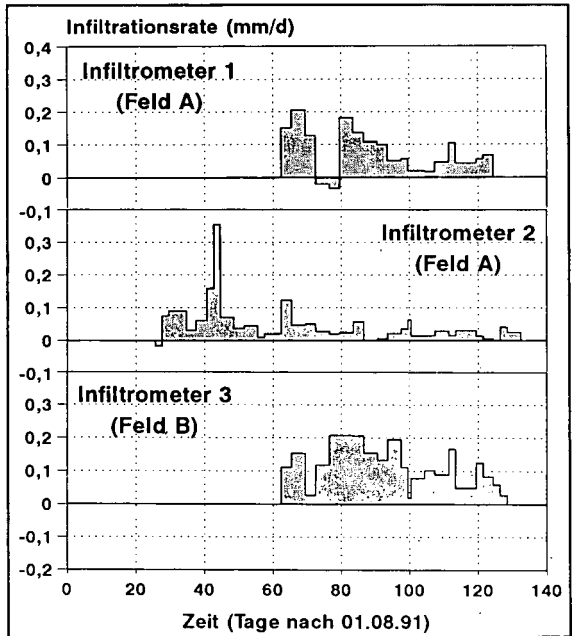


Abbildung 1 Verlauf der Infiltrationsraten (Meßphasen ohne störenden Gaseinfluß)

Als infiltrationsbestimmende Faktoren wurden die Temperatur sowie das hydraulische Potential geprüft. Dabei ergab sich, daß zwischen den kurzfristigen Infiltrationsraten und der jeweiligen Wassertemperatur nur bei Inf.2 ein deutlicher Zusammenhang bestand (siehe dazu auch KOMODROMOS [1992] und VIELHABER [1990]). Bei den anderen Infiltrometern streuten die Infiltrationsraten bei gleichen Temperaturen stark. Auch konnten die Schwankungen der Infiltrationsrate

nicht mit den Veränderungen des hydraulischen Potentials erklärt werden. Wir haben daher die Schlußfolgerung gezogen, daß insbesondere die kurzfristig schwankenden Luftdrücke, Gaspotentiale und evt. auch Temperaturverläufe für den Verlauf der Infiltrationsrate maßgeblich sind.

Tab. 1 Ergebnisse der Infiltrationsversuche

	Feld A		Feld B
	Infiltrometer 1	Infiltrometer 2	Infiltrometer 3
mittlere Infiltrationsrate	0.078 mm/d über 61 d	0.039 mm/d über 106 d	0.116 mm/d über 63 d
Gesamtinfiltration (*=extrapoliert)	8.0* mm über 97 d	4.17 mm über 106 d	11.80* mm über 102 d
mittlerer hydraulischer Gradient (0-20 cm Tiefe)	1.16	1.41	1.81
Wasserleitfähigkeit (0-20 cm Tiefe)	$7.8 \cdot 10^{-10}$ m/s	$3.2 \cdot 10^{-10}$ m/s	$7.4 \cdot 10^{-10}$ m/s
Infiltratverteilung gemäß Tracerver- such		nicht bestimmt	
0-6 cm	19.6 mm		22.4 mm
6-13.5 cm	15.6 mm		14.5 mm
13.5-22.5 cm	2.6 mm		5.5 mm
22.5-32.5 cm	0.0 mm		0.0 mm
Gesamtmenge	37.8 mm		42.4 mm

Der Tracerversuch ergab eine sehr homogene Infiltratverteilung unterhalb der Infiltrationsfläche mit einer steilen Konzentrationsabnahme zur Tiefe (Tab.1). So schwankten beispielsweise in der Tiefe 0-6 cm die Bromidgehalte bei Inf. 3 nur zwischen 434 und 551 mg/l (Variabilitätskoeff.5.0%), bei beiden geprüften Infiltrometern wurde in der Tiefe 22.5-32.5 cm kein Br⁻ mehr festgestellt. Das Gesamtvolumen des per Tracer nachgewiesenen Infiltrats lag deutlich höher als das direkt gemessene Volumen. Die Differenz erklärt sich aus a) Quellung der Schichtoberfläche (entsprechen ca. 7.0 l bei Inf. 1 und 5,7 l bei Inf. 3), b) Diffusion des Tracers und c) spontane Füllung gasgefüllter Porenräume bei der Befüllung der Hauben.

4. Funktionsfähigkeit der Dichtungen

Die Bestimmung der hydraulischen Potentiale zeigte unterhalb der Inf.1 und 2 wie auch auf der zugehörigen Referenzfläche einen Porenwasserüberdruck in der Schichtmitte der 1.5 m mächtigen Dichtung. Dieser wirkte einem tieferen Eindringen des Infiltrats entgegen. Innerhalb der oberen 2 Dezimeter wurde jedoch durchgängig ein nach unten gerichteter hydraulischer Gradient von 1.2-1.4 bestimmt. Bei Inf.3 war der Porenwasserüberdruck nicht vorhanden, der hydraulische Gradient war im oberen Bereich daher steiler (1.8). Aus den mittleren hydraulischen Gradienten und den mittleren Infiltrationsraten ergab sich eine Wasserleitfähigkeit k (Achtung: Schichten nicht gesättigt!) von $3.2 \cdot 10^{-10} < k < 7.8 \cdot 10^{-10}$ m/s. Die höhere Infiltrationsrate auf Feld B ist damit nicht durch höhere Durchlässigkeitsbeiwerte sondern durch steilere hydraulische Gradienten bedingt.

Die in situ bestimmten Wasserleitfähigkeiten liegen unterhalb der Anforderungen an die Hafenschlickdichtungen ($k_f < 1 \cdot 10^{-9}$ m/s). Anhand der niedrigen k -Werte sowie der homogenen Infiltratverteilung kann der Funktionsnachweis der Dichtungen als erbracht gelten. Hinsichtlich der längerfristigen Wirksamkeit bleiben jedoch noch zahlreiche Fragen offen. So weisen die zwei benachbarten Inf.1 und 2 deutliche Unterschiede in der Infiltrationsrate auf, obwohl makroskopisch und analytisch keine Unterschiede zwischen den Dichtungen erkennbar waren. Die Ursache der

Streuung ist noch unklar. Unter in-situ-Bedingungen ist mit einem Wechsel von Infiltrationsbedingungen (Winterhalbjahr) zu weitgehend strömungslosen Bedingungen (Sommerhalbjahr) zu rechnen [MELCHIOR 1993]. Welche Auswirkungen dieser Wechsel der hydraulischen Gradienten auf die Durchströmung der Dichtung hat, wird in einem Feldversuch geklärt [TRESSELT et al. 1996].

5. Einsatzbereich des geschlossenen Doppelring-Infiltrometers

Das geschlossene Doppelring-Infiltrometer nach TRAUTWEIN [1988] ist grundsätzlich zur quantitativen Erfassung geringer Infiltrations- wie auch Exfiltrationsraten geeignet. Das Meßverfahren ist modifiziert worden, so daß auch bei Gasbildung eine exakte Bestimmung der Infiltrationsraten möglich ist. Die im 2-3 Tagesrhythmus gemessenen Einzelwerte der Infiltrationsrate streuen stark. Um ausreichend gesicherte Infiltrationsraten zu bestimmen, sind zahlreiche Einzelmessungen in vergleichbaren Zeitabständen notwendig. Eine wesentliche Verlängerung des Meßabstandes scheidet aus, da der Wasservorrat des zu wiegenden Beutels sonst möglicherweise nicht ausreicht, durch Verkürzung des Meßabstands wird die Streuung der Einzelwerte noch weiter erhöht. Entgegen den Erwartungen hat sich gezeigt, daß die Infiltrationsrate nicht als Materialkonstante eines Dichtschichtausschnittes anzusehen ist, da Porenwasserüberdrücke innerhalb der Dichtung zu einer Verringerung der Infiltrationsrate führen können. Infolge der internen Prozesse innerhalb der Dichtung und der nicht vollständigen Sättigung ist eine direkte Umsetzung von Infiltrationsraten in kf-Werte ohne begleitende Potentialmessungen nicht möglich. Aus den genannten Gründen ist der Einsatz der Doppelring-Infiltrometer zum baustellenbegleitenden Funktionsnachweis von mineralischen Dichtungen zur Zeit nicht empfehlenswert. Der Nachweis wäre nur unter ergänzendem Einsatz von Tensiometern zu erbringen und würde aufgrund der hohen Streuungen viele Wochen Meßzeit benötigen. Außerdem ist noch unklar, inwieweit sich Punktmessungen als repräsentativ für eine Fläche erweisen können. Die Doppelring-Infiltrometer sind jedoch in Verbindung mit anderen Meßgeräten für wissenschaftliche Prozeßstudien gut geeignet. Sie eignen sich daher auch, um im Rahmen von Eignungstests für unbekannte Dichtschichtmaterialien oder neue Einbautechniken die geforderte Dichtung zu prüfen.

6. Literatur

KOMODROMOS, A. [1992]: Gezielte Durchlässigkeitsuntersuchungen mineralischer Deponiedichtungen. In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (Hrsg.): Abdichtung von Deponien und Altlasten. S. 343-357. KÜHME, G., A.GRÖNGRÖFT, B.VIELHABER, S.MELCHIOR & G. MIEHLICH [1992]: Untersuchung zur Anwendbarkeit des geschlossenen Doppelringinfiltrometers zum Funktionsnachweis von Dichtungen aus Hafenschlick. Unveröff. Abschlußbericht an die Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft, Strom und Hafenbau, 87 S. MELCHIOR, S. [1993]: Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Hamb. Bodenkundl. Arb. 22, 330 S. STEWART, J.P. & T.W. NOLAN [1987]: Infiltration testing for hydraulic conductivity of soil liners. Geotech. Testing J., Vol.10, S.41-50. TRAUTWEIN, S.J. [1988]: Field measurement of infiltration rates using a sealed double-ring infiltrometer. College of Engineering, University of Texas, Austin USA, 16 S. TRESSELT, K. ET AL. [1996]: Feldversuche zur Untersuchung der Wirksamkeit von Oberflächendichtungen aus Hafenschlick. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Ges., dieser Band. VIELHABER, B. [1990]: Tracer- und Infiltrationsversuche zur Wasserbewegung in bindigen mineralischen Dichtschichten. Unveröff. Diplomarbeit an der Universität Hamburg, 93 S. und Anhang.

Oberflächenabdichtung einer Gichtstaubdeponie - Aufbau verschiedener in situ-Testfelder

von

Schnatmeyer, C.; Wagner, J.-F.*

Zusammenfassung

In Zusammenarbeit des Faches Geologie an der Universität Trier mit dem Stahlkonzern *PROFIL ARBED* (Luxemburg) wurden zur Untersuchung verschiedener Oberflächenabdichtungen sechs in situ-Testfelder gebaut. Die in den Feldern eingebauten Oberflächenabdichtungssysteme bestehen aus unterschiedlichen Kombinationen von Deckschicht (Rekultivierungsschicht), Drainage und verschiedenartigen Sperrschichten (Tondichtung, Kapillarsperre, Bentonitmatte).

In den Testfeldern werden unter Geländebedingungen Daten über den Wasserhaushalt und die Wasserbewegung in unterschiedlichen Dichtungssystemen gewonnen und quantifiziert. Eine vergleichende Bewertung der in situ-Testfelder soll eine oder mehrere, wirtschaftlich vertretbare Oberflächenabdeckungsvarianten für entsprechende Altablagerungen aufzeigen.

Die aus dem Forschungsvorhaben gewonnenen Kenntnisse sollen nicht nur auf die Abdeckung von Gichtstaubdeponien beschränkt, sondern auf alle vergleichbaren Deponie- und Altlastenstandorte übertragbar sein.

Einleitung

Über die langfristige Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungen bzw. -abdeckungen für Deponien und Altlasten liegen unter natürlichen Bedingungen nur wenig Ergebnisse vor. Insbesondere für Deponiekörper in denen es nicht zu Gas- und Wärmeentwicklungen kommt, sind die bereits vorhandenen Ergebnisse über Abdeckungssysteme von Haus- und Sondermülldeponien (JELINEK 1993, MELCHIOR 1995) nicht ohne weiteres übertragbar. Es fehlen Konzepte, um eine wirksame, nachhaltige und auch wirtschaftliche Abdichtung der oft sehr großen Halden vornehmen zu können.

Die Gichtstaubdeponie der ARBED-Werke in Esch-Belval wird von einer ca. 3 m mächtigen Verwitterungsschicht aus umgelagertem Posidonienschiefer unterlagert, die eine gute Basisabdichtung bildet (WAGNER 1992). Da eine Umweltgefährdung durch an der Oberfläche überlaufende bzw. seitlich austretende Sickerwässer gegeben ist, und es bei längerer Trockenheit zu erheblichen Staubeentwicklungen kommen kann, ist es notwendig, die Deponie mit einer Oberflächenabdichtung zu versehen. Ziel der Abdeckung ist es daher:

- die Zusickerung von Niederschlagswasser in den Müllkörper zu minimieren,
- den Austrag löslicher Schadstoffe in Oberflächengewässer, sowie Verwehungen durch Wind zu verhindern,
- eine Begrünung der Deponie zu ermöglichen, die die Verdunstungsrate erhöht und eine Eingliederung der Deponie in das landschaftliche Umfeld ermöglicht,
- bei geringen Neigungen optimale Ergebnisse zu erzielen und
- wirtschaftlich tragbar zu sein.

*) Anschrift der Autoren: Dipl.-Geol. C. Schnatmeyer, Prof. Dr. J.-F. Wagner; Universität Trier, FB VI/Geologie, 54286 Trier.

Diese Aufgaben müssen langfristig erfüllt sein, d.h. die Oberflächenabdichtung ist vor Prozessen wie Erosion, Frost, Austrocknung, Verockerung, Setzung, Durchwurzelung und Durchwühlung zu schützen. Um diese Anforderungen zu erfüllen, ist normalerweise eine Kombination von Deckschichten, Drainagen und Sperrschichten vorgesehen.

In sechs Testfeldern werden unter natürlichen Bedingungen Daten über den Wasserhaushalt und die Wasserbewegung in verschiedenen Oberflächenabdichtungssystemen ermittelt. Ziel ist es, die Wirkungsweise unterschiedlicher Dichtungssysteme zu quantifizieren und zu einer vergleichenden Bewertung der Wirksamkeit und der Wirtschaftlichkeit zu kommen.

Aufbau der Testfelder

Die Testfelder sind 3 m breit, 16 m lang und haben eine Neigung von 5%. Die Mächtigkeiten der Schichtabfolgen schwanken zwischen 0,75 und 1,45 m. Aufgrund der relativ geringmächtigen Aufbauten und der geringen Neigung wurde besonders Wert auf die richtige Auswahl der eingesetzten Materialien gelegt.

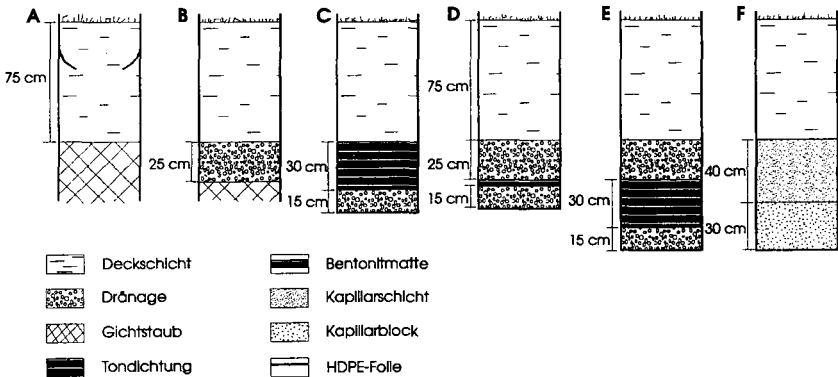


Abb. 1: Schematischer Aufbau der sechs Testfelder.

Die Deckschicht (Rekultivierungsschicht) ist in allen Testfeldern gleich und generell 75 cm mächtig (Abb. 1). Über den Boden soll schon in der Deckschicht eine Reduzierung des Sickerwassers erreicht werden. Die größten nutzbaren Feldkapazitäten besitzen die stark schluffigen Bodenarten. Nach HÜTTER & REHLINGHAUS (1994) bewirken Beimischungen von Humus oder Kompost eine Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität und sind damit wünschenswert. Der Steingehalt sollte möglichst gering sein. Der in den Testfeldern eingesetzte Boden hat einen C-org.- Anteil von ca. 1 % in den untersten 45 cm und 3 % in den obersten 30 cm, einen Schluffanteil von 60% und einen Kiesgehalt unter 4 %.

Das Dichtungssystem A besteht lediglich aus der Deckschicht, die unmittelbar auf dem Deponiegut aufliegt. Im System B ist unterhalb der Deckschicht eine 25 cm mächtige Drainageschicht eingebaut (Abb. 1). In diesen beiden Varianten wird der Gichtstaub auf seine Eigenschaft als Dichtungsmaterial untersucht. Die Testfelder sind nach unten offen. Das Abfließwasser aus der Deck- und Drainageschicht wird regelmäßig analysiert um eine mögliche Migration von Schadstoffen aus dem Deponiekörper zu erkennen.

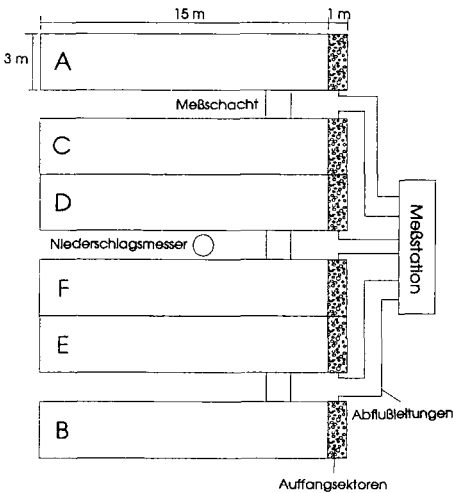
Da die beiden Testfelder nach unten offen sind, ist es nicht möglich Sickerwasser zu erfassen, das in den Müllkörper eindringt. Da aber der Aufbau der Deckschichten in allen Testfeldern gleich ist kann über den Vergleich der einzelnen Wasserbilanzen ein mögliches Einsickern von Wasser in den Müllkörper hinreichend genau erfaßt werden.

Die Testfelder C und E sind mit einer Mineralischen (Ton-) Dichtung versehen (Abb. 1 und 3). Unterhalb der 30 cm mächtigen Dichtungsschicht ist als Auffangsystem zur Wasserfassung eine 15 cm mächtige Dränage sowie eine Folie eingebaut. Dieses Auffangsystem gehört nicht zum Abdichtungssystem. Im System E befindet sich oberhalb der Mineralischen Dichtung eine 25 cm mächtige Dränageschicht. Bei dem Material für die Mineralische Dichtung handelt es sich um einen Ton, der auf dem Gelände der ARBED-Werke ansteht. Er hat einen Tongehalt von rund 60 % und ist stark plastisch.

Im Testfeld D ist als Dichtungsschicht eine Bentonitmatte verlegt (Abb. 1). Bei der Dichtungsmatte handelt es sich um einen Verbundstoff aus zwei vernadelten Vliesstofflagen, zwischen denen Bentonitpulver eingeschlossen ist.

Im Testfeld F übernimmt eine sog. Kapillarsperre die Funktion der Dichtung. Die 40 cm mächtige Kapillarschicht wird von einem 30 cm mächtigen Kapillarblock unterlagert. Da für die Funktionsfähigkeit einer Kapillarsperre mehr als 5 % Hangneigung erforderlich sind (WOHLICH 1991) und diese hier gerade erreicht werden, wurde auf die Wahl besonders geeigneter Materialien Wert gelegt. Für die Kapillarsperre standen mehrere Proben zur Auswahl. Es handelte sich um verschiedene Schlacken der ARBED-Werke, Moselsande und -kiese und Quarzsande, die als Sandstrahlmaterial verwendet werden. Über Siebanalysen wurde eine Vorauswahl getroffen, indem die Analyseergebnisse mit den Angaben aus der Literatur (V.D. HUDE 1991; WEIGL 1993) für die Körnungsbereiche geeigneter Materialien verglichen wurden.

Zur Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Kapillarsperre wurden die ausgewählten Sande in einer Versuchsrinne getestet. Von den zur Verfügung stehenden Materialien waren danach für die Kapillarschicht am besten geeignet ein Rheinsand (0/1) und für den Kapillarblock ein Quarzsand (0,63/2), die daraufhin im Testfeld eingebaut wurden.



Bei dem Material für die Dränageschichten der Testfelder wurde eine Elektro-ofenschlacke der ARBED-Werke mit der Körnung 4/8 gewählt. Die Schlacke besteht vorwiegend aus den Mineralen Larnit, Gehlenit und Wüstit.

Die räumliche Anordnung der Testfelder ist aus Abb. 2 ersichtlich. In den drei Zwischenräumen wurden im unteren Drittel Meßschächte eingerichtet. Über Sichtfenster kann man dort den Aufbau der angrenzenden Felder betrachten und gezielt Meßsonden einbringen. Durch seitliches Einbringen wird vermieden, Sonden von oben senkrecht in die Felder zu setzen und damit die einzelnen Dichtungssysteme zu stören.

Abb. 2: Räumliche Anordnung der Testfelder.

Die Testfelder werden an den Seiten von Holzwänden, über die HDPE-Folie (2,5 mm) verlegt ist, begrenzt. Um Wasserumläufigkeiten möglichst zu unterbinden, ist die Folie im Bereich der Deckschichten in den Boden hineingezogen (Abb. 1, Feld A).

Am Fuß der Testfelder sind Auffangsektoren für die Abflüsse aus den einzelnen Schichten eingerichtet (Abb. 3).

Von dort werden die insgesamt 20 Abflüsse in die Meßstation geleitet und in 200-Liter Fässern für Oberflächen- und 20-Liter Fässern für alle anderen Abflüsse aufgefangen. Mit Hilfe von Tauchsonden werden die Niveaustände in den Behältern kontrolliert. Alle Behälter sind mit einem Kontakt für "Behälter gefüllt" ausgerüstet. Die entsprechenden Signale werden an elektrisch betriebene Kugelhähne weitergeleitet, die die vollen Behälter automatisch leeren. Jede Leerung wird registriert. Die Behälter der Abflüsse aus den Schichten oberhalb der Dichtungsschichten sind zusätzlich mit Druckmeßsonden ausgerüstet, um die Füllstände zu überwachen. Die Registrierung erfolgt in einem vorgegebenen Zeittakt.

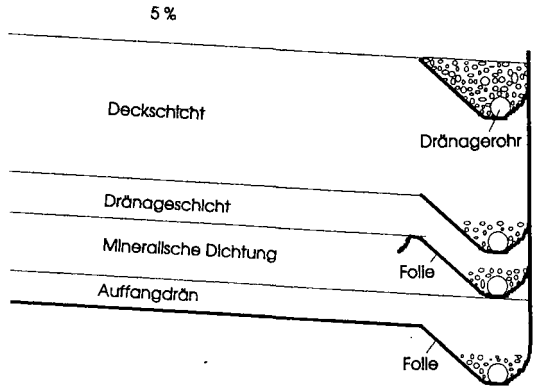


Abb. 3: Seitenansicht des Auffangsektors in Testfeld E.

In einer Wetterstation zwischen den Testfeldern (Abb. 3) werden Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Luftdruck und Windgeschwindigkeit gemessen und in der Hauptstation registriert. Über drei Temperaturfühler wird zusätzlich die Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen erfaßt.

Die Felduntersuchungen werden durch ein begleitendes Laborprogramm ergänzt, in welchem vor allem Einsatzgrenzen und optimale Zusammensetzung der einzelnen Schichten erarbeitet und die Übertragbarkeit von Laboruntersuchungen auf natürliche Bedingungen überprüft werden.

Schriftenverzeichnis

- HUDE, v.D., N. (1991): Versuche zur Abschirmung von Sickerwasser nach dem Prinzip der Kapillarsperre. - Wasserbau-Mitteilungen der TH Darmstadt, 36: 165-175; Darmstadt.
- HÖTTER, M. & REHLINGHAUS, B. (1994): Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Deponien, Sickerwasserreduzierung durch Rekultivierungsmaßnahmen. - Geowissenschaften, 12, 1: 11-17; Berlin.
- JELINEK, D. (1993): Probearbeit einer Kapillarsperre auf der Deponie "Am Stempel". - Wasser und Boden, 4: 242-264.
- MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. - Dissertation Universität Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 22: XIII + 330 S. + Anhang; Hamburg.
- WAGNER, J.-F. (1992): Verlagerung und Festlegung von Schwermetallen in tonigen Deponie-abdichtungen. Ein Vergleich von Labor- und Geländestudien. - Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 22: 246 S.; Karlsruhe.
- WEIGL, P. (1993): Die Eignung unterschiedlichster Sandmaterialien zum Aufbau von Kapillarsperrensystemen. - Unveröff. Diplarb. TU München, 66 S., 42 Abb., 3 Anlagen; München.
- WOHNLICH, S. (1991): Kapillarsperren, Versuche und Modellrechnungen. - Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 15: XVIII + 127 S.; Karlsruhe.

Sickerwege in der Oberflächenabdeckung einer Mülldeponie

von

Richner, G.¹; Flühler, H.²; Leuenberger, J.²

1 Einleitung

Bei einer ca. 40 jährigen Deponie handelt es sich um eine der grössten Hausmülldeponien der Schweiz. Der Anteil Sondermüll von etwa 10% und die undichte Basisabdichtung machen diese Deponie zu einem Gefahrenpotential für das Grund- und Trinkwasser. Das Sanierungskonzept besteht darin, die Wasserflüsse auf und in den Deponiekörper zu kontrollieren.

Ab 1970 wurde mit dem Aufbringen der Oberflächenabdeckung begonnen. Im Verlaufe des Deponieauffüllungs wurde unmittelbar auf den Müll eine Schicht von sog. Schlacke (Rückstand der Kehrichtverbrennung) und darauf eine Schicht von Erdmaterial (Bauauschub) aufgeschüttet und verdichtet. Es wurde weder eine mineralische noch eine Tonschicht noch Kapillarsperren oder andere Schichten eingebaut. Die Abdeckschicht wurde aus arbeitstechnischen Gründen in Form von stufigen Dämmen aufgebracht. Die Mächtigkeit der angelegten Schichten variiert zwischen ca. 10 cm und 2 m für die Erdschicht und zwischen 50 cm und 2 m für die Schlackeschicht. Die Böschungsneigung liegt zwischen ca. 22°-32°.

Die Rekultivierung ist sehr vielfältig. Das Spektrum reicht von dichtem, 30 m hohem Mischwald über lockere Birken und Schwarz-Erlen bis zu wildwachsenden Gräsern und Büschen zu vegetationslosen Stellen. Diese Variabilität kam zustande, weil zunächst versucht wurde, die für diese Deponie optimale Bepflanzung zu finden. Bezüglich des Niederschlagswassers besteht zudem ein Zielkonflikt: einerseits soll möglichst wenig Wasser in den Deponiekörper und damit durch Tiefensickerung in den Grundwasserleiter gelangen; andererseits soll gerade soviel Wasser in den Deponiekörper eindringen können, wie es für die rekultivierte Vegetation und die Aufrechterhaltung der biologischen, biochemischen und physikalischen Abbauprozesse nötig ist. Das Ziel dieser Studie war, folgendes abzuklären:

1. Welche Wassermengen können potentiell durch die Deponieabdeckung in den Deponiekörper versickern, d.h. wie dicht ist die Abdeckung?
2. Wie schnell dringt das Wasser in die Oberflächenabdeckung ein?
3. Welche räumlichen Unterschiede treten bezüglich des Wasserhaushalts in Abhängigkeit der Vegetation auf?

Wir untersuchten die Tiefensickerung und den Wasserhaushalt in der Oberflächenabdeckung während eines Jahres mit einem im Boden gut sichtbaren Farbstofftracer (AcidBlue 9), kombiniert mit Bromid, und mit Messungen der Wasserhaushaltskomponenten.

2 Untersuchungskonzept und Methoden

Aufgrund der bestehenden Oberflächenabdeckung und Rekultivierung wurde das Untersuchungskonzept festgelegt.

Wir stellten verschiedene Arbeitshypothesen auf. Im Vordergrund stand die Hypothese, dass ein Risiko der Tiefensickerung in den Deponiekörper hinein vor allem durch präferentiellen Fluss bestand. Dabei könnte neben der Bodenart auch die Vegetation oder die biologische Aktivität in der Erdschicht eine Rolle spielen. Andererseits wäre auch möglich, dass ein grosser Anteil des Wassers

¹ Institut für Terrestrische Ökologie, Bodenphysik, ETH Zürich, CH-8952 Schlieren; jetzige Adresse: CSD Colombi Schmutz Dorthe AG, Konsumstrasse 20, CH-3007 Bern

² Institut für Terrestrische Ökologie, Bodenphysik, ETH Zürich, CH-8952 Schlieren

bereits durch Interzeption und Verdunstung, Oberflächenabfluss oder durch hangparallelen Fluss an der Infiltration gehindert würde.

Aufgrund dieser Hypothesen entschieden wir uns für eine Kombination aus Tracerversuch und konventioneller Messung der Wasserhaushaltskomponenten:

- Mit der Tracerapplikation, bestehend aus einem Farbstoff und einem mobilem Tracer sollten schnelle Fließwege, Oberflächenabfluss und hangparalleler Fluss sichtbar gemacht, die Probenahme für den mobilen Tracer optimiert und die maximale Tiefensickerung festgestellt werden.
- Mit der Messung der Wasserhaushaltskomponenten sollte die räumliche und zeitliche Variabilität des Bodenwasserhaushalts gemessen werden.

Es wurden vier Untersuchungsflächen mit unterschiedlicher Vegetation und verschiedenem Alter der Deponieabdeckung ausgewählt (Tab.1). Alle vier Flächen wurden zur Messung der Wasserhaushaltskomponenten mit Tensiometern und Niederschlagsmessern instrumentiert. Am Hangfuss wurde der Oberflächenabfluss kumulativ registriert. Auf denselben Flächen wurden die Tracerapplikationen durchgeführt.

Die Tracer wurde folgendermaßen appliziert: Die Tracerlösung, bestehend aus einem Farbtracer (AcidBlue 9) und einem Salz (Bromid), wurde mit einem Sprühgerät auf eine Fläche von ca. 1.5m² aufgebracht und gelangte durch natürliche Niederschläge in den Boden. Daher musste der Tracer periodisch an der Bodenoberfläche erneuert werden. Die Erneuerung des Tracergemischs erfolgte nach ca. 40-80 mm Niederschlag.

3 Ergebnisse und Diskussion

Farbstoff

Die qualitative Auswertung der Tiefensickerung erfolgte aufgrund von photographischen Auswertungen des Farbverlaufs der Bodenprofile zum Zeitpunkt ihrer Ausgrabung. Damit konnte festgestellt werden, bis in welche Tiefe und auf welche Art das Wasser in einer bestimmten Zeitperiode und nach einer bestimmten Niederschlagsmenge transportiert wurde. Die Infiltrationstiefen und -muster zwischen den einzelnen Profilen wurden verglichen. Die Ergebnisse werden im folgenden in der chronologischen Reihenfolge ihrer Ausgrabung kommentiert (Tab. 1). Die Photos der Farbverläufe können an dieser Stelle nicht gezeigt werden.

Tab. 1 Reihenfolge der ausgegrabenen Flächen, Anzahl Tage, Anzahl mm Niederschlag bis zur Ausgrabung und Zeitpunkt der Ausgrabung.

Nr. der Fläche	Art der Fläche	Anzahl Tage	Anzahl mm Niederschlag	Zeitpunkt der Ausgrabung
4	vegetationslos	143	301	5.10.92
2	kleine Föhren/Gras	194	614	25.11.92
1	Gras	382	908	1.6.93
3	Hohe Bäume	382	654	1.6.93

Auf der Fläche 4 hat die Wasserfront, sichtbar gemacht durch den blauen Farbstoff, in der Zeit vom 15.5. bis 5.10.1992 eine Tiefe von 10 cm bis 25 cm erreicht. In dieser Zeit fanden meist nicht sehr intensive und kurze Niederschlagsereignisse statt, insgesamt 301 mm Regen. Die kurzen und nicht intensiven Niederschlagsperioden führten zu einer geringen Tiefensickerung.

In den Flächen 1, 2 und 3 hat die Farbfront eine Tiefe von 85 cm, 100 cm und 110 cm erreicht. Nach den intensiven und langen Niederschlägen im November 1992 wurde die Farbfront vermutlich in allen 3 Flächen in die Tiefe verlagert. Dies beweist der Farbverlauf von Fläche 2, der Ende November ausgegraben wurde. Während des Winters/Frühlings (bis Anfang Juni '93) fiel relativ wenig Niederschlag, sodass die Farbfronten bis zur Ausgrabung dieser Flächen praktisch stationär blieben. Dies deutet darauf hin, dass schwache, vereinzelte Niederschläge nur oberflächlich in den Boden eindringen und im Sommer zum Teil sofort verdunsten, und dass vor allem langandauernde, starke Niederschläge eine Tiefensickerung bewirken. Die Gründe für die nur mässig tiefe Infiltration ist für Fläche 4 mit dem hohen Wasserverlust durch Verdunstung (Evaporation), für Fläche 3 mit

dem hohen Wasserverlust durch Interzeption (20-30%) und der Evapotranspiration erklärbar.

Die Flächen 1 und 3 wurden gleichzeitig beprobt und sind daher direkt vergleichbar. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass unabhängig der vorgefundenen Schüttung (locker, dicht) der Flächen 1 und 3, die sich in dieser Beziehung deutlich unterscheiden, praktisch kein Unterschied bezüglich der maximalen Tiefe der Farbfront zu erkennen ist. Trotz des lockeren Bodens und der lockeren Schlacke ist die Front in Fläche 1 nicht tiefer vorgedrungen als im gut geschütteten Profil von Fläche 3.

Der Anteil des Oberflächenabflusses betrug zwar durchschnittlich nur 1.5 % des Niederschlags, kann aber bei intensiven Niederschlägen kurzfristig zwischen 5-10 % des Niederschlags betragen. Trotzdem ist er mengenmäßig unabhängig von der Vegetation und der Hangneigung in der Wasserbilanz insgesamt vernachlässigbar.

Bromid

Die quantitative Bestimmung der Wasserbewegung erfolgte mit der Analyse des Salztracers. In der Fig. 1 sind die Tiefenprofile der Bromidkonzentrationen der Versuchsflächen 2, 3 und 4 aufgezeichnet. Dargestellt sind Mittelwerte von mehreren in der gleichen Tiefe analysierten Proben. Bei Fläche 4 ist die Konzentration bereits in 40 cm gleich null. In Fläche 3 liegt die Hauptmasse im oberen Teil des Profils um 20 cm Tiefe und nimmt nach unten ab. Fläche 2 hat eine ausgeglichene Verteilung über das ganze Profil. Dass Bromid auch noch unterhalb der Farbfront nachgewiesen werden konnte, beweist, dass die Farbfront gegenüber dem mobileren Bromid etwas retardiert wird. Im Vergleich zur Farbfront wurde das Bromid somit um etwa 10-20 cm tiefer verlagert. Die höheren Konzentrationen in Fläche 3 gegenüber Fläche 2, die zum gleichen Zeitpunkt beprobt wurden, kann damit erklärt werden, dass in Fläche 2 mehr Wasser in den Boden infiltriert ist und somit zu einer stärkeren Verdünnung des Bromids geführt hat.

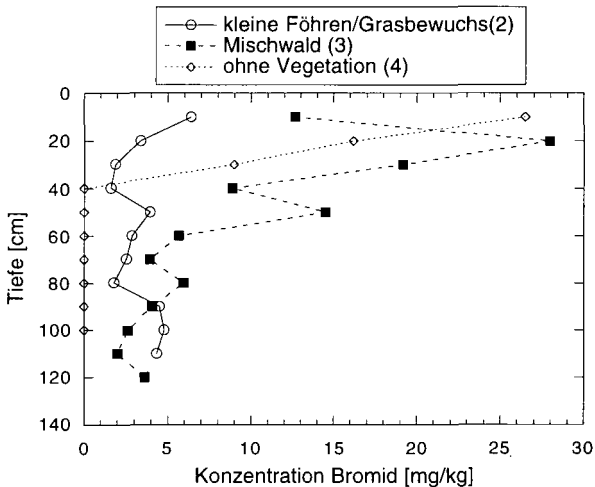


Fig. 1 Tiefenprofile der Bromid-Konzentrationen der Flächen 2, 3 und 4.

4 Schlussfolgerungen

Eine wichtige Feststellung ist, dass der Makroporenfluss in allen Flächen dominiert. Somit fand kein schneller Fluss durch grobe Poren (z.B. Regenwurmkanäle) oder Schwundrisse, in die Tiefe statt. Dies ist auf die relativ grobkörnige, sandig-staubige Bodenart zurückzuführen. In den Flächen 1, 2 und 3 wurde sog. "Fingering" beobachtet. Hangparalleler Fluss zwischen Schlacke und Erdschicht konnte nicht beobachtet werden. Die Farbfront ist hangabwärts beschränkt auf die unmittelbar mit Tracer besprühte Fläche von 1.5 m².

Obwohl die Farbfront in keinem der vier Standorte die Schlackeschicht, also den unteren Rand der Oberflächenabdeckung, durchfloss, ist eine Tiefensickerung in den Deponiekörper hinein nicht ausgeschlossen. Das im Boden bereits vorhandene Wasser wird durch die von oben nach unten sich verlagernde Wasserfront verdrängt. Somit versickerte Wasser vom Vorjahr in die Tiefe, das mit diesem Experiment wegen der zu kurzen Zeitdauer nicht erfasst werden konnte. Im Gegensatz dazu war die Schlackeschicht in Fläche 1 sehr locker gepackt, sodass das Risiko einer Tiefensickerung hier grösser sein dürfte. Die Durchlässigkeit der Schlackeschicht bleibt nach wie vor unklar.

Zusammen mit den Boden-Wasserhaushaltsmessungen, die hier nicht präsentiert wurden, ergibt dies folgende Gesamtbeurteilung der Oberflächenabdeckung:

Das Risiko einer substantiellen Tiefensickerung ist relativ gering, weil

1. bei den Waldstandorten durch Interzeption und Verdunstung bis zu 80% des Jahres-Niederschlags an der Tiefensickerung gehindert werden können.
2. eine 150 cm mächtige Erdschicht ausreicht, um das in den Boden gelangende Wasser zu speichern und ein Eindringen in den Deponiekörper zu verhindern. Diese Mächtigkeit ist allerdings nicht auf der ganzen Deponiefläche vorhanden. In dieser Beziehung ist eine Verbesserung der Oberflächenabdeckung zu empfehlen.
3. der Matrixfluss dominiert.

Die Menge des eindringenden Wasser ist damit verglichen mit den übrigen bilanzierten Größen, z.B. vom Einzugsgebiet der Deponie, relativ klein.

Wir danken Dr. W. Baumann, Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Umweltschutz, für die finanzielle Unterstützung.

5 Literatur

- Flury, M., Leuenberger, J., Studer, B., Flühler, H., Jury, W.A., and Roth, K., 1994. Pesticide transport through unsaturated field soils: Preferential flow. *Soil Physics*. Institute of Terrestrial Ecology, Swiss Federal Institute of Technology (ETH) Zürich.
- Flury, M., 1993. Transport of Bromide and Chloride in a sandy and a loamy field soil. Institute of Terrestrial Ecology. Diss. ETH Nr. 10185, ETH Zürich.
- Marquardt, N., 1990. Der Bodenwasserhaushalt in Deponieabdeckschichten. Dissertation D 83. Institut für Landschaftsbau der Technischen Universität Berlin.
- Mitscherlich, G., 1971. Wald, Wachstum und Umwelt, 2. Band: Waldklima und Wasserhaushalt. Sauerländer-Verlag, Frankfurt am Main.
- Roth, K., 1989. Stofftransport im wasserungesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Feldbedingungen. Diss. ETH Nr. 8907, ETH Zürich.
- Schrödter, H., 1985. Verdunstung. Anwendungsorientierte Messverfahren und Bestimmungsmethoden. Springer-Verlag Berlin, 185 S.

Probleme beim Einsatz alternativer Materialien in Deponieoberflächenabdichtungssystemen (Rekultivierungsschicht)

von

Morscheck, G.*

Sowohl das Abfallgesetz (AbfG) als auch das ab dem 7. Oktober 1996 gültige Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) enthält Forderungen zur Stilllegung von Deponien. Ziel ist es Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit zu verhüten. Einzelheiten werden in Rechtsverordnungen und Technischen Anleitungen nach dem Stand der Technik geregelt (KrW-/AbfG § 12/2). Als derzeit gültige Technische Anleitung können die TA Abfall und die TA Siedlungsabfall (TASI) betrachtet werden. Die TASI schreibt Oberflächenabdichtungssysteme für zwei Deponieklassen vor, für beide Abdichtungssysteme (Deponieklasse I bzw. II) ist als oberer pflanzentragender Bereich eine mindestens einen Meter mächtige Rekultivierungsschicht vorgeschrieben. Diese Rekultivierungsschicht soll Pflanzenwachstum ermöglichen, den Sickerwasserzustrom zur Oberflächenabdichtung minimieren und gleichzeitig erosions- und „rutschsicher“ die Altdeponie bedecken. Ausführungen zum Material und zur Gestaltung der Rekultivierungsschicht enthält die TASI nicht. Prinzipiell gilt aber der sog. Gleichwertigkeitsgrundsatz, so daß Möglichkeiten zur Auswahl des Rekultivierungsmaterials und der Bepflanzung bestehen.

Anforderungen an die Rekultivierungsschicht

Für mehrere hundert Altdeponien in Mecklenburg-Vorpommern, viele davon relativ unbedeutend, muß Rekultivierungsmaterial bereitgestellt werden. Wenn nach TASI abgedeckt wird sind die früheren Probleme unkontrollierter Emissionen aus der Deponie zum großen Teil nicht mehr gegeben (Altdeponien sind wie Deponieklasse II zu behandeln). Die emissionsbedingten Schädigungen der Rekultivierungsschicht und des Bewuchses treten heute als Problem zurück. Vielmehr lassen sich nicht immer geeignete Substrate finden um die Deponien sachgerecht rekultivieren zu können. Trotzdem ist darauf hinzuweisen, daß man besonders bei einer Abdichtung nach Deponieklasse I nicht unbedingt von der Gasdichte der Dichtung ausgehen kann.

Um kulturfähige Substrate zu beschaffen und herzustellen sind neben den ökonomischen Überlegungen auch Festlegungen zur Qualität, Beschaffenheit und zum Aufbau der Rekultivierungsschicht nötig. Rekultivierung darf nicht als „Wiedereingliederung“ in die Landwirtschaft betrachtet werden, vielmehr ist die technische Bedeutung der Rekultivierungsschicht maßgebend.

Die allgemeinen Ziele der Rekultivierung werden allgemein folgendermaßen formuliert:

- 1) Landschaftsgerechte Gestaltung der Deponie (Relief, Vegetation)
- 2) Möglichkeiten zur Nutzung der rekultivierten Fläche
- 3) Schutz der Deponieoberflächenabdichtung
- 4) Beeinflussung bzw. Optimierung des Wasserhaushaltes der Deponieoberflächenabdichtung
- 5) Dauerhafte Sicherung der aus landschaftsbaulicher und deponietechnischer Sicht nötigen „Boden“eigenschaften (Kulturfähigkeit, Standsicherheit, Erosionssicherheit ...)
- 6) Kostenminimierung für Rekultivierung und Nachsorge.

* Universität Rostock; Inst. für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft; 18051 Rostock

Punkt 2 kann nur sehr bedingt zugestimmt werden, da eine Nutzung immer mit Risiken verbunden sein kann.

Vom o.g. ausgehend ergeben sich folgende Anforderungen an die Rekultivierungsschicht:

- Frostschutzsicherung für die mineralische Dichtung
- Erosionssicherheit durch Minderung des Oberflächenabflusses und Bodenstrukturerhaltung
- Reduzierung des Sickerwasserzuflusses durch Wasserspeicherung in der Rekultivierungsschicht, Evapotranspiration und Interzeption
- Wasserspeicher für den Bewuchs
- Schutz der mineralischen Oberflächenabdichtung vor Austrocknung und damit verbundener Schrumpfrißbildung
- Ausschluß einer Durchwurzelungsgefährdung der mineralischen Abdichtung
- Kulturfähigkeit
- Umweltverträglichkeit
- Ökonomisch realisierbar.

Die große Zahl der zu rekultivierenden Deponien, die zumindest gleichwertig zu den Forderungen der TASI abzudecken sind, wird zu Engpässen bei der Bereitstellung von kulturfähigem Material führen. Gleichzeitig gibt es eine Vielzahl organischer und mineralischer Abfälle und Rückstände, die keine Verwendung finden und nicht unbedingt teuer deponiert werden sollten. Die juristischen Personen des öffentlichen Rechts sind ohnehin verpflichtet, auch bei Mehrkosten, Recyclingmaterialien einzusetzen (AbfAbG, M-V §2, 1992). Das Ziel ist es also diese Stoffe so zu kombinieren und zu behandeln, daß ein für die Rekultivierungsschicht geeignetes Substrat entsteht.

Zur Verwertung in einem Substrat stehen viele Stoffe in nennenswerten Mengen zur Verfügung (Klärschlamm, Papier, Papierfaserschlämme, geschreddertes Abfallbauholz, Rinde, Stroh, Grünabfälle, Bioabfälle, Komposte, Feinfraktion (< 4 mm) aus dem Bauschuttrecycling, Bodenaushub, Naßbaggergut (z.B. Schlick).

Diese Ausgangsmaterialien unterscheiden sich natürlich in ihrer Zusammensetzung sehr (Gehalt an Nährstoffen, Schadstoffen, organischer Substanz und Wasser ; Mineralstoffgehalt ...).

Anforderungen an das Rekultivierungssubstrat lassen sich nur in weiten Grenzen formulieren (bodenchemische, -physikalische, -mechanische und -biologische Eigenschaften):

- gute Infiltrationswerte
- hohe Pufferkapazität (versauerungsresistent)
- mgl. hoher Wasserspeichervermögen (FK, nFK)
- Gehalt an org. Substanz (Strukturstabilisierung, Aggregatstabilität)
- enges C/N Verhältnis
- ausreichendes Luftporenvolumen
- Möglichkeiten zur Ausbildung eines Porensystems
- kein zu hoher Nährstoffgehalt
- sichern eines schnellen Saatauflaufes
- hohe Erosionssicherheit
- gute erdbauliche Eignung
- geringes Verdichtungsverhalten
- sicher gegen Setzungen und Böschungsrutschungen
- Einhaltung von Umweltnormen.

Oftmals werden Angaben der DIN 18915 (Bodengruppen für vegetationstechnische Zwecke) zugrundegelegt, dort werden Aussagen zu Körnung, plastischen Eigenschaften, Konsistenz, k_f -Wert, OS-Gehalt, pH-Wert, Kalkgehalt und Nährstoffen gemacht.

Aussagen zu Schadstoffgrenzwerten fehlen.

Besondere Bedeutung kommt der Beachtung der unterschiedlichen Vorschriften für die Schadstoffhöchstkonzentration in Substraten und Eluaten zu. Die Einzelstoffe müssen den für sie geltenden Vorschriften genügen. Verdünnungs- und Vermischungsverbote zur „Schadstoffreduzierung“ sind zu beachten. Besondere Beachtung finden hier die TA Abfall, die TASI, die Klärschlammverordnung, das LAGA Merkblatt M 10 (Komposte), die LAGA-Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen und die Vorgaben der Länder und Fachverbände.

Sinnvoll ist auch die Beachtung der Richtwerte für Direkteinleiter der Rahmenabwasserwaltungsvorschrift (1989), wenn das Sickerwasser der Rekultivierungsschicht direkt einem Vorfluter zugeleitet werden soll.

Die Rekultivierungsschicht darf nicht zu einer „heimlichen“ Deponie werden.

Klare, einheitliche Entscheidungsgrundlagen für den Einsatz des Rekultivierungssubstrates gibt es nicht, die Verwendung der Zuordnungswerte (Z-Werte) der LAGA scheint sich aber durchzusetzen.

Anforderungen an den Bewuchs

Die Rekultivierungsschicht ist i.d.R. mit einem Bewuchs zu versehen. An den Bewuchs werden eine Reihe von Anforderungen gestellt:

- Schutz gegen Wasser- und Winderosion an der Rekultivierungsschicht
- Unterstützung der Evaporation aus dem Substrat durch Transpiration und Interceptionsverdunstung
- schneller und dichter Aufwuchs nach der Ansaat
- Bildung einer dichten und ausdauernden Narbe
- Anpassung an Substratinhomogenitäten (OS, Tongehalt, Mächtigkeit)
- Stabilität gegen extreme Trockenheit (und Nässe)
- Schaffung eines infiltrationsstarken Oberbodens um den Oberflächenabfluß nach Niederschlägen zu minimieren
- Durchwurzelung der Rekultivierungsschicht ohne die Dichtung zu beschädigen
- Stabilisierung der Rekultivierungsschicht gegen Böschungsruutschungen
- geringer Pflegeaufwand und preiswerte Anlage
- Eingliederung der Deponie in die Landschaft.

Meist wird eine krautige Vegetation empfohlen, besser ist zumindest in den ersten Jahren eine Grasnarbe, sie kann leicht gepflegt werden. Kräuter wandern infolge der Sukzession ohnehin ein, so daß sie nicht mit angesät werden müssen. Kräuterhaltige Saatmischungen sind ohnehin teuer. Auf den oft erwähnten Einsatz von Leguminosen sollte zum Schutz der Dichtung verzichtet werden, Luzerne kann z.B. seine Wurzeln bis in eine Tiefe von 5 m vorschieben.

Die Wahl von sog. Regel-Saatgut-Mischungen (geprüfte Mischungen für verschiedene Einsatzgebiete laut DIN 18917) reduziert durch ihre einfache Verfügbarkeit die Kosten beim Saatguteinkauf. Die kräuterfreien Rasenmischungen sollen hauptsächlich aus verschiedenen Rispen- und Schwingelarten bestehen, damit sich dichte, erosionsfeste und, besonders am Südhang, trockenresistente Narben ausbilden können. Die Gräser sollten möglichst nur einmal jährlich gemäht werden müssen, die Entsorgung des Mähgutes kann problematisch sein, wenn potentiell schadstoffhaltige Substrate in die Rekultivierungsschicht eingebaut wurden.

Die Rasen sollten relativ kurzgeschnitten in den Winter gehen, um ein eventuelles Ablösen der Rasensoden durch Zug vom Eis und Schnee zu verhindern.

Weidelgras wird den Saat-Mischungen zur Ansaatsicherung beigegeben, der Anteil dieses Grases geht im Verlauf der Nutzung zurück.

Bei der Ansaat auf stickstoffreichen Substraten (z.B. klärschlammhaltige) unterdrückt das Weidelgras allerdings die anspruchslosen Gräser, Leguminosen und Kräuter und hat einen enormen, auf der Deponie aber unerwünschten, Ertrag. Allerdings ist der Anteil der Interceptionsverdunstung dann besonders hoch. Zur Ansaatunterstützung ist auch Getreideaussaat denkbar. Düngung kann bei hergestellten Substrat i.d.R. unterbleiben.

Die Bepflanzung von Deponien mit Bäumen kann nicht empfohlen werden, obwohl das ab einer Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht von 1,5 m möglich ist (Neumann, 1981, Bönecke, 1994). Bäume können die Standsicherheit der Deponieabdeckung gefährden und Böschungsruutschungen auslösen. Auch Forderungen nach reparierbaren und ständig zugängigen Dichtungen lassen sich nicht mit einer Baumbestockung in Einklang bringen. Eine forstliche Nutzung wird prinzipiell abgelehnt. Deponien sollten als solche immer erkennbar sein, da die Gefahr einer späteren Nutzung als Wohngebiete sonst zu hoch ist.

Der Erfolg einer Ansaat wird entscheidend vom kulturfähigen (pflanzfähigen) Substrat und dessen Einbau bestimmt. U.U. muß eine Ansaat per Hand vorgesehen werden. Eine Herbstansaat wird sich eher in den

Baublauf der Deponieabdeckung einordnen lassen. Auf keinen Fall darf das Abdichtungssystem unbegrünt in den Winter gehen.

Da es nicht immer möglich ist Substrat und Saatmischung aufeinander abzustimmen, sollte die Ansaat durch ihre Zusammensetzung auch auf wechselnden Bodenverhältnissen erfolgreich sein.

Substratherstellung und Einbau auf der Deponie

Das kulturfähige Substrat wird aus einer Reihe von organischen und mineralischen Rückständen hergestellt. Die organischen Stoffe sind so zu kombinieren, daß sie verrotten können. Ziel ist es ein biologisch stabiles Produkt herzustellen; das Verfahren gleicht denen der Kompostierung. Diese Verfahren beinhalten im wesentlichen das Vermischen verschiedener organischer Stoffe mit dem Ziel das C/N-Verhältnis, den pH-Wert, das Wasser- und das Luftporenvolumen optimal einzustellen.

Homogenisieren, Belüften und Bewässern erfolgen nach den Regeln der aeroben biologischen Verfahren der Abfallbehandlung. Die Zugabe geringer Mengen mineralischer Zuschlagstoffe ist im Rotteprozeß möglich. Nach der Rotte wird der „Kompost“ mit mineralischen Substraten verschnitten, der Gehalt an organischer Substanz wird dadurch im oberbodenübliche Bereiche abgesenkt. Dieses Gemisch wird noch nicht auf die Deponie aufgebracht sondern soll sich noch einige Monate stabilisieren (vererden). Erst dann erfolgt der Einbau als Rekultivierungsschicht.

Diese kulturfähige Lage kann schichtweise aufgebaut werden, eine Gliederung in einen infiltrationsstarken und N-armen Oberboden und einem Unterboden ist bei Bedarf möglich.

Das Substrat wird ständig kontrolliert, wobei sowohl bodenmechanische, bodenphysikalische und bodenchemische Werte als auch die hygienische Unbedenklichkeit überwacht werden. Jeder Rohstoff zur Substratherstellung ist gleichfalls zu prüfen, um „Rezepturen“ für Rotte und Vererdung erstellen zu können. Der Einbau des Rekultivierungssubstrates im Deponieoberflächenabdichtungssystem folgt dem Abfalleinbau schrittweise. Der Einbau sollte grundsätzlich nur mit Kettenfahrzeuge erfolgen. Die Bodenschichten sind miteinander zu verzahnen (aufrauhen). Die Böschungsneigung wird bestimmt vom wasserhaltsabhängigen Schwerwiderstand und sollte i.d.R. flacher aber 1:3 sein. Böschungsrutschungen sind auszuschließen.

Auf der vorbereiteten Rekultivierungsschichtoberfläche muß sofort die Ansaat mit geeigneten Rasenmischungen erfolgen.

Eine verantwortungsvolle Nachsorge schafft und erhält eine intakt rekultivierte Deponie.

Es darf nie vergessen werden, daß Forderungen nach einer Sanierung durch Rekultivierungsmaßnahmen unberührt bleiben und innovative, preiswerte Sanierungsverfahren verstärkt zu entwickeln sind.

Literatur

Neumann, U.: Rekultivierungsanleitung, Müllhandbuch Kennzahl 4622, 1981

Bönecke, G.: Forstwirtschaftliche Belange bei der Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. In: Schriftenreihe angewandte Geologie Karlsruhe Heft 34, 1994, S. 409-424

- Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz für M-V (AbfA/G M-V) vom 4.8.1992; GS M-V Gl.Nr. 2129-1, Schwerin

- Technische Anleitung Siedlungsabfall vom 14.05.1993, Bundesanzeiger Nr. 99a

Ausgewählte gestalterische und bodenkundliche Probleme bei der Eingliederung der Zentraldeponie Cröbern in die Bergbaulandschaft des Tagebaus Espenhain - Anforderungen an die Oberböden aus der Sicht der Rekultivierung

von

Vogler, E.; Vogler, F.*

Im Süden des mitteleuropäischen Bergbaugesbiets dominieren agrarisch genutzte Böden auf Löß und Sandlöß über Geschiebelehm bzw. Geschiebemergel mit Bodenzahlen zwischen 55 und 100. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts wurden über 50 Tausend Hektar Land devastiert. Der Schutz der natürlichen Böden ist zwingend. Auch aus diesem Grund wurde als Standort für die Zentraldeponie Cröbern die Förderbrückenkippe des Tagebaus Espenhain gewählt.

Die Errichtung der Zentraldeponie Cröbern als Überniveauecke in Verbindung mit einem umfangreichen mehrstufigen Dichtungssystem schließt mögliche Belastungen des Grundwassers nach bisherigem Kenntnisstand aus. Zugleich steigen aber die Anforderungen an die harmonische Einbindung der Deponie in das Landschaftsbild. Dieser Integration wird von den Betreibern der Deponie und den Anrainergemeinden besondere Bedeutung beigemessen. Unter den gegebenen Umständen kann sie nur durch die rasche Begrünung der Deponie und des Umlandes erreicht werden. Als Begrünungsziel wurde im Landschaftspflegerischen Begleitplan für Deponie und Umland eine Landschaft mit Acker- und Grasland mit Feldhecken, Solitärgehölzen sowie Gehölzstreifen definiert, die weitgehend dem ursprünglichen Landschaftsbild entspricht (VOGLER, F. 1993).

Bei der Umsetzung der Zielvorstellung mußte den veränderten Standortbedingungen, insbesondere der grundlegend veränderten pedologischen Situation Rechnung getragen werden. Unter dem Einfluß der bergmännischen Umlagerung der Abraumschichten entstanden Kippenböden mit einer eigenen vom Ausgangssubstrat abhängigen Dynamik, die sich in ihren Merkmalen wesentlich von den natürlichen Böden des Gebiets unterscheiden. Die geplanten Begrünungsmaßnahmen können nur dann ökologisch und ökonomisch erfolgreich sein, wenn sie die spezifischen Merkmale dieser anthropogenen Böden berücksichtigen.

Im Bereich der Deponie Cröbern sind generell zwei pedologisch unterschiedliche Bereiche nachweisbar: Im inneren Deponiebereich herrschen tertiäre sandige Abraumssubstrate vor. Im Deponievorland dominieren pleistozän-bindige Kippenböden.

Die tertiär-sandigen Substrate sind feinkörnige, marin-brackische und grobkörnige, fluviatil-limnische Sedimente eozäner und oligozäner Herkunft aus dem Hangenden der Kohleflöze. Als Folge des dominierenden Einzelkorngefüges sind sie schütffähig und leicht zu bearbeiten. Diese feinkörnigen Sande weisen günstigere Mineral- und Nährelementausstattung auf. Hervorzuheben ist insbesondere der beträchtliche Gehalt an Glimmer, der als Kalireserve Bedeutung hat. Die grobkörnigen Sande sind hingegen sehr arm an nährstoffliefernden und -speichernden Mineralen. Infolge ihres extrem niedrigen und in fester Bindung vorliegenden Nährstoffvorrats, insbesondere an zweiwertigen Basen, können freie Säuren nicht abgebunden werden. In allen tertiären Abraumssubstraten wirken die feinverteilten z. T. beträchtlichen Kohlegehalte auf Grund ihres Gehaltes an reaktionsfähigen Substanzen,

¹ Dr. Vogler und Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Ludwig-Hupfeld-Straße 8, 04430 Böhlitz-Ehrenberg

wie Huminsäurevorstufen und Huminsäuren, bestimmend auf die Substrateigenschaften. Die Kohlegehalte tragen zur Erhöhung des Sorptionsvermögens und der Wasserkapazität bei. Die Pufferung korreliert positiv mit dem Kohlegehalt. Mit steigendem Kohlegehalt treten ferner höhere Ca-Mengen auf, die jedoch in schwerlöslicher Bindung als Kalziumhumate für die Reaktionsverhältnisse nicht effektiv werden. Besondere Bedeutung für die Rekultivierung der Substrate hat der Gesamtschwefelgehalt, der mit dem Gesamtkohlenstoff korreliert². Luftzutritt bedingt den anorganischen und mikrobiellen Abbau der Sulfide durch *Thiobacillus ferrooxidans* und *Thiobacillus thiooxidans* und damit die Freisetzung von Sulfaten. Der Anteil an Sulfid- und Disulfid-Schwefel bestimmt das Säurepotential und kann zu extrem saurer Bodenreaktion führen (Tab. 1). In den grobkörnigen durchlässigen Substraten wird die Pyritverwitterung, aber auch die Wegführung der Verwitterungsprodukte gefördert. (WÜNSCHE et al. 1981, WÜNSCHE, THUM 1990, WÜNSCHE, VOGLER, KNAUF 1996).

Tab. 1: Analysenwerte ausgewählter tertiärer Kipprohdböden

Merkmal		Kipp-Rohboden	
Bezeichnung	Maßeinheit	Kipp-Kohlelehm xL-Kp	Kipp-Kohlelehm sand xSl-Kp
Textur			
Sand	M.-%	59	83
Schluff	M.-%	24	14
Ton	M.-%	17	3
C _r -Gehalt	M.-%	2,7	2,6
Karbonatgehalt	M.-%	0,09	0,01
Bodenreaktion	pH-Wert	4,4	3,3
Sorption			
Gesamtsorption	mval/100 g B.	15	16
Basensättigung	%	23	5
Freie Säure	mval/100 g B.	2,0	1,6
Gesamtschwefelgehalt	SO ₂ M.-%	1,39	1,62
Nährstoffvorrat im 10 % HCl-Auszug			
CaO	M.-%	0,69	0,30
MgO	M.-%	0,07	0,06
K ₂ O	M.-%	0,03	0,02
P ₂ O ₅	M.-%	0,02	0,01

Kalkbedarf nach Säure-Basen-Bilanz für die Tiefenstufe 0 - 60 cm:		
Bodenmaterial:	xL-Kp	xSl-Kp
Kalkbedarf in dt/ha CaO:	349	796

Bemessungsgrundlagen für SBB und die Kalkgabe

Bodenkundliche Erhebungen, die Ergebnisse eines vierzehnjährigen exakten Gefäßmodellversuchs in der ehemaligen Versuchstation Borna und die Ergebnisse einer Katen-Untersuchung im Bereich der Innenkippe Espenhain zeigen, daß die vegetationsfeindlichen Eigenschaften der tertiären Substrate über lange Zeiträume erhalten bleiben (VOGLER, E. 1990)³. Profilaufnahmen belegen, daß diese Böden auch nach dreißig Jahren noch nicht durchwurzelt werden. Deshalb wurden in der Vergangenheit verschiedene Verfahren zur Neutralisation der Bodensäuren mit Kalk oder Filterasche ausgearbeitet (Grundmelioration AUTORENKOLLEKTIV 1979). Für die Kipp-Rohböden der Abraumförderbrücke beträgt der Kalkbedarf zur Grundmelioration auf Grund der Säure-Basen-Bilanz für die Tiefenstufe 0 - 60 cm 349...796 CaO dt/ha (Tab. 1).

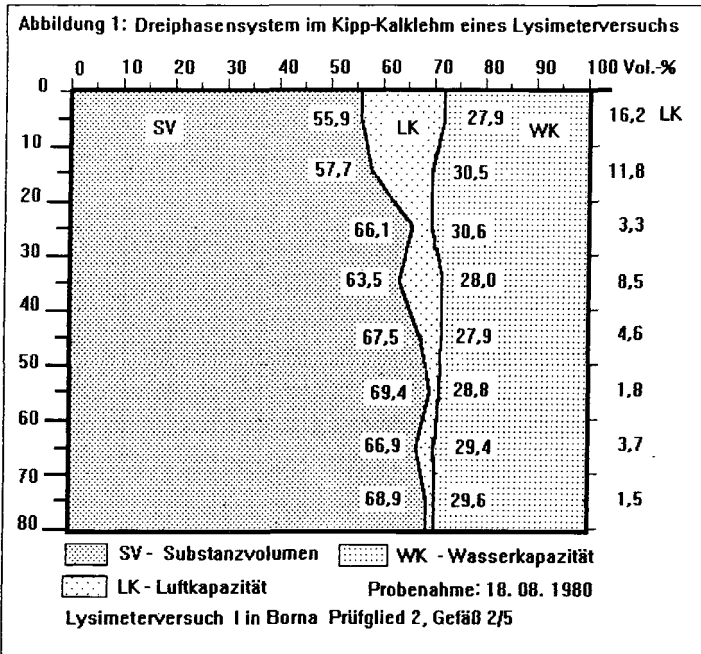
Die quartär-bindigen Böden (Auenlehm, Sandlöß(-lehm), Löß(-lehm), Geschiebemergel(-lehm) und Bänderton) wurden als Absetzerschüttung mit über zwei Metern Mächtigkeit als Deckschicht geschüttet. Sie sind infolge des Gehalts an abschlämmbaren Bestandteilen und quellfähigen Tonmineralen sorptionsstark. Der Sorptionskomplex ist ausreichend mit metallischen Kationen belegt. Der Ge-

² Streng trifft diese Beziehung nur auf den organisch gebundenen Schwefel zu; der Befund wird außerdem überlagert, wenn Sulfidschwefel zur vorherrschenden Bindungsform wird.

³ Die Autoren danken Herrn Prof. Winkelbrand und dem Bundesamt für Naturschutz für die freundliche Unterstützung bei der Anfertigung der Arbeit.

halt an organischer Substanz ist, mit Ausnahme des Auenlehms, sehr gering. Vorherrschend sind Prismen-, Polyeder- und Kohärentgefüge. Lagerung, Gefüge, Wasserversickerung und Durchlüftung verschlechtern sich bei zunehmenden Schluff- und Tonanteilen. Sowohl bei Löß(-lehm), als auch bei Geschiebemergel(-lehm) entspricht das Grobporenvolumen häufig nicht den im Hinblick auf Wasserführung und Gasaustausch zu stellenden Forderungen (Abb. 1). Diese Merkmale können die Kulturfähigkeit und die Eignung als kulturfähige Deckschicht (geringe Schütffähigkeit!) der bodenchemisch hochwertigen Massen zum Teil erheblich einschränken, da auch mit fortschreitendem Reaktivierungsprozeß die Verbesserung der Eigenschaften nicht zwangsläufig eintritt und sich meist nur auf den Bearbeitungshorizont beschränkt (WÜNSCHE, THUM 1990).

Die Ursachen der dichten Lagerung werden, in Übereinstimmung mit HARTGE (1978), in gravitationsbedingten Setzungsprozessen und dem Fehlen texturstabilisierender Substanzen gesehen. Hohe Schütthöhen beim Kulturbodenauftrag, Bodenbearbeitung bei zu hoher Feuchte oder mit zu schweren Maschinen und Geräten beschleunigen die Dichtlagerungsprozesse. Die Erhöhung des Gehalts an reproduktionswirksamer organischer Substanz führt zur Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften.



Hinsichtlich des Mineralbestands (Glimmer, Plagioklas, Kalifeldspat, Calcit, Dolomit) und der Nährstoffbevorratung sind die bindigen quartären Substrate wesentlich besser als die tertiären Substrate ausgestattet. Das trifft besonders für kalkhaltige Sedimente zu. In Abhängigkeit von der Karbonatführung lassen sich hohe Bodenreaktion und Basensättigung nachweisen. Deshalb sind die pleistozänen Kippenböden für die Begrünung gut geeignet, müssen aber in jedem Fall substrat- und standortgerecht behandelt werden. Besondere Bedeutung

hat dabei die mechanische Lockerung im Krumbasisbereich vor der Anpflanzung, der oberflächige Erosionsschutz und die Sicherung des Lockerungseffekts durch Eingrünung unverzüglich nach Abschluß der Oberflächenausformung.

Auf Grund der Stilllegung des Tagebaus steht kulturfähiges Bodenmaterial zur Deponieabdeckung nicht in ausreichender Menge zur Verfügung . Die Begrünungskonzeption muß deshalb auf die Nutzung und Aufbereitung der tertiären und der quartären Massen gerichtet sein. Folgende Lösungen wurden vorgeschlagen und z. T. bereits realisiert:

- Erhaltung und Nutzung der bereits vorhandenen Deckschichten ohne nochmalige Umlagerung für Flächenbegrünungen und Gehölzstreifen im Deponieumfeld;
- Anwendung der Grundmelioration auf allen dafür geeigneten Standorten unter Beachtung der erforderlichen Zeiträume;
- Herstellung definierter Substratgemische für den Einsatz in Pflanzgräben/-gruben, als Kulturbodenstreifen und für Flächenbegrünungen auf Steilböschungen.

Dem Deponiebetreiber wurde ein Katalog der in Betracht kommenden kulturfähigen Abdeckmaterialien mit einer Bewertung ihrer Kulturwürdigkeit sowie Hinweisen zur Analytik und Begrünung übergeben. An Hand des Katalogs kann der Auftraggeber operativ über die Verwendung von Abraum- und Aushubmaterial entscheiden. Dabei erhält er die Möglichkeit, auch kleinere Mengen hochwertiger Bodensubstrate bedarfsgerecht zu verwenden und somit wertvolle kulturfähige Bodensubstrate, die im Zuge von Baumaßnahmen oder Abbaugeschehen abgetragen werden, einer sinnvollen, ökologisch gerechtfertigten weiteren Verwendung zuzuführen und damit zur Minimierung der Bodenverluste beizutragen.

- | | | |
|---|-------|---|
| Autorenkollektiv | 1979 | Arbeitsrichtlinie Bodengeologie. VEB Kombinat Geol. Forsch. u. Erkundung Halle. Halle/S. |
| Hartge, K. H. | 1978. | Einführung in die Bodenphysik. Enke Stuttgart. |
| Vogler, E. | 1990 | Bodenentwicklungsprozesse in ausgewählten Kippsubstraten. F/E-Bericht G 4, AdL, ILN Halle, 43 S. |
| Vogler, F. | 1993 | Landschaftspflegerischer Begleitplan für die Zentraldeponie Cröbern einschließlich des westlichen Vorlands. Dr. Vogler und Partner Ingenieurgesellschaft mbH Dölzig. |
| Wünsche, M. | 1995 | Kippenböden, Rekultivierung und Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft im Braunkohlenrevier Westsachsens. HTWK-Beiträge, 2. Jahrgang, Sonderheft. |
| Wünsche, M. et al. | 1981 | Die Klassifikation der Böden auf Kippen und Halden in den Braunkohlenrevieren der Deutschen Demokratischen Republik. Neue Bergbautechnik, Leipzig. |
| Wünsche, M.,
Thum, J. | 1990 | Bodensubstrate und Bodenentwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flurkippe Espenhain (Sachsen). Archiv für Landschaftsforschung und Naturschutz, Berlin. |
| Wünsche, M.,
Vogler, E.,
Knauf, C.; | 1996 | Bodenkundliche Kennzeichnung der Abraumschichten und Bewertung der Kippenböden für die Rekultivierung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier. Zur Veröffentlichung eingereicht. Erscheint Sept. 1996 |

Eignung, Verwendung und Grenzen von Gehölzen beim Einsatz zur Rekultivierung verschiedener Abdecksysteme auf oberflächen-gedichteten Deponien für Haus- und Siedlungsabfälle

von

Curtius, M.; Barth, A.; Bohne, H.

1. Einleitung

Auf der Zentraldeponie Hannover, einer Deponie für Haus- und Gewerbemüll mit einem Anteil von 30% organischer Substanz, wurden vier verschiedene Abdecksysteme untersucht.

2. Versuchsfragen

Die Abdecksysteme wurden in ihrer Wirkung auf: a) Temperatur-, Gas- und Wasserhaushalt, b) das Gehölzwachstum untersucht. Desweiteren wurden neun verschiedene Gehölzarten in ihrer Eignung zur Rekultivierung überprüft.

3. Material und Methoden

3.1. Aufbau der Versuchsflächen (A, B, C, D)

Die Versuchsflächen sind in einer Höhe von 80 -100 m mit einem Gefälle von 15° nach Süden exponiert.

Abdeckvarianten: Bei Variante A (Abb. 1) liegt auf dem Müllkörper eine Tonschicht. Darauf folgt eine PEHD Folie, Drainagekies, Unterboden und Oberboden. Der Unterboden besteht zu 92 -95% aus Sand. Der Oberboden kann mit 90% Sandgehalt und 6,6% organischer Substanz als stark humoser Sand bezeichnet werden. Der Aufbau von Profil B entspricht dem von A mit dem Unterschied, daß anstelle von Kies Bauschutt in die Dränschicht eingebaut wurde. In Variante C fehlt gegenüber Variante A die Folie. In Variante D wurde auf das Rohplanum nur Ober- und Unterboden aufgetragen.

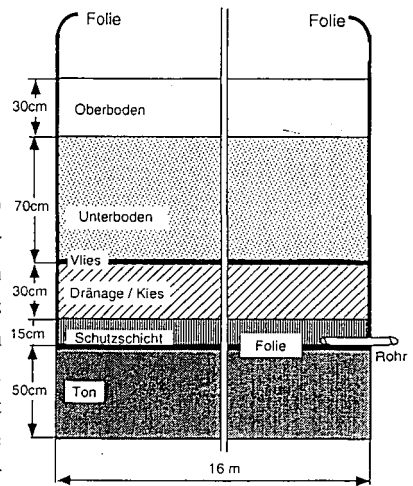


Abb.1: Profil der Abdeckvariante A

3.2. Pflanzenauswahl

Es wurden die Baumarten Feldahorn, Schwarzerle, Grauerle, Zitterpappel und Robinie und die Straucharten Schlehe, Kartoffelrose, Grauweide und Kriechweide als zweijährige Sämlinge oder Steckhölzer verwendet.

Dipl.-Ing. M. Curtius, Dr. H. Bohne,

Universität Hannover, Inst. f. Obstbau u. Baumschule, Am Steinberg 3, 31157 Sarstedt

Dipl.-Ing. A. Barth,

Universität Hannover, Inst. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

4. Ergebnisse: Einfluß der Abdeckvarianten

4.1. Wärmeentwicklung

Das Temperaturniveau in 1 m Tiefe lag ganzjährig etwa 5°C höher als auf einem vergleichbaren Standort außerhalb der Deponie. Die maximalen Bodentemperaturen betragen in 25 cm Tiefe 25 - 30°C. Die maximalen Temperaturen waren damit wesentlich niedriger als erwartet. In einem vorangegangenen Versuch auf einer anderen Fläche wurden in 60 cm Tiefe bis zu 40 °C festgestellt.

4.2. Gashaushalt

Vor dem Einbau der Abdeckschichten traten hohe Deponiegaskonzentrationen bis zu 52 Vol.% CH₄ + CO₂ auf (Abb. 2). Nach dem Einbau waren auf den Flächen A und B bis 2 Vol.% CH₄ + CO₂ festzustellen. Auf den Flächen C und D waren es bis 10 Vol.% CH₄ + CO₂, bei der letzten Messung auf Fläche C über 20 Vol.% CH₄ + CO₂, dabei lagen die Werte i.d.R. im Sommer höher als im Winter. Der O₂-Anteil der Bodenluft lag überall und zu jedem Zeitpunkt über 10 Vol.%, was für das Wurzelwachstum als gut zu bezeichnen ist.

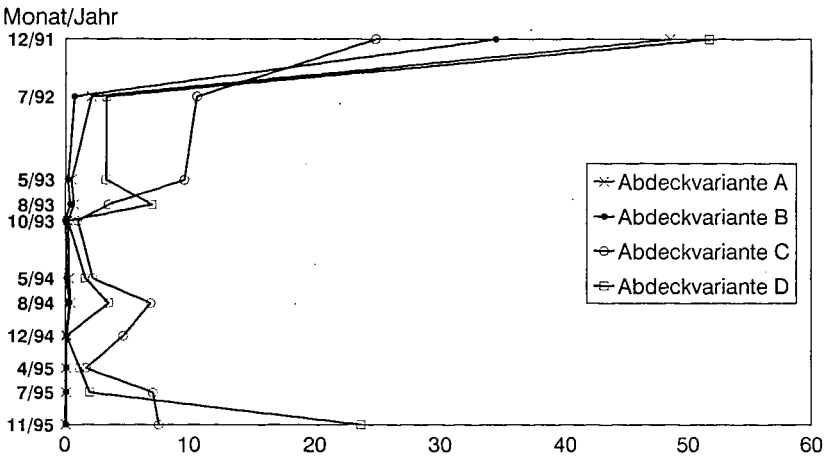


Abb. 2: Deponiegasgehalt der Bodenluft, CH₄ + CO₂ in 50 cm Bodentiefe Vol.% CH₄+CO₂

4.3. Wasserhaushalt

In den Sommermonaten wurden bei allen Behandlungen zeitweise Werte zwischen 400 und 700 hPa gemessen. In der übrigen Zeit lagen die Werte > 100 hPa. Im dritten Standjahr wurden in 1m Tiefe unabhängig von der Behandlung kurzzeitig Saugspannungen zwischen 500 und 700 hPa gemessen.

Die erwarteten Stressfaktoren Bodentemperatur, Gas- und Wasserhaushalt hatten hinsichtlich der Abdeckvarianten keine beeinträchtigende oder divergierende Wirkung auf das Pflanzenwachstum.

4.4. Wachstumsverhalten der Pflanzen

Die Ausfälle nach der Pflanzung stiegen von A (11%) nach B (12%), C (18%) und D (32%). Der Anteil ausgefallener Pappeln betrug 60%.

Fläche A bringt nach zwei Jahren ein deutlich höheres Gehölzwachstum hervor, als die übrigen Varianten, die sich wiederum voneinander nicht unterscheiden (Abb. 3).

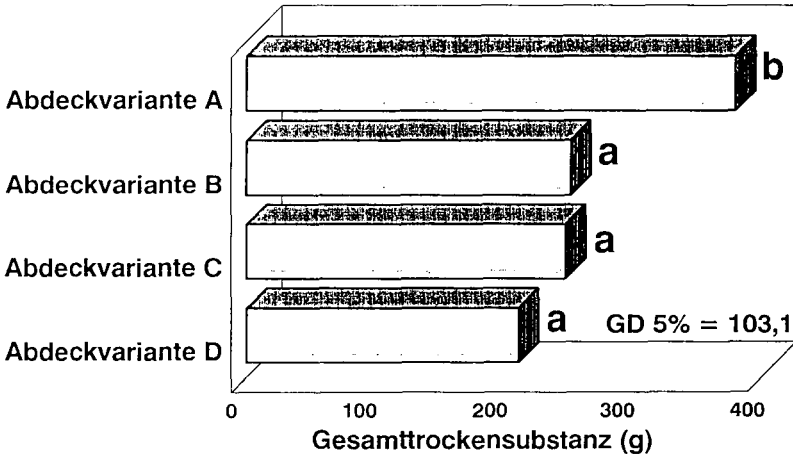


Abb. 3: Einfluß der Art der Deponieabdeckung auf die Gesamt-trockensubstanz (ohne Robinie)

5. Diskussion

5.1. Einfluß der Anwuchsbedingungen auf das Pflanzenwachstum

Die erwarteten Stressfaktoren Bodentemperatur, Gas- und Wasserhaushalt hatten hinsichtlich der Abdeckvarianten keine beeinträchtigende oder divergierende Wirkung, dennoch war das Pflanzenwachstum auf Fläche A stärker als auf den anderen Flächen.

Der Versuch wurde erst Mitte Mai unter extremer Hitze, in der Reihenfolge A, B, C, und D aufgepflanzt dabei lag zwischen der Pflanzung von A und D ein Zeitraum von 14 Tagen. In der gleichen Reihenfolge erhöht sich auch der Anteil abgestorbener Pflanzen von 11 auf 32%. Hier wirkten sich also die Anwuchsbedingungen der Pflanzen aus. Der hohe Anteil ausgefallener Pappeln, die zum Zeitpunkt der Pflanzung bereits ausgetrieben waren, unterstreicht die Bedeutung des Zeitpunktes der Pflanzung in Abhängigkeit von der Gehölzart.

Aus anderen Untersuchungen mit Gehölzen ist bekannt, daß

1. die Vitalität der Pflanzen zum Pflanztermin
2. der Entwicklungszustand der Pflanzen (Knospen od. bereits ausgetrieben) und
3. die Witterungsbedingungen beim und unmittelbar nach dem Pflanzen einen entscheidenden Einfluß auf das weitere Wachstum haben.

5.2.2. Einfluß der Pflanzendecke auf die Deponieabdeckung

Langfristig kann aber auch die Pflanzendecke einen Einfluß auf die Deponieabdeckung nehmen. Im Sommer kommt es durch den Pflanzenentzug zu starken Austrocknungen bis in 1 m Tiefe. Exemplarische Wurzeluntersuchungen zeigten, daß die meisten Pflanzen am Ende des zweiten Standjahres den Boden bereits tiefer als 75 cm erschlossen hatten.

In Folge dieser Austrocknung kann es auf Fläche C zu Schrumpfungsrissen in der Tonabdichtung und der Fläche D in der tonhaltigen Schicht kommen. Dies führt wiederum zu einer Zunahme des Gasaustritts besonders in den Sommermonaten. Durch die gute Durchlüftung können geringe Mengen CH_4 umgesetzt werden, ohne daß es zu einem Sauerstoffmangel für die Wurzel kommt. Ob

durch den Austritt von Deponiegasen in Zukunft negative Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum zu erwarten sind, läßt sich bisher nicht abschätzen.

Eine nahezu vollständige Abschirmung gegen Deponiegase stellt die Abdichtung mit einer Folie dar. Unklar ist bisher, ob durch den Einbau der Folie auf lange Sicht eine erhöhte Windbruchgefährdung besteht.

5.2.1. Deponiegasgehalte der Variante D

Bei Variante D war keine Dichtung vorgesehen, es kommt aber nach dem Einbau zu relativ geringen Deponiegasgehalten in der Bodenluft. Nachdem bei Grabungen auf dieser Fläche in ca. 50 cm Tiefe eine nicht durchwurzelte verdichtete Schicht festgestellt worden war, ergaben weitere Nachforschungen, daß hier entgegen der Ausschreibung wesentlich tonigeres Material in den Unterboden eingebaut und zudem durch häufiges Befahren stark verdichtet worden war. Das heißt, daß die Variante D nicht als Nullvariante sondern als gedichtete Variante zu betrachten ist.

6. Einfluß der Gehölzart auf das Wachstumsverhalten

6.1. Ergebnisse

Die Trockensubstanzgewichte von Robinie unterscheiden sich im 2. Standjahr signifikant von allen anderen Gehölzarten (Abb. 4). In den folgenden Jahren wurden die Unterschiede der übrigen Gehölze zu Robinie geringer. Die Erlen die zunächst das zweitstärkste Wachstum aufwiesen, litten im extrem heißen Sommer 1995. Der Feldahorn konnte sich dagegen besser behaupten.

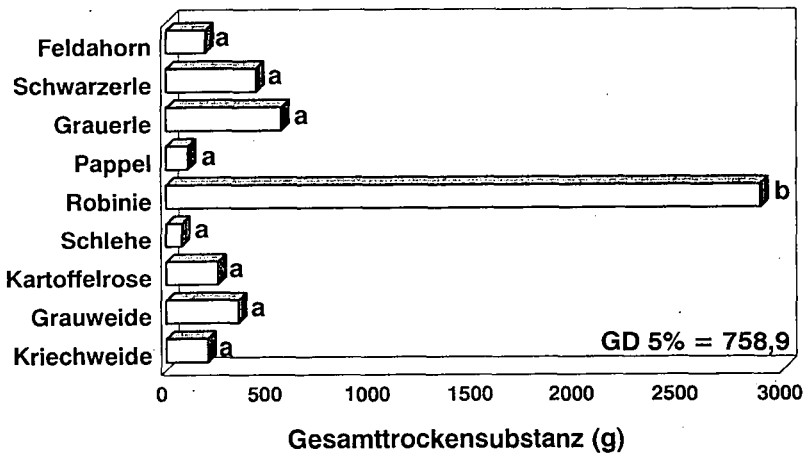


Abb. 4: Einfluß der Gehölzart auf die Gesamtrockensubstanzbildung

6.2. Diskussion

Robinie und Feldahorn als Zeiger für höhere Temperaturen bekannt, schneiden auch in Versuch höher ab. Grauweide, Schwarz- und Grauerle als Zeiger feuchter Standorte, litten v.a. im Jahr 1995 unter der Trockenheit. Das schlechte Abschneiden der Arten Pappel und Schlehe läßt sich z.T. auf die Wachstumskonkurrenz der benachbarten Robinie zurückführen. Bei Pappel war jedoch der späte Pflanztermin ausschlaggebend für das schlechte Abschneiden.

Rekultivierung von Altablagerungen mit einem geringen Gefährdungspotential

von

Penndorf, O.*; Fröhlich, L.**

1 Erkundungsstand nach Sächsischer Altlastenmethodik zu Altablagerungen mit geringem Gefährdungspotential im Regierungsbezirk Leipzig

Der Erfassungsstand von Altlasten gemäß § 8 Abs. 3 Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz (EGAB) beläuft sich im Regierungsbezirk Leipzig per Januar 1996 auf 6175 Verdachtsflächen. Darunter befinden sich 1917 Altablagerungen.

Tab. 1 Erkundungsstand zu Altablagerungen im Regierungsbezirk Leipzig (Stand: 31. Januar 1996)

Kreise/ kreisfreie Städte	Altlasten	davon Altab- lagerungen	Erkundungsstand nach Sächsischer Altlastenmethodik (Beweisniveau BN)		
			BN = 1	BN = 2	BN = 3
			(Historische Erkundung)	(Orientierende Untersuchung)	(Vertiefende Untersuchung)
Delitzsch	666	240	221	92	40
Döbeln	487	235	140	66	21
Leipziger Land	1289	392	312	93	38
Leipzig-Stadt	1827	311	31	18	7
Muldental	927	415	252	46	20
Torgau/Oschatz	977	324	209	81	24

(Quelle: Datenbank zur Erfassung und Verarbeitung altlastenrelevanter Daten im Reg.-bezirk Leipzig = EVALD)

Für 1165 Altablagerungen liegen bereits die Ergebnisse einer Historischen Erkundung nach Sächsischer Altlastenmethodik (SALM) vor. Das maßgebliche Risiko auf diesen Standorten zog Orientierende Untersuchungen auf 394 sowie Vertiefende Untersuchungen auf 150 Altablagerungen nach sich. Das Ergebnis aller Gefährdungsabschätzungen ergab für 288 ehemalige Deponien ein maßgebliches Risiko $r \leq 2$.

* Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Ref. Bodenschutz, PF 241215, 04332 Leipzig

** Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Ref. Altlasten, PF 241215, 04332 Leipzig

Tab. 2 Gefährdungspotential der Altablagerungen im Regierungsbezirk Leipzig (Stand: 31. Januar 1996)

Kreise/ kreisfreie Städte	Altablagerungen mit einem maßgeblichen Risiko $r \leq 2$ (Beweisniveau BN)		
	BN = 1 (historische Erkundung)	BN = 2 (orientierende Untersuchung)	BN = 3 (vertiefende Untersuchung)
Delitzsch	20	11	0
Döbeln	53	17	1
Leipziger Land	67	1	0
Leipzig-Stadt	4	0	0
Muldental	79	2	0
Torgau/Oschatz	13	9	1

(Quelle: Sächsisches Altlastenkataster = SALKA)

2 Rechtliche und fachliche Grundlagen für die Behandlung von Altablagerungen mit geringem Gefährdungspotential

Aus dem geringen Gefährdungspotential dieser bislang 288 bekannten Altablagerungen mit einem maßgeblichen Risiko $r \leq 2$ läßt sich unter Berücksichtigung der pflichtgemäßen Ermessenshandlung für die zuständige Verwaltungsbehörde kein Zwang zur Sicherung/Rekultivierung des betreffenden Standorts ableiten. Derartige Maßnahmen des Bodenschutzes nach § 9 Abs. 1 und § 12 Abs. 2 EGAB rechtfertigen sich nur bei einem hohen Gefährdungspotential der Altablagerung, sofern die Gefahr einer Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit besteht. Auch die Stilllegungsanzeige nach § 10 Abs. 2 Abfallgesetz (AbfG) muß die beabsichtigten Rekultivierungs- und sonstigen Maßnahmen nur dann beinhalten, wenn es der Schutz des Wohls der Allgemeinheit erfordert. Dann ist dieses Vorgehen als Pflichthandlung des Deponieinhabers/Flächeneigentümers anzusehen.

Aus fachlicher Sicht sind jedoch Sicherungs-/Rekultivierungsmaßnahmen im Regelfall dazu geeignet:

- den gegebenenfalls noch notwendigen Überwachungsaufwand für die Altablagerung zu minimieren oder zu vermeiden,
- in jedem Fall eine ausreichende (öffentliche) Sicherheit durch Beachtung geotechnischer/bodentechnologischer Mindestanforderungen zu gewährleisten und eine umweltverträgliche Eingliederung in die Landschaft anzustreben und
- den Standort vor weiteren illegalen Ablagerungen zu bewahren.

Die finanziellen Mittel der zuständigen unteren Verwaltungsbehörden für die Sicherung von Altablagerungen sind jedoch begrenzt und decken im Höchstfall die Bearbeitungskosten von Problemstandorten ab (maßgebliches Risiko $r \gg 2$). Für ehemalige Deponien mit einem nachweislich geringen Gefährdungspotential ergibt sich demnach die Notwendigkeit einer möglichst selbstfinanzierten Sicherung/Rekultivierung.

3 Ablauf der Rekultivierung von Altablagerungen mit geringem Gefährdungspotential, einschließlich fachlicher Begleitung und Kontrolle durch die Abt. Abfall/Altlasten/Boden des StUFA-Leipzig

Für alle Altablagerungen ordnet die zuständige Verwaltungsbehörde gemäß § 9 Abs. 1 Pkt. 1 EGAB Untersuchungen zur Eingrenzung sowie zur Abschätzung des Gefährdungspotentials an. Diese werden dann auf der Grundlage der SALM realisiert. Die Abteilung Abfall/Altlasten/Boden (Abt. 2) koordiniert die fachbehördliche Begleitung und Kontrolle dieser Arbeiten im Staatlichen Umweltfachamt Leipzig (StUFA-L).

Das Referat Altlasten der Abt. 2 begleitet und kontrolliert dabei fachbehördlich die für die Eingrenzung und Abschätzung des Gefährdungspotentials einer Altablagerung notwendigen Maßnahmen auf Grundlage einer Historischen Erkundung und darauf aufbauend gegebenenfalls einer Orientierenden und Vertiefenden Untersuchung. Erlangt werden soll die hinreichend gesicherte Kenntnis darüber, ob sich altlastenseitig (gemäß § 9 Abs. 1 Pkt. 1 EGAB) zukünftig die Notwendigkeit spezieller technischer Maßnahmen zur Sicherung oder Sanierung der Altablagerung ergibt.

Unabhängig von der sich aus der Gefährdungsabschätzung ableitenden Notwendigkeit für Sicherungsmaßnahmen bewertet das Referat Bodenschutz der Abt. 2 unter Berücksichtigung des Gefährdungspotentials die Planungsunterlagen insbesondere zur Rekultivierung der Altablagerung.

Parallel zur Gefährdungsabschätzung wird der Verpflichtete angehalten, folgende weitere Voraussetzungen zur Rekultivierung der Altablagerung zu schaffen:

- Beräumung der Deponieoberfläche von sperrigem Material bei entsprechender Verwertung/Entsorgung
- bei Notwendigkeit Beibringung eines Standsicherheitsnachweises durch entsprechenden Sachverständigen
- Profilierung der Oberfläche, Herstellung eines Planums und/oder Aufbringung einer gegebenenfalls zu verdichtenden Ausgleichsschicht, abhängig vom Erfordernis der Minimierung der Sickerwassermenge

Nach Abschluß der Gefährdungsabschätzung erhält der Verpflichtete durch das StUFA-L ein Merkblatt mit Handlungsempfehlungen zur Erarbeitung der Unterlagen für die Sicherung und Rekultivierung der ehemaligen Deponie. Demnach soll die Konzeption folgenden Inhalt haben:

- notwendige technische Maßnahmen
 - Standsicherheit
 - Neigung
 - Oberflächenwasserableitung
- Varianten der Einbindung des Altablagerungskörpers in die umgebende Landschaft als Voraussetzung für eine spätere landschaftspflegerische Gestaltung mit Beachtung
 - der Lage zu bzw. in Naturschutz-/Landschaftsschutzgebieten, geschützten Landschaftsteilen, Biotopen, Flächennaturdenkmälern
 - einer standortgerechten Vegetation
 - notwendiger Gestaltungsmaßnahmen zur Verhinderung späterer Erosionen/Rutschungen (Bermen, Flechtzäune, Mulchdecken etc.)
- Aufbau der Oberfläche
 - Art, Qualität und Mächtigkeit der Abdeckung mit Boden oder ggf. anderen kulturfähigen Substraten
 - Entnahmestelle/Herkunft des Materials
- nutzungsbezogene und landschaftspflegerische Gestaltung

Zur Finanzierung der Gesamtsicherungs-/rekultivierungsmaßnahme erhält der Verpflichtete die Möglichkeit der Annahme und des Einbaus von Bodenaushub und/oder unkontaminierten mineralischen Rückständen aus dem Bauschuttrecycling unter Berücksichtigung der Technischen Regeln - LAGA-Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen (Stand: 7. September 1994) sowie für den Fall nicht vorhandener kulturfähiger Substrate auch Komposte.

In Abstimmung mit der Abt. Naturschutz/Landschaftspflege des StUFA-L werden außerdem die Rahmenbedingungen für die Bodenbedeckung (Begrünung, gegebenenfalls landschaftspflegerische Maßnahmen) festgelegt. Die Stärke der kulturfähigen Schicht wird der künftigen Vegetation angepaßt. Der Aufbau der Bodenabdeckung soll dabei schichtenweise, getrennt nach kulturfähigem Unterboden und humosem Oberboden, nach Möglichkeit in Anpassung an das die Altablagerung umgebende Bodenartengefüge erfolgen.

Die Durchführung der genannten vorbereitenden Maßnahmen sowie die Abdeckung der Altablagerung erfolgen mit Überwachung durch das Ref. Bodenschutz. Als nachvollziehbare Grundlage für die Überprüfung der Qualitätssicherung mittels Nachweis der bautechnischen Umsetzung der Sicherungs- und Rekultivierungsmaßnahmen durch Eigen-

und/oder Fremdüberwachung während der Bauausführung wird als Beleg der fachbehördliche Kontrolle ein Bauzustandsbericht erarbeitet.

4 Erläuterung der Verfahrensweise am Beispiel der Sicherung der Deponie "Mülkaugraben" in Hayna, Gemeinde Radefeld, Landkreis Delitzsch

Obwohl im Regierungsbezirk Leipzig bereits 288 Altablagerungen sowohl hinsichtlich ihres Erkundungsstandes als auch aufgrund ihres Gefährdungspotentials für die beschriebene vereinfachte Sicherung und Rekultivierung geeignet wären, gibt es derzeit nach keinen Standort, an dem die abgeschlossene Realisierung dieser Maßnahmen zu erläutern ist. Dies belegt, daß die zuständigen Verwaltungsbehörden die Sicherung von Altablagerungen mit hohem Gefährdungspotential stark priorisieren. Der im Beispiel vorgestellte Standort ist einer derjenigen, bei dem sich die beschriebene Vorgehensweise in Vorbereitung befindet.

Die Altablagerung entstand im Zeitraum 1945 bis 1991 durch Auffüllung von 2 etwa 2 ... 3 m tiefen Sandgruben und anschließender bis zu 7 m hoher Aufhaltung mit Hausmüll, Bauschutt und Bodenaushub im Gesamtvolumen von $\approx 15.000 \text{ m}^3$. Dem StUFA-Leipzig liegen zu diesem Standort eine Historische Erkundung sowie Orientierende und Vertiefende Untersuchungen vor. Im Beweinsniveau BN = 3 lag das maßgebliche Risiko bei $r = 1,7$. Dieses begründete sich aus:

- der zukünftig (nach Wiederauffüllung der oberen Grundwasserleiter infolge der eingestellten Braunkohlentagebaurandriegelentwässerung) möglichen Lage des Deponiefußes im Grundwasserwechselbereich,
- der Tatsache, daß sich im ca. 5 - 10 m tief angetroffenen Schichtenwasser deponietypische Stoffe in relevanten Konzentrationen (Bor, DOC, Sulfat, Leitfähigkeit, ZPAK) nachweisen lassen sowie
- dem Fehlen einer Trinkwasserschutzzone bzw. einer auch langfristig nicht vorgesehenen wirtschaftlichen Nutzung des Grundwassers.

Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand sind neben der Rekultivierung des betreffenden Altablagerungskörpers die weitgehende Reduzierung des Eintritts von Niederschlagswasser als notwendig anzusehen.

Das auf der Grundlage des o.g. Merkblattes erarbeitete Angebot des Ingenieurbüros, daß für die Erarbeitung der Auslaufkonzeption des Zuschlag erhalten hatte, zog nach einer oberflächigen Beräumung des Deponiekörpers zur Problemlösung eine vereinfachte Oberflächenprofilierung und -abdeckung heran, wobei für die Ausgleichsschicht sandiger Bodenaushub, Kies oder nichtkontaminierter gebrochener Bauschutt, für eine Dichtungsschicht mineralische Massen mit einem k_f -Wert von $\leq 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ sowie für die Rekultivierungsschicht kulturfähiger Unter- und humoser Oberboden verwendet werden sollten. Zur Trennung der einzelnen Schichten wurde der Einsatz von Vlies geplant: Das Oberflächenwasser sollte über eine Drainage abgeleitet werden.

Nach Auffassung des StUFA-L bleibt bei dieser Herangehensweise jedoch sowohl die aus dem örtlichen durchschnittlichen Jahresniederschlag ($\varnothing 1951 \dots 94 = 520 \text{ mm}$) resultierende Grundwasserneubildungsrate als auch die Tatsache unberücksichtigt, daß durch eine entsprechende Profilierung und Begrünung der Deponieoberfläche die Grundwasserneubildung praktisch gegen 0 geführt werden kann. Die Notwendigkeit des Einbaus der Filter- und Schutzvliese sowie der Einrichtung einer Drainage ist demnach unbewiesen. Weiterhin ging der Planer von einem Zukauf der Materialien für die einzelnen Abdeckschichten aus. Die tatsächliche Massenbilanz im Nordraum von Leipzig zeigt jedoch, daß alle mineralischen Stoffe, die für die Sicherung und Rekultivierung der Deponie benötigt werden, als "subjektiver Abfall" zur Verfügung stehen, daher prinzipiell kostenfrei und oft auch gegen eine Entsorgungsvergütung beschaffbar sind.

Da das Angebot nicht ausreichend an die lokalen Bedingungen der Deponielage angepaßt wurde, erging an das zuständige Landratsamt die Empfehlung zur Zurückweisung der Konzeption an das Ingenieurbüro. Sie muß unter Berücksichtigung

- der aus dem örtlichen Jahresniederschlag resultierenden Grundwasserneubildungsrate,
- der durch die Deponieprofilierung weiter reduzierbaren Grundwasserneubildung,
- einer sicherwasserzehrenden Begrünung der Oberfläche sowie
- einer kostensparenden Beschaffung der Abdeckungs- und Rekultivierungsmaterialien

überarbeitet werden. Jüngste Gespräche mit dem Ingenieurbüro zeigen, daß die fachlichen Forderungen des StUFA-L als berechtigt und verhältnismäßig angesehen werden. Die Planungsunterlagen befinden sich derzeit in Präzisierung.

Langfristige Überwachung des Wasserhaushalts einer großflächigen Deponieabdeckung

von

Sokollek, V.*; Weigelt-McGlone, M.*

1. Einführung

Die Altdeponie Georgswerder/Hamburg ist seit 1995 in ihrer gesamten Fläche (45 ha) mit einem Oberflächenabdecksystem abgedichtet. Ein Teilbereich von ca. 15 ha, die sogenannte Obere Abdeckung auf der bis zu 40 m hohen Deponiekuppe, wurde bereits 1988 fertiggestellt. Als wichtigste Komponente der Sicherung dieser ehemaligen Sonderabfalldeponie bewirkt die Abdeckung eine Minimierung des Niederschlagseintrags und eine Unterbrechung der Schadstoffpfade in die Umwelt. In der Nachsorgephase ist eine Langzeit-Eigenüberwachung des fertiggestellten Sicherungssystems durch den Sanierungspflichtigen (hier: die Umweltbehörde Hamburg) unumgänglich, u.a. mit den Zielen

- Funktionskontrolle und Erfolgskontrolle des Sicherungsbauwerkes,
- Optimierung der Wartung und Pflege des Systems,
- Gewinnung von Praxiserfahrungen für den Bau künftiger Oberflächenabdichtsysteme.

Im Rahmen des komplexen Überwachungskonzeptes der Deponie Georgswerder (s. Umweltbehörde Hamburg, 1995) wird seit 1989 auch der Wasserhaushalt des Abdecksystems, zunächst beschränkt auf den Teilbereich "Obere Abdeckung", mit allen wichtigen Komponenten ermittelt. Über die Wasserhaushaltsbilanzierung sollen die Funktion und mögliche zeitliche Veränderungen des Systems längerfristig verfolgt werden.

2. Methoden der Wasserhaushaltsermittlung

Das Abdecksystem mit den wichtigsten hydrologischen Fließgrößen ist in Abb. 1 dargestellt. Ausgehend von der Wasserhaushaltsgleichung (unter Abb. 1) sollen jährliche Gesamtbilanzen für die Obere Abdeckung ermittelt werden. Abbildung 2 zeigt das Entwässerungssystem und das hydrologische Meßnetz der Deponieabdeckung.

Seit 1989 laufen Meßprogramme zur Ermittlung von

- Gebietsniederschlag (hangparallele, bodennahe Hellmann-Niederschlagsmesser),
- Oberflächenabfluß (Meßstellen V 4 und 5: Thompson-Wehre mit Pegelschreibern),
- Flächendränabfluß (Meßstelle V 3: Venturikanal bzw. induktiver Durchflußmesser mit Datenregistrierung sowie Gefäß- und Kammermessungen),
- Dichtschichtdurchsickerung (Großlysimeter),
- aktueller Verdunstung (Näherungsverfahren nach DVWK, 1995).

Die Speicherinhaltsänderung ist durch entsprechende Wahl des Bilanzierungszeitraumes (1.4. bis 31.3. des Folgejahres) als vernachlässigbar gering anzusehen.

Daten aus dem Großlysimeterprogramm (s. Melchior, 1993) werden hier nur zur Gebietsniederschlagsermittlung sowie zur Überbrückung von Meßlücken der Abflußmeßstelle V 3

* Umweltbehörde Hamburg, Fachamt Altlastensanierung, Billstraße 84, 20539 Hamburg

verwendet. Für die mit Gras und Kraut bewachsene Fläche wird zur jährlichen Verdunstungsermittlung das Näherungsverfahren von Renger und Wessolek (nach DVWK, 1995, S. 102f.), Variante "Grünland", angewandt. Die hierfür benötigte potentielle Verdunstung nach Haude wurde in Hamburg-Kirchwerder, ca. 10 km südöstlich Georgswerder, ermittelt. Die Daten stellte freundlicherweise der Deutsche Wetterdienst, Seewetteramt Hamburg, zur Verfügung. Trotz sorgfältiger Messung und Ermittlung muß bei den einzelnen Wasserhaushaltskomponenten mit einer Ungenauigkeit von mindestens $\pm 5\%$ der Jahreswerte gerechnet werden, bzw. mit einer Bilanzunsicherheit von etwa 50 mm/a.

3. Ergebnisse

Bisher liegen sechsjährige Bilanzen der Oberen Abdeckung für den Zeitraum April 1989 bis März 1995 vor, siehe Tab. 1. Der korrigierte Jahresniederschlag N liegt insgesamt über dem langjährigen Durchschnitt, bedingt durch die Naßjahre 1993 und 1994. Das Abflußgeschehen vollzieht sich überwiegend in der Flächendränage (A_D), während der Oberflächenabfluß A_O auf der dichtbewachsenen Abdeckung im Mittel nur ca. 2 % von N erreicht. Die berechnete aktuelle Gebietsverdunstung V liegt mit durchschnittlich 530 mm/a in einer plausiblen Größenordnung für eine grasbewachsene Fläche in Norddeutschland. Die Unterschiedshöhe $U = N - A$ weicht im Mittel nur um 17 mm/a von der Verdunstung ab. Demnach existiert kein größerer Bilanzrest, z.B. infolge erheblicher Dichtschichtdurchsickerung oder defekter Wasserfassungen. Folgende Schlüsse können gezogen werden:

- Plausible Jahres-Wasserbilanzen für ein großflächiges Deponieabdecksystem lassen sich im Rahmen eine Eigenüberwachungsprogrammes mit vertretbarem Aufwand ermitteln.
- Eine Quantifizierung der geringen Dichtschichtdurchsickerung ist wegen der unvermeidbaren Ungenauigkeit der Bilanzierung nur durch direkte Messungen (Lysimeter) möglich.
- Das System der Oberen Abdeckung der Deponie Georgswerder erfüllt seine Funktion.

Ein Abgleich der flächenbezogenen Bilanzen mit den Großlysimeterbilanzen steht noch aus. Außerdem ist noch eine ereignis- und prozeßorientierte Auswertung der Abflußgänge erforderlich. Im Frühjahr 1996 wird das hydrologische Meßsystem der Deponie Georgswerder komplettiert, so daß dann Wasserhaushaltsbilanzen für die gesamte 45 ha große Abdeckung ermittelt werden können.

Tabelle 1: Jahreswasserbilanzen für die gesamte Obere Abdeckung (14,3 ha) im Zeitraum April 1989 bis März 1995 (Bilanzjahr jeweils vom 1. 4. bis 31. 3.) in mm; mit Gebietsniederschlag N , Oberflächenabfluß A_O , Flächendränabfluß A_D , Gesamtabfluß $A = A_O + A_D$, aktueller Verdunstung V und Unterschiedshöhe $U = N - A$.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	Mittel 1989-94
N	810	768	855	827	1079	1021	893
A_O	20	13	10	12	20	14	15
A_D	288	232	278	302	480	411	332
A	308	245	287	314	500	425	347
V	498	515	509	505	596	554	530
U	502	523	567	513	579	596	547

4. Literatur

- DVWK (1995): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. - DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Entwurf März 1995. Bonn.
- Melchior, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. - Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Bd. 22.
- Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltschutz - Altlastensanierung (Hrsg.) (1995): Deponie Georgswerder - Sanierung 1984 - 95.

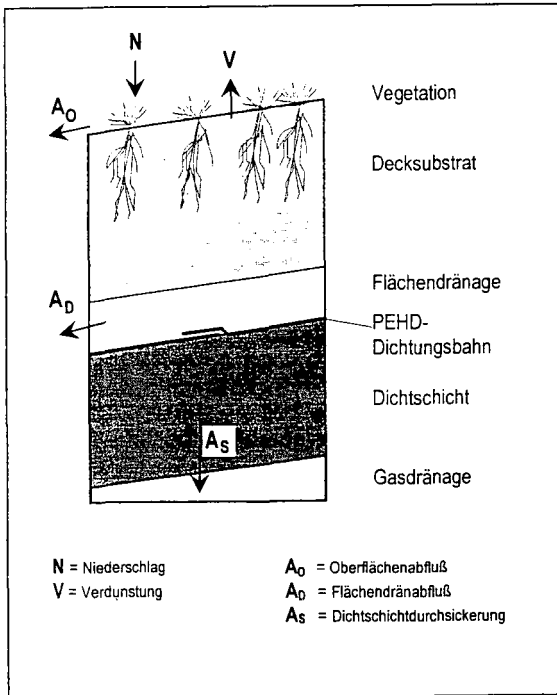


Abbildung 1:

Vereinfachtes Schichtenprofil der Oberen Abdeckung mit den wichtigsten hydrologischen Fließgrößen.

Schichtmächtigkeiten: Deckssubstrat ≥ 75 cm, Flächendränge 25 cm, Dichtschicht (Geschiebemergel) 60 cm.

Bilanzgleichungen des Abdecksystems:

$$N = (A_0 + A_D) + A_S + V + (R - B)$$
$$N = A + U$$

mit:

(R - B) = Speicherinhaltsänderung

A = Gesamtabfluß (**A₀** + **A_D**)

U = Unterschiedshöhe (**N - A**)

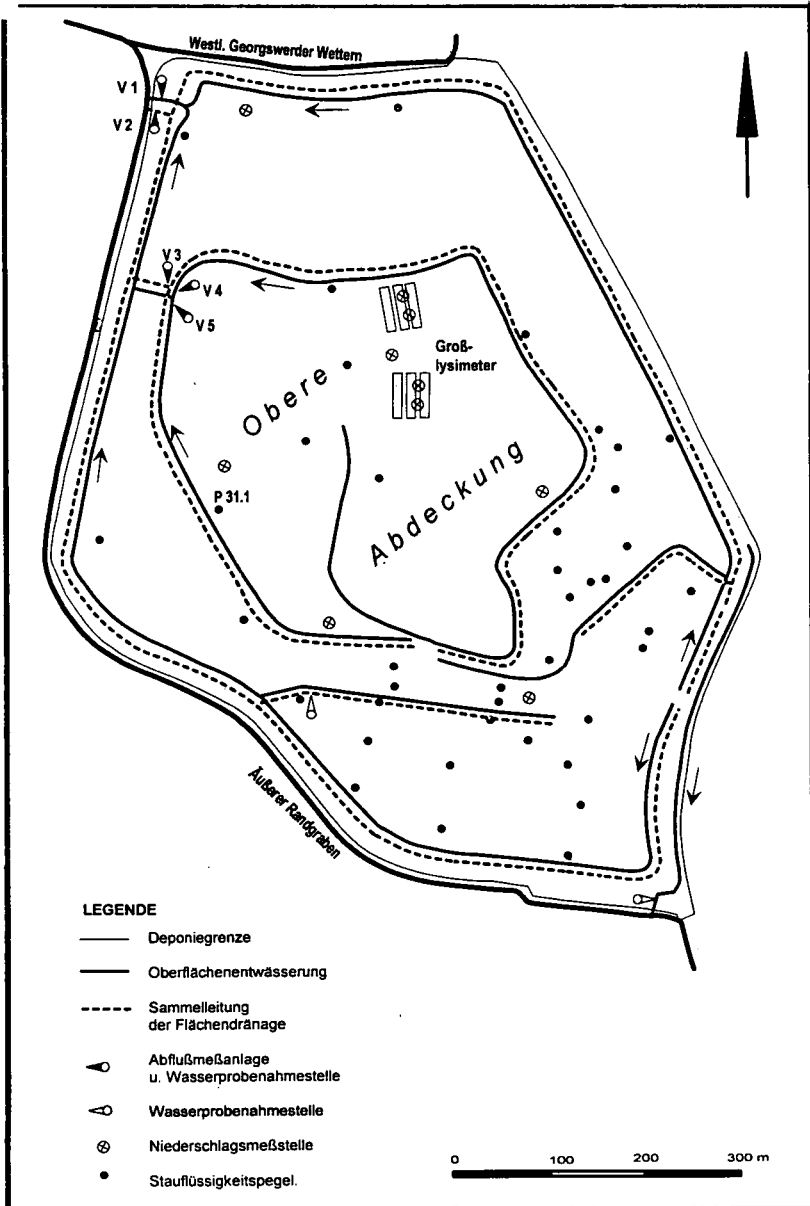


Abbildung 2:
Entwässerungseinrichtungen des Abdecksystems und hydrologisches Meßstellennetz auf der gesicherten Deponie Georgswerder

Wirkungen des Klimawandels auf naturnahe Abdeckungen von Deponien und Auffüllungen

von

Kneib, W.*

Nach dem Entwurf zum Bundesbodenschutzgesetz soll der Boden in seinen ökologischen und seinen Nutzungsfunktionen vor schädlichen Bodenveränderungen geschützt werden. Bei einer Gefährdung oder Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit ist eine Sicherung bzw. Sanierung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen vorzusehen.

Dies betrifft potentiell alle "Altlasten" im Sinne des Sachverständigenrates, also Altablagerungen, Altstandorte, Auffüllungs- bzw. Aufbringungsflächen und ebenso Flächen erhöhten ubiquitären Schadstoffeintrags.

Die Sanierung soll nachhaltigen Transport und Freisetzen der Schadstoffe auf dem Pfad von der Kontamination zum Schutzgut unterbrechen und dies möglichst kontrollierbar bei geringem Pflegeaufwand.

Die Pfade und die Schutzgüter sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Eine wesentliche Sanierungsform können Abdecksysteme darstellen, die zumindest eine Barriere zum Nutzer und darüberhinaus ein System zur Steuerung des oberflächennahen Bodenwasserhaushalts und des biotischen Besatzes bilden. Solche Systeme sollten sich an naturnahen Böden orientieren, weil nur auf diese Weise die Nachhaltigkeit und die Minimierung des Pflege- und Kontrollaufwands erreicht werden kann.

Die Funktion eines Abdeckungssystems in Bezug auf die Sickerwasserminimierung beruht in unserem Klima auf der Optimalisierung des Pflanzenwasserverbrauchs durch Steigerung der Evapotranspiration und Interception (z.B. dreistufige Vegetation, tiefe Gründigkeit, hohe nFK im Wurzelraum) bzw. Steuerung des Oberflächen- und Sickerwassers in Drainagesysteme (z.B. durch partielle Versiegelung bzw. Verdichtung, geneigte Kapillar- und Durchlässigkeitssperren sowie Drainschichten).

Des Weiteren ist das Mikroklima begrenzt zu beeinflussen (z.B. durch Exposition, Oaseneffekte und Windschutz).

* BSD Bodenschutzdienst für Städte und Gemeinden GmbH, Kiel

Nicht zu steuern ist das jeweilige Großklima, insofern stellt sich die Frage nach der Funktionsfähigkeit von Abdeckungssystemen bei dem zu erwartenden Klimawandel.

Eine Reihe von Indikatoren weisen auf einen relativ schnellen Wandel des **KLIMAS** hin, einige dieser Trends sind mittlerweile auch statistisch signifikant.

Prognostiziert werden derzeit folgende Sachverhalte:

✓ **Temperatur**

Prognose: In 100 Jahren + 0,3°C / Jahrzehnt, Zunahme der Verdunstung

Wind

Prognose: Zunahme der Windgeschwindigkeiten, Sturmhäufigkeit

Niederschlag

Prognose: Abnahme der Sommerniederschläge, Zunahme der Starkregeneignisse

CO₂

Prognose: Verdoppelung in der ersten Hälfte des kommenden Jahrhunderts

Das zukünftige Klima wird also vornehmlich durch Diskontinuitäten von Niederschlag und Temperatur und durch eine Erhöhung der Temperatur gekennzeichnet sein.

Bezogen auf die **VEGETATION** sind folgende Auswirkungen zu erwarten.

Temperatur

- beschleunigte Entwicklung
- verkürzte Phasendauer
- Verlängerung der Vegetationsperiode

Wind

- erhöhte Transpiration

Niederschlag

- stärkerer Trockenstress
- stärkerer Sauerstoffmangel im Wurzelraum

Verdunstung

- Verminderung der Transpiration (bei Wasserüberschuß)
- Erhöhung der Transpiration (bei Normalangebot)
- Verminderung der Transpiration (bei Wasserunterversorgung)

CO₂

- Wasserausnutzung erhöht
- Empfindlichkeit gegenüber Trockenstress geringer
- Blattfläche / Blattgewicht erhöht

Die Gesamteffekte auf naturnahe Abdecksysteme können nicht zweifelsfrei als negativ oder positiv eingeschätzt werden.

Die Folgen für die **BÖDEN** lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Abnahme der Bodenfeuchte im Sommer
- Zunahme der Austrocknungstiefe
- Zunahme der Bodenfeuchte im Winter
- Zunahme des Oberflächenabflusses (Erosion)
- Zunahme von Staunässe/lateralem Fluß (und Versickerung)

Die Diskontinuität im Klima setzt sich erwartungsgemäß im Bodenwasserhaushalt fort.

Ungleichgewichte können nur durch Puffer kompensiert werden. Vegetation und Böden stellen **das** entscheidende Puffersystem in der Steuerung des oberflächennahen Bodenwasserhaushalts dar. Naturnahe Systeme sind auch gerade bei dem zu erwartenden Klimawandel eine wesentliche Möglichkeit zur Sanierung stofflicher schädlicher Bodenveränderungen mit dem Ziel der Risikominderung. Aus Tabelle 1 ist ersichtlich, daß die wesentlichen Eingriffe dieser Art sich auf den Oberboden bzw. den oberflächennahen Bodenwasserhaushalt beziehen.

Dabei definiert das Schutzziel, welche Funktion oder Funktionen das Abdecksystem zu erfüllen hat und bestimmt z.B. den jeweiligen Bodenwasserhaushaltstyp:

z.B. einen Vorratstyp zur Optimierung des Pflanzenstandorts oder einen Abfluß- bzw. Hangzugtyp zur Minimierung der Sickerwasserrate. Bei letzteren sollte man sich endgültig von der irrigen Annahme verabschieden, bindige Böden seien "dicht", man kann mit sogenannten mineralischen Dichtungen lediglich die Richtung und die Rate des Wasserflusses steuern, nicht aber die Perkolation verhindern. Als nachhaltigere Variante dieser Funktion sind eher Kapillarsperren anzusehen, für die mittlerweile über zehnjährige Erfahrungen vorliegen (siehe andere Beiträge und Literaturhinweise in diesem Band). Kombinationen aus beiden Sperrschichten können optimal sein.

Optimale Puffersysteme zur Sickerwasserminimierung müssen beide genannten Funktionen erfüllen, daraus folgt, daß diese "Refunktionalisierung" von Flächen Kulturschichten von mindestens 1,50-2 m Mächtigkeit erfordert.

Aus Gründen der sogenannten "Deponieschonung" auf funktionsfähige Böden auf Altlasten zu verzichten, erscheint zumindest kurzfristig, wenn man bedenkt, daß z.B. 1990 allein in den alten Bundesländern ca. 60 Mill m³ Bodenaushub deponiert wurde, diese Menge reicht für 3000 ha kulturfähiger Abdeckung mit der Mächtigkeit von 2 m.

Die Einführung von Bodentransportkatastern und Bodenbörsen, konsequentes Boden- und Baustoffrecycling und die rechtzeitige Verplanung der in Kürze zu erwartenden Kompostmengen (oder Kompostschwemme?!) eröffnen erhebliche Möglichkeiten der kostengünstigen Sanierung kontaminierter Standorte mit naturnahen Abdeckungen.

Tabelle 1
Sicherung, Sanierung - Priorisierung

BELASTUNGS- PFAD	GEFÄHR- DUNG DURCH	SCHUTZGUT	SICHERUN G OBJEKT	NAHELIEGENDER EINGRIFF
LUFT GASFÖRMIG	Inhalation	Tier und Mensch auch mit Fernwirkung	Subterran	Oberflächennaher Bodenwasserhaushalt Boden
LUFT FEST	Ingestion, Inhalation		Oberfläche	
BODEN FEST	Kontakt, Ingestion	Populationen nur mit Nahwirkung	Oberfläche	Boden
BODEN FEST	Degradation	Lebensraum und Standort für Pflan- zen	Bis	Boden
BODENWASSER GELÖST	Aufnahme	Indirekt Tier und Mensch	2 m Tiefe	Boden/Oberflächennaher Bodenwasserhaushalt
BODENWASSER UN-/GELÖST	Eintrag	Mit Nahwirkung	Subterran > 2 m	Oberflächennaher Boden- wasserhaushalt Oberflächennaher Boden- wasserhaushalt
BODENWASSER UN-/GELÖST	Eintrag	Indirekt Tier und Mensch Auch mit Fernwirkung		

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

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Gemeinsamer Workshop

des

**Arbeitskreises "Waldböden" der DBG und
der Sektion "Wald und Wasser" im DVFFA**

26. u. 27.03.1996

FREIBURG

Band 79

1996

Bodenschutz durch standortdifferenzierte Waldkalkung

von

Schüler, G.¹

1. Einleitung

In Rheinland-Pfalz sind die Waldböden auf großen Flächen versauert und an Basen verarmt (BLOCK et al. 1996a). In tiefreichend versauerten Böden mit Basensättigungen von häufig unter 10 % und einer hohen Protonen- und Eisenbelegung des Austauschers auch in humusarmen Horizonten dürften die Puffermechanismen weitgehend erschöpft sein. Jede Säurebelastung wird dort nahezu unvermindert an den Unterboden und an die Hydrosphäre abgegeben. Auffallend sind die geringen austauschbaren Magnesiumvorräte im Mineralboden, die häufig nur noch weniger als ein Viertel der in der Biomasse gespeicherten Vorräte betragen. Bei ebenfalls weit verbreiteten Böden mit deutlicher Oberbodenversauerung, die aber im noch wurzelerreichbaren Unterboden zum Teil über eine beachtliche Basensättigung und Vorräte basischer Nährstoffkationen verfügen, besteht vor allem bei einer flachwurzelnenden Fichtenreinbestockung die Gefahr, daß dieser noch basenreichere Bodenbereich nicht in den Nährstoffkreislauf des Ökosystems einbezogen wird. Diese Waldökosysteme befinden sich damit in einem metastabilen Zustand und die Leistungsfähigkeit ihres Naturhaushaltes ist in Frage gestellt.

2. Zielvorgabe für stabilitätserhöhende Maßnahmen im Ökosystem Wald

Aus dem der Forstwirtschaft zugrunde liegenden Prinzip der Nachhaltigkeit ergibt sich als übergeordnetes Ziel, "stabile und elastisch reagierende Waldökosysteme als Grundvoraussetzung für die Erhaltung und Förderung der Leistungsfähigkeit des gesamten Naturhaushaltes des Waldes zu schaffen" (Landesentwicklungsprogramm von Rheinland-Pfalz v. 13.06.1995, Zif. 3.5.2.2). Im Rahmen dieser Zielvorgabe kommt der Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Waldbodenfunktionen (Pufferleistung für im Ökosystem intern freigesetzte oder extern zugeführte Säuren, Speicherfunktion für Nährstoffe sowie die daraus resultierende Filterwirkung) eine zentrale Bedeutung zu. Da diese jedoch durch die anhaltenden Säurebelastungen stark beeinträchtigt sind, müssen sie durch Bodenschutzmaßnahmen unterstützt und ggf. durch Bodenrestauration wiederhergestellt werden. Wenn mit Bodenschutzmaßnahmen die aktuellen Luftschadstoffdepositionen kompensiert und die biologischen Kreisläufe angeregt werden, wird langfristig auch die Vitalität der Waldbäume gefördert. Gemeinsam mit stabilisierenden waldbaulichen Maßnahmen ist die Waldkalkung mit magnesiumreichen Dolomiten eine wesentliche Komponente des Bodenschutzes im Ökosystem Wald.

3. Ergebnisse der Untersuchungen zur Bodenschutzkalkung

Begleitend zu den Praxiskalkungsmaßnahmen werden die Wirksamkeit und Ökosystemverträglichkeit der Bodenschutzkalkung im "**vergleichenden Kompensationsversuch**" untersucht (SCHÜLER 1992). Es ist das Ziel dieser Untersuchungen, Empfehlungen für die Praxis hinsichtlich der derzeit im Handel befindlichen basischen Substanzen und ihrer Ausbringungsmodalitäten zu erarbeiten.

¹ FDir Dr. Gebhard Schüler, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, D-67705 Trippstadt

Unsere Untersuchungen zur Bodenschutzkalkung belegen (SCHÜLER 1995), daß

- *saure Luftschadstoffdepositionen an der Waldbodenoberfläche neutralisiert werden. Die Versauerung des tieferen Mineralbodens geht dagegen in den ersten 5 - 6 Jahren nicht zurück.*
- *Magnesiumkationen nach Reaktionen des kohlen-sauren Dolomits mit Säuren in der Humusauf-lage gelöst im Sickerwasser in den Wurzelraum fließen. Bei gleichzeitiger Anreicherung des pflanzenverfügbaren Magnesiumvorrats im Mineralboden wird auch die Magnesiumernährung der Bäume verbessert.*
- *metallorganische Komplexe stabilisiert werden, womit das weitere Vordringen von Schwermetallen in tiefere Bodenbereiche wirksam unterbunden wird.*
- *die biologische Aktivität im Auflagehumus und in organisch beeinflussten Bodenhorizonten gesteigert wird. Dadurch werden einerseits die Nährstoffkreisläufe in den Mineralboden hinein erweitert (Übergang des sog. "kleinen Nährstoffkreislaufes" zum "großen Nährstoffkreislauf"), andererseits besteht aber auch die Gefahr, daß bei hohen Stickstoffvorräten und bei Waldökosystemen, deren Stickstoffspeicherfähigkeit überschritten ist, Nitrat im Sickerwasserstrom die Hydrosphäre belastet.*

Die standörtlich voneinander abweichenden Kalkungseffekte erfordern die Notwendigkeit, daß Bodenschutzkalkungen standorts- und bestandesbezogen in unterschiedlicher Intensität und Dringlichkeit auf der Basis der Sensitivität der Waldstandorte (BLOCK et al. 1996a) und im Anhalt an die jeweilige Leitbaumart in stabilitätserhaltende bzw. -erhöhende **waldbauliche** Maßnahmen eingebunden werden müssen.

4. Konzept für standortsdifferenzierte Bodenschutzmaßnahmen

Je nach der Ausgangssituation sind Bodenschutzmaßnahmen den natürlichen Abläufen in Waldökosystemen anzupassen. Bei den nachfolgend dargestellten Maßnahmevorschlägen (BLOCK et al. 1996b) werden die Sensitivität der Standorte und die vorherrschende Baumart als Gliederungselemente verwendet.

a) Basenreiche Standorte mit überwiegender Fichtenbestockung

Bodensubstrate aus Auelehm, Löss, Bims, karbonathaltigen Fluß- und Bachablagerungen und sonstigen karbonathaltigen Substraten, Mergeltonen, Keupersanden, basischen Vulkaniten, sowie ehemalige Ackerböden sind weniger versauerungsgefährdet. Unter dominierender Fichte in 1. oder 2. Generation nach Laubwaldvorbestockung besteht auf diesen Bodensubstraten das Risiko, daß Mineralbodenhumusvorräte abgebaut werden, wobei organisch gebundener Stickstoff nitrifiziert und mobilisiert wird (BLOCK 1995). Gleichzeitig kann immer weniger von den laufenden Stickstoffeinträgen aus der Luft in den betroffenen Waldökosystemen gespeichert werden.

Bodenschutzkalkungen sind wegen der geringen Versauerungsneigung **nicht notwendig** und im Hinblick auf eine mögliche Nitratmobilisierung zu **unterlassen**. Stabilisierende Maßnahmen müssen vielmehr darauf zielen, die Stickstoffspeicherfähigkeit der Ökosysteme zu erhalten, bzw. zu steigern. Die Standorte benötigen eine Dauerbestockung aus tief und intensiv wurzelnden Baumarten. Daher ist in Fichtenalbeständen mit Beginn der Verjüngungsphase der Voranbau von Laubbäumen durch den sukzessiven Übergang der Durchforstungsmaßnahmen in die Zielstärkennutzung vorzubereiten. Durch diesen Bestockungswechsel sollen Bodenhumusvorräte mit einer deutlich höheren Speicherfähigkeit für Nährelemente einschließlich Stickstoff wieder aufgebaut werden. In jungen und mittelalten Fichtenbeständen sind alle evtl. noch vorhandenen Laubbäume und Sträucher zur Unterbrechung des Kronenschlusses während der laubfreien Zeit sowie zur Verbesserung der Humusform durch die basenreichere Streu und die erhöhte mikrobiologische Aktivität so lange als möglich zu erhalten. Durchforstungsmaßnahmen sollten darauf zielen, ein Bestandesgerüst aus vitalen Bäumen zu erziehen, deren Wurzeln tiefere Mineralbodenbereiche erschließen (ASCHE 1995), womit die Aktivierung eines "großen" Nährstoffkreislaufes unterstützt wird. Um eine zu rasche Mobilisierung von Stickstoff bei dem gewollten Abbau von Auflagehumusformen zu

vermeiden, muß jeder Eingriff in diese Bestände, deren Nutzung und ihr Umbau langfristig vorbereitet werden.

b) Oberflächlich entbaste Standorte mit wurzelerreichbarem reicherem Untergrund

• mit überwiegender Laubbaumbestockung

Auf oberflächlich entbasten Standorten, insbesondere auf den Substraten saure und intermediäre Vulkanite, mit Decklehm überlagerter Bims, Schluffsteine, Schieferton, teilentbaste Löss, oberflächlich entbaste Kalkverwitterungslehme, Decklehme größerer Mächtigkeit, wenig verwitterte Tonschiefer, überwiegend karbonatfreie Sedimente pleistozäner Terrassen und holozäner Hochflutablagerungen, Terrassensedimente der Kerb- und Bruchtäler, können **Bodenschutzkalkungen** zur Anregung der Humuszersetzung bei Auflagehumusformen durchgeführt werden.

• mit Kiefern-/Lärchenbestockung

Neben **Bodenschutzkalkungen** zur Anregung der Humuszersetzung bei Auflagehumusformen, insbesondere in Kiefernbeständen, sind entkoppelte Kreislaufsysteme mit waldbaulichen Maßnahmen wieder in Gang zu setzen. Dazu sind tiefwurzelnde Baumarten (wie Eiche, aber auch Weißtanne), die den basenreichen Untergrund erreichen, in die Bestockungszielplanung einzubeziehen. Kleinflächige Verjüngungsformen vermeiden einen Abbau der auf diesen Standorten häufig zu hohen Stickstoffvorräte. In Kiefern- oder Lärchenkulturen, z.T. noch im Dickungsalter sind Baum- oder Straucharten mit leicht zersetzlicher, basenreicher Streu zu erhalten und ggf. zu fördern. Mit Beginn der Jungbestandspflege sollte ein Bestandesgerüst aus vitalen und damit tieferwurzelnden Bäumen über einem Unterstand aus Laubbäumen (z.B. Buchen), der auch im Stangenholz- und Baumholzalter zu erhalten ist, herausgepflegt werden.

• mit Fichtenbestockung

Bodenschutzkalkungen sollten nur dann durchgeführt werden, wenn keine Gefahr des Abbaus von Stickstoffvorräten besteht, d.h. nur bei geringen Stickstoffvorräten und bei einem noch weiten C/N-Verhältnis im Humus und humosen Oberboden. Langfristig sind die Fichtenbestände in laubbaumreiche Mischwälder bspw. durch einen gruppenweisen Voranbau von tiefwurzelnden Baumarten (Eiche/Weißtanne) umzubauen. Bei der Neuanpflanzung von Bäumen sind zum Durchbrechen einer möglichen Säuresperre und zur Unterstützung der Tiefendurchwurzelung auf dem jeweiligen Standort im Minimum befindliche "basische" Nährelemente in karbonatischer oder silikatischer Bindung in das Pflanzloch einzubringen. Auf Pseudogleyen kann nach Katastrophen (z.B. Sturmwurf der häufig flachwurzelnden Fichte) der Nachfolgebestand nach der Begründung eines Vorwaldes, z.B. aus Roterle, begründet werden. In Fichtenkulturen und -dickungen sind natürlich vorkommende Laubbaumarten mit Vorwaldcharakter (Roterle, Birke etc.) zu erhalten, dies gilt auch für Straucharten in den Fichtenkulturen, die eine basenreiche Streu (z.B. Salweide oder Eberesche) liefern.

c) Tiefreichend saure Standorte mit Laubbaumbestockung

Hierbei handelt es sich um Standorte mit Ausgangssubstraten wie Grauwacke, Quarzite, Unterer, Mittlerer und Oberer Buntsandstein, pleistozäne Sande, Flug- und Dünen sande sowie die Schwemmsandfächer. Auf diesen Standorten sind wesentliche Anteile des Nährstoffvorrates an organischen Austauscherrplätzen im Mineralboden angelagert. Die Bewirtschaftung muß daher besonders humuspflächlich erfolgen mit dem Ziel, den Mineralbodenhumus zu erhalten. Die Waldbestände sind somit dauerwaldartig bei Erhaltung einer standortgerechten Waldgesellschaft mit mittel- bis tiefwurzelnden Baumarten zu bewirtschaften. Statt über die Anlage von Kahlschlägen sind die Waldbestände langfristig und kleinflächig zu verjüngen. Bei Durchforstungs- und Erntemaßnahmen ist der Biomasseentzug so gering wie möglich zu halten, d.h. alle Resthölzer sind auf der Fläche zu belassen. Alle in den Mineralboden eingreifenden Bodenbearbeitungsmaßnahmen müssen möglichst vermieden werden. **Bodenschutzkalkungen** sind notwendig und können auch **mit erhöhten Aufwandmengen (bis 6 t/ha)** durchgeführt werden.

d) Tiefreichend versauerte Standorte mit Kiefern/Lärchen oder flachwurzelnden Fichten mit der Neigung zu geringem Nährstoffumsatz

Diese Standorte aus Unterem, Mittlerem und Oberem Buntsandstein, Schwemmsanden, Flug- und Dünenanden, pleistozänen Sanden, Grauwacken und Quarziten, aber auch aus stark verwitterten Tonschiefern (Saprolith) und basenarmen Decklehmen, sind stark bis sehr stark gegenüber Bodenversauerung disponiert. Neben wiederholten **Bodenschutzkalkungen** auch mit **erhöhter Aufwandmenge** müssen im Mineralboden organische Kationenaustauscherplätze neu geschaffen und mit basischen Kationen belegt werden. D.h., die Bewirtschaftung der aufstockenden Bestände ist auf eine moderate Anregung der biologischen Aktivität auszurichten, um auf diesem Wege die Entwicklung von Auflagehumusformen in Richtung Mineralbodenhumus zu fördern. Der Erreichung dieser Zielsetzung dienen die Grundsätze des naturnahen Waldbaues (OTTO 1990, EDER 1995). Bei der Bestockungszielplanung sind Laubbäume zumindest als Mischbaumarten im herrschenden Bestand vorzusehen. Bei der Verjüngung nach Kahllage (z.B. nach Sturmwurf) sind die Möglichkeiten des Vorwaldes aus Pionierlaubbaumarten zu nutzen. Im Kultur- und Dickungsalter sind Baum- oder Straucharten (Saalweide, Eberesche, Birke) mit leicht zersetzlicher, basenreicher Streu und intensiverer (Tiefen-) Durchwurzelung zu erhalten, ggf. auch zu fördern und sofern sich diese nicht auf natürlichem Weg einstellen, in bereits bestehende Kulturen künstlich einzubringen. Bei der Jungbestandspflege, sowie Durchforstung ist auf Struktureichtum mit jeder Mischbaumart hinzuwirken. Ein vorhandener Unterstand, z.B. Buche unter Kiefer, oder einzelne eingesprengte Laubbäume sollten erhalten und ggf. auch begünstigt werden. Über das entstehende Mosaik aus Bereichen mit unterschiedlicher Biodiversität wird die Bildung günstigerer Humusformen und allgemein die Streuzersetzung gefördert. Bei Durchforstungs- und Erntemaßnahmen sollte, solange keine Forstschutzprobleme entgegenstehen, jegliches Restholz auf der Fläche belassen werden. Beim schonend eingeleiteten und langfristigen Umbau der aufstockenden Bestände in standortgerechte Bestände mit Baumarten, welche tief und intensiv wurzeln und unter denen sich mullartige Humusformen ausbilden (Eiche - mit Buche, Linde, etc.), ist es wichtig, den anspruchsvolleren Folgepflanzen eine Starthilfe in Form einer **Pflanzlochkalkung/-düngung** zu geben.

Mit den skizzierten Maßnahmen sollen über die Wiederherstellung der Waldbodenfunktionen ein "großer" Nährstoffkreislauf weitgehend geschlossen, ein chemisches Bodenmilieu, das eine intensive Feinwurzelerschließung zuläßt, erzeugt und ausreichend große Nährelementvorräte im Mineralboden geschaffen werden, die auch langfristig eine Versorgung standortangepaßter Waldökosysteme gewährleisten. Mit Erreichung dieser Zielvorgaben werden Waldökosysteme stabilisiert, die dann auf weitere Belastungsphasen mit einer höheren Elastizität reagieren können.

5. Literatur

- ASCHE, N., 1995: Untersuchungen zur Wurzelverteilung unterschiedlich belaubter Buchen. - Eine Fallstudie. Forstwissenschaftl. Centralbl., 114, 340-347
- BLOCK, J., 1995: Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. IMA-Querschnittseminar "Wirkungskomplex Stickstoff und Wald" (Hrsg.: Umweltbundesamt), Texte Nr. 28, 80-96
- BLOCK, J., O. BOPP, R. BUTZ-BRAUN und U. WUNN, 1996a: Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitt. a.d. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 35, 298 S.
- BLOCK, J., A. ROEDER und G. SCHÜLER, 1996b: Ökologisch angepaßte Waldbodenrestauration in Rheinland-Pfalz. Unveröffentl. Diskussionspapier, 28 S.
- EDER, W., 1995: Naturnahe Waldwirtschaft und Waldökologie. Forst-Info (Information aus der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz, 8. H. 2/95
- OTTO, H.-J., 1990: Die forstlichen Entwicklungen und Ziele einer naturnahen Waldpflege. Allgem. Forstzeitschr., 45, 430-433
- SCHÜLER, G., 1992: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen. Mitt. a.d. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 21, 3-26
- SCHÜLER, G., 1995: Waldkalkung als Bodenschutz. Allgem. Forstzeitschr., 50, 430-433

Vergleich von Baumarteneffekt (Fichte - Buche) und Kalkungseffekt am Versuchsstandort Höglwald

von

Rothe, A.*

Baumarten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer ökologischen Eigenschaften, wobei die Unterschiede zwischen Laub- und Nadelhölzern besonders deutlich sind. Laubhölzer weisen i.d.R. günstigere ökologische Eigenschaften wie höhere pH-Werte, bessere Humusformen, bessere Basenausstattung, höhere mikrobielle Aktivität und geringere Säurebelastung auf (Rehfuess 1990). Mit der Kompensationskalkung werden ähnliche Ziele verfolgt. Neben einer Reihe von positiven Wirkungen bestehen aber auch Risiken (Kreutzer 1995).

Am Versuchsstandort Höglwald (50 km nordwestlich von München) werden seit 1982 die Auswirkungen von saurer Beregnung und kompensatorischer Kalkung auf einen 90 jährigen Fichtenbestand interdisziplinär untersucht. Die Höhenlage beträgt 540 m, Durchschnittsniederschlag 800 mm/Jahr, Durchschnittstemperatur 7,3 °C. Der Boden ist eine sehr saure Parabraunerde aus lößbeeinflussten Tertiärsedimenten. Der pH-Wert (CaCl₂) liegt im Oberboden bei 3 und steigt im Unterboden auf 4. Während die Basensättigung im A-Horizont zwischen 5- und 10% liegt, steigt sie unterhalb von 40 cm auf über 50% an.

Unmittelbar benachbart zu den Fichtenbeständen werden seit 1986 mehrere kleine, ebenfalls 90 jährige Buchenbestände untersucht. Damit bietet sich die Möglichkeit, den Kalkungseffekt und den Baumarteneffekt unmittelbar zu vergleichen. Die Kalkung wurde einmalig im Jahr 1984 mit 4 t/ha durchgeführt (siehe auch Beitrag von Ch. Huber).

Im Folgenden werden die Auswirkungen in Hinblick auf verschiedene ökologische Eigenschaften exemplarisch dargestellt.

pH-Wert:

Abb. 1 zeigt das Tiefenprofil des pH-Wertes. Bedeutende Unterschiede konnten nur bis 10 cm Tiefe beobachtet werden. Unterhalb von 10cm sind die Unterschiede statistisch nicht mehr absicherbar, was die gute standörtliche Vergleichbarkeit der Versuchsflächen bestätigt. Es zeigt sich, daß der pH-Wert des Bodens unter Buche in der gleichen Größenordnung wie der des gekalkten Fichtenbestandes 7 Jahre nach der Kalkung liegt. 11 Jahre nach der Kalkung zeigt sich bereits deutlich die beginnende Wiederversauerung, so daß die gekalkte Fläche jetzt eine Zwischenstellung zwischen Fichten -und Buchenbestand einnimmt. Nach Verbrauch der Puffersubstanzen läßt die Wirkung der Kalkung auf den pH-Wert stark nach und muß gegebenenfalls wiederholt werden. Mit einem Bestockungswechsel kann dagegen eine dauerhafte Verbesserung des pH-Wertes erzielt werden.

*Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortslehre der Ludwig-Maximilians-Universität München
Hohenbachernstr. 22, 85354 Freising

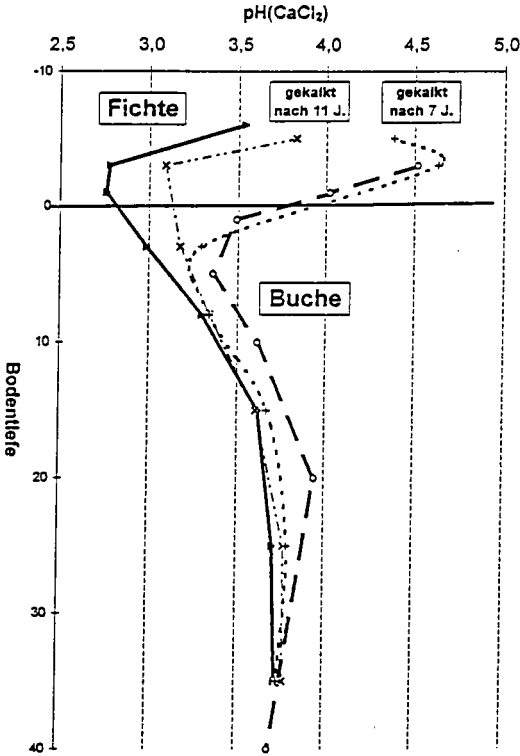


Abb 1: Tiefenprofil der pH-Werte
Tiefe 0 ist die Grenze Humusaufgabe - Mineralboden

Humusform und Kationenaustauschkapazität:

Die Humusform im Fichtenbestand ist ein 7 cm mächtiger typischer Moder. Die Kalkung führte zu einer intensiven Mischung von O_F und O_H-Lage und zu einer Verringerung der Mächtigkeit auf 5 cm. Auch 11 Jahre nach der Kalkung ist kein neues Gleichgewicht erreicht, so daß der jetzige Zustand als Übergangsstadium ("Regenwurmmoder") zu betrachten ist. Es deutet sich jedoch an, daß durch die Kalkung kein Mullbodenzustand erreicht wird.

Die Humusform im Buchenbestand ist ein 3 cm mächtiger F-Mull.

Die Kationenaustauschkapazität liegt im Auflagehumus des Buchenbestandes mit ca 400 µmol IE/g deutlich höher als im Fichtenbestand mit rund 250 µmol IE/g. Die Kalkung führte zu einer deutlichen Anhebung der Kationenaustauschkapazität und liegt in der gleichen Größenordnung wie der Buchenbestand. Im Mineralboden konnten keine signifikanten Unterschiede beobachtet werden.

Auch die Basensättigung (Tabelle 1) ist im Buchenbestand im Humus signifikant höher als im Fichtenbestand. Im Gegensatz zur Buche weist die Kalkung auch im Mineralboden eine deutlich verbesserte Basensättigung auf. Bei der Kalkung wurden "Basen" in einer Größenordnung von 80 kmol (c)/ha zugeführt, die auch 11 Jahre nach Ausbringung die Basensättigung nachhaltig verbessert haben. Im Buchenbestand werden dagegen keine zusätzlichen Basen zugeführt, sondern nur der Umlauf verbessert. Der Baumartenwechsel führt nur zu einer Verbesserung in der Auflage, nicht aber im Mineralboden.

Horizont	Fichte	Fichte gekalkt	Buche
O _L	78	87	84
O _F	61	91	80
O _H	46		
5 cm	7	74	7
10 cm	4	34	5
20 cm	6	20	5
40 cm	8	13	5

Tab 1: Basensättigung in % in verschiedenen Bodentiefen

Streufall:

Der Streufall an "basischen" Kationen ist im Buchenbestand deutlich höher als im Fichtenbestand (Tab. 2). Bei den "sauren Kationen verhält es sich umgekehrt.

	Einheit	Ca	Mg	K	Al	Fe	Mn
Fi	kg/ha, Jahr	38,00	4,00	15,00	1,50	2,30	14,00
Bu	kg/ha, Jahr	45,00	8,00	19,00	1,10	1,30	10,00

Tab. 2: Streufallmengen 1994

Der Mehreintrag an "Basen" (Ca, Mg, K) liegt im Buchenbestand bei rund 0,75 kmol(c)/ha, Jahr. Unterstellt man einen 20 jährigen Wiederholungsturnus für Kalkungsmaßnahmen, so beträgt der Mehreintrag in diesem Zeitraum rund 15 kmol(c)/ha. Dies entspricht knapp 20% der mit der Kalkung ausgebrachten Menge.

Vergleicht man diese Zahlen mit Werten vom Solling (Matzner 1988), so zeigt sich, daß der Unterschied Fichte - Buche dort deutlich stärker ausgeprägt ist. Der Mehreintrag an Basen im Buchenbestand liegt mehr als doppelt so hoch wie im Höglwald und erreicht ca. 40% der Kalkungsmenge. Der Grund dafür dürfte darin liegen, daß im Höglwald auch die Fichte nährstoffreichere Bodenschichten erschließt und somit die Basenpumpe gut aufrecht erhält.

Der positive Einfluß der Buche wird besonders auf solchen Standorten deutlich, auf denen die Buche mit ihrem tieferreichenden und intensiveren Wurzelsystem den Nährstoffvorrat besser nutzen oder nährstoffreichere Bodenschichten erschließen kann.

Säurehaushalt:

Fichtenbestände sind aufgrund ihrer großen filternden Oberfläche besonders stark von der atmosphärischen Deposition betroffen. Die Säurebelastung des Fichtenbestandes im Höglwald liegt um ca. 4 kmol/ha, Jahr höher als diejenige des Buchenbestandes. Hauptanteil darin besitzt die Überschußnitratifikation des eingetragenen Ammoniums, die ca. 3 kmol Protonen /ha, Jahr erzeugt. Im stickstoffgesättigten Fichtenbestand kann der eingetragene Stickstoff nicht verwertet werden. Dies führt zu einer starken Nitratbelastung und Versauerung. Die Stickstoffausträge im Buchenbestand sind dagegen unbedeutend, ebenso ist die Versauerung durch Stickstoffumsetzungen mit 0,2 kmol/ha, Jahr sehr gering. Auch die Protonenproduktion durch Schwefelumsetzungen liegt im Fichtenbestand mit rund 2 kmol/ha, Jahr deutlich über der des Buchenbestandes (0,8 kmol/ha, Jahr).

Die direkten Säureinträge mit dem Bestandsniederschlag einschließlich der Kronenraumpufferung liegen bei 0,2 kmol/ha, Jahr und beeinflussen die Gesamtsäurebilanz nur geringfügig.

Die mobilen Anionen Sulfat und Nitrat werden im stark sauren Oberboden vorwiegend von Aluminium, im Unterboden vorwiegend von Calcium und Magnesium begleitet. Die höhere Säurebelastung von 4 kmol(c)/ha, Jahr im Fichtenbestand entspricht damit auch einem Basenverlust in der gleichen Größenordnung.

Im Solling (Bredemeier 1990) liegt die Mehrbelastung des Fichtenbestandes mit rund 3 kmol/ha, Jahr in einer ähnlichen Größenordnung.

Allein zur Neutralisation der Mehrbelastung des Fichtenbestandes von 4 kmol(c)/ha, Jahr ist alle 20 Jahre eine Kalkmenge von 4 t/ha nötig. Die Pufferwirkung von 4 t Kalk liegt bei ca. 80 kmol(c)/ha. Ein Bestockungswechsel ist somit ein wirksamer Schritt zu Verringerung der Säurebelastung.

Folgerungen:

Diese Ergebnisse zeigen, daß die Baumart den Säurehaushalt unserer Böden entscheidend beeinflussen kann. Durch die Umwandlung der natürlichen Laubwälder in Nadelwälder wurde die Säurebelastung auf vielen Standorten verstärkt und damit Gegenmaßnahmen wie Kalkung erst erforderlich gemacht. Die Kalkung von Fichtenwäldern sollte nicht zur Daueraufgabe werden, da die Kalkung einerseits teuer ist, andererseits eine Reihe von Nebenwirkungen aufweist.

Auf vielen Standorten kann ein Bestockungswechsel mittelfristig Kalkungsmaßnahmen ersetzen bzw. überflüssig machen. Die Wirkung eines erhöhten Laubholzanteiles ist langfristiger als die von Kalkungsmaßnahmen und weist eine Reihe weiterer positiver Effekte (z.B. Wasserqualität, Stabilität, Naturschutz etc.) auf. Fragen des Wasserschutzes werden in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Sowohl in Hinblick auf Säurezustand als auch auf Nitratbelastung wirkt sich eine Erhöhung des Laubholzanteiles positiv aus. Insbesondere auf stark säuregefährdeten Standorten sollte der Bestockungsambau rasch vorangetrieben werden. Auf stark degradierten Standorten kann eine einmalige Kalkung zur Vorbereitung der Laubholzbringung erforderlich sein.

Natürlich ist eine Laubholzbestockung kein Allheilmittel gegen atmosphärische Säurebelastung. Der anthropogene Säureeintrag muß deshalb weiter verringert werden.

Literatur:

- BREDEMEIER, M; MATZNER, E.; ULRICH, B. (1990): Internal and external proton load to forest soils in Northern Germany. *J. Environ. Qual.* 19:469-477
- KREUTZER, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes: *Plant and Soil* 168-169: 447-470
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling: *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd 40*
- REHFUESS, K-E. (1990): *Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Pareys Studentexte 29.* Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 2. Auflage.

Einfluß der Kalkung auf den Stoffhaushalt eines stickstoffgesättigten Fichtenökosystems. Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse aus den Kalkungsversuchen Höglwald

von

Huber, Chr.*

1. Einleitung:

Im Höglwald werden seit 1984 die langfristigen Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt eines Fichtenökosystems untersucht.

Der Walddistrikt Höglwald liegt ca. 50 km nordwestlich von München in der Tertiärhügellandschaft des Alpenvorlandes. Die Bestockung besteht überwiegend aus sehr gut wüchsigen Fichtenreinbeständen, eingestreut sind reine, teils mit Fichten gemischte Buchenanteile. Der Höglwald ist typisch für das Tertiäre Hügelland und für Gebiete mit enger landwirtschaftlich forstlicher Gemengelage. Aus dieser unmittelbaren landwirtschaftlichen Nähe ergibt sich häufig die Problematik einer hohen Ammoniakbelastung durch Gülleausbringung, verbunden mit sehr hohen Ammoniumeinträgen. Die Stickstoffeinträge durch den Bestandesniederschlag liegen im langjährigen Mittel bei 30 kg N/ha und Jahr (20-25 kg NH₄-N, 8-12 kg NO₃-N). Der Höglwald ist durch diese Immissionen mit Stickstoff übersorgt. Er zeigt damit bereits die Verhältnisse, die viele Wälder in naher Zukunft erreichen werden, den Zustand der Stickstoffsättigung. Der Boden (Parabraunerde) ist im Oberboden (5- 50 cm) sehr stark versauert. Im Unterboden nimmt der Tongehalt wie der pH-Wert zu (Kreutzer et al., 1991).

2. Behandlungen

Eine genaue Beschreibung der Versuchsvarianten findet sich u.a. in Kreutzer (1995).

A1, N1: Fichte Kontrolle, A2: Fichte gekalkt, 1984 mit 4 t Dolomit, N2: Fichte gekalkt, 1994 mit 4 t Dolomit. Der dolomitische Kalk hatte einen Anteil von 22 kmol Ca⁺⁺ und 20 kmol Mg⁺⁺

3. Auswirkung der Kalkung auf den Stoffhaushalt

a) pH-Wert-Erhöhung der Kalkung beschränkt sich auf den Oberboden.

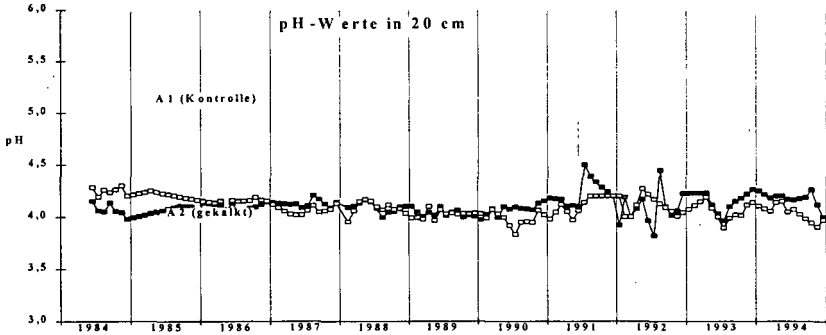
Unter den Bedingungen im Höglwald erfolgte die Auflösung des Kalkes einer exponentiell fallenden Kurve. Nach gut 13 Monaten war ca. die Hälfte des Kalkes, innerhalb von 6 Jahren war praktisch der gesamte Dolomit gelöst (Kreutzer, 1995).

Kalkungen von Fichtenökosystemen bewirken vor allem eine pH-Erhöhung in den allerersten Bodenschichten. Die Ensauerungsfront im Höglwald bewegt sich nur langsam im Profil nach unten. Dagegen fördert der Streufall erneut eine Wiederversauerung in den obersten Humushorizonten. So führt die Kalkung auch nach 11 Jahren lediglich zu einer pH-Erhöhung in den obersten 5 cm. Analog kam es zu einer pH-Erhöhung im Sickerwasser nur im Humusausfluß, keine pH-Steigerung konnte im Sickerwasser bei 20 cm und 40 cm festgestellt werden

Die Verminderung der Protonenaktivität im Humusausfluß korreliert mit dem Auftreten von Hydrogenkarbonat, das aus der Auflösung des dolomitischen Kalkes entsteht und für das Abwärtswandern der Entsäuerungsfront verantwortlich ist
10 Jahre nach Kalkung ist die Wiederversauerung dagegen schon soweit wieder fortgeschritten, daß kaum Hydrogenkarbonat im Humusausfluß verlagert wird.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre der LMU-München, Hohenbachernstr. 22, 85354 Freising

Abb. 1: Veränderung des pH-Wertes im Sickerwasser:



b) Ca, Mg und Al-Konzentrationsänderungen im Sickerwasser

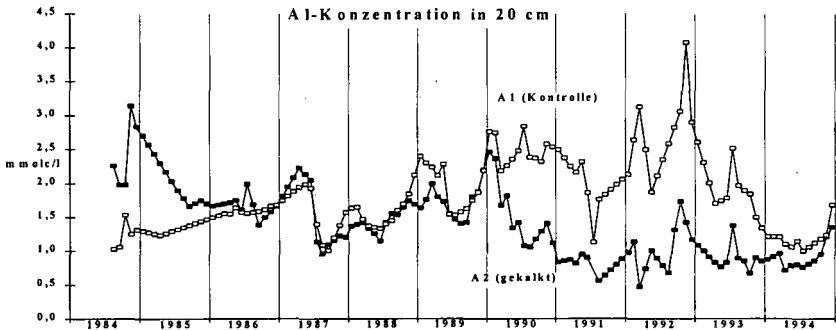


Abb. 2: Veränderung der Aluminiumkonzentration im Sickerwasser

Ebenfalls durch die Auflösung des Dolomites bedingt ist die Erhöhung der Ca- und Mg-Konzentration im Sickerwasser. Die Kalkung bewirkte in den ersten Jahren noch eine Erhöhung der Al-Konzentration im Sickerwasser in 20 und 40 cm Tiefe. 6 Jahre nach Kalkung kam es zu einer deutlichen Reduktion des potentiell wurzelschädigenden Aluminiums. Inzwischen sind die Konzentrationen in 20 cm Tiefe wieder auf gleichem Niveau. In 40 cm ist weiterhin die Al-Konzentrationen nach Kalkung deutlich erhöht. Für erhöhte Al-Konzentrationen zunächst in 20 cm und weiterhin in 40 cm Tiefe ist die Beladung des Sickerwassers mit Nitrat entscheidend. Eine Verringerung der Al-Konzentration in 20 cm Tiefe ist auf die inzwischen erhöhten Anteile an Mg und Ca am Austausch zurückzuführen. Im unteren Mineralboden erfolgt der Ladungsausgleich weiterhin vor allem mit Aluminium. Bemerkenswert ist das höhere Retentionsvermögen von Ca gegenüber Mg. Die Calciumkonzentrationen im Sickerwasser sind gegenüber den Magnesiumkonzentrationen deutlich erniedrigt, obwohl annähernd gleiche Molmengen ausgebracht wurden. Lediglich 20 % Magnesium und 10 % des aufgebrauchten Calciums sind durch Auswaschung bisher tiefer als 40 cm verlagert worden.

Das verbesserte Angebot an diesen Nährstoffen führte aber lediglich zu einer Erhöhung der Ca-Gehalte in den Nadeln, die Mg-Werte blieben bis jetzt unverändert.

c) Kalkung verändert die Humusmorphologie und fördert den Humusabbau

Die Kalkung bewirkte eine enorm gesteigerte Aktivität der Regenwürmer (Ammer, 1992). Bereits im zweiten Jahr kommt es zu nestartigen Vermischungen des LOf1 und Of2- Horizontes. Die Humusmorphologie veränderte sich dann drastisch. Nach ca. 6 Jahren wird der Of2 und Oh Horizont komplett umgewandelt. Mineralpartikel werden in den Humus durch die Wühltätigkeit eingearbeitet. Es entsteht dabei ein neuer Horizont (Olu). Der LOf1 Horizont entwickelt sich aus dem Streufall neu.

Auf der gekalkten Parzelle kam es zu einer enorm gesteigerten biol. Aktivität und daraus resultierenden erhöhten CO₂-Freisetzung, Mineralisation und DOC-Konzentrationen im Humusausfluß.

Dies führte zu bedeutenden Verlusten an Humus, wie an den Kohlenstoff und Stickstoffverlusten in Tabelle 1 deutlich wird. Es kam zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses, aufgrund der gegenüber N erhöhten C-Freisetzung

Tab. 1: Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte nach Kalkung:

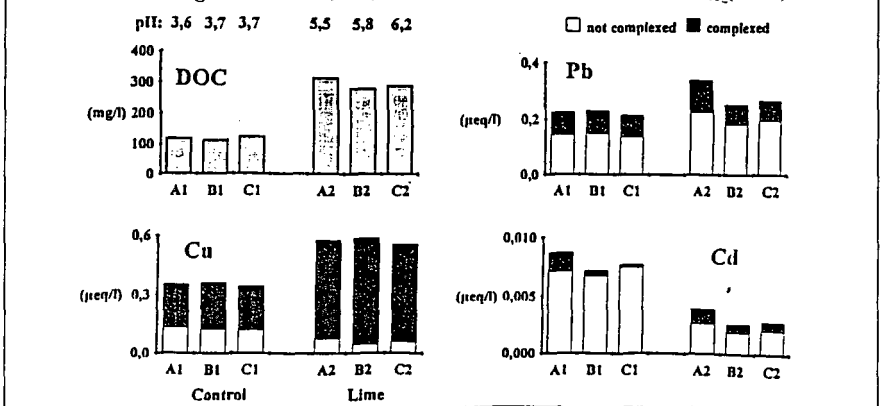
Kontrolle (A1)	Corg (kg/ha)	Norg (kg/ha)	C/N	Min%
LOf1	7600	270	28	6
Of2, Oh	23600	980	24	23
Summe Auflage	31200	1250	25	19
Gekalkt (A2)	Corg (kg/ha)	Norg (kg/ha)	C/N	Min%
LOf1	5800	210	28	8
Of2, Oh	18200	870	21	41
Summe Auflage	24000	1080	22	36

nach Kreuzer (1995)

d) Verlagerung von Schwermetallen.

Eine Erhöhung der DOC-Konzentration bedingt auch eine erhöhte Verlagerung der leicht komplexbildenden Schwermetalle. Während das leicht komplexierende Cu verstärkt verlagert wird, kommt es zu einer verminderten Verlagerung von Cd. Dies gilt auch für Mn und Zn.

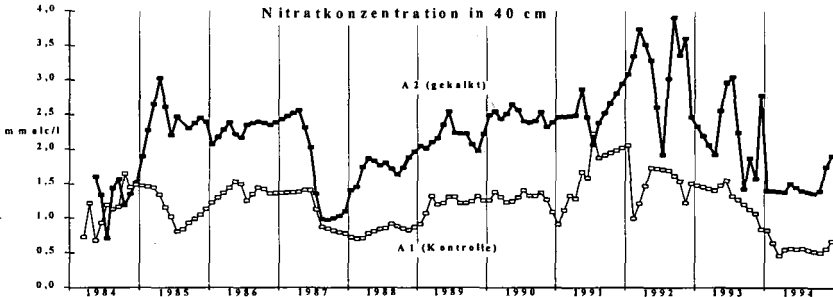
Abb.3: Gelöster org. Kohlenstoff, Cu, Pb unter dem Einfluß der Kalkung (GBL)



f) Kalkung bewirkt bedenkliche Veränderungen im Stickstoffhaushalt

Die gravierendste Veränderungen nach Kalkung ist die Erhöhung der Nitratkonzentration im Sickerwasser, das den Hauptwurzelraum verläßt. Diese Veränderungen halten in fast unveränderter Intensität bereits seit gut 10 Jahren an.

Abb. 4: Erhöhung der Nitratkonzentration im Sickerwasser nach Kalkung



Schnelle Veränderungen im Stickstoffhaushalt werden auf der 1994 gekalkten Fläche N2 im Höglwald beobachtet. Bereits wenige Wochen nach Kalkung kommt es im Humusausfluß, später auch in 20 und 40 cm Tiefe zu einer deutlich erhöhten Nitratbelastung des Sickerwassers. Damit verknüpft ist anscheinend mit nur geringer Zeitversetzung auch eine enorme Steigerung der N₂O Flüsse auf dieser Fläche (Papen, unveröff.). Dies führt möglicherweise zu einer enormen Belastung der Atmosphäre mit dem ozonschichtschädigenden Gas.

Die erhöhten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser können von den Bäumen nicht ausgenutzt werden. Aus Wurzelaufnahmeversuchen geht hervor, daß die Fichten am Standort Höglwald Nitrat nicht aufnehmen können (Rennenberg, unveröff.). Dies scheint ein effektiver Mechanismus zum Schutz vor Stickstoffüberernährung zu sein, verhindert aber eine Entlastung des Grundwassers durch Pflanzenaufnahme und erhöhter N-Speicherung im Bestand.

4. Schlußfolgerungen

Die Kalkung kann sich auf den Stoffhaushalt eines Fichtenökosystems in verschiedener Weise positiv auswirken. Dennoch sind auch mögliche Nebenwirkungen aus ökologischer Sicht zu beachten. Selbst die in vielen Untersuchungen bestätigten positiven Auswirkungen sind mit gewissen Einschränkungen zu betrachten. So führt die Kalkung zwar zu einer pH-Erhöhung. Diese beschränkt sich aber nur auf den obersten Mineralboden. Durch das Ausbringen von dolomitischen Kalk erhöhen sich zwar die Gehalte des oft im Mangel befindlichen Magnesiums. Die gleichzeitig Erhöhung der Calciumgehalte im Boden kann aber gerade die erhoffte verbesserte Magnesiumernährung der Waldbäume durch Nährstoffantagonismen verzögern oder gar verhindern. Gezielte Düngungsmaßnahmen bieten sich hier alternativ an.

Besonderen Augenmerk sollte auf die Vermeidung der Nitratverunreinigung der forstlichen Wasserressourcen gelegt werden. Gerade durch die Kalkung verstärkt sich diese Gefahr auf stickstoffübersättigten Standorten durch verstärkte Mineralisation. Diese Gefahr kann nur durch eine drastische Reduktion der Stickstoffemission beim Verkehr und in der Landwirtschaft erreicht werden. Laubwälder sollten in belasteten Gebieten gegenüber Fichte gefördert werden, da sie geringere Filterwirkung besitzen. Auf eine Kalkung sollte bei hoher Stickstoffbelastung aber auch bei geringem Humusvorrat verzichtet werden.

5. Literatur:

- Ammer, S. (1992). Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und deren Leistungen. Forstliche Forschungsberichte München. Nr. 123/1992.
- Kreutzer, K. (1995). : Effects of forest liming on soil processes. Plant and soil, 168-169, 447-470,
- Kreutzer, K., Göttlein, A., Pröbstle, P., Zuleger, M. (1991). Höglwaldforschung 1982-1989. Zielsetzung, Versuchskonzept, Basisdaten. Ökosystemforschung Höglwald. Forstwissenschaftl. Forschung, H39, Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Weiß, T. (1994) Spektroskopische und chromatographische Veränderung von Humusstoffen und ihren Eigenschaften durch saure Beregnung und Kalkung. Dissertation der TU-München.

Nachhaltigkeit der Wirkung von Meliorationsmaßnahmen auf den Säurestatus devastierter Waldböden: Ergebnisse eines Langzeitversuchs in der Oberpfalz

von

Prietzl, J.; Ghidoni, M.; Kolb, E.; Rehfuss, K.-E.*

Einführung

Die großflächige, wiederholte Applikation dolomitischer Kalke wird von den Forstlichen Versuchsanstalten einiger Bundesländer (z.B. Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, Sachsen) als notwendige Maßnahme zur Kompensation anthropogener, immissionsbedingter Bodenversauerung erachtet. Die von den einzelnen Anstalten empfohlenen Wiederholungsintervalle variieren zwischen 6 - 10 und 30 Jahren. Die Nachhaltigkeit von Kalkungsmaßnahmen ist stark vom Standort (Klima, Bodenwasserhaushalt, Puffer- und Kationenspeicherleistung der Böden, Pflanzenaufnahme, N-Haushalt, etc.) und von der Höhe der atmogenen Säurebelastung beeinflusst. Sie variiert daher vermutlich in erheblichem Ausmaß und dürfte für eine Reihe von Standorten die von vorstehenden Institutionen empfohlenen Wiederholungsintervalle deutlich übertreffen. Allerdings liegen bislang nur wenige Ergebnisse aus alten, methodisch einwandfreien Experimenten vor, die Auskunft über die Langzeitwirkung von Kalkgaben auf den Bodenchemismus, insbesondere dessen Säurestatus (pH-Wert, Kationenbelegung) geben. Bei den wenigen Altversuchen handelt es sich i.d.R. um Meliorationsexperimente, bei denen neben CaCO_3 auch andere Nährelemente (N, P, K, Mg) verabreicht wurden.

Material und Methoden

Vom Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU München wurden 1964 auf zwei von Natur aus armen, durch langanhaltende Streunutzung, Waldweide und unpflegliche Holzernte weiter devastierten Kiefernstandorten in der Oberpfalz mit hoher atmogener S-Belastung („Pfaffenwinkel“, FoA Waldsassen; „Pustert“, FoA Pfreimd) zwei Experimente zur Entwicklung geeigneter Meliorationsstrategien (u.a. Lupineneinsaat, Volldüngung) zur Verbesserung des stark gestörten N-, P- und

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortslehre der Ludwig-Maximilians-Universität München,
Hohenbachemstr. 22, 85354 Freising

Basenhaushalts des Bodens begründet (vgl. REHFUESS, 1990; S. 183 ff.). Forstliche Ziele waren eine Erhöhung der Wuchsleistung der schlechtwüchsigen Kiefernbestände (Bonität III.8 im Pustert bzw. IV.6 am Standort Waldsassen) sowie die Ermöglichung der Beimischung anspruchsvollerer Baumarten (Winterlinde, Stieleiche). Auf jedem der Standorte wurden 12 Versuchsfelder á 1200 m² eingerichtet; drei zufällig ausgewählte Felder dienten als Kontrollflächen, drei andere erfuhren eine Volldüngung (vgl. REHFUESS, 1990; S. 183). Diese entsprach hinsichtlich ihrer Auswirkung auf den Basenstatus der Böden in etwa einer Applikation von 4600 kg ha⁻¹ CaCO₃; 90% davon wurden 1964 sowie jeweils 5% in den Jahren 1966 und 1972 verabreicht.

Mittels einer vergleichenden Bodeninventur auf den jeweils drei Kontroll- und Volldüngungsflächen prüften wir 1994 die nach 30 Jahren noch aufscheinenden Effekte der Düngungsmaßnahmen auf den Säurestatus (pH-Wert, Basensättigung) der Böden. Auf jeder Fläche wurden an 20 Punkten eines Gitterrasters die organische Auflage sowie in dm-Tiefenstufen die obersten 30 cm des Mineralbodens beprobt. Das Probenmaterial von jeweils 5 Einschlägen pro Fläche vereinigten wir horizont- bzw. tiefenstufenweise zu (insgesamt vier) Mischproben. Für jedes der beiden Prüfglieder (Kontrolle/Düngung) existieren somit 12 Stichproben pro Horizont.

An allen Proben bestimmten wir die pH-Werte in 0,01 M CaCl₂ sowie nach TRÜBY und ALDINGER (1989) die effektive Kationenaustauschkapazität und die Austauscherbelegung im 0,5 M NH₄Cl-Schüttelextrakt. Die statistische Absicherung von Mittelwertsunterschieden dieser Parameter zwischen beiden Prüfgliedern erfolgte mittels MWU-Test.

Ergebnisse und Diskussion

Die Zufuhr von rund 4600 kg ha⁻¹ CaCO₃ hat nach 30 Jahren einen nachhaltig verbesserten Säurestatus der Böden beider Standorte zur Folge. So liegen die pH-Werte der Meliorationsflächen gegenüber den Kontrollflächen v.a. in der Auflage und im oberen Mineralboden signifikant höher; die Unterschiede betragen zwischen 0,2 und 0,6 pH-Einheiten (*Abb. 1a* und *1b*). Auch die Basensättigungen sind im gesamten untersuchten Solum der Meliorationsflächen im Vergleich zur Kontrollfläche signifikant erhöht. Sie betragen in der Auflage 70 bis 80% (Kontrollfläche: 35 bis 50%) und in der Tiefenstufe 0-10 cm des Mineralbodens 30 bis 55% (Kontrollfläche: 5 bis 8%) (*Abb. 2a* und *2b*). Nach 30 Jahren sind auf beiden Standorten noch ca. 40 bis 50% des verabreichten Ca²⁺ und Mg²⁺ im Oberboden in austauschbarer Form im Boden gespeichert - zum Großteil in der Auflage und im Mineralboden oberhalb 20 cm Tiefe (*Tab. 1a* und *1b*).

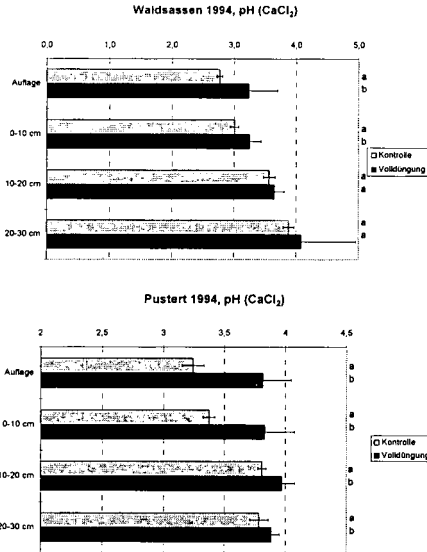


Abb. 1: pH-Werte (CaCl₂) im Oberboden der Kontroll- und Meliorationsflächen für die Versuchstandorte (a) Waldsassen und (b) Pustert. *Signifikanter Unterschied (95%-Niveau) bei Kombination a/b.*

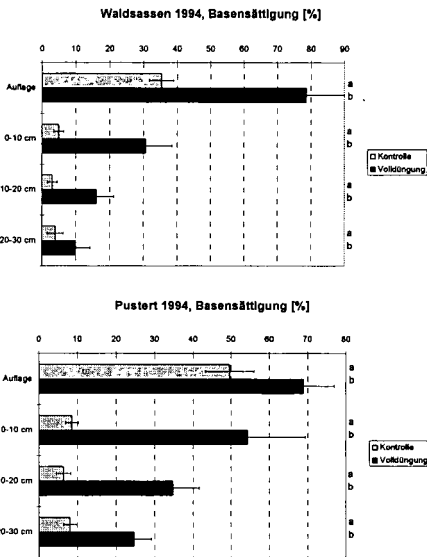


Abb. 2: Basensättigung im Oberboden der Kontroll- und Meliorationsflächen für die Versuchstandorte (a) Waldsassen und (b) Pustert. *Signifikanter Unterschied (95%-Niveau) bei Kombination a/b.*

Tab. 1: Vorräte an austauschbarem Ca²⁺ und Mg²⁺ im Oberboden der Versuchsstandorte (a) Waldsassen und (b) Pustert (Kontroll- und Meliorationsflächen).

WALD-SASSEN	Kontrollfläche (K)	Meliorationsfläche (M) Ca [kg ha ⁻¹]	Differenz (M)-(K)	Anteil an applizierter Ca-Menge [%]	Kontrollfläche (K)	Meliorationsfläche (M) Mg [kg ha ⁻¹]	Differenz (M)-(K)	Anteil an applizierter Mg-Menge [%]
Auflage	184	721	537	26	16	21	5	16
0-10 cm	37	424	387	18	6	9	3	9
10-20 cm	10	167	157	7	2	6	4	13
20-30 cm	7	59	52	2	1	3	2	6
Summe	238	1371	1133	54	25	38	13	41

PUSTERT	Kontrollfläche (K)	Meliorationsfläche (M) Ca [kg ha ⁻¹]	Differenz (M)-(K)	Anteil an applizierter Ca-Menge [%]	Kontrollfläche (K)	Meliorationsfläche (M) Mg [kg ha ⁻¹]	Differenz (M)-(K)	Anteil an applizierter Mg-Menge [%]
Auflage	110	92	-18	0	10	6	-4	0
0-10 cm	52	547	495	24	7	17	10	31
10-20 cm	25	251	226	11	5	10	5	16
20-30 cm	35	182	147	7	9	10	1	3
Summe	222	1072	850	42	31	43	12	48

Zusammenfassung

Die Ergebnisse belegen für beide untersuchten Standorte - trotz hoher atmogener S-Belastung während der Laufzeit des Experiments - eine nachhaltige Wirkung der CaCO₃-Gaben auf den Säurestatus (pH-Wert, Vorrat an austauschbaren „basischen“ Nährelementkationen Ca²⁺, Mg²⁺) der Böden. Eine Wiederholungskalkung ist hier auch in der näheren Zukunft nicht erforderlich; das zu empfehlende Wiederholungsintervall für Kalkungsmaßnahmen liegt bei beiden Standorten deutlich über 30 Jahren, vielmehr in der Größenordnung mehrerer Dekaden.

Literatur

REHFUESS, K.-E. (1990): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Pareys Studientexte 29. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 2.Auflage.

TRÜBY, P. und ALDINGER, E. (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 152, 301-306.

Für die finanzielle Förderung unserer Arbeiten durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Projekt B 21) danken wir herzlich.

Methodenvergleich "Austauschbare Kationen"

von

Meyer-Spasche, H.

	Ake - BZE	Ake - EU	AKt
Probenmaterial	lufttrocken < 2 mm carbonatfrei	lufttrocken < 2 mm carbonatfrei	lufttrocken < 2 mm carbonathaltig stark salzhaltig carbonatfrei
Einwaage	2.5 g	2 g	5 g
Eluiermittel	1 M NH ₄ Cl	0,1 M BaCl ₂	0,1 M BaCl ₂ Triäthanolamin
Volumen	100 ml	20 ml	100 ml
Extraktionsfaktor	40	10	20
Methode	Perkolation	1 x Schütteln	Perkolation
Dauer	über Nacht befeuchtet 4 h	kein Einweichen 2 h	über Nacht befeuchtet 4, h
Abtrennung	Filter	Zentrifuge	Filter

Für die Messung und Auswertung bestehen keine Unterschiede; jedoch ist meßtechnisch die höhere Salzkonzentration der NH₄Cl-Lösung zu beachten. Die spektrometrischen Verfahren (ICP, AAS) haben weitgehend die photometrischen Verfahren ersetzt.

Literatur

- ▶ Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung, Der Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Referat neuartige Waldschäden, Bonn, 1. Auflage 1990.
- ▶ ICP-Forests: Programme Coordinating Center West and East; Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, 3.edition, 1994.
- ▶ Untersuchung zur Vergleichbarkeit der AKe-Bestimmungen mittels BaCl₂-Extraktion (EG-Methode) und NH₄Cl-Perkolation (deutsche Methode), N. König, H. Bartens, Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, 1995.

Neue routinefähige methodische Ansätze zur Waldbodenuntersuchung

von

Kaupenjohann, M.

Zusammenfassung: Es wurden neue methodische Ansätze zur Erfassung der Elementflüsse in Ökosystemen sowie zur Bestimmung der schnellen pH-Pufferkapazität von Waldböden zur Diskussion gestellt. Diese Methoden sind im Prinzip in den Arbeiten von *Kaupenjohann* und *Wilcke* (1995a, 1995b) und *Kaupenjohann* und *Kukowski* (1995) beschrieben, weshalb an dieser Stelle auf eine ausführliche Darstellung verzichtet wird.

Der Stoffhaushalt von Ökosystemen ist eine wichtige Größe zur Beurteilung der Systemstabilität. Die Erfassung der Stoffdynamik erfordert jedoch einen sehr hohen personellen, technischen und finanziellen Aufwand. Deshalb können derartige Untersuchungen nur auf wenigen ausgewählten Standorten durchgeführt werden. Mittels des Einsatzes von Ionenaustauschern, an die im System fließende Ionen sorbiert und über längere Meßzeit akkumuliert werden können, läßt sich der Aufwand erheblich reduzieren. Dieser Ansatz wurde zur Bestimmung von Nitratflüssen in sandigen Böden entwickelt und geprüft. Ergebnisse liegen auch zur Erfassung von Schwermetallflüssen in Böden vor (*Kaupenjohann* und *Kukowski* 1995). Im Vortrag wurde das mögliche Potential dieses Ansatzes zur Erfassung der Stoffdynamik in Wäldern diskutiert.

Ein wichtiges Maß für den Versauerungszustand von Böden ist ihre Säureneutralisationskapazität (SNK). Die kurzfristig durch Protonierung der variablen Ladung und durch Protolyse von Sesquioxiden mobilisierbare SNK läßt sich mittels pHstat-Titration bestimmen. Das dafür beschriebene Verfahren (vgl. z.B. *Van de Sand* und *Fischer* 1994) ist jedoch sehr zeitaufwendig und man benötigt teure automatische Titriergeräte. Deshalb kann die SNK im Rahmen groß angelegter Inventuren bisher nicht routinemäßig erfaßt werden. Außerdem beeinträchtigt die methodisch bedingte Anreicherung von Reaktionsprodukten der Säurepufferung im Reaktionsraum u.U. die pH-Pufferkinetik, was die Extrapolation der SNK erschwert. Im Vortrag wurde ein einfaches Batchverfahren vorgestellt, welches schnell, reproduzierbar und preiswert die Bestimmung der SNK ermöglicht. Die Methode gewährleistet außerdem die Konstanthaltung der Reaktionsprodukte im Reaktor während der gesamten Titrationsdauer. Dadurch ist eine Verbesserung der Richtigkeit der Ergebnisse - verglichen mit der herkömmlichen pHstat-Titration - zu erwarten (*Kaupenjohann* und *Wilcke* 1995a, 1995b).

Literatur: *Kaupenjohann, M.* und *W. Wilcke*, 1995a: Heavy metal release from a serpentine soil using a pHstat technique. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1027-1031. *Kaupenjohann, M.* und *W. Wilcke*, 1995b: Untersuchungen zur pH-Pufferkinetik von Böden mit einer neuen pHstat-Technik. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 76: 1441-1444. *Kaupenjohann, M.* und *H. Kukowski*, 1995: Quantifizierung der Nitrat- und Schwermetallausträge aus sandigen Ackerböden. *VDLUFASchriftenreihe* 1995: 315-318. *Van de Sand, M.* und *R.W. Fischer*, 1994: Quantifizierung der wichtigsten Mechanismen zur Säurepufferung carbonatfreier Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157:369-373.

Kalkulation von Verwitterungsraten mittels quantitativer Mineralanalysen

von

Butz-Braun, R.*

1. Einleitung

Der Anteil an basischen Kationen, der durch Verwitterung aus Mineralen in einer bestimmten Zeit freigesetzt wird, wird als Verwitterungsrate bezeichnet und gilt als wichtiger, der Versauerung entgegenwirkender Faktor. Die Verwitterungsraten gehen z.B. als Ausgangsdaten zur Berechnung der Critical Loads in die Simple-Mass-Balance ein (NAGEL et al., 1995), wobei nur das Muttergestein und die Bodentextur berücksichtigt werden. Bei dem PROFILE-Modell (KÖBLE et al., 1993) sowie bei der Berechnung der Verwitterungsraten nach SVERDRUP (1990) werden vornehmlich primäre Minerale als Eingabeparameter verwendet.

In mitteleuropäischen Böden dagegen spielen Tonminerale bei der Freisetzung basischer Kationen eine größere Rolle. In den unteren Horizonten eines Bodenprofils treten in karbonatfreien Böden neben Quarz und Feldspat vorwiegend primäre Schichtsilikate wie Illit/Muscovite und Chlorite auf, die von der Verwitterung noch weitgehend verschont blieben. In den oberen Horizonten überwiegen sekundäre Minerale mit geringeren Anteilen an freisetzbaren Kationen. Dazwischen liegen Tonminerale (Illite, Vermiculite, Smekтите, Wechsellagerungsminerale), die teils schon Kationen freigesetzt haben und noch weitere freisetzen können.

2. Vorgehensweise

Die chemischen Formeln der primären Schichtsilikate sind der Literatur (z.B. JASMUND & LAGALY, 1993) zu entnehmen. Die chemischen Formeln der Tonminerale, die bereits Kationen freigesetzt haben, können daraus abgeleitet werden. In die Kalkulation geht nur der Anteil an Zwischenschicht-Kationen ein, da die Kationen in den Tetraeder- und Oktaeder-Schichten sehr fest gebunden sind und nur unter extremen Bedingungen herausgelöst werden. Anhand der chemischen Formeln wird der Anteil an freisetzbaren basischen Kationen für jedes Mineral berechnet. In Abhängigkeit von dem Zwischenschicht-Kationen-Anteil besteht die Möglichkeit, die einzelnen Tonminerale weiter zu differenzieren und in mehrere Klassen einzuteilen.

* Tonmineralogische Beratung - Heidestr. 2 - 35274 Kirchhain

Anhand spezieller röntgendiffraktometrischer Analysen wird jede Bodenprobe auf ihre mineralogische Zusammensetzung hin untersucht. Durch Festlegung bestimmter Kriterien können auch die einzelnen Tonminerale (z.B. drei verschiedene Illite) differenziert und quantifiziert werden.

Die Multiplikation der einzelnen Mineralanteile mit den berechneten Anteilen freisetzbarer basischer Kationen ergibt den Anteil an freisetzbaren Kationen (F-KAT in meq/kg) der jeweiligen Minerale, deren Summe der Anteil an freisetzbaren Kationen der entsprechenden Probe ist.

In der folgenden Tabelle sind die Anteile freisetzbarer Kationen (in meq/kg Boden) am Beispiel der Dauerbeobachtungsfläche Johanniskreuz (FVA Rheinland-Pfalz) dargestellt.

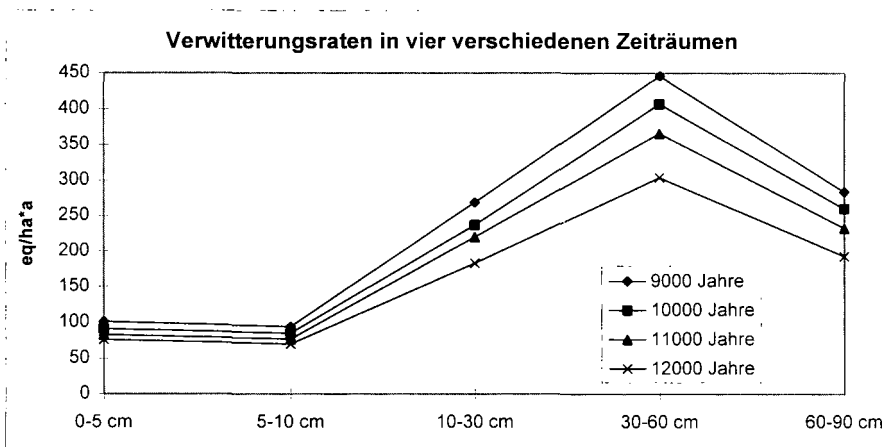
Minerale	0-5 cm		5-10 cm		10-30 cm		30-60 cm		60-90 cm	
	Min-Anteil	meq/kg	Min-Anteil	meq/kg	Min-Anteil	meq/kg	Min-Anteil	meq/kg	Min-Anteil	meq/kg
Quarz	82	8,2	82	8,2	75	7,5	72	7,2	75	7,5
K-Fsp	4	4	3	3	3	3	5	5	6	6
Kaolinit	3	3	4	4	6	6	7	7	8	8
Illit 1	0	0	0	0	0	0	10	190	9	171
Illit 2	0	0	0	0	8	136	0	0	0	0
Illit 3	5	70	4,5	63	0	0	0	0	0	0
WL III/Ver 1	0	0	0	0	0	0	1	13	0	0
WL III/Ver 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorit	0	0	0	0	0,5	32,5	2	130	0,5	32,5
WL Chl/Ver 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	24
WL Chl/Ver 2	0	0	0	0	0	0	1	39	0	0
WL Chl/Ver 3	0	0	0	0	0,5	15	0	0	0	0
Vermiculit 1	0	0	0	0	0	0	1	11	1	11
Al-Vermiculit	0	0	0	0	7,5	37,5	1	5	0	0
labile Tonm.	6	6	6,5	6,5	0	0	0	0	0	0
Summe		91,2		84,7		237,5		407,2		260
Differenz			- 6		157		160		- 146	
gewichteter Mittelwert = 285 meq/kg										

Der Anteil an freisetzbaren Kationen beträgt in den oberen beiden Tiefenstufen 91 bzw. 85 meq/kg und steigt dann über 238 meq/kg in der Tiefenstufe 10-30 cm auf 407 meq/kg in der Tiefenstufe 30-60 cm an. Darunter (60-90 cm) liegt der Anteil freisetzbarer Kationen nur bei 260 meq/kg, was darauf zurückzuführen ist, daß das sandige Ausgangssubstrat des Mittleren Buntsandsteins niedrigere Chloritgehalte und etwas höhere Quarzanteile enthält als der überlagernde sandige Lößlehm.

Die Differenz der Anteile freisetzbarer Kationen zwischen den einzelnen Tiefenstufen, die auch in der Abbildung an der Steigung der Kurven leicht zu erkennen ist, gibt den F-KAT-Wert an, der durch Verwitterung noch freigesetzt werden kann, unter der Voraussetzung, daß die Minerale ei-

ner unteren Tiefenstufe in einem bestimmten Zeitraum dieselbe Entwicklung durchlaufen wie die Minerale einer oberen Tiefenstufe desselben Profils.

Je kleiner die Differenz ist, um so weniger Kationen können freigesetzt werden. In den meisten nährstoffarmen und quarzreichen Mineralböden liegt noch ein Minimum von 50-100 meq/kg Boden an freisetzbaren basischen Kationen vor. Die Minerale, die hier vorkommen, sind, wie z.B. in den Tiefenstufen 0-5 und 5-10 cm, sehr verwitterungsstabil und unterliegen keinen weiteren Umwandlungen mehr, sondern werden allmählich aufgelöst. Ist der Verlauf der Kurve bei höheren Werten an freisetzbaren basischen Kationen relativ flach, können ungünstige Drainagebedingungen vorliegen, die eine Freisetzung basischer Kationen behindern.



Durch den Vergleich mehrerer Kurven in einem Diagramm können Differenzen zwischen kurz- und langfristigen Freisetzungsraten, zwischen mehreren Profilen einer Versuchsfäche oder zwischen verschiedenen Zeiträumen, in denen ein Bodenprofil verwittert, aufgezeigt werden. Der Zeitraum, in dem die Verwitterung abläuft, ist abhängig von mehreren Faktoren - wie z.B. dem Ausgangssubstrat, den Drainagebedingungen und dem pH-Wert - und sollte für jeden Standort individuell abgeschätzt werden. Geht man davon aus, daß in 10000 Jahren die Kationen aus einem Meter Bodenmächtigkeit mit einer Dichte von 1 t/m^3 verwittern, so entspricht der Anteil freisetzbarer basischer Kationen in meq/kg der Verwitterungsrate eq/ha*a.

In der Abbildung wird gleichzeitig die Kalkulation der Verwitterungsraten für vier verschiedene Verwitterungszeiträume dargestellt, wobei sich lediglich die Gesamtwerte nach oben oder unten verschieben. Der Verlauf der Kurven verändert sich dabei kaum. Dementsprechend können auch,

ohne daß der Verwitterungszeitraum bekannt ist, Aussagen darüber getroffen werden, ob und in welcher Tiefenstufe Kationen freigesetzt werden können, wieviel Kationen bereits freigesetzt wurden, ob Substratwechsel vorliegen und wie sich diese auf die Verwitterungsraten innerhalb des Profils auswirken.

Sofern Proben vorliegen, die zu verschiedenen Zeitpunkten an ein und derselben Probennahmestelle genommen wurden, können auch die Verwitterungsraten des betreffenden Zeitraums bestimmt werden.

3. Diskussion

Die Kalkulation beruht auf quantitativen Mineralanalysen, die - in Abhängigkeit von der Anzahl der einzelnen Minerale einer Probe - relativ ungenau sein können. Außerdem können die chemische Zusammensetzung der tatsächlich vorkommenden Minerale und folglich der Anteil freisetzbare basischer Kationen nur innerhalb bestimmter Grenzen abgeschätzt werden. Die absoluten Anteile freisetzbare basischer Kationen sind daher nur mit einer Genauigkeit von $\pm 10\%$ bestimmbar. Dagegen sind die Veränderungen der Tonminerale zwischen den einzelnen Tiefenstufen bzw. Horizonten innerhalb eines Bodenprofils relativ genau evaluierbar, da bei allen Proben innerhalb eines Profils mit etwa demselben Fehler gerechnet wird.

4. Literatur

- JASMUND, K. & G. LAGALY (Hrsg.) (1993): Tonminerale und Tone, Steinkopff Verlag Darmstadt, 490 S.
- KÖBLE, R., H.-D. NAGEL, G. SMIA TEK, B. WERNER, L. WERNER (1993): Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben FE 108 02 080 im Auftrag des Umweltbundesamtes, 183 S.
- NAGEL, H.-D., G. SMIA TEK, B. WERNER (1994): Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien - Critical Loads & Critical Levels -, Metzler-Poeschel Stuttgart, 77 S.
- SVERDRUP, H. (1990): The kinetics of base cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Schweden, 224 S.

Ansätze zur Erhebung quantitativer Strukturparameter im Rahmen der Bodenzustandserfassung im Wald

von

Schack-Kirchner, H.¹

Zusammenfassung

Die Bedeutung der sekundären Bodenstruktur für Bodenfunktionen, ihre enge Beziehung zu bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften und ihre Gefährdung durch mechanische Belastung und Stoffeinträge macht eine Erweiterung der Methoden der Bodenzustandserfassung im Wald um quantitative Parameter der Bodenbelüftung wünschenswert. Geeignete Parameter sind Luftkapazität und relativer scheinbarer Diffusionskoeffizient, wobei jedoch die Wahl eines standorttypischen Wassergehaltes ein Problem ist: Die konventionelle Verwendung von 60hPa-Desorptionswerten unterschätzt die Belüftungsleistung. Eine Modellierung des Gasdiffusionskoeffizienten aus dem luftgefüllten Porenvolumen ist unbefriedigend. Daher erscheint die eigenständige Erhebung des sensitiven und kardinal interpretierbaren Diffusionskoeffizienten im Rahmen eines Rastermonitorings lohnend.

1. Bodenstruktur: Stiefkind der BZE

Der Aufbau eines sekundären Makroporensystems, das in weitem Bereich der Umgebungsbedingungen in der Lage ist, sowohl die Wasserversorgung als auch die Belüftung der Wurzeln und Mikroorganismen in mikroskaliger Vernetzung sicherzustellen, ist eine elementare Bodeneigenschaft. Eigenschaften des Makroporensystems sind hochrangige Ordnungsparameter der Verteilung von Feinwurzeln (BABEL 1990), Pilzhyphen (v.WILPERT et al. 1996) und auch von Nährionen (HILDEBRAND 1994). Die Makroporenstruktur ist somit einerseits Voraussetzung für eine hohe biologische Aktivität, sie kann gegenüber Auf- und Eigenlast auch nur durch ständigen biogenen Energieeintrag aufrechterhalten werden (HILDEBRAND 1995). Dieses Fließgleichgewicht ist somit nicht nur durch mechanische Belastungen (Befahrung) gefährdet, sondern auch durch Depositionen, die die Aktivität von Bodenwühlern vermindert. Wesentliches „ökologisches Bindeglied“ zwischen fragmentierenden bodenphysikalischen Parametern und der Bodenfunktion als Wurzelraum ist die Bodenbelüftung (SCHACK-KIRCHNER 1994). In der bisherigen Bodenzustandserfassung im Wald (BML 1990) werden jedoch keine quantitativen Belüftungsparameter erfaßt.

In der baden-württembergischen BZE werden nun erstmals im Rahmen der Ergänzung des bisher auf Fichtenbestände beschränkten Rasters mit Laubholzbeständen Parameter der Bodenbelüftung erhoben. Dem liegen folgende Fragestellungen zugrunde:

-) Wie ist der typische Belüftungsstatus der Laubholzbestände und welche flächige Bedeutung haben Strukturstörungen im Oberboden?
-) Können diese Störungen der Bodenbelüftung anthropogenen Ursachen zugeordnet werden (mechanische Belastung, Deposition)?
-) Sind Belüftungsstörungen ein Erklärungsansatz für verbreitete Wurzelnekrosen in Laubholzbeständen?

¹Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Bodenkunde und Waldernährung, Wonnhaldestr. 4, 79100 Freiburg, Tel. 0761/4018-144, FAX 4018-333

2. Parameter der Bodenbelüftung

Die Lagerungsdichte (und das eng korrelierte Gesamtporenvolumen) wird auch von der texturbedingten Primärstruktur kontrolliert. Konvektive Leitfähigkeiten (kf-Wert, Luftleitfähigkeit) sind im Hinblick auf die Bodenbelüftung schwer interpretierbar, da gemäß dem Hagen-Poiseuill'schen Gesetz die größten Poren erheblich stärker gewichtet werden, als es ihrer Rolle im diffusiven Gasaustausch entspricht. Der Gasdiffusionskoeffizient hingegen enthält nur belüftungsrelevante Information, er ist unter Einsatz von Modellen unmittelbar im Hinblick auf Gasflüsse kardinal interpretierbar und er ist wegen seiner geringeren Streuung gegenüber Bodenstrukturveränderungen sensitiver als konvektive Leitfähigkeiten (SCHACK-KIRCHNER 1994).

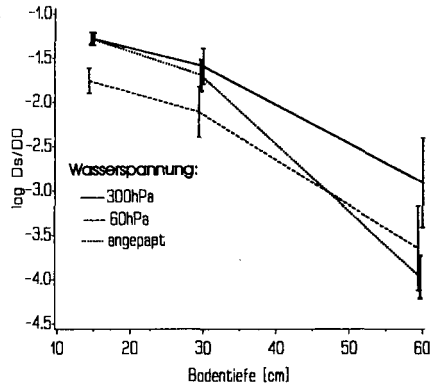
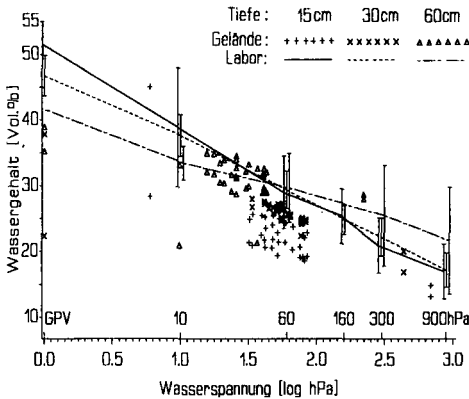


Abb.1: Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung und Wassergehalt auf der EU-Level II-Monitoringfläche Altensteig/Nordschwarzwald. Die Einzelsymbole repräsentieren Meßwertpaare aus Tagesmitteln der Tensionen und TDR-Ablesungen im 14tägigen Rhythmus im hydrologischen Jahr 1994/1995. Die Linien repräsentieren Mittelwerte $\pm 2s$ der Labor-desorptionskurve.

Abb.2: Tiefenprofile des relativen scheinbaren Diffusionskoeffizienten (Mittelwerte ± 2 Std.fehler) von der Versuchsfläche Altensteig bei konstanten Desorptionsspannungen bzw. angepaßt an die typischen Geländewassergehalte.

Bodenluft und -wasser sind im Hinblick auf das Porenvolumen komplementär. Eine Charakterisierung der Bodenbelüftung bezieht sich daher immer auf einen bestimmten Wassergehalt. Konventionell wird die "Luftkapazität" als das Porenvolumen definiert, das bei 60hPa Wasserspannung belüftet ist (AG Bodenkunde 1994). In **Abb.1** ist der Zusammenhang zwischen den im Freiland innerhalb eines Jahres gemessenen Wassergehalts/Wasserspannungswertepaaren und der im Labor-Desorptionskurve eines Standortes dargestellt. Es wird deutlich, daß offensichtlich ein relativ enger „typischer“ Bereich für Wassergehalt und Wasserspannung für jeden Horizont definiert werden kann. Ein Vergleich mit der Labor-pF-Kurve zeigt jedoch, daß die Desorptionsspannung, die den typischen Geländewassergehalt einstellt, nicht bei 60hPa, sondern im Unterboden bei 30hPa, bei 30cm Tiefe bei 160hPa und in 15cm Tiefe bei 300hPa liegt. Mit der Nähe zur Bodenoberfläche nimmt offensichtlich die Häufigkeit von Adsorptionsphasen zu, während denen sich bei gleicher Wasserspannung geringere Wassergehalte einstellen als während der Desorptionsphasen (Hystereseeffekt). In **Abb.2** sind die Tiefenprofile des Gasdiffusionskoeffizienten bei verschiedenen Desorptionsspannungen für diesen Standort dargestellt. Im Vergleich zu den an den Geländewasserhaushalt angepaßten Werten wird bei 60hPa der Gasdiffusionskoeffizienten im Oberboden um den Faktor 10 unterschätzt bzw. bei 300hPa in 60cm Tiefe um den Faktor 10 überschätzt.

Da Gelände-pF-Kurven nur begrenzt zur Verfügung stehen, sehen wir die Bestimmung von Luftvolumen und Gasdiffusionskoeffizient bei 60 und 300hPa (Porenklassen weite und enge Grobporen) als einen Kompromiß zwischen Meßaufwand und Interpretierbarkeit. Die Wertespreitung wird in vielen Fällen eine gute Näherung der im Gelände zu erwartenden Mittelwerte sein.

An den natürlich gelagerten Stechzylinderproben (5 pro Tiefenstufe) werden folgende Parameter erhoben:

-) Wassergehalte (Desorption) bei 60 und 300hPa (pF 1.8 und 2.5)
-) Lagerungsdichte (db)
-) Gesamtporenvolumen (GPV) durch Vakuum-Pyknometrie
-) relativer scheinbarer Gasdiffusionskoeffizient (Ds/D0) bei 60 und 300hPa (N₂-Ar-Diffusion im Einkammersystem (SCHACK-KIRCHNER 1994))

3. Erste Ergebnisse

Als Pilotstudie werden seit November 1995 Laubholzprofile im Bereich der Forstdirektion Stuttgart untersucht. Bisher liegen die bodenphysikalischen Meßergebnisse von 8 Bodenprofilen vor. In **Abb.3** sind die Häufigkeiten der Klassen des luftgefüllten Porenvolumens bei 300hPa Wasserspannung dargestellt. Luftgefüllte Porenvolumina unter 15% können als kritischer Wert für die Bodenfunktion als Keimbett für Buchen angesehen werden (HILDEBRAND 1983). Im Oberboden von 0-5cm Tiefe wird dieser kritische Wert in 1/4 der Fälle unterschritten. Diese Ergebnisse sind nicht repräsentativ, zeigen aber, daß Strukturstörungen womöglich ein verbreitetes Problem darstellen.

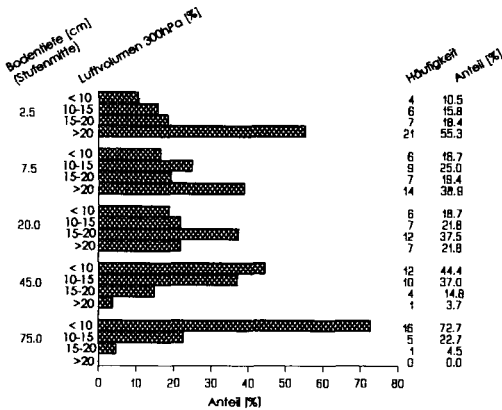


Abb.3: Häufigkeiten von Klassen des luftgefüllten Porenvolumen bei 300hPa Wasserspannung (=Grobporenvolumen) getrennt für die Tiefenstufen aus 8 Laubholzprofilen.

Diese Tendenz bestätigt sich in den Tiefenfunktionen der Diffusionskoeffizienten: In der ersten Auswertung zeigt sich, daß in 3 von 8 Fällen in der Tiefenstufe von 0-5cm ein zumindest lokales Minimum des Diffusionskoeffizienten liegt. Im Prinzip erwarten wir jedoch in aktiven Oberböden besonders hohe Gasdurchlässigkeiten.

In **Abb.4** ist der Zusammenhang zwischen Gasdiffusionskoeffizienten und luftgefülltem Porenvolumen dargestellt. Aus den bei SALLAM et al. (1984) dargestellten Modellen zur Berechnung des Diffusionskoeffizienten aus dem einfacher zu bestimmenden Luftvolumen haben wir zum Vergleich

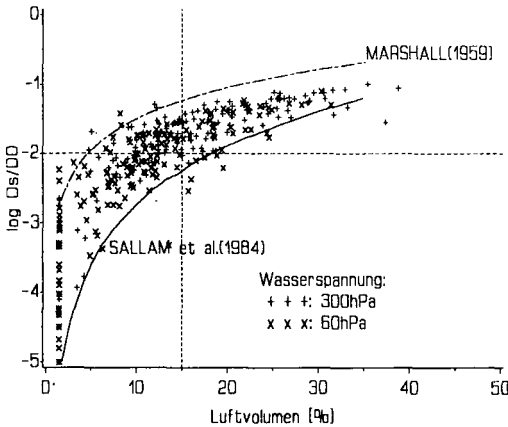


Abb.4: Zusammenhang gemessener Gasdiffusionskoeffizienten und luftgefüllter Porenanteile von 8 Laubholzprofilen.

Zusätzlich eingezeichnet sind die aus dem luftgefülltem Porenvolumen berechneten Diffusionskoeffizienten:

MARSHALL (1959): $D_s/D_0 = LV^{1.5}$

SALLAM et al. (1984): $D_s/D_0 = LV^{3.3} * GPV^{-2}$

D_s/D_0 = rel. scheinbarer Diffusionskoeffizient

LV = rel. Luftvolumen (Vol./Vol.)

GPV = rel. Gesamtporenvolumen (Vol./Vol.)

die Algorithmen ausgewählt, die am nächsten an unsere Ergebnisse herankommen. Das Modell von MARSHALL (1959) überschätzt, das Model von SALLAM et al. (1984) unterschätzt den Meßbereich erheblich. Dort wo die Belüftung hinsichtlich des luftgefüllten Porenvolumens kritisch wird, streuen die Gasdiffusionskoeffizienten besonders stark. Wenn man die Interpretationen nur auf den Grenzwert von 15Vol.% luftgefüllten Poren basiert, unterschätzt man die tatsächliche Belüftungsleistung in einigen Fällen, wenn die Diffusionskoeffizienten mit Werten über 0.01 bis 0.05 zumindest für den „Gasfermentransport“ in unterliegende Horizonte noch als ausreichend zu bezeichnen sind. Ein weiteres Problem stellt die Ungenauigkeit der Bestimmung des Luftanteils bei kleinen Werten dar: Der Meßfehler der Kombination aus Vakuumpyknometer und gravimetrischer Bestimmung des Wasseranteils in Stechzylinderproben liegt bei 1-2Vol.%. Werte unter 3 Vol.% haben wir daher auf 1.5Vol.% gemittelt, um das Auftreten unplausibler negativer Luftvolumina zu vermeiden. Es wird klar, daß Luftvolumen und Diffusionskoeffizient bei einem heterogenen Probenmaterial innerhalb einer BZE keine redundanten Kenngrößen sind.

Literatur:

- Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Hannover, 343 S.
- BML (Bundesministerium für Ern., Landw. und Forsten) (1990): Bundesweite Bodenzustandserfassung im Wald (BZE) Arbeitsanleitung. 1. Auflage, Bonn, 147 S.
- BABEL, U. (1990): Verteilung von Buchen- und Fichtenfeinwurzeln in Bezug zu Bodenhohlräumen und dichter Bodensubstanz. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 161: 109-112.
- HILDEBRAND, E. E. (1983): Der Einfluß der Bodenverdichtung auf die Bodenfunktion im forstlichen Standort. Forstwiss. Cbl. 102: 111-125.
- HILDEBRAND, E. E. (1994): The heterogenous distribution of mobile ions in the rhizosphere of acid forest soils: Facts, causes and consequences. J. Environ. Sci. Health A29: 1973-1992.
- MARSHALL T. J. (1959): The diffusion of gases through porous media. J. Soil Sci. 10: 79-84.
- SALLAM, A.; JURY, W.A.; LETEY, J. (1984): Measurement of gas diffusion coefficient under relatively low air-filled porosity. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 3-6.
- SCHACK-KIRCHNER, H. (1994): Struktur und Gashaushalt von Waldböden. Ber. Forschungszentrum Waldökosystem Univ. Göttingen Reihe A, Bd. 112, 145 S.
- v. WILPERT, K.; SCHACK-KIRCHNER, H.; GÜNTHER, S.; HOCH, R.; HILDEBRAND, E. E. (1996): Bodenchemische und -physikalische Faktoren des Myzelwachstums von Mykorrhizapilzen: Bodenstruktur, Gashaushalt und Hyphenverteilung. Forschungsber. KfK-PEF, 80 S.

Indikatoren für morphologische Standortmerkmale aus Parametern des Bodenzustandes

von

Eberl, Chr.

1 Einleitung

Die forstliche Standortskartierung beschreibt auf der Grundlage bodenkundlicher Kartieranleitungen und empirischen Wissens den Waldboden innerhalb bestimmter regionaler Einheiten (Wuchsbezirke). Dabei werden über morphologische Merkmale qualitative Aussagen abgeleitet und für waldbauliche Zielsetzungen umgesetzt^(1, 2). Es wird unterstellt, daß der Boden in langfristigen Zeiträumen unverändert bleibt. Ergänzend zur Profilbeschreibung und regionalen Abgrenzung werden Bodenproben analysiert, die einer zusätzlichen, ökochemischen Charakterisierung des Standortstyps dienen. Ulrich⁽³⁾ stellt fest, daß durch nutzungs- und depositionsbedingte Veränderungen des Bodenzustands im Laufe der letzten Jahrzehnte morphologische und chemische Merkmale nicht mehr im Gleichgewicht stehen. Um die Veränderungen des Bodenzustandes räumlich und zeitlich zu erfassen, wird eine bundesweite Erhebung des Waldbodenzustandes (BZE) seit 1990 durchgeführt⁽⁴⁾.

Die bodenchemischen Reaktionen verlaufen im Gegensatz zu den morphologisch ausgeprägten Merkmalen der Bodengese auf unterschiedlichen Raum-Zeit Skalen. Ein Vergleich zwischen morphologischen und ökochemischen Merkmalen muß daher die Skala der betroffenen Prozesse einheitlich betrachten. Die forstliche Standortskartierung in Niedersachsen beschreibt die potentielle Nährstoffversorgung im wesentlichen über die mineralogische Ausstattung des geologischen Ausgangsmaterials, die Bodenart (Tongehalt), die Verbraunung und die Humusform und faßt die Gesamtbeurteilung in Nährstoffklassen zusammen⁽⁵⁾. Ökochemisch entspricht diese Einstufung den mesoskaligen Parametern Nährstoffvorräte, Basensättigung und Kationenaustauschkapazität. Befinden sich Waldböden im Gleichgewichtszustand, so müssen empirische Beurteilung und chemische Analyse in korrelativem Zusammenhang stehen.

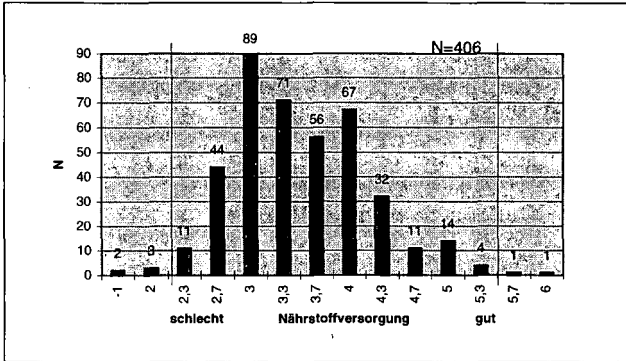
Nachfolgend wird dargestellt, in welcher Form die morphologische Beschreibung und die chemische Analyse für Standortmerkmale korrelieren. An Hand der Mittelwerte werden die Einzelparameter klassifiziert. Zur Beurteilung des Einzelfalles werden vergleichende Diskussionen geführt.

2 Material und Methoden

Im niedersächsischen Harz wurden im Rahmen der Standortskartierung seit 1987 bis 1991 406 Bodenprofile mit 1887 Bodenhorizonten beschrieben und analysiert. Die Profile sind nach

einem Rastersystem angelegt und großflächig über den gesamten Westharz verteilt. Die Verteilung entspricht weitgehend einer Durchschnittsverteilung aller standörtlichen Einheiten des Harzes⁽⁶⁾. Profilbeschreibungen und Analysedaten wurden in die Boden-Datenbank (BODA) des Institutes für Bodenkunde und Waldernährung eingelesen und auf Plausibilität kontrolliert. Die Verrechnung der Rohdaten zu Vorräten erfolgte über Rechenroutinen der BODA. Als Merkmale zur Charakterisierung der Nährstoffklassen wurden die 9 Parameter Basensättigung (BS%) für Horizonte $\pm 40\text{cm}$ Tiefe, die KAKe und die Stoffvorräte für Ca, Mg, K, P, C und N herangezogen.

Die nachfolgenden Ergebnisse sind graphisch beschrieben und nach statistischer Datenanalyse (SAS) tabellarisch zusammengefaßt. Als morphologisches Standortmerkmal wird die Nährstoffklasse des Standorts beschrieben. Die Anzahl der untersuchten Profile je Nährstoffklasse zeigt Abb. 1. Signifikanz und Bestimmtheitsmaß werden berechnet. Von 406 Bodenprofilen wurden 399 in die Auswertung einbezogen, da für die Extremwerte der Nährstoffklassen unterhalb 2,3 und oberhalb 5,3 nur wenige Profile vorlagen.

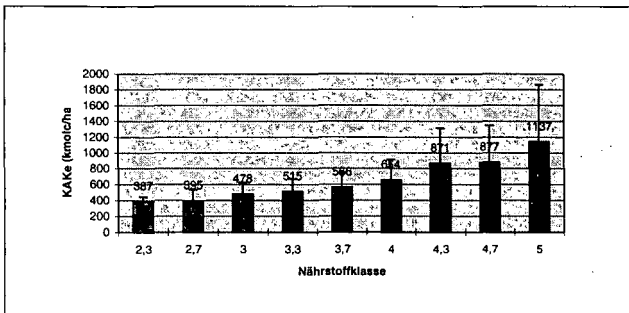


zeigt Abb. 1. Signifikanz und Bestimmtheitsmaß werden berechnet. Von 406 Bodenprofilen wurden 399 in die Auswertung einbezogen, da für die Extremwerte der Nährstoffklassen unterhalb 2,3 und oberhalb 5,3 nur wenige Profile vorlagen.

Abb. 1: Verteilung der Bodenprofile auf Nährstoffklassen im nds. Harz

3 Ergebnisse

Die Mittelwerte der 9 Parameter, denen Indikatorfunktion für Nährstoffklassen zukommen können, wurden berechnet (Tab.: 2), sowie Verteilung und Standardabweichung ermittelt. Beispielhaft ist die Verteilung für die KAKe nach Nährstoffklassen in Abb. 2 dargestellt. Diese Abb. zeigt, daß die KAKe mit verbesserter Nährstoffversorgung kontinuierlich ansteigt.



wurden berechnet (Tab.: 2), sowie Verteilung und Standardabweichung ermittelt. Beispielhaft ist die Verteilung für die KAKe nach Nährstoffklassen in Abb. 2 dargestellt. Diese Abb. zeigt, daß die KAKe mit verbesserter Nährstoffversorgung kontinuierlich ansteigt.

Abb. 2: Mittelwert und Standardabweichung für KAKe nach Nährstoffklassen

Die Verteilung der Einzelwerte der untersuchten Parameter nach Nährstoffklassen ist dagegen außerordentlich heterogen. Im wesentlichen ist keine Normalverteilung innerhalb der Klassen

vorhanden. Die Signifikanzuntersuchung nach Nährstoffklassen wurde mit dem N-Par one-Way Test durchgeführt. Dabei zeigten sich für fast alle Merkmale signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Nährstoffklassen, zum Großteil sogar zwischen den Plus/Minus-Varianten. Keine Signifikanzunterschiede waren für die Kohlenstoffvorräte festzustellen. Auch für Stickstoff zeigten sich Unterschiede nur für die Haupt-Nährstoffklassen. Die Tab. 1 zeigt beispielhaft die Berechnungsergebnisse des Signifikanztests für Kalium Vorräte nach Nährstoffklassen.

		NPAR-ONE-WAY - Test (F-Wert in Spalte; p-Wert in Zeile) für Kalium-Vorräte										
Nährstoffziffer nach Standortkartierung	N=	2,3	2,7	3	3,3	3,7	4	4,3	4,7	5	5,3	
2,3 = schwach	11		0,08	0,01	sig							
3,0 = mäßig	44	3,28		0,02	0,01	sig						
4,0 = zieml. gut	89	8,80	0,00		0,41	0,10	0,01	sig				
5,0 = gut	71	sig	0,57	0,66		0,43	0,01	sig				
6,0 = sehr gut	56	sig	sig	2,79	0,62		0,04	sig				
(+ 0,3) = besser bzw schlechter als der Normaltyp	67	sig	sig	sig	0,87	0,05		0,00	sig			
	4,3	31				sig	0,10		0,35	0,83	0,84	
	4,7	11				sig		0,91		0,33	0,30	
	5	14					0,05	1,00			0,95	
	5,3	4					0,03	1,16	0,04			

Tab. 1: Signifikanzgrenzen für Kalium Vorräte nach Nährstoffklassen im Harz

Das Beispiel in Tab. 1 zeigt, daß die Einschätzung der Nährstoffklasse nach Hauptziffern signifikant ist. Plus/Minus-Varianten lassen sich dagegen nicht immer signifikant voneinander unterscheiden. Oberhalb der Nährstoffklasse 4,3 gibt es für Kalium-Vorräte keine signifikanten Unterschiede mehr.

P _n = Nährstoffversorgung	2,3	2,7	3,0	3,3	3,7	4,0	4,3	4,7	5,0	5,3	Bestimmtheitsmaß
M ₁ = BS% (BvCv)	7	8	7	9	14	30	44	59	53	67	0,56
M ₂ = KAKc	387	395	479	515	566	654	871	877	1137	1310	0,53
M ₃ = Ca-Vorrat	262	327	322	376	694	2151	4714	6671	13770	16151	0,52
M ₄ = Mg-Vorrat	30	63	70	92	197	477	991	1114	1055	2584	0,45
M ₅ = BS% im Ah	8	8	10	9	11	18	27	21	35	66	0,44
M ₆ = K-Vorrat	161	249	304	325	324	441	863	392	727	666	0,37
M ₇ = Posphor	1548	2105	2280	2218	2641	3072	2258	3178	3382	5527	0,20
M ₈ = Stickstoff	8,3	8,2	10,2	10,6	10,4	10,8	8,3	12,3	12,5	12,3	-----
M ₉ = Kohlenst.	159	149	167	158	146	142	104	159	159	150	-----

Tab.2: Mittelwerte für Merkmale und Indikatoren der Nährstoffklassen

Wird als Konvention akzeptiert, daß bei signifikantem Unterschied das Bestimmtheitsmaß mind. 0,5 beträgt, so können Basensättigung des Unterbodens, Höhe der Kationenaustauschkapazität und Höhe des Kalziumvorrat als Indikatoren für Nährstoffklassen der Standortkartierung gelten. Dagegen sind die vorwiegend an der organische Substanz gebundenen Stoffe (C und N) mit dem Faktor Nährstoffklasse nur begrenzt korreliert (Abb.: 3).

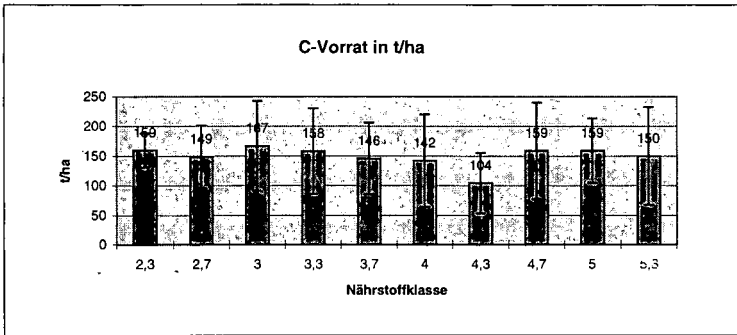


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Kohlenstoff-Vorrat und Nährstoffklasse

4 Diskussion und Zusammenfassung

Mit Hilfe morphologischer Merkmale werden im Rahmen der forstlichen Standortkartierung empirische Einstufungen der Nährstoffversorgungskapazität von Waldböden vorgenommen. Analytisch wurden die gleichen Böden untersucht und hierfür mesoskopig wirksame Parameter der Nährstoffversorgung, vorwiegend Vorratsdaten je Hektar, herangezogen. Ein relativer Mittelwertsvergleich zwischen den empirischen und analytischen Daten zeigt, daß die Zusammenhänge zwischen empirischer Einstufung und Analytik grundsätzlich gut möglich sind. Es kommt im Einzelfall jedoch zu erheblichen Abweichungen, so daß der Lokalstandort sich sehr deutlich von der mittleren Standortseinschätzung unterscheiden kann.

Die Form der Untersuchung erlaubt keine Rückschlüsse darauf, ob diese Divergenzen natürlicher oder anthropogener Art sind. Hierfür ist eine Einzelfallbeurteilung erforderlich. Für den Harz sind anthropogen bedingte Veränderungen stark anzunehmen. Unter Berücksichtigung von Depositionsrisikomerkmale und Waldgeschichte könnte eine Differenzierung erfolgreich sein.

Zunehmende Divergenz von empirisch-morphologischen Standortmerkmalen und bodenchemischen Eigenschaften der Waldböden erschweren die Beurteilung des Waldbodenzustandes im Hinblick auf die geeignete Baumartenwahl. Für großräumige Wuchsbereiche (z.B. Wuchsbezirke, Waldgesellschaften, etc) sind daher Kriterien zu entwickeln, die empirische und analytische Ansätze miteinander kombinieren.

Literaturverzeichnis:

1. AG Boden, 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 94), Hannover 1994, E. Schweizerbarth Verlagsbuchhandlung, 70176 Stuttgart;
2. Arbeitskreis Standortkartierung, 1980: Forstliche Standortaufnahme, Begriffe, Definitionen...; Landwirtschaftsverlag Münster, vierte Auflage 1980
3. Ulrich, B. (1995): Der ökologische Bodenzustand - seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten, Forstarchiv (1995)
4. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) - Arbeitsanleitung, 2. Auflage Bonn 1994
5. Niedersächsischen Forstplanungsamt Wolfenbüttel (1988): Arbeitsanleitung zur forstlichen Standortaufnahme - Entwurf, 1988
6. Otto, H.-J., 1991: Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten - Band 2, Mitt. der Nds. Landesforstverw., Aus dem Walde Heft 43, 1991

Parameterschätzung für die Wasserhaushaltsmodellierung: Modifizierte k_u -Bestimmung mit der onestep-Auslaufmethode

von

Lukes, M.; Schack-Kirchner, H.*

1 Einleitung

Für die Ermittlung von Stoffbilanzen werden unterschiedliche Wasserhaushaltsmodelle benutzt, wobei die relativ genauen Darcy-Modelle hohe Anforderungen an die Eingangsparameter stellen.

Eine wichtige Einflußgröße des Bodens auf den Wasserhaushalt ist die hydraulische Leitfähigkeit. Üblicherweise wird die gesättigte Leitfähigkeit k_f im Labor bestimmt und als Einhängpunkt für die Berechnung der ungesättigten Leitfähigkeit k_u nach MILLINGTON & QUIRK (1960) oder nach VAN GENUCHTEN (1980) benutzt. Die gesättigte Leitfähigkeit läßt sich zwar mit vergleichsweise geringem Aufwand messen, variiert jedoch gewöhnlich um mehrere Zehnerpotenzen innerhalb eines Probenkollektivs in Abhängigkeit von der Geometrie einzelner Makroporen.

Die ungesättigte Leitfähigkeit streut natürlicherweise wesentlich geringer, da für sie die Makrostruktur des Bodens von untergeordneter Bedeutung ist. Allerdings ist ihre Messung bei unterschiedlichen stationären Bedingungen sehr aufwendig. Schneller und experimentell einfacher gelingt die Messung unter instationären Bedingungen. Eine solche Methode und die Verwendung der so gemessenen ungesättigten Leitfähigkeit zur Kalibrierung eines Wasserhaushaltsmodells soll im folgenden vorgestellt werden.

2 Theorie

Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit $k(\theta)$ kann als Produkt der Diffusivität $D(\theta)$ und der differentiellen Wasserkapazität $d\theta/d\psi$ dargestellt werden (z. B. HANKS & ASHCROFT, 1980):

$$k(\theta) = D(\theta) \cdot \frac{d\theta}{d\psi} \quad (\text{Gl. 1})$$

Die differentielle Wasserkapazität ist die Steigung der Wassergehalts-Wasserspannungskurve (pF-Kurve). Die Diffusivität kann auf verschiedene Weise bestimmt werden, u.a. mit Hilfe der „one-step-Auslaufmethode“, die nach OPARA-NADI (1979) mit einem experimentell vergleichsweise geringem Aufwand schnell durchführbar ist. Die Auslaufkurve ist der zeitliche Verlauf der Wassergehaltsänderung nach Anlegen eines relativ großen Wasserspannungsgradienten. Bei dem von PASSIOURA (1976) vorgeschlagenen Berechnungsverfahren ergibt sich die Diffusivität direkt aus der Auslaufkurve gemäß folgender Gleichung:

$$D(\theta_L) \cong \frac{d\left(\frac{d\theta_L}{dt}\right)}{d\theta_L} \cdot \frac{L^2}{2} \cong \frac{d\left(\frac{d\theta_M}{dt}\right)}{d\theta_M} \cdot \frac{L^2}{2} \quad (\text{Gl. 2})$$

* Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Bodenkunde und Waldernährung, Wonnhaldestr. 4, 79100 Freiburg, Tel. (0761) 4018-145, Fax (0761) 4018-333

Dabei steht θ_L für den Wassergehalt am oberen Rand einer Stechzylinderbodenprobe und θ_M für den mittleren Wassergehalt. L repräsentiert die Länge der Bodensäule. Die Diffusivität ist somit proportional dem Quotienten aus 2. und 1. Ableitung der Auslaufkurve.

Die Auslaufkurve hat drei Stadien. Im ersten Stadium kontrolliert die Keramikimpedanz die Auslaufrate, im zweiten Stadium eine semiinfinite Diffusion. Erst wenn im dritten Stadium θ_L einer zeitlichen Änderung unterliegt, gilt Gl. 2.

Aus der Auslaufkurve ergibt sich nur der mittlere Wassergehalt θ_M . Zur Ermittlung des Bezugswassergehaltes θ_L verwendet PASSIOURA eine nicht monotone Schätzfunktion. Wir haben diese Methode modifiziert und nutzen den Bezugswassergehalt nach PASSIOURA als Anfangsschätzung in einem Iterationszyklus mit dreimaliger expliziter Lösung der Diffusionsgleichung (Gl. 3):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \left(D(\theta) \cdot \frac{\partial \theta}{\partial x} \right)}{\partial x} \quad (\text{Gl. 3})$$

Weitere Iterationsschritte brachten nur marginale Veränderungen des Ergebnisses.

Die Verwendung von θ_L als Bezugswassergehalt in dem beschriebenen Verfahren hat gegenüber einfacheren Algorithmen, die mit θ_M arbeiten (z. B. MU'AZU ET AL., 1990), den Vorteil, daß der Meßbereich deutlich zum nassen Ende erweitert wird.

3 Meß- und Berechnungsverfahren

Die Labormessung der ungesättigten Leitfähigkeit gliedert sich in zwei Schritte: die Aufnahme der Auslaufkurve und die Bestimmung der Desorptions-Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurve ($\theta(\psi)$ -Kurve).

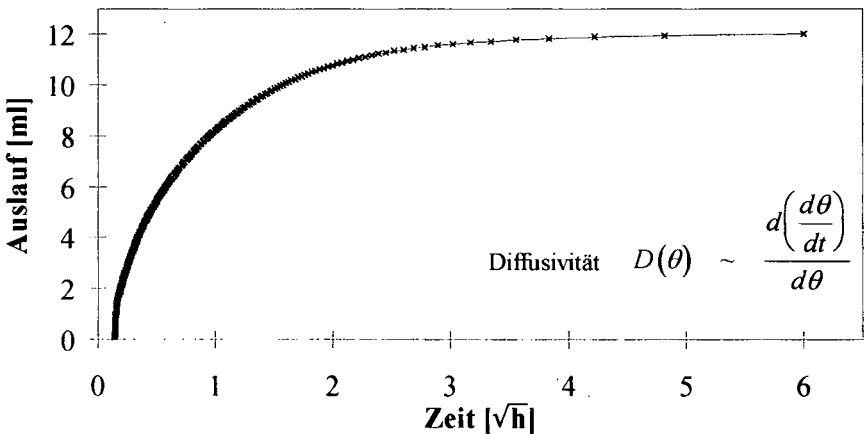


Abb. 1: Beispiel einer mit Hilfe des Tropfenzählers aufgenommenen Auslaufkurve.

Zur Aufnahme der Auslaufkurve werden Stechzylinderbodenproben auf 0,5 bar (high-flow)-Keramiken gesetzt. Die hydraulische Verbindung zwischen Boden und Keramik wird durch eine Schluffsuspension hergestellt. Die Bodenproben werden auf den Keramiken kapillar mit Wasser gesättigt. Anschließend wird eine Vorspannung von 4 hPa angelegt, um einen definierten Anfangswassergehalt zum Einhängen in die $\theta(\psi)$ -Kurve zu erhalten. Ein Wasserspannungsgradient von 170 hPa wird durch eine hängende Wassersäule angelegt und die Auslaufkurve wird über einen Tropfenzähler aufgenommen (Abb. 1).

Mit Hilfe eines benutzergeführten C-Programms wird die Diffusivität nach dem in Kapitel 2 beschriebenen Verfahren berechnet. Dabei stehen dem Benutzer grafisch-interaktive Hilfsmittel zur Eliminierung von Ausreißern, zur Glättung der Auslaufkurve und der Auswahl des auswertbaren Bereichs zur Verfügung. Als Ergebnis erhält man eine Tabelle mit den simulierten Bezugswassergehalten und den entsprechenden Diffusivitäten.

Die $\theta(\psi)$ -Kurve wird aus Meßwerten bei den Tensionen 4, 10, 30, 60, 160 und 300 hPa als Desorptionskurve näherungsweise als logarithmische Regression berechnet. Aus ihren Parametern läßt sich die differentielle Wasserkapazität für alle $D(\theta)$ -Werte errechnen (Abb. 2).

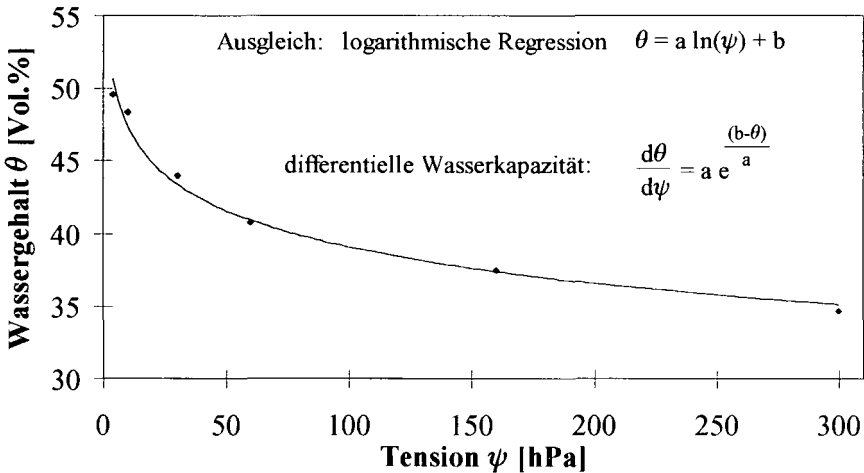


Abb. 2: Beispiel für eine Wassergehalts-Wasserspannungskurve mit Bestimmung der differentiellen Wasserkapazität.

Die ungesättigte Leitfähigkeit läßt sich nun als Produkt aus Diffusivität und differentieller Leitfähigkeit berechnen (Gl. 1).

4 Anwendungsbeispiel

Die mit dem beschriebenen Verfahren bestimmte ungesättigte Leitfähigkeit kann zur Kalibrierung eines Wasserhaushaltsmodells verwendet werden. Im Modell WHNSIM (HUWE, 1992) wird die ungesättigte Leitfähigkeit nach MILLINGTON & QUIRK (1960) aus der Porengrößenverteilung entsprechend der Wassergehalts-Wasserspannungskurve und der gesättigten Leitfähigkeit berechnet. Über den Vergleich der gemessenen ungesättigten Leitfähigkeit mit den vom Modell berechneten Leitfä-

igkeiten läßt sich die im Modell verwendete gesättigte Leitfähigkeit auf einen zutreffenden mittleren Wert einstellen (Abb. 3). Damit kann das Modell im für den Wasserhaushalt am natürlichen Standort bedeutenden Bereich von etwa 50 bis 120 hPa mit Hilfe gemessener Werte kalibriert werden.

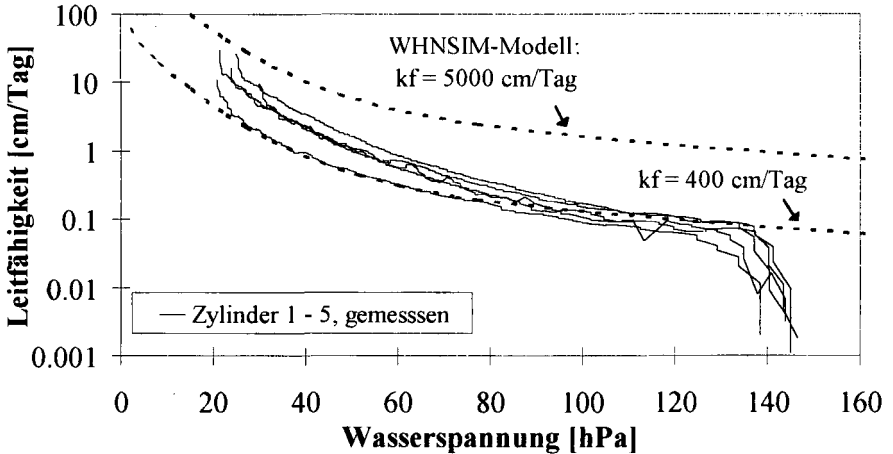


Abb. 3: Vergleich der gemessenen und der modellierten ungesättigten Wasserleitfähigkeit.

5 Literatur

- HANKS, R. J. & G. L. ASHCROFT (1980): Applied Soil Physics. Springer-Verlag Berlin Heidelb., 159 S.
- HUWE, B. (1992): WHNSIM. Ein Modell zur Simulation des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushalts von Standorten mit unterschiedlicher Nutzung, Vers. 2.0. Programmdokumentation. Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Abt. Bodenphysik, Universität Bayreuth, unveröffentlicht, 112 S.
- MU'AZU, S., J. SKOPP AND D. SWARTZENDRUBER (1990): Soil water diffusivity determination by a modified one-step outflow method. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 1184 - 1186.
- MILLINGTON, R. J. & J. P. QUIRK (1960): Transport in porous media. Int. Congr. Soil Sci., Trans. 7th (Madison, Wisc.) 1.3, 97 - 106.
- OPARA-NADI, O. A. (1979): A comparison of some methods for determining the hydraulic conductivity of unsaturated soils in the low suction range. Göttinger Bodenkundl. Berichte 57, 104 S.
- PASSIOURA, J. B. (1976): Determining Soil Water Diffusivities from One-Step Outflow Experiments. Aust. J. Soil Res. 15, 1 - 8.
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A close form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892 - 898.

Zur Wirkung der Immissionen auf das Sicker- und Grundwasser bewaldeter Standorte

von

Benecke, P.

Einleitung

Mit dem Thema wird nach dem Weg und der Art und Weise gefragt, wie luftbürtige Einträge mit dem Sickerwasser durch Boden und Gesteinsuntergrund zum in sehr unterschiedlichen Tiefen anzutreffenden Gebietsgrundwasser gelangen und welche Veränderungen sie dabei verursachen und selbst erfahren. Damit rückt der Boden als Aufnahmekompartiment in den Vordergrund, und die vielfältigen Untersuchungen zur Auswirkung von Einträgen auf Waldökosysteme bieten sich als Ausgangspunkt der hier anzustellenden Betrachtung nach den Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit an. Wie sich nachfolgend am Beispiel von Untersuchungen im Buntsandsteingebiet der Eifel zeigen läßt, gelten die so nutzbar gemachten Erkenntnisse zur Wechselwirkung der Inhaltsstoffe der Sickerlösung mit der durchströmten Festsubstanz-Matrix in erstaunlichem Maße auch für die darunter folgende Gesteinszone. Nachdem gegenwärtig die Erschöpfung der Böden vielfach schon eingetreten ist, wird deren Puffer- und Rückhaltevermögen zur Kernfrage des Problems.

Material und Methoden

Anlaß mehrjähriger Untersuchungen zum bodenchemischen Zustand und seinen Veränderungen in Fichten- und Buchenwaldökosystemen in einem mit Luftschadstoffen mittelmäßig belasteten Gebiet mittlerer Basenausstattung, d. h. mittleren Säureneutralisierungsvermögens, nämlich dem im Buntsandstein der Eifel gelegenen Trinkwassereinzugsgebiet der Salm, war die Frage nach der Versauerungsgefährdung des Grundwassers. Die Untersuchungen erstreckten sich auf die Festphase der Böden und des oberflächennahen Untergrundes bis in 5 m Tiefe, die fortlaufende Gewinnung und Analyse der Sickerlösung sowie auf eine Auswahl der in dem etwa 15 km² großen Einzugsgebiet auf verschiedene Hangpositionen verteilten Quellen. Ziel war es, den Ausgangszustand und seine zeitlichen Veränderungen zu erfassen, um die bisherige Versauerungsentwicklung zu rekonstruieren, die gegenwärtige darzustellen und die mutmaßlich weitere abzuleiten.

Hierfür wurden zur Bestimmung des Ausgangszustandes zunächst die Vorräte der am Stoffumsatz beteiligten Elemente analysiert. Das aktuelle Umsatzgeschehen wurde fortlaufend mittels Stoffflußmessungen untersucht, d. h. es wurden die zeitabhängigen Flußraten des Transportmediums Wasser bestimmt und die Konzentration seiner einer eigenen Zeitdynamik folgenden Inhaltsstoffe analysiert.

Als Interpretationsgrundlage dienen Modellvorstellungen über den Zustand der Ökosysteme vor der flächendeckenden Einwirkung luftbürtiger Schadstoffe sowie über den seitherigen Versauerungsablauf, dessen Grundzüge in Abb. 1 skizziert sind. Sie beruhen auf theoretischen Überlegungen, deren Gültigkeit durch zahlreiche Fallbeispiele überprüft wurde, und zeigen die mit absinkenden pH-Werten eintretenden Veränderungen der Ionenzusammensetzung des Austauschers der Festsubstanz und - im unteren Bildteil - in der Sickerlösung. Das Darstellungsprinzip ist die zeitliche, sich über Jahrzehnte erstreckende Verfolgung der Versauerungsentwicklung eines Raumpunktes des durchströmten, ursprünglich unversauerten Substrats. Sie beginnt demzufolge mit pH-Werten um 6 und hoher Basensättigung und durchläuft im Boden eine Folge pH-Wert-orientierter Pufferbereiche (ULRICH 1986). Ihnen lassen sich bestimmte Reaktions- oder Wechselwirkungsmuster "Lösung/Matrix" zuordnen, auf die noch näher einzugehen ist. Kennzeichnend ist der scherenförmige Verlauf des Absinkens der basischen M_b-Kationen und des korrespondierenden Anstiegs der sauren M_a-Kationen.

Für die Lösung gilt ein ähnliches Bild, jedoch mit pH-bezogener Verschiebung, deren Ursache sich aus den wirksamen Austauschkoeffizienten ergibt. Diese Verschiebung ist sowohl für das bodenchemische Milieu der Biophase wichtig - und damit nicht zuletzt für die Wurzeln - als auch für die Sickerwasserprägung - und damit für die Wirkung auf das Grundwasser.

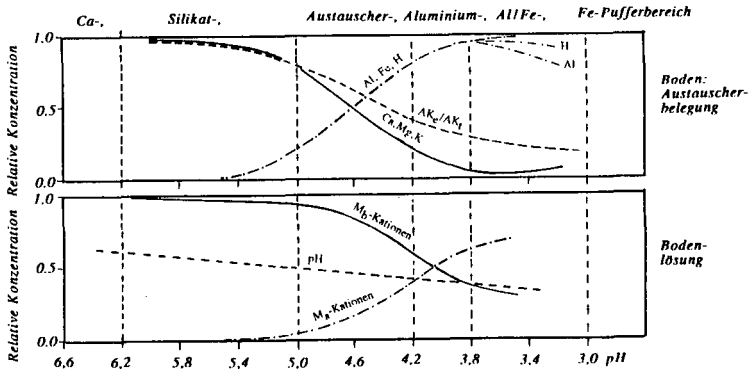


Abb. 1: Grundzüge sich ändernder Ionenzusammensetzung als Folge fortschreitender Versauerung; bezogen auf jeweils eine gemeinsame Meßebebene von Boden und Bodenlösung und einer eigenen Meßebebene im Grundwasserleiter oder in Quellen (Näheres im Text; BENECKE 1993); M_1 - und M_2 -Kationen: s. Abb. 2, AK_e/AK_g : effektive und gesamte Austauschkapazität, SM: Schwermetallionen.

Die nachfolgend dargelegten Ergebnisse gelten für ein Fichtenbaumholzökosystem auf einer lößbeeinflussten, schwach podsoligen Braunerde. Das Ausgangssubstrat geht in 50 cm Tiefe in eine Fließerde über, die ihrerseits von einer bis in 2 m Tiefe reichenden Zersatzzone des anstehenden mittleren Buntsandsteins unterlagert wird. Der Bestand wurde ein Jahr vor Aufnahme der Untersuchungen (1990) gekalkt (3 Mg/ha CaCO_3).

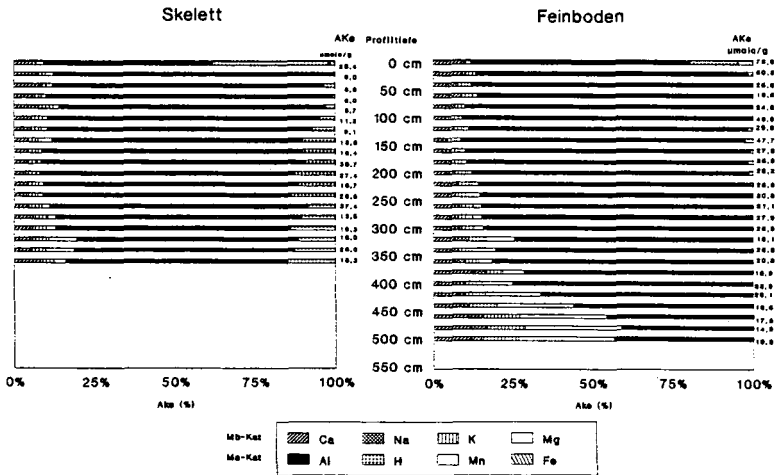


Abb. 2: Kationenbelegung des Feinbodens und des Skeletts (Teilchen > 2 mm) des Fichtenwaldökosystems einschließlich seines oberflächennahen Gesteinsuntergrundes, im Salmtal. Der jeweilige Anteil der Kationen ergibt sich aus den zugehörigen Balkenabschnitten, während der jeweils austauschbar gebundene Vorrat als AK_e auf dem rechten Bildrand angegeben ist (Weitere Ausführungen im Text).

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Stoffflußuntersuchungen ließen sich plausibel, d.h. in ihrer Abhängigkeit von den lokalen Standorts- und Depositionsbedingungen in das Schema der Abb. 1 einfügen. Dies gilt insbesondere für das antagonistische Verhalten der M_1 - und M_2 -Kationen.

Für das durchschnittliche Niederschlagsjahr 1992 (960 mm) ergab sich eine luftbürtige Säurebelastung aus Protonen und NH_4 von $1,85 \text{ kmol}_c/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Als Folge der Kalkung verringerte sich die Säurefracht sehr rasch auf $1,05 \text{ kmol}_c/(\text{ha}\cdot\text{a})$ in 10 cm Bodentiefe und wurde bereits hier überwiegend als Aluminium vorgefunden. Die Al-Frachten

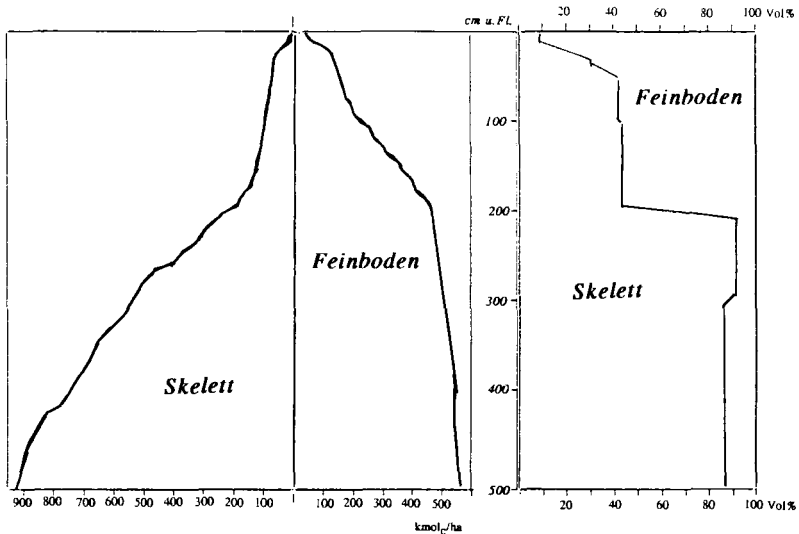


Abb.3, links: Zunahme der bis in 5 m Tiefe u.Fl. am Austauscher des Skeletts (linke Bildseite: Endwert: 916 kmol_c/ha) und des Feinbodens (rechte Bildseite, Endwert: 576 kmol_c/ha) akkumulierten Säuremengen: Gesamtmenge: 1492 kmol_c/ha. (Weiteres im Text)
 Abb.3, rechts: Tiefenverlauf der prozentualen Anteile des Skeletts (links) und des Feinbodens (rechts) am Feststoffvolumen

nahmen bis in 60 cm Tiefe moderat, darunter jedoch sprunghaft zu, so daß in 1,7 m Tiefe die nun nahezu ausschließlich durch Al repräsentierte Säurefracht sich auf den maximalen Wert von 2,3 kmol_c/(ha.a) erhöhte, um danach bis in 2,1 m Tiefe auf weniger als die Hälfte wieder zurückzugehen und in 5 m Tiefe zu "verschwinden". Ausgedrückt in Konzentrationen betrug der maximale Wert 240 µmol_c/l Al, der sich auf weniger als 2 µmol_c/l in 5 m Tiefe verringerte.

Auffällig parallel zum Aluminium verhielt sich das Sulfat, so daß sich der beträchtliche interne Säureumsatz vorrangig als Auflösung zuvor gebildeter Aluminiumhydroxosulfate mit anschließender Tiefenverfrachtung und Neubildung erklären läßt. Des weiteren erfolgte die Immobilisierung des Aluminiums durch Verdrängung von 0,75 kmol_c/(ha.a) Mg vom Austauscher allein im Tiefenbereich von 170 bis 210 cm. Besonders hervorzuheben ist, daß die Nettobilanz sowohl der Al- als auch der SO₄-Flüsse trotz der hohen internen Umsätze nahezu Null betrug, d.h., würde man die Messungen auf zwei Meßebenen oberhalb des Bodens und in 5 m Tiefe beschränken, so bliebe der Al-Umsatz unentdeckt und für SO₄ ergäbe sich ein Fließgleichgewicht Eintrag = Austrag = 1,3 kmol_c/(ha.a). Dies bedeutet auch, daß die eingetragene Säure bis in 5 m Tiefe vollständig neutralisiert wurde.

Ließen sich die Ergebnisse der Stoffflußmessungen auf der Basis des in Abb. 1 repräsentierten Kenntnisstandes interpretieren, so resultierte jedoch ein unerwartetes und überraschendes Ergebnis aus den Vorratsbestimmungen. Es ist in den Abb.2 und 3 veranschaulicht und besagt, daß der bis zur Versauerungsfront vorhandene Vorrat an austauschbarer Säure ein vielfaches der Menge betrug, die insgesamt als luftbürtige Säuredeposition in Betracht kommt.

Im linken Abbildungsteil ist der Tiefenverlauf der Belegung des Boden-Austauschers mit den angegebenen Kationen aufgetragen. Hier ist besonders die Basensättigung als aussagefähiges Versauerungskriterium hervorzuheben, in der Abbildung erkenntlich am Verlauf des Schwarz/Weiß-Kontaktes. Ordnet man ihn in Abb.1 ein, so ergibt sich, daß - von oben beginnend - zunächst der Al/Fe-, sodann bis in ca. 3 m Tiefe der Al- und schließlich bis unterhalb 5 m Tiefe der Austauscherpuffer angetroffen wurde. Damit ist auch die Tiefe der Versauerungsfront näherungsweise bekannt, die durch 80 % Basensättigung gekennzeichnet ist und hier bei 5,5 m u.Fl. vermutet werden kann. Diese Ergebnisse beziehen sich auf den "Feinboden". Die strukturelle Beschaffenheit des Buntsandsteins legte die Frage nahe, ob und ggfs. in welchem Umfang das sog. Skelett des Bodens, d.h. alle mineralischen Bestandteile

> 2 mm, einen zusätzlichen Beitrag zur Austauschkapazität leistet und demzufolge bei der Betrachtung der Wechselwirkungen Sickerlösung/Festsubstanz zu berücksichtigen ist. Die Ergebnisse der hierzu durchgeführten Untersuchungen erwiesen sich als überraschend: Es resultierten - wie im rechten Abbildungsteil zu sehen - erstaunlich

ähnliche Austauschkapazitäten und - anhand der Ionenrelationen - eine fast noch weiter fortgeschrittene Versauerung. Damit wurde deutlich, daß auch das Gestein durchsickert wird und sich gegenüber der Sickerlösung ähnlich dem Boden verhält und demzufolge entsprechend zu berücksichtigen ist.

In der Abbildung wurden die austauschbar gebundenen Säurevorräte fortlaufend mit der Tiefe aufsummiert, d.h. für jede Tiefe kann die insgesamt oberhalb gespeicherte Säuremenge abgelesen werden, während die zugehörige Kurvenneigung ihre lokale Änderungsrate wiedergibt, die vorrangig von der bereits erwähnten effektiven Austauschkapazität abhängig ist. Aus dem rechten Bildteil geht das Volumenverhältnis Feinboden/Skelett hervor, aus dem sich die unterschiedliche Tiefenverteilung der Säurevorräte erklärt. Man erkennt auch hier, daß die Säurespeicherung als direkte Folge der Versauerung unterhalb 5 m Tiefe ausklingt.

Für die insgesamt bis zu dieser Tiefe als Austauschazität akkumulierte Säuremenge ergaben sich annähernd 1500 kmol_e/ha und damit eine Menge, die um ein mehrfaches größer als die auf sie zu beziehende gesamte (kumulative) Eintragsmenge ist, für die maximal 300 kmol_e/ha anzusetzen sind (ULRICH 1989).

Als Ursache für diese enormen Vorräte gespeicherter Säuren kommen verschiedenen Möglichkeiten in Betracht, deren wahrscheinlichste in einer jahrtausendelangen Einwirkung der (schwachen) Kohlensäure besteht. Für die nachfolgende Diskussion ist zunächst nur der Befund als solcher maßgeblich; die Ursachenerforschung muß weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben.

Diskussion

Der in den Abbildungen 2 und 3 gezeigte Befund erwies sich als von entscheidender Bedeutung für die Beantwortung der Kernfrage des Projektes nach dem voraussichtlich weiteren Ablauf der Versauerungsausbreitung im Gesteinsuntergrund. Er zwang zu der Annahme, daß die bisherige Akkumulation von Austauschazität in weitaus höherem Maße von der Vorgeschichte als von der luftbürtigen Belastung abhängt.

Für die Beurteilung der weiteren Versauerungsausbreitung war demnach von der Anfangsbedingung auszugehen, daß oberhalb der Versauerungsfront bei weitgehend erschöpftem Säureneutralisierungsvermögen ein labiles Gleichgewicht im stark versauerten Bereich herrscht, während darunter "frisches", unverwittertes Gestein mit noch ungeschmälertem Säureneutralisierungsvermögen ansteht. Berücksichtigt man weiter, daß die laufende Verwitterung auch im bereits versauerten Boden- und Gesteinsbereich anhält, so ergibt sich, daß die Versauerungsentwicklung einem Beharrungszustand entgegenstrebt. Er besagt, daß die Tiefenausbreitung der Versauerung unter den hier gegenwärtig geltenden Depositionsbedingungen oberhalb 10 m unter Flur zum Stillstand kommt. Diese Einschätzung ist sogar noch als vorsichtig anzusehen, da ein erheblicher Anteil des infiltrierenden Niederschlagswassers nicht bis zum tiefsten Grundwasserstockwerk gelangt, sondern über allenthalben eingeschaltete Stauschichten einem niveauhöheren, seitlichen Abfluß unterliegt und damit via Hangquellenabfluß einen wahrscheinlich deutlich über 50% liegenden Anteil der Säurebelastung dem Hauptvorfluter direkt zuleitet.

Dieser vergleichsweise günstigen Einschätzung zur Gefährdung der Beschaffenheit der Wässer des tiefsten Grundwasserleiters stehen Risiken gegenüber, unter denen hier besonders auf das enorme Versauerungspotential des Humusvorrats der Böden hinzuweisen ist. Will man zugleich mit der Wiederherstellung der z.T. schon erheblich geschädigten aquatischen Biozönosen einen langfristigen Grundwasserschutz betreiben, so ist der beste Weg hierfür die Wiederherstellung des Filtervermögens der Waldökosysteme, dessen Voraussetzung eine ausreichende Basenversorgung der Böden und ein damit einhergehender humuspflegerischer Waldbau ist.

Literatur

BENECKE P 1993 Prognose der weiteren Entwicklung der Versauerung des Grundwassers. In: Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung in Rheinland-Pfalz: Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten, Rheinland-Pfalz (Hrsg.). 96-111

ULRICH B 1986: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstwiss. Centralbl. 105 (5): 421-435

ULRICH B 1989: Waldökosystemforschung: Konzepte und Wege. In: DVWK-Mitteilungen 17 "Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer

Basen/Säure-Status und critical loads für den Säureeintrag am Beispiel der Waldböden in Nordrhein-Westfalen

von

Gehrmann, J.

Einleitung

Die BZE wurde in Nordrhein-Westfalen in einem systematischen Stichprobenraster von 4x4 km an 498 Probenahmepunkten durchgeführt. Auf dieser Inventurgrundlage wird der aktuelle Versauerungszustand der Waldböden anhand von pH-Werten, der Basenbelegung am Kationenaustauschkomplex und der wässrigen Bodenextrakte dargestellt. Es entspricht dem Charakter eines repräsentativen Stichprobenrasters, daß sich die neuen Erkenntnisse bei der BZE aus der Analyse von Häufigkeitsstrukturen der Bodendaten ergeben und weniger durch die Interpretation der aufgenommenen Einzelfälle.

Unterbodenversauerung

Die Auswertung hat u. a. ergeben, daß in einer Tiefe von 60-90 cm (n=340) noch 64% der Waldböden einen $\text{pH}(\text{KCl}) < 4,2$ und 19% der Böden eine Basensättigung von höchstens 5% der KAK aufweisen. Die Lösungsphase ist in dieser Tiefe durch ein mittleres pH von 4,0 gekennzeichnet. Der Anteil von Kationsäuren und Protonen liegt bei der Hälfte der untersuchten Proben unter 23% der Kationensumme. Diese Säurefraktion hat den Anteil basischer Kationen in der Lösungsphase jedoch bei 15% der Böden schon überschritten. Aufschlußreich ist der Anteil von SO_4 an der Anionensumme. Er beträgt im Mittel 84%. Der Eintrag von Schwefelverbindungen mit den Niederschlägen spielt somit die entscheidende Rolle für die Versauerungsvorgänge in den tieferen Bodenschichten, die in den Waldböden eingetretenen Verluste an basischen Nährstoffen und die Säurebelastung der Grund- und Oberflächengewässer in Waldgebieten.

Tiefengradienten

Der Anteil von Bodenproben, deren $\text{pH}(\text{KCl}) < 4,2$ ist, steigt stetig vom Unterboden zum Oberboden an. In 30 - 60cm Tiefe liegen 70% der Proben und in 10 - 30cm Tiefe 88% in diesem

Bereich. Mit einer Häufigkeit von 95% sind die obersten 5cm des Mineralbodens am stärksten versauert.

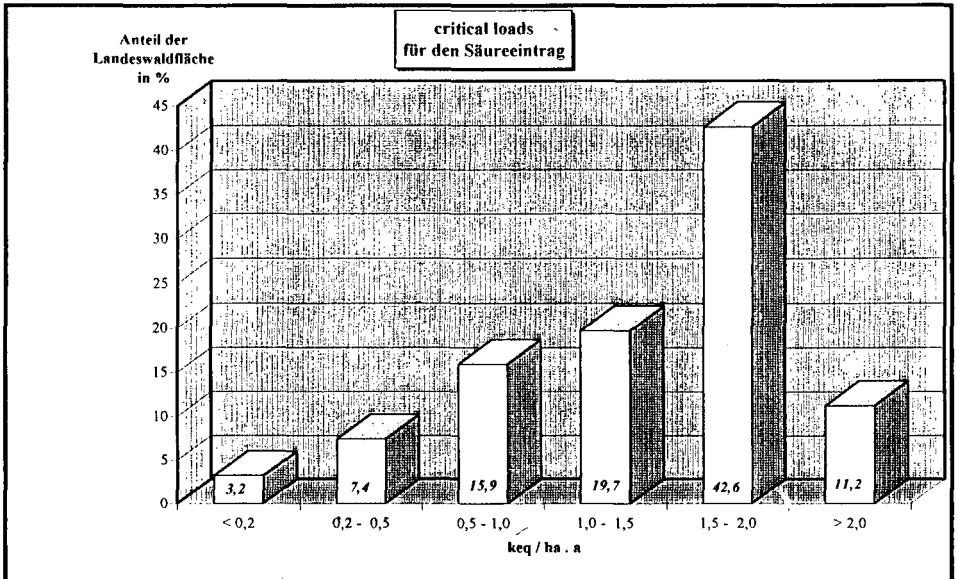
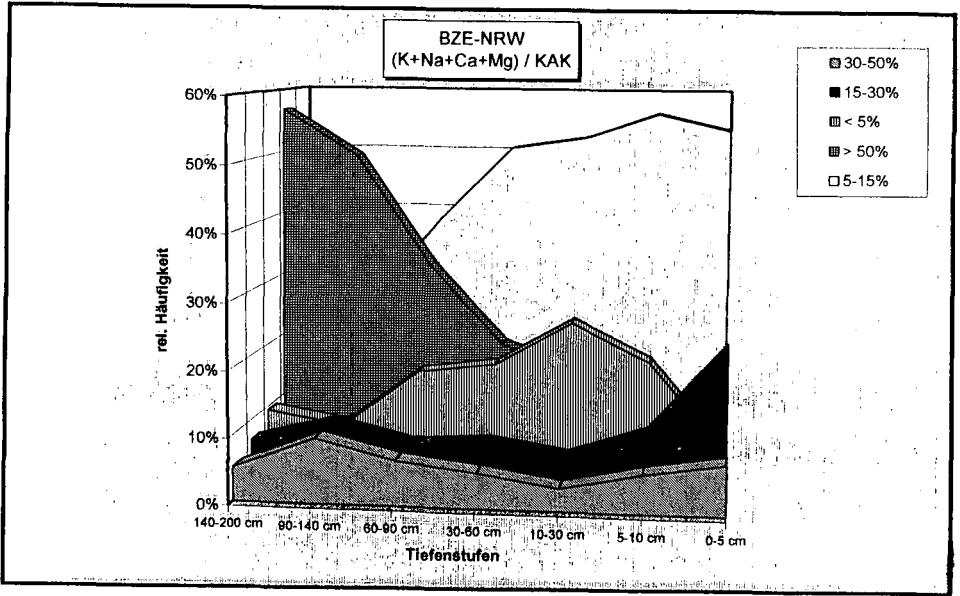
Anhand der Basensättigung des Kationen-Austauschkomplexes differenziert sich das chemische Tiefenprofil. Das niedrigste Basen/Säure Verhältnis wird nicht wie anhand der pH-Werte zu erwarten wäre in der obersten Bodenschicht, sondern in 10 - 30cm Tiefe erreicht. Somit läßt sich folgende vertikale Unterteilung der Waldböden nach Versauerungsstufen vornehmen:

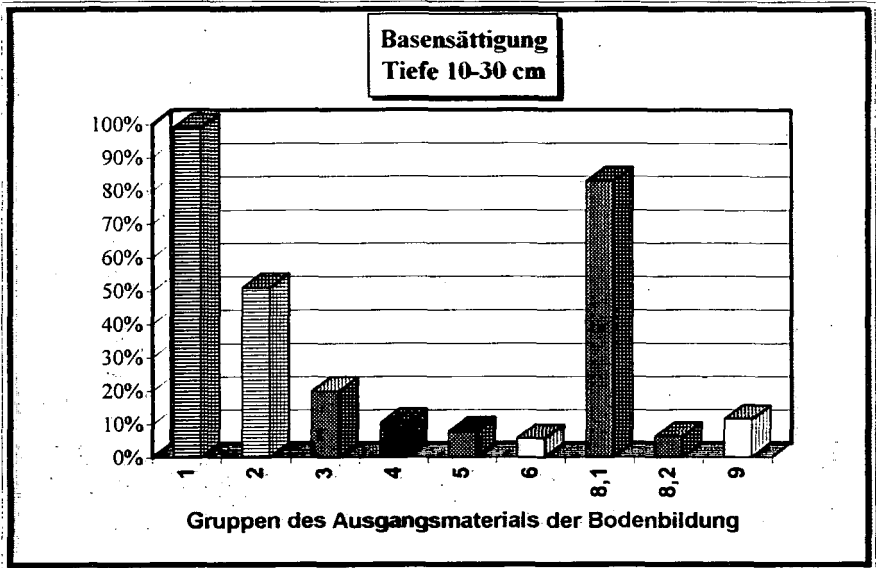
- In 0 - 10cm Tiefe überwiegt der starke Einfluß von Huminsäuren trotz erhöhter Basensättigung.
- Im mittleren Profilbereich sind die Waldböden, gemessen am pH und an der Basensättigung, offensichtlich am nachhaltigsten versauert.
- Unterhalb von 30cm schwächt sich die von Mineralsäuren angetriebene Versauerung wieder deutlich ab. Ab hier reguliert die geogen bedingte Differenzierung der Bodensubstrate wieder stärker die Zusammensetzung am Kationen-Austauschkomplex.

Im mittleren Profilbereich sind zwischen den Gruppen der karbonatfreien Ausgangssubstrate in Hinblick auf die Basensättigung zwar noch graduelle Unterschiede aufzuspüren; diese sind aber nicht mehr statistisch abzusichern. Der Bezug zum Ausgangsmaterial ist nur noch bei den Kalkverwitterungsböden und basischen Vulkaniten deutlich auszumachen.

Sensitivität gegenüber Säurebelastungen

Zusätzlich wurden die critical loads für den Säureeintrag berechnet. Die Anwendung der modifizierten Massenbilanz und die Übernahme von Eingangsparametern aus der BZE liefert einen ersten repräsentativen Querschnitt der Landeswaldfläche von Nordrhein-Westfalen in Hinblick auf die Sensitivität gegenüber atmosphären Säurebelastungen. Rund 11% der Landeswaldfläche liegt danach im besonders empfindlichen Bereich unter $500 \text{ mol}^+/\text{ha a}$. Bei 78% der Stichproben wurde ein cl von $500\text{-}2000 \text{ mol}^+/\text{ha a}$ ermittelt und weitere 11% tolerieren langfristig Belastungen von über $2000 \text{ mol}^+/\text{ha a}$. Stellt man die cl den gegenwärtigen Versauerungskennwerten gegenüber, so erkennt man, daß die Differenzierung der Waldböden nach cl-Stufen mit Ausnahme der relativ versauerungsstabilen Kalkverwitterungsböden durch die akkumulierten Säuremengen aus der Deposition und die historischen Nährstoffentzüge durch Nutzungen inzwischen weitgehend aufgehoben sind. Gemessen an der aktuellen Säuredeposition, die zu Beginn der 90er Jahre in den Wäldern von Nordrhein-Westfalen noch $1,0$ bis $3,5 \text{ kmol}^+/\text{ha a}$ betragen hat, hält der aufgezeigte Trend zur Tiefenversauerung der Waldböden noch weiter an.





Schlüsselziffer

Ausgangssubstrate

- | | |
|-----|---|
| 1 | karbonathaltige Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsgestein bzw. karbonathaltiges Ausgangsgestein . |
| 2 | karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsgestein |
| 3 | umgelagerte karbonatfreie Lockersedimente |
| 4 | Verwitterungslehme und Decklehme über Tonstein |
| 5 | Verwitterungslehme und Decklehme über Schluffstein |
| 6 | Verwitterungslehme und Decklehme über Sandstein und quarzreichen Gesteinen |
| 7 | Mischsubstrate unbekannter geol. Herkunft |
| 8,1 | basische Magmatite oder Metamorphite |
| 8,2 | saure und intermediäre Magmatite oder Metamorphite |
| 9 | pleistozäne Sande |

Chemischer Bodenzustand, Stoffbilanzen und raumzeitliche Drift chemischer Parameter in sächsischen Waldökosystemen

von

Raben, G.

0. Einleitung

Seit etwa 150 Jahren sind die sächsischen Wälder durch erhebliche Fremd- und Schadstoffeinträg betroffen - anfangs punktuell im Nahbereich der jeweiligen Emittenten, seit etwa 40 Jahren auch großflächig durch Ferntransport. Im Gefolge der Schadstoffbelastungen kam es im Erzgebirge bereits in den sechziger Jahren zu flächigem Waldsterben, das sich in den siebziger und achtziger Jahren zu den bekannten riesigen Kahlflecken ausweitete. Die Emissionen von SO_2 in den neuen Bundesländern haben zwar seit 1988 um etwa 50% abgenommen, bei den Staubemissionen ist demgegenüber ein überproportionaler Rückgang auf etwa 10 bis 20% zu verzeichnen. Demnach kann von gleichartigen Entwicklungen beim Immissions- bzw. Depositionsgeschehen ausgegangen werden, was nicht zu einer ökochemischen Entlastung in den sächsischen Waldökosystemen geführt hat.

1. Ergebnisse der kontinuierlichen Überwachung von sächsischen Waldökosystemen

Die Überwachung des Bodens und der Stoffbelastung in den sächsischen Wäldern durch die Sächsische Landesanstalt für Forsten (LAF) erfolgt auf der Grundlage forstlicher **Dauerbeobachtungsflächen unterschiedlicher Intensitätsstufen**. Die chemisch-physikalische Beschaffenheit des Bodens wird landesweit durch eine **periodische Bodenzustandserhebung (BZE = Level I der EU)** an Rasterpunkten kontrolliert, die zudem Aufnahmepunkte der jährlichen Kronenbonitur der Waldschadensansprache sind. (Nach Auswertung von Frequenzanalysen zu Trophie und Klimastufen sowie von Repräsentanzanalysen zu den chemischen Bodenparametern wird die BZE zur Verbesserung der Aussagekraft von bisher 68 Punkten im 8x8km-Netz auf ca. 280 Punkte eines 4x4km-Rasters erweitert.) In 6 großflächig repräsentativen Waldökosystemen erfolgen umfangreiche **kontinuierliche Erhebungen (Stoffbilanzstationen = Level II der EU)** zum Depositionsgeschehen bzw. zu den Stoffflüssen im Freiland- und Bestandesniederschlag, zur Meteorologie, den raumzeitlichen Entwicklungen ökochemischer Parameter in der Bodenlösung sowie zu den Stoffbilanzen. Die Meßflächen sind in das Untersuchungsprogramm der LAF zum Aufbau artenreicher Mischbestände (Waldbau) integriert.

1.1 Säuregrad, Basensättigung und Nährstoffvorräte der Waldböden

Auch in Sachsen hat eine **langfristige**, über die "nachsaffende Kraft des Bodens" in Form der Silikatverwitterung hinausgehende **Entkopplung des Nährstoffkreislaufs** durch Übernutzung und Ausplünderung der Wälder oder durch die Fichtenreinbestandswirtschaft die "natürliche" Bodenversauerung jahrhundertlang großflächig gefördert. Der zunehmende Säureeintrag in Waldökosysteme in Verbindung mit der Industrialisierung seit dem letzten Jahrhundert ("**Saurer Regen**") hat diesen Prozeß regional unterschiedlich um Größenordnungen beschleunigt und einen unwiederbringlichen Verlust von "basischen" Kationen mit dem Sickerwasser hervorgerufen.

Den aktuellen Säurezustand der sächsischen Waldböden spiegeln die **pH(H₂O)-Werte** der Bodenzustandserhebung wider (Abbildung 1). Sie verweisen auf die großflächige Bedeutung der Bodenversauerung in Sachsen und verdeutlichen durch die linksschiefe, zu den Minimal-Werten hin orientierte Verteilung der mittleren pH-Werte, daß in den Forstböden der **Aluminium (Al)- und der Aluminium/Eisen (Al/Fe)-Pufferbereich (pH: 3,8 - 4,2 bzw. 3,0 - 3,8)** dominieren. (Die breite pH-Spanne und teilweise hohe Werte im Oberboden gehen auf Böden in Nordsachsen zurück, die durch umfangreiche basische Staubeinträge der Vergangenheit beeinflusst sind.)

Mit dem hohen Säuregrad der Böden korrespondiert zwangsläufig auf der überwiegenden Anzahl der untersuchten Standorte eine nur noch **geringe Basensättigung (BS%)**, die für die Elastizität des Bodens gegenüber Säureeinträgen bzw. Säuretoxizität und die Nährstoffversorgung der Bestände von maßgeblicher Bedeutung ist.

Nach den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen (Level I und II) ist davon auszugehen, daß bei **Waldböden über den großflächig bedeutenden Ausgangssubstraten Gneis, Phyllit, Schiefer, Granit und Sandstein nur noch eine Basensättigung von etwa 10% oder weniger** anzutreffen ist. Nur ausnahmsweise werden im Oberboden bzw. im Unterboden ab 60 cm Tiefe bessere Basensättigungsgrade erreicht. Eine generell hohe Basenbelegung (bis über 80%) weisen die Unterböden der Lößstandorte in den Unteren Berglagen und im Hügelland auf, die damit in diesen

Tiefenbereichen elastisch auf Säuretoxizität reagieren können. Für die Mehrzahl der waldtragenden Mittelgebirgsstandorte kann danach von einer **Nivellierung** und drastischen Degradation ihres **bodenchemischen Zustandes** ausgegangen werden, die nahezu unabhängig vom Grundgestein bzw. Substrat ist.

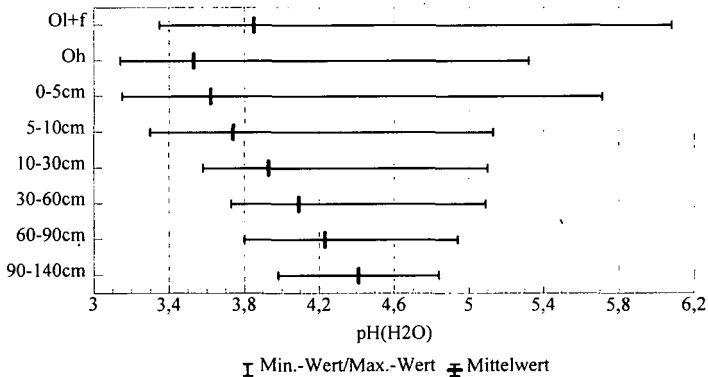


Abbildung 1: Min.- Werte, Max.- Werte und Mittel-Werte von pH(H₂O) in den Tiefenstufen der BZE-Profile Sachsens (67 Punkte; ohne Bodenprofil auf Basalt)

Die in den Böden austauschbar gespeicherten **Vorräte an den Nährelementen** Calcium, Kalium und Magnesium sind **gering**. Nur in etwa 30% der Fälle sind Bodenvorräte von weit über den für den Aufbau eines Altbestandes als notwendig anzusehenden etwa 400 bzw. 60 kg/ha Ca bzw. Mg anzutreffen. Demnach ist von einer **Nährstoffarmut** der weit überwiegende Teil der Forststandorte betroffen, und es zeigt sich, daß die Nährstoffversorgung bzw. der Aufbau einer neuen Bestandesgeneration aus den im Boden derzeit austauschbar gebundenen Nährelementvorräten gefährdet ist, wenn diese nicht aus der Silikatverwitterung und Humusmineralisierung bzw. durch Stoffeinträge (Deposition, Kalkung) verbessert werden. Diese Feststellung wird verschärft durch die Tatsache, daß vielfach nicht mehr von einer tiefreichenden Durchwurzelung der Böden ausgegangen werden kann; damit besteht häufig nur eine eingeschränkte Zugriffsmöglichkeit der Bestände auf das in den Unterböden vorhandene Nährstoffkapital. Auffällig sind zudem die **relativ hohen Nährstoffvorräte in den Humusauflagen**. Sie stellen den Entzug von Nährstoffen aus dem Elementkreislauf dar und erreichen vielfach höhere Werte als im Mineralboden. Von dieser Umverteilung der Nährstoffvorräte ist Magnesium bevorzugt betroffen, was entsprechend ungünstige Auswirkungen auf die Mg-Ernährung der Bestände hat und häufig durch die bekannten Mangelsymptome (Nadelvergilbungen) dokumentiert wird.

1.2 Depositionen und Stoffbilanzen

Der Säuregrad nicht belasteter Niederschläge im Gleichgewicht mit dem CO₂-Partialdruck der Luft beträgt pH 5,6. Die pH-Werte im Niederschlag liegen besonders unterhalb der Baumkronen meist erheblich tiefer. Sie weisen damit auf **Fremd- bzw. Schadstoffeinträge** hin, die sich **regional unterschiedlich** ausprägen. So zeigt der Vergleich der zwei Stationen mit den längsten-Niederschlag, daß sowohl der Freiland- als auch der Bestandes-Niederschlag in einem Fichtenaltbestand des Elbsandsteingebirges (Cunnersdorf) meist deutlich saurer sind als in dem Vergleichsbestand des oberen Westerzgebirges (Klingenthal). Ursache sind die Dominanz und unterschiedlich hohe Konzentrationen von SO₄-S und NO₃-N im Niederschlag. Sulfat-S weist dabei eine deutliche Jahresrhythmik auf. Die Schwefelgehalte im Bestandes-Niederschlag können im Herbst und in den Wintermonaten auf das 3-10fache der übrigen Jahreszeit ansteigen. Das führt zu drastischen pH-Einbrüchen bis etwa 3,0 (Cunnersdorf und Olbernhau). Diese Entwicklung beruht jeweils auf dem Beginn der Heizperiode und zunehmenden Nebeltagen mit stark erhöhten Auskämrraten von Schadstoffen durch die Fichtenkronen besonders in Verbindung mit stark belasteten Niederschlägen aus überwiegend südöstlichen Richtungen.

Die Belastung durch Schwefeinträge ist im **mittleren Erzgebirge (Olbernhau) mit 63 kg pro ha und Jahr** am höchsten und mit **46 kg** ebenfalls in **Cunnersdorf (Elbsandsteingebirge)** erheblich. Das westliche Erzgebirge (36 kg in Klingenthal) und besonders die Station Laußnitz (22 kg) sind geringeren Schwefel-Belastungen ausgesetzt. Der S - Eintrag im Waldbestand ist etwa 2,5mal so hoch wie im Freiland. Der **jährliche Stickstoffeintrag** ist auf sämtlichen Stationen relativ hoch und **liegt zwischen 18 (Laußnitz) bzw. 27 bis 29 kg/ha** der anderen Meßflächen. Er setzt sich etwa hälftig aus $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ zusammen. Kronenraumbilanzen verweisen für die Fläche Klingenthal zudem auf bedeutende N-Aufnahmeraten im Kronenraum, so daß der tatsächliche N-Eintrag in zahlreichen Waldbeständen noch beträchtlich höher ist. Insgesamt befinden sich die **Schwefel- und Stickstoffeinträge auf einem für Waldökosysteme zu hohen Niveau.**

Die Sulfatausträge mit dem Sickerwasser in 100 cm Tiefe betragen im Meßfeld Cunnersdorf jährlich etwa 200 kg/ha (pH-Werte: zwischen 4,4 und 3,9), in Klingenthal etwa 90 kg/ha (pH: 4,7 - 4,2). Damit **übertreffen die S-Austräge die S-Einträge um ein Vielfaches.** Besonders in Cunnersdorf ist von einem Effekt verstärkter S-Mobilisierung über die Auflösung vormals im Boden in Form von Al-Sulfaten gespeicherter Schwefelvorräte auszugehen. Entsprechend ausgeprägte Korrelationen bestehen zwischen den hohen S- und Al-Konzentrationen im Sickerwasser, die in Cunnersdorf mit 25 bis 40 mg/l S bzw. 10 bis 15 mg/l Al etwa das 3fache der Werte in Klingenthal betragen

1.3 Raumzeitliche Drift chemischer Parameter im Meßfeld Klingenthal (westl. Erzgebirge)

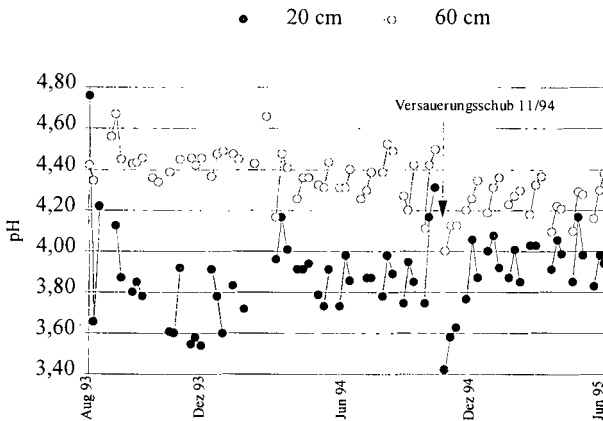


Abbildung 2: Entwicklung der pH-Werte in der Bodenlösung der Tiefenstufen 20 und 60 cm in der Meßfläche Klingenthal (3 Wiederholungen je Monat)

Besonders die chemischen Parameter in 20 cm Bodentiefe sind stark geprägt durch das im Jahresverlauf wechselnde Depositionsgeschehen: pH-Werte überwiegend zwischen 3,4 und 4,0 spiegeln das pH-Niveau im Bestandesniederschlag wider (Abbildung 2; jeweils 3 Einzelwerte des Monats sind zur Verdeutlichung der räumlichen Variabilität gruppenweise zusammengefaßt). Sie zeigen insbesondere in Verbindung mit extremen Veränderungen der Eintragsbedingungen eine ausgeprägte Heterogenität, z.B. im Verlauf des Versauerungsschubes in 11/94. Seit Beginn der Untersuchungen in 07/93 ist eine kontinuierliche Abnahme der Ca- und K-Konzentrationen in der Oberbodenlösung festzustellen. Damit ist eine stetige Verschlechterung des Ca/H-Verhältnisses verbunden, das mittlerweile den kritischen Wert von 0.1 für Fichtenfeinwurzeln erreicht hat. Demgegenüber verweist in 60 cm Tiefe sowohl die Entwicklung der pH-Werte (Abbildung 2) als auch die Verengung der Ca/Al- und Mg/Al-Molverhältnisse auf die weitgehende Erschöpfung der Pufferkapazitäten des vormals im Unterboden herrschenden Austauschpufferbereiches (pH: 5,0 - 4,2). Eine verstärkte Al-Freisetzung in die Bodenlösung und eine noch zunehmende Gefährdung für das Wurzelwachstum des Fichtenbestandes zeichnen sich ab

Da die sächsischen Waldböden in der Mehrzahl über die im Rahmen einer Profilbeobachtung erfaßte Tiefe hinaus versauert sind (s.o.), ist von den **hohen Säureausträgen** des Bodens vielfach bereits der Grundwasserleiter betroffen. So sind die Wässer von 3 Waldquellen im Einzugsgebiet der Meßstation Klingenthal gekennzeichnet durch einen ebenfalls hohen Versauerungsgrad infolge niedriger pH-Werte sowie hohen Sulfat- und Aluminiumgehalten. Zudem lassen sich analog der Bodenlösung auch im Quellwasser Versauerungsschübe verfolgen. Die Trinkwasser-Grenzwerte (pH: 6,5 - 9,5; 0,2 mg Al/l) werden bei pH-Werten zwischen 4,0 und 4,8 weit unter- bzw. hinsichtlich der Al-Konzentrationen mit 0,8 bis 3,8 mg/l weit überschritten (Abbildung 3). Das verdeutlicht die Dringlichkeit von Maßnahmen, die im weitesten Sinne für den **Schutz und die Sanierung der Waldböden** sowie für die Sicherstellung der Trinkwasserqualität aus Waldgebieten getroffen werden müssen!

DBF Klingenthal: Quellwasser

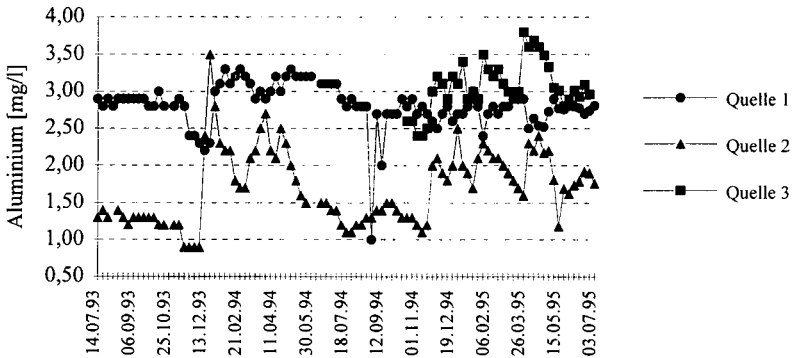


Abbildung 3: Entwicklung der Aluminium-Konzentration in 3 Waldquellen des Wassereinzugsgebietes der Level II-Meßfläche Klingenthal (westl. Erzgebirge)

Literatur:

- ANDREAE, H. (1993): Verteilung von Schwermetallen in einem forstlich genutzten Wassereinzugsgebiet unter dem Einfluß saurer Deposition am Beispiel der Söse mulde (Westharz). Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme A 99, 161 S.; Göttingen.
- RABEN, G.H. (1988): Untersuchungen zur raumzeitlichen Entwicklung boden- und wurzelchemischer Stressparameter und deren Einfluß auf die Feinwurzelentwicklung in bodensauren Waldgesellschaften des Hils. Forschungszentr. Waldökosysteme / Waldsterben A 38, 253 S.; Göttingen.
- RABEN, G.H. (1994): Forstliche Dauerbeobachtungsflächen (DBF) im Freistaat Sachsen in SPLETT und INTE-MANN H.(1994): Intensive Waldzustandsüberwachung auf Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland AFZ 49, 1237 - 1246
- FRIEDRICH, R. (1996): Ermittlung von Luftschadstoffemissionen in den neuen Bundesländern. In: SEILER et. al (1996): Wissenschaftliches Begleitprogramm zur Sanierung der Atmosphäre über den neuen Bundesländern (SANA) - Kurzfassung der Einzelprojekte (Abschluß-Seminar). Herausgeber: IFU, Garmisch-Partenkirchen
- ULRICH, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen. In: ULRICH et al.(1991): Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme B 24, 242 S.; Göttingen.

Danksagung:

Die Untersuchungen erfolgten mit finanzieller Unterstützung durch die Europäische Union (Projekte Level I und Level II, Sachsen).

Quantifizierung des Wasserhaushaltes am forstlichen Standort - Bedarf der praktischen Standortskartierung an Daten und Modellergebnissen

von

Gauer, J.*

Innerhalb der forstlichen Standortsgliederung ist der Wasserhaushalt eine der zentralen Größen (FStOA 1996). Für dessen Einstufung in stau- und grundwasserfreie Böden werden im allgemeinen die Wasserhaushalts- bzw. Frischestufen „sehr frisch“ - sehr trocken“ (Tab. 1) verwendet.

Trotz der Bedeutung für die Standortsklassifikation ist der Aussagewert dieser Wasserhaushaltsstufen für überregionale Betrachtungen - wegen unterschiedlicher Inhalte und verfahrensbedingte Unterschiede bei der Herleitung nach den einzelnen Länder-Standortskartierverfahren - stark eingeschränkt. Zwei unterschiedliche Grundprinzipien der Standortsgliederung kommen zur Anwendung.

Am verbreitetsten sind die **zweistufigen** oder **regionalen Verfahren**, z.B. das in Baden-Württemberg angewendete „Südwestdeutsche standortskundliche Verfahren“. Bei diesem Verfahren werden zunächst regionale ökologische Einheiten (Wuchsgebiete/ Wuchsbezirke) - letztere vorrangig nach klimatischen Gesichtspunkten - abgegrenzt. Die eigentliche Standortsgliederung erfolgt dann regional innerhalb dieser Einheiten. Die unterschiedenen **Standortstypen/einheiten** werden jeweils auf die regionale Einheit zugeschnitten.

Tab. 1: Allgemeine Definitionen von Wasserhaushaltsstufen bei zweistufige Verfahren

sehr trocken	in der Vegetationszeit (VZ) kommt es schon kurze Zeit nach Niederschlägen wegen äußerst geringer nWSK der Böden (flachgründig oder stark durchlässig, skelettreich) rasch zu deutlichem Wassermangel;
trocken	in der VZ regelmäßig länger anhaltender deutlicher Wassermangel;
mäßig trocken	in der VZ vorübergehend deutlicher Wassermangel;
mäßig frisch	in der VZ kann Wassermangel noch kurzzeitig auftreten;
frisch	infolge hoher nWSK ganzjährig gut wasserversorgt; Wassermangel ist nur in ausgeprägten Trockenperioden denkbar; hoher Anteil von Grobporen im Boden, deshalb auch bei Wassersättigung bis nWSK kein Luftmangel in der VZ.
sehr frisch	auch während längerer Trockenperioden steht für die Baumvegetation immer ausreichend Bodenwasser zur Verfügung; bei hohem Niederschlagsangebot kann in den tieferen Bodenschichten Luftmangel kurzzeitig auftreten; häufig Pseudogleyflecken im Unterboden (tiefer als 60 cm uGOF) besonders der lehmig/tonigen Böden;

Das zweistufige Verfahren ermöglicht eine sehr differenzierte und trotzdem übersichtliche Standortsgliederung innerhalb der regionalen Einheit, die stark auf örtlichen Erfahrungen aufbaut. Eine Vergleichbarkeit mit Standorten anderer Wuchsgebiete/-bezirke oder gar über Bundeslandgrenzen hinweg ist aber nur schwer möglich. Da jeweils die gesamte Spanne an Wasserhaushaltsstufen zur Anwendung kommt, verschieben sich die Inhalte der Stufen in Abhängigkeit vom jeweiligen Regionalklima.

haltes (z.B. Zusammenfassung in 3-5 „Trophiestufen“). Der Wasserhaushalt wird allerdings in derselben Stufenbreite wie in den regionalen Verfahren gegliedert.

Die Gliederung bleibt aber meist auf einer ordinalen Ebene. Bestimmt wird der sogenannte Geländewasserhaushalt mittels Bestimmung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität mit Gelände- und Relief-Ab- und -zuschlägen als „passiven“ Teil der Wasserspeicherung (Tab. 2). Erst in Kenntnis des jeweiligen Regionalalklimas läßt sich dieser Geländewasserhaushalt in seiner Bedeutung für den Gesamtwasserhaushalt abschätzen.

Tab. 2: Ordinale Klassifizierung des Geländewasserhaushalts (nWSK_{Relief}) - einstufige Verfahren

Reliefmerkmale	Auswirkung	nWSK	nWSK _{Relief} (mm/10 dm)	Stufenbezeichnung
Lage in Hangmulden, Talung und angrenzenden Unterhängen	hoher Hangwasserzufluß möglich, sehr geringe unproduktive Verdunstung	hoch		feucht
Lage an unteren bis mittleren langen Winterhängen	Hangwasserzufluß möglich, geringer Verdunstungsanstoß		> 170	betont frisch
eben		mittel	90 - 170	frisch
mäßig exponierte Rücken, mäßig geneigte Mittel- bis Oberhänge	höherer Verdunstungsanstoß		60 - 90	mäßig frisch
stärker exponierte Rücken stärker geneigte Oberhänge	Abflußverluste möglich, hoher Verdunstungsanstoß		25 - 60	mäßig trocken
sehr steile Sommerhanglagen oder stark exponierte Kuppen, Rücken, Hangkanten	starke Abflußverluste möglich, sehr hohe unproduktive Verdunstung	niedrig	< 25	trocken

Ein kardinales Einstufungssystem von Gesamtwasserhaushaltsstufen (FStOA 1996) wurde in Rheinland-Pfalz entwickelt. Das Verfahren basiert auf der Beziehung zwischen Wasserhaushalt und der Höhenwachstumsleistung von Fichtenbeständen (BENINDE, HOFFMANN & WALLESCHE 1960). Aus einer großen Zahl von Probekreisaufnahmen in verschieden alten, aber gleichbehandelten Fichtenbeständen wurden die Höhenbonität und die nutzbare Wasserspeicherkapazität (nWSK) auf Standorten gleicher Niederschlagsgruppe, Trophie-, Höhen- und Neigungsstufe im gleichen Hangrichtungsbereich ermittelt.

Tab. 3: Beziehung zwischen nWSK und Höhenbonität des Zentralstammes im Alter 100 (Fichte mäß. Df. WIEDEMANN, Buche mäßige Df. SCHOBER) auf ebenen, mesotrophen, kollinen Standorten bei 675-750 mm J und der darauf aufbauenden Gesamtwasserhaushaltsstufung (MLWF Rheinland-Pfalz - A.Sta. 61; Techn. Erläuterungen, 1972).

nWSK	mm/WR _{eff}	> 130	130-100	100-75	75-60	60-45	45-35	< 35
Fichte	h _{BON 100}	I	I.5	II	II.5	III	III.5	IV
Buche	h _{BON 100}	I.5	II.0	II.5	III.0	III.5	IV.0	IV.5
Gesamtwasserhaushaltsstufe		sehr frisch	ziemlich frisch	frisch	mäßig frisch	mäßig trocken	trocken	sehr trocken

Die nutzbaren Wasserspeicherkapazitäten der Probekreisstandorte wurden mittels vorgegebener Höhenbonitätsspannen von 0,5 relativen Ertragsklassen von Fichte gruppiert (Tab. 3). Aus diesen Gruppen wurde eine Matrix entwickelt, aus der bei definierter Niederschlagsgruppe, sowie Neigungs- und Expositionstufe die Gesamtwasserhaushaltsstufe ermittelt werden kann. Tab. 4 zeigt eine Anpassung für den Pfälzerwald und angrenzende Landschaften nach EDER (1980).

Ein solches halbquantitatives Verfahren, basierend auf regionalen Schätztabellen über die nWSK (BENECKE 1992) hat den Vorteil, daß es im Rahmen der praktischen Standortskartierung gut zu handhaben ist, es nachvollziehbare Ergebnisse liefert und daß über das aktuelle Bestandeswachstum bzw. über den Vegetationsaspekt eine unabhängige Kontrollmöglichkeit gegeben ist.

Für einen größeren Anwendungsbereich müßte die Datenbasis allerdings verbessert werden. Die Niederschlagsgruppen - die ein für Rheinland-Pfalz spezifisches Wärme klima beinhalten - müßten durch eine Stufung der klimatischen Wasserbilanz in Anhalt an DIN 19685 und BKA4 ersetzt werden. Die Schätztabellen für Luft- und Wasserhaushaltskenndaten müßten für locker gelagerte Oberböden unter Wald - möglichst substratbezogen - erweitert werden. Die erweiterte Datenbasis, die in die Überarbeitung der BKA4 eingeflossen ist,

stammt vor allem aus dichten landwirtschaftliche Böden und führte zu einer Verschiebung der Lagerungsdichten-Grenzwerte (z.B. Grenze von $Ld1/Ld2 = 1,4 + 0,009\%$ Ton statt bisher $1,2 + 0,009\%$ Ton). Verbessert werden müßte auch die Kenntnis über die effektive Durchwurzelungstiefe - als Tiefenbegrenzung für die nWSK Schätzung - von Waldbeständen. Denkbar wäre auch, den mit der Tiefe abnehmenden Ausschöpfungsgrad der nWSK mit Reduktionsfaktoren ($1-3 \text{ dm uGOF} = \text{nWSK} * 1,0$, $3-7 \text{ dm u.GOF} = \text{nWSK} * 0,75$, $7-10 \text{ dm uGOF} = \text{nWSK} * 0,5$, $> 10 \text{ dm u.GOF} = \text{nWSK} * 0,05-0,1$) nachzuzeichnen. Die Relief- und Expositions- und -abschläge beruhen z.T. auf einem zu geringen Datenkollektiv und müßten verfeinert werden (Oberhang, Hang $> 10^\circ$, Hang $> 20^\circ$, Unterhang und Talmulde, jeweils nach SSO, SSW, WNW und NNO etc.).

Tab. 4: Gesamtwasserhaushaltsstufen in Abhängigkeit von Niederschlag (mit Versuch einer Parallelisierung zur klimatischen Wasserbilanz/Jahr - KWBa), Relief und nWSK (nach EDER 1980)

Niederschlagsgruppe mm	klimatische Wasserbilanz Stufe / mm	Relief	Gruppen der nutzbaren Wasserspeicherkapazität mm WSK							
			200	140	120	100	80	65	50	
>950	KWBa 4/5	Schatthang	äfr	äfr	äfr	sfr	fr	fr'	n	tr'
		eben < 10°	äfr	äfr	äfr	sfr	fr	fr'	n	tr'
	> 350	Sonnhang	äfr	äfr	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr
750-950	KWBa 3(4)	Schatthang	äfr	sfr	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr
		eben < 10°	äfr	sfr	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr
	200 - 350	Sonnhang	äfr	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr	str
675-750	KWBa 1/2	Schatthang	äfr	sfr	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr
		eben < 10°	äfr	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr	str
	50 - 200	Sonnhang	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr	str	str
600-675	KWBa 0/1	Schatthang	äfr	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr	str
		eben < 10°	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr	str	ätr
	-50 - +50	Sonnhang	fr	fr'	n	tr'	tr	str	str	ätr
<600	KWBa 0	Schatthang	sfr	fr	fr'	n	tr'	tr	str	ätr
		eben < 10°	fr	fr'	n	tr'	tr	str	str	ätr
	< -50	Sonnhang	fr'	n	tr'	tr	tr	str	ätr	ätr

Hier setzt nun der Bedarf der forstlichen Standortserkundung an Ergebnissen, die im Rahmen der vielfältigen Untersuchungen im Rahmen der Waldschadensforschung gesammelt wurden, und an Modellen, die zur Simulation von Stoffflüssen erarbeitet wurden, an.

So konnte die Beziehung zwischen Wasserkennwerten und Bestandeswachstum der Buche von BORK, ROHDENBURG und BRANDTNER (1984) bestätigt werden. RAKEI, RENGGER und WESSOLEK (1994) und RIEK, WESSOLEK und v. LÜHRTE (1994, 1995) gelang es, das Dickenwachstum von Kiefern mit Wasserhaushaltsdaten zu simulieren. PESCHKE u.a. (1995) konnten den Wasserhaushalt von Fichten experimentell beschreiben. BIEDERBICK (1992) berechnete die potentielle pflanzenverfügbare Wassermenge in Abhängigkeit von der direkten Sonneneinstrahlung als Standortsfaktor. KENNEL (1996) kann mit seinem Modell NUCM Nährstoffhaushalt von Einzelbäumen beschreiben und begrenzende Faktoren ermitteln. Diese und andere Arbeiten geben Hoffnung, eine generelle Matrix von halbquantitativ bestimmten Wasserhaushaltsstufen in Anhalt an Tab. 4 durch Simulation relativer Werte auf eine breitere Basis zu stellen.

Für eine Umsetzung in die Praxis der forstlichen Standortskartierung sind 2 Schritte erforderlich:

1. **Aufbau einer forstlichen, bodenphysikalischen Datenbank** bei einer der forstlichen Fakultäten oder Versuchsanstalten durch die Sammlung von Daten von Waldstandorten über

- Porung, Bodenarten, Humusgehalte, Trockenraumdichten
- Wasserleitfähigkeiten
- Jahres-Wassergehaltsverläufe

zur Erstellung von Luft- und Wasserspeicherkapazitäts-Tabellen in Abhängigkeit von Bodenart, Humusgehalt und Trockenraumdichte sowie Hilfen zur Abschätzung der nWSK-Ausschöpfungstiefe.

2. Simulation verschiedener Wasserhaushalte mit den Variablen klimatischen Wasserbilanz, nWSK, Exposition und Relief für einen sonst homogenen, stau- und grundwasserfreien Standort im Grenzbereich Mull-/ Moder-Buchenwälder (mittlerer Standort) der kollinen Höhenstufe für eine relative Abstufung.

Grunddefinitionen dazu könnten z.B. sein (terrestrische Standorte):

- **frisch** = die aufnehmbare Wassermenge in der Vegetationszeit (VZ), die erforderlich ist, um den durchschnittlichen Gesamtzuwachs im Alter 100 (dG_{Z100}) von 7,1 Vfm m.R./a bei einer Buche (als mitteleuropäische Leitbaumart) I,5 relativer Ertragsklasse (SCHOBER m.Df,1995) zu erzeugen.
- **trocken** = die aufnehmbare Wassermenge in der VZ, die erforderlich ist, um den dG_{Z100} von 3,7 Vfm m.R./a bei einer Buche IV,0 relativer Ertragsklasse (SCHOBER m.Df, 1995) zu erzeugen.

Tab. 5: Mögliche Gliederung der Wasserhaushaltsstufen frisch und trocken mit Eichung anhand von Buchenertragsklassen (Schober, m.Df.) auf mittleren, stau- und grundwasserfreien Standorten der kollinen Höhenstufe (14-16 °C in der forstlichen Vegetationszeit).

$h_{Ben,100}$	$\geq A5$	I.0	I.5	II.0	II.5	III.0	III.5	IV.0	IV.5	$\leq V$	
dG_{Z100}	Vfm	8,5	7,8	7,1	6,4	5,7	5,0	4,3	3,7	3,1	2,5
Wasserhaushaltsstufe	äußerst frisch	sehr frisch	frisch	schwach frisch	sehr frisch	schwach trocken	sehr trocken	schwach trocken	trocken	sehr trocken	äußerst trocken

Mit dieser Definition kann auch der Wasserhaushalt von stau- und grundnassen Standorten erfasst werden, indem bei der Herleitung der für den Zuwachs erforderlichen Wassermengen der kapillare Aufstieg berücksichtigt wird. Der eingeschränkte Lufthaushalt würde über zusätzliche Stau- bzw. Grundnässestufen erfasst. Sobald während der Vegetationszeit permanent bewegliches Sickerwasser, Stau- oder Grundwasser im effektiven Wurzelraum auftritt, könnten die oben genannten Wasserhaushaltsstufen dann um die Stufen feucht und naß erweitert werden.

Der Bedarf für eine weitere Quantifizierung von Standortskennwerten der forstlichen Standortkartierung als Basis für die Überwindung von ökologischen Regionen- und politischen Ländergrenzen ergibt sich aus der Notwendigkeit, die Ergebnisse aufwendiger und genauer Punktbeobachtungen zur Waldschadensforschung oder allgemein zu waldwachstumskundlichen Fragestellungen wirksam in die Fläche zu übertragen.

Literatur:

KA4 = AG BODEN (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Aufl., Hannover, E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. • FSTOA = ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme - im Druck, IHW-Verlag, Eching. • BENECKE, P.(1992): Vorhersagbarkeit der Wasserbindungs- und der Wasserleitfähigkeitsfunktion an bodenkundlichen Substratmerkmalen. - aus DFG: Regionalisierung in der Hydrologie. - Mitteilgn. XI der Senatskommission für Wasserforschung, 221-239, VCH, Weinheim. • BENINDE, R., HOFFMANN, D. & WALLECH, W. (1961): Zur Auswertung ertragskundlicher Erhebungen im Verfahren zur Standortskartierung des FEA Koblenz. - AFJZ, 6/131, 121-125, Frankfurt/M. • BIEDERBRICK, K.-H. (1992): Die direkte Sonnenstrahlung als Standortsfaktor. - Forstarchiv, 63, 131-136, Hannover. • BORK, H.-R., ROHDENBURG, H. & BRANDTNER, W. (1984): Die landschaftsökologische Bewertung von Waldstandorten mit Hilfe multivariat-statistischer Verfahren. - Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, 9, 146 S., Braunschweig. • EDER, W. (1980): Quantifizierung von bodenkundlichen Standortsfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortskartierung insbesondere auf Buntsandsteinstandorten der Pfalz. - Mitteilgn. a. Forsteinrichtung u. Waldbau, 23, 263S., MLWF Rheinland-Pfalz, Mainz. • KENNEL (1996): Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldstandorten mit dem Modell NUCM - Datenerfordernisse, Anwendungsmöglichkeiten, Ergebnisse am Beispiel der forsthydrologischen Forschungsgebiete Krottdorf und Große Ohe. - Vortrag, gehalten bei dem gemeinsamen Workshop des AK „Waldböden“ der DBG und der Sektion „Wald und Wasser“ im DVFFA am 26 u. 27.03.1996 in Freiburg. • PESCHKE, G., ROTHE, M., SCHOLZ, J., SEIDLER, Ch., VOGEL, M. & ZENTSCH, W. (1995): Experimentelle Untersuchungen zum Wasserhaushalt von Fichten. - Forstw. Cbl., 114, 326-339, Berlin. • RAKEI, A.K., RENGER, M. & WESSOLEK, G. (1992): Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes im Grunewald (Berlin). - AFJZ, 9/163, 169-171, Frankfurt/M. • RIEK, W., WESSOLEK, G., & LÜHRTE, A.v. (1994): Wasserhaushalt und Dickenwachstum von Kiefern (Pinus sylvestris) im Raum Berlin. - AFJZ, 7/166, 138-144, Frankfurt/M. • RIEK, W., WESSOLEK, G., & LÜHRTE, A.v. (1995): Spektralanalytische Interpretation des langjährigen Wasserhaushalts und der Jahringbreitenentwicklung von Kiefern. - Forstarchiv, 66, 199-205, Hannover. • SCHOBER, R. (1995): Ertragstabeln wichtiger Baumarten. - 4. Aufl., 166 S., Sauerländers Verlag, Frankfurt/M.

Nitratgehalte in der Bodenlösung niedersächsischer Wälder

von

Büttner, G.*

Einleitung

Im Rahmen der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) ist für die Tiefenstufen 30–60 cm und 60–90 cm eine Analyse des wässrigen Extraktes (1:2-Extrakt=EXT) vorgeschrieben (BML, 1990). Über diese Vorgaben hinaus wurde in Niedersachsen für die Tiefenstufen 0–5 cm, 10–30 cm und 60–90 cm die Gleichgewichtsbodenlösung (GBL, MEIWES et al., 1984) gewonnen. Neben den Auswertungen nach Tiefenstufen wurde damit ein direkter Vergleich der beiden Methoden in der Tiefenstufe 60–90 cm ermöglicht. Die Nitratgehalte in der Bodenlösung größerer Bodentiefe lassen Rückschlüsse zu auf mögliche Auswaschungvorgänge.

Methodenvergleich

In der Bodenlösung der Tiefenstufe 60–90 cm besteht mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,89$ eine straffe Beziehung zwischen den Nitrat-Gehalten in der GBL und im EXT. Bei der Betrachtung des Gesamtkollektives zeigen sich insgesamt sehr viel geringere Gehalte in dem EXT gegenüber der GBL ($y=0,1522x + 0,0063$). Bei den in niedersächsischen Waldböden häufigsten Konzentrationen bis 6 mg Nitrat/l ist die Beziehung mit $R^2 = 0,52$ zwar unschärfer, liefert dafür aber eine bessere Anpassung ($y=0,8412x + 0,1519$), so daß die Herstellung des EXT als Grundlage für die Interpretation der Nitratgehalte in der Bodenlösung als geeignet erscheint. Die beiden wesentlichen Unterschiede in beiden Verfahren liegen darin, daß bei der GBL das Verhältnis von Wasser zu *feldfrischem* Boden maximal 0,8 beträgt und beim EXT vom *getrockneten* Boden (40°C) ein definiertes Wasser:Boden-Verhältnis von 2 eingestellt wird. Da die Werte sich immer auf den tatsächlichen Gehalt der Lösung beziehen, erfolgt im EXT grundsätzlich eine Verdünnung gegenüber der GBL. Es darf darüberhinaus nicht vergessen werden, daß die Herstellung der GBL möglichst rasch erfolgen sollte, so daß der Aufwand für die Probenahme und die Probenvorbereitung erheblich ist. Besonders in Flächenstaaten wie Niedersachsen wäre wegen der langen Fahrzeiten ein gekühlter Probenransport zwingend notwendig, um Umsetzungsprozesse zwischen den einzelnen Stickstofffraktionen zu minimieren.

Ergebnisse und Diskussion

Die Nitratgehalte in niedersächsischen Waldböden weisen einen Tiefengradienten auf, bei dem die höchsten Gehalte im Oberboden und geringere Werte im Unterboden festzustellen sind. Die Mittelwerte zeigen starke Abweichungen vom Medianwert, was auf stark linksschiefe Verteilungen (hin zu geringeren Gehalten) hinweist. Die Nitratgehalte in der GBL liegen bei rund 3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ im Oberboden und bei etwa 2 mg im Unterboden (Tab. 1) und weisen damit erfreulich geringe Gehalte auf. Die Äquivalentanteile dieses Stoffes liegen zwischen 2 und 11% an der Kationensumme (Der Bezug

* Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, D-37079 Göttingen, ☎ (0049) 0551-69401-0

zur Kationensumme wurde gewählt, weil die Ladungssumme der organischen Anionen nicht feststellbar ist).

Tab. 1: Vergleich der Nitratgehalte im 1:2-Extrakt und in der GBL nach Tiefenstufen

Tiefenstufe		GBL	EXT
		NO ₃ -N in mg/l	
30-60 cm	Anzahl	22	184
	Mittelwert	2,06	1,79
	Median	1,84	0,61
	Minimum	0,00	0,00
	Maximum	7,80	35,15
60-90 cm	Anzahl	173	173
	Mittelwert	1,85	0,43
	Median	0,59	0,20
	Minimum	0,00	0,00
	Maximum	35,15	5,42

Es finden sich Unterschiede hinsichtlich der Nitratgehalte zwischen den verschiedenen Pufferbereichen (Tab. 2). In der Tiefenstufe 0-5 cm weisen der Silikat- und Aluminium-Pufferbereich die höchsten Mittelwerte auf (2,9 bzw. 3,2 mg/l). Die geringsten Konzentrationen dieser Tiefenstufe finden sich mit 1,3 mg/l im Eisen-Pufferbereich. Zur Tiefenstufe 10-30 cm hin gibt es keine Abnahme, sondern tendenziell eine Zunahme der Nitratkonzentration. Anders sieht es jedoch im Vergleich zur Tiefenstufe 60-90 cm aus.

Tab. 2: Gegenüberstellung der Nitratgehalte im EXT und in der GBL nach Pufferbereichen

Tiefe	Pufferbereich	GBL		Extrakt	
		mg/l	XL %	mg/l	XL %
0-5 cm	Fe-Pufferbereich	1,3	5,0		
	Fe-/Al-Pufferbereich	2,7	8,1		
	Al-Pufferbereich	3,2	9,6		
	Austauscher-Pufferbereich	2,4	7,1		
	Silikat-Pufferbereich	2,9	8,4		
	Carbonat-Pufferbereich	2,7	4,4		
10-30 cm	Fe-/Al-Pufferbereich	3,3	10,0		
	Al-Pufferbereich	2,9	10,9		
	Austauscher-Pufferbereich	2,1	9,4		
	Silikat-Pufferbereich	3,0	11,1		
	Carbonat-Pufferbereich	3,8	6,3		
30-60 cm	Fe-/Al-Pufferbereich	2,8	10,9	11,8	8,8
	Al-Pufferbereich	1,7	6,2	1,9	5,4
	Austauscher-Pufferbereich	0,7	3,4	1,4	8,3
	Silikat-Pufferbereich	0,4	3,7	1,1	5,3
	Carbonat-Pufferbereich	2,7	5,5	2,1	4,5
60-90 cm	Fe-/Al-Pufferbereich	1,5	7,7	3,1	10,7
	Al-Pufferbereich	0,2	2,7	0,6	6,5
	Austauscher-Pufferbereich	0,2	2,5	0,3	3,1
	Silikat-Pufferbereich	0,2	2,2	0,6	4,3
	Carbonat-Pufferbereich	0,7	2,2	0,5	1,2

Die Konzentrationen haben – mit Ausnahme des Al-/Fe-Pufferbereiches – deutlich abgenommen und liegen nur noch im Bereich zwischen 0,2 und 0,7 mg NO₃-N/l. Im Al-/Fe-Pufferbereich finden sich dagegen noch 1,5 mg/l. Die überproportionale Abnahme der Nitratgehalte mit der Tiefe ist nur durch biologische Umsetzungen und Pflanzenaufnahme zu erklären. Bei den extrem niedrigen pH-Werten des Al-/Fe-Pufferbereiches ist von einer deutlichen Hemmung der biologischen Aktivität auszugehen.

Die Nitratbefruchtung des Bodenwassers in der Tiefenstufe 60–90 cm ist von entscheidender Bedeutung für eine mögliche Belastung des Quell- und Grundwassers, da unterhalb des Wurzelraumes mit einer Minderung der Nitratgehalte durch Wurzelaufnahme nicht mehr und durch Denitrifikation nur in Ausnahmefällen zu rechnen ist. Die Häufigkeitsverteilung der Nitratgehalte in dieser Tiefe zeigt ein positives Bild. In rund 60% aller Standorte konnten Nitratgehalte von weniger als 1 mg N/l nachgewiesen werden.

Bei den Waldböden, die hohe Nitratgehalte aufweisen, ist eine genauere Analyse der Standortparameter interessant. In der Tabelle 3 sind die BZE-Aufnahmepunkte mit hohen Nitratwerten aufgeführt. Besonders auffällig heben sich die Erlenstandorte vom übrigen Kollektiv ab (④ und ⑤). Die Fähigkeit der Erle, mit der Symbiose von Knöllchenbakterien Luftstickstoff zu binden, ist sicherlich die Ursache für die hohen Werte zwischen 24 und 30 mg NO₃-N/l. Bereits bei KREUTZER (1981) finden sich Angaben über hohe Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung von Erlenbeständen. Aufgrund sehr hoher N-Blattgehalte bei Erle (hier: 31,1 mg/g) kann zudem ein hoher Umsatz erwartet werden, zumal der Humuszustand mit C/N-Verhältnissen von rund 15 sehr günstig ist. Da es sich gleichzeitig aber um Sonderstandorte hinsichtlich des Wasserhaushaltes handelt (hohe Grundwasserstände), ist die Abnahme der Gehalte mit zunehmender Tiefe auf Werte zwischen 0,5 und 3 mg/l nicht verwunderlich. So kann einerseits die Denitrifikation zu einer Entgasung führen und gleichzeitig ein Verdünnungseffekt durch das hoch anstehende Grundwasser gegeben sein. Ebenfalls hohe Nitratkonzentrationen können in Nadelholzbeständen nach Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen (Punkt ⑥) auftreten. Mit hohen atmosphären Stickstoffeinträgen ist bei den Punkten ⑥ – ⑧ (Ammoniumbelastung) sowie ① und ② (Nitratbelastung) zu rechnen. Der Standort ③ ist gekennzeichnet durch die Nähe zu einem Zementwerk, dessen Emissionen sich in hohen Ca-Sättigungen im Boden bemerkbar machen. Alle aufgeführten Standorte verfügen darüberhinaus über hohe Stickstoffvorräte.

Ausblick

Die Tatsache, daß im Rahmen der landesweiten Bodenuntersuchung in Wäldern noch überwiegend geringe Nitratgehalte vor allem in größerer Tiefe gefunden wurden, sollte keinesfalls Anzeichen einer geringen Stickstoffbelastung der Wälder gesehen werden. Es gibt heute bereits zahlreiche Waldökosysteme, die den eingetragenen Stickstoff nicht mehr festlegen können, so daß es zu einer erheblichen Nitratfracht an das Grundwasser kommt. Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß besonders regional bei hohen Einträgen mit höheren Nitratwerten im Sickerwasser gerechnet werden muß. Es läßt sich nur schwer abschätzen, wann die Grenze der Belastbarkeit erreicht ist. Die im Rahmen eines Workshops vorgestellten *critical loads* für Stickstoff liegen zwischen 3 und 15 (Nadelholz) bzw. 5 und 20 kg/ha/a (Laubholz), wobei in gesättigten Ökosystemen die Deposition gegen Null gehen sollte (NILSSON & GRENNFELT, 1988). Der bei der Auswertung der BZE-Daten gefundene positive Zusammenhang zwischen Nitrat in der Bodenlösung und hohen Elementgehalten in Buchenblättern sowie die klare negative Beziehung zwischen hohen Ammoniumgehalten in der Bodenlösung und geringen Mg-Gehalten in Blättern deuten darauf hin, daß Stickstoff nicht mehr der limitierende Wachstumsfaktor, sondern eher zu einem Problemfaktor in den Wäldern geworden ist. Neben der Verlagerung der Versauerungsfront in die Tiefe und damit schon heute in den Bereich der Trinkwasserbrunnen ist die Nitratbefruchtung des Sickerwassers – leider inzwischen auch aus Waldökosystemen – ein großes Problem für die Trinkwasserversorgung.

Tab. 3: Zusammenstellung der BZE-Punkte mit Nitratgehalten >11,3 mg Nitrat-N/l

Landkreis	ökol. Kennziffer Bodentyp	Substrat	Kalkung	Baumart	Tiefe	NO ₃ -N mg/l	EXT	GBL
① Northeim	19.5.4.4 Parabraunerde	71 Fl 31 Löß über mittlerem Muschelkalk	Nein	FI 95% SEI 5%	0- 5 cm	9,81		X
					10-30 cm	10,06		X
					30-60 cm	7,80		X
					60-90 cm	11,91		X
					30-60 cm	2,01	X	
60-90 cm	2,53	X						
② Northeim	19.4.2.3 Braunerde	71 Fl 41 Löß über Buntsandstein	Ja	FI 100%	0- 5 cm	7,67		X
					10-30 cm	6,85		X
					30-60 cm	7,60		X
					60-90 cm	13,72		X
					30-60 cm	0,22	X	
60-90 cm	2,32	X						
③ Hannover	38.3.36 Podsol	73 WS 75 Decksand über Geschiebelehm	Nein	KI 50%	0- 5 cm	19,12		X
				FI 20%	10-30 cm	11,37		X
				BU 15%	60-90 cm	5,31		X
				BI 15%	30-60 cm	1,33	X	
					60-90 cm	0,64	X	
④ Uelzen	32.4.6.6 Braunerde-Gley	61 Auelehm	Nein	RER 50%	0- 5 cm	23,73		X
				SPA 5%	10-30 cm	24,07		X
				JLA 25%	30-60 cm	1,91	X	
				FI 10%	60-90 cm	2,92		X
				DGL 10%				
⑤ Gifhorn	32.4.3.7 Gley	75 Decksand über Geschiebelehm	Ja	RER 80%	0- 5 cm	30,35		X
				FI 10%	10-30 cm	26,15		X
				DGL 10%	60-90 cm	0,52		X
					30-60 cm	0,91	X	
					60-90 cm	n.n	X	
⑥ Diepholz	35.4.3.5 Gley-Braunerde	73-75 Decksand über Geschiebelehm	Ja	ELA 50%	0- 5 cm	8,43		X
				DGL 40%	10-30 cm	12,85		X
				FI 10%	60-90 cm	22,89		X
					30-60 cm	2,17	X	
					60-90 cm	2,41	X	
⑦ Diepholz	34.5.6.6 Gley-Braunerde	61 Auelehm	Ja	SEI	0- 5 cm	14,06		X
					10-30 cm	5,59		X
					30-60 cm	1,11	X	
					60-90 cm	0,94	X	
⑧ Osnabrück	33.4.9.1 Gley	71WS-73 Sandlöß über Sand	Nein	SEI 60%	0- 5 cm	43,89		X
				BU 40%	10-30 cm	23,37		X
					60-90 cm	35,15		X
					30-60 cm	4,35	X	

Literatur:

BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg. 1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) - Arbeitsanleitung, Bonn. 2. Auflage 1994

KREUTZER, K. (1981): Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. Mitt. d. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 32: 273-286

MEIWES, K.J.; KÖNIG, N.; KHANNA, P.K.; PRENZEL, J.; ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A Bd. 7: 1-67

NILSSON, J. & GRENNFELT; P. (eds. 1988): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1988. Miljörapport 1099:15

Aus der BZE abgeleitete Indizien einer bodenchemischen Drift in Baden-Württemberg

von

Wilpert v., K.¹

1. Einleitung und Problemstellung

Im gemäßigt humiden Klimabereich unterliegen Böden einer langsamen bodenchemischen Drift, die vorwiegend durch einen an HCO_3 gekoppelten Basenexport bedingt ist. Dieser Prozess ist im wesentlichen nur im pH-Bereich >5 wirksam. Außerdem werden als Folge periodischer, kurzzeitiger Entkoppelungen des N-Kreislaufes Basen über NO_3 ausgetragen. Im industriellen Zeitalter wurden seit Jahrzehnten mit regional wechselnden Schwerpunkten die starken Säureanionen SO_4 und NO_3 in der Größenordnung von 1-3 kmloc/ha/a verstärkt eingetragen. Dies beschleunigt die natürliche bodenchemische Drift. Daraus resultieren auf großer Fläche Versauerungszustände der Unterböden, die angesichts der relativen Kürze der nacheiszeitlichen Bodenentwicklungszeit mit einem Basenexport über Kohlensäure nicht ausschließlich erklärbar sind.

2. Methoden

Der Prozess der Bodenversauerung kann über Zeitreihen direkt beobachtet werden, was aufgrund des weitgehenden Fehlens zeitlich weit genug zurückreichender Meßreihen i.d.R. nur sehr beschränkt möglich ist.

Tab. 1: Tiefenstufenweise Basensättigungsgrenzwerte (%) für die Typisierung der Basensättigungs-Tiefenprofile.

Gradienten-Typ	0-5 cm	5-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
Unterboden versauert	<20	<10	<10	<10	<20
Oberboden aufgebast	>10 <50	>5 <50	>5 <20	<10	<20
Rhizosphäre versauert	<20	<10	<10	>5 <50	>=15
Oberboden versauert	<20	<10	>5 <50	>=15	>=20
Schwach versauert	>20 <50	>10 <50	>10 <50	>=20	>=20
Hohe Basensättigung	>=50	>=50	>=50	>=50	>=50

Eine Alternative ist, im Sinn von Mustererkennung aus Versauerungsprozessen resultierende räumliche Muster zu interpretieren. Dies können entweder regionale Muster bodenchemischer Meßgrößen sein, oder Tiefenprofile. Da natürliche Prozesse hohe Versauerungsintensitäten, die zur massiven Freisetzung von Al führen, vorwiegend in Oberbodennähe wirksam sind, werden als aus-

¹ Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abteilung Bodenkunde und Waldernährung, Wonnhaldestr. 4. 79100 Freiburg

sagekräftige Muster Tiefenprofile der Basensättigung interpretiert. Dies ist möglich, da bei der BZE bis zum anstehenden Gestein beprobt wurde. Die Basensättigungs-Tiefenprofile der 177 BZE-Profile wurden anhand der in Tab. 1 aufgelisteten Grenzwerte typisiert. Diese Einteilung wurde ohne Einbeziehung standörtlicher Vorinformationen, sozusagen abstrakt, getroffen, um Erfahrungswissen auszublenden und die vorgefundenen Muster unvoreingenommen interpretieren zu können.

3. Ergebnisse

Die Typisierung der Basensättigungs-Tiefenprofile ergab die in Abb. 1 dargestellten Gradiententypen. Ein hoher Anteil (> 60%) von Tiefenprofilen, zeigte eine so weitgehende Entbasung des Oberbodens, daß die Basensättigung über den Wurzelraum (60cm) hinaus auf Werte < 20% abgesunken ist (s. Tab. 3).

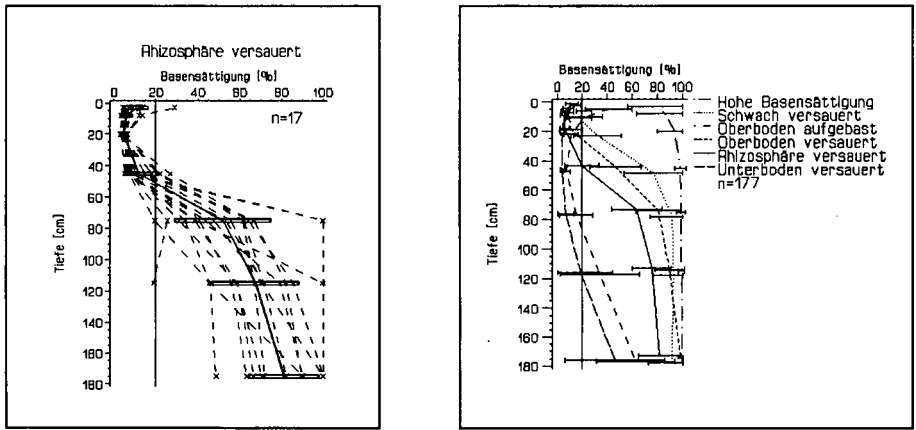


Abb. 1: Links: Kollektiv der Profile mit Basensättigungen <20% in der Rhizosphäre (gestrichelt=Einzelprofile, durchgezogen mit Streubalken=mittlere Tiefenfunktion). Rechts: Mittlere Tiefenprofile der Basensättigung nach Klassen getrennt.

Die Form der Basensättigungs-Tiefengradienten, sowie die Streuung um die gemittelten Tiefenverläufe sind Kriterien anhand derer die Dynamik der ursächlichen Prozesse abgeschätzt werden kann. Auffällig ist, daß in den stark entbasten Oberböden (BS < 20%) die Streuungen sehr gering sind. Auch bei tief entbasten Profilen steigt die Streuung in den unteren Tiefenstufen stark an. In der folgenden Tabelle wird gezeigt, daß auch bei den Gradienten-Typen "Unterboden versauert" und "Rhizosphäre versauert", die die Hälfte der untersuchten Profile repräsentieren, in der Tiefenstufe 140-210cm zwischen 35 und 64% der Profile Basensättigungen von 80% und mehr aufweisen. D.h. bei diesen Profilen liegt die Versauerungsfront nach MALESSA (1993) noch innerhalb der Beprobungstiefe.

Tab. 2: Anteile von tief entbasten Bodenprofilen mit hohen und niedrigen Basensättigungen in der Tiefenstufe 140-210cm.

	n bis 210cm beprobt	> = 80%	< 80 > = 50%	< 50 > = 20%	< 20%
Unterboden vers.	20	35%	10%	5%	50%
Rhizosphäre vers.	11	64%	27%	9%	0%

Um Erklärungsmuster der abstrakt identifizierten Basensättigungs-Tiefenprofile zu erarbeiten wurde der Einfluß von Standortvariablen auf die Ausprägung von Tiefenprofil-Typen bewertet, indem in Kreuztabellen für jede Zelle der Beitrag der erklärenden Variablen gegen die Nullhypothese mit dem Chi²-Test getestet wurde. Auf diese Weise wurden die aus den Kopfinformationen der BZE-Aufnahme ableitbaren Variablen **Ausgangsgestein, Entkalkungstiefe, Bodentyp, Hauptbodenart, Reliefform, Humusform und Wuchsgebiet** bewertet. Die Prädiktorvariablen Ausgangsgestein, Bodentyp, Entkalkungstiefe, Humusform und Wuchsgebiet bilden unscharfe Erklärungsmuster, nur in Einzelfällen und im Bereich von Extrembedingungen (hohe oder sehr niedrige Basensättigungen) sind diese signifikant. Bei der Variablen Hauptbodenart, die die Perkolierbarkeit von Substraten bestimmt, wäre bei einem Vorherrschen natürlicher, langsam verlaufender Versauerungsprozesse eine besonders deutliche Differenzierung der Ausprägung von Basensättigungs-Tiefenprofilen daingehend zu erwarten, daß tiefgreifende Entbasung vorwiegend bei grobkörnigen, durchlässigen Substraten und umgekehrt, vorkommt. Das völlige Fehlen von plausiblen Erklärungsmustern bei dieser Variablen (s. **Tab. 3**) deutet auf die Übersteuerung natürlicher Prozesse hin.

Tab.3: Prozentuale Verteilung der Hauptbodenarten bei den einzelnen Typen von Basensättigungs-Tiefenprofilen. Statistische Bewertung der Einzelbeiträge anhand der Zellen-Chi²-Werte.

	Hauptbodenart						Summe N
	X	G	S	U	L	T	
	%	%	%	%	%	%	
Unterboden versauert	2.7	6.9	16.7	22.1	49.9	1.5	72
Oberboden aufgebast	4.6	17.7	30.8	8.5	39.2	.	23
Rhizosphäre versauert	6.3	.	.	41.6	53.1	.	17
Oberboden versauert	.	.	8.9	25.1	66.4	.	12
schwach versauert	.	.	16.2	41.3	33.9	8.9	12
hohe Basensättigung	2.6	4.8	4.8	31.5	24.2	*31.5	41

* p=5% ___=höchste positive Abweichung vom Erwartungswert

Die nur schwachen Zusammenhänge zwischen der Ausprägung von Basensättigungs-Tiefenprofilen und erklärenden Standortvariablen können als Indizien dafür gewertet werden, daß natürliche Muster offensichtlich durch externe Faktoren, wie z.B. Säureinträge oder auch bewirtschaftungsbedingte Störungen überprägt sind. Dies gilt auf hoher Integrationsebene (Land Baden-Württemberg) und für das durch systematische Probenahme im 8*8km-Raster repräsentative Material der BZE.

Bei der Standortkartierung wurde die Basenausstattung von Standorten auf der Basis von pH-Werten über eine empirische Schätzfunktion angesprochen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG, 1980). Auch diese Beziehung zwischen pH-Wert und Ca-Sättigung entspricht nur noch bei pH-Werten > 4.6 dem von ULRICH (1966) abgeleiteten Erwartungsmodell (s. **Abb. 2**). Bei stärker versauertem Bodenzustand (pH 3.2-4.6) sind die Ca-Sättigungen gegenüber den pH-Werten auf sehr niedrigem Niveau nivelliert, ein Trend mit ansteigendem pH ist nicht mehr erkennbar, die Ca-Sättigung steigt schwellenartig oberhalb des pH-Wertes von 4.6 an.

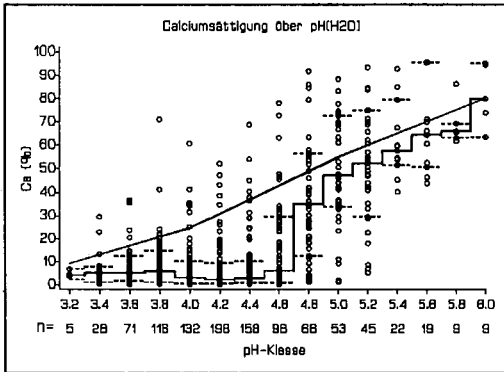


Abb. 2: Beziehung zwischen Bodenreaktion (pH H₂O) und Calciumsättigung im Probenkollektiv der BZE (Mediane mit 13. u. 83. Perzentil) im Vergleich mit einem von ULRICH (1966) abgeleiteten Schätzalgorithmus (durchgezogene Linie).

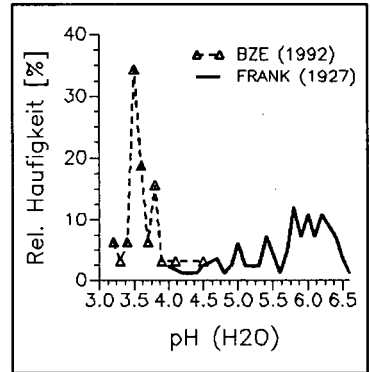


Abb. 3: Vergleich der Häufigkeitsverteilungen von auf Buntsandstein von FRANK (1927) gemessenen pH H₂O-Werten mit Werten der BZE (1992) Kollektivgröße: FRANK: N=83
BZE: N=43

Der Vergleich der bei der BZE gemessenen pH-Werte mit pH-Werten aus dem Jahr 1927 zeigt bei den meisten Substraten in den vergangenen 70 Jahren ein dramatisches Absinken der Bodenreaktion. In **Abb. 3** ist als Beispiel die Substratgruppe der Böden mit dem Ausgangssubstrat Buntsandstein dargestellt. Bei den Substratgruppen "dunkle Gneise" und "Moränenlehme" wurde eine Verschiebung und Verengung der pH-Häufigkeitsverteilungen in ähnlicher Größenordnung beobachtet.

4. Schlussfolgerungen

Unter den 177 Bodenprofilen der BZE waren ca. 60% bis unter den Wurzelraum stark entbast (BS < 20%). Davon wiesen auch in den untersten beprobten Tiefenstufen etwa die Hälfte noch Basensättigungen von unter 20% auf. Es ist also davon auszugehen, daß an ca. 30% der Probenpunkte die Versauerungsfront bis in das Ausgangsgestein vorgedrungen ist, ein Zustand mit akuten hydrologischen Risiken, wie sie DEUTSCHMANN (1994) für den Buntsandsteinuntergrund im Solling beschreibt. Das weitgehende Fehlen von auf Standortvariablen basierenden Erklärungsmustern für die Ausprägung von Basensättigungs-Tiefenprofilen und die Nivellierung der Basensättigung im Wurzelraum auf niedrigem Niveau sind Indizien einer durch anthropogene Einflüsse gesteuerten Basenverarmung, deren Dynamik anhand des historischen Vergleiches mit den von FRANK (1927) gemessenen pH-Werten sichtbar gemacht werden konnte.

Literatur

- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (1980): Forstliche Standortaufnahme. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 188 S.
- DEUTSCHMANN, G. (1994): Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Buntsandsteinuntergrundes eines Waldökosystems im Solling. Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 118, 180 S.
- FRANK, E. (1927): Über die Bodenazidität im Walde. Freiburg 155 S.
- MALESSA, V. (1993): Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Sösemulde (Westharz). Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 98, 233 S.
- ULRICH, B. (1966): Kationenaustausch-Gleichgewichte in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 113, 141-159.

Entkopplungstendenzen des Elementkreislaufes in Abhängigkeit von Baumart und Waldstruktur - 1. Teil: Deposition

von

Zirlewagen, D.¹

Einleitung, Material u. Methoden

Die atmogene Säure- und N-Belastung stellt eine wesentliche Rahmenbedingung für das Auftreten von Gleichgewichten oder Entkopplungstendenzen im Bioelementkreislauf von Waldökosystemen dar. Von großer Bedeutung für die Immissionssituation unter Waldbeständen ist der Kronenraum, da er die Niederschlagszusammensetzung und -höhe während der Kronenpassage maßgeblich beeinflusst.

In der Ökosystemfallstudie CONVENTWALD werden in Höhenlage, Exposition u. Substrat vergleichbare und räumlich nahe beieinander liegende, aber in Baumartenzusammensetzung und Bestandesstruktur variierende Waldökosysteme untersucht. Von Bedeutung ist, daß die Instrumentierung Straten stoffumsatzrelevanter Struktureinheiten berücksichtigt (v. WILPERT 1994), kleinste Integrationsebene ist die Kronensituation, während in herkömmlichen Stoffumsatzprojekten die Meßstellen systematisch verteilt werden.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Westabfall des Mittleren Schwarzwaldes (700 bis 860 m ü. NN, 1400 mm Niederschlag, 6,6°C, Übergangsbereich zwischen submontaner u. montander Höhenstufe). Aus dunklen Paragneisen haben sich tiefgründige, oberflächlich versauerte Braunerden mit Basenvorräten im Unterboden entwickelt, so daß Versauerungsprozesse in ihrem Ablauf noch studiert werden können.

Ergebnisse

Im Vergleich zu den Buchenbeständen der Studie (35jähriges Bu-Stangenholz, 155jähriger Bu-Ta-Fi-Mischbestand) liegen die atmogenen Säure- und Stickstoffeinträge in den Fi-Reinbeständen der Conventwaldmeßflächen (35jähriges Stangenholz, 75jähriges Baumholz) um 45 bis 85 % höher (Abb. 1). Sie sind etwa so hoch wie die der direkt vergleichbaren, ebenfalls in Luvlage der Mittelgebirge Baden-Württembergs liegenden Fichtenbestände des Depositionsmeßnetzes. Im Landes- und Bundesvergleich liegen sie im oberen Drittel.

Im Bu-Stangenholz übertreffen sie nur geringfügig die schon mit dem Freilandniederschlag eingetragene Stofffracht. Dies zeigt die geringe Senkenstärke der Buchenkrone für Trockendeposition (Ursache: niedriger Blattflächenindex und winterkahle Kronenzustand).

In den Fi-Reinbeständen der Conventwaldmeßflächen treten Stickstoffüberschüsse von mind. 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf (critical load: Festlegungsrate von N in der Biomasse durch Zuwachs unter Fichte maximal 15 kg ha⁻¹ a⁻¹).

¹ Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abteilung Bodenkunde und Waldernährung, Wonnhaldestr. 4, 79100 Freiburg

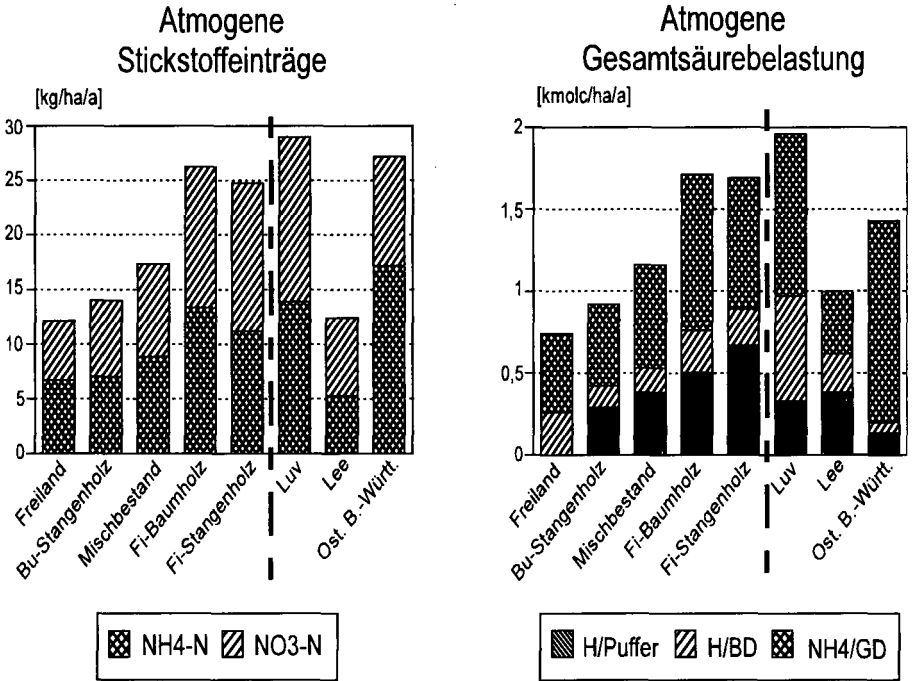


Abb. 1: Atmogene N- und Säuredeposition in den Fi- und Bu-Varianten des Conventwaldprojektes (jeweils links der gestrichelten Linie) im Vergleich zu regionalen Durchschnittswerten aus dem Depositionsmeßnetz Baden-Württembergs. Regionale Vergleichswerte nur Fi-Reinbestände. Mehrjährige Mittelwerte der hydrologischen Jahre 1992-94. Berechnung der Gesamtdositionen nach Modellansatz von ULRICH (1991). Gesamtsäurebelastung: Summe aus den im Kronenraum durch Kationenaustausch gepufferten Protonen (H/Puffer), den mit dem Bestandesniederschlag eingetragenen freien Protonen (H/BD) und der Gesamtdosition der Kationsäure NH₄ (NH₄/GD).

Gegenüber den Vergleichsstandorten im Luv der Mittelgebirge Baden-Württembergs zeigen die von uns untersuchten Fichtenreinbestände ein rund 2/3 höheres Protonen-Puffervermögen im Kronenraum. Dies korrespondiert mit einem günstigeren Ausgangsgestein am Standort Conventwald. Die basenreichen Paragneise stellen, zumindest im unteren Hauptwurzelbereich, (noch) ± ausreichend Pufferkapazität bereit.

Die atmosphärischen Gesamtsäureeinträge übertreffen jedoch bereits im Freilandniederschlag die natürliche Pufferkapazität des Standortes aus Silikatverwitterung (max. 0,5 kmol_a⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹), bei den Fi-Reinbeständen um das 3,5fache, so daß auch am Standort Conventwald mit einer Übersteuerung der natürlichen Pufferkapazität der Böden zumindest mittel- bis langfristig zu rechnen ist.

So zeigt das Fi-Baumholz, die Fi-Reinbestandsvariante mit der längsten Versauerungsgeschichte, gegenüber dem 40 Jahre jüngeren Fi-Stangenholz bereits eine deutlich nachlassende Protonen-Pufferleistung im Kronenraum und damit eine erhöhte Bestandesdeposition an freien Protonen, obwohl der Gesamteintrag an freien Protonen (H/BD + H/Puffer) geringer ist. Hiermit hängen auffallend niedrige K-Anreicherungs-faktoren bzw. geringe K-Leachingraten im Fi-Baumholz zusammen, die sogar das Anreicherungs-niveau des Bu-Stangenholzes unterschreiten (Abb. 2).

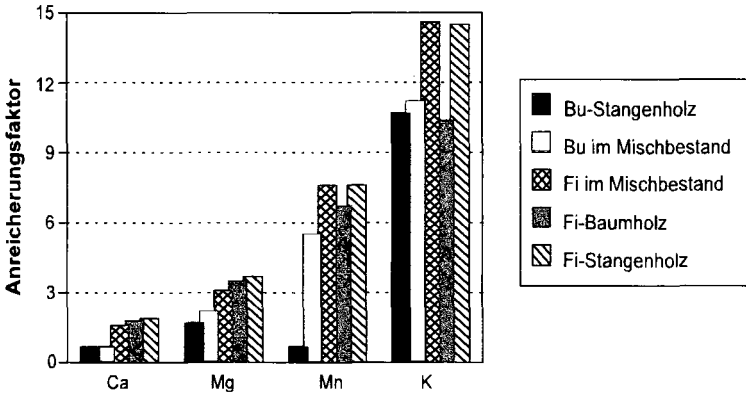


Abb. 2: Netto-Kronendachanreicherung der Kationnährelemente im Bestandesniederschlag im Verhältnis zur Höhe der Freilanddposition ((BD/FD)-1). Mehrjährige Mittelwerte der hydrologischen Jahre 1992 - 1994.

Erste Untersuchungen der Bodenfestphase zeigten im Fi-Baumholz eine stärker inhomogene K-Verteilung in Abhängigkeit von der Bodenaggregation und eine stärkere K-Verarmung an den Aggregatoberflächen, so daß es wahrscheinlich ist, daß eine beginnende Hemmung der Kalium-Versorgung zu einer Erniedrigung des austauschbaren Kationen-“Pools“ im Kronenraum und damit

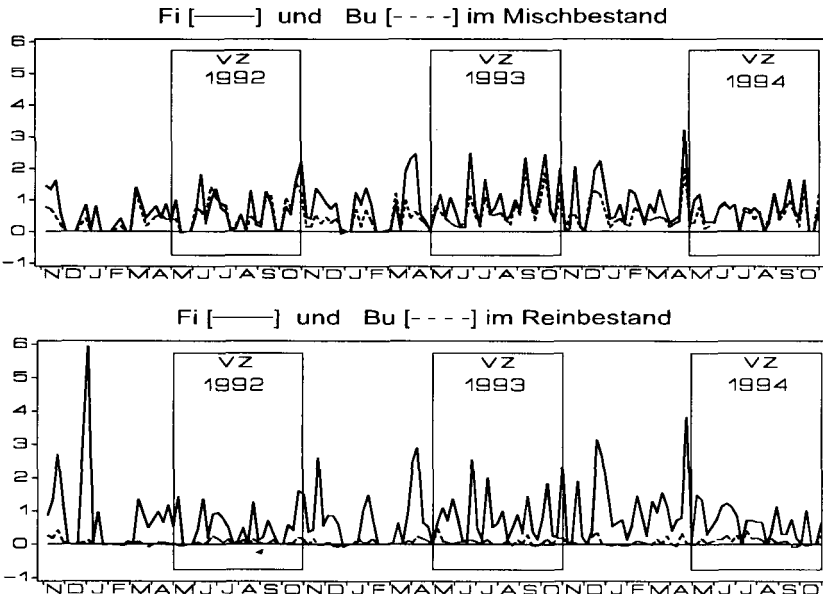


Abb. 3: Jahreszeitliche Entwicklung der wöchentlichen Kronendachdifferenzen (BD-FD) von Mangan der hydrologischen Jahre 1992-94, Vegetationszeiten (VZ = 1.5 bis 31.10.) hervorgehoben. Vergleich von Baumarten- und Mischungseinfluß auf die Höhe der Stoffflüsse (mole/ha/Woche).

zu den auffallend niedrigen K-Auswaschraten führt. Folge: geringere Neutralisierung des atmosphären Protoneninputs im Kronenraum, Erhöhung der Protoneneinträge mit dem Bestandesniederschlag.

Beim Bu-Stangenholz zeigt sich zu jedem Meßzeitpunkt eine extrem niedrige und praktisch bedeutungslose Mangan-Anreicherung im Bestandesniederschlag, während sie im Mischbestand bereits deutlich ist und im Fichten-Reinbestand am höchsten ausfällt (Abb. 2, 3). Als Leachingelement spiegelt der Mangan-Fluß im Bestandesniederschlag die Mn-Mobilität in der Bodenlösung wieder. Daher weist der Fi-Reinbestand die höchsten, das Bu-Stangenholz die niedrigsten und Fichte im Mischbestand nur mittlere Konzentrationen an mobilem Mangan im Humus-Sickerwasser auf (Abb. 4).

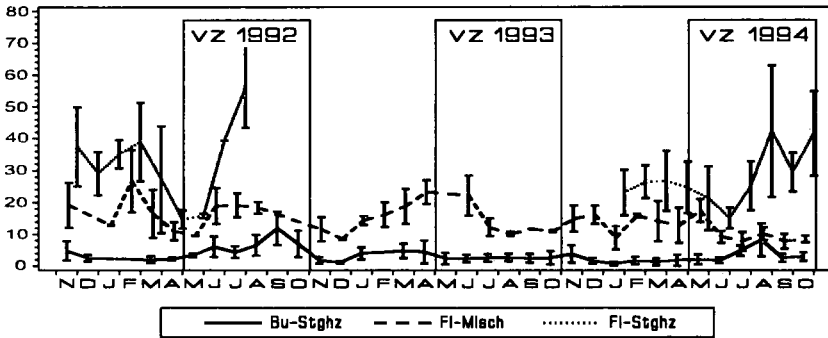


Abb. 4: Jahreszeitliche Entwicklung der Mangankonzentrationen (Monatsmittelwerte) im Humus-Sickerwasser ($\mu\text{mol/l}$) der hydrologische Jahre 1992 - 1994, Vegetationszeiten (VZ = 1.5. bis 31.10.) hervorgehoben.

Bei gleichem Redoxpotential hängt die Mn-Mobilität in der Bodenlösung vom pH-Wert der Bodenlösung ab. Nur in einem relativ schmalen Übergangsbereich zwischen Austauscher- und Aluminium-Pufferbereich des Bodens geht Mangan verstärkt in Lösung. Bei $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werten im Oberboden von unter 4,5 im Fi-Reinbestand und deutlich über 4,5 im Bu-Stangenholz kann dieser Sachverhalt, sowie die nachlassende Tendenz bei den K-Leachingraten, als Indizien einer vermutlich rasch ablaufenden Veränderung der Pufferprozesse in den Fi-Reinbestandsvarianten interpretiert werden (EICHHORN 1992).

Im Bu-Stangenholz dagegen liegt die Vermutung nahe, daß sich das Ökosystem in einer stabileren Phase mit noch verhältnismäßig geschlossenen Elementkreisläufen befindet.

Literatur

EICHHORN, J. (1992): Stoffhaushalt von Waldökosystemen: Mangan im Bestandesniederschlag als Indikator einer raschen Ökosystemveränderung. In: EICHHORN, J. (HRSG.): 10 Jahre Waldökosystemstudie Hessen - Ergebnisse und Perspektiven. Forschungsberichte der Hessischen FVA, Band 15. 87 S.

ULRICH, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen. Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Band 24, S. 204-210.

V. WILPERT, K. (1994): Bedeutung der makroskaligen Bestandesstruktur für Wasser- und Stofftransport durch Waldökosysteme. Tagungsberichte der AG Ökologie der Internationalen Biometrischen Gesellschaft, Deutsche Region, Heft 5; S. 53 - 66.

Entkopplungstendenzen des Elementkreislaufes in Abhängigkeit von Baumart und Waldstruktur - 2. Teil: Stofffracht im Bodenwasser

von

Kohler, M.¹

1. Einleitung

In der Fallstudie Conventwald wird der Stoff- und Wasserhaushalt von Waldökosystemen, die sich hinsichtlich Baumartenwahl und Bestandesstruktur unterscheiden, untersucht. Damit ist eine Bewertung der Auswirkungen unterschiedlicher waldbaulicher Strategien auf die ökosystemare Stabilität unter sonst gleichen Randbedingungen (Freilanddeposition und Standort) möglich. Eine wichtige Indikatorfunktion für die Beurteilung von ökosystemaren Veränderungen nehmen dabei Entkopplungstendenzen im Bioelementkreislauf ein.

2. Material und Methoden

Eine Beschreibung von Lage und Standort des Untersuchungsgebietes wurde bereits im von D. ZIRLEWAGEN verfaßten, ebenfalls in diesem Mitteilungsband veröffentlichten, ersten Teil des o. g. Untersuchungstitels geliefert.

Als Vergleichsbestände dienen zwei jeweils 35-jährige Reinbestände, ein Buchen- und ein Fichtestangenholz. Beide Bestände sind aus demselben Vorbestand, einem Buchen-Tannen-(Fichten-)Mischbestand hervorgegangen. Die Untersuchungsbestände liegen unmittelbar nebeneinander. Unterschiede im Standort sind auszuschließen. Zum Zeitpunkt der Bestandesbegründung kann für beide Bestände von identischen bodenökologischen Startbedingungen ausgegangen werden.

In einer weiteren Untersuchungsvariante, einem 150-jährigen Buchen-Mischbestand, werden neben Baumarteneffekten auch die Auswirkungen verschiedener waldbaulicher Struktureinheiten auf den Stoffhaushalt (Vergleich verschiedener Altersphasen und Verjüngungsverfahren) erforscht.

Für den im Einzugsgebiet Conventwald liegenden Buchen-Mischbestand besteht darüber hinaus die Möglichkeit eventuelle Ökosystemstörungen auf einer höheren Betrachtungsebene über die Erstellung von Stoffbilanzen zu erfassen.

3. Ergebnisse und Diskussion

a) Vergleich des Buchen- und Fichten-Reinbestandes

Zur Charakterisierung des Stoffhaushaltes der beiden Bestände sind in Abb. 1 für den Zeitraum der hydrologischen Jahre (HJ) 1993-1994 die mittleren Stoffkonzentrationen des Bodenwassers im Tiefenprofil getrennt nach Kationen und Anionen dargestellt. Zusätzlich sind die Ionenkonzentrationen im Bestandesniederschlag (BN) aufgeführt. Der Vergleich der beiden Varianten zeigt eklatante Unterschiede im Stoffhaushalt. Die Stofffracht im Bestandesniederschlag ist unter Fichte ungefähr dop-

¹ Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abteilung Bodenkunde und Waldernährung, Wonnhaldestr.4, 79100 Freiburg

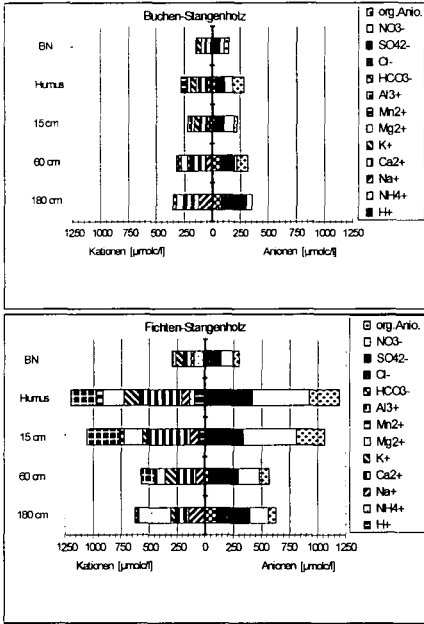


Abb. 1: Mittlere Ionenkonzentrationen im Bodenwasser und Bestandesnieder-schlag der HJ 1993-1994

pelt so hoch als im Bu-Stangenholz. Im Bodenwasser sind unter Fichte je nach Tiefenstufe ca. 2 bis 5-fach höhere Stoffmengen enthalten als unter Buche. Deutliche Unterschiede sind insbesondere beim Nitrat zu erkennen. Unter Fichte ist Nitrat das dominierende Anion in der Bodenlösung. Die NO_3^- -Konzentrationen sind hier in allen Tiefenstufen um ein Vielfaches höher als im Bu-Stangenholz. Selbst unterhalb des Hauptwurzelraumes (ab 60 cm Tiefe) sind im Fichten-Stangenholz noch beträchtliche Nitratmengen festzustellen. Die Bu-Variante dagegen scheint gegenüber größeren Nitratausträgen noch weitgehend „dicht“ zu sein. Ein ähnliches Bild ergibt sich beim Vergleich der Sulfat-Konzentrationen. Vom Nitrat bzw. Sulfat angetriebene Kationenexporte aus dem Hauptwurzelraum dürften unter Buche daher nur eine unbedeutende Rolle spielen.

Als eine wesentliche Ursache für die innerhalb von nur 35 Jahren vollzogene, deutliche Differenzierung des Stoffhaushaltes sind die unterschiedlichen Depositionsbelastungen der beiden Bestände anzuführen. Der Gesamtsäureeintrag ist im Mittel der HJ 1992-1994 im Fi-Stangenholz doppelt so hoch als in der Bu-Variante. Der anorganische N-Eintrag liegt bei der Fichte mit ca. 25 kg/ha/a um 80 % höher als im Bu-Stangenholz.

Auch Unterschiede in der vertikalen Feinwurzelverteilung dürften einen differenzierenden Einfluß auf den Stoffhaushalt haben. Wie erste Untersuchungen zur Feinwurzelverteilung zeigen, ist bei der Fichte der Großteil der Feinwurzeln im oberen Mineralboden ausgebildet. Die Buche dagegen weist mit zunehmender Bodentiefe in der Tendenz sogar höhere Feinwurzeldichten auf (Abb. 2). Als Konsequenz für den Stoffhaushalt resultiert, daß die wesentlich flacher wurzelnde Fichte und die damit fehlende Fähigkeit im mittleren und tieferen Mineralboden Nitrat und andere Nährelemente zu immobilisieren, Entkopplungstendenzen im Elementkreislauf weitaus weniger entgegenwirken kann als die tiefwurzeln Buche dies vermag.

Ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den beiden Stangenhölzern zeigen die Ergebnisse der von SCHACK-KIRCHNER (1995) im Conventwald durchgeführten Untersuchungen zum Bodengashaushalt. In Abb. 3 (links) sind die aus den CO_2 -Konzentrations-Messungen berechneten kumulativen Respirationsraten dargestellt. Auffällig erscheint hier die vergleichsweise sehr hohe CO_2 -Produktion unterhalb des durchwurzelten Bodenraumes im Fi-Stangenholz. Da Wurzelatmung unter Fichte in dieser Tiefe keine Rolle spielen dürfte (vgl. Abb. 2), sind die hohen

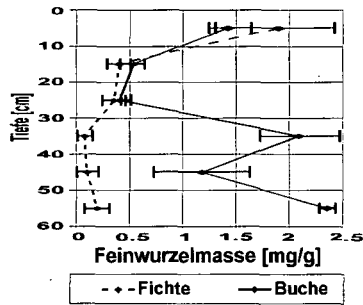


Abb.2: Vertikale Feinwurzelverteilung im Fi- bzw. Bu-Stangenholz

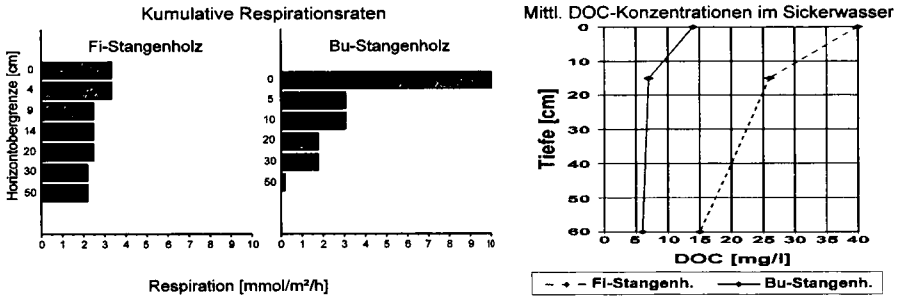


Abb.3: links: kumulative CO₂-Durchtrittsraten an den Horizontgrenzen unter Fichte und Buche. An der Bodenoberfläche entspricht dies der Gesamtbodenrespirationsrate. (Aus SCHACK-KIRCHNER 1995)
rechts: Mittlere DOC-Konzentrationen im Sickerwasser unter Fichte und Buche für den Zeitraum der HJ 1993-1994.

Respirationsraten nur mit verstärkter mikrobieller Aktivität in diesem Tiefenbereich zu erklären. Wie die DOC-Konzentrationsprofile in Abb.3 (rechts) zeigen, korrespondiert die Verlagerung der Atmungsaktivität in den unteren Mineralboden bei Fichte mit einem ebenfalls bis in den Unterboden reichenden Abbau von gelöstem organischen Kohlenstoff. Zwischen dem Ort der Entstehung und des Abbaues von DOC schiebt sich im Fi-Stangenholz eine längere Transportphase in der Bodenlösung. Für die Fi-Variante kann daher eine deutliche Entkopplungstendenz im Kohlenstoffkreislauf festgestellt werden, zumal hier selbst in einer Bodentiefe von 60 cm immer noch beträchtliche DOC-Mengen in der Bodenlösung enthalten sind. In der Bu-Variante dagegen findet ein wesentlicher Abbau des DOC bereits im Oberboden statt. Dementsprechend ist bei Buche der überwiegende Teil der Bodenatmung im Oberboden zu beobachten (Abb. 3, links). Insgesamt liegen die DOC-Gehalte im Bodenwasser unter Buche auf einem um 50 bis 70 % tieferen Niveau als im Fi-Stangenholz.

b) Vergleich zweier Verjüngungsverfahren

Nachdem im vorherigen Abschnitt auf die baumartenbedingten Unterschiede im Stoffhaushalt zweier Reinbestände eingegangen wurde, sollen hier zwei ausgewählte Struktureinheiten aus dem Bu-Mischbestand gegenübergestellt werden. Dabei handelt es sich zum einen um einen Bu-Naturverjüngungskegel in einer Femellücke, zum anderen um einen Kleinstkahlschlag (0.2 ha), der im Sommer 1990 durchgeführt wurde. Anhand der zeitlichen Entwicklung der Nitrat-Konzentrationen des Sickerwassers in 1.80 m Tiefe sollen exemplarisch die Auswirkungen dieser beiden Verjüngungsverfahren auf den Stoffhaushalt gezeigt werden. Wie aus Abb. 4 hervorgeht, liegen die Nitrat-Werte in der Femelverjüngung und unter Buche im geschlossenen Mischbestand während des gesamten Betrachtungszeitraums auf einem einheitlich niedrigen Niveau. Ein ganz anderes Bild ergibt sich beim Kleinstkahlschlag. Tendenziell ist zwar eine Abnahme der NO₃-Konzentrationen festzustellen (Aufkommen von Bodenvegetation und Bu-Naturverjüng.), aber selbst 2 und 3 Jahre nach dem Hiebereignis führen sommerliche Nitrifikationsschübe auch in 1.80 m Tiefe zu deutlichen „Peaks“ bei den NO₃-Konzentrationen.

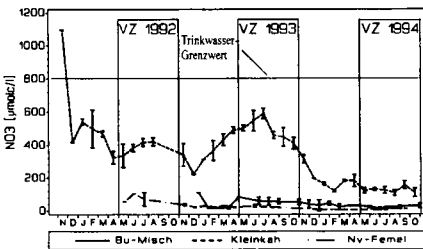


Abb. 4: Jahrgang der NO₃-Konzentrationen des Bodenwassers in 1.80 m Tiefe, HJ 1992-1994.

trationen im Sickerwasser Das Beispiel zeigt eindrücklich, daß selbst bei sehr kleinen Kahlschlägen deutliche und zeitlich ausgeprägte Entkopplungen im Bioelementkreislauf ausgelöst werden können. Für die Fernverjüngung, bei der Altbestand und Folgebestand zeitlich ineinander übergreifen, können dagegen im Vergleich zum geschlossenen Bu-Mischbestand keine Veränderungen im Nitrat-Haushalt festgestellt werden.

c) Input/Outputbilanz für das Einzugsgebiet Conventwald

Auf der Betrachtungsebene eines ganzen Einzugsgebietes können über die Erstellung von Stoffbilanzen Aussagen über den Zustand und eventuelle Veränderungstendenzen eines Ökosystems getroffen werden. Für den auf der Fläche des Einzugsgebietes Conventwald stockenden Bu-Mischbestand ist die Input/Output-Bilanz in Abb. 5 dargestellt. Während des Beobachtungszeitraumes wurden jährlich zwischen 7 und 15 kg/ha (anorganischer) Stickstoff überwiegend in Form von Nitrat aus dem System getragen. Die regelmäßigen N-Austräge sind ein Indiz dafür, daß der N-Input aus atmosphärischer Deposition und interner N-Mobilisierung die Retentionsfähigkeit des Ökosystems übersteigt. Nach den Definitionen von VAN MIEGROT et al. (1992) sind damit die Voraussetzungen für die N-Sättigung des Systems erfüllt.

Die Mb-Kationen zeigen in der Bilanz einen einheitlichen Trend. Sie weisen in allen Beobachtungsjahren einen deutlichen Nettoaustrag auf. Im Mittel der HJ 1992-1994 entspricht dies einem jährlichen Mb-Kationenausstrag von 2.7 kmol/ha. Über die Freisetzungsraten aus der Silikatverwitterung allein kann der Mb-Austrag in dieser Höhe kaum erklärt werden. Für einen nicht unerheblichen Anteil des Austrages dürfte daher als Mobilisierungsquelle Mineralisierung oder Abzug aus dem Pool austauschbarer Kationen in Frage kommen.

Auffällig sind die deutlich über den Einträgen liegenden Sulfat-Austräge. Eine mögliche Erklärung dafür könnte in der Remobilisierung von Sulfat aus der temporären Speicherung in polymeren Aluminium-Hydroxo-Komplexen (z. B. Jurbanit) gesehen werden (v. WILPERT u. MIES 1995).

Auffällig sind die deutlich über den Einträgen liegenden Sulfat-Austräge. Eine mögliche Erklärung dafür könnte in der Remobilisierung von Sulfat aus der temporären Speicherung in polymeren Aluminium-Hydroxo-Komplexen (z. B. Jurbanit) gesehen werden (v. WILPERT u. MIES 1995).

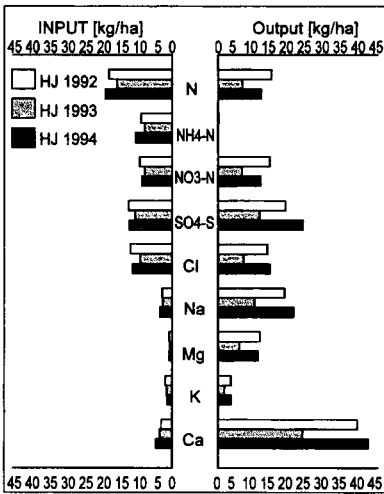


Abb. 5: Input/Outputbilanz für das Einzugsgebiet Conventwald. HJ 1992-1994.

Literatur

SCHACK-KIRCHNER, H. (1995): Gashaushaltsmessungen in Waldböden. Unveröffentlichter Arbeitsbericht über die erste Projektphase. FVA Freiburg.

VAN MIEGROT, H., COLE, D. W., and FOSTER, N. W. (1992): Nitrogen Distribution and Cycling. In: JOHNSON, D. W., LINDBERG, S. E. (Eds.) Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. Springer Verlag, S. 196-199.

WILPERT v., K. u. MIES, E. (1995): The Influence of Stand and Tree Species on Mineral Cycling. In: NILSSON, L. D., HÜTTL, R. F., JOHANSSON, U. T. and MATHY, P. (Eds.) EC Ecosystems Report No. 21, S. 267-276.

Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldstandorten mit dem Model NuCM am Beispiel der Forsthydrologischen Forschungsgebiete Krofdorf und Große Ohe

von

Kennel, M.

Zur Analyse der physikalisch-chemischen wie auch der biologischen Vorgänge in komplexen Systemen wie etwa Waldökosystemen werden zunehmend Modelle verschiedenster Zielrichtung und Komplexität verwendet. Im Rahmen von forsthydrologischen Wassereinzugsgebietsuntersuchungen werden Wasser- und Stoffhaushalte von Waldökosystemen untersucht. Die dabei gewonnenen, zum Teil sehr langen Meßreihen können als Grundlage zur Anwendung und Validierung von Modellen für die Beschreibung des Wasserhaushaltes oder der Stoffkreisläufe forstlicher Waldstandorte verwendet werden. Im vorliegenden Beitrag soll über erste Ergebnisse einer derzeit am Sachgebiet Forsthydrologie der Bayerischen LWF laufenden Untersuchung zur Anwendbarkeit eines Stoffhaushaltsmodells auf intensiv untersuchte Wassereinzugsgebiete berichtet werden.

Verwendetes Modell und Datengrundlage

Im Rahmen der "Integrated Forest Study" (JOHNSON und LINDBERG 1992) wurde in den USA im Auftrag des Electrical Power Research Institute EPRI das "Nutrient Cycling Model NuCM" entwickelt, mit dem Ziel, die Auswirkungen anthropogener Luftschadstoffeinträge auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen bewerten zu können (EPRI 1992).

Das Modell ist ein Gebietsparametermodell mit ausschließlich vertikaler Kompartimentierung mit bis zu 10 Bodenhorizonten, es beinhaltet die wesentlichen hydrologischen und bodenchemischen Prozesse sowie die Komponenten des Biomasse- und Humus-Stoffkreislaufs. Es ist auf kleine bewaldete Wassereinzugsgebiete oder auf einzelne Waldstandorte anwendbar, allerdings bedarf es umfangreicher Informationen über die Eigenschaften des Waldbestandes und der Böden zur Parametrisierung des Modells. Der Wasserhaushalt wird mit täglichem, der Stoffhaushalt mit täglichem, wöchentlichem oder monatlichem Zeitschritt berechnet. Dabei können Inputzeitreihen (Meteorologie, naße Deposition, Schadgaskonzentrationen) mit einer Länge von bis zu 100 Jahren verarbeitet werden, die für Langzeitsimulationen bis zu 99 Mal wiederholt werden können.

Zur Validierung des Modells standen Datenreihen der vier mit Buche bestockten Einzugsgebiete des Forsthydrologischen Forschungsgebietes Krofdorf in Hessen (FÜHRER 1990) und des mit montanen Fichten- und Buchenwäldern bestockten Einzugsgebiet der Große Ohe im Nationalpark Bayerischer Wald (GIETL 1988) zur Verfügung. Zur Parametrisierung des Modells konnten zudem vielfältige Ergebnisse aus anderen in diesen Gebieten durchgeführten Untersuchungen herangezogen werden.

Ergebnisse zum Wasserhaushalt

Zur Validierung des Teilmodells Wasserhaushalt wurden die Modellergebnisse mit gemessenen Zeitreihen der Wasserbilanzglieder Gebietsabfluß und Bodenwasserspeicherung (nur für Krofdorf) verglichen.

Die simulierten jährlichen Abflussspenden weisen maximale Abweichungen von etwa 80 mm a⁻¹ (Krofdorf) bzw. 150 mm a⁻¹ (Große Ohe) auf (Abb. 1 links). Auf Grundlage der gemessenen Bodenwasservorratsänderungen und unter Annahme geschlossener Wasserbilanzen, d.h. dichter Einzugsgebiete, konnten für die Gebiete Krofdorf A1 bis B2 die jährlichen Verdunstungshöhen der hydrologischen Jahre 1973-76 und 1982-86 abgeschätzt werden. Dabei zeigte sich, daß das Modell die unterschiedlichen Verdunstungshöhen der Gebiete plausibel wiedergibt (Abb. 1 rechts). Als entscheidender Einflußparameter wirkt im Modell dabei die unterschiedliche Hangexposition der Gebiete, wobei A1 und B1 mit nördlich bis nordöstlich exponierten Hängen insbesondere in den niederschlagsreicheren Jahren 1982-86 um etwa 100 bis 150 mm a⁻¹ geringere Verdunstungshöhen aufweisen als die östlich bis südöstlich exponierten Einzugsgebiete A2 und B2.

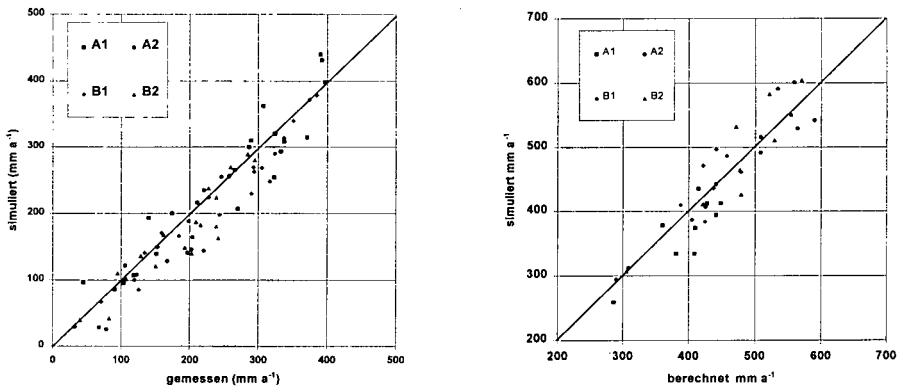


Abb. 1) Gemessene und simulierte Jahresabflußsummen (links) der Einzugsgebiete Krofdorf A1-B2 in den hydrologischen Jahren 1972-89 sowie aus den gemessenen Wasserbilanzgliedern berechnete Schätzwerte der jährlichen Verdunstungshöhe (rechts) für die hydrologischen Jahre 1972-76 und 1982-86 im Vergleich zu simulierten Verdunstungshöhen.

Ergebnisse zum Stoffhaushalt

Zur Validierung der Stoffhaushaltssimulationen standen in erster Linie Meßreihen der Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe des Gebietsabflusses und daraus errechnete Austragfrachten zur Verfügung. Das Modell kann die gebietscharakteristische Lösungszusammensetzung befriedigend wiedergeben, die zeitlichen Variationen der Konzentrationsverläufe werden jedoch nur ansatzweise nachvollzogen.

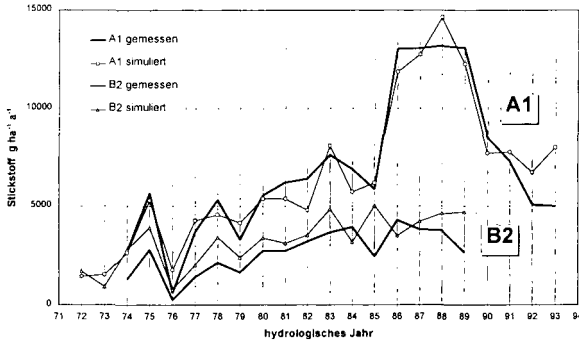


Abb. 2) Gemessene und simulierte Nitrataustragsfrachten im Gebietsabfluß der Einzugsgebiete Krofdorf A1 und B2

Im Forschungsgebiet Krofdorf wurde während des Untersuchungszeitraumes ein genereller Anstieg der Nitrataustragsfrachten mit dem Gebietsabfluß festgestellt, ohne daß gleichzeitig die Eintragsraten zugenommen hätten (FÜHRER 1990). Jedoch wirken die Gebiete weiterhin als Senken für eingetragenen Stickstoff. Das Modell gibt sowohl diesen Anstieg als auch das insgesamt höhere Niveau der Nitratausträge des Gebietes A1 gegenüber den Gebieten A2, B1 und B2 plausibel wieder (Abb. 2).

Auch den Verlauf der erhöhten Nitratausträge nach der schrittweisen Kahlschlagverjüngung im Gebiet A1 in den Jahren 1984-87 kann das Modell nachvollziehen (Abb. 2), obwohl modellbedingt nur ein Kahlschlag auf ganzer Fläche in einem Schritt (gutachtlich auf den Winter 1984/85 festgesetzt) simuliert werden konnte.

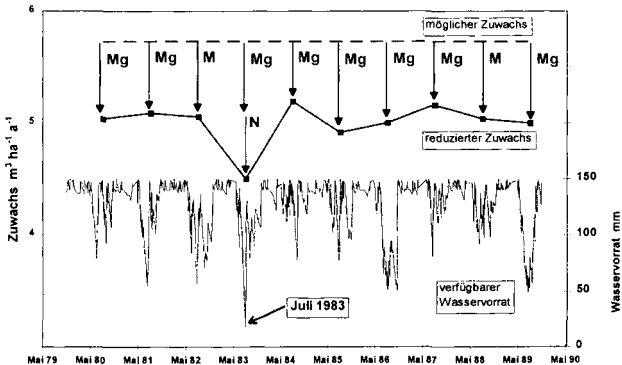


Abb. 3) im Modell maximal möglicher und durch mangelnde Magnesium- bzw. Stickstoffverfügbarkeit reduzierter jährlicher Holzvolumenzuwachs (oben) und Verlauf der simulierten pflanzenverfügbaren Bodenwasservorräte im Wurzelraum (unten) beides für das Einzugsgebiet Große Ohe 1980-89

Das Modell enthält auch einen Algorithmus zur Reduktion der Stofffestlegung in der Biomasse des Holzzuwachses bei mangelnder Nährstoffverfügbarkeit in der simulierten aktuellen Bodenlösung. In der Simulation ergab sich für die Fichtenbestände der Großen Ohe eine wachstumslimitierende Einschränkung der Verfügbarkeit von Magnesium (Abb. 3), wie sie insbesondere von REHFUESS für die höheren Lagen des Bayerischen Waldes vielfach belegt wurde.

Darüber hinaus indiziert das Modell eine episodische Nährstoffmangelsituation im Juli/August 1983. Sie ist trotz der generell guten Wasserversorgung der Bestände im Bayerischen Wald nach den Modellergebnissen durch eine temporäre starke Verknappung des pflanzenverfügbaren Wassers im Wurzelraum, vor allem im Ah-Horizont, und eine dadurch induzierte mangelnde Verfügbarkeit von Nährstoffen (insbesondere von Stickstoff) in der aktuellen Bodenlösung bedingt (Abb. 3).

5. Folgerungen

Das Modell NuCM erscheint zur Untersuchung der Mechanismen des Wasser- und Stoffhaushaltes von bewaldeten kleinen Einzugsgebieten oder Waldstandorten im Zusammenhang mit immissions-ökologischen Fragestellungen oder Fragen der Auswirkung forstwirtschaftlicher Maßnahmen geeignet, sofern die benötigten Input-Datenreihen (Meteorologie, Gebietsniederschläge, naße Depositionsraten, luftchemische Meßreihen) und umfangreichen Daten über Bodeneigenschaften und Waldbestand zur Parametrisierung zur Verfügung stehen.

Das Wasserhaushaltsmodell erscheint für die Zwecke der Stoffhaushaltsuntersuchung ausreichend plausibel parametrisierbar zu sein. Gleiches gilt für die bodenchemischen Gleichgewichtsansätze sowie die Formulierung des Stoffhaushaltes der Bäume. Als problematisch erwies sich die Parametrisierbarkeit der Nichtgleichgewichtsprozesse, insbesondere der Mineralisation organischer Substanz, der Nitrifikation/Denitrifikation und der Silikatverwitterung, sowie zum Teil auch der Sulfat-Adsorption. In diesen Bereichen wäre nur auf der Basis weiterer Prozeßuntersuchungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten eine Absicherung von Ergebnissen möglich.

Quellenangaben:

ELECTRICAL POWER RESEARCH INSTITUTE (1992): NuCM Code Version 2.0: An IBM PC Code for Simulating Nutrient Cycling in Forest Ecosystems. Palo Alto CA, USA.

FÜHRER, H.-W. (1990): Einflüsse des Waldes und waldbaulicher Maßnahmen auf Höhe, zeitliche Verteilung und Qualität des Abflusses aus kleinen Einzugsgebieten - Projektstudie im Krofdorfer Buchenforst. Forstliche Forschungsberichte München Band 106/1990.

GIETL, G. (1988): Forsthydrologische Untersuchungen im Einzugsgebiet der Großen Ohe. in: HOLZAPFL, R. und THIELE, K. : Forschung im Nationalpark Bayerischer Wald; Grafenau; S. 37-39.

JOHNSON, D.W. und LINDBERG, S.E. (eds.) (1992): Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. Ecological Studies 91. New York.

Heterogenität und Bestimmungsfehler bei Wasserflüssen und Stoffkonzentrationen in Waldökosystemen und deren Auswirkung auf die Stoffbilanzierung

von

Manderscheid, B.¹

1 Einleitung

In Waldökosystemen sind die Stoffkonzentrationen und die Wasserflüsse räumlich und zeitlich stark heterogen. Um die daraus resultierenden Stoffflüsse hinreichend genau bestimmen zu können sind nicht unerhebliche Mindeststichprobenzahlen einzuhalten. Der hierfür erforderliche Meßaufwand läßt sich auch durch ein stratifiziertes Stichprobenkonzept kaum verringern. Die zu beobachtende Heterogenität zeigte nämlich keine nennenswerte Korrelation zur Bodenstruktur (MANDERSCHIED & MATZNER 1995B) und nur geringe Zusammenhänge mit der Verteilung ökosystemarer Strukturelemente (Kronendachstruktur; MANDERSCHIED & MATZNER 1995A). Für eine repräsentative Beprobung ist daher ein zufälliges oder systematisches Stichprobendesign mit ausreichender Meßwiederholung anzuwenden.

Neben den sich so ergebenden statistischen Fehlern können bei der Bestimmung der Stoffflüsse systematische Fehler auftreten, welche verursacht werden durch: (1) die Art der Bodenlösungsgewinnung und (2) mathematische Berechnungsverfahren, die den nichtlinearen Zusammenhang zwischen chemischer Konzentration und Wasserfluß vernachlässigen. In den meisten Fällen werden einerseits nichtflußgerechte Bodenlösungsproben (Einzel- oder Mischproben) gewonnen und diese dann andererseits mit räumlich gemittelten Wasserflüssen zu Stoffflüssen verrechnet. Inwieweit dies zulässig ist und wie sich darüber hinaus ein zu geringer Stichprobenumfang auswirkt, soll gezeigt werden.

2 Material und Methoden

2.1 Standort

Der untersuchte Fichtenbestand (*Picea abies*, [L.] Karst.) „Coulissenhieb“ wurde 1850 gepflanzt. Der Bestand ist ca. 2,5 ha groß und liegt im Einzugsgebiet Lehstenbach (Fichtelgebirge) auf einer Höhe von 800 m. Die Baumdichte beträgt 322 Bäume ha⁻¹. Der Hang ist weniger als 5 % nach Südwesten geneigt.

Die Bodenvegetation besteht aus einer mosaikartigen Struktur gebildet aus *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis villosa*, *Vaccinium myrtillus* und vegetationsfreien Flächen. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 1100 mm yr⁻¹, die Jahresmitteltemperatur 5,2 °C. Der Boden hat sich aus verwittertem Granit entwickelt. Die Bodentypen bilden ein Mosaik aus Braunerden und Podsol-Braunerden. Die vorkommenden Bodenarten reichen von lehmigen Sand bis Lehm.

Der pH(CaCl₂) im Boden liegt unter 4, die Basensättigung ist kleiner als 10%. Eine detailliertere Beschreibung des Standortes ist in MANDERSCHIED & GÖTTLEIN (1995) zu finden.

2.2 Gewinnung und Analyse der Niederschlags- und Bodenlösung

Die Wasserflüsse durch den Boden und die Bodenlösungskonzentrationen wurden in 20-facher Wiederholung bestimmt. Hierdurch konnte die räumliche Variabilität der Wasserflüsse und der Bodenlösungsschemie ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurden 20 Bestandesniederschlagsfänger (Ø 20,4 cm) sowie 20 Tensiometer und Saugkerzen in je drei Tiefen installiert. Dabei wurden jeweils 1 Bestandesniederschlagsfänger und 3 Lysimeter in 3 Tiefen räumlich nahe beieinander installiert. Diese zusammengefaßten Einheiten bilden sogenannte Subcompartments, in denen die lokalen Wasser- und Stoffflüsse berechnet werden können.

¹ Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Lehrstuhl Bodenökologie, 95448 Bayreuth

Der Bestandesniederschlag und die Bodenlösung wurden alle 2 Wochen beprobt. Die Tensiometerwerte wurden alle 60 Minuten automatisch registriert. Wasserproben wurden auf die Hauptkationen und -anionen analysiert. Der pH wurde mit Glaselektroden gemessen, die Hauptkationen wurden am ICP-AES, NH_4^+ kolorimetrisch und die Hauptanionen mit dem Ionenchromatographen bestimmt.

2.3 Wasserhaushaltsmodell

Zur Berechnung des Wasserhaushaltes wurde ein eindimensionales numerisches Modell zur Lösung der Richards-Gleichung verwendet (SIMULA₁₈; MANDERSCHIED 1991 und 1992).

2.4 Mathematische Verfahren zur Berechnung der Stoffflüsse

Die Stoffflüsse qc werden durch die Multiplikation der Stoffkonzentration c und dem Wasserfluß q berechnet. Allgemein muß hierbei die zeitliche Summenbildung und die räumliche Mittelwertbildung nach Gleichung 1 erfolgen (t =Zeitpunkt, r =Raumpunkt, n_t =Anzahl Zeitpunkte, n_r =Anzahl Raumpunkte):

$$qc = \sum_{t=1}^{n_t} \frac{\sum_{r=1}^{n_r} c_{t,r} \cdot q_{t,r}}{n_r} = \frac{\sum_{r=1}^{n_r} \sum_{t=1}^{n_t} c_{t,r} \cdot q_{t,r}}{n_r} \quad (1)$$

Ob hierbei zuerst räumlich gemittelt wird und dann zeitlich summiert (mittlerer Term von Gl. 1) oder umgekehrt (linker Term von Gl. 1) ist äquivalent. Häufig liegen zur Ermittlung der Stoffflüsse jedoch nur zeitliche Summen (z. B. Jahreswasserflüsse ermittelt nach der klimatischen Wasserbilanz) oder nur zeitlich gemittelte Stoffkonzentrationen (Mischproben) vor. Hier wird eine vereinfachte zeitliche Summenbildung angewendet (Gl. 2):

$$\sum_{t=1}^{n_t} c_t \cdot q_t = \bar{c} \cdot \sum_{t=1}^{n_t} q_t \quad (2)$$

Dies ist jedoch nur zulässig, falls q_t oder c_t zeitlich konstant ist oder näherungsweise für lange Zeiträume ($n_t \rightarrow \infty$) falls c_t unkorreliert zu q_t ist. Wenn jedoch nur ein an einem Raumpunkt ermittelter Wasserfluß (bzw. ein räumlich gemittelter Wasserfluß) oder nur eine räumliche Mischprobe der chemischen Konzentrationen vorliegt, können die Stoffflüsse mit Hilfe einer vereinfachten räumlichen Mittelwertbildung berechnet werden (Gl. 3):

$$\frac{\sum_{r=1}^{n_r} c_r \cdot q_r}{n_r} = \bar{c} \cdot \bar{q} \quad (3)$$

Dies gilt jedoch nur, falls c_r oder q_r räumlich konstant ist oder näherungsweise für viele Raumpunkte ($n_r \rightarrow \infty$) falls c_r unkorreliert zu q_r ist.

Werden die jeweiligen Voraussetzungen zur vereinfachten Berechnung der Stoffflüsse verletzt, treten systematische Fehler auf. Im nächsten Abschnitt wird dies durch verschiedene Szenarien verdeutlicht.

2.5 Beprobungsstrategien zur Gewinnung der Bodenlösung

Zur Vereinfachung wird im folgenden nur die zeitliche Integration unter Vernachlässigung der räumlichen Mittelung behandelt. Zur Gewinnung der Bodenlösung werden diskontinuierliche (d. h. Probenahmen nur zu bestimmten Zeitpunkten) und kontinuierliche Probenahmeverfahren verwendet.

Stoffflüsse können nur dann ohne systematischen Fehler aus der diskontinuierlichen Probenahme nach Gleichung 4 berechnet werden, falls $\Delta t \rightarrow 0$, also die Probenahmefrequenz sehr hoch ist, bzw. die Konzentrationen über die Zeit konstant sind ($c_t = c_{t+1}$).

$$\int_{t=x}^{x+1} c_t \cdot q_t = c_{x+1} \cdot \int_{t=x}^{x+1} q_t \quad (4)$$

Bei der kontinuierlichen Probenahme können systematische Fehler nur dann vermieden werden, wenn c_t eine flußgerechte Probe ist (c_t wird proportional zu q_t genommen) oder wenn c_t zeitlich konstant ist bzw. für lange Zeiträume falls c_t unkorreliert zu q_t ist.

3 Ergebnisse

3.1 Konfidenzintervall der Mittelwerte bei 20 Wiederholungen

Die Auswertung der Meßwerte am Coulissenhieb, bei gegebener Anzahl von Wiederholungen und gegebener Sammelperiode, zeigen die durch räumliche Heterogenität bedingten Fehler. Die oben diskutierten systematischen Fehlermöglichkeiten sind darin nicht enthalten, somit stellen diese Fehler eine Unterschätzung dar. In Tabelle 1 sind die Jahresstoffflüsse und deren 95% Konfidenzintervalle wiedergegeben. Trotz der 20 Wiederholungen und einem Meßintervall von nur 2 Wochen liegen die Fehler des Mittelwertes je nach Element zwischen ± 13 und $\pm 75\%$.

Element	BN mm yr ⁻¹	95%CI	SW ₂₀ mm yr ⁻¹	95% CI	SW ₉₀ mm yr ⁻¹	95% CI
H ₂ O	824.3	+4.4%	540.9	+6.3%	515.0	+6.8%
	kg ha ⁻¹ yr		kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹	
H ⁺	0.8	+19.3%	1.4	+23.9%	0.4	+17.4%
Na ⁺	6.9	$\pm 15.2\%$	9.4	$\pm 17.1\%$	10.3	$\pm 19.4\%$
K ⁺	36.1	$\pm 16.2\%$	6.8	$\pm 33.9\%$	5.6	$\pm 29.1\%$
Ca ²⁺	11.9	$\pm 18.1\%$	13.9	$\pm 30.2\%$	12.4	$\pm 24.6\%$
Mg ²⁺	2.2	$\pm 17.3\%$	2.5	$\pm 19.7\%$	3.0	$\pm 18.2\%$
Mn ²⁺	0.6	$\pm 18.6\%$	0.5	$\pm 25.0\%$	1.1	$\pm 36.8\%$
Al ³⁺	0.6	$\pm 39.4\%$	15.1	$\pm 17.6\%$	29.9	$\pm 16.1\%$
NH ₄ ⁺ -N	8.8	$\pm 15.1\%$	1.3	$\pm 66.9\%$	0.5	$\pm 74.8\%$
Cl ⁻	12.7	$\pm 13.2\%$	11.5	$\pm 17.3\%$	12.0	$\pm 17.9\%$
NO ₃ ⁻ -N	12.5	$\pm 17.2\%$	23.1	$\pm 33.1\%$	19.8	$\pm 26.9\%$
SO ₄ ²⁻ -S	28.5	$\pm 14.8\%$	31.3	$\pm 17.3\%$	50.4	$\pm 21.2\%$

Tabelle 1: Mittlere Jahressummen der Stoffflüsse bzw. Wasserflüsse und 95% Konfidenzintervalle (CI) der Mittelwerte 1993-1995 von Messungen am Coulissenhieb. BN=Bestandesniederschlag, SW₂₀=Sickerwasser in 20 cm Tiefe. SW₉₀=Sickerwasser in 90 cm Tiefe.

3.2 Beprobungsszenarien von Konzentrationsverläufen

Im folgenden werden Stoffflüsse, ermittelt aus Konzentrationen, welche mit diskontinuierlichen bzw. kontinuierlichen Methoden gewonnen wurden, mit den korrekt (nach Gl. 1) berechneten Stoffflüssen verglichen. Da keine gemessenen Konzentrationen in ausreichend hoher zeitlicher Auflösung vorliegen, mußten diese künstlich erzeugt werden. Hierbei wurden, der Einfachheit wegen, keine räumlichen Wiederholungen berücksichtigt.

Szenario	Probenahme	Korrelation von q und c	Δ Fehler
1	kontinuierlich	r = 0.02	-4%
2	diskontinuierlich	r = 0.02	-12%
3	kontinuierlich	r = -0.83	+61%
4	diskontinuierlich	r = -0.83	+135%

Tabelle 2: Szenarien von kontinuierlicher und diskontinuierlicher Probenahme sowie von mit den Wasserflüssen korrelierten bzw. unkorrelierten Konzentrationen und die dadurch verursachten Fehler.

Für die ersten Szenarien (Szenario 1 und 2 in Tabelle 2) wurden mit einem Zufallszahlengenerator tägliche Konzentrationen erzeugt, die **unkorreliert mit den Wasserflüssen** sind. Somit kann auch eine vereinfachte zeitliche Summenbildung nach Gl. 2 angewendet werden. Anhand dieses Konzentrationsverlaufes soll untersucht werden, wie sich eine kontinuierliche Probengewinnung bei konstantem Unterdruck (daher nicht flußgerecht) auf die Höhe der berechneten Stoffflüsse auswirkt. Hierzu wurde eine Lysimeteranlage simuliert, die Bodenlösung bei konstantem Unterdruck (500 mbar) gewinnt und alle 30 Tage beprobt wird. Die in die Saugflasche fließenden Wasserflüsse werden entsprechend dem herrschenden Bodenmatrixpotential und der jeweiligen hydraulischen Leitfähigkeit berechnet. Die verwendeten Bodenmatrixpotentiale und Leitfähigkeiten entsprechen realen Werten des Coulissenhiebs.

Aufgrund der Unkorreliertheit von Konzentration und Wasserfluß weist der mit den Konzentrationen aus kontinuierlicher Probenahme berechnete Stofffluß nur eine geringe Differenz zu dem nach Gleichung 1 berechneten Stofffluß auf.

Das zweite Szenario spiegelt ein diskontinuierliches Probenahmeverfahren mit einem Beprobungsintervall von 30 Tagen wider. Zwischen den jeweils aufeinanderfolgenden Probenahmetermeninen wurde linear interpoliert.

Die Konzentrationen wurden dann mit den täglichen Wasserflüssen multipliziert. Die mit der diskontinuierlichen Probenahme berechneten Stoffflüsse weisen eine Differenz von -12% zu den korrekt berechneten Stoffflüssen auf.

Für die nächsten Szenarien wurden Konzentrationen erzeugt, die **korreliert mit den Wasserflüssen** sind (Szenario 3 und 4 in Tabelle 2). Sonst entspricht die kontinuierliche und diskontinuierliche Probenahme obigen Szenarien.

Wegen der Korreliertheit von Konzentration und Wasserfluß weisen diese Szenarien größere Differenzen zu den nach Gleichung 1 berechneten Stoffflüssen auf. Der mit der kontinuierlichen Probenahme berechneten Stofffluß zeigt eine Differenz von +61%. Eine doppelt so große Differenz zeigt sich bei dem mit den Konzentrationen aus der diskontinuierlichen Probenahme berechneten Stofffluß.

4 **Schlußfolgerungen**

- Beim *Stichprobendesign* ist auf eine genügend große Anzahl von Wiederholungen zu achten. Die Fehler der Mittelwerte der Jahresstoffflüsse liegen bei 20 Wiederholungen, je nach chemischem Element, zwischen ± 13 und $\pm 75\%$. Da sich bei einer Verringerung der Anzahl der Wiederholungen auf ein Viertel die Fehler verdoppeln würden, ist zur Erzielung einer ausreichenden Genauigkeit ein Minimum von 20 Wiederholungen erforderlich.
- Im Gegensatz zu den niederschlagsreichen Verhältnissen am Coulissenhieb, ist in Gebieten mit geringeren Jahresniederschlägen, aufgrund der Unsicherheiten bei der Bestimmung der Höhe der Transpiration, der Fehler der Wasserflüsse und damit auch der Fehler der Stoffflüsse größer, so daß die für den Coulissenhieb gefundenen Fehler sicher kein Maximum darstellen.
- Räumliche und zeitliche Mittelwertbildung, zum Beispiel durch Mischprobenbildung, sollte auf jeden Fall vermieden werden. Nur die *Einzelbeprobung* ermöglicht die Berechnung von Konfidenzintervallen. Stoffflüsse ohne die Angabe von Konfidenzintervallen sind äußerst vorsichtig zu interpretieren.
- Die Probengewinnung durch Saugkerzen bei konstantem Unterdruck liefert grundsätzlich *nicht flußgerechte* Proben. Hierdurch entstehen zusätzliche, systematische Fehler. Aus den Konzentrationsverläufen bei konstantem Unterdruck kann nicht auf die tatsächlich zugrundeliegende Dynamik der Konzentrationen geschlossen werden. Erschwerend kommt hinzu, daß das Vorhandensein einer Abhängigkeit von chemischer Konzentration und Wasserfluß für jedes Element möglicherweise unterschiedlich ist (MANDERSCHIED & MATZNER 1995A).
 - Falls *Abhängigkeit* vorliegt, ist eine flußgerechte Probengewinnung oder eine Erhöhung der Probenahmefrequenz unverzichtbar.
 - Falls *keine Abhängigkeit* vorliegt, sind beispielsweise mittlere chemische Konzentrationen zur Berechnung der Stoffflüsse ausreichend.

In Zukunft ist die Bodenlösung dringend auf eine Korreliertheit von chemischer Konzentration und Wasserfluß zu untersuchen. Dies kann durch zeitlich hochauflösende Messungen der Konzentrationen mit ionensensitiven Elektroden oder mit automatischen Probenahmeapparaturen geschehen. Anhand derzeit vorliegender Messungen kann nicht entschieden werden, ob eine Korrelation vorliegt oder nicht. Bis zum Vorliegen solcher Untersuchungen ist vom ungünstigsten Fall, dem Vorliegen dieser systematischen Fehlern, auszugehen.

5 **Danksagung**

Diese Forschungsarbeit wurde vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) unter der Nummer BEO 51-0339476A gefördert.

6 **Literaturverzeichnis**

- MANDERSCHIED, B. (1991): Die Simulation des Wasserhaushaltes als Teil der Ökosystemforschung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Band 24: 211-242
- MANDERSCHIED, B. (1992): Modellentwicklung zum Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel von vier Monitoringflächen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Band 87: 233 Seiten.
- MANDERSCHIED, B. UND GÖTTLEIN, A. (1995): Wassereinzugsgebiet 'Lehstenbach' - Das BITÖK Untersuchungsgebiet am Waldstein (Fichtelgebirge, NO-Bayern). Bayreuther Forum Ökologie 18, 110 Seiten.
- MANDERSCHIED, B. UND MATZNER, E. (1995A): Spatial and temporal Variability of Soil Solution Chemistry and Ion Fluxes through the soil in a mature Norway Spruce (*Picea Abies* (L.) Karst.) Stand. *Biogeochemistry* 30: 99-114.
- MANDERSCHIED, B. UND MATZNER, E. (1995B): Spatial Heterogeneity of Soil Solution Chemistry in a mature Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst) Stand. *Water Air and Soil Pollution* 85: 1185-1190

Die BZE Niedersachsens als Grundlage für die Prognose des Bodenzustands

von

Schall, P.¹⁾; Augustin, S.²⁾

1. Einleitung und Zielsetzung

Bei der Bodenzustandserhebung im Land Niedersachsen wurden 192 Profile in 8 Wuchsgebieten untersucht und damit Waldböden auf allen wirtschaftlich wichtigen Substraten erfaßt. Auf der Grundlage dieser Erhebung wurde eine Bodensituationen ausgewählt, die als typisch für das Kollektiv der untersuchten Buntsandstein-Substrate in Süd-Niedersachsen gelten kann. Im Multi-batch-Verfahren wurde die Entwicklung des bodenchemischen Zustands bei einer für das Gebiet charakteristischen Eintragungssituation simuliert. Ziel der Simulation mit einer abstrahierten Bodensituation war es u.a. zu testen, ob (i) das gewählte Verfahren der Simulation und (ii) der Bodenauswahl zu realistischen Ergebnissen führen. Langjährige Untersuchungen in dem Gebiet ermöglichten die Überprüfung der Modell-Ergebnisse.

2. Boden

Der im folgenden als Typ "Bergland" bezeichnete Boden (Tab. 1) entstand aus lößüberwehrem mittleren Buntsandstein. Er hatte die größte Häufigkeit in den untersuchten Profilen des Wuchsgebietes "Südniedersächsisches Bergland". Ausgeschlossen wurden stark hydromorph geprägte Böden, Moore und Profile mit offensichtlichen Kalkungseffekten.

Tab. 1: Austauscherbelegung mit Ca, Mg und K, Austauschkapazität, Textur und sorbierte Sulfat(anorg.)-Mengen der Böden.

Gebiet	Tiefe cm	Ca %	Mg %	K %	AKe µmolc/g	T %	U %	S %	SO ₄ -S sorb. kg/ha
"Bergland" sm (n=11)	0-10	6,5	2,3	1,6	86,8	14	70	16	61
	10-30	6,3	1,3	1,6	56,6	17	52	31	366
	30-60	5,5	1,3	1,6	60,6	17	45	38	525 (30-50cm)

Die Belegung des Austauschers mit Mb-Kationen (Ca, Mg, K) zeigt, daß der Boden im Hauptwurzelraum an Basen verarmt sind. Die Textur-Angaben, abgeleitet aus der Ansprache im Gelände, weisen deutlich auf die Lößbeeinflussung hin. Die Daten der GBL (Gleichgewichtsbodenlösung) zeigten, daß Sulfat meist das dominierende Anion ist. Die Mengen des anorganischen sorbierten Sulfats sind der Arbeit von Meiwes (1979) entnommen, der einen vergleichbaren Boden untersuchte.

3. Das Modell

Das Modell läuft unter der Benutzeroberfläche WindowsTM auf PC und ist in VisualBasicTM programmiert. Im hier verwendeten Modul *Bodenchemisches Gleichgewicht* sind folgende Gleichgewichtsreaktionen und Prozesse berücksichtigt: das Kohlensäuregleichgewicht und der Aluminium-Puffer (Gibbsit-Konstante), Al-S-Komplexe, Kationenaustausch und Sulfatsorption. Die Temperatur war hier auf 7°C festgelegt, der CO₂-Partialdruck auf 3,3 mbar. Vom Benutzer im Fenster *Bodeneigenschaften* zu variieren sind die Gibbsit-Konstante, die Selektivitätskoeffizienten des Kationenaustauschs und die Parameter der Sulfatsorption.

Im *Multi-batch-Verfahren* wird der obersten Bodenschicht eine Lösung bestimmter Zusammensetzung zugegeben, das Modul *Bodenchemisches Gleichgewicht* errechnet die sich einstellende Gleichgewichtslösung, das "Überstehende" (dessen Menge zuvor durch Wahl der Feldkapazität = verbleibende Wassermenge, festzulegen ist) ist der Eintrag in die folgende Bodenschicht. In dem hier gewählten Ansatz wird im 3-Schicht-Verfahren gearbeitet, die Schichtanzahl ist beliebig erweiterbar. Die Schichtmächtigkeiten entsprechen den in der BZE beprobten Schichten 0-10 cm, 10-30 cm und 30-60 cm. Auflagehumus konnte nicht berücksichtigt werden, da seine Abbildung im Modell derzeit nicht möglich ist (Austausch von Kationen am organischen Austauscher). Die Zusammensetzung der Zugabelösung ist wählbar. Abb. 1a zeigt das Hauptmenü des Programms, 1c die hier für "Bergland" gewählte

1) Consultant for Ecology and Modelling/Simulation, Thalhauser Str. 44, 85354 Freising

2) Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

Zugabe-Lösung, die an den Bestandesniederschlag der Buchenfläche des Solling-Projektes angelehnt ist - es wurde mit einer Versickerungsrate von 400 mm gerechnet - und Abb. 1b zeigt das Fenster der Bodeneigenschaften. Über die Lösungszugabe ist theoretisch auch eine - wenn auch sehr abstrahierte - Kalkzufuhr simulierbar. Sulfatzugabe ist optional einstellbar, da nicht alle Böden Sulfat sorbieren (z.B. Sande).

Abb. 1a: Hauptmenü des Multi-batch Programmes

Variable	Standort(eigenschaft)	Simulation	Batchbilanz
Perkolations (mm/Batch)			
pH		pH	
Na (mmol/l)			
K (mmol/l)			
Ca (mmol/l)			/ 0 bis 10 cm
Mg (mmol/l)			
Mn (mmol/l)			
Al (mmol/l)			/ 10 bis 30 cm
Cl (mmol/l)			
SO4 (mmol/l)			/ 20 bis 50 cm
NO3 (mmol/l)			
Al tot (mmol/l)			
N tot (mmol/l)			
SO4 tot (mmol/l)			

Layer	SO4 sorb. (mmol/l Boden)
H20 in	dt
H20 Oberfläche	mmol/m3
H20 Gehalt	mmol/l
pH	mmol/l
Na	mmol/l
K	mmol/l
Ca	mmol/l
Mg	mmol/l
Mn	mmol/l

Simulation von: 0	Genauezeit (mol/dm ³):
bis: 20	Na: 0,00e+00
	K: 0,00e+00
	Ca: 0,00e+00
Rechenzeit: 3	Mg: 0,00e+00
H2O-Schritte: 20	Cl: 0,00e+00
Chemie-Schritte: 20	SO4: 0,00e+00
	NO3: 0,00e+00

Als Ergebnis abrufbar sind die Variablen für alle Layer zusammen oder einzeln, auch die Entwicklung der austauschbaren Basen ist darstellbar. Für jeden batch-Lauf wird eine Bilanz erstellt, wobei der Input der Zugabe zu Layer 1 entspricht, der Output dem "Überstehenden" der letzten Schicht.

Abb. 1b: Fenster Bodeneigenschaften. FC = Feldkapazität; CEC = Austauschkapazität; logKGibb = log der Gibbsskonstante; ksCa, ksMg, ksK = Gaines-Thomas-Austauschkoeffizienten von Ca, Mg, K gegen Al; SO4sorb = aktuell gespeicherte Sanorg.-Menge; SO4max = SO4- Speicherkapazität; SO4skm = Halbsättigungskonstante der Langmuir-Gleichung.

Layer	0-10	10-20	20-30
Oberkante	0	10	20
Dicke	10	20	30
r0 (g/m ³)	FC	4	4
CEC	mol/l	.095	.068
aust. Ca	mmol/l	6.5	6.3
aust. Mg	mmol/l	2.3	1.3
aust. K	mmol/l	1.6	1.6
log KGibb		8	9
ksCa	mmol/l	2	2
ksMg	mmol/l	2	2
ksK	mmol/l	.0001	.0001
SO4sorb	mmol/l	.0024	.0066
SO4max	mmol/l	.003	.007
SO4skm	mmol/l	.0001	.0001

Abb. 1c: Fenster Lösungszugabe

Wasser (dm):	4
SO4 (mmol/l):	.39125
NO3 (mmol/l):	.25
Cl (mmol/l):	0
K (mmol/l):	.04
Ca (mmol/l):	.1525
Mg (mmol/l):	.04125

4. Ergebnisse

Die Entwicklung der Sulfatkonzentrationen in den 3 Bodenschichten mit Sulfatzugabe ist in Abb. 2a dargestellt, in Abb. 2b ohne. Mit internem S-Speicher wird das Gleichgewicht mit dem Eintrag nach maximal 10 Batches erreicht. Der Zeitpunkt dafür ist sowohl abhängig von der Sulfatspeicherkapazität in den Bodenschichten als auch von der Menge des bereits gespeicherten Sulfates (Startbedingungen, s. Abb. 1b, *Bodeneigenschaften*).

Die Lösungszugabe des Sulfates verläuft dementsprechend bei eingeschalteter Sulfatzugabe wesentlich "flacher". Unter der Annahme, daß sich Sulfat im Boden inert verhält, das heißt ohne Sulfatzugabe (Abb. 2b), wird das Gleichgewicht auch im untersten Horizont schon nach 4 Batches erreicht.

Abb. 2a: Sulfatkonzentration in der Batch-Lösung, mit Sulfatsorption in der Festphase (nach Langmuir).

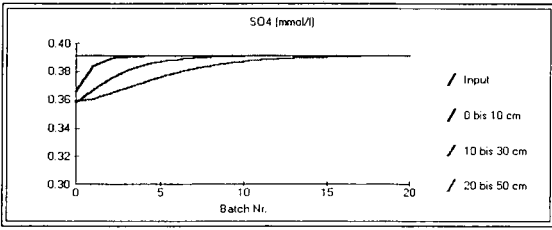


Abb. 2b: Sulfatkonzentration in der Batch-Lösung, ohne Sulfatsorption in der Festphase.

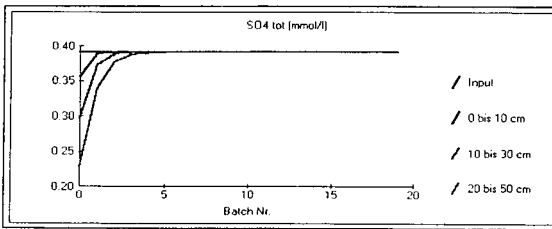


Abb. 3a: Calciumkonzentration in der Batch-Lösung, mit Sulfatsorption in der Festphase (nach Langmuir).

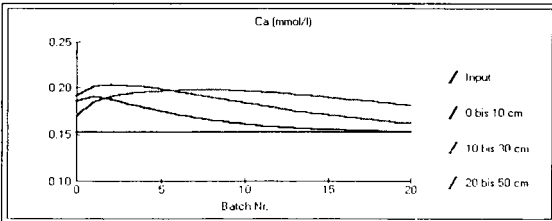
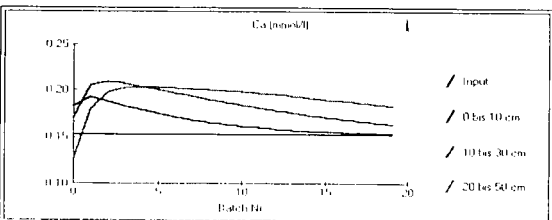


Abb. 3b: Calciumkonzentration in der Batch-Lösung ohne Sulfatsorption in der Festphase.



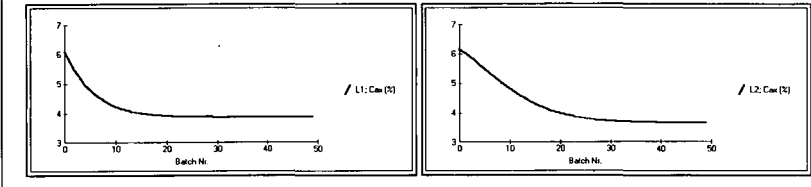
Die Tatsache, daß sich nicht schon zu Beginn ein Gleichgewicht einstellt liegt an dem hier verwendeten Batch-Ansatz: Die jeweils verbleibende Bodenlösung ("Feldkapazität") steht anfangs noch nicht im Gleichgewicht mit dem Eintrag; die Zeitdauer bis zum Erreichen dieses Gleichgewichts ist hier - im Gegensatz zu dem Ansatz mit Sulfatsorption - nur abhängig von der Höhe der Feldkapazität und der Dicke des Horizontes.

Die Dynamik des Hauptanions in der Bodenlösung wirkt sich wiederum auf den Verlauf der Kationenkonzentration aus, wie hier am Bsp. des Ca dargestellt ist (Abb. 3a,b). Bei eingeschalteter Sulfatsorption ist der Verlauf in den ersten Batch-Durchgängen ausgeglichener als ohne Sulfat-Sorption (Abb. 3b), nach 8-10 Batches haben sich die Konzentrationen jedoch angeglichen.

Auffallend ist, daß die Ca-Konzentrationen in der Batch-Lösung stets höher sind als die in der Input-Lösung. Das bedeutet, daß bei der hier vorgegebenen Eintrags- und Festphasensituation Ca vom Austauscher abgelöst wird. Die oberste Bodenschicht hat nach 20 Batches ein Gleichgewicht mit der Eintrags-situation erreicht, während in den unteren Horizonten noch Basen desorbiert werden. Dieser Befund stimmt überein mit Messungen aus dem Südniederrheinischen

Bergland (sm), wonach in den letzten 30 Jahren ca. 200 mol Ca · ha⁻¹ · a⁻¹ im Hauptwurzelraum (bis 60 cm) ausgewaschen wurden (Meeseburg et al. 1995). Die Bilanzen über 20 Batches (hier nicht dargestellt) bestätigen diesen Trend. Erhöht man die Anzahl der Batches, strebt das System einem *Finalen Gleichgewicht* zu - im Gegensatz zum bodenchemischen Gleichgewicht, das sich nach jedem Batch einstellt. Im *Finalen Gleichgewicht* sind Eintrag und Austrag ausgeglichen und die Austauscherbelegung und seine Eigenschaften (Selektivität) haben keine Rückwirkungen mehr auf die Bodenlösung; die anfängliche Austauscherbelegung (Startzustand) ist nur für den Verlauf der Entbasung wichtig. Die Entwicklung der Ca-Sättigung zeigt (Abb. 4), daß bei dem gegebenen Anionen- und Kationen-Einträgen eine Ca-Sättigung von 4% (L1) bzw. 3,8% (L2) nicht unterschritten wird.

Abb. 4: Finales Gleichgewicht: Austauscherbelegung mit Ca in den obersten Bodenhorizonten (L1 = 0-10 cm; L2 = 10-30 cm).



Dem hier praktizierten Ansatz liegen die gleichen Prinzipien zugrunde wie den einfachen Modellen zur Berechnung der Critical loads bzw. ihrer Überschreitung (Werner & Spranger 1996), da die Basen-Zugabe kann ebenso als Input durch "Verwitterung" betrachtet werden kann. Das hier gefundene *Finale Gleichgewicht* ist der Endzustand der sich einstellt, wenn permanent die Critical loads - die maximal tolerierbare Säureeintragsmenge - überschritten werden (Abb. 1c: in mol_c ist die Anionenzugabe 3fach erhöht gegenüber den Kationen). Eine bestimmte Basensättigung wird bei gegebener Anionen-Menge nicht unterschritten, das Fließgleichgewicht mit dem Eintrag ist erreicht. Darüber hinaus gehende Säureschübe können dazu führen, daß die Basensättigung weiter abnimmt. Ein Wieder-Auffüllen des Speichers durch natürliche Nachlieferung ist als nicht plausibel anzunehmen, da (i) mit zunehmender Entbasung des Austauschers (gleichbedeutend mit zunehmender Al-Sättigung), die Eintauschstärke der 2-wertigen Kationen Mg und Ca gegenüber dem 3-wertigen Al sinkt (Reuss 1983, Hildebrand 1986).

Schlußfolgerungen

- Gebiete gleicher Ausgangsgesteins und ähnlicher Festphasencharakterisierung (Austauscherbelegung) lassen sich für bestimmte Zielsetzungen hinreichend gut zusammenfassen und Simulieren.
- Die wichtigste Eingangsgröße für die Berechnung der Kationenmobilisation und deren Auswaschung ist die Menge der Anionen in der eingetragenen Lösung und damit auch der Lösungsphase des Bodens: Der Eintrag von Säurebildnern ist oft nicht bekannt, und sollte daher zukünftig ermittelt oder geschätzt werden. Im Unterschied zu level II-Flächen könnten hier Depositionsalgorithmen auf mikrometeorologischer Basis Anwendung finden (z.B. Erisman 1992)
- Eine weitere Unsicherheit besteht in der möglichen Sulfatsorption: Ihre Höhe ist u.a. von Bedeutung für den Konzentrationsverlauf der Kationen und die Abschätzung von Entsauerungszeiträumen.

Literatur

- Erisman, J.W. 1992. Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Diss., Univ. Wageningen, Niederlande.
- Hildebrand, E.E. 1986. Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstwiss. Cbl. 105:60-76.
- Meeseburg, H., K.J. Meiwes & P. Rademacher. 1995. Long-term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. Water, Air and Soil Poll. 85:611-616.
- Meiwes, K.J. 1979. Der Schwefelhaushalt eines Buchenwald- und eines Fichtenwaldökosystems im Solling. Göttinger Bodenkundliche Berichte, Bd. 60.
- Reuss, J. O. 1983. Implications of the calcium-aluminium exchange system for the effect of acid precipitation on soils. J. Environ. Qual. 12:591-595.
- Spranger, T. & B. Werner (Eds.). 1996. Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded. Final Draft. 12th meeting of the task force on mapping, Budapest, 22. march 1996.

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

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Tagung zum Thema

"Bewirtschaftung von Sandböden"

"Ertrags- und Gefährdungspotentiale"

28. u. 29.03.1996

BERLIN

Band 79

1996

Humushaushalt und Ertragsfähigkeit eines Sandbodens bei langjährig differenzierter organisch-mineralischer Düngung

von

Lettau, Th.; Ellmer, F.; Baumecker, M.*

Einleitung

Für die Ertragsfähigkeit der Böden ist ein standortangepaßter Humusgehalt wesentliche Voraussetzung. Humusersatzwirtschaft mit gezielter Bemessung der organischen Düngung in Menge und Form ist daher eine Grundlage nachhaltiger Landwirtschaft. Diesbezüglich sind Ergebnisse aus langjährigen Dauerfeldversuchen von besonderem Interesse, denn mit ihnen lassen sich die Zusammenhänge zwischen Humusgehalt und Ertragsfähigkeit sicher quantifizieren.

Material und Methoden

Datengrundlage ist der „Statische Bodenfruchtbarkeitsversuch“ in Thyrow (Kreis Teltow-Fläming). Er wurde 1938 von K. OPITZ als Langparzellenanlage angelegt. Neben alleiniger mineralischer Düngung werden verschiedene Formen und Mengen organischer Düngestoffe und deren Kombinationen in 11 Varianten in Verbindung mit drei Stufen mineralischer N-Düngung variiert (Tab. 1).

Tabelle 1: Prüffaktoren und Stufen im Statischen Bodenfruchtbarkeitsversuch Thyrow

Faktor	Faktorstufen jeweils: P → 32 kg/ha; K → 133 kg/ha	Abkürzung
A Organisch-mineralische Düngung	a01 NPK - ohne organische Düngung (ab 1971)	ohne OD (neu)
	a02 - PK - ohne organische Düngung (1938 - 1974 ungedüngt)	ohne OD - PK
	a03 NPK - ohne organische Düngung	ohne OD
	a04 NPK + 300 dt/ha Stallmist (jedes 3. Jahr zur Blattfrucht)	300 Stm
	a05 NPK + 600 dt/ha Stallmist (jedes 3. Jahr zur Blattfrucht)	600 Stm
	a06 NPK + Gründüngung (Ölrettich + 50 kg/ha N zur Blattfrucht)	Gründ.
	a07 NPK + Stallmist (wie a04) + Gründüngung (wie a06)	Gründ. + 300 Stm
	a08 NPK + Gründüngung (wie a06) + Stroh mit N-Ausgleich	Gründ + Str + Ausgl.
	a09 NPK + Stroh mit N-Ausgleich	Str + Ausgl.
	a10 NPK + Stroh ohne N-Ausgleich	Str ohne Ausgl.
	a11 NPK + Stallmist (wie a04) / Oderbruchboden (2 x 3470 dt/ha)	300 Stm + Ton
	sechs Standards (seit 1967 wie a09)	STD
B N-Düngung Getreide	b01 80 kg/ha N	N1
	b02 100 kg/ha N	N2
	b03 120 kg/ha N	N3

Fruchtfolge: Silomais - Sommergerste - Winterroggen - Kartoffeln - Sommergerste - Winterroggen

Der Versuch liegt auf einem humusarmen Sandboden (Tab. 2). Seit 1964 wird jährlich im Herbst der Gehalt an Gesamtkohlenstoff (C) im Boden mit der Kalium-Bichromatmethode

* Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

Tabelle 2: Beschreibende Standortdaten des Bodenfruchtbarkeitsversuches Thyrow

Bodenart	Standorttyp	Bodenform	FAO-Klassifikation	Jahresmitteltemperatur $\bar{\varnothing}$	Jahresniederschlag $\bar{\varnothing}$	Gesamtkohlenstoffgehalt 1939
S - IS	D ₂ - D ₃	Salmtieflehm-Fahlerde	Albic Luvisol	8,7 °C	514 mm	505 mg/100 g

bestimmt. Für diesen Zeitraum sind die Kornerträge von Winterroggen in die Auswertung einbezogen worden. Die Mittelwertvergleiche der Winterroggen-Kornerträge und der C_t-Gehalte für das Jahr 1993 wurden nach einem Standardausgleich mit multiplem Regressionsansatz (THOMAS, STRESSMANN 1972) mit dem Newman-Keuls Test vorgenommen.

Die Regression zwischen C_t-Gehalt des Bodens und dem Ertrag erfolgte nach dem Ansatz zum Wirkungsgesetz der Wachstumsfaktoren (MITSCHERLICH 1930).

$$E = E_{\max} * [1 - e^{(-w * C_t)}]$$

Gleichung 1

mit: E → Kornertrag Winterroggen; C_t → Gesamtkohlenstoffgehalt; E_{max} → durch C_t-Variation erreichbarer maximaler Ertrag; w → Wirkungswert des C_t-Gehaltes im Boden auf den Ertrag

Die Schätzung des Wirkungswertes (w) erfolgte mit Hilfe einer Transformation der Gleichung 1 analog FREYTAG (1987) (Gleichung 2) im Mittel der 10 Jahre mit Winterroggenanbau seit 1966. Zum Ausschalten systematischer Fehler wurden Prüfglieddifferenzen (KÖRSCHENS 1980) der Gesamtkohlenstoff- und Ertragsmeßwerte innerhalb der Jahre gebildet.

$$\frac{\Delta E}{\Delta C_t} = F - w * \frac{E_{i+1} + E_i}{2}$$

Gleichung 2

mit: F = E_{max} * w ; Index i bezeichnet Prüfglieder; Parameter wie Gleichung 1

Ergebnisse

Die Kohlenstoffgehalte haben sich in Abhängigkeit von der organisch-mineralischen Düngung stark differenziert (Abb. 1). Dabei lassen sich die Prüfglieder verschiedenen Gruppen zuordnen. Ohne organische Düngung (a02, a03) ist eine starke Humusgehaltsabnahme eingetreten, die im Prüfglied a03 als Folge der mineralischen N-Düngung geringfügig abgeschwächt wurde. Bedeutende Humusmehrung wird demgegenüber in den stallmistgedüngten Varianten nachgewiesen (Prüfglieder a04, a05, a07). Die Düngung des gewachsenen Stroh von 66 % Getreide in der Fruchtfolge führte im Vergleich dazu in allen Stufen zu signifikant niedrigeren Kohlenstoffgehalten (a08 - a10) und die alleinige Gründüngung mit Ölrettich hat die geringste Humusersatzwirkung. Eine Sonderstellung nimmt das Prüfglied a01 ein, das seit 1971 keine organische Düngung mehr erhält. Der zu erwartende Humusschwund ist nach 25 Jahren noch verhältnismäßig gering ausgeprägt.

Die Kornerträge von Winterroggen folgen tendenziell den C_t-Gehalten der jeweiligen Prüfgliedparzellen.

Die ab Versuchsbeginn organisch nicht gedüngten Parzellen bedingen einen signifikant geringeren Ertrag (Abb. 2 unten) als die mit organischer Düngung.

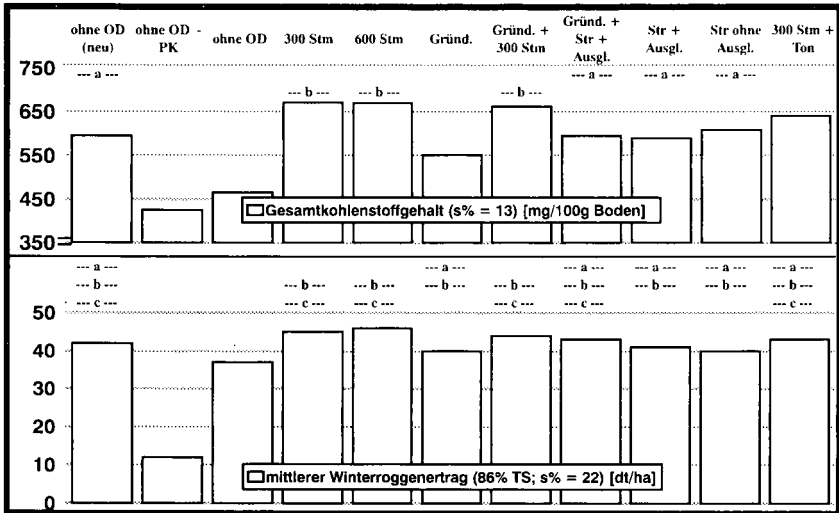


Abbildung 1: Einfluß 55jährig differenzierter Düngung auf den Gesamtkohlenstoffgehalt im Boden und den Kernertrag im Statischen Bodenfruchtbarkeitsversuch Thyrow (Werte vom Herbst 1993; Mittelwertvergleiche mit Newman-Keuls Test $\alpha = 0,05$)

Die Erträge auf den mit Stallmist versorgten Parzellen und der mit Gründüngung und Stroh heben sich positiv von denen mit Strohdüngung ab.

Für den Zusammenhang des C_T -Gehaltes mit dem Winterroggenertrag wurde nach Gleichung 2 im Mittel der Jahre ein standorttypischer Wirkungswert von $w = 0,0027$ [mg C/100g Boden]⁻¹ (sign. $\alpha < 0,01$) errechnet. Der Parameter E_{max} in Gleichung 1 ist jahrestypisch, da er durch die differierenden Wachstumsbedingungen in den verschiedenen Jahren bestimmt wird. So wurde das gewonnene w in Gleichung 1 eingesetzt und E_{max} unter Verwendung der Faktorstufenmittelwerte (Ausschluß der Faktorstufen „ohne OD - PK“, „300 Stm + Ton“) für das Jahr 1993 errechnet (Abb. 2). Der Ertrag ist unter den Bedingungen des Jahres 1993 durch Variation des C_T -Gehaltes im Boden bis zu einem Maximum von $E_{max} = 56,2$ dt/ha zu steigern. Theoretisch würden 95 % des Maximalertrages bei einem C_T -Gehalt von 1110 mg/100 g erreicht. Es wird davon ausgegangen, daß die Funktion vornehmlich für die Variationsbreite des C_T -Gehaltes gilt, welche die funktionelle Fraktion des umsetzbaren Humus beschreibt, da sich die im Versuch nachgewiesenen Humusgehaltsdifferenzen in diesem Bereich bewegen. Zur Klärung weiterer systematischer Zusammenhänge wurde eine Varianzanalyse (Abb. 2, Säule) der Residuen der Einzelwerte um die Schätzfunktion durchgeführt. Außer der Prüfgliedwirkung durch die Variation des C_T -Gehaltes (SQ C_T) zeigen sich noch signifikante Effekte (SQ PG), welche durch die Art der organischen Dünger hervorgerufen werden. Erwartungsgemäß wirkt auch die mineralische Stickstoffdüngung ertragsbeeinflussend (SQ N). Insgesamt sind ca. 60 % der Gesamtstreuung der Daten durch die genannten Variationsursachen bedingt.

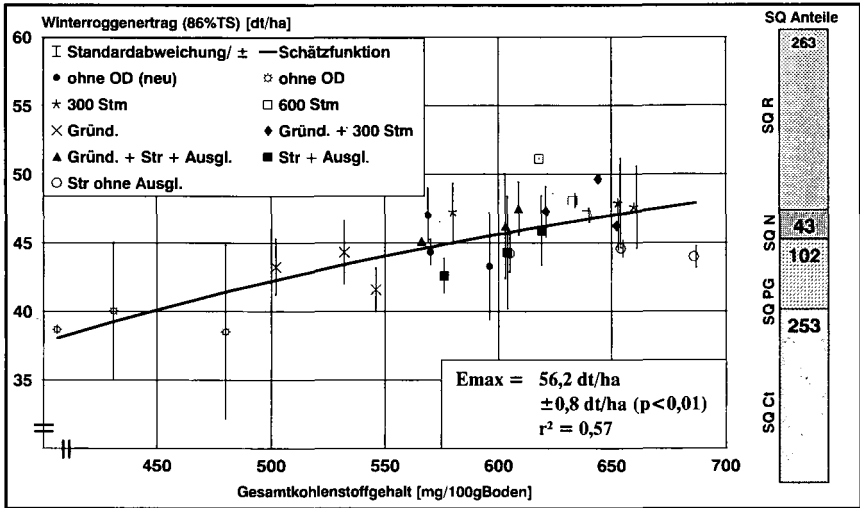


Abbildung 2: Abhängigkeit der Winterroggenkornträge vom Kohlenstoffgehalt des Bodens - geschätzt über die Mittelwerte der Faktorstufenkombinationen

Schlußfolgerungen

Die Abhängigkeit des Ertrages vom Gesamtkohlenstoffgehalt des Bodens kann durch eine Mitscherlichfunktion mit einem Wirkungswert von $0,0027 \text{ [mg C/100 g Boden]}^{-1}$ quantifiziert werden. Auf dem gegebenen Standort sind 95 % des durch Humusgehaltssteigerung beeinflussbaren Ertrages bei einem C_T -Gehalt von 1110 mg/100 g zu erzielen. Da noch weitere systematische Zusammenhänge im Datenmaterial nachweisbar sind, wird eine Verbesserung des Zusammenhangs durch die Eliminierung der Stickstoffwirkung erwartet.

Literatur

- FREYTAG, H.-E. (1987): Gleichzeitige Ermittlung der Parameter C_{pot} und k für die C-Mineralisierungsfunktion aus CO_2 -Messungen unter konstanten Bedingungen.- In: Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin (31) 1.- S. 23-31
- KÖRSCHENS, M. (1980): Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz.- Diss. Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR. Bad Lauchstädt
- MITSCHERLICH, E. A. (1930): Die Bestimmung des Düngerbedürfnisses des Bodens.- 3. neu- bearb. Auflage, Berlin, P. Parey
- OPITZ, K. (1939): Versuchsaufzeichnungen aus dem Versuchsgut Thyrow
- THOMAS, E.; STRESSMANN, U. (1972): Auswertung von Standardversuchen mittels Ausgleichspolynoms.- In: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.- Berlin (16) 9.- S. 655-663
- Versuchsführer Freilanduntersuchungen 1994.- Humboldt-Universität zu Berlin, Landw.- Gärt. Fak. 1994.- S. 112-114

Entwicklung von Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit in verschiedenen Bodennutzungssystemen eines lehmigen Sandbodens

von

Ellmer, F.; Erdmann, H.-P.; Krück, St.; Deutschmann, M.*

Einleitung

Art und Intensität der Bodennutzung wirken sich durch die Gestaltung der Fruchtfolgen, sowie der Bodenbearbeitungs- und Düngungsregime auf die Bodenfruchtbarkeit und somit wiederum auf die Ertragsfähigkeit aus. Daher sind standortangepasste Bodennutzungssysteme zu entwickeln, mit denen die Bodenfruchtbarkeit verbessert und die Ertragsfähigkeit mit rückläufigem Fremdmiteleinsatz erhalten werden kann. Diesem Ziel dienen mehrjährige Untersuchungen auf einem Sandstandort Nordostdeutschlands (ELLMER et al. 1994).

Material und Methoden

Als Versuchsbasis dient der im Jahre 1991 angelegte komplexe Feldversuch „Bodennutzungssysteme“ (Abb. 1). Er dient zur umfassenden Untersuchung des Einflusses abgestuft intensiver Bodennutzung auf die Entwicklung von Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit des gegebenen Standortes, wozu mit Fruchtfolgen, Bodenbearbeitungs- und Düngungssystemen die primären Größen des Pflanzenbaus als dreifaktorielle Spalt-Streifenanlage in sechsfacher Wiederholung eingerichtet wurden. Der Versuchsstandort ist ein mittel schluffiger Sandboden (5,9 % GS; 37,3 % MS; 12,0 % FS; 37,0 % U; 7,8 % T) mit ungünstigen physikalischen Eigenschaften sowie niedrigen Nährstoff- und Humusgehalten (Tab. 1).

Tabelle 1: Bodeneigenschaften des Versuchsstandortes

Horizonte	TRD g/cm ³	nFK mm/dm	kf cm/d	PV Vol.-%	OBS %	P mg/100 g	K mg/100 g	Mg mg/100 g	pH
Ap	1,66	14,2	22,9	37,5	1,2	4,9	11,5	3,7	5,6
Al	1,64	11,5	38,6	38,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Bt	1,75	9,2	7,7	34,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Btv	1,72	9,9	4,5	35,1	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Die Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit wird seit Versuchsbeginn anhand der jährlichen Untersuchung des Corg-Gehaltes quantifiziert. 1995 sind zusätzlich die Regenwurmkaktivität bestimmt sowie die Bodenatmung im Freiland unter Winterweizen gemessen worden. Im fünften Versuchsjahr wurden die Auswirkungen auf die Ertragsfähigkeit am Beispiel von Wintergerste beurteilt.

* Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

Prüffaktor A - "Fruchtfolge/Betriebstyp"			
a 1	a 2	a 3	a 4
"Extensiver Marktfruchtbetrieb"	"Viehloser Marktfruchtbetrieb"	"Gemischtbetrieb mit geringem Viehbesatz"	"Gemischtbetrieb mit hohem Viehbesatz"
Grünbrache	Kartoffeln	Silomais (1 DE) ¹⁾	Klee gras
Winterweizen*	Winterweizen*	Winterweizen	Klee gras
Wintergerste*	Wintergerste*/SZF ²⁾	Wintergerste/SZF ²⁾	Winterweizen
			WZF ²⁾ /Silomais (3 DE) ¹⁾
			Winterweizen
			Wintergerste
Prüffaktor B - "Bodenbearbeitung"			
b 1			b 2
"Konventionelle Bodenbearbeitung" ³⁾			"Konservierende Bodenbearbeitung" ⁴⁾
Prüffaktor C - "Stickstoffdüngung"			
c 1			c 2
"Mineral-N-Düngung" ⁵⁾			"Ohne Mineral-N-Düngung"

- 1) DE = Dungeinheit Stallmist (entspr. 150 dt/ha FM und ca. 80 kg/ha N);
 2) SZF = Sommerzwischenfrucht; WZF = Winterzwischenfrucht
 3) 30 cm mit Pflug; Zwischenfrüchte zur Gründüngung
 4) 15 cm mit Grubber; Mulchsaat von Mais und Kartoffeln nach abfrierenden SZF (a2; a3) bzw. WZF (a4)
 5) Getreide = 80 kg/ha N; Kartoffeln = 100 kg/ha N; Mais = 150 kg/ha N

*) Strohdüngung

Abbildung 1: Komplexer Feldversuch „Bodennutzungssysteme“ - Versuchsstruktur

Ergebnisse

Nach fünf Versuchsjahren haben sich die stark unterschiedlichen Inputs an organischer Primärschubstanz in Verbindung mit der differenzierten Bodenbearbeitung bereits stark auf den Humushaushalt des Bodens ausgewirkt (Abb. 2). Im Gehalt an organischem Kohlenstoff (Ausgangswert ca. 710 mg/100 g) sind in der Oberkrume Differenzen von bis zu 200 mg/100 g nachweisbar. Dies resultiert aus der raschen Zunahme in den Fruchtfolgen mit legumem rüchstandsreichen Fruchtarten bzw. organischer Düngung sowie einer Anreicherung infolge flachlockender Einarbeitung bei konservierender Bodenbearbeitung. In der Unterkrume sind hingegen die Zuwächse wesentlich geringer und nur bei höherem OPS-Aufkommen nennenswert.

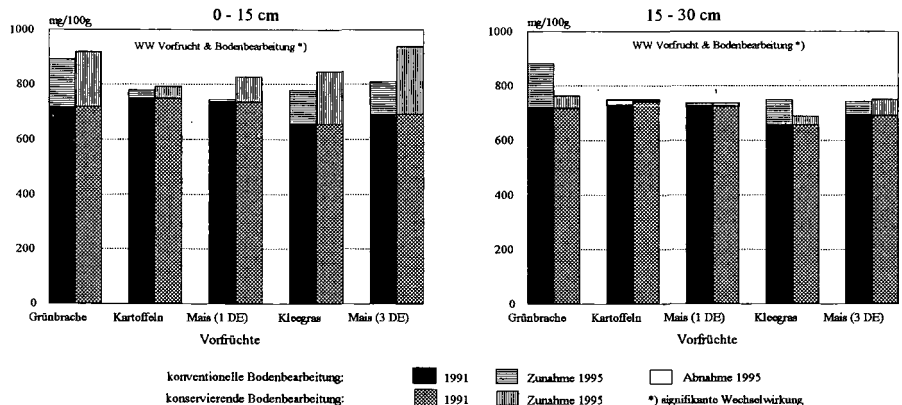


Abbildung 2: Entwicklung der Corg-Gehalte 1991 bis 1995

Regenwürmer sind ein wesentlicher Faktor für die Selbstregulation im System Boden und sensible Indikatoren für aktuelle Bodenzustände. Die differenzierte Nutzung des Sandbodens hat die Populationen stark geprägt. So traten in den Fruchtfolgen mit Leguminosengrasmischungen im Herbst 1995 bis über 100 Tiere/m² mit Biomassen bis zu 50 g/m² auf (ELLMER et al. 1995; Abb. 2).

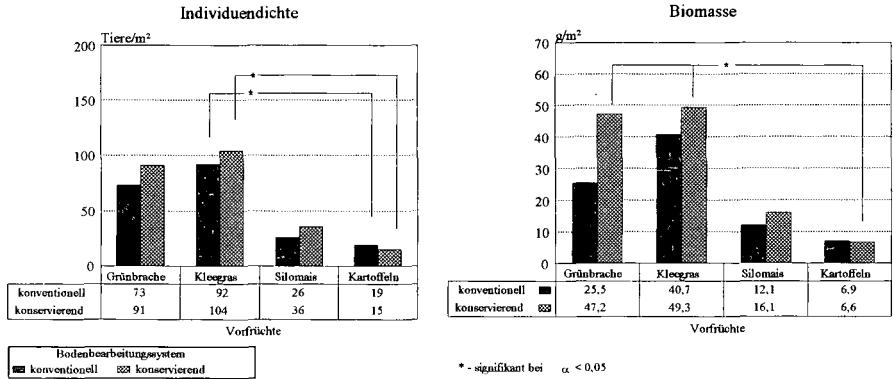


Abbildung 2: Regenwurmmaktivität in Abhängigkeit von Fruchtfolge und differenzierter Bodenbearbeitung unter Winterweizen (05. bis 10. Oktober 1995)

In den humusärmeren Varianten der Kartoffel- bzw. Maisfruchtfolge lag der Regenwurmbesatz hingegen nur bei einem Sechstel bis zu einem Viertel. Durch reduziert konservierende Bodenbearbeitung mit dem Grubber wurden die Tiere geschont, was insbesondere bei ausreichendem Nahrungsangebot in Form organischer Substanz zu wachsenden Populationen führte.

Unter Winterweizen war die **CO₂-Exhalation im Freiland** vom 12.04. bis 03.08.1995 nach Grünbrachevorfrucht überwiegend signifikant höher als nach Kartoffel- bzw. Maisvorfrucht und steht in direktem Bezug zu den erhöhten Kohlenstoffgehalten des Bodens in der Leguminosen tragenden Fruchtfolge (Abb. 3).

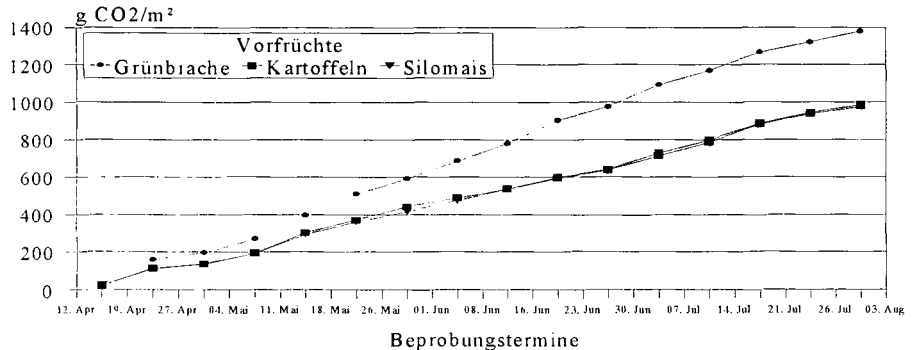


Abbildung 3: Bodenatmung unter Winterweizen nach verschiedenen Vorfrüchten bei konventioneller Bodenbearbeitung (1995, kumulativ)

Nach der 16wöchigen Meßreihe sind bei Grünbrachevorfrucht und konventioneller Bodenbearbeitung 1377,8 g CO₂/m² freigesetzt worden. Demgegenüber war die Atmungsrate bei den humusärmeren Varianten nach Kartoffeln bzw. Silomais (1 DE) um fast 30 % niedriger.

Die aufwandsreduzierte Bodenbearbeitung mit dem Grubber bis 15 cm Tiefe hat eine teilweise signifikante Dämpfung der Atmungsaktivität bewirkt, obwohl in der Oberkrume organische Substanz angereichert worden ist (DEUTSCHMANN 1996).

Die Ertragsfähigkeit des Standortes wird durch die Differenzierung im Fruchtbarkeitszustand bereits nachhaltig geprägt. Dies trat 1995 besonders deutlich bei der sensiblen Wintergerste hervor (Abb. 4). Ohne mineralische N-Düngung betragen die Ertragsdifferenzen in der konventionellen Bodenbearbeitungsreihe 10 dt/ha (25 %). Mit 80 kg/ha Mineral-N wird ein Ertragszuwachs von 20 dt/ha Gerstenkorn erreicht. Die Ertragsunterschiede bleiben aber bei der gleichen Größe von 10 dt/ha stehen (16 %). Reduziert-konservierende Bodenbearbeitung hat im übrigen bei Gerste durchweg stark negative Folgen auf den Ertrag.

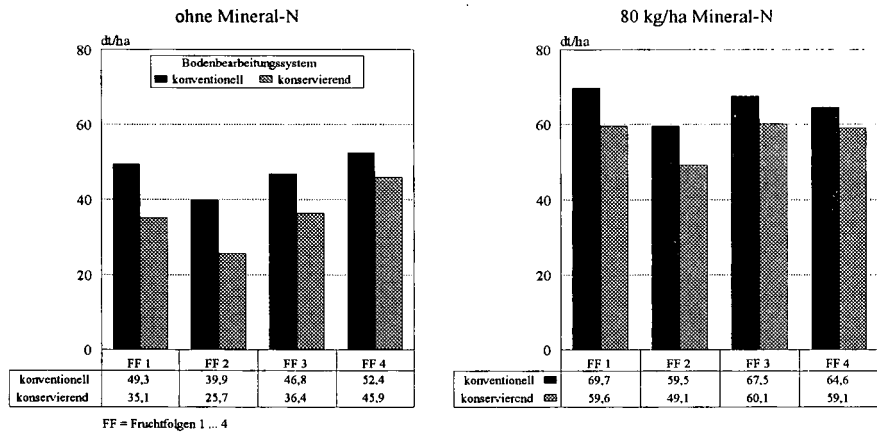


Abbildung 4: Körnerträge von Wintergerste in verschiedenen Fruchtfolgen mit differenzierter Bodenbearbeitung und N-Düngung (1995)

Zusammenfassung

Verschieden intensive Bodennutzung wirkte sich auf lehmigem Sandboden nach fünf Jahren signifikant auf den Humusgehalt und die biologische Aktivität aus. Leguminosen-Gras-Gemische als Grünbrache oder zur Futternutzung führen zu Humusmehrung und damit höheren biologischen Aktivitäten, die sich in verbesserter Ertragsfähigkeit auswirken. Reduziert-konservierende Bodenbearbeitung begünstigte die Regenwurmpopulationen, hat aber bei Wintergerste Mindererträge zur Folge.

Literatur

- DEUTSCHMANN, M. (1996): Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse und der Bodenatmung unter Winterweizen in verschiedenen Nutzungssystemen eines Sandbodens. - Dipl.-Arb., Humboldt-Univ. Berlin, Landw.-Gärten. Fakultät
- ELLMER, F.; PESCHKE, H.; SCHMIDT, O.; ERDMANN, H.-P. (1994): Stoffdynamik im System Boden - Pflanze.- Erste Ergebnisse aus einem komplexen Feldversuch.- In: Ökologische Hefte d. Landw.-Gärtner. Fak., Humboldt-Univ. Berlin.- 1, 77-86
- ELLMER, F.; KRÜCK, ST.; JOSCHKO, M. (1995): Humushaushalt und Regenwurmmaktivität auf einem verschieden intensiv genutzten lehmigen Sandboden.-Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 76, 1301-1304

Einfluß langjährig differenzierter Düngung auf die Tiefenverteilung von pH, C, N, P und K im Boden Thyrower Dauerversuche

von

Krüger, W.; Pagel, H.; Benkenstein, H.*

Zielstellung

Zur Klärung möglicher Bodenbelastung durch Düngung wird in jüngster Zeit verstärkt auf die Methodik der Tiefenuntersuchungen zurückgegriffen. Die vorliegenden Untersuchungen von Bodenproben aus Tiefenbohrungen in Dauerversuchen mit langjährig unterschiedlicher Düngung sollen über mögliche Nährstoffverlagerungen Aufschluß geben.

Material und Methodik

In folgenden 5 Varianten des 1937 bzw. 1938 angelegten Nährstoffmangel- bzw. Bodenfruchtbarkeitsversuches in Thyrow (SCHNIEDER, 1990) wurden Tiefenbohrungen mit einer Rammkernsonde bis 4 m Tiefe durchgeführt: ungedüngt; mineralische Volldüngung (100 kg N, 32 kg P, 133 kg K/ha); mineralische Volldüngung + Stallmist (jedes 3. Jahr 600 dt/ha); Stallmist (jedes 2. Jahr 300 dt/ha); mineralische Volldüngung + Gründüngung (jedes 3. Jahr Ölrettich).

Die Bohrkern wurden bis in 1 m Tiefe in Segmente von 30 cm bzw. 40 cm Länge, und ab 1 m Tiefe in 50 cm Länge zerlegt. In den aus den Segmenten hergestellten Mischproben erfolgte die Bestimmung des pH-Wertes und verschiedener Formen des C, N, P und K. Die Böden des Versuchsstandortes Thyrow haben sich auf glazigenen Ablagerungen entwickelt. Auf Geschiebesand über wechsellagerndem Geschiebelehm und Geschiebemergel sind Fahlerden, Rosterden und Braunerden anzutreffen.

Ergebnisse und Diskussion

pH-Wert

Ohne Kalkung sind die pH-Werte in der Krume (0 - 30 cm) und im Unterboden (30 - 60 cm) auf unter pH 4 zurückgegangen (Abb. 1). Ab 1 ... 1,5 m Tiefe steigen in allen Varianten die pH-Werte mit zunehmender Tiefe kontinuierlich an. Mit dem Übergang vom Geschiebelehm zum Geschiebemergel in 2 ... 2,5 m Tiefe werden pH-Werte von über pH 7 und in 3,5 ... 4 m Tiefe von pH 8,3 ... 8,9 erreicht. Während in der Krume und im Unterboden die pH-Werte düngungsabhängig sind, werden sie in den tieferen Bodenschichten durch das Substrat geprägt.

* Institut für Grundlagen der Pflanzenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin, Invalidenstrasse 42, 10115 Berlin

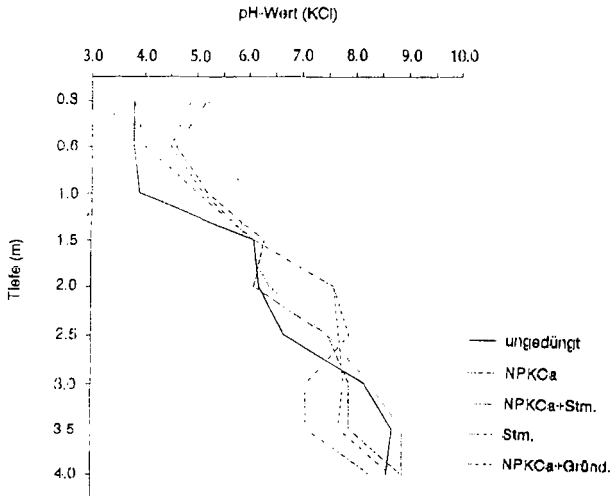


Abb. 1: pH-Werte in verschiedenen Schichttiefen von ausgewählten Varianten
Tijrower-Deuerversuche

Gehalt an C_t , N_t sowie C_{hw} und N_{hw}

Erwartungsgemäß ist der C_t - und N_t -Gehalt in der Krume (Tab. 1) in den Varianten mit Stallmist höher als in den übrigen Varianten. Zusätzliche Gründüngung zur mineralischen Volldüngung bewirkte auch gegenüber ungedüngt nur geringe Veränderungen des C_t - und N_t -Gehaltes. Diese Veränderungen widerspiegeln sich auch im Gehalt an C_{hw} , kaum dagegen im N_{hw} . In 60 - 100 cm Tiefe wirkt sich Stallmist nur noch in der NPKCa + Stallmist-Variante auf den C_t - Gehalt aus; andere Parameter bleiben unverändert.

Tabelle 1:

Gehalt an C_t , N_t sowie Ergebnisse der Heißwasserextraktion ($mg \cdot 100 g^{-1}$) bis 1 m Tiefe

Variante	C_t	N_t	C_{hw}	N_{hw}
<u>0 - 30 cm</u>				
ohne Düngung	305	25,5	12,3	1,1
NPKCa	370	30,6	14,5	2,2
NPKCa + Stm	635	61,4	30,4	3,6
Stm	440	40,1	25,1	2,1
NPKCa + Gründüngung	345	35,8	16,5	1,6
<u>30 - 60 cm</u>				
ohne Düngung	130	9	6,5	0,6
NPKCa	160	17	3,9	0,7
NPKCa + Stm	170	13	6,4	1,2
Stm	100	19	6,0	0,9
NPKCa + Gründüngung	130	16	6,8	0,8
<u>60 - 100 cm</u>				
ohne Düngung	60	6	1,5	0,6
NPKCa	60	5	3,3	0,7
NPKCa + Stm	140	8	2,8	0,8
Stm	10	7	2,9	0,5
NPKCa + Gründüngung	60	6	3,4	0,7

Ammonium- und Nitratgehalt

Mineralische N-Düngung von 100 kg/ha zu Getreide und 120 kg/ha zu Hackfrüchten führte zu keinem Nitratanstieg in tieferen Bodenschichten (Abb. 2). In der Variante mineralische N-Düngung + Stallmist (NPKCa + Stallmist) ist bis in 2,5 m Tiefe ein deutlich höherer Nitratgehalt festzustellen. Das weist auf eine Nitratverlagerung bis in diese Tiefe hin. Bis in 2 m Tiefe wurde offenbar auch $\text{NH}_4\text{-N}$ verlagert. Unterhalb der Lehmschichten ist keine Differenzierung als Folge unterschiedlicher Düngung festzustellen.

K-Werte

Der Gehalt an nachlieferbarem Reserve-K (K_n) ist primär durch den Tongehalt des Substrats geprägt (Abb. 3). Da K_n den bestimmenden Anteil an der Summe von K_n + austauschbarem K (K_a) und wasserlöslichem K (K_w) ausmacht, trifft die Tiefenverteilung auch für die Summe K_n + K_a + K_w zu. Durch mineralische K-Düngung und dem K im Stallmist wird der Gehalt an K_a + K_w bis in eine Tiefe von 2 ... 2,5 m erhöht und in der Krume erhöht sich der K-Sättigungsgrad von 1,1 % (ungedüngt) auf 5,4 % (NPKCa + Stallmist).

Die Sorptionskapazität des Substrats in 1 bis 3 m Tiefe reicht offenbar aus, um das bis in 2,5 m Tiefe mit dem Sickerwasser verlagerte Kalium zu binden bzw. in schwerlösliches Reserve-K umzuwandeln.

P-Werte

Düngung mit mineralischem Phosphat (NPKCa) und Phosphaten im Stallmist (NPKCa + Stallmist) führen zu einer starken Erhöhung des P_i -Gehaltes in der Ackerkrume (Abb. 4). Diese Erhöhung ist bis in 3 m Tiefe feststellbar. Die P-Gleichgewichtskonzentration, abgeleitet aus P-Sorptionsisothermen, ist dagegen nur in der Krume und im Unterboden bis 60 cm Tiefe stark bzw. deutlich erhöht. Durch Düngung zugeführte Phosphate (besonders in der Stallmistvariante) bleiben offenbar im Wurzelraum löslich (biochemische Dynamik, Rhizosphäreneffekt) wandern in dieser Form abwärts und werden unterhalb des Wurzelraumes in Phosphate der festen Form überführt. Eine Verlagerung unterhalb der Geschiebemergelschicht ist nicht erfolgt.

Literatur

- KRÜGER, W.; PAGEL, H.; BENKENSTEIN, H.: Untersuchungen über den Nährstoffgehalt tieferer Bodenschichten auf Flächen der Dauerversuche Thyrow. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76 (1995), S. 851 - 854
- SCHNIEDER, E.: Die Dauerversuche in Thyrow. In: Dauerfeldversuche, 2. Auflage, Akad. der Landwirtschaftswiss. 1990, S. 205 - 229

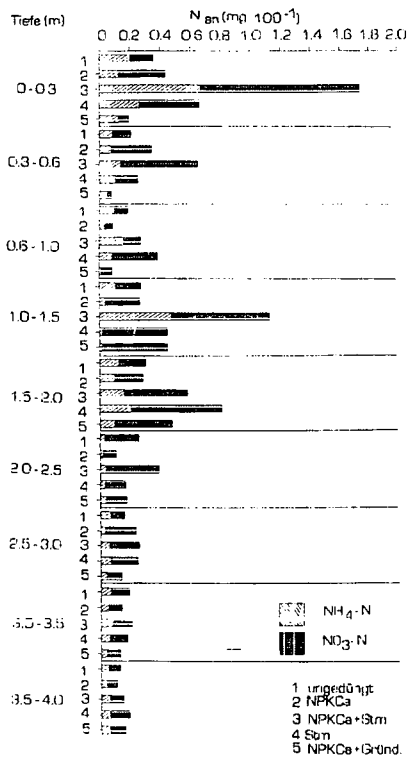


Abb. 2: Ammonium- und Nitratgehalt in verschiedenen Schichttiefen einiger Fütterungsvarianten der Thüringer Decker-Versuche

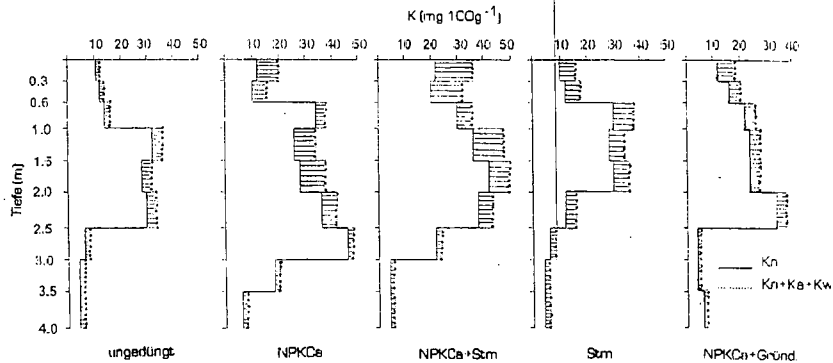


Abb. 3: Nachlieferbares (Kn), austauschbares und wasserlösliches K (Ka+Kw) in verschiedenen Schichttiefen

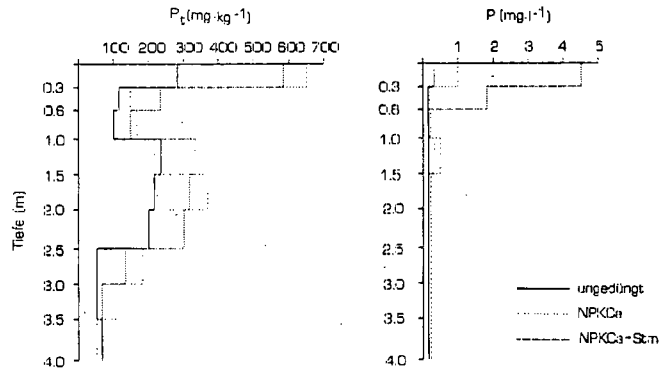


Abb. 4: Tiefenverteilung des Total-P-Gehalts

P-Gleichgewichtskonzentration

Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen ausgewählter Varianten siebzigjähriger Dauerfeldversuche auf Sandboden in Skierniewice (Polen) im Vergleich zur Lößschwarzerde in Bad Lauchstädt

von

Weigel, A. *; Mercik, S. **; Körschens, M. *; Ritzkowski, E. -M. *

1. Einleitung

Für eine optimale Bodennutzung unter Berücksichtigung ökologischer Belange nimmt die Charakterisierung der organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung eine Schlüsselstellung ein, da sie sowohl die Stickstoffbereitstellung für die Pflanzen als auch das Ausmaß der Stickstoffverluste durch Verlagerung und Denitrifikation entscheidend beeinflusst.

Veränderungen der C- und N-Gehalte sind innerhalb weniger Jahre kaum meßbar und erfordern aufgrund ihrer großen Variabilität einen hohen Stichprobenumfang. In diesem Zusammenhang gewinnen Dauerversuche an Bedeutung, da sie die Quantifizierung von Langzeitwirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme auf Bodeneigenschaften und Stoffkreisläufe ermöglichen. Ergebnisse aus Dauerversuchen zeigen, daß sich nach langjähriger, gleichbleibender Behandlung ein Fließgleichgewicht des C- und N-Gehaltes im Boden auf einem standort- und bewirtschaftungsabhängigem Niveau einstellt. Dies gestattet die Ableitung von Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen durch Input-Output-Vergleich.

2. Material und Methoden

Im Rahmen eines EU-Projektes wurden langjährige Datenreihen von Dauerversuchen unterschiedlicher Standorte zur Beschreibung und Quantifizierung der C- und N-Dynamik untersucht. Vorgestellt werden 30jährige Ergebnisse eines 1923 angelegten Dauerversuches in Skierniewice (Polen) und des Statischen Düngungsversuches in Bad Lauchstädt (Anlagejahr 1902). Die Versuche sind auf Grund einheitlicher Fragestellungen vergleichbar, dagegen sind bei den Standortbedingungen große Unterschiede zu verzeichnen. Eine kurze Übersicht der wichtigsten Standortcharakteristika und der ausgewählten Versuchsvarianten befindet sich in Tabelle 1.

Tabelle 1: Standortcharakteristika und ausgewählte Versuchsvarianten der untersuchten Dauerversuche

Versuch (Land)	Skierniewice (Polen)	Bad Lauchstädt (Deutschland)
Anlagejahr	1923	1902
Jahresniederschlag	520 mm	484 mm
Jahresmitteltemperatur	7,9°C	8,7°C
Bodenart	lehmniger Sand (Bändersandbraunerde)	Lehm (Lößschwarzerde)
Humusgehalt	1,3 %	3,6 %
Tongehalt	7 %	21 %
Fruchtarten	Feld „D“ Roggenmonokultur Feld „A“ freie Fruchtfolge	Fruchtfolge: W.-Weizen, Z.-Rüben, S.-Gerste, Kartoffeln
ausgewählte Düngungsvarianten	Feld „D“ Ca NPK 20 t Stalldung a ⁻¹ Feld „A“ Ca NPK	ohne Düngung NPK 30 t Stalldung. 2a ⁻¹ 30 t Stalldung. 2a ⁻¹ +NPK

^{*)} UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str. 44, D - 06246 Bad Lauchstädt,

^{**)} Landw. Universität Warschau, ul. Rakowiecka 26/30, P - 02-528 Warschau.

Für ausgewählte Düngungsvarianten (organisch, mineralisch, ohne Düngung) sind anhand von 30jährigen Datenreihen für den Zeitraum 1965-1994 Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen durch Gegenüberstellung von Input in Form von eingebrachter Düngermenge und Output- d. h. der Entzug durch die Pflanze- berechnet worden.

In Skierniewice ist die mineralische N-Düngung innerhalb der letzten 30 Jahre von 45 kg auf 60 kg und seit 1976 auf 90 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ angehoben worden (vgl. Ritzkowski et al., dieser Band). Jährlich werden 20 t $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ Stalldung ($\bar{x} = 100 \text{ kg } N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) ausgebracht. Die Stickstoffdüngung in Bad Lauchstädt erfolgt fruchtartenspezifisch. Im Durchschnitt der letzten 30 Jahre wurden $110 \text{ kg } \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ mineralischer Stickstoff verabreicht. Die organische Variante erhält 30 t ha^{-1} Stalldung jedes zweite Jahr zur Hackfrucht ($\bar{x} = 93 \text{ kg } N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Stickstoffbilanzen

Abbildung 1 enthält die Stickstoffbilanzen der organischen und mineralischen Düngungsvarianten der Roggenmonokultur des Standortes Skierniewice und des Statischen Düngungsversuches in jeweils vierjährigen Abschnitten, welche einer Rotation des Bad Lauchstädter Versuchs entsprechen.

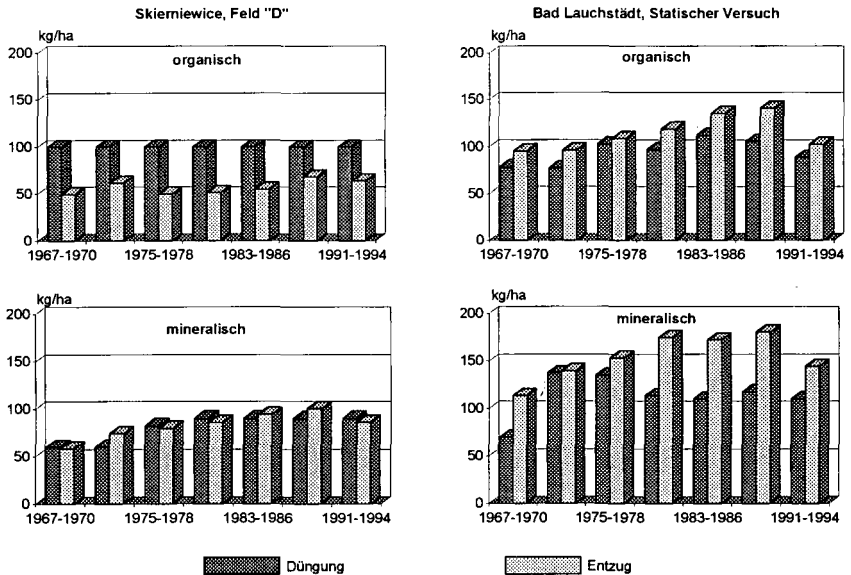


Abb. 1: Stickstoffbilanzen organischer und mineralischer Düngungsvarianten eines Dauerversuches auf einer Bändersandbraunerde (Skierniewice, Polen) im Vergleich zum Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt

Die organisch gedüngte Variante des Skierniewicer Versuchs weist über den gesamten Zeitraum hohe N-Verluste von fast 50 % der eingesetzten N-Menge auf, während in Bad Lauchstädt die N-Entzüge in allen Perioden die eingesetzte N-Menge übersteigen. Hier zeigen sich deutlich die günstigen Bedingungen am Standort Bad Lauchstädt. Der aus dem Stallung freigesetzte Stickstoff ist auf der tiefgründigen Lössschwarzerde mit ihrer hohen Sorptionskapazität und Durchwurzelungstiefe für die Pflanzen lange nutzbar und kann innerhalb der Fruchtfolge auch von der Getreidenachfrucht noch aufgenommen werden. Dagegen geht der mineralisierte Stallung-N auf dem sorptionsschwachen Sandboden zu Zeiten, in denen keine sofortige Pflanzenaufnahme erfolgt, schnell durch Auswaschung verloren. Die N-Bilanz für die mineralisch gedüngte Variante des Skierniewicer Sandbodens ist im Vergleich zur organischen Düngung

wesentlich günstiger, da die Pflanzenerträge und damit die N-Entzüge bei Mineraldüngung deutlich höher sind und der eingebrachten Nährstoffmenge entsprechen. Parallel zum Anstieg der Mineraldüngung im Laufe des Zeitraums stieg auch der Pflanzenentzug, was zeigt, daß auch die höheren N-Mengen von den Pflanzen ertraglich umgesetzt werden konnten. Dies beweist, daß bei einer dem Ertragspotential des Standorts entsprechenden Düngerbemessung und einer sachgemäßen Anwendung der mineralische Stickstoffdünger auch auf Sandböden verlustarm eingesetzt werden kann und steigende Erträge bringt.

Der Vergleich der organischen und mineralischen Varianten zeigt auch im Bad Lauchstädter Versuch die Vorteilswirkung der Mineraldüngung. Während die zugeführte N-Menge in beiden Düngungsvarianten nahezu gleich ist, sind die N-Entzüge der Mineraldüngungsvariante mit durchschnittlich $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gegenüber 110 kg N der organischen Variante deutlich höher. Vor allem seit Bemessung der N-Düngung auf N_{min} -Basis übersteigen die N-Entzüge in allen Perioden die N-Zufuhr beträchtlich, d.h. das auch ein Teil der N-Immission noch ertraglich umgesetzt werden konnte.

Der Stickstoffentzug der Parzellen ohne Düngung kann unter der Voraussetzung des Fließgleichgewichtes, d.h. unveränderter Boden-N-Gehalte, als Maß für den atmosphärischen Stickstoffeintrag in das System Boden-Pflanze herangezogen werden. Abbildung 2 enthält die Stickstoffentzüge der Nullvarianten beider Versuche, ebenfalls in vierjährigen Abschnitten, ab 1967.

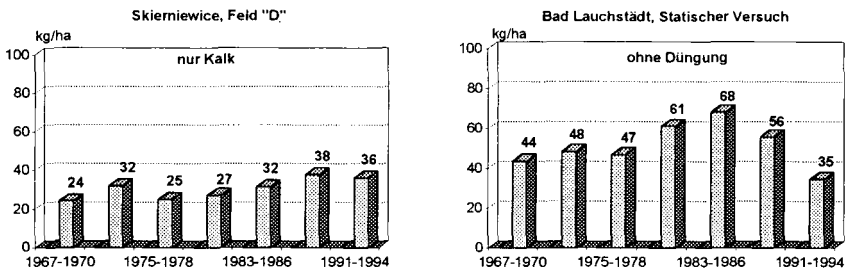


Abb. 2: Stickstoffentzüge von der Nullvariante eines Dauerversuches auf einer Bändersandbraunerde (Skierniewice, Polen) im Vergleich zum Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstadt

Der N-Entzug ist in Skierniewice seit Beginn der achtziger Jahre auf über $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ angestiegen. Nachdem in Bad Lauchstadt von 1979 bis 1986 Werte von mehr als $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ermittelt worden sind, gingen die N-Entzüge wieder geringfügig zurück. Der deutlich niedrigere Wert des letzten Vierjahresintervalls resultiert aus den besonders trockenen Bedingungen dieses Zeitraumes und kann noch nicht als genereller Rückgang der N-Immission gesehen werden. Im Durchschnitt der letzten 30 Jahre sind auf der Schlaghälfte 2 des Lauchstädter Versuches $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ N-Entzug von der Nullparzelle ermittelt worden. Dieser Wert entspricht den Ergebnissen der direkten Depositionsmessungen von $51 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Russow et al., 1995).

Geht man davon aus, daß auf dem Sandboden in Skierniewice ein großer Teil der Stickstoffdeposition nicht von den Pflanzen genutzt werden kann, da er auf Grund der geringeren Sorptionskapazität des Standortes schnell aus dem Wurzelraum ausgewaschen wird, so hat der atmosphärische Stickstoffeintrag in Skierniewice eine dem Lauchstädter Standort vergleichbare Größenordnung. Nach Körschens et al. (1994) zeigen auch die Ergebnisse anderer europäischer Dauerversuche, daß nicht nur regional, sondern großräumig von einer Stickstoffdeposition von $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und mehr ausgegangen werden kann. Diese N-Mengen müssen bei der Düngerbemessung berücksichtigt werden.

3.2. Kohlenstoffbilanzen

Die Rolle des Bodens in der globalen CO_2 -Bilanz wird derzeit noch kontrovers diskutiert. Als ein Weg, den Boden als C-Senke zu nutzen, wird in der Literatur vielfach die Anhebung seines Humusniveaus geschon. Anhand von Dauer Versuchsergebnissen verschiedener Standorte konnte nachgewiesen werden, daß die Möglichkeiten hierzu sehr begrenzt sind. Durch Einbringung von großen Mengen an organischer Substanz werden die mikrobiellen Umsetzungsprozesse gesteigert, was eine hohe CO_2 - und Nährstofffreisetzung verursacht und zu Verlusten führt. Vielmehr sollte das Potential des Bodens zur Produktion pflanzlicher Biomasse genutzt werden und diese, wo sie nicht als Nahrungsmittel benötigt werden, zum Ersatz von

Rohstoffen und fossilen Energieträgern dienen. Abbildung 3 enthält die Kohlenstoffbilanzen der ausgewerteten Versuche im Durchschnitt der letzten 30 Jahre.

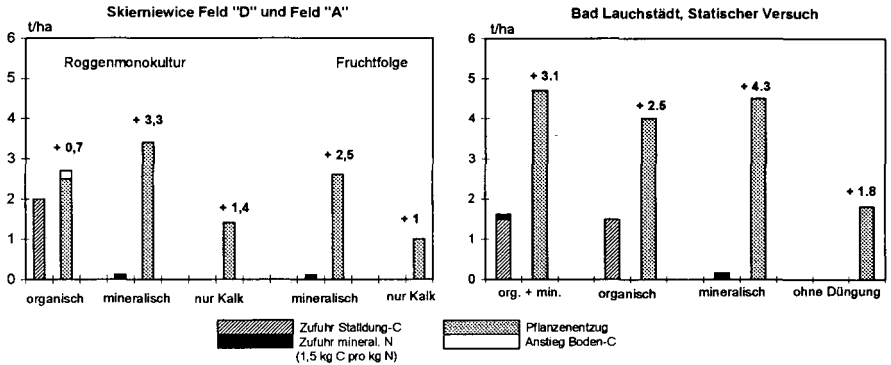


Abb. 3: Kohlenstoffbilanzen ausgewählter Düngungsvarianten eines Dauerversuches auf einer Bändersandbraunerde (Skierniewice, Polen) im Vergleich zum Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt, 1965-1994

An beiden Standorten liegen die gleichen Relationen zwischen den einzelnen Düngungsvarianten vor. Bei einem Vergleich der Differenzen zwischen Input, in Form von Stalldung-C und/oder dem für die Produktion des Mineral-N benötigten C, und dem pflanzlichen Output weist an beiden Standorten die Mineraldüngung die beste C-Bilanz verbunden mit den geringsten CO₂-Verlusten auf. Am Standort Skierniewice belegen die Bodenuntersuchungen, daß der Kohlenstoffgehalt der Variante mit 20 t.ha⁻¹.a⁻¹ Stalldung immer noch steigt. Die Steigerung des C-Gehaltes betrug in den letzten 30 Jahren 0,16 %, was einer C-Menge von jährlich 0,36 t.ha⁻¹ entspricht und sich auf die Bilanz kaum auswirkt. Der jährliche Anstieg des Boden-C-Gehaltes wird sich in den kommenden Jahren mit Annäherung an das dem organischen Input und Standort entsprechenden Gleichgewichtsniveau weiter verringern.

Auch in Bad Lauchstädt hat aufgrund des hohen C-Inputs durch den Stalldung und der geringeren Ertragsleistung die Bilanz der organischen Variante die ungünstigste Input-Output Relation. Durch Einsatz des mineralischen Stickstoffs in der organisch-mineralischen Variante konnte der Pflanzenertrag und damit der C-Output im Vergleich zur organischen Variante gesteigert und damit die C-Bilanz verbessert werden.

4. Zusammenfassung

Die positiven Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen der Mineraldüngungsvarianten des Schwarzerdestandortes Bad Lauchstädt wurden häufig den günstigen Standortbedingungen zugeschrieben. Aus den vorgestellten Dauerversuchsergebnissen des Sandstandortes Skierniewice wird ersichtlich, daß die Mineraldüngung bei einer dem Ertragspotential des Standortes entsprechenden Bemessung auch auf dem Sandstandort verlustarm eingesetzt werden kann und gute Erträge bringt. Der N-Eintrag aus der Atmosphäre kann mit rund 50 kg .ha⁻¹.a⁻¹ kalkuliert werden und wird unter den sehr günstigen Standortbedingungen in Bad Lauchstädt größtenteils in Ertrag umgesetzt.

Literatur

Körschens, M., Stegemann, K., Pfefferkorn, A., Weise, V., Müller, A.: Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig (1994), 180 S.
Ritzkowski, E.-M., Mercik, S., Weigel, A., Körschens, M.: Ertragsentwicklung in Dauerversuchen auf Sandboden. Poster zur Tagung „Bewirtschaftung von Sandböden, Ertrags- und Gefährdungspotential“ am 28. und 29. März 1996 in Berlin
Russow, R., Faust, H., Dittrich, P., Schmidt, G., Mehlert, S., Sich, I.: Untersuchungen zur N-Transformation und zum N-Transfer in ausgewählten Agrarökosystemen mittels der Stabilisotopentechnik. In: Körschens, M., Mahn, E.-G.: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig (1995), 568 S.

Möglichkeiten und Grenzen einer Humusanreicherung von Sandböden

von

Körschens, M.¹⁾

Der Humus- bzw. Kohlenstoffgehalt ist für die Ertragsfähigkeit sandiger Böden von entscheidender Bedeutung. Aufgrund ihres geringen Tongehaltes und der engen Korrelation zwischen Ton und Kohlenstoff (KÖRSCHENS, 1981, u. a.) haben sie auch nur einen sehr geringen Gehalt an „Dauerhumus“ oder auch „inertem Kohlenstoff“ (C_i). Bedingt durch die relativ hohe Mineralisierungsintensität, die im Vergleich zu Lehm- und Tonböden das eineinhalb- bis zweifache ausmacht, ist auch der Gehalt an umsetzbarem Kohlenstoff vergleichsweise gering. So betragen z. B. die Gesamtgehalte an C_{org} bei annähernd gleicher Fruchtfolge und Düngung auf dem Sandboden in Thyrow 0,7 %, auf der Lößschwarzerde in Bad Lauchstädt jedoch 2,3 %. Dementsprechend sind auch die Unterschiede in den Bodeneigenschaften sehr groß. Beispielsweise beträgt die Sorptionskapazität in Thyrow 5,6 mval, in Bad Lauchstädt 31 mval und die Wasserkapazität 17 M-% gegenüber 34 M-%. Eine Anhebung des C-Gehaltes der leichten Sandböden wäre aus dieser Sicht also durchaus wünschenswert, ist aber mit einem hohen Aufwand an organischer Primärschubstanz (Stalldung, Ernterückstände, Kompost, Stroh etc.) verbunden und bringt zwangsläufig Verluste oder auch Belastungen mit sich.

2. Material und Methode

Untersuchungen zur Frage einer Humusanreicherung erfordern Dauerfeldversuche mit einer Laufzeit von mindestens 20 Jahren. Für die vorliegende Arbeit wurden die Ergebnisse der in Tabelle 1 aufgeführten Dauerversuche auf Sandböden mit einem Tongehalt bis zu 8 % verwendet.

Tabelle 1: Übersicht über die in die Auswertung einbezogenen Dauerdüngungsversuche

Nr. Versuchsort	Ton %	Stalldung t/ha.a	Anbauverh. Hackf./Getr./Son.	Versuchs- jahre	Autor
1. Thyrow, Bodenfr.-Vers.	3	20	33/67/-	51	Schnieder, 1990
2. Thyrow, Nährst.-Mangelvers.	3	15	50/50/-	51	Schnieder, 1990
3. Groß Kreutz (P 60)	2	8	33 /67/ -	30	Asmus, 1990
4. Groß Kreutz (M 4)	2	49	50/50/ -	20	Asmus, 1990
5. Müncheberg	5	14	50/50/ -	30	Rogasik, 1995
6. Spröda	6	10	50 /50/ -	25	Ansorge, 1992
7. Bad Salzungen	2	10	50/50/ -	25	Ansorge, 1992
8. Seehausen, Fruchtfr.-Düng.	8	10	40/60/ -	33	Leithold, 1992
9. Seehausen, Kombinat.-Vers.	8	30	40/60/ -	23	Hülsbergen, 1992
10. Skierniewice, (Polen)	5	20	Roggen Mono	70	Mercik, 1993
11. Dülmen	5	8	33/67/ -	35	Wollring, 1995

¹⁾ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt

Von diesen Versuchen wurden, soweit angegeben, die Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalte im Bearbeitungshorizont der Prüfglieder:

Ohne Düngung, NPK, Stallung sowie Stallung + NPK

einbezogen.

Die Versuche liegen in klimatisch vergleichbaren Regionen. Die Spannweite der Jahresdurchschnittstemperaturen beträgt 7,7 bis 9,0 °C, die der jährlichen Niederschläge 520 bis 790 mm.

3. Ergebnisse

In Abb. 1 sind die C-Gehalte von 11 Dauerversuchen jeweils für die ungedüngte Variante, entsprechend dem inertem C-Gehalt, für die ausschließlich mineralisch gedüngte Variante und für die Variante mit Stallung + NPK angegeben. Der Tongehalt der einbezogenen Versuchsstandorte liegt zwischen 2 und 8 %, entsprechend steigt auch der inerte C-Gehalt weitgehend parallel mit dem Tongehalt. Der hohe C-Gehalt von Dülmen ist zusätzlich durch den Grundwassereinfluß bedingt. Bei Grundwassereinfluß liegt der inerte C-Gehalt etwa 0,2 bis 0,3 % C höher als ohne Grundwassereinfluß (KÖRSCHENS, 1981).

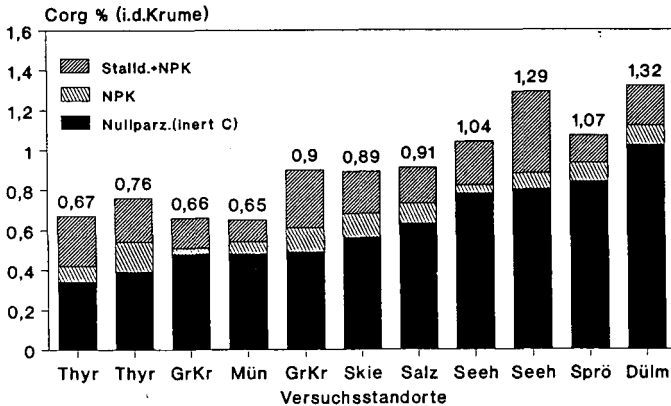


Abbildung 1: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den C-Gehalt von Sandböden in ausgewählten Dauerversuchen

Der Gehalt an umsetzbarem Kohlenstoff liegt zwischen 0,17 % (Müncheberg mit 140 dt/ha.a Stallung + NPK) und 0,49 % (Seehausen, 300 dt/ha.a Stallung + NPK).

Die Wirkung der Mineraldüngung ist in allen Fällen positiv, macht jedoch im Durchschnitt nur 0,09 % C bei einer Spannweite von 0,03 bis 0,15 % C aus.

Abb. 2 zeigt vergleichbare Ergebnisse bei den N-Gehalten, hier liegen allerdings nur die Werte von fünf Dauerversuchen vor.

In Abb. 3 ist der Einfluß des Stallungs auf den C-Gehalt im Bearbeitungshorizont, einmal bezogen auf die insgesamt aufgewendete Stallungsmenge und zum anderen berechnet für jeweils 10 t/ha.a Stallung, dargestellt. Im Durchschnitt aller einbezogenen Versuche wird mit einer jährlichen Anwendung von 10 t/ha Stallung, entsprechend 9 dt/ha Kohlenstoff, im Zustand des Fließgleichgewichtes eine Niveauerhöhung um 0,12 % C erreicht. Dies entspricht einer Kohlenstoffmenge von rd. 50 dt/ha.

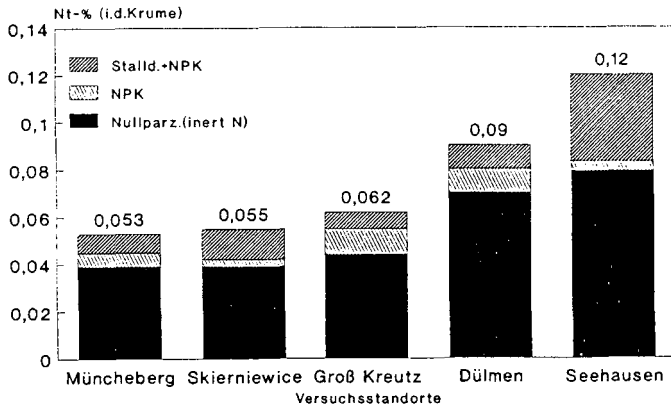


Abbildung 2: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den N_t-Gehalt von Sandböden in ausgewählten Dauerversuchen

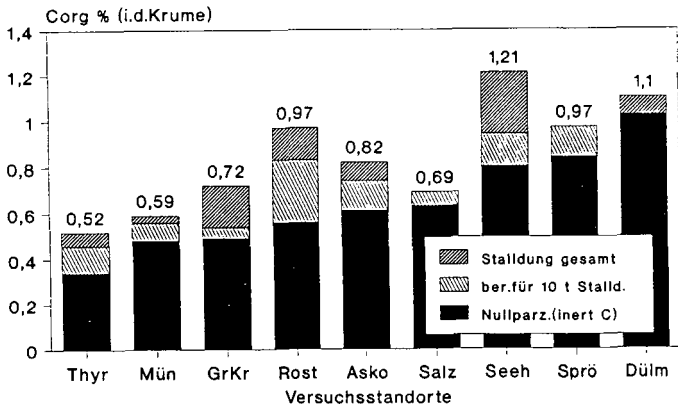


Abbildung 3: Einfluß einer Stallmistdüngung auf den C-Gehalt von Sandböden in ausgewählten Dauerversuchen

4. Diskussion

Aus den dargestellten Ergebnissen wird deutlich, daß die praktischen Möglichkeiten zur Erhöhung des Humusgehaltes von Sandböden sehr begrenzt sind. Selbst bei einem zusätzlichen Einsatz von 10 t/ha a Stallung, was, grob gerechnet, einer Erhöhung des Viehbesatzes um 1 GV/ha gleichkommt, würde der C-Gehalt nur um wenig mehr als 0,1 % ansteigen. Weitere Erhöhungen etwa in gleicher Größenordnung wären durch den Anbau von Gras und Kleegras in die Fruchtfolge

möglich. In der Summe kann auf Ackerland ein Gehalt an umsetzbarem C von 0,3 bis 0,4 % erreicht werden, 0,5 % sind schon fast unerreichbar. Daraus ergeben sich zunächst Grenzen aus der Sicht der zur Verfügung stehenden organischen Primärsubstanz. Ein zweiter Gesichtspunkt ist die mit dem Einsatz erhöhter Mengen an organischer Düngung aus der Tierproduktion verbundene Umweltbelastung. Mit 20 t/ha.a Stallung werden annähernd 150 kgN/ha ausgebracht. Einschließlich der 50 kgN/ha.a aus der atmosphärischen N-Deposition beträgt der N-input rd. 200 kg/ha.a, ohne Berücksichtigung jeglicher Mineraldüngung. Dem steht ein Entzug bei einem Ertrag von beispielsweise 50 GE/ha von 120 kgN/ha gegenüber, d. h. Verluste in der Größenordnung, wie sie gegenwärtig noch dem Durchschnitt der Bundesrepublik entsprechen, aber in Zukunft nicht mehr geduldet werden können, sind vorprogrammiert. Diese Negativbilanz trifft aber nicht nur für Stickstoff zu, sondern ebenfalls für Phosphor. Mit 20 t/ha Stallung werden etwa 40 kgP/ha.a ausgebracht. Diese Menge liegt über dem durchschnittlichen Entzug bei Berücksichtigung der möglichen Erträge, so daß auch hier zumindest ein Luxuskonsum betrieben wird.

Theoretisch ist eine Erhöhung der C-Gehalte auch mit anderer organischer Primärsubstanz (Stroh, Gründüngung etc.) möglich, die nicht die Gefahr einer überhöhten Nährstoffzufuhr einschließt. Der Kohlenstoff wird jedoch nur mit einem C/N-Verhältnis von etwa 10 in die organische Substanz des Bodens eingebaut, und damit ist ein erhöhter Humusgehalt zwangsläufig mit einer gesteigerten Mineralisierung und N-Freisetzung verbunden, auch zu Zeiten, in denen der Stickstoff nicht von den Pflanzen benötigt und aufgenommen wird. Dabei ist außerdem zu berücksichtigen, daß die Gefahr von N-Verlusten auf Sandböden aufgrund der höheren Mineralisierungsintensität und der größeren Wasserdurchlässigkeit ungleich größer ist als auf Lehmböden.

Zusammenfassend ist zu schlußfolgern:

Der Gehalt an umsetzbarem Kohlenstoff liegt in den in die Untersuchung einbezogenen 11 Dauerdüngungsversuchen zwischen 0,17 und 0,49 %, im Mittel bei 0,3 %. Gehalte über 0,4 % sind nur mit unverhältnismäßig hohen Aufwendungen an organischer Primärsubstanz zu erreichen. Werte über 0,5 % umsetzbarem C sind einerseits ohne praktische Bedeutung und andererseits zwangsläufig mit Stickstoffverlusten und ungünstigen Kohlenstoffbilanzen verbunden und stellen damit eine Umweltbelastung dar.

Die bodenverbessernde Wirkung der organischen Substanz des Bodens auf den Ertrag, berechnet aus der Differenz zwischen den Erträgen der optimalen Mineraldüngung und der optimalen Kombination organisch-mineralischer Düngung in Dauerdüngungsversuchen, kann mit etwa 10 % angenommen werden. Unter Berücksichtigung aller genannten Aspekte ergibt sich für ackerbaulich genutzte, grundwasserferne Sandböden unter den untersuchten klimatischen Bedingungen ein anzustrebender Gehalt an umsetzbarem Kohlenstoff von 0,3 bis 0,4 %.

Die zitierte Literatur ist beim Autor einzusehen

Pflanzenbauliche Probleme der ökologischen Sandboden-Bewirtschaftung: Funktion der Leguminosen, Queckenbekämpfung

von

Simon, W.¹

Ökologische Landwirtschaft und umweltbewußtes Leben werden häufig als Verzicht und Askese interpretiert. Das ist eine gezielt abwertende Darstellung. Vielmehr geht es um eine Selbstbefreiung vom konsumorientierten Leben und um eine relative Reduzierung des Diktats der Industrie. Etwas weniger und dafür gesündere, chemisch weniger belastete Nahrungsmittel zu erzeugen ist im ökologischen Landbau deshalb Ziel und Ergebnis zugleich. Darin sehe ich das Wegweisende der ökologischen Landwirtschaft.

In dem Dissens zwischen Hunger und Überproduktion - mit verfehlter Subventionspolitik - heißt das andere Extrem Maximalprofit durch Reduzierung der bei uns so teuren Arbeitskraft zugunsten von Chemie und Technik, oft ohne Rücksicht auf irreparable Umweltschäden. Extreme Handlungen mahnen zur Einsicht, die immer besser ist als das Ausbügeln von Katastrophen. Unser Wissen über vernünftige Produktion mit vernünftigem Einsatz von Produktionsmitteln ohne gefährdende Umweltbelastung ist bereits so groß, daß im Kompromiß - wie so oft - das Ziel liegt. Der Vernunft der Landwirte können wir sicher sein, sofern ihnen auch auf Grenzstandorten mit erschwerter oder geringerer Produktivität staatlicherseits Existenz und Lebensqualität gesichert werden, auch unter dem Aspekt der Erhaltung unserer von der Bevölkerung angenommenen Landschaft. Aber von Ideologie allein kann der Landwirt nicht leben. Die Politik ist diesbezüglich mehr gefordert als die Forschung.

In Vorbereitung dieses Kurzreferates habe ich meine 600seitige Monografie „Sandige Ackerböden - Bodenkunde, Pflanzenbau und Ökonomie“ durchgesehen, die in den 50er Jahren² noch unter nahezu ökologischen Bedingungen erarbeitet worden ist und noch immer grundsätzliche Erfahrungen zur Bewirtschaftung sandiger Böden vermittelt. Nach 40jähriger analytisch-thematischer Arbeit sind nachstehend zwei synthetische Aussagen gesondert zu betrachten.

1. Funktion der Leguminosen

Der ökologische Sandbodenbetrieb ist auf die N-Versorgung durch Leguminosen angewiesen. Es ist hier mit weitgehender Proportionalität zwischen N-Produktion und Fruchtfolgeertrag der Nichtleguminosen zu rechnen. Denn die N-Nachlieferung aus umgesetzten sog. Dauerhumus ist hier nahezu bedeutungslos. Nutzbar sind hier fünf, meistens nur kurzfristig wirksame N-Quellen: Ernterückstände der Leguminosen², N in organischen Düngern aus Leguminosen-Verfütterung, N-Sekretion in die Bodenlösung während der Vegetation, atmogener Stickstoffeintrag, N-Bodenvorrat (s. Tab. 1-4), künftig beachtbar freilebende N-fixierende Bodenorganismen.

Mit etwa dieser N-Verfügbarkeit kann der Sandbauer in Mitteleuropa - ohne Zukauf synthetischer N-Dünger - kalkulieren. Die N-Verwertung selbst ist stark abhängig von der Zeit und Methode der Einarbeitung der Leguminosen und von der verwendeten Nachfrucht. Unter günstigen Bedingungen kann mit 65-75 % Effizienz des in den Boden eingebrachten Stickstoffs gerechnet werden. Günstig sind:

- a) Umbruch der Leguminosen erst im Spätwinter/Vorfrühjahr.
- b) Möglichst tiefe Einarbeitung (≥ 20 cm tief) mit Vorschäler; verfaulen oder verschimmeln ist nicht zu befürchten; die Folgefrucht wurzelt tiefer (bildet im Zerfallsbereich der organischen Substanz die größte Wurzelmasse) und ist selber besser dürregeschützt.
- c) Die legume Vorfrucht soll entweder abgefroren oder gemulcht eingearbeitet werden (niemals als frisches „Langgut“).

¹ 19061 Schwerin-Krebsförden, Zum Schulacker 132

² Deutscher Landw. Verlag Berlin 1960

- d) Zu überwinternden Nachfrüchten ist erst direkt vor der Saat zu pflügen (keine pfluglose Einarbeitung), mit Packer und Walzen.
- e) Bei etwa 20 bis ≤ 25 % Ertragsanteil an nichtlegumenen Partnern (Gräser/Kruziferen) in legumenen Gemengen erfolgt durch die N-Sekretion (Tab. 3) eine/deren vollständige N-Versorgung und dadurch wird zugleich eine nachhaltigere N-Wirkung infolge langsamerer N-Umsetzung der Gräser erzielt. Dies führt auch zu geringerer N-Auswaschung im Winter (Tab. 4).
- f) Erreichbar ist dies auch durch eine Gräser- oder Kruziferen-Nachsaat in Körnerleguminosen (nach der letzten mechanischen Pflege bzw. mit dieser - als Breitsaat - kombiniert) z. B. 6 kg/ha Welsches Weidelgras in Körnerlupinen oder Erbsen. Bei zu früher Nachsaat oder zu großer Saatmenge der Gräser wirkt deren Wasserverbrauch in Trockenlagen ertragsdepressiv.
- g) Die N-Assimilation der Leguminosen ist abhängig von der Bodentemperatur (≥ 6 °C) und der Vegetationsdauer. Legume Stoppelfrüchte beginnen in der Regel erst nach ≥ 5 Wochen mit der N-Selbstversorgung; bis dahin wird zum Stoffaufbau mehr N verbraucht als assimiliert. Saatzeiten nach dem 1. August bringen deshalb meistens nur noch wenig N-Gewinn (Ausnahme Serradella, bis ~ 10 . August).
- h) Die Wirkung der Saatgutimpfung mit spezifischen Rhizobienkulturen beim Erstanbau bzw. nach langen Anbaupausen wird in praxi durchweg unterschätzt.
- i) In der Kombination von legumener Vorfrucht (-gemenge) mit einer kleinen Stallunggabe, gemeinsam eingemulcht, danach, ebenfalls sofort, mit Vorschäler tief eingepflügt, liegt der größte Düngungseffekt, und zwar sowohl in der Initialwirkung als auch in der Nachhaltigkeit.

Die Kunst des Ökobauern besteht in der Einhaltung und Nutzung dieser o.g. Erkenntnisse. Unter ungünstigen Voraussetzungen kann die N-Effektivität auf ≤ 25 % absinken und damit ein wesentlicher Zweck der Leguminosen fragwürdig werden. Dann können auch ≥ 50 % Leguminosen in der Fruchtfolge die N-Bilanz im Betrieb nicht sichern, während unter günstigen Bedingungen (a-i) etwa 35 % der AF als legume Haupt- und Zwischenfrucht ausreichen.

Zehn Empfehlungen zum Leguminosenanbau in ökologischen Sandbetrieben:

- Die wenigen luzerne- bzw. rotklee-fähigen besseren Böden sind zu 5 - 6 Felderfolgen mit ca. 33 % einmal überwinterdem Hauptfütterbau zusammen zu fassen. Auch pflügefähiges ehemaliges Grasland sollte hierdurch relativ intensiv genutzt werden. Gegenüber dem ertrags- und eiweißarmen Dauergrünland werden erheblich höhere und sichere Erträge erzielt und dies kann in Ökobetrieben zur Stütze der Rinderwirtschaft werden; Klee- bzw. Luzernegras - Aussaat in Silogetreide, z. B. So.Gerste oder Triticale.
- Spezifische Standorteignung läßt rentable Dauernutzung zu, z. B. Luzerne: Aussaat rein, Knaulgras-Nachsaat im 2./3. Jahr, 1 x pflügen nach 5 - 6 Jahren; oder: Perserklee/Einjähr. Weidelgras (10 + 10 kg/ha), Aussaat jährlich auf derselben Fläche, mit 3 bis ≥ 4 x Weide- oder Schnittnutzung.
- Körnerleguminosen, besonders Gelblupinen, auch So. und Wintererbsen, sind als Eiweißträger besonders für Monogastriden unentbehrlich.
- Sandböden mit AZ ~ 23 können durch Wundklee (einschnittig, Heu- oder Saatgutprod.) oder Bitterlupinen in 4-Felderfolgen noch sinnvoll genutzt werden, nachfolgend Wi.Roggen ----> Wi.Roggen + Serradella-Untersaat oder Stoppelfrucht ----> So.Roggen/So.Gerste-Gemenge.
- Legume Untersaaten, sofern Verquackung bzw. mechanische Getreidepflege dies zulassen: Weißklee/Dt. Weidelgras (4+4 kg/ha) in Wi.Gerste oder Triticale, Saat nur $^{11/9}$ ¹; oder Inkarnatklee (16 kg/ha, $^{11/9}$), Nutzung evtl. bei DC 83-85 als Silogetreide; oder Serradella, 35 kg/ha, $^{11/6}$ nur während Tiefdrucklage. Für nachfolgende Strohhackselausbringung sind legume Untersaaten vorzüglich geeignet - mit hohem bodenverbessernden Effekt.
- Legume Stoppelfrucht-Vorzugsvariante: Gelblupinen (auch „bittere“) + Futtererbsen + Serradella (120 + 35 + 10 kg/ha), nur bis $^{11/7}$, in frischen Lagen auch Perserkleegem. (s.o.).
- Rotationsbrache/Stilllegung wird aufge bessert durch Inkarnatklee plus Welschgras (18 + 4 kg/ha), Saat $^{11/8}$, mit Überwinterung, Nachfrucht frühesätes Wintergetreide.
- Die spezifische Ertragsfähigkeit der Sandböden für die legume Saatgutproduktion ist - auch über die Erzeugung von Ökosaatgut hinaus - maximal zu nutzen: Süßlupinen (gelb), Futtererbsen, Serradella, Wi.Wicken, Inkarnatklee, künftig auch Wundklee und Bitterlupinen (z.B. weichschalige „Schwako“). Frühestmögliche Aussaat (mit gewissen Frostrisiko), etwas tiefer gesät, ist für die generative Sicherheit

¹ $^{11/9}$ = 2. Septemberdeckade

entscheidend. Gegenüber besseren Böden ist hier die Mähdruschreife meistens auch ohne Sikkation gegeben.

- Extreme Sandböden (steinig, flachgründig) können durch Wickroggen-Daueranbau in rentabler Nutzung verbleiben: jährliche Nachsaat nur nach „Scheiben“ in den „Auflauf“ um ¹¹/8, Nutzung je nach Entwicklung als Heu, Silage, Saatgut; Verweckung stört nicht.
- Trotz der für alle Leguminosen als wertvoll zu bewertenden P-Rückverlagerung in die Krume und (infolge höheren P-Gehaltes) in den Betriebskreislauf haben alle - neben Ca/Mg/K - einen hohen P-Bedarf (Fruchtfolgedüngung zu Leguminosen!). Bodenverarmung an diesen Nährstoffen gefährdet ihren Anbau. Ökologischer Landbau heißt deshalb nicht völliger Verzicht auf mineralische Düngung.

2. Queckenbekämpfung

Quecken sind in vielen Öko-Sandbetrieben zum Fluch geworden. Obwohl es sichere, rel. umweltverträgliche Graminizide gibt, müssen (gem. Weisung) energieaufwendige mechanische Maßnahmen durchgeführt werden, denn deren Unterlassung kann jegliche Bodennutzung infrage stellen (Über Konzessionen sollte befunden werden!). Einsparung ist möglich, wenn in 4-5jährigem Abstand die Quacken quasi rezeptartig vernichtet werden:

- a) Direkt nach Wi.Roggen ist die Quecke im labilen Zustand, die Rhizome haben sich verausgabt.
- b) Einsatz scharfer Scheibeneggen, über kreuz, ≥ 12 km/h, flach, nur bei trockenem Boden (im feuchten Sommer fast unmöglich!); bei Regenwetter sofort aufhören.
- c) Nach 3-5 Tagen Einsatz schwerer Eggen/Striegel, ≥ 12 km/h.
- d) Nach weiteren 3-5 Tagen evtl. Scheiben/Eggen wiederholen oder schwer walzen (glatte, dichte Oberfläche vor dem Pflügen).
- e) Anschließend sofort $\geq 25-30$ cm tief pflügen - als tiefste Furche der Fruchtfolge.
- f) Gepflügt wird hierbei nur mit großem Scheibensech und Vorschäler; Begründung: Die Queckenrhizome gehen nur maximal 12 cm tief; diese Schicht ist sauber abzuschneiden (Sech) und durch den Vorschäler zu unterfassen, und tief auf der Pflugssole abzulegen. Wegen Verstopfungsgefahr muß der Vorschäler ≥ 25 cm vor dem Hauptkörper arbeiten.
- g) Nach dem Pflügen (zwecks oberflächiger Einebnung möglichst mit leichtem Schleppbalken) darf nicht geeget werden.
- h) Zur Wintergetreidebestellung - unbedingt ¹¹/9 - mit Netzeggen nur flach auflockern; blindstriegeln nach 4-6 Tagen sowie striegeln (besser Netzeggen) beim 3./4. Blatt, auch bei Roggen.
- i) Bei konsequenter Einhaltung der o.g. Vorgabe (a-h), ohne Kompromisse, ist die Quecke weitestgehend vernichtet; ein „bischen Bekämpfung“ sowie mechanische Pflege im Frühjahr und Herbst (außer in Hackfrüchten) ist sinnlos, also richtig oder gar nicht.

3. Zusammenfassung

Die ökologische Bewirtschaftung sandiger Ackerböden erfordert besonderes ackerbauliches Gespür und Fachwissen. Dies kann wegweisend werden (nicht verabsolutiert) für die künftig weitgehend umweltschonende Agrarproduktion im Rahmen des integrierten Landbaues. Hierzu werden spezifische Erfahrungen mit allgemeiner praktischer Nutzenanwendung vermittelt, besonders zur Bedeutung und betrieblichen Einordnung der Leguminosen sowie zur „rezeptartigen“ mechanischen Queckenbekämpfung.

Tabelle 1

Ernterückstände der Leguminosen auf sandigen Ackerböden

(Zusammenfassung nach verschiedenen Literaturangaben; Basis = eigene Ergebnisse)

Art/Gemenge	dt TS/ha	\bar{x} % N/TS ¹⁾	Δ N-Rückstände gesamt kg/ha
- mehrj. legume Gemenge (Klee, Luz.) ²⁾	45-65	2,2	100-140
- einj. Körnerleguminosen ³⁾	10-13	2,3	23-30
- Kö.Legum.Stroh	6-10	1,6	10-16
- legume Zwischenfrüchte ²⁾			
. zur Futtermutzung	8-10	2,7	22-27
. z. Gründung ⁴⁾	15 - ≥ 25	≥ 3	45-75

¹⁾ Mit zunehmendem physiologischen Alter der Erntepflanzen (grün ----> reif) nimmt der \bar{x} -N-Gehalt in den Rückständen ab. Der N-Gehalt der noch lebenden Rhizobium-Knöllchen liegt jeweils etwa 3 mal so hoch.

- ²⁾ Der Anteil an nichtlegumem Partnern (mögl. $\leq 25\%$) ist hierin nicht enthalten, ist zwar N-Speicher, aber nicht N-Produzent.
³⁾ Bei spätreifenden Lupinen (und Ackerbohnen) liegen alle o.g. Werte um ca. 40 % höher (Ernterückstände außer Erntestroh).
⁴⁾ D.h. einschließlich der oberirdischen Aufwuchsmasse.

Tabelle 2

N in organisch. Düngern aus Leguminosen-Verfütterung, für die N-Bilanzierung im Betrieb einzusetzende Werte

Art/Gemenge ¹⁾ (nur Legum. Anteil)	dt TS/ha Ertrag	x % N $\hat{=}$ kg N/ha i.d. TS brutto		Pflanzenver- fügbare Rest N % ²⁾ aus Kot/Harn	N-kg/ha-Anbau- fläche im organi- schen Dünger ³⁾
- mehrjährige Leguminosengem.	50-80	3,1	150-250	≥ 35	60-80
- Körnerlegum. (Korn)	15-20	4-6	60-120	≤ 15	6-8
- legume Zwisch.fr.	10-20	3,3	33-66	≥ 25	12-15

- ¹⁾ nur Leguminosen als „N-Produzenten“
²⁾ Differenz = Verwertung als Tierprodukt + Verluste
³⁾ Diese x-Werte x ha-Anbaufläche sind nach Verfütterung (nicht Verkauf) in die betriebliche N-Bilanz aufzunehmen.

Tabelle 3

N-Sekretion in die Bodenlösung¹⁾ während der Vegetation der Leguminosen

• mehrjährige Leguminosengemenge	30 - 50 kg N/ha.a ²⁾
• Klee-Untersaaten mit Herbstsaat (¹⁾ 9)	15 - 20 kg N/ha.a ²⁾
• legume Stoppelfrüchte, Saat vor 25. Juli ...	10 - 15 kg N/ha.a ²⁾

- ¹⁾ Wirkungsgröße wird in praxi unterschätzt; N-Inkorporierung nur aus Leguminosen (absterbende Wurzeln, Wurzelhaare, Knöllchen)
²⁾ Beigesäte Nichtleguminosen nehmen diesen disponiblen Stickstoff unmittelbar auf, deshalb nachweislich höherer N-Gehalt der Gräser beispielsweise im Klee gras sowie in der Getreidedeckfrucht durch Klee-Untersaat

Tabelle 4

N-Auswaschung auf Sandböden¹⁾

Bodenart	Textur % $\leq 0,02$ mm	Feldwasser- kap. Vol. % FK	Speicherkap. ²⁾ l/m ² - 1 m tief	N-Auswaschung kg N/ha ³⁾		
				unter Ge- treide ⁴⁾	nach Herbst- furche	nach leg. ⁵⁾ Vorfrucht
S	4-5	7,5-8,5	~ 100	30-40	50 - ≥ 80	$\leq 60 - \geq 90$
SI	7-9	9,5-11	~ 150	20-30	30 - ≥ 50	$\leq 40 - \geq 60$
IS ⁶⁾	14-16	14-16	~ 200	$\leq 15-25$	25 - ≥ 40	$\leq 30 - \geq 40$

- ¹⁾ zwecks betrieblicher N-Bilanz vollständigkeitshalber mit angeführt; atmogener N-Eintrag (nach Körschens/Mahn 1995) ca. 50 kg/ha.a
²⁾ auf Sand besonders abhängig vom Humusgehalt; große Schwankungen. Die Erhöhung der C-N-Menge durch gleichzeitige Vertiefung des Ap-Horizontes ist sorptiv und ertraglich wirksamer als die Erhöhung der standorttypischen C-N-Gehalte der Sandböden (Gegensatz zu Lehmböden).
³⁾ aus div. Lysimeterversuchen abgeleitet; N-Austrag fast ausschließlich als NO₃ (Nitrat); Auswaschung als NH₄ bzw. NO₂ (Nitrit) unbedeutend
⁴⁾ N-Auswaschung fast nur in vegetationsloser Zeit, besonders in ersten sechs Wochen nach Vegetationsende (Ausnahme: Starkregen nach der Getreideernte), abhängig u.a. von Niederschlagshöhe und bisheriger Wasserspeicherung
⁵⁾ nichtlegume Beisaaten (Gräser/Kruziferen) verbessern die N-Bindung und -konservierung im Winter, dies gilt für Herbst- und Frühjahrsmischfrüchte; Herbstfurche erhöht die N-Auswaschung gegenüber „abfrieren“ oder einmulchen (Flach, erst im Winter)
⁶⁾ bei wenig Winterregen (Schneehöhe rel. unbedeutend!) und lange anhaltendem Frost sowie bei niedriger \bar{x} Wintertemperatur kaum N-Auswaschung

Strategien zur N-Verlustminimierung beim Körnerleguminosenanbau auf Sandstandorten Nordostdeutschlands in Anbausystemen des organischen und integrierten Landbaus

von

Bachinger, J.; Roth, R.; Wurbs, A.*

1. Einleitung und Problemstellung:

Die Standortverhältnisse in Nordostdeutschland sind durch das Vorherrschen von Sandböden charakterisiert. So beträgt der Anteil von Ackerflächen mit einer Ackerzahl < 31 in Brandenburg 60,7% (WERNER und DABBERT, 1993). Eine Abschätzung aus langjährigen Versuchs- und Praxisdaten ergibt, daß für diese Standorte als Körnerleguminosen nur Lupinen (*Lup. luteus*, *Lup. angustifolius* u. *Lup. albus*) und Futtererbsen (*Pisum sativum*) und als Futterleguminose nur die Luzerne (*Medicago sativa*) anbauwürdig sind.

Die teilweise beträchtlichen, schnell mineralisierbaren Residual-N-Mengen nach Körnerleguminosenanbau stellen gerade auf diesen Standorten wegen der geringen Feldkapazität sandiger Böden ein nicht zu vernachlässigendes Grundwassergefährdungspotential dar. Die Bedeutung von Strategien zur N-Verlustminimierung zeigt sich in dem Ackerflächenanteil von Körnerleguminosen im organischen bzw. im integrierten Landbau in Nordostdeutschland. So liegt der durchschnittliche Anteil von Körnerleguminosen am Fruchtartenverhältnis ökologischer Betriebe in Brandenburg zwischen 6 und 10%. Die gegenwärtig wesentlich geringere Bedeutung im konventionellen Landbau belegen die Anbauanteile des Jahres 1994 im Landkreis Märkisch-Oderland mit einem Körnerleguminosenanteil von 2,4%. Neuere Entwicklungen zur Nutzung von Körnerleguminosen im Bereich nachwachsende Rohstoffe weisen auf absehbare Veränderungen dieses Anbauanteils hin. Der Leguminosenanbau spielt im organischen Landbau eine zentrale Rolle, da in diesem Landnutzungssystem wegen des Verzichtes auf mineralische N-Dünger eine dauerhafte N-Versorgung der nichtlegumigen Kulturpflanzen nur durch die N_2 -Fixierungsleistung der Leguminosen sichergestellt werden kann. Aus Sicht des organischen Landbaus stellt eine Begrünung der Rotationsbracheflächen mit Körnerleguminosen wegen ihrer guten Vorfruchtwirkung, wesentlich bedingt durch ihre hohe N-Fixierungsleistung, eine interessante Variante dar. Die aufgrund des fehlenden N-Exportes nach Mulchung besonders hohen Residual-N-Mengen stellen ein hohes N-Verlustpotential dar und machen Strategien zur N-Verlustminimierung aus ökologischer und ökonomischer Sicht unumgänglich. Dies gilt prinzipiell unter dem Aspekt der Entwicklung umweltverträglicher Anbausysteme auch für den Körnerleguminosenanbau im integrierten Landbau, wenn auch zur Zeit mit geringerer ökonomischer Relevanz auf betrieblicher Ebene.

2. Material und Methoden:

Im Rahmen verschiedener Feldversuche wurde die N-Akkumulation von Leguminosen zum Zeitpunkt der Mulchung (N_t der Sproßmasse) bzw. zur Ernte (Korn) und die der Folgefrüchte zu Vegetationsende bzw. -beginn bestimmt. Zur Abschätzung des N-Verlustpotentials nach Leguminosen wurden zu Vegetationsende N_{\min} -Beprobungen (0-90 cm) sowie Tiefbohrungen (0-330 cm) im Folgejahr durchgeführt.

Die Witterung des Winters 1994/95 und der Vegetationsperiode 1995 läßt sich für die Versuchstandorte Müncheberg und Jahnsfelde wie folgt charakterisieren: Die Durchschnittstemperatur von 12/1994 - 3/1995 lag mit 2,2 °C um 2,7 °C deutlich über dem langjährigen Mittel (-0,5 °C). Die Niederschlagssumme von 3/1995 - 6/1995 erbrachte mit 232,5 mm um 66 mm mehr als das langjährige Mittel (166,5 mm). Die Grundlage der Untersuchungen bildeten folgende Versuche

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg

langjährigen Mittel (166,5 mm). Die Grundlage der Untersuchungen bildeten folgende Versuche an verschiedenen Standorten:

Versuch/Jahr	Standort	Bodenart	AZ	dargestellte Varianten:
V1 1994/95	Müncheberg	S	26	Winterroggen (3 Aussaattermine) Vorfrucht: <i>Lup. luteus</i> (Rotationsbrache/Mulch 28.08.)
V2 1994/95	Dedelow	sL	41	Winterroggen (3 Aussaattermine) Vorfrucht: <i>Lup. albus</i> (Drusch)
V3 1994/95	Jahnsfelde	S	35	Winterroggen (2 Aussaattermine) Vorfrucht: <i>Lup. luteus</i> (Rotationsbrache/Mulch 15.07.)
V4 1995	Müncheberg	S	41	<i>Lup. luteus</i> , <i>Lup. angustifolius</i> , <i>pisum sativum</i> mit/ohne Grasuntersaat, Mulch(16.07.)/Drusch

3. Ergebnisse und Diskussion

Wie aus Tab. 2 zu entnehmen ist, ergaben sich auch für Sandstandorte in den verschiedenen Versuchen zum Mulchtermin beträchtliche N-Akkumulationen bzw. N-Entzüge mit den Körnern. Die bei V4 zum Mulchtermin in der Sproßmasse vorliegenden sehr hohen N-Mengen erklären sich durch die nahezu optimalen Wachstumsbedingungen für die vegetative Entwicklung bis Mitte Juli. Die anschließend trocken-warme Witterung führte zu einer schnellen Abreife der Bestände und ist als Ursache für die im Verhältnis zur N-Akkumulation geringen N-Entzüge durch das Korn (30-45%) zu sehen. Dem gegenüber ermittelten HARTMANN und ALDAG (1989) bei weißer Lupine und Ackerbohne einen Anteil des N-Entzugs an der Gesamt-N-Akkumulation (mit Wurzel) von meist deutlich über 55%. Dabei zeigt sich die Problematik aus den Ernteerträgen die Residual-N-Mengen abzuleiten.

Die in allen Varianten hohen potentiell grundwassergefährdenden Nitratgehalte im Bodenprofil (0-90 cm) zu Vegetationsende (Tab. 1) zeigen deutlich die Notwendigkeit von Anbaustrategien zur N-Verlustminimierung nach Körnerleguminosenanbau. Dabei sind zwei grundlegende Strategien, die zum einen die Modifikation des Anbauverfahrens der Körnerleguminosen und zum anderen die der Folgefrucht betreffen, neben dem klassischen Zwischenfruchtanbau näher zu betrachten.

Tabelle 1: Erträge, N-Entzüge bzw. N-Akkumulation und Bodennitratgehalte (0-90 cm) im Herbst (Ende Okt./Anf. Nov.) von bzw. nach Körnerleguminosen bei unterschiedlicher Nutzung ohne Anwendung von Strategien zur N-Verlustminimierung; ¹⁾ starker N-Entzug durch Ausfallupinen

Nutzungsart	Leguminosenart	Versuch	AZ	Bodenart	Korn- bzw. TM-Ertrag [dt/ha]	N-Entzug/ N-Akkumul. [kg N/ha]	Nitrat-N
Drusch	weiße Lupine	V2	41	sL	34,5	156	104
	gelbe Lupine	V4	26	S	20	109	56
	blaue Lupine	V4	26	S	23,5	85	21,5 ¹⁾
	Futtererbse	V4	26	S	34	108,5	55
Mulch (Rotationsbrache)	gelbe Lupine	V3	35	IS	52	162	97
	gelbe Lupine	V1	26	S	50	143	114
	gelbe Lupine	V4	26	S	80	249	55
	blaue Lupine	V4	26	S	94	250	89,5
	Futtererbse	V4	26	S	134	360	101

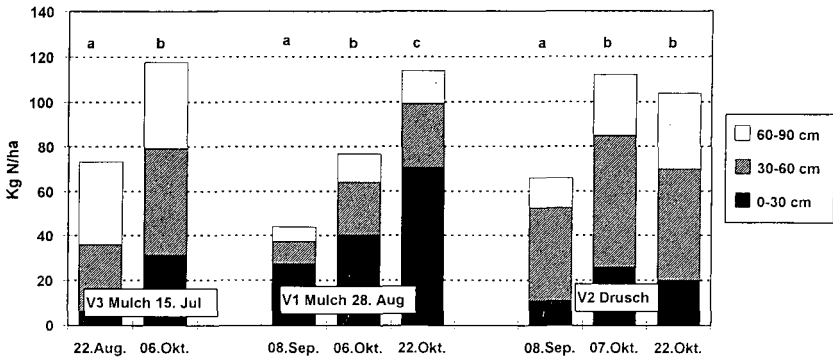


Abbildung 1: Nitrat-N-Gehalte in der Bodentiefe 0-90 cm zu Vegetationsende (Anfang Nov.) unter Winterroggen nach Lupinenvorfrucht (Drusch, V2 / Mulch, V1 u. V3) in Abhängigkeit vom Aussaat-termin des Winterroggens (LSD Faktoren; 0-90 cm; $\alpha=0,05$)

Abbildung 1 zeigt den Einfluß einer Modifikation des üblichen Anbauverfahrens der Nachfrucht Winterroggen durch Vorverlegung des Saattermines auf die Residual-N-Mengen im Boden zu Vegetationsende. Darüber hinaus wurde die N-Akkumulation in der Sproßmasse zu Vegetationsende 1994 und -beginn 1995 erfaßt. Eine Vorverlegung des Aussaattermines des W-Roggens auf Ende August bzw. Anfang September im Vergleich zu durchaus praxisüblichen Terminen Anfang bis Mitte Oktober kann, bedingt durch den Pflanzenentzug (bis 50 kg N/ha), zu einer deutlichen Reduzierung der Nitratgehalte im Boden (0-90 cm) führen. Bereits aus der Krume verlagerte N-Mengen aus früh gemulchten Brachebegrünungen bzw. aus bereits zur Körnerernte mineralisiertem Wurzel-N können dabei nicht mehr konserviert werden. Darüber hinaus konnte aber gezeigt werden, daß frühgesäter Winterroggen in der Lage ist, während der Wintermonate bis zu Vegetationsbeginn (Mitte/Ende März) bei für Wachstum und N-Mineralisation ausreichenden Temperaturen weitere 30-40 kg N/ha in der Sproßmasse einzulagern. Bedingt durch seine geringeren Temperatursprüche ist Winterroggen dazu besser in der Lage als Winterzwischenfrüchte (Brassicaceen). Wie BERGER et al. 1994 zeigen konnten, sind diese zwar in der Lage, bei mineralischer Düngung N-Mengen bis 100 kg/ha zu konservieren, weisen aber analog zu Sommerzwischenfrüchten gerade unter den Witterungs- und Standortbedingungen Nordostdeutschland gegenüber Winterroggen ein deutlich größeres Etablierungsrisiko auf. Somit ist eine Winterroggenfrühsaat als N-Verlustminimierungsstrategie günstiger als eine Zwischenfruchtvariante zu bewerten (siehe Tab. 2). Auch Sommerzwischenfrüchte sind wegen ihrer fehlenden Frosthärte nicht in der Lage, den bis Vegetationsende aufgenommenen Stickstoff bis zum Frühjahr sicher zu konservieren, was zur geringsten Bewertung in Tabelle 2 führt. In milden Wintern können aus abgestorbenem Pflanzenmaterial dieser Zwischenfrüchte schon erhebliche Mengen (10-50 kg N/ha) mineralisiert werden (BERGER et al. 1994). Deutlich günstiger als die Modifikation des Anbauverfahrens der Folgefrucht bzw. eines Zwischenfruchtanbaus aus Sicht der N-Verlustminimierung ist eine Kombination der Körnerleguminosenansaat mit einer Grasuntersaat, wie aus Abbildung 2 zu ersehen, zu beurteilen. Eine in den meisten Jahren sicher zu etablierende Grasuntersaat (ROTH u. STEINBRENNER, 1992) konnte sowohl bei Mulch- als auch bei Druschnutzung bei der Deckfrucht Lupine das Auftreten auswaschungsgefährdeter NO_3^- -Mengen weitestgehend unterbinden. Nur bei der Futtererbse wurde durch die außergewöhnlich starke Entwicklung der Erbsensproßmasse die Etablierung eines Grasbestandes verhindert. Eine bei Lupinen häufig auftretende verspätete Abreife läßt auch bei Druschnutzung die Grasuntersaat als die sicherste Strategievariante erscheinen (Tab. 2) und sollte in Kombination mit einer Sommerung mit großem N-Bedarf wie z. B. Mais oder als Futterschlag mit größter Präferenz angewendet werden.

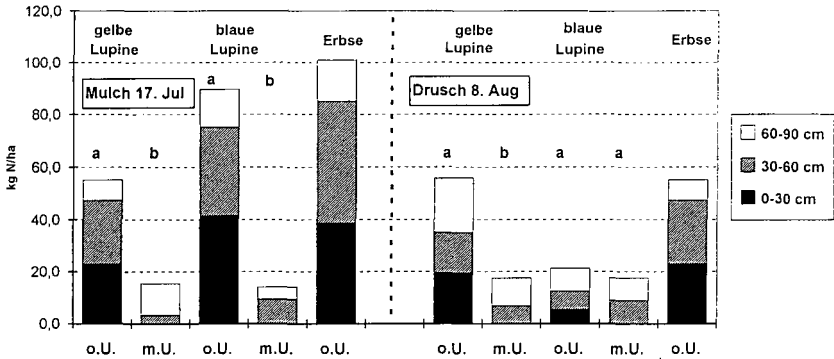


Abbildung 2: Nitrat-N-Gehalte in der Bodentiefe 0-90 cm (Versuch V4) zu Vegetationsende (Anfang Nov.) nach Körnerleguminosen in Abhängigkeit von Nutzung (Drusch/Mulch) und Untersaat (mit = m.U., ohne = o.U.) (LSD Faktoren 0-90cm, Verrechnung erfolgte ohne 'Erbse'; $\alpha=0,05$)

Tabelle 2: Bewertung von Strategien des organischen und des integrierten Landbaus zur N-Verlustminimierung beim Körnerleguminosenanbau auf Sandstandorten in Nordostdeutschland bei unterschiedlichen betrieblichen Entscheidungssituationen; (zunehmende Zahl von '+' bei 'Bewertung' = zunehmender Grad an Potential der N-Verlustminimierung; *) bei Erbse, da keine Gefahr von Spätreife)

Entscheidungssituation		Strategievariante	Bewertung
Nutzung	Nachfrucht		
Flächenstilllegung (Mulch)	Sommerung (Mais)	Sommerzwischenfrucht Winterzwischenfrucht Grasuntersaat	+ ++ ++++
	Organ. Landbau	Winterung	Winterroggen (Frühsaat) (ab Ende August)
Drusch	Sommerung (Mais)	Sommerzwischenfrucht Winterzwischenfrucht Grasuntersaat	+*)/- ++*)/+ +++
	Organ. Landbau Integr. Landbau	Winterung	Winterroggen (Frühsaat) (ab Anfang September)

Literatur:

BERGER G., K. RICHTER, K. SCHMALER, u. A. WURBS (1994): The influence of frost hardiness and nitrogen-fertilisation of catch-crops on N-conservation and nitrate leaching on sandy soils. ISTRO proceedings of 13th intern. conference, 1, 317-322

HARTMANN u. DALDAG (1989): N₂-Fixierung und Ertragsstruktur der Weißen Lupine (*Lupinus albus* L.) im Vergleich zu *Vicia faba* L. und *Glycine max* L. Merr. auf verschiedenen Standorten. J. Agronomy & Crop Science, 201-211

WERNER u. DABBERT (1993): Abschätzung von Standortpotentialen im ländlichen Raum. ZALF-Berichte 4, Müncheberg

ROTH u. STEINBRENNER (1992): Vorfrucht- und Fruchtfolgeeffekte auf Sandstandorten in Müncheberg. Tagungsbericht des VI. Fruchtfolgesymposiums am 21. Mai 1992 in Halle a. d. Saale, 70-79

Landwirtschaftliche Nutzungsänderungen auf sandigen Böden und ihr Einfluß auf das Auswaschungsverhalten relevanter Kationen und Anionen

von

Seeger, J.; Meißner, R.; Rupp, H.; Schonert, P.*

Einleitung

Zur Erfassung veränderter Stoffausträge infolge der seit 1990 stattfindenden Umstrukturierung in der Landwirtschaft der neuen Bundesländer wurde auf der UFZ- Lysimeterstation in Falkenberg ein im Jahre 1983 nach Prinzipien der Ertragsmaximierung angelegter Lysimeterversuch den Bedingungen der aktuellen Landnutzung angepaßt. Im Rahmen einer zunächst drei Jahre umfassenden Versuchsauswertung wurde auf der Basis varianzanalytischer Verrechnungen die Höhe des Austrages an relevanten Kationen (Ca, Mg, Na, K) und Anionen (G-PO₄, NO₃, Cl, SO₄) mit dem Sickerwasser sowie die daraus resultierenden elektr. Leitfähigkeits- und pH- Werte bei differenzierten Formen der Flächenstilllegung bestimmt. Als Vergleichsvariante diente dabei die Stoffauswaschung bei intensiver ackerbaulicher Nutzung nach den Prinzipien des Integrierten Landbaues.

Material und Methoden

Die Versuchsgefäße, die eine Oberfläche von 1 m² und eine nutzbare Tiefe von 1,25 m haben, sind bereits 1981 mit IS gefüllt worden und wurden ab 1991 nach den in Tabelle 1 dargestellten Bewirtschaftungsregimen (je 10 Lysimeter) bearbeitet (Meissner u.a. 1993, 1995).

Tab. 1 Bewirtschaftungsregime, Anbauplan und Mineraldüngereinsatz während des Versuchszeitraumes

Bewirtschaftungs- regime	Anbauplan			mittl. mineral. N-, P- und K- Düngung in kg/ha								
	91/92	92/93	93/94	N			P			K		
Dauer- brache	Brachl. - nach Hafer+Untersaat	----->		105	--	--	20	--	--	150	--	--
	- nach So.Gerste											
Rotations- brache	Brachl. - nach So.Gerste+Unters. Fruchtfr.*)			105	--	141	20	--	20	150	--	150
	- nach So.Gerste+abfr.ZwFr.											
	- nach Hafer+Untersaat											
Integr. Landbau	Fruchtfolge**)	----->		142	142	142	20	20	20	150	150	150

*) Fruchtfolgeglieder: W.Weizen - W.Gerste+Zwfr. - Zuckerrüben - Mais - W.Weizen ; zu Zuckerrüben werden 300 dt/ha Stallung und zu Mais 80 kg Gülle-N verabreicht

**) Fruchtfolgeglieder: Zuckerrüben - W.Weizen+Zwfr. - Kartoffeln - W.Gerste+Zwfr. - Mais; zu Zuckerrüben werden 250 dt/ha und zu Kartoffeln 300 dt/ha Stallung verabreicht

An dieser Stelle ist anzumerken, daß im Interesse einer exakteren Zuordnung von Fruchtfolgewirkungen auf die Sickerwasserqualität die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse auf der Basis von Lysimeterjahren (d.h. jeweils von Mai eines Jahres bis April des darauf folgenden Jahres) vorgenommen wurde. Die auf die Sickerwassermenge stark einflußnehmende Höhe des Niederschlagsdargebotes und die damit im Zusammenhang stehende notwendige Zusatzwasserversorgung in Form einer Beregnung der intensiv genutzten Versuchsgefäße ist in Tabelle 2 zusammengefaßt.

*) UFZ- Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Lysimeterstation Falkenberg, 39615 Falkenberg, Dorfstraße 55

Tab. 2 Natürliches Niederschlagsdargebot (mm) und Zusatzbewässerung (mm) im Versuchszeitraum

Versuchsjahr	Niederschlagsdargebot	Zusatzbewässerung		
		Dauerbrache	Rotationsbrache	Integrierter Landbau
1991/92	532,4	--	--	110
1992/93	486,0	--	--	205
1993/94	850,7	--	45	45

Vergleich langj. Mittel: 556 mm

Aus den Eintragsquellen mineralische Düngung (nur für N, P und K), atmosphärische Deposition und Beregnungswasser ergeben sich die in Tabelle 3 dargestellten Stoffbelastungen. Zum Eintrag aus der Mineraldüngung sind die anderen untersuchten Belastungsquellen als relativ gering einzuschätzen, wie ein quantitativer Vergleich der in den einzelnen Bewirtschaftungsregimen zugeführten Stoffmengen verdeutlicht. Lediglich der sich in der Auswertung als hoch erwiesene Versorgungszustand der Böden mit Natrium ist hauptsächlich auf die Zufuhr mit dem Beregnungswasser zurückzuführen.

Tab. 3 Stoffbelastung aus Düngung, atmosphärischer Deposition und Beregnung der untersuchten Bewirtschaftungsregime in den einzelnen Versuchsjahren

Kriterien	Stoffbelastung (kg/ha)								
	Dauerbrache			Rotationsbrache			Integrierter Landbau		
	1991/92	1992/93	1993/94	1991/92	1992/93	1993/94	1991/92	1992/93	1993/94
Ca	82,0	47,1	45,9	82,0	47,1	81,0	177,7	239,8	81,0
Mg	k.A.*)	2,4	3,4	k.A.	2,4	8,1	12,4	25,0	8,1
Na	16,0	10,7	16,2	16,0	10,7	33,8	61,1	88,6	33,8
K	154,2	4,9	3,4	154,2	4,9	154,5	156,2	64,3	154,5
PO ₄ -P	20,3	0,8	0,3	20,3	0,8	20,5	20,7	21,5	20,5
Nminer.	123,9	17,5	30,6	123,9	17,5	173,8	166,4	68,7	174,8
Cl	35,7	48,6	30,6	35,7	48,6	49,5	4,2	130,6	49,5
SO ₄	35,7	39,8	63,0	35,7	39,8	93,6	91,8	162,8	93,6

*) Für Magnesium lagen im Versuchsjahr 1991/92 keine Analysenwerte vor

Ergebnisse und Diskussion

Die als jährliche Mittelwerte von jeweils 10 Lysimetern bestimmten Sickerwassermengen und Stofffrachten wurden zunächst varianzanalytisch verrechnet. Dabei wurde unter der Hauptwirkung - Bewirtschaftungsregime - geprüft, ob es über den gesamten Versuchszeitraum zu signifikanten Veränderungen des Wasser- und Stoffhaushaltes aufgrund der durchgeführten Nutzungsänderung kam. Innerhalb des ebenfalls als Hauptwirkung getesteten Kriteriums - Versuchsjahr - konnte neben Auswirkungen der Nutzungsänderung auch die Einflußnahme hydrologischer Bedingungen auf das Austragsverhalten untersucht werden. Auskunft über die gegenseitige Beeinflussung der Faktoren gab die Wechselwirkung - Bewirtschaftungsregime/Versuchsjahr. Eine zusammenfassende Übersicht über die Berechnungsergebnisse enthält Tabelle 4.

Tab. 4 Ergebnis der varianzanalytischen Auswertung von Analysenkriterien im Sickerwasser differenziert genutzter Lysimeter

Analysekriterium	Hauptwirkung		Wechselwirkung	
	Bewirtschaftungsregime	Versuchsjahr	Bewirtschaftungsregime/Jahr	
Sickerwasser	n.s.	s.	n.s.	
Ca	s.	s.	n.s.	
Mg	s.	s.	s.	
Na	s.	s.	n.s.	
K	n.s.	s.	s.	
PO ₄	n.s.	s.	n.s.	
NO ₃	n.s.	s.	s.	
Cl	s.	s.	s.	
SO ₄	s.	n.s.	n.s.	
Leitfähigkeit	s.	s.	s.	
pH	n.s.	s.	s.	

Stoffausträge sind stark von der Höhe der Sickerwassermengenbildung abhängig. Der aufgrund der Nutzungsänderung erwartete Anstieg der Sickerwassermenge durch den besonders im ersten Stilllegungsjahr geringeren Wasserverbrauch der sich in der Regel neu etablierenden Pflanzendecke konnte nachgewiesen werden, jedoch ohne statistische Absicherung.

Unabhängig von der Bewirtschaftung wurden im feuchten Versuchsjahr 1993/94 signifikant höhere Sickerwassermengen gemessen. Als Ergebnis der Wiedereingliederung der Rotationsbrache in die Intensivbewirtschaftung und dem damit verbundenen erhöhten Wasserbedarf der Kulturpflanzen ist die Reduzierung des Sickerwasseranfalles im dritten Versuchsjahr gegenüber den Dauerbrachen zu werten. Auch dieser Effekt konnte nicht statistisch abgesichert werden.

Bei der Kationenauswaschung kam es mit Ausnahme des Natriums bereits kurze Zeit nach der Nutzungsumstellung zu verminderten Stoffausträgen unter den stillgelegten Lysimetern. Die signifikant erhöhten Austräge der Kationen bei allen drei Bewirtschaftungsregimen in dem durch hohe Sickerwasserbildung geprägten Versuchsjahr 1993/94 sind ein Zeichen für den guten Versorgungszustand der Böden mit hohen Anteilen von Alkali- und Erdalkaliumionen am Kationenbelag der Bodenkolloide zu Beginn des Versuches.

Ein verändertes Austragsverhalten der Kationen bei der Wiedereingliederung der Rotationsbrachelysimeter in die Intensivbewirtschaftung ließ sich durch die extremen hydrologischen Bedingungen im 3. Versuchsjahr nicht nachweisen.

Auch bei den Anionen NO_3 , Cl und SO_4 war zumindest im zweiten Jahr ein verminderter Austrag aufgrund der Nutzungsumstellung zu erkennen, der beim SO_4 nicht statistisch abgesichert war.

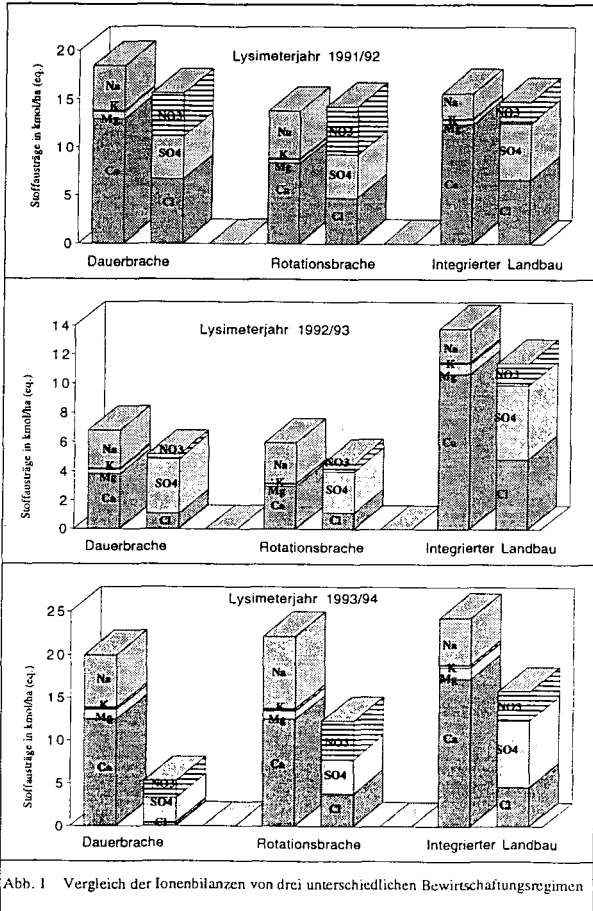


Abb. 1 Vergleich der Ionenbilanzen von drei unterschiedlichen Bewirtschaftungsregimen

Das bei den Kationen durch hohe Austräge auffallende Jahr 1993/94 konnte nur für NO_3 mit Mehrausträgen gegenüber 1992/93 statistisch abgesichert werden. Im Gegensatz zu den aus dem Bodenpool nachlieferbaren Kationen konnten bei den Anionen Cl und SO_4 im niederschlagsreichen Jahr 1993/94 keine signifikanten Mehrausträge nachgewiesen werden. Dagegen führte aber die Wiederaufnahme der Intensivbewirtschaftung nach der Rotationsbrache bereits nach kurzer Zeit zu einem deutlichen Anstieg der Cl - und SO_4 - Auswaschung im Vergleich zur Dauerbrache. Zusammenfassende Auswertungen von Nutzungsänderungen auf das Auswaschungsverhalten von Kationen und Anionen sowie auf die elektr. Leitfähigkeit und den pH- Wert im Sickerwasser sind durch die Erstellung von Ionenbilanzen möglich. Im Interesse der Vergleichbarkeit und der Berücksichtigung der hydrologischen Bedingungen während des Untersuchungszeitraumes wurden diese für die einzelnen Lysimeterjahre erstellt (Abb. 1).

Um den Anteil der einzelnen Anionen am Ladungsausgleich der ausgewaschenen Kationen zu zeigen, wurden die dominanten Kationen Ca , Mg , K und Na gegen die Anionen Cl , SO_4 und NO_3 aufgetragen. Die Bilanz ist so nicht vollständig. Um Ladungsgleichheit zu erreichen, gehört auf Seiten der Anionen hauptsächlich der Anteil an Hydrogenkarbonaten dazu, deren Bestimmung jedoch aus Kapazitätsgründen bislang nicht zum Analysenspektrum zählte.

In weiterführenden Korrelationsberechnungen wurde mit $r = 0,817$ ein enger Zusammenhang der gemessenen elektr. Leitfähigkeit mit den jeweiligen NO_3 -, SO_4 - und Cl - Anteilen an der Anionenauswaschung ermittelt. So führte eine Flächenstilllegung bereits nach einem Jahr zu abnehmenden Werten. Während sich diese Abnahme bei den Dauerbrachen fortsetzte, zeigte die Wiedereingliederung der Rotationsbrachen in die Intensivbewirtschaftung einen ebenso raschen Wiederanstieg der Meßwerte.

Bei den pH- Werten wurden zwischen den Bewirtschaftungsregimen keine statistisch gesicherten Unterschiede nachgewiesen. Die signifikanten Steigerungen innerhalb der Jahre sind im Versuchsjahr 1992/93 auf den Einfluß aus der Nutzungsänderung und im Versuchsjahr 1993/94 maßgeblich auf die hydrologischen Bedingungen zurückzuführen. Es wurden sehr enge Abhängigkeiten zwischen den pH- Werten im Sickerwasser und der elektrischen Leitfähigkeit mit $r = 0,945$ ermittelt. Demzufolge konnte mit $r = 0,876$ ein enger statistischer Zusammenhang zwischen abnehmendem Anionenaustag (ohne HCO_3) und ansteigenden pH- Werten festgestellt werden; wobei unter den Anionen die Abhängigkeit des pH- Wertes von der Cl - Auswaschung mit $r = 0,850$ am größten war, gefolgt vom NO_3 mit $r = 0,557$. Dagegen bestand mit $r = 0,382$ nur ein mäßiger Zusammenhang zwischen den (errechneten) HCO_3 - Anteilen an der Anionenauswaschung und steigenden pH- Werten.

Die Boden- pH- Werte zeigten nach Ca- düngungsbedingten Ausgangswerten > 6 während des Versuchszeitraumes keine interpretierbaren nutzungsbedingten Veränderungen.

Schlussfolgerungen

Die nach längerfristigen Stilllegungen erwartete Abnahme der Boden- pH- Werte (durch nachlassende Pufferkraft aufgrund der Abnahme der Ca- Sättigung) konnte auf mit IS- gefüllten Lysimetern nach drei Jahren noch nicht festgestellt werden. Dagegen führten zunächst hohe Auswaschungsraten von Alkali- und Erdalkali- Ionen, die im Laufe des Versuches auch zunehmend aus dem Kationenbelag der Bodenkolloide stammten, verbunden mit gering werdenden Anteilen an Cl -, SO_4 - sowie abgeschwächt auch NO_3 - Austrägen und steigender HCO_3 - Auswaschung zu einem Anstieg des pH- Wertes im Sickerwasser. Der Angriff auf den Bodenpool war trotz erheblicher Kationenausträge über den Versuchszeitraum jedoch noch nicht so stark, daß der vor Versuchsbeginn gut versorgte und frisch gekalkte Boden in seiner Pufferwirkung erschöpft war und durch Abnahme des pH- Wertes auf die Nutzungsänderung reagierte. Dämpfend wirkte ferner, daß die Niederschläge am Lysimeterstandort nicht durch einen verstärkten Säureeintrag ein schnelles Absinken der pH- Werte im Boden begünstigen. Verringert sich jedoch der Anteil an Alkali- und Erdalkalitionen am Kationenbelag infolge fehlender Nachlieferung über längere Zeit und läßt damit auch das Vermögen nach, durch Austausch von Kationen frei werdenden Wasserstoff im Boden zu binden, ist auch auf diesen Böden mit einer pH- Wertverschiebung in den sauren Bereich zu rechnen. Quantitative Aussagen über die zeitliche Dauer dieses Prozesses sind gegenwärtig nicht möglich.

Literatur

- MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H., SCHONERT, P. 1993. Der Einfluss von Flächenstilllegung und Extensivierung auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser. *Vom Wasser* 81, 197-215.
- MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H., SCHONERT, P. 1995. Lysimeterversuchsergebnisse über die Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushaltes durch Flächenstilllegungs- und Extensivierungsmaßnahmen. 5. Gumpensteiner Lysimetertagung, 25. und 26. 4. 1995.

Lysimeterergebnisse zum Einfluß von Rotationsbrache auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt einer Sandlöß-Braunerde

von

Knappe, S.¹; Keese, U.²; Russow, R.¹

1. Einleitung

Umstellungen in der Bewirtschaftung ohne Beachtung ausgeprägter Stoffkreisläufe und deren Wechselwirkungen mit Bodeneigenschaften können zu hohen Frachten an Stickstoff bis außerhalb der Wurzelzone führen. Landnutzungsänderung in Form des Brachlegens von über Jahre intensiv genutzten Ackerstandorten mit einem entsprechend hohem C- und N-Potential im Boden führt nach Ergebnissen von Lysimeterversuchen von MEISSNER u.a. (1995) zu einer Erhöhung der Sickerwasserbildung und damit verbunden zu erhöhten N-Gehalten und N-Frachten im Sickerwasser. Eine verstärkte Belastung des Grundwassers durch Rotationsbrache ergibt sich einerseits als Folge der Mineralisation des während intensiver Nutzung aufgebauten, leicht mineralisierbaren N-Pools im Boden in Verbindung mit einem verminderten Nährstoffpufferniveau. Andererseits werden nach Grünbracheumbruch in den Folgejahren größere N-Mengen wieder freigesetzt, die durch die Folgekulturen meist nicht ausgenutzt werden können. Während nach KNOBLAUCH und ROTH (1995), KNAPPE u.a. (1994), KNAPPE und KEESE (1995) und KÖRSCHENS u.a. (1994) schwere, sorptionsstarke Böden mit hoher Speicherkapazität für Wasser diese Nährstoffüberhänge abpuffern können, sind auf den leichteren Bodenarten erhöhte N-Auswaschungsverluste zu erwarten (u.a.: LATUS u.a., 1995; MIETKOWSKI und HORST, 1995; BOUWER u.a., 1995).

Ziel der vorliegenden Untersuchungen ist es, langjährige Lysimeteruntersuchungen zum Wasser- und Stickstoffkreislauf einer Sandlöß-Braunerde zur Abschätzung des Gefährdungspotentiales von Rotationsbrache in Hinblick auf N-Einträge ins Grundwasser zu bewerten, die Folgen und Risiken einer Brachelegung auf leichten Böden aufzuzeigen und die zeitlich kurze Reaktion für den Austrag von Stickstoff ins Grundwasser mit Ergebnissen von Tracerversuchen zu verifizieren.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an 3 m tiefen und 1 m² großen, monolithischen Lysimetern in der Anlage Brandis (MORITZ u.a., 1991) durchgeführt. Bei der Sandlöß-Braunerde handelt es sich um eine erodierte Braunerde aus Decksandlöß über Schmelzwassersand und Kies (ausgewählte Bodeneigenschaften siehe Tab.1) aus der Parthe-Niederung am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes.

Tabelle 1: Ausgewählte Bodeneigenschaften der Lysimetermonolithe der Sandlöß-Braunerde über Schmelzwassersand (Lysimetergruppe 5)

Horizont	Sand %	Schluff %	Ton %	TRD g/cm ³	pH	C _i %	C _i /N _i	KAK mval/100g	k _r m/s	nFK %
Ap	51,6	40,6	7,8	1,34	5,2	0,957	8,9	16,3	1,8*10 ⁻⁴	23
Bv	51,6	40,6	7,8	1,57	6,1	0,162	7,7	7,2	1,8*10 ⁻⁴	
C ₁	81,0	11,2	7,8	1,68	6,3	0,083	8,3	5,6	2,2*10 ⁻⁴	20
C ₂	93,6	2,1	4,3	1,68	5,2	0,012	6,0	1,7	1,1*10 ⁻⁴	

Aus Tabelle 2 ist der im Zeitraum von 1985 bis 1995 auf den Lysimetern durchgeführte Fruchtwechsel und die ausgebrachte mineralische N-Düngung (es erfolgte keine organische Düngung) sowie die N-Einträge über die nasse Deposition ersichtlich. Die Rotationsbrache wurde mit der Ernte der Wintergerste im Sommer 1992 begonnen und beinhaltete die Folge Selbstbegrünung, zweimal Weidelgras und Rotklee.

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

² Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Lysimeterstation Brandis, Kleinsteinberger Str.3, 04821 Brandis

Neben der Erfassung der bei wägbaren Lysimetern üblichen Daten zum Wasser- und Stickstoffhaushalt, wurden zur detaillierten Beschreibung und Qualifizierung dieser Daten im Herbst 1993 D₂O, ¹⁵N und Br als Tracer eingesetzt (RUSSOW u.a., 1996).

Tabelle 2: Stickstoffdüngung und N-Eintrag über nasse Deposition im Vergleich zum N-Entzug durch die Pflanzen mit daraus resultierender N-Bilanz aus Zufuhr minus Entzug für die Jahre 1985 bis 1995

Jahr	Fruchtart	N-Düngung (Mineraldüngung) kg/ha Stickstoff	N-Eintrag (nasse Deposition) kg/ha Stickstoff	N-Entzug (Pflanze) kg/ha Stickstoff	N-Bilanz kg/ha Stickstoff
1985	Kartoffeln	100	69	57	112
1986	Winterweizen	120	35	151	4
1987	Kartoffeln	100	37	103	34
1988	Winterweizen	140	46	106	80
1989	Wintergerste	120	46	118	48
1990	Zuckerrüben	140	44	65	119
1991	Winterweizen	140	37	89	88
1992	Wintergerste ¹	120	29	107	42
1993	Weidelgras ²	0	26	21	5
1994	Weidelgras ³	0	32	19	13
1995	Rotklee ⁴	0	(32)	-	-

¹ Stoppelumbruch, Selbstbegrünung. ² Saatbettbereitung und Weidelgrasansaat im März, im September Ernte mit Abfuhr. ³ einmalige Ernte mit Abfuhr, Herbstfurche. ⁴ Kleeansaat im März, einmalige Ernte mit Abfuhr im Juli, Kalkung, Herbstfurche

3. Ergebnisse

3.1. Wasserhaushalt

In der hier betrachteten Periode des konventionellen Landbaus (1985-92) wurden im hydrologischen Winterhalbjahr bei durchschnittlich 282 mm Niederschlag, 137 mm Sickerwasser registriert. Für das Sommerhalbjahr betragen diese Werte 297 mm Niederschlag und 27 mm Sickerwasser. Eine von MEISSNER u.a. (1995) festgestellte Erhöhung der Sickerwasserspende unter Schwarzbrache bzw. selbstbegrünender Brache, aber auch unter etablierter Grünbrache im Vergleich zur intensiven Bewirtschaftung, kann aus den vorliegenden Daten für die Sommerhalbjahre 1993-95 und für das Winterhalbjahr 1994 als Tendenz bestätigt werden.

Tabelle 3: Niederschläge, Evapotranspiration und Sickerwassermengen in mm sowie N-Austrag über Sickerwasser in kg/ha jeweils für die Winter- und Sommerperiode des hydrologischen Jahres

Periode	Niederschlag mm	Evapotranspiration mm	Sickerwasser mm	N-Austrag kg/ha
Winter 85-90	285	116	147	40
Sommer 85-90	302	308	30	8
Winter 1991	238	132	95	21
Sommer 1991	238	295	16	4
Winter 1992	307	132	120	30
Sommer 1992	324	313	18	5
Winter 1993	249	157	86	18
Sommer 1993	457	380	58	14
Winter 1994	401	125	312	18
Sommer 1994	371	291	54	2
Winter 1995	329	170	140	7
Sommer 1995	416	392	67	7

3.2. N-Austrag und Nitratgehalte im Sickerwasser

In der Periode der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung trat ein mittlerer N-Austrag von 36 kg/ha im Winterhalbjahr und 7 kg/ha im Sommerhalbjahr auf (Tab. 3). Nach KNAPPE u.a. (1994) erweist sich die

N-Bilanz (N-Zufuhr aus Düngung und nasser Deposition vermindert um den N-Entzug durch die Pflanze) als die entscheidende Einflußgröße auf die absolute Menge an jährlich ausgetragenen Stickstoff.

Der im Winterhalbjahr 1993 zu beobachtende, im Vergleich zu der Intensivperiode verminderte N-Austrag, dürfte als zeitlich versetzte Wirkung der 1991/92 bereits unter dem langjährigen Durchschnitt liegenden N-Bilanz zu Wintergerste (42 kg/ha gegenüber 69 kg/ha in der vorangegangenen Periode) begründet sein.

Im Sommerhalbjahr 1993 lag der N-Austrag um das Doppelte über dem Mittel der Intensivperiode. Dies wird mit der Auswaschung der durch den geringen Pflanzenbewuchs der selbstbegrünten Brache bzw. der im Ansaatzjahr noch wenig entwickelten Weidelgras-Grünbrache nicht verwerteten N-Mengen aus dem durch die Intensivbewirtschaftung aufgebauten hohen C- und N-Potential des Bodens begründet. Daß die für den hier untersuchten Boden gemessenen, durch Umstellung auf wenig produktive Brache induzierten Mehrausträge an Stickstoff und die damit verbundene mögliche Erhöhung der Nitratgehalte im Vergleich zu den bei MEISSNER angeführten Werten relativ moderat ausfallen, dürfte seine Ursache vor allem in niedrigen C-Gehalten der Krume (Tab. 1) mit geringen Anteilen leicht umsetzbaren, heißwasserlöslichen Kohlenstoffs (C_{hw}) nach langjährig unterlassener organischer Düngung haben (KNAPPE und KEESE, 1996).

Im Winterhalbjahr 1994 traten erstmals nach dem Übergang zur Brache verminderte N-Frachten und sinkende N-Gehalte auf (Abb. 1). Als Grund dieser als positiv einzuschätzenden Wirkung der nunmehr mit einem ausgebildeten Weidelgrasbestand bewachsenen Grünbrache (mit Abfuhr des einmalig jährlich durchgeführten Schnittes) wird die Festlegung des freien und durch Mineralisation bzw. durch Deposition zugeführten mineralischen Stickstoffs im Pflanzenbestand gesehen („Sanierung durch Pflanzenbestände“). Das so geschaffene, niedrige N-Niveau in Boden und Sickerwasser bleibt bis zur Sommerperiode 1995 erhalten. Der Umbruch des Weidelgrasbestandes im Herbst 1994, der ähnlich einem Grünlandumbruch zur Remobilisierung des in der Pflanzenmasse und im Humus akkumulierten Stickstoffs und damit erneut zu hohen N-Auswaschungspotentialen führt, ist bis zur Sommerperiode 1995 noch nicht im N-Austrag nachweisbar. Im N-Gehalt des Sickerwassers (Abb. 1) ist der Wiederanstieg des N-Gehaltes im Sickerwasser bereits ersichtlich.

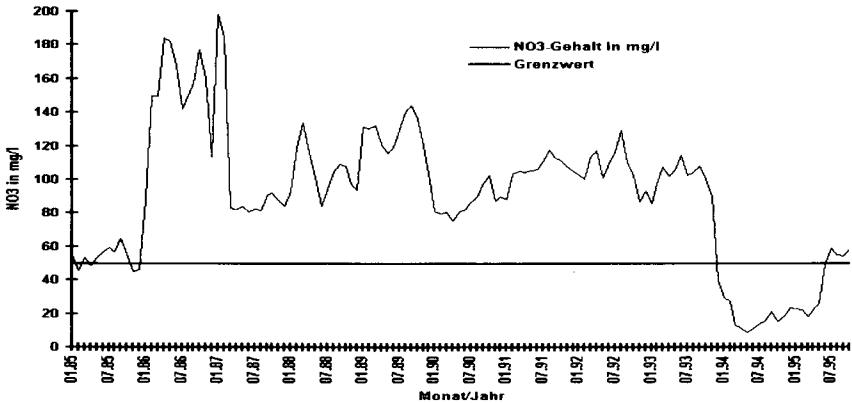


Abbildung 1: Nitratgehalte im Sickerwasser einer Sandlöß-Braunerde über Schmelzwassersand (Lys.Gr. 5) - Monatswerte über den Zeitraum Januar 1985 bis Oktober 1995

Verbunden mit der geringen Feldkapazität des geprüften leichten Bodens ergeben sich im Wechselspiel zwischen intensiver Mineraldüngung und bei einem für den Standort hohem Ertragsniveau (gemessen an den N-Entzüge, siehe Tab. 2) Nitratgehalte im Sickerwasser, die zwischen ca. 80 und 180 mg/l (Abb. 1) liegen. Die Grenzwertes für Grundwasser werden damit permanent überschritten. Der nachgewiesene hohe N-Schub als erste Reaktion auf die Brachelegung ohne Pflanzenbestand ist in seiner Wirkung auf die Nitratgehalte im Sickerwasser einer unausgeglichene N-Bilanz bei hoher Mineraldüngung etwa gleichzusetzen.

Begrünte Brache mit gut etablierten Grasbeständen (im vorliegenden Fall mit Abfuhr einer einmaligen Ernte pro Jahr) ist in der Lage auf leichten, sorptionsschwachen Sandböden mit geringer Speicherkapazität für

Wasser, durch Festlegung des Stickstoffs in den Pflanzen die Nitratgehalte im Sickerwasser deutlich unter den Grenzwert für Sickerwasser zurückzuführen.

3.3. Traceruntersuchungen zur Wasser- und Nitratbewegung

Die Zeitspanne in der sich der positive Effekt einer etablierten Grünbrache (bzw. auch der negative Effekt eines Grünbracheumbrechens) nachweisen läßt, ist von einem Komplex bodenspezifischer Parameter, die die Wasser- und Anionenbewegung im Boden bestimmen, abhängig und wurde für den vorliegenden Boden von Dezember 1993 bis August 1994 unter natürlichen Bedingungen im Lysimeter mit den Tracersubstanzen D_2O , Br und ^{15}N untersucht (RUSSOW u.a., 1996). Aus Abbildung 2 sind die differentiellen und Summenaustragskurven für ein Lysimeter der Lysimetergruppe 5 mit Sandlöß-Braunerde dargestellt. Für die in der vorliegenden

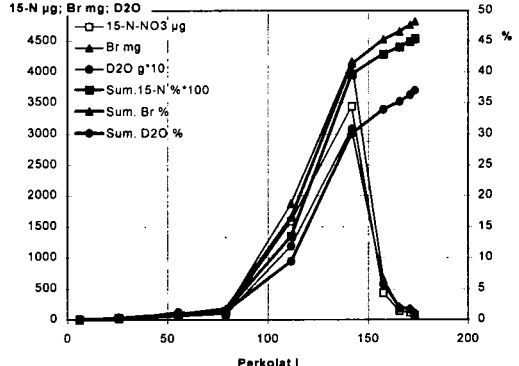


Abb. 2: Differentielle und Summenaustragskurven für D_2O , Br und $^{15}N-NO_3$ in der Sandlöß-Braunerde der Lysimetergruppe 5

Arbeit getroffene Zuordnung von Veränderungen in der Nutzung der Böden auf zeitlich verschobene bzw. verzögerte Reaktionen im N-Gehalt und N-Austrag des Sickerwassers können unter Nutzung der mit den Tracern gefundenen, bzw. aus den differentiellen Kurven errechneten Verweilzeitvolumina (VWZV = Perkolatmenge, mit der 50% des Tracers ausgetragen wurden) verifiziert werden. Die VWZV beträgt für Nitrat 134 l, für Br 135 l und für D_2O 138 l. Man kann in etwa Übereinstimmung zwischen dem VWZV von 134 l und der gemessenen Sickerwassermenge von 162 l zwischen Brachebeginn im Sommer 92 und erhöhten N-Austrag im Sommer 93 feststellen. Analog gilt dies für die Verminderung des N-Austrages und der Nitratgehalte ab Winter 94 und dem Abschluß der Bestandesentwicklung des Weidelgrases im Herbst 1994. Hier stehen den 134 l VWZV bis zu 300 l Sickerwasser gegenüber. Als letzter Vorgang sei der Wiederanstieg der Nitratgehalte im Sickerwasser ab Juni 95 genannt, der als Folge des Grasumbrechens erklärt wurde. Den 134 l VWZV stehen in diesem Fall zwischen 140 und 200 l Sickerwasserbildung gegenüber.

4. Literatur

- BOUWER, W.; GÄTH, S.; FREDE, H.-G.: Konzepte zur Quantifizierung der Nitratauswaschung auf Standorten mit großem Verlagerungsrisiko - ein kritischer Vergleich. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76 (1995), S. 1243-1246
- KNAPPE, S., KEESE, U.: Einfluß der Bodennutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Löß-Schwarzerde- und Löß-Parabraunerde - Lysimeteruntersuchungen in der Anlage Brandis. Mitteil.Dtsch. Bodenkdl. Gesell. 76 (1995) S. 835-838
- KNAPPE, S.; KEESE, U.: Untersuchungen zu ausgewählten chemischen Eigenschaften langjährig landwirtschaftlich genutzter Böden von Lysimetern im Vergleich zu Profilen auf deren Herkunftsflächen. Bericht über die 6.Lysimetertagung. BAL Gumpenstein, (1996) in Druck
- KNAPPE, S.; MORITZ, CH.; KEESE, U.: Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung - Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk. 38 (1994) S. 393-403
- KNOBLAUCH, S.; ROTH, D.: N-Austrag aus einer Braunschwarzerde (LßB) im Thüringer Becken - Ergebnisse aus dem Bodenwassermonitoring. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76 (1995), S. 839-842
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., KNAPPE, S.: Einfluß von Dauerbrache und Fruchtfolge auf die N-Bilanzen einer Löß-Schwarzerde unter Berücksichtigung extremer Düngungsvarianten. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk. 38 (1994) S. 393-403
- LATUS, C.; HÖLZEL, D.; SCHALITZ, G.; PICKERT, J.: Pflanzen-N-Aufnahme und N-Austrag über mehrere Vegetationsperioden aus leichten Böden des norddeutschen Tieflandes in Abhängigkeit von der Landnutzung - Lysimeterstudien unter Einsatz von ^{15}N . Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76 (1995), S. 875-870
- MEISSNER, R.; SEEGER, J.; RUPP, H.; SCHONERT, P.: Lysimeterversuchsergebnisse über die Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushaltes durch Flächenstilllegungs- und Extensivierungsmaßnahmen. Bericht über die 5.Lysimetertagung „ Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone " BAL Gumpenstein, (1995) S. 167-171
- MIECHKOWSKI, C.; HORST, W.J.: Steuerung der Boden-Stickstoffdynamik nach Rotationsbrache. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76 (1995), S. 891-894
- MORITZ, CH.; SÄMISCH, G.; SPENGLER, R.: Die Basislysimeterstation Brandis bei Leipzig - Einrichtung und erste Untersuchungsergebnisse. Dtsch. Gewässerkundl. Mitteilg. 35 (1991) 5/6, S.149-160
- RUSSOW, R.; KNAPPE, S.; FÖRSTEL, H.: Vergleich der Wasser- und Anionenbewegung in einem landwirtschaftlich genutzten Sandlöß-Braunerde- und Löß-Schwarzerde-Boden an Hand von Lysimeteruntersuchungen. Bericht über die 6.Lysimetertagung. BAL Gumpenstein, (1996) in Druck

Die Nutzungspotentiale von ehemaligen Rieselfeldflächen in Berlin und Brandenburg

von

Metz, R.¹; Schmidt, M.²; Kratz, W.³

1995 wurde beim Landesumweltamt Brandenburg ein wissenschaftlich-technischer Beirat Rieselfelder gebildet, dem auch Vertreter der Universität Potsdam, der Technischen Universität Berlin, der Universität Kiel sowie verschiedener Institutionen des Landes Brandenburg angehörten. Aufgabe war es, den bisherigen wissenschaftlichen Kenntnisstand zu Nutzungs- und Gefahrenpotentialen der schadstoffbelasteten Flächen in Empfehlungen zur Rieselfeldnachnutzung zusammenzutragen (Landesumweltamt, 1996). Wichtige Schlußfolgerungen werden im folgenden Beitrag vorgestellt.

1. Problem

Als vor etwa 130 Jahren die ersten Felder im Umland von Berlin zur Verrieselung von Abwasser der Stadt erschlossen wurden, erhielt die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion auf den sonst „armen“ Sandböden einen deutlichen Auftrieb. Gemüse- und Feldfutteranbau führten in wasserwirtschaftlich-landwirtschaftlicher Doppelnutzung auf eingeebneten, von Dämmen umgebenen Rieseltafeln von je etwa 0,25 Hektar Größe zu Spitzenerträgen. Zunehmender Abwasseranfall, wachsende hygienische Belastungen, Bewirtschaftungerschwernisse, aber auch abnehmendes Interesse an landwirtschaftlichen Erzeugnissen von diesen Flächen haben zu einem Strukturwandel geführt. Bebauungsdruck von Investoren, Nutzungsdruck häufig verständnisloser Stadtbewohner sowie ökonomische Zwänge der Gemeinden beschleunigen diese Veränderungen. Das wirkt sich auf den sorptionsschwachen, grundwasserfernen Grenzertragsstandorten mit Ackerzahlen zwischen 20 und 30 auf die Stoffkreisläufe in der Umwelt, besonders aber auch auf die Stabilität des Stadtklimas negativ aus.

¹ Humboldt-Universität zu Berlin, Fachgebiet Ackerbausysteme, Dorfstr. 9; 13051 Berlin

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Umweltplanung, Postfach 101344; 03013 Cottbus

³ Freie Universität Berlin, Institut für Tierphysiologie, Grunewaldstr. 34; 12165 Berlin

2. Bodenkennwerte und Konsequenzen für die Nutzung

Rieselfeldböden weisen in Abhängigkeit von der geologischen Entstehung, den anthropogenen Eingriffen sowie von der Dauer und der Intensität des Abwassereintrages sehr differenzierte Bodeneigenschaften und -gehalte auf (Tab.1)

Tab.1. Kennwerte verschiedener Böden aus Berliner Rieselfeldgebieten

Abwasserbelastung	ohne	mittel	hoch
Ton und Schluff (Gew. %)	23,0	7,4	20,4
pH (0,01 M Ca Cl ₂)	6,7	5,3	4,9
C _{org} (Gew. %)	0,7	1,7	7,1
N _{ges.} (Gew. %)	0,06	0,17	0,72
Cd (mg/kg TS)	0,2	4,9	51,5
Cu (mg/kg TS)	9,0	61,6	526
PCB52 (µg/kg TS)	0,2	20,0	300
BaP (µg/kg TS)	0,4	120	900

Bei erhöhter Schadstoffbelastung, verstärkt durch einsetzende Mineralisierung der organischen Substanz, besteht die Gefahr des Transfers in die Bodenlösung und in die pflanzliche Biomasse (Tab 2).

Tab. 2: Schwermetalltransfer Boden-Pflanze in Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung des Bodens
(Metz, Dorn; unveröffentlicht)

Bodengehalt (mg/kg)	Pflanzengehalt (mg/kg TS Winterroggen)		
	Cd	Cu	Zn
schwachbelastet (Tab. 1 - mittel)	2,9	13,1	181,5
hochbelastet (Tab. 1 - hoch)	40,1	57,2	1237,2
schwachbelastet und Anreicherung auf hoch- belastet mit:			
Cd	32,3	13,3	183,6
Cu	5,6	67,1	333,6
BaP ^{*)}	3,9	21,4	214,7

^{*)} BaP (Benzo-a-pyren)

Erwartungsgemäß korreliert der Pflanzengehalt mit dem Bodengehalt einzelner Elemente und Stoffe. Deutlich wird darüberhinaus die synergistische Wirkung einzelner Kontaminanten untereinander. Organische Schadstoffe erhöhen die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle und Kupfer wirkt auf die Löslichkeit von Zink und Cadmium. Diese Beispiele für Wechselbeziehungen zeigen die Gefahr einer Darstellung des Boden-Pflanzentransfers bei isolierter Betrachtung von Einzelementen in kombiniert belasteten Böden.

Die große, häufig auf engem Raum wechselnde Flächenheterogenität zwingt vor jeder Nutzungsentscheidung zum Beachten von Konsequenzen und Sicherheitsvorkehrungen:

1. Grad und Heterogenität der Bodenbelastung ermitteln
2. Aushagern von überschüssigen C-, N-, und P-Gehalten einleiten
3. Pflanzendecke zum Erosionsschutz und zur Durchwurzelung erhalten
4. Schwermetall- und Organikasorption durch Steuerung der Nettomineralisation, des pH-Wertes und des Bodenwasserhaushaltes stabilisieren

Neben diesen allgemeingültigen Schutzmaßnahmen sind für jede geplante Nutzungsrichtung spezielle Anforderungen zu beachten:

Weiterführung der Pflanzenproduktion erfordert besonders strenges Einhalten der Punkte 1 bis 4 sowie

- Fruchtartenwahl und Produktkontrolle in Abhängigkeit von der Bodenbelastung
- Aufbau und Erhalt einer weitgehend geschlossenen Pflanzendecke
- Einschränkung der Mineralisierung auch durch low-tillage-Verfahren
- Erhöhen der Sorptionskräfte auch durch Einbringen von Lehm und Ton
- Feuchthalten nur bedarfsgesteuert (Grundwasser des Standortes oder mit Klarwasser)

Umwidmung zu Forst verlangt

- Standortgerechte Wahl der Gehölze (vorzugsweise pH-wertstabilisierende Misch- und Laubwälder)
- Bewässerungsmöglichkeit in der Initialphase
- Warnung vor Verzehr von Pilzen mit erhöhten Schadstoffgehalten
- Reduktion von unerwünschtem Pflanzenwuchs (z.B. Mulchverfahren)

Anlage von Landschaftsparks, Biotopen und Sukzessionsbrachen bietet

- weitgehend ganzjährig geschlossene Pflanzendecke
- Bewässerung von Gehölzen in der Initialphase
- Bodenaustausch auf offengehaltenen Teilflächen und unter geplanten Wasserflächen
- Kontrollierte Entsorgung der Pflegerückstände

Sensible Nutzungen (Spielplätze, Kleingärten u.ä.) sind unbedingt zu verbinden mit

- Bodenaustausch auf Anbauflächen für Nahrungs- und Genußmittel sowie auf nicht begrüntem Sport- und Spielflächen
- Bodenauftrag (Hochbeete) zum Schutz vor Schadstoffverschleppung

Versiegelungen und Baumaßnahmen sind verbunden mit

- Abtrag und nicht Vergraben oder Vermischen von belasteten Bodenschichten
- Stellenweiser Versickerung von Niederschlagswasser vor Ort

Grundwasseranreicherung darf nur erfolgen

- mit Klarwasser oder gereinigtem Abwasser
- auf nicht oder nur gering belasteten Flächen
- unter Beachten der Grundwasserströme
- bei weitmöglicher Erhaltung einer Pflanzendecke

Schönungsteiche und Havarieflächen können nur angelegt werden auf

- nicht oder nur gering belasteten Flächen
- grundwasserfernen Standorten
- möglichst basisabgedichteten Flächen.

3. Schluß

Nutzungskonzeptionen für ehemalige Rieselfeldflächen erfordern das Beachten der großen Heterogenität der Schadstoffbelastung und der spezifischen Anforderungen unterschiedlicher Interessenten. Die Kontrolle der Stoffkreisläufe und -mobilität ist vordringlich, um beginnende Austräge über Biomasse und Grundwasser zu minimieren.

Rieselfeldflächen müssen in Abhängigkeit von ihrer Schadstoffbelastung mit Auflagen versehen und nutzungsbezogen unter Schutz gestellt werden. Die letzten noch erhaltenen Anlagen sind unter Beachten der aufgeführten Konsequenzen als kulturhistorische Denkmale in der Landschaft zu belassen und extensiv zu pflegen.

Literatur

Landesumweltamt, 1996 - LUA-Schriftenreihe „Studien- und Tagungsberichte“, Bd. 9, Rieselfelder, Berlin-Brandenburg; Herausgeber: Landesumweltamt Brandenburg (dort weitere Literatur)

N-Dynamik an sandigen Ackerstandorten des Münsterlandes mit und ohne Gülleddüngung unter besonderer Berücksichtigung der N-Netto-Mineralisation

von

Felix-Henningsen, P.[†]

1. Einleitung

Standortgerechte N-Düngung an auswaschungsgefährdeten Sandstandorten erfordert u.a. eine Abschätzung der Größenordnung und des zeitlichen Verlaufs der pflanzenverfügbaren N-mengen im Wurzelraum. Zur Aufklärung und Bewertung der Stickstoffflüsse werden N-Bilanzen durchgeführt. Schlag- oder betriebsbezogenen Gesamt-N-Bilanzen saldieren die N-Überhänge in einem Zeitraum, sagen aber nichts über deren Verbleib und die charakteristische N-Dynamik am Standort aus. Dagegen basieren Mineral-N-Bilanzen auf Messergebnissen von einzelnen Gliedern des N-Kreislaufes und kennzeichnen als Zeitreihe die N-Dynamik am Standort, erfordern allerdings einen hohen Untersuchungsaufwand und sind in Abhängigkeit von der Variabilität der Einflußfaktoren von relativ begrenzter räumlichen Repräsentanz. Durch ihre Abhängigkeit von Klima- und Bodenfaktoren sowie von der Menge und Zersetzbarkeit der organischen Substanzen ist die N-Nettomineralisation eine variable und schwer zu schätzende Größe. Da bei langfristigen Bilanzen an Ackerstandorten ein konstanter Humusspiegel unterstellt wird, bei dem sich N-Bindung bei Zufuhr von organischen Ausgangsubstanzen und die N-Freisetzung durch Mineralisierung die Waage halten, bleibt die N-Nettomineralisation in Gesamt-N-Bilanzen unberücksichtigt. Die Zahl der Untersuchungen an Ackerstandorten ist erstaunlich gering. Abschätzungen über N-min-Untersuchungen in 0 - 90 cm seitens der Landwirtschaftskammern bleiben auf die Hauptvegetationsperiode beschränkt. Untersuchungen über die spätherbstliche und winterliche Mineralisation liegen nur vereinzelt vor (s. SPRINO 1995). Auch sie können erheblich zur N-Auswaschung beitragen. Die Größenordnung und der zeitliche Verlauf der N-Mineralisation an sandigen Ackerstandorten, ihre Abhängigkeit von wichtigen Einflußgrößen sowie ihr Beitrag an der N-Auswaschung wurde in einer zwei Winterhalbjahre und ein Sommerhalbjahr umfassenden Periode an mehreren Standorten in einem Wasserschutzgebiet im "Sand-Münsterland" untersucht. Die Untersuchungen erfolgten in Zusammenarbeit mit der LWK Westfalen, den

[†] Inst. f. Bodenkunde u. Bodenerhaltung
Wiesenstr. 3, 35390 Gießen

Stadtwerken und Landwirten der Kooperation Wasserwirtschaft-Landwirtschaft in Münster.

2. Methoden und Standorte

- **stündlich:** Lufttemperatur, Bodentemperatur (10 cm)

- **täglich:** Niederschlagsmengen

- **wöchentlich:** Bodenwassergehalte, N-Deposition

- **monatlich:** N-min-Gehalte der ungesättigten Zone in 30 cm Stufen bis 4 m Tiefe, N-min-Extraktion in 2 m KCl, getrennte Erfassung von NH_4^- und NO_3^- -N (BREMNER & KEENEY 1966); N-Nettomineralisation durch vierwöchige Freilandbebrütung mit der Brutbeutel-Methode n. RUNGE (1970) an weitgehend ungestörten Proben in 15 cm und 40 cm Tiefe.

N-Entzüge der Vegetation durch Zwischenernten, Beprobung des Erntegutes, Erhebung der Erntemengen, Sichtung der Bestandsentwicklung; Sickerwassermenge (AK GRUNDWASSER 1977); Bodenuntersuchungen nach SCHLICHTING & BLUME (1966) und AG BODENKUNDE (1982).

Lage der Untersuchungsstandorte: Münsterländer Kiessandzug, nördlich von Münster, Klima im 30 jährigen Mittel: 740 mm Ns/a, 9 °C Jahresmitteltemperatur

Standort I

Ausgangsgestein: Eschaufflage / Flugsand / Schmelzwassersande

Bodentyp: Plaggenesch über fossiler Gley-Braunerde, BZ/AZ: 28/32, N-Vorrat in 0 - 40 cm 5.250 kg/ha

- ▶ **Dtsch. Weidelgras**, seit August 91, Gesamtdgg. 230 kg N/ha (KAS u. 40 m³ Mischgülle/ha), Schnitte 10/91 und 5/92, Umbruch 8.5.92
- ▶ **Silomais**, 9.5.92, Gesamtdgg. 85 kg N/ha (KAS u. 18 m³ Mischgülle/ha), Ernte 19.9.92
- ▶ **Wintergerste**, 9.10.92, Frühjahrsdüngg. 105 kg N/ha (KAS u. 23 m³ Mischgülle/ha)

Standort II

Ausgangsgestein: Flugsand / Schmelzwassersande

Bodentyp: Gley - Podsol, BZ/AZ: 21/24, N-Vorrat in 0 - 40 cm 3.800 kg/ha

- ▶ **Winterweizen**, 16.11. 9, Gesamtdgg. 120 kg N/ha (AHL), Ernte 31.7.92
- ▶ **Wintergerste**, 2.10.92, Gesamtdgg. 50 kg N/ha, (KAS)

Beide zu unterschiedlichen Betrieben gehörenden Untersuchungsstandorte unterscheiden sich in Niveau und Art der N-Düngung. Standort I gehört zu einem viehstarken Betrieb, weist ein hohes Niveau der N-Düngung auf, wobei jährlich etwa 40 m³ Mischgülle/ha ausgebracht wurden. Standort II gehört zu einem viehlosen Betrieb und wurde ausschließlich mit mineralischer N-Düngung versorgt.

3. N-Nettomineralisation

Die in Tab.1 für Winterhalbjahre und Sommerhalbjahr aufsummierten Beträge der N-Nettomineralisation lassen erkennen, daß sie während der Vegetationsperiode Größenordnungen erreichen, die denen der N-Düngung oder den N-min-Vorräten im Wurzelraum entsprechen.

Entsprechend ist ihre Bedeutung für den N-Haushalt der Standorte. Insbesondere die Gülledüngung und der Abbau der Weidelgrasrückstände, in denen große N-Mengen gespeichert waren, führten am Standort I zu sehr hohen Mineralisationsbeträgen, die dem anschließend angebauten Silomais zu Gute kamen. Die Größenordnung entspricht den Mineralisationsraten, die an begüllten sandigen Ackerstandorten im Kreis Vechta durch GROTE (1990) erhoben wurden. Die Rate der N-Nachlieferung während der Vegetationsperiode 1992 betrug an Standort I 7,5 %, an Standort II dagegen nur 2,2 % der N-Gesamtvorräte. Vor allem die leichtere Mineralisierbarkeit der organischen Substanz als Folge eines engen C/N-Verhältnisses ($C/N=10$) der Weidelgrasrückstände sowie der langjährigen Gülledüngung führte an Standort I zu ausgeprägten Mineralisationsschüben. Dagegen hatte an beiden Standorten die Einarbeitung von schwer mineralisierbaren Maisstoppeln bzw. von Weizenstroh ($C/N=28$ bzw. 99) im darauffolgenden Monat eine Mineralisierungspause bzw. Netto-Immobilisierung zur Folge. Auch sommerliche Trockenphasen mit geringen Bodenwassergehalten hatten erkennbar eine Hemmung der Mineralisation an beiden Untersuchungsstandorten zur Folge.

Tab. 1: N-Nettomineralisation (kg N/ha*40 cm)

	11/91 - 3/92	4/92 - 10/92	11/92 - 3/93
Standort I	73	394	45
Standort II	60	112	48

Auch in den Wintermonaten mit Durchschnittstemperaturen zwischen 0 und 5 °C wurde mineralisiert, wobei die Mineralisationsbeträge unabhängig von dem Niveau der N-Düngung, den N-min-Restmengen oder den Gesamt-N-vorräten an beiden Standorten eine gleiche Größenordnung aufwiesen (Tab. 2). Die Mineralisation erfolgte vor allem in den Monaten November und Dezember und setzte in beiden Winterhalbjahren jeweils im Januar und Februar aus, um im März mit dem Temperaturanstieg sprunghaft wieder einzusetzen. Die von SPRINGOB & MOHNKE (1995) von Dezember 1991 bis Anfang März 1992 an 5 sandigen Ackerstandorten im Fuhrberger Feld mit der RUNGE-Methode ermittelten mineralisierten N-Mengen von 6 - 40 kg/ha im Ap-Horizont liegen möglicherweise auch daher etwas niedriger.

4. Bedeutung für die N-Auswaschung

Zur Charakterisierung des Jahresganges der N-Dynamik sowie der Bilanzierung der N-min-Verluste zwischen zwei Zeitpunkten (Σ N-Auswaschung + Denitrifikation + NH_3 -Verflüchtigung) im Wurzelraum (0 - 90 cm) wurden die Differenz der N-min-Vorräte ($N_{min,t+2}$), die in dem Zeitraum erfolgte Mineral-N-Düngung (N_D), die Niederschlagsdeposition (N_{NS}) und N-Nettomineralisation (N_{nm}) als Zufuhr sowie die Pflanzenentzüge als Abfuhr

saldiert: $N\text{-Verluste} = \Delta N_{\text{min}(1-42)} + N_{\text{Nm}} + N_{\text{D}} + N_{\text{NS}} - N_{\text{E}}$.

Die N- Zufuhr mit Ernterückständen, organischen Düngern und Harnstoff ging nur über die bei der N-Nettomineralisation freigesetzten N-min-Anteile in die Bilanz ein. Die Ergebnisse zeigen, daß Auswaschung im wesentlichen auf die Wintermonate beschränkt war und unter Wintergetreide (Winter 92/93) Größenordnungen von 60 - 140 kg N/ha erreichte. Durch die größere Effizienz der N-Aufnahme von Weidelgras im Winter waren die Auswaschungsverluste an Standort I im Winter 1991/92 nur sehr gering. Das Niveau der Auswaschungsverluste hing dabei in erster Linie von den herbstlichen N-min-Restmengen im Wurzelraum ab. Durch die N-Speicherung in den Weidelgrasrückständen und die Ausnutzung der Vorräte durch Silomais in der Vegetationsperiode 1992, waren die herbstlichen N-min-Restmengen an Standort I nur gering, so daß auch unter der folgenden Wintergerste die winterlichen Auswaschungsverluste (1992/93) gegenüber Standort I deutlich zurückblieben. N-min-Verluste während der Vegetationsperiode konnten bei fehlender Sickerwasserbildung auf gasförmige Verluste (Denitrifikation, NH_3 -Verflüchtigung) zurückgeführt werden.

Tab. 1: Sickerwasser (S, mm) und N-Verluste (A: Auswaschung, G: gasförmige Verluste, kg/ha)

	11/91 - 3/92	4/92 - 10/92	11/92 - 3/93
Standort I	S:146 A: ca. 20	S:6 G: ca. 70	S:311 A: ca. 60
Standort II	S:197 A: ca. 130	S: - G: ca. 50	S: 340 A: ca. 140

Die Mineral-N-Bilanzen zeigen, daß allein die winterliche N-Mineralisation je nach Kulturart und den herbstlichen N-min-Restmengen einen Anteil von 20 bis >50 % an der winterlichen N-Auswaschung besitzt. Zudem wird deutlich, daß ein hohes Düngungsniveau und Gülledüngung nicht zwangsläufig hohe N-Austräge zur Folge haben, wenn der Jahresgang der N-Nettomineralisation berücksichtigt wird und eine Konservierung der N-min-Vorräte mit Hilfe von Winterzwischenfrüchten erfolgt. Der Anbau von Wintergetreide ist aufgrund der geringen Effizienz der winterlichen N-Aufnahme in Relation zur winterlichen Mineralisation an verlagerungsgefährdeten Standorten in milden, niederschlagsreichen Wintern problematisch.

5. Literatur

- GROTE, A. (1990): Stickstoff-Mineralisation von begühten Ackerböden im Kreis Vechta. - Verh. Ges. Ökologie, XIX/II: 528 - 535
- SPRINGOB, G. & M. MOHNKE (1995): Winterliche N-Mineralisation in sandigen Böden des "Fuhrberger Feldes" (Hannover) - Z. Pflanzenemähr. Bodenk. 158: 243 - 249
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. - Flora, Reihe B, 159: 233 - 257.

Auswirkung der Stickstoffkonservierung durch Winterrüben (*Brassica rapa*, var. *oleifera*) auf die N-Verwertung von nachfolgend angebautem Mais und die N-Verlagerung in einem leichten Boden Nordostdeutschlands

von

Merbach, W.*; Wurbs, A.**; Latus, C.**

1. Einführung und Zielstellung

Bekanntlich treten N-Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (als **eine** der Ursachen der NO_3^- -Belastung des Wassers) vor allem dann auf, wenn der Boden unzureichend mit Pflanzen bewachsen ist. Dies ist bei spät deckenden Früchten (z. B. Mais) im Frühjahr (MUNDEL 1987; WANTULLA et al. 1988) oder aber in der Herbst- und Winterperiode unter Brache der Fall (BOCKMAN et al. 1990/91; TOUSSAINT 1989) und gilt besonders für die leichten durchlässigen Böden. Abhilfe kann möglicherweise die Duldung einer anfänglichen Verunkrautung (vgl. LUEANG-A-PAPONG et al. 1986) oder aber der Anbau von Winterzwischenfrüchten schaffen (FURRER u. STAUFER 1992; MERBACH et al. 1993, SØRENSEN 1992). Durch **zeitweilige biologische N-Konservierung** könnte der N vor Auswaschung geschützt und nach Einarbeitung und Mineralisierung der Pflanzen der Folgefrucht zugutekommen.

Dieser Problematik wird im ZALF Müncheberg am Beispiel der sandigen Böden Nordostdeutschlands seit 1992 nachgegangen. Dabei kam ^{15}N zum Einsatz, weil nur dadurch unter Bodenbedingungen eine präzise Bilanzierung des N-Verbleibs aus definierten N-Quellen (Mineral-N bzw. pflanzenbürtiger N) möglich ist. Zunächst zeigte sich in Lysimeterversuchen (Klimakammern zur Simulation der Winterwitterung!), daß **Ölrettich** im Herbst beträchtliche ^{15}N -Mengen aufzunehmen und vor der Auswaschung zu schützen vermag (MERBACH et al. 1993). Die vorliegende Arbeit verfolgte das Ziel, unter Freilandbedingungen die ^{15}N -Aufnahme von **Winterrüben** und deren Einfluß auf die ^{15}N -Verlagerung im Boden und die Verwertung des in der Zwischenfrucht befindlichen ^{15}N durch nachfolgend angebauten Silomais (*Zea mays* L., var. Bekenova) zu untersuchen.

2. Material und Methoden

Auf dem Standort Müncheberg (Sandbraunerde - albic luvisol) wurde ein Feldparzellenversuch (5 x 10 m) mit Winterrüben angelegt. Zur Simulierung eines Mineralisierungsschubs vor Winterbeginn erfolgte Anfang September eine N-Gabe von 50 kg N/ha als $^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NO}_3$ (10 at-% ^{15}N exc.) auf jeweils einer Teilparzelle von 2 x 3 m. Im November 1992 und im März 1993 wurden Zwischenernten des Rübens durchgeführt und im April die oberirdischen Pflanzenteile auf nicht mit ^{15}N markierten Parzellen in den Boden eingearbeitet, auf denen als Nachfrucht Mais kultiviert wurde. Die Ernte des Mais erfolgte im September 1993. Zu allen Ernteterminen wurden in 3 Tiefen Bodenproben entnommen (0 - 30, 30 - 60, 60 - 90 cm). Einzelheiten sind der Abb. 1 zu entnehmen.

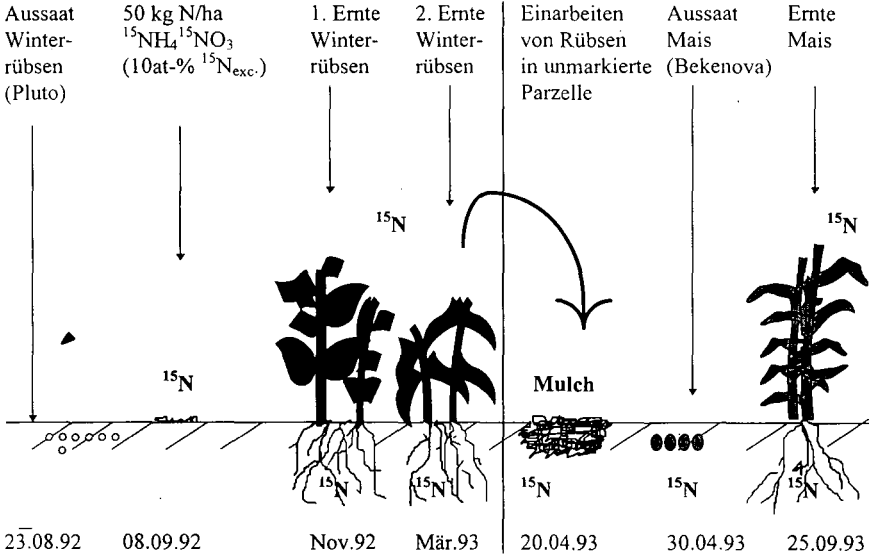
Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) Müncheberg

* Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung

** Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie

Eberswalder Str. 84 - 15374 Müncheberg

Abb. 1: Schema zur Versuchsanstellung



In allen Pflanzen- und Bodenproben wurden nach dem Trocknen (TS-Ermittlung!) und Mahlen N- und ^{15}N -Analysen durchgeführt (FAUST et al. 1981). Die Berechnung des aus dem applizierten Mineral-N bzw. aus der Zwischenfrucht stammenden N geschah wie folgt:

(1) Düngerbürtiger	^{15}N -Menge i. d.				
				100	
N	=	Pflanzenmasse	•	$\frac{^{15}\text{N}\text{-Anreicherung im Dünger}}{[\text{at}\text{-}\% \text{ } ^{15}\text{N}_{\text{exc}}.]}$	
[kg/ha]		[kg/ha]			
(2) N aus	^{15}N -Menge i. d.				
Zwischenfrucht	=	Pflanzenmasse	•	100	
				$\frac{^{15}\text{N}\text{-Anreicherung in der einge-}}{\text{arbeiteten Zwischenfrucht}}$	
[kg/ha]		[kg/ha]		[at.% $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$.]	

3. Ergebnisse

3.1. N-Konservierung durch Winter- und Zwischenfrucht

Wie aus **Tabelle 1** ersichtlich, hatte Winter- und Zwischenfrucht im Spätherbst (November) 33 % (= 16,5 kg N/ha) des applizierten Mineral-N aufgenommen, und auch zum Winterende (März) enthielt er noch 20 % (= 10 kg N/ha). Damit werden frühere Befunde an Ölettrich im Prinzip bestätigt (MERBACH et al. 1993). Der restliche düngerbürtige N war noch in den untersuchten Bodenschichten nachzuweisen, wobei die Verlagerung in Tiefen von > 30 cm deutlich niedriger lag als in den früheren Lysimeterversuchen mit Ölettrich (MERBACH et al. 1993). Die N-Aufnahme der Zwischenfrucht minderte erwartungsgemäß die N-Verlagerung in tiefere Bodenschichten (Spalte 3 in Tabelle 1). Ähnliche Befunde liegen für den Müncheberger Boden auch für *Chenopodium album* L. in Maiskulturen vor (MERBACH 1995). Winter- und Zwischenfrucht scheint prinzipiell zur Minderung der N-Auswaschung in der Winterperiode geeignet.

Tabelle 1:

Verteilung des applizierten Mineral-N in Winterrüben und Boden (kgN/ha)
 Feldparzellenversuche Müncheberg (albic luvisol), Parzellengröße 5 x 10 m, $^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NO}_3$
 (10 at-% $^{15}\text{Nexc.}$) appliziert auf 2 x 3 m (= 50 kg N/ha) zur Aussaat des Winterrübens
 Gesamt-N-Menge in Rüben: November 65 kg N/ha, März: 36,7 kg N/ha
 x = gegen Spalte 2 mit $\alpha = 0,05$ signifikant (Varianzanalyse, t-Test)

Fraktion	1	2	3
	November	März	Brache (März)
Winterrüben (Sproß)	16,5 ¹⁾ (33)	10,0 ²⁾ (20)	
Boden 0 - 30 cm	15,5 (31)	27,5 (55)	22,5 (45)
Boden 30 - 60 cm	9,0 (18)	9,0 (18)	14,0 ^x (28)
Boden 60 - 90 cm	3,0 (6)	4,0 (8)	9,5 ^x (19)
Wiederfindungsquote	44,0 (88)	50,5 (101)	46 (92)

¹⁾ Entspricht 25 % des „N-Ertrages“ des Rübens, ²⁾ Entspricht 27 % des „N-Ertrages“ des Rübens

3.2. Verwertung des zwischenfruchtbürtigen N durch die Nachfrucht Mais

Nach Überführung und Einarbeitung des im oben angeführten Parzellenversuch ^{15}N -markierten Ölrüchens (nur oberirdische Teile verwendet) in ^{15}N -freie Parzellen (37 kg N/ha mit 2,64 at-% $^{15}\text{Nexc.}$) nahm der danach angebaute Silomais ca. 32 % aus dieser (^{15}N -Quelle auf (Tabelle 2) und deckte dadurch ca. 10 % seines N-Bedarfs. Dieses Resultat steht in Übereinstimmung mit Untersuchungen zur Einmulchung von Weißem Gänsefuß in Maiskulturen (WEDEKIND u. MERBACH 1990). Die Ausnutzung des in Gräsern (Weidelgras: vgl. JENSEN 1992) konservierten N scheint niedriger zu liegen, wohl wegen der höheren Ligningehalte und der dadurch langsameren N-Mineralisierung (KLIMANEK 1988). Der Rest des Zwischenfrucht-N (ca. 65 %) war zur Maisernte noch im Boden vorhanden, vor allem (> 50 %) in den obersten 30 cm. Offen bleibt zunächst die Bindung des zwischenfruchtbürtigen N in verschiedenen Boden-N-Fractionen und sein Umsatz im weiteren Verlauf der Fruchtfolge. Versuche dazu sind im Gange, auch unter Einbeziehung des in den Wurzeln der Zwischenfrucht konservierten N.

Tabelle 2:

Verteilung des aus dem eingearbeiteten Winterrüben stammenden N im Mais und Boden (Angaben in kg N/ha)

Winterrüben aus ^{15}N -gedüngten Varianten (vgl. Tab. 1) wurden am 20.04. in ^{15}N -freie Parzellen eingearbeitet. Nähere Angaben vgl. Abb. 1 und Tabelle 1

Mit dem Mulch verabreicht (^{15}N -Anreicherung 2,64 at-% $^{15}\text{Nexc.}$)	37,0 ¹⁾	100,0
Mais	12,0	32,0 ²⁾
Boden 0 - 30 cm	12,6	34,0
30 - 60 cm	7,0	19,0
60 - 90 cm	4,4	12,0
Wiederfindungsquote	36,0	97,0

¹⁾ Entspricht der im Rüben befindlichen N-Menge im März (vgl. Tabelle 1)

²⁾ Entspricht 11 % des in den Maispflanzen enthaltenen Gesamt-N (111 kgN/ha)

4. Zusammenfassung

In Feldparzellenversuchen mit ^{15}N auf Müncheberger Boden (lehmiger Sand, albic luvisol) stellte sich heraus, daß Winterrüben (*Brassica rapa*, var. *oleifera*) in der Winterperiode beträchtliche N-Mengen aufnahm und vor Verlagerung bewahrte. Nach dem Einmulchen der Zwischenfrucht nutzte Silomais (Bekenova) ca. 30 % dieser N-Quelle und deckte daraus ca. 11 % seines N-Bedarfes.

Literatur

- BOCKMAN, O.C.; KARSTAD, O.; LIE, O.H.; RICHARDS, I.: Pflanzenernährung im Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft und Umwelt, Norsk Hydro, Oslo, 112-141 (1990/91).
- FAUST, H.; BORNHACK, H.; HIRSCHBERG, K.; JUNG, K.; JUNGHANS, P.; KRUMBIEGEL, P.: ^{15}N -Anwendung in der Biochemie, Landwirtschaft und Medizin - eine Einführung. Schriftenreihe Anwendungen von Isotopen und Kernstrahlungen in Wissenschaft und Technik, Berlin Nr. 5, 1-93 (1981).
- FURRER, O.J.; STAUFER, W.: Einfluß von Bodennutzung und Düngung auf die Nitratauswaschung im Schweizerischen Mittelland, VDLUFA-Schriftenreihe (Darmstadt) 10, 48-49 (1984).
- JENSEN, U.: The release and fate of nitrogen from catch-crop materials decomposing under field conditions. J. Soil Sci. 43, 335-345 (1992).
- KLIMANEK, E.-M.: Qualität und Umsetzungsverhalten von Ernte- und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Diss. B, AdL Berlin (1988).
- LUEANG- A-PAPONG, P.; NIEMANN, P.; ALKÄMPFER, J.: Wirkung einer Unkrautkonkurrenz auf die Entwicklung der Sommergerste in Abhängigkeit von Unkrautart, Konkurrenzdauer und Stickstoffdüngung. Proc. EWRS-Symposium, Economic Weed Control, pp. 113-120 (1986).
- MERBACH, I.: Nitrogen-15 leaching under temporarily weedy maize, Isotopes Environm. Health Stud. 31, 339-344 (1995).
- MERBACH, W.; WURBS, A.; PFEFFER, H.; LATUS, C.: The effect of catch crops on the ^{15}N nitrogen percolation and leaching during the early winter period, Isotopenpraxis Environm. Health Stud. 29, 93-97 (1993).
- MUNDEL, G.: Beziehungen zwischen dem Stickstoffentzug durch das Erntegut sowie der Evapotranspiration und dem Nitrateintrag in das Grundwasser verschiedener entwässerter Niederungsböden (Lysimeterversuche). Arch. Acker- und Pflanzenbau, Bodenk. 31, 177-186 (1987).
- SØRENSEN, J.N.: Effect of catch crops on the content of soil mineral nitrogen before and after leaching. Z. Pflanzenernährung, Bodenk. 155, 61-66 (1992).
- TOUSSAINT, E.: Landwirtschaft und Trinkwasserqualität - Integrierter Pflanzenbau Heft 5, Rhein. Landw. Verlag Bonn 1989.
- WANTULLA, A.; VOLLMER, F.J.; KÜHBAUCH, W.: Einfluß von Düngemaßnahmen auf die Stickstoffauswaschung bei mehrjährigem Silomaisanbau. Z. Pflanzenernährung, Bodenk. 151, 97-102 (1988).
- WEDEKIND, I.; MERBACH, W.: ^{15}N -Aufnahme von Maispflanzen aus eingemulchtem *Chenopodium album* L., Wiss. Z. Pädagog. Hochschule Güstrow, Math.-Nat. Fak. 28, 97-103 (1990).

N-Dynamik bei Anbau von Einlegegurke unter Mulchfolie auf einem lehmigen Sandboden in Nordostdeutschland

von

Ruppel, S.*; Merbach, W.**; Makswitat, E.*; Schwarz, D.*

Einleitung

Der Einsatz von Plastikfolien wird weltweit bei zahlreichen Gemüsekulturen genutzt, um frühere und höhere Erträge und bessere Qualitäten der Ernteprodukte zu erzielen sowie um Schaderreger und Unkräuter zu unterdrücken (Lamont, 1993; Farias-Larios et al., 1994). Auch in Deutschland werden schwarze Polyethylenfolien als Mulchmaterial beim Anbau von Kopf- und Eissalat sowie von Einlegegurke zunehmend angewendet (Bitsch und Dieckmann, 1993).

Neben den positiven Effekten wurden jedoch unter Mulch erhöhte Nitratgehalte im Boden nach Abschluß der Kultur festgestellt, die im Spätsommer zu erhöhten gasförmigen N-Verlusten und im Winter zu Nitratauswaschungen führen können (Benoit und Ceustermans, 1990; Arold, 1992). Im zweijährigen Feldversuch mit Einlegegurke sollten die Ursachen dieser ertragsstimulierenden Mulcheffekte ermittelt werden. Es war zu prüfen, ob durch den Einsatz schwarzer Mulchfolie eine zusätzliche N-Düngung entfallen kann.

Material und Methoden

1992 und 1993 wurden vollständig randomisierte Feldversuche auf lehmigem Sandboden mit der Einlegegurke Sorte 'Manon' durchgeführt. Prüfglieder waren 0 und 80 kg N ha⁻¹ Düngung (wobei 1992 Kalkammonsalpeter und 1993 Kaliumnitrat gedüngt wurde) und ohne und mit Abdeckung des Bodens mit schwarzer Polyethylenfolie. Im zweiten Jahr wurde in einer Variante K¹⁵NO₃ appliziert, um die Düngerverteilung in Boden und Pflanze zu verfolgen. Die Berechnung erfolgte über Tropfschlauch. Die Parzellen wurden mechanisch unkrautfrei gehalten und pilzliche und tierische Schädlinge nach Bonitur mit chemischen Pflanzenschutzmitteln bekämpft. Boden- (Schichten 0-30 und 30-60 cm Tiefe) und Pflanzenproben wurden alle 14 Tage zur N-Analyse entnommen. Zu Versuchsbeginn und -ende erfolgte eine zusätzliche Bodenprobenahme aus 60-90 cm Tiefe. Pflanzenproben wurden getrennt nach Sproß, Früchten und Wurzeln auf N- und im zweiten Jahr zusätzlich auf ¹⁵N-Gehalt analysiert. Keimzahlen ammonifizierender-, nitrifizierender- und nitratreduzierender Mikroorganismen, mikrobielle Aktivität (DMSO und Basalatmung), mikrobielle Biomasse (SIR) und Ureaseaktivität wurden 1992 an drei und 1993 an fünf Terminen bestimmt. Außerdem wurden Wurzellänge je Pflanze (jeweils zeitgleich mit den mikrobiellen Analysen) und Wurzellängendichte in horizontaler und vertikaler Verteilung (an einem Termin) ermittelt. Mittelwertvergleiche wurden mittels Tukey-HSD-Test (STATISTICA 5.0) bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von P = 0.05 durchgeführt. Stochastische Zusammenhänge wurden in einfachen Korrelationsanalysen bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von P = 0.05 geprüft.

* Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau Grossbeeren / Erfurt e.V., Theodor-Echtermeyer-Weg 1, 14979 Grossbeeren

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

Ergebnisse und Diskussion

Die Auflage schwarzer Polyethylenfolie erhöhte den Gurkenenertrag in beiden Untersuchungsjahren signifikant, während die N-Düngung keinen Einfluß auf die Ertragsbildung hatte (Abb. 1). Der Gurkenenertrag beim Anbau unter schwarzer Folie ohne zusätzliche N-Düngung unterschied sich nicht von demjenigen der mit 80 kg ha⁻¹ N-Düngung ohne Folie erzielt wurde.

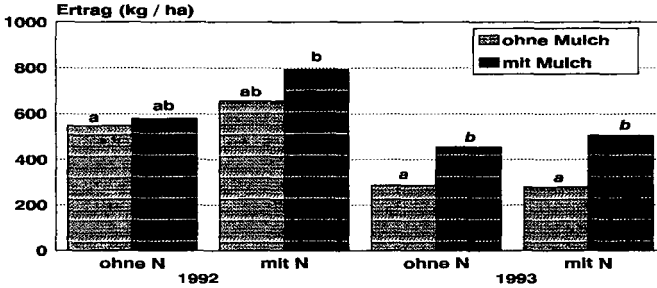


Abb. 1: Einfluß der Mulchfolie auf den Ertrag der Einlegegurke im zweijährigen Feldversuch ohne und mit 80 kg N ha⁻¹ Düngung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (getrennt berechnet für 1992 und 1993).

Die Folienuflage führte ebenso zu einer signifikanten Erhöhung der Wurzellänge in beiden Versuchsjahren (Abb. 2) und zu einer Erhöhung der Wurzellängendichte bis zu 50 cm Entfernung von der Pflanzstelle (Abb. 3).

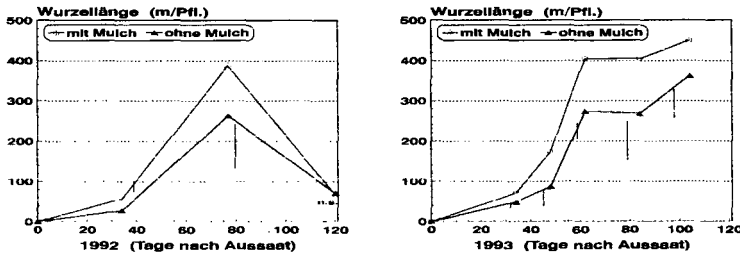


Abb. 2: Einfluß der Mulchfolie auf die Wurzellänge im Wachstumsverlauf der Pflanze in beiden Versuchsjahren.

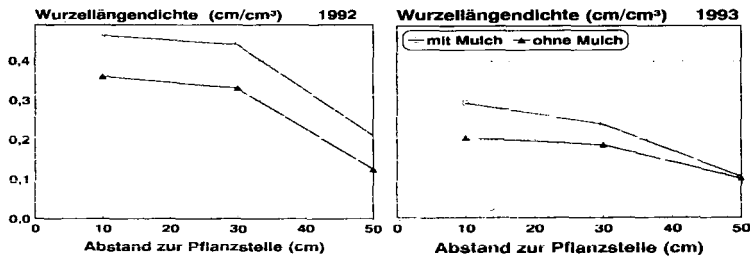


Abb. 3: Einfluß der Mulchfolie auf die Wurzellängendichte je Einheit Bodenvolumen in 10 bis 50 cm Abstand von der Pflanzstelle in beiden Versuchsjahren (gemittelt über eine Bodentiefe von 0-30 cm).

Die N-Düngung hatte keinen signifikanten Einfluß auf die Wurzelentwicklung. Sie führte unter Mulchfolie lediglich bis zu dreifach gesteigerten Nitratgehalten im Boden am Ende der Vegetationsperiode (Anfang September) (Abb. 4).

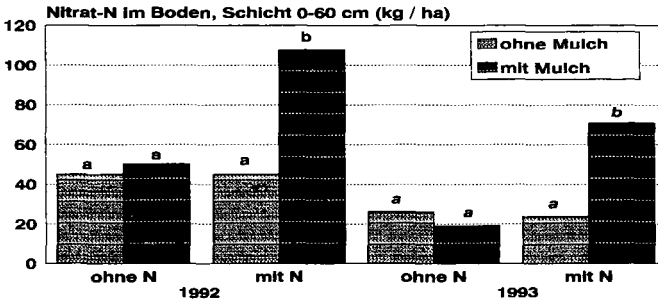


Abb. 4: Einfluß der Mulchfolie auf den Nitrat-N Gehalt des Bodens nach Abschluß der Ernteperiode im zweijährigen Feldversuch. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (getrennt berechnet für 1992 und 1993).

Um die Ursachen der Ertragssteigerung bei der Anwendung schwarzer Mulchfolie zu analysieren, wurden Bodenwassergehalt, Bodentemperatur, Netto-N-Mineralisation, mikrobielle Aktivitäten und Mikroorganismenpopulationen im Jahresverlauf untersucht. Die Auflage der Mulchfolie erhöhte im Mittel des Versuchszeitraumes die Bodentemperatur in 10 cm Tiefe um 1 K, wobei die Temperaturerhöhung zu Versuchsbeginn am höchsten war und mit zunehmender Beschattung der Folie durch die Gurkenpflanzen reduziert wurde. Die Netto-N-Mineralisation war vom Zeitpunkt der Aussaat an sowohl mit als auch ohne N-Düngung unter Mulch signifikant erhöht und nur in der gedüngten Variante ohne Mulch traten negative Netto-N-Bilanzwerte auf (Abb. 5).

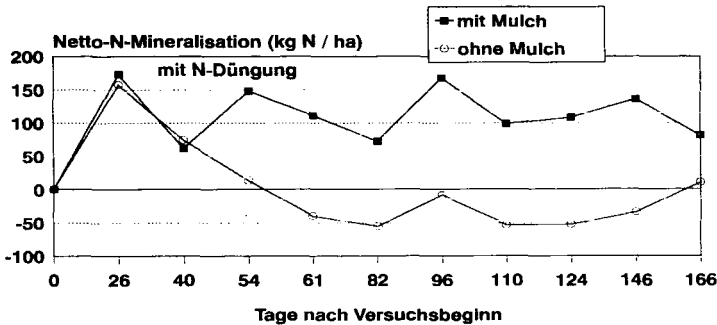


Abb. 5: Einfluß der Mulchfolie auf die Netto-N-Mineralisation mit N-Düngung im Zeitverlauf des zweiten Versuchsjahres.

Durch erhöhte Netto-N-Mineralisation unter der Folie wurde der Stickstoffbedarf der Gurkenpflanze ohne zusätzliche N-Düngung unter den beschriebenen Bodenbedingungen (lehmiger Sand) gedeckt. Eine zusätzliche N-Düngung unter Mulch führte lediglich zu hohen Nitratrestmengen am Ende der Ernteperiode im Boden (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich des N-Entzuges der Gurkenpflanzen zur Netto-N-Mineralisation in Abhängigkeit von der N-Düngung und der Anwendung schwarzer Mulchfolie (1993) (N_{\min} im Boden zu Beginn des Experimentes 37 kg ha^{-1} , N-Düngung 80 kg N ha^{-1})

Faktoren	N-Entzug (kg N ha^{-1})	Netto-N-Mineralisation (kg N ha^{-1})	N_{\min} Rest im Boden (kg N ha^{-1})
ohne N, mit Mulch	114	88	19
mit N, mit Mulch	133	82	71
ohne N, ohne Mulch	110	65	26
mit N, ohne Mulch	96	10	24
GD P = 0.05	22	38	37

Die Populationsuntersuchungen der Mikroorganismengruppen zeigten eine Erhöhung der Population der ammonifizierenden Mikroorganismen unter Mulch in den ersten Wochen des Versuches, verbunden mit einer gesteigerten spezifischen Ureaseaktivität dieser Organismengruppe. Die mikrobielle Aktivität (gemessen als DMSO-Reduktaseaktivität) und die Basalatumung der Bodenmikroflora wurden nicht durch die Folienuflage beeinflusst. Die mikrobielle Biomasse war im Mittel des Versuchszeitraumes unter der Folie sogar reduziert. Die erhöhte Wurzellängendichte und eine erhöhte Ureaseaktivität zur Zeit der Aussaat und der stärksten Bodenerwärmung durch die Mulchfolie führten zu einer gesteigerten Netto-N-Mineralisation unter Mulch und sind mögliche Ursachen für die ermittelten Ertragssteigerungen. Der erhöhte Nitratgehalt unter Mulch nach N-Düngung bewirkte keine weitere Ertragssteigerung, möglicherweise, da der Anteil des applizierten Dünger-N an der N-Ernährung der Pflanzen in dieser Variante mit 12 % insgesamt sehr gering war, so daß der Hauptanteil aus der Mineralisation organischer N-Verbindungen des Bodens stammte (Latus et al. 1995).

Es bleibt daher bei der weiteren Anwendung schwarzer Mulchfolie für andere Bodenarten zu prüfen, wie weit die N-Düngung reduziert werden kann, um die aus der erhöhten Mineralisation organischer N-Verbindungen des Bodens stammende N-Menge mit für die Ertragsbildung zu nutzen.

Literatur

- AROLD, G. 1992: Im dreijährigen Versuch bestätigt: 160 kg N als Grunddüngung bei Einlegegurken genügen. Bericht Nr. 78 in Versuche im deutschen Gartenbau/Gemüsebau, Rheinischer Landwirtschafts-Verlag Bonn.
- BENOIT, F. and N. CEUSTERMANS 1990: Ecologische groenteteelt met kunststoffen. *Revue de l'Agriculture* **43**, 747-760.
- BITSCH, V. und W. DIEKMANN 1993: Beurteilung von Mulchmaterialien. *Deutscher Gartenbau* **47**, 1518-1520.
- FARIAS-LARIOS, J., M. OROZCO, S. GUZMAN and S. AGUILAR 1994: Soil temperature and moisture under different plastic mulches and their relation to growth and cucumber yield in a tropical region. *Gartenbauwissenschaft* **59**, 249-252.
- LAMONT, JR. W. J. 1993: Plastic mulches for the production of vegetable crops. *Hort Technology*, **3**, 35-39.
- LATUS, C., MERBACH, W., MAKSWITAT, E., AUGUSTIN, J., RUPPEL, S. AND KUCHENBUCH, R. 1995: ^{15}N -dynamics of cucumber (*Cucumis Sativus L.*) in field trials on loamy sand in Brandenburg (Germany). *Isotopes Environ. Health Stud.* **31**, 357-362.

Nitratdynamik auf Sandböden - Intensitäten der Nettomineralisierung und Möglichkeiten der Steuerung

von

Scheller, E.*

Betriebe des Organischen Landbaus stehen laut Richtlinien nur wirtschaftseigene N-Dünger und diese durch den eingeschränkten Futterzukauf nur in begrenztem Umfang zur Verfügung. Stallmist-Stickstoff wird überwiegend in die organische Substanz des Bodens eingebaut und die N-Versorgung der gedüngten Kultur wird nur geringfügig verbessert (Rauhe 1989, Stein-Bachinger 1993). Umso mehr wird die Ertragsbildung von der Bodennachlieferung an Nitratstickstoff und seiner effektiven Nutzung durch die jeweilige Kultur bestimmt. Die N-Versorgung von Pflanzen aus der organischen Substanz des Bodens hängt von folgenden Faktoren ab:

- dem Ges-N-Gehalt des Oberbodens
- der Nettomineralisierungsrate
- dem zeitlichen Verlauf der Nettomineralisierung im Verhältnis zum N-Bedarf einer Kulturart in verschiedenen Wachstumsphasen

Material und Methoden

Auf je 12 - 15 Feldschlägen in der Fruchtfolge je eines bio. dyn. und org. bio. wirtschaftenden Betriebes wurden in Zeitabständen von 7 - 10 Tagen in den Vegetationszeiten 1987 - 1989 aus den Tiefen 0 - 30, 30 - 60 und 60 - 90 cm Nmin-Proben entnommen und am gleichen Tag auf Nitrat und Ammonium untersucht. Der Betrieb Hohenroth liegt bei Gemünden am Main und der Betrieb der Loheland-Stiftung am Nord-West-Rand der Rhön. 12 der untersuchten Flächen waren Braunerden auf mittlerem Buntsandstein mit C_T -Gehalten von 0,6 - 1,5%, N_T -Gehalten von 0,05 - 0,11%, Tongehalten von 0 - 14% und pH-Werten von 4,7 - 5,7. Eine detaillierte Beschreibung findet sich bei Scheller (1993).

In den Feldern wurden Bracheparzellen angelegt, um den Einfluß der Pflanzen auf die N-Nachlieferung von der bodeneigenen Dynamik der Nettomineralisierung trennen zu können.

Bei der Prüfung von Einflußfaktoren im Feldversuch werden Unterschiede durch eine statistische Verrechnung von Wiederholungen abgesichert. Der Vergleichswert wird mit einer hohen Schärfe ermittelt, bei dem Verlauf physiologischer Kennwerte ist die Schärfe der Ermittlung der Dynamik und der Variabilität in der Regel methodisch bedingt, geringer.

* Kwalis Qualitätsforschung Fulda GmbH, Fuldaer Str. 21, D-36160 Dipperz

Durch eine Probennahme in Zeitabständen von 7 - 10 Tagen und der parallelen Beprobung von ca. 30 Feldschlägen wurde die Dynamik und die Variabilität unter Praxisbedingungen mit hoher Schärfe erfaßt, dafür mußte auf eine statistische Absicherung der Einzelwerte verzichtet werden. Die kritische Prüfung der Einzelwerte erfolgte über den Kurvenverlauf. Die Untersuchung umfaßte ca. 5.000 Nmin-Proben in 3 Vegetationsperioden.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchungen auf Sandböden werden im folgenden zusammengefaßt dargestellt. Eine ausführliche Dokumentation und Diskussion findet sich bei Scheller (1993) und Scheller und Vogtmann (1995).

Nettomineralisierungs- und Nettoimmobilisierungsphasen

Nach dem Einarbeiten von Gründüngungsgemengen oder dem Umbruch von Klee gras im Winter wurden in der Vegetationszeit in der Regel drei Nettomineralisierungs- und drei Nettoimmobilisierungsphasen beobachtet. Die Phasen stimmen mit den Ergebnissen der langjährigen Untersuchungen von Rappe (1977) zu Wachstumsrhythmen überein, die in Deutschland in Hohenheim, Giessen und Husum durchgeführt wurden. Neuere Untersuchungen von Hatch et al (1991) zur Nettomineralisierung in englischen Wiesen mit Hilfe einer Feldinkubationsmethode weisen darauf hin, daß den bekannten Wachstumsphasen des Grünlandes die ermittelten Nettomineralisierungsphasen zu Grunde liegen.

Intensitäten der Nettomineralisierung

Nach dem Einarbeiten junger Gründüngungsgemeinde (meistens Wickroggen) wurden auf den Sandböden ab Mitte April Nettomineralisierungsraten bis über 10 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha} \times \text{Tag}$ gemessen. Diese Durchschnittswerte beziehen sich auf Zeiträume von 12 - 14 Tagen und entsprechen einer Zunahme des Nitratvorrates von 113 - 134 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ im Boden. Erfolgte der Umbruch der Gründüngung von Mitte bis Ende April bei warmem Boden, dann wurden schon 10 Tage nach dem Umbruch ca. 90 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ im Profil gemessen.

Nettomineralisierungsmengen

Die mineralisierten N-Mengen reichten je nach Bodenzustand und Gründüngung von 78 - 179 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ (Tab. 1). Hafer baute den Nitratvorrat im Boden mit ähnlicher Geschwindigkeit wieder ab wie er sich gebildet hatte. Kartoffeln und Futterrüben benötigten wesentlich länger. Die durch eine Gründüngung stimulierte Nettomineralisierung reichte häufig auch bei C_1 -Gehalten von 0,6 - 0,8% aus, landwirtschaftliche Kulturen ohne weitere Düngung ausreichend mit Stickstoff zu versorgen (Getreide bis über 50 dt/ha).

Tab. 1: Intensität der Nettomineralisierung nach dem Einarbeiten von Gründüngungsgemengen

Schlag	Jahr	Zeitr.	Menge (kg NO ₃ -N/ha)	Mitt.w.	Zeitr.	Max.w. (kg NO ₃ -N/ha*Tag)	Gründüngung
O. Herrenfeld vorne I	1987	1.4.-27.4.	142	5,5	15.4.-27.4.	10,3	Wickroggen
O. Herrenfeld vorne II	1987	15.4.-10.6.	166	3,0	11.5.-26.5.	8,1	Wickroggen
O. Herrenfeld vorne Ila	1987	15.4.-10.6.	169	3,0	11.5.-26.5.	8,1	Wickroggen
Schulfeld	1987	22.7.-14.8.	109	4,7	15.8.-14.8.	6,2	Landsb. Gem.
Herzberg II	1988	14.4.-13.6.	78	1,3	16.4.-29.4.	4,4	W-Roggen
U. Herrenfeld mitte I	1988	27.4.-7.6.	118	2,9	10.5.-25.5.	4,5	Wickroggen
U. Herrenfeld mitte II	1988	11.4.-10.5.	95	3,3	11.4.-27.4.	5,1	Wickroggen
U. Herrenfeld mitte II B	1988	11.4.-21.6.	179	2,5	11.4.-27.4.	5,1	Wickroggen
U. Herrenfeld hinten	1989	12.4.-26.6.	80	1,1	13.6.-26.6.	2,5	Beikr.-Wickg.
O. Herrenfeld vorne I	1989	20.3.-13.6.	135	1,6	18.5.-31.5.	2,5	Wickroggen

Max.w. = Maximalwert der Intensität der Nettomineralisierung pro Tag in kg NO₃-N/ha
Mittelw. = Mittelwert der Intensität der Nettomineralisierung pro Tag

Notwendiger Probennahmeabstand zur Erfassung der Mineralisierungsdynamik

Um die Nitratdynamik in Böden mit hinreichender Genauigkeit zu erfassen, ist in der Vegetationszeit eine Beprobung in Abständen von einer Woche notwendig. Die geringen Abstände der Meßpunkte in der Kurve machen eine Absicherung über den Kurvenverlauf möglich.

Potentiell auswaschbares Nitrat über Winter

Winter- und Sommergetreide hatten in der Regel den Nitratvorrat im Profil aus der Nettomineralisierung im Frühling bis Ende Mai/Anfang Juni aufgezehrt. Das potentiell verlagerbare Nitrat über Winter entstand erst aus der Herbstmineralisierung nach der Getreideernte von Anfang August bis Ende September, bei Kartoffeln nach dem Absterben des Krautes oder nach der Ernte, bei Futterrüben nach der Ernte. Der im Herbst neu gebildete Nitratvorrat reichte ohne Düngung von 36 - 73 kg NO₃-N/ha, mit Jauche- und Stallmistdüngung wurden 113 - 120 kg NO₃-N/ha gemessen. Ein Restnitratgehalt aus der Frühjahrsmineralisierung spielte für das potentiell verlagerbare Nitrat im Herbst keine Rolle. Bei hoher Bewirtschaftungsintensität reicht in der Regel die Herbstmineralisierung zur N-Versorgung des Wintergetreides aus. Eine zusätzliche mineralische N-Düngung oder Jauche- bzw. hohe Güllegaben erhöhen die Menge des potentiell auswaschbaren Nitrates. Im Untersuchungszeitraum waren bis Anfang Januar 0 - 60 cm Tiefe und bis März 0 - 90 cm Tiefe nahezu frei von Nitratstickstoff.

Gründungsgemeinge über Winter

Im August gesäte Gründungsgemeinge waren in der Lage, bis Ende Oktober den Nitratvorrat des Bodens aufzuzehren. Mit der Einarbeitung von Gründungsgemeingen im Spätwinter oder Frühling konnte die Nettomineralisierung für die N-Versorgung von Sommerkulturen häufig ausreichend stimuliert werden. Hohe Nitratvorräte im Spätherbst, die zu einer Nitratverlagerung über Winter führten, entstanden durch ackerbauliche Fehler, die auf eine Unkenntnis der Mineralisierungsrythmen und ihrer Einflußfaktoren zurückzuführen sind.

Fazit

Durch entsprechende ackerbauliche und pflanzenbauliche Maßnahmen kann der Nitraustrag über Herbst und Winter stark reduziert werden. Durch eine Konservierung des Nitratstickstoffs aus der Herbstmineralisierung über Gründungspflanzen kann die N-Versorgung der Pflanzen aus dem Boden-N-Mineralisierung gesteigert und eine zusätzliche N-Düngung erheblich reduziert oder ganz auf sie verzichtet werden. Auch humusarme Sandböden sind mit dieser ackerbaulichen Technik in der Lage, hohe Erträge ohne mineralische N-Düngung zu erbringen. Gleichzeitig wird die Nitrat- auswaschung reduziert und ein Beitrag zum Trinkwasserschutz geleistet. Die Vorstellung von dem Boden als Nährstoffspeicher, den die Pflanze entleert und den der Landwirt durch die Düngung wieder aufzufüllen hat, ist für ein ökologisches Stickstoffmanagement unzureichend und muß erweitert werden.

Die Untersuchungen zur Nettomineralisierung und zur Nitratdynamik in organisch bewirtschafteten Böden wurden im Rahmen der Gesellschaft für goetheanistische Forschung e.V. durchgeführt und sind Teil einer Dissertation bei Prof. Dr. H. Vogtmann an der Universität Kassel - Witzenhausen. Ich danke meinen Mitarbeitern Frau Rieger 1987, Frau Bohne 1988, Frau Karmann 1989 und Frau Koi 1990 - 1992 für ihre engagierte Mitarbeit.

Das Forschungsvorhaben wurde unterstützt von DAMUS e.V., Karlsruhe, tegut.. Stiftung, Fulda, Software AG, Darmstadt, Haus Bollheim e.V., Oberelvenich, R. Steiner Fonds, Nürnberg, Gesellschaft für angewandte Wissenschaft, Köln, Gemeinnützige Treuhand Bochum und von Landwirten und anderen interessierten Personen.

Literatur

- Hatch, D.J. , Jarvis, S.C. , and Reynolds, S.E. (1991): An assessment of the contribution of net-mineralization to N-cycling in grass swards using a field incubation method. *Plant and Soil*, 138, 23 - 32
- Rappe, G. (1977): A geographical study of rhythmic growth in gramineous plants. 22 ff, Kalmar, Schweden
- Rauhe, K. (1989): Ergebnisse und Erfahrungen aus langjährigen Feldversuchen mit organischer Düngung und ¹⁵N-Anwendung. *VDLUFA Kongreßband* 30, 509 - 516
- Scheller, E. (1993): Die Stickstoffversorgung der Pflanzen aus dem Stickstoff-Stoffwechsel des Bodens. Margraf Verlag, Weikersheim
- Scheller, E. und Vogtmann, H. (1995): Case studies on nitrate leaching in arable fields of organic farms. *Biological Agriculture and Horticulture*, 11, 91 - 102
- Stein-Bachinger, K. (1993): Optimierung der zeitlich und mengenmäßig differenzierten Anwendung von Wirtschaftsdüngern im Rahmen der Fruchtfolge organischer Anbausysteme. *Diss. Univ. Bonn*, S 130

P- bzw. K-Status des Bodens in P- bzw. K-Mangelvarianten des Thyrower Statischen Nährstoffmangelversuches nach 55-jähriger Versuchsdauer

von

Pagel, H.*; Benkenstein, H.*; Krüger, W.*; Baumecker, M.**

1. Einleitung

Dauerfeldversuche sind besonders geeignet, den Einfluß unterschiedlicher Düngung (Mangel bzw. Überschuß) auf den Nährstoffzustand des Bodens (Verarmung bzw. Anreicherung) und den Ertrag zu prüfen (Pagel u.a., 1982; Wechsung u. Pagel, 1993). In der vorliegenden Arbeit werden entsprechende Ergebnisse zum P- und K-Zustand des Bodens im Thyrower Dauerversuch in Beziehung zum Relativertrag nach 55jähriger Versuchsdauer und im parallel dazu begonnenen Gefäßversuch nach zunächst einjähriger Dauer mitgeteilt.

2. Material und Methoden

Aus dem Krumboden (Sand-Tieflehm-Fahlerde bzw. Podzoluvisol) der Düngungsvarianten mineralische Volldüngung (NPKCa), P-Mangel (N-KCa), K-Mangel (NP-Ca) und „ohne Düngung“ wurden 1993 Proben entnommen und darin verschiedene P- und K-Werte (vgl. Tab. 1 u. 2) nach Pagel u.a. (1982) ermittelt. Zusätzlich erfolgte die Durchführung eines Gefäßversuches (Mitscherlich-Gefäße) mit dem Boden aus diesen Varianten (ab 1994) zur Prüfung der weiteren Änderung des Nährstoffzustandes und zur Ermittlung des K- bzw. P-Entzuges und der Erträge von Hafer und Ölertrich (als Nachbau). Verglichen werden alle diese Werte mit den Relativerträgen der letzten 10 Jahre im Feldversuch (vgl. Tab. 4).

1

¹ * Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Grundlagen der Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, 10115 Berlin, Invalidenstrasse 42

** Versuchsstation Pflanzenbauwissenschaften der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, Standort Thyrow, 14974 Thyrow, Dorfstrasse 9

3. Zusammenfassende Ergebnisse

(1) Unterschiedliche P-Düngung führt zu stark differenzierter P-Bilanz (Differenz zwischen Volldüngung und P-Mangel = 1189 kg P/ha), die sich auch im Pt-Gehalt des Krumbodens (Differenz = 597 kg/ha) widerspiegelt (Tab. 1). In der P-Mangelvariante wurden durchschnittlich 9,3 kg P/ha mobilisiert. Im Versuch Lauchstädt (Schwarzerde) betrug dieser Wert 8,8 kg/ha (Wechsung u. Pagel, 1993).

Tabelle 1 P-Bilanz und P-Werte im Boden Ende 1993

P-Parameter	Düngungsvariante		
	NPKCa	ohne Düngung	NK-Ca
P-Bilanz [kg P/ha]	677	-61	-512
Pt [mg/kg]	456	290	257
DL-P [mg/100 g]	6,8a	3,8b	1,7c
DL-P in Prozent v. P _t	1,5	1,3	0,7
Isothermenwerte:			
Max. Sorption [mg/kg]	11,6	43,0	26,2
P- Desorption [mg/kg]	8,9	1,5	1,5
I _{GLB} [mg/l]	3,1	0,15	0,12
P-Abgabe bis I = 0,2 [mg/kg]	14,0	-1,7	-1,4
P-Zugabe bis I = 0,6 [mg/kg]	-10,5	11,2	6,2
Pufferung (I = 0,2 - 0,6) [mg/kg]	3,5	9,5	4,7
Weitere P-Werte:			
Austb. P [mg/kg]	27,1a	7,2b	7,7b
% v. P _t	5,9	2,5	3,0

Tabelle 2 K-Bilanz und K-Werte im Boden Ende 1993

	Düngungsvariante		
	NPKCa	ohne Düngung	NP-Ca
K-Bilanz [kg/ha]	1100	-224	-872
K _t [mg/100 g]	40,0a	39,8a	32,0b
K _{wasserl.} [mg/100 g]	1,9a	1,0b	0,5c
K _{austb.} [mg/100 g]	7,5a	2,6b	2,1c
K _{HCl} [mg/100 g]	11,8a	8,7b	9,4b
Summe [mg/100 g]	21,2a	12,3b	12,0b
Prozent v. d. Summe			
K _{wasserl.}	8,7	8,1	4,2
K _{austb.}	35,4	21,1	17,5
K _{HCl}	55,7	70,8	78,3
Bezogen auf 1 g Ton			
K _{austb.} [mg/g]	2,4	0,7	0,6
K _{HCl} [mg/g]	3,8	2,4	2,5
VK [%]	4,9	1,8	1,2
DL-K [mg/100 g]	9,8a	4,2b	3,1c

Die damit verbundene deutliche Verschlechterung aller P-Werte im Boden der P-Mangelvariante (z.B. DL-P = 1,7 mg/100 g; $X_{GLB} = 0,12$ mg P/l) führte im ersten Versuchsjahr des Gefäßversuches zwar zum geringeren P-Entzug, nicht aber zu geringeren Erträgen (Tab. 3). Auch die Relativträge der letzten 10 Jahre im Feldversuch erreichten noch 78 bis 94 % (Tab. 4). Auffallend ist, daß beim Vergleich der P-Werte im Boden in den Varianten „P-Mangel“ und „ohne Düngung“ einige Isothermenwerte der Variante „ohne Düngung“ trotz besserer P-Bilanz (-61 gegen -512 kg P/ha; Tab. 1) ungünstiger zu beurteilen sind als in der P-Mangel-Variante (maximale P-Sorption, P-Abgabe, notwendige P-Zugabe, in der Tendenz auch Gehalt an austauschbarem P). Es kann vermutet werden, daß dies die Folge deutlich geringerer Erträge in der Nullvariante (Tab. 3 u. 4), damit geringerer Durchwurzelung und geringerer biologischer (Rhizosphäreneffekt, mikrobiologische Wirkung) mobilisierender Transformationsprozesse ist. Diese Vermutung wird durch Ergebnisse von Tiefenbohrungen im gleichen Versuch bestätigt.

Tabelle 3 Trockenmasse-Erträge, P- und K-Entzug im Gefäßversuch 1994

	Düngungsvariante			
	NPKCa	N-KCa	NP-Ca	ohne Düngung
TM-Ertrag (g/Gef.)	80,8 a	85,3a	40,9b	15,8c
TM-Relativ	100	106	51	20
P-Entzug (mg/Gef.)	188,3 a	115,8b		58,6c
Relativ	100	62		31
K-Entzug (mg/Gef.)	612,3a		164,1b	243,2b
Relativ	100		29	40

(2) Stark differenzierte K-Bilanz (max. Differenz = 1972 kg K/ha; Tab. 2) drückt sich nicht in den Kt-Gehalten aus (Differenz nur 8 mg/100 g bzw. 240 kg K/ha). Eine Erklärung kann dafür z. Zt. nicht gegeben werden. Fehlende K-Düngung führt aber zur deutlichen Abnahme aller übrigen K-Werte des Bodens (Tab. 2): Der Gehalt an austauschbarem K sinkt auf 2,3, der DL-Wert auf 3,1 mg/100 g. Das widerspiegelt sich klar in den Relativträgen des Gefäß- (51 %; Tab. 3) und Feldversuches (32 - 62 %; Tab. 4).

Tabelle 4 Relativträge im Feldversuch 1985 bis 1995

Pflanze	Düngungsvariante			
	NPKCa	N-KCa	NP-Ca	ohne Düngung
Mais (\bar{x} 1987/91/95)	100	94	62	7
Kartoffel (\bar{x} 1985/89/93)	100	87	38	14
S-Gerste (\bar{x} 86/88/90/92/94)	100	78	32	0

Die aus der Bilanz in der K-Mangelvariante (-872 kg K/ha) ableitbare mittlere jährliche K-Mobilisierung aus dem Bodenvorrat (15,6 kg K/ha) reicht nicht zur Deckung des K-Bedarfes der Pflanzen aus.

(3) Unterlassene P-Düngung wirkt sich auf diesem Standort somit nur wenig auf den Ertrag aus. Der K-Düngung (damit wahrscheinlich auch der Mg- und Ca-Düngung) ist dagegen größere Aufmerksamkeit zu widmen.

Literatur

- PAGEL, H.; ENZMANN, J.; MUTSCHER, H. (1982): Pflanzennährstoffe in tropischen Böden - ihre Bestimmung und Bewertung. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin
- PAGEL, H.; SCHNIEDER, E.; BENKENSTEIN, H.; KRÜGER, W. (1982): Einfluß langjährig differenzierter Düngung auf Kapazitäts-, Quantitäts- und Intensitätswerte des Bodenphosphats im Statischen Nährstoffmangelversuch Thyrow. Archiv Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkunde, Berlin 26, S. 655 - 664
- WECHSUNG, G.; PAGEL, H. (1993): Akkumulation und Mobilisation von Phosphaten in einer Schwarzerde im Statischen Dauerversuch Lauchstädt - Betrachtung der P-Bilanz nach 84 Versuchsjahren. Z. Pflanzenernährung Bodenkunde, 156, S. 301 - 306

Q/I- Beziehungen zur Kennzeichnung des P-Zustandes von Sandböden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung

von

Freese, D.; Schweitzer, K.; Pagel, H.*

Der P-Zustand des Bodens wird durch die Höhe und die Löslichkeit bzw. Mobilisierbarkeit des P-Pools bestimmt. Einfache Extraktionsmethoden erfassen eine P-Quantität, die in Abhängigkeit von der jeweiligen Methode durch eine spezifische Löslichkeit charakterisiert ist.

Aus den Q/I-Beziehungen für Phosphat in Böden, ermittelt aus den P-Sorptionsisothermen, kann zusätzlich ein Komplex von Aussagen über das Vermögen des Bodens, Phosphat in die Bodenlösung nachzuliefern bzw. Phosphat zu binden, abgeleitet werden. Die wichtigsten aus der Isotherme ableitbaren Parameter sind die P-Gleichgewichtskonzentration der Bodenlösung, die mögliche P-Desorption in eine P-freie Lösung sowie Parameter zur Charakterisierung der P-Sorptionskapazität und der P-Bindungsintensität bzw. P-Pufferung

In dieser Arbeit wurde der Einfluß der P-Akkumulation durch intensive P-Düngung und Entsorgung von Gülle und von kommunalen Abwässern auf den P-Zustand von Sandböden untersucht. Da Unterböden mit einbezogen wurden, sind Aussagen über eine mögliche P-Verlagerung möglich.

2. Material und Methoden

Böden

Die Untersuchungen wurden an Proben aus der Ackerkrume von insgesamt 11 Standorten, davon 4 unter Ackernutzung, 3 Güllehochlastflächen, 3 Rieselfelder und ein Waldboden (Tabelle 1), sowie aus 4 Bodenprofilen (Nr.3, 5, 10, 11) durchgeführt.

Tabelle 1. Allgemeine Charakteristik der untersuchten Böden

Nr.	Bodenform	Nutzung	pH _(KCl)	Ton (%)	C _i (%)
1	s-Rosterde	Acker	4,7	4,4	1,1
2	s/l - Fahlerde	Acker	5,1	5,0	0,9
3	s/l - Fahlerde	Acker	4,2	2,0	1,0
4	m/l - Fahlerde	Acker	5,2	5,2	1,3
5	s-Rosterde	Gülle	4,0	4,4	1,1
6	s/l - Fahlerde	Gülle	5,6	4,9	1,2
7	m/l - Fahlerde	Gülle	4,8	6,1	2,3
8	s - Rosterde	Rieselfeld	5,2	2,4	5,7
9	s - Rosterde	Rieselfeld	4,9	2,4	1,1
10	s/l - Fahlerde	Rieselfeld	5,5	2,7	1,3
11	s - Braunranker	Wald	3,7	3,2	2,5

* Humboldt - Universität zu Berlin, Landw.-Gärtn. Fakultät, Institut f. Grundlagen der Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, 10115 Berlin, Invalidenstr. 42

Analysen

Der pH-Wert wurde in 0,1N KCl (1 : 2,5), der Tongehalt nach der KÖHNSchen Pipettmethode, der Gesamt-Kohlenstoffgehalt (C) durch Oxidation bei 600°C und Doppel-Laktat-P (DL-P) nach EGNER-RIEHM (VDLUFA, 1991) bestimmt.

Zusätzlich wurden die oxalat- und dithionitlöslichen Al- und Fe-Fractionen zur Interpretation der P-Parameter einbezogen.

Bestimmung und Interpretation der Q/I-Beziehungen

Die P-Sorptionsisothermen wurden nach der Methode von Pagel & Van HUY (Pagel et al. 1981) ermittelt und entsprechend der empirischen Gleichung (1) ausgewertet:

Gleichung 1: $Q = n \sqrt{I} + b$

Q sorbierte P-Menge (mg P/ kg Boden)
 I P-Intensität = c_{equ} (mg P/l)
 n, b bodenspezifische Konstanten.

Aus der Sorptionsisotherme können folgende Aussagen abgeleitet werden:

- Der n - Wert entspricht dem Anstieg der Kurve dQ / dl und kennzeichnet die Lage des Sorptionsgleichgewichts. Er ist ein Maß für die P-Bindungsintensität bzw. P-Pufferung. Hohe n - Werte sind in der Regel mit einer hohen P-Bindungsfestigkeit verbunden.
- Die P-Konzentration, bei der der Boden Phosphat weder sorbiert noch desorbiert, entspricht der P-Gleichgewichtskonzentration der Bodenlösung c_{equ} .
- Die in die P-freie CaCl_2 -Lösung aus dem Boden desorbierte P-Menge entspricht dem leichtlöslichen Phosphat, das durch einfache 0,01M CaCl_2 -Extraktion nach Houba et al.(1990) ermittelt wird und ist deshalb im Folgenden als CaCl_2 -P bezeichnet.
- Als Maß für die P-Sorptionskapazität des Bodens wird die P-Sorption Q_{max} bei der höchsten experimentellen P-Zugabe von 100 mg P/kg Boden ermittelt

3. Ergebnisse und Diskussion

Untersuchungen der Ackerkrume

Tabelle 2: P-Zustand der Ackerkrume der untersuchten Böden

Nr.	Bodenform	DL-P (mg P / kg)	CaCl ₂ -P (mg P / kg)	c_{equ} (mg P / l)	Q_{max} (mg P / kg)	dQ / dl
<i>Ackerböden</i>						
1	s-Rosterde	71	1,9	0,23	52	12,3
2	s/l - Fahlerde	124	8,0	1,26	33	6,2
3	s/l - Fahlerde	130	7,0	1,05	39	25,0
4	m/l - Fahlerde	192	8,9	1,75	27	5,7
<i>Gülleflächen</i>						
5	s-Rosterde	167	17,6	5,30	20	5,3
6	s/l - Fahlerde	210	9,9	1,92	29	6,2
7	m/l - Fahlerde	850	42,9	8,50	6	14,5
<i>Rieselfelder</i>						
8	s - Rosterde	1134	42,5	8,51	7	15,0
9	s - Rosterde	164	18,8	6,00	12	4,2
10	s/l - Fahlerde	233	11,5	1,26	26	5,9
<i>natürlicher Boden</i>						
11	s - Braunranker	50	2,4	0,23	63	13,7

Ein Anstieg der Doppellaktatwerte ist in der Regel mit einer Erhöhung des leichtlöslichen P-Vorrates und der P-Konzentration verbunden, was durch die Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Tabelle 3)

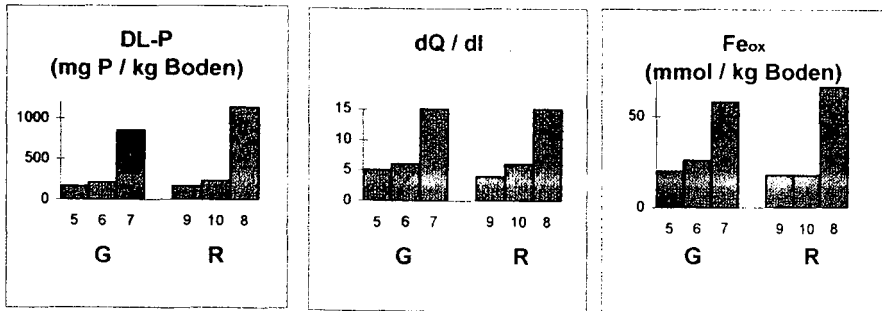
bestätigt wird. Analog dazu weisen die Standorte mit den extrem hohen DL -P Gehalten von 850 bzw. 1134 mg P /kg Boden (Nr. 7 und 8) die höchsten Gehalte an leichtlöslichem Phosphat (CaCl₂-P) von 42 mg P / kg Boden auf (Tabelle 2).

Tabelle 3: Korrelationskoeffizienten zwischen den P-Parametern des Bodens

	CaCl ₂ -P	C _{equ}	(dQ / dI)	Q _{max}
DL-P	+ 0,94***	+ 0,82***	+ 0,26	- 0,68*
CaCl ₂ - P	-	+ 0,95***	+ 0,13	- 0,83***
C _{equ}	-	-	+ 0,00	- 0,87***
dQ /dI	-	-	-	+ 0,22

Der Boden mit einem niedrigen DL-P-Gehalt (50 mg P / kg) und der Boden mit einem entsprechend der VST C ausreichenden DL-P-Gehalt (71 mg P / kg) weisen einen sehr niedrigen Gehalt an leichtlöslichen Phosphat von etwa 2 mg P / kg Boden sowie eine P-Konzentration der Bodenlösung nur geringfügig über dem Grenzwert für optimales Pflanzenwachstum von 0,2 ppm P auf (Tab.2). Steigende Akkumulation von DL-P im Boden erniedrigt die P - Sorptionskapazität Q_{max} (r = - 0,68). Die P-Bindungsintensität (dQ / dI) steht mit dem Gehalt an labilem Phosphat in der Regel in einem negativen Zusammenhang. Diese Beziehung konnte für die hier untersuchten Böden nicht nachgewiesen werden. Im Gegenteil dazu steigt auf den Gülleflächen und auf den Rieselfeldern die P-Bindungsintensität mit steigender Akkumulation an DL - P deutlich an. Möglicherweise besteht hier ein Zusammenhang mit der Eisen-Dynamik, denn in gleicher Weise wie die P-Pufferung steigt auch der Gehalt an oxalatlöslichem Eisen (Abb. 1). Auf eine Fe - Mobilisierung im Boden bei Gülleanwendung weisen auch Amberger & Amann (1984) hin.

Abb. 1 DL-P, P-Pufferung und oxalatlösliches Eisen auf Gülleflächen und Rieselfeldern



G ... Gülleflächen; R ... Rieselfelder

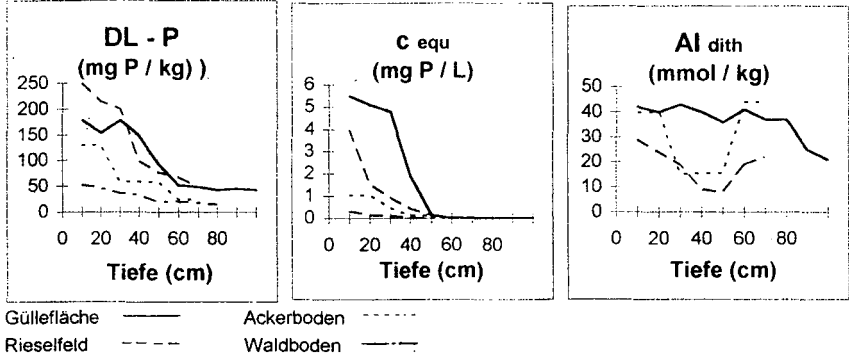
Untersuchungen der Bodenprofile

Wie aus Abbildung 2 hervorgeht, nehmen das DL-lösliche und die P-Konzentration der Bodenlösung mit zunehmender Tiefe ab. Das Gleiche gilt für das leichtlösliche CaCl₂-P.

In einer Tiefe von 60-70 cm liegen die DL-Werte der Güllefläche und des Rieselfelds mit 50 mg P / kg noch deutlich über denen des Wald- und des Ackerbodens. Die P-Konzentration wie auch das CaCl₂-P erreichen dagegen in allen untersuchten Profilen trotz erhöhter DL-P-Werte und einer Akkumulation von Gesamt-P im Unterboden übersorgter Böden (Krüger et al., 1996) Werte, die denen des ungedüngten Waldbodens gleichen (max. 0,04 mg P/L bzw. 0,2 mg CaCl₂-P/kg Boden). Somit wird die in der Ackerkrume der Güllefläche bzw. des Rieselfelds vorhandene leichtlösliche P-Menge von ca. 30 kg/ha bzw. 90 kg/ha (kalkuliert entsprechend den CaCl₂-Werten in Tab.2) bei einer möglichen vertikalen Verlagerung bis zu einer Tiefe von 60 cm vollständig sorbiert. Zu dem gleichem Ergebnis gelangten auch Pagel et al. (1996).

Die P-Konzentrationen in 60 cm Tiefe von 0,01 bis 0,02 bzw. 0,04 mg P / L im Rieselfeldboden liegen unter bzw. nur knapp über dem Grenzwert der Grundwassereutrophierung von 0,02 ppm.

Abb. 2 DL-P, P-Konzentration der Bodenlösung und dithionitlösliches Al im Bodenprofil



Ein wesentlicher Unterschied zwischen den untersuchten Bodenprofilen ergibt sich hinsichtlich des CaCl_2 -P-Gehaltes und der P-Konzentration in der Tiefe von 20-30cm. Diese sind im Profil der Güllefläche mit Werten von 16 mg CaCl_2 -P/kg Boden bzw. 4,9 mg P/L deutlich höher als in den anderen Profilen. Gleichzeitig weist die Güllefläche im gesamten Profil hohe Gehalte an dithionitlöslichem Aluminium auf (Abb. 2). Ebenso liegen in den tonarmen Schichten des Unterbodens der Gehalt an oxalatlöslichem Aluminium und Eisen im begüllten Boden mit durchschnittlich 28 bzw. 16 mmol / kg auf einem deutlich höherem Niveau als in den anderen untersuchten Bodenprofilen. Diese weisen Gehalte von 7 bis 11 mmol Al_{ox} / kg bzw. von 6 bis 12 mmol Fe_{ox} / kg auf.

4. Zusammenfassung

Aus den P-Parametern, abgeleitet aus den P-Sorptionsisothermen, für Ackeröden, Gülleflächen und Rieselfelder ergeben sich Hinweise auf Besonderheiten der P-Dynamik in Böden von Gülleflächen und Rieselfeldern, die möglicherweise mit der Fe- und Al-Dynamik zusammenhängen. Bei der Untersuchung der Bodenprofile konnte anhand der P-Gleichgewichtskonzentration der Bodenlösung und dem ermittelten CaCl_2 -P-Gehalt nachgewiesen werden, daß trotz eines erhöhten DL-P-Gehalts im Unterboden der Gülleflächen und Rieselfelder in Tiefen ab 60 cm kaum leichtlösliches Phosphat vorhanden ist. Die P-Konzentration der Bodenlösung liegt in dieser Tiefe unter 0,02 ppm P/L bzw. im Profil des Rieselfelds bei 0,04 ppm P/L.

Literatur:

- AMBERGER, A.; CH. AMANN (1984): Wirkung organischer Substanzen auf das Boden- und Düngerphosphat. Z. Pflanzenern. Düngung 147: 60-70
- Houba, V.J.G.; I. Novozamský; Th. M. Lexmond; J.J. van der Lee (1990): Applicability of 0,01M CaCl_2 as a single extraction for the assessment of the nutrient status of soils and other diagnostic purposes. Comm. Soil Plant Anal. 21(19&20): 2281-2290
- KRÜGER, W.; H. PAGEL; H. BENKENSTEIN (1996): Einfluß langjährig differenzierter Düngung auf die Tiefenverteilung von pH, C, N, P und K im Boden der Thyrower Dauerversuche. Tagung Deutsche Bodenkundl. Gesellsch., Kommission 4, Im Druck.
- PAGEL, H.; H. BENKENSTEIN; W. KRÜGER (1981): Die verienfachte Ermittlung von P-Sorptionsisothermen und ihre Bedeutung für die Erfassung des P-Zustandes und der P-Dynamik im Boden. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk. 25: 755-764
- PAGEL, H.; H. BENKENSTEIN, W. KRÜGER, M. BAUMECKER (1996): P- bzw. K-Status des Bodens in P- und K-Mangelvarianten des Thyrower Statischen Nährstoffmangelversuches nach 55 Versuchsdauer. Tagung Deutsche Bodenkundl. Gesellsch., Kommission 4, Im Druck.

Erträge, K-Gehalte des Bodens sowie K-Auswaschungen infolge von K-Düngung auf Sandböden bei Walsrode

von

Claassen, N.; Wulff, F.; Jungk, A.*

Sandböden haben einen geringen Tongehalt. Daraus läßt sich die Hypothese ableiten, daß auf Grund der geringen Kationenaustauschkapazität und der damit verbundenen geringen Pufferung auch bei geringen K-Gehalt des Bodens die K-Düngung sehr effektiv ist. Durch den starken Anstieg der K-Konzentration der Bodenlösung werden schnell Konzentrationen erreicht, bei denen das Pflanzenwachstum optimal ist. Weil aber gleichzeitig die K-Auswaschung hoch ist, ist eine Vorratsdüngung nicht möglich. Darüberhinaus ist die Kaliumnachlieferung aus den Zwischenschichten gering.

Um diese Hypothesen und die Wirkung der K-Düngung auf den Ertrag zu prüfen, wurden 1989 Felddüngungsversuche angelegt. Tabelle 1 enthält eine kurze Beschreibung der Bodeneigenschaften der Versuchsflächen.

Tab. 1: Bodeneigenschaften der Versuchsflächen der Felddüngungsversuche

Standort	pH	Ton	Humus	K-Gehalt	
				DL	CaCl ₂
		-----%-----		mg K ₂ O/100g	mg K/100mL
Düshorn	5,5	5	2,2	11	8
Eickeloh	5,2	3	1,9	10	9
Hademstorf	5,5	4	4,0	10	7
Hodenhagen	5,2	3	5,5	13	11

Auf den oben beschriebenen Standorten wurden vier statische Langzeitdüngungsversuche (LZV) mit jeweils vier Düngungsstufen angelegt. Kalium wurde im Frühjahr mit Düngemengen von 0, 70, 140 und 210 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹ als 60er Kali und zur Kartoffel als Kaliumsulfat gegeben. Um die Ertragswirkung der K-Düngung von Kartoffel bei niedrigem K-Gehalt des Bodens zu prüfen, wurde 1994 unmittelbar neben dem LZV ein einjähriger Aufdüngungsversuch (ADV) mit 0, 100, 200 und 300 kg K₂O ha⁻¹ angelegt.

Kalium-Gehalt der Böden

Die Wirkung der K-Düngung auf den K-Gehalt des Bodens ist in Abbildung 1 im Mittel der vier Langzeitdüngungsversuche dargestellt. Die Gehalte wurden jeweils nach der Ernte bestimmt. Der K-Gehalt lag im Mittel der Versuche zu Versuchsbeginn 1988 bei 8,8 mg K/100mL Boden (Gehaltsklasse C). In der ungedüngten Variante (K-0) sank der K-Gehalt in 2 Jahren auf 2 bis 3 mg K/100mL ab. Das entspricht der Grenze zwischen den Gehaltsklassen A und B. In der mit 140 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹ gedüngten Variante (K-140) blieb der Ausgangsgehalt ungefähr erhalten (Gehaltsklasse C). Bei jährlichen Gaben von 210 kg K₂O ha⁻¹ (K-210) stieg der K-Gehalt der Böden an.

* Institut für Agrikulturchemie der Georg-August-Universität, von Siebold-Str. 6, 37075 Göttingen

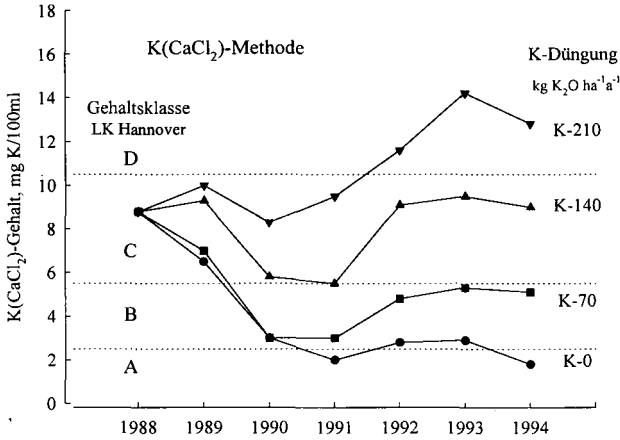


Abb. 1: Wirkung der K-Düngung auf den Verlauf der K(CaCl₂)-Gehalte des Bodens (0-30cm) im Mittel von 4 Sandböden.

Wirkung der K-Düngung auf den Ertrag von Getreide und Kartoffel

In Abb. 2 sind die Mittelwerte der Relativerträge des Getreides von 1989 bis 1995 dargestellt. Es wurde 18 mal Winterroggen und 3 mal Sommergerste geerntet. Die beiden Getreidearten unterschieden sich in diesen Versuchen nicht in ihrer Reaktion auf die unterschiedliche K-Düngung.

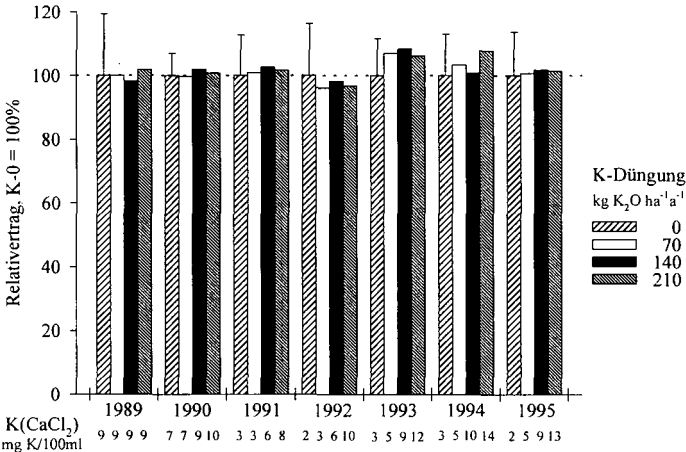


Abb. 2: Wirkung der K-Düngung auf den Kornertrag von Getreide von 1989 bis 1995 als Mittelwert von mehreren Sandstandorten. K-0 = 100%, GD_{0,05} TUKEY

Die Getreideerträge der gedüngten Varianten unterscheiden sich in den ersten vier Versuchsjahren nicht vom Ertrag der ungedüngten Variante, obwohl bereits nach der zweiten Ernte K-Gehalte im Boden vorlagen die denen von 1994 entsprachen. Erst 1993, im fünften Versuchsjahr, kam es ohne K-Düngung zu Mindererträgen. Auf drei der vier Versuchsfelder wurde 1993 Winterroggen angebaut, wobei auf zwei Versuchsfelder statistisch gesicherte Ertragsunterschiede zwischen der K-0 und der K-210, bzw. K-140 auftraten. In den Versuchsjahren 1994 und 1995 wurden Ertragsunterschiede, wie sie 1993 auftraten nicht beobachtet.

Aus den Ergebnissen ist der Schluß zu ziehen, daß bei Getreide vier Jahre auf eine K-Düngung verzichtet werden kann, ohne das Mindererträge auftreten, wenn der K-Gehalt des Bodens zuvor größer als 8 mg K(CaCl₂)/100mL war. In den folgenden Jahren sind bei einer weiteren Unterlassung der K-Düngung Mindererträge gegenüber den gedüngten Varianten möglich.

Zu Getreide reichte ein K-Gehalt des Bodens von 2-3 mg K/100mL aus. Es stellte sich die Frage, ob auch Kartoffel bei diesem niedrigem K-Gehalt angebaut werden kann, ggf. mit erhöhter K-Düngung im Anbaujahr, oder ob in Fruchtfolgen mit Kartoffeln ein hoher K-Gehalt im Boden ständig erhalten bleiben muß. In Abbildung 3 ist die Wirkung der K-Düngung auf den Kartoffelertrag bei unterschiedlichem K-Gehalt des Bodens dargestellt.

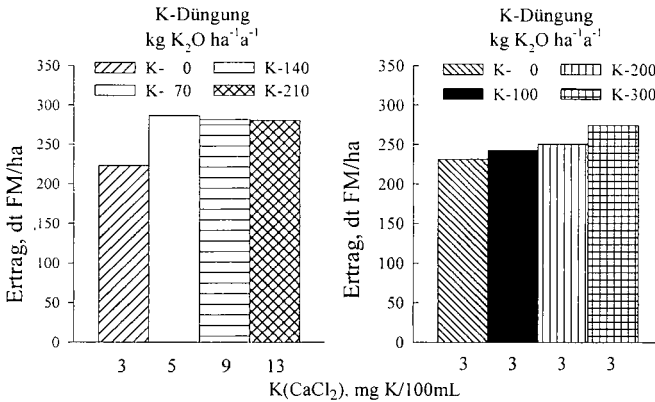


Abb. 3: Wirkung der K-Düngung auf den Kartoffelertrag bei unterschiedlichem K-Gehalt des Bodens. Eickeloh, 1994.

Bei einem K-Gehalt des Bodens von 3 mg K(CaCl₂)/100mL und Unterlassung der K-Düngung wurden Mindererträge erzielt. Um Höchsterträge zu erreichen waren 5 mg K(CaCl₂)/100mL Boden und 70 kg K₂O ha⁻¹ oder 300 kg K₂O ha⁻¹ erforderlich. Daraus ist der Schluß zu ziehen, daß hohe K-Gehalte des Bodens auch in Fruchtfolgen mit Kartoffeln nicht notwendig sind.

Mit dem Erntegut wurden von den ungedüngten Parzellen jährlich 100 kg K₂O ha⁻¹ abgefahren, ohne daß sich der K-Gehalt von 2 bis 3 mg K(CaCl₂)/100mL Boden veränderte. Dies wirft die Frage auf, woher das aufgenommene und abgefahrte Kalium stammt. Mögliche Quellen sind

- die Zwischenschichten der Tonminerale
- die Verwitterung (Zerstörung) von Primärmineralen (Glimmer, Feldspäte)
- der Unterboden

Um der Frage nachzugehen, ob daß abgefahrte Kalium aus dem Unterboden stammt, sind in Abbildung 4 die K-Gehalte des Bodenprofils im Mittel von drei Standorte bei Versuchsbeginn und nach 6 Versuchsjahren mit unterschiedlicher K-Düngung dargestellt.

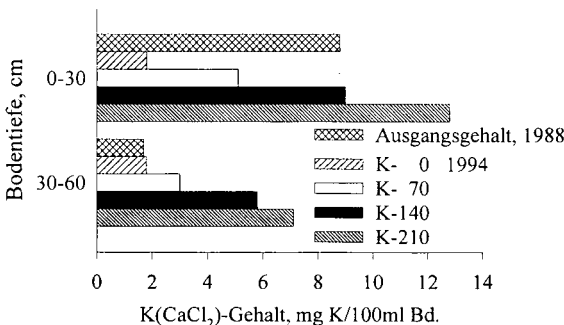


Abb. 4: K(CaCl₂)-Gehalt des Bodenprofils im Mittel von drei Sandböden bei Versuchsbeginn und nach 6 Versuchsjahren mit unterschiedlicher K-Düngung dargestellt

Während im Oberboden die K-Gehalte des Bodens bei Unterlassung der K-Düngung deutlich zurückgingen, hat sich der K-Gehalt in der Bodenschicht 30-60cm nicht verändert. Daraus wird der Schluß gezogen, daß aus dieser Bodenschicht keine großen Kaliummengen aufgenommen worden sind. Demzufolge müssen die abgefahrenen K-Mengen aus der Verwitterung von Primärmineralen (Glimmer und Feldspäte) oder den Zwischenschichten der Tonminerale stammen.

Kalium-Verlagerung

Steigende K-Gaben erhöhen den K-Gehalt des Bodens und die K-Konzentration der Bodenlösung. Durch Multiplikation der K-Konzentration der Bodenlösung mit der Sickerwassermenge wurde die verlagerte K-Menge bestimmt.

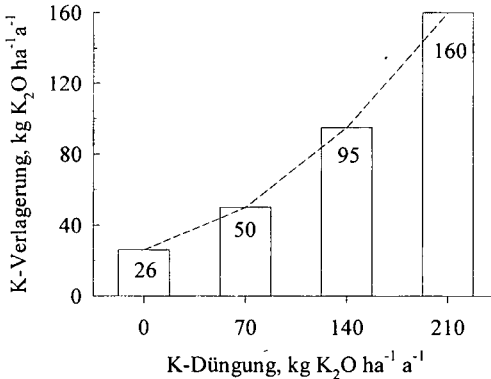


Abb. 5: Mittlere jährliche K-Verlagerung aus der Krume in den Unterboden auf Sandböden bei unterschiedlicher K-Düngung.

Aus Abbildung 5 geht hervor, daß die K-Verlagerung aus der Krume mit steigender K-Düngung zunahm. In der nicht mit Kalium gedüngten Variante wurden im Mittel 26 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹ in den Unterboden verlagert. Dies entspricht annähernd der K-Menge die aus dieser Bodenschicht aufgenommen wurden, wie Modellrechnungen zur Kaliumaufnahme aus unterschiedlichen Bodenschichten ergaben. K-Gaben von 70 bis 140 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹ führten zu einer jährlichen K-Verlagerung von 160 kg K₂O ha⁻¹. Dieses Kalium wird nur zum Teil im Unterboden gebunden und steht damit den Pflanzen auch weiterhin zur Verfügung. Der größere Teil der verlagerten K-Menge wird vermutlich in größere Bodentiefen verlagert.

Schlußfolgerungen

- Geringe K-Gehalte (3 mg K(CaCl₂)/100mL oder 4 mg K₂O(DL)/100g Boden) reichen aus für optimales Wachstum
 - bei Winterroggen und Sommergerste sogar ohne K-Düngung
 - bei Kartoffel ist eine K-Düngung von 300 kg K₂O/ha notwendig.
- Bei diesen K-Gehalten ist die Pufferung hoch genug, so daß die K-Verlagerung gering ist, und die Auswaschung aus der Krume in den Unterboden 25 bis 50 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹ beträgt. Dieses Kalium kann von den Pflanzen z.T. wieder aufgenommen werden.
- Höhere K-Gehalte, entsprechend der Gehaltsklasse C (6-10 mg K(CaCl₂)/100mL), können nur durch K-Gaben von 70 bis 140 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹ aufrechterhalten werden. Diese höheren K-Gehalte fördern nicht den Ertrag, aber erhöhen die K-Verlagerung auf 50 bis 95 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹.
- Es findet eine wesentliche K-Nachlieferung von mindestens 100 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹ statt. Die Herkunft (Zwischenschicht-K und/oder Feldspatverwitterung) ist jedoch noch unsicher. Ihre Einbeziehung in die Düngeplanung ist daher noch ungewiß.

Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (CKW) aus einem Sandboden einer Tieflehm-Fahlerde durch Mais in einem Gefäßversuch

von

Heinrich, K.; Schulz, E.¹

Einleitung:

Umweltrisiken durch chemische Bodenbelastungen ergeben sich vor allem durch das spezifische Verhalten der Stoffe im Boden. Den Haupteinflussfaktor stellt dabei die organische Substanz des Bodens dar, welche über die Sorption des entsprechenden Pestizides wirkt. Mit wachsendem Gehalt an organischer Substanz nimmt die Pflanzenverfügbarkeit (bzw. Bioverfügbarkeit) des Pestizides ab, da durch Sorptionsprozesse Wirkstoffmoleküle aus der Bodenlösung entfernt werden.

Somit kommt es zu einer Erhöhung der Persistenz des Pestizides, die oftmals mit einer späteren Remobilisierung mit Erhöhung der Bioverfügbarkeit verbunden ist.

Obwohl fast alle Organochlorpestizide im Laufe der achtziger Jahre in ihrem Gebrauch in der BRD verboten bzw. stark eingeschränkt wurden, besteht heute noch immer eine zwingende Notwendigkeit, ihr Verhalten in der Umwelt näher zu untersuchen.

Daß die Organochlorpestizide bis zu einem gewissen Grad bioverfügbar sind, ist sogar erwünscht, um die pestizide Wirkung zu erzielen, allerdings zeigen vielfältige Untersuchungen, daß gerade das Transferverhalten Boden/Pflanze oftmals sehr viel größer als erwartet ist.

In den folgenden Ausführungen wurde das Transferverhalten von Lindan (γ -Hexachlorocyclohexan) und Methoxychlor im System Boden/Pflanze in einem Gefäßversuch mit Sandboden unterschiedlichen Corg-Gehaltes einer Tieflehm-Fahlerde aus dem Dauerversuch Thyrow untersucht. Außerdem wurden Untersuchungen zum zeitlichen Verlauf der Pflanzenaufnahme von Lindan und Methoxychlor durchgeführt.

Material: In dem Gefäßversuch wurden die Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor in einer Menge appliziert, die einer Bodenkontamination von 50 mg/kg TS für jede Schadstoffkomponente entsprach. Als Versuchspflanze wurde Mais (Anjou 09) eingesetzt. Der Gefäßversuch wurde mit KICK-BRAUCKMANN-Gefäßen (8 Pflanzen/Gefäß, 8,5 kg Boden/Gefäß, 4-8 Wiederholungen) bei 60% der maximalen Wasserkapazität des Bodens durchgeführt. Neben einer allgemeinen P,K,Ca,Mg-Düngung betrug die Stickstoffdüngung 3g N/Gefäß.

Die betrachteten Böden entstammen unterschiedlichen Düngungsvarianten des Dauerversuches Thyrow mit einem Tongehalt von 3%. Es handelt sich dabei um eine ungedüngte Variante, eine organisch-mineralische Düngungsvariante und eine Ausgleichsfläche (Tab.1) (Schnieder 1990).

Für die Untersuchungen zur zeitlichen Abhängigkeit der Pflanzenaufnahme wurden die Maispflanzen in unterschiedlichen Entwicklungsstadien, und zwar nach 30, 60, 90 und 120

¹ Umweltforschungszentrum Leipzig Halle GmbH, Sektion Bodenforschung
Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt

Tagen, geerntet. Dieser Versuch wurde nur mit dem Versuchsboden der Ausgleichfläche durchgeführt.

Tab. 1: Bodencharakteristik (Beprobungstiefe 0-30cm)

Variante	pH _{CaCl2}	C _{org}	N _t	Ernte nach Tagen
org.-min.	5,72	0,70	0,05	60
ungedüngt	4,32	0,37	0,03	60
Ausgleichsfläche	4,92	0,56	0,04	30, 60, 90, 120

Des Weiteren wurde untersucht, in welchem Maße sich unterschiedliche Kohlenstoffgehalte des Bodens auf das Transferverhalten Boden/Pflanze auswirken. Dazu wurden alle drei Untersuchungsböden eingesetzt, wobei die Ernte der Versuchspflanze nach 60 Tagen erfolgte.

Methoden: Die Pflanzen wurden sofort nach ihrer Ernte in Sproß und Wurzel separiert, und die Wurzelteile sorgfältig gewaschen. Die Lagerung bis zur Analyse erfolgte bei -21°C. Da am Zwischenerntetermin nach 30 Tagen das Saatkorn noch separierbar war, wurde es getrennt von der Wurzel untersucht.

Für die Bestimmung des Stickstoffgehaltes (nach KIEHLDAHL) wurden Sproß-, Wurzel- und Samenkornproben 12h bei 105°C getrocknet und gemahlen.

Die Bestimmung der Organochlorpestizide erfolgte nach Specht, Tilkes 1980 u. 1985 sowie in Anlehnung an die VDLUFA-Methode (Kampe et al., 1986).

Das vorzerkleinerte Pflanzenmaterial (50g) wurde unter Berücksichtigung des natürlichen Wassergehaltes mit 150ml Aceton / Wasser (2:1) homogenisiert und filtriert. Nach einer anschließenden Flüssig/flüssig - Verteilung mit Dichlormethan wurde die Probe vorsichtig auf 2ml eingengt. Die Reinigung des Rohextraktes erfolgte mittels Säulenchromatographie an Kieselgel 60. Die Bestimmung der Wirkstoffe wurde mit einem Kapillargaschromatographen der Firma Hewlett Packard (GC 5890) unter Verwendung eines EC-Detektors durchgeführt. Die Methode erlaubt für 50g Probeneinwaage eine Bestimmbarkeitsgrenze von 0,009mg/kg für alpha-HCH, 0,03mg/kg für beta-HCH und 0,06mg/kg für gamma-HCH.

Ergebnisse und Diskussion:

Wie aus Abb.1 ersichtlich, konnte eine deutliche Abhängigkeit der Aufnahme von Lindan und Methoxychlor vom Entwicklungsstadium der Pflanze festgestellt werden. An den ersten Beprobungsterminen nach 30 und 60 Tagen lagen die Lindankonzentrationen in der Gesamtpflanze (686ppm und 43ppm) deutlich höher als die Methoxychlorkonzentrationen (198ppm und 24ppm). Nach 90 und 120 Tagen nahmen die Lindankonzentrationen deutlich bis auf 2ppm ab, während das Methoxychlor nach 90 Tagen sogar in seiner Konzentration in der gesamten Pflanze zunahm (44ppm) und am Versuchsende immer noch 16ppm im Pflanzenmaterial nachweisbar waren.

Bei einer Differenzierung der Pflanze in Sproß und Wurzel (bzw. Saatkorn) Tab 2 wurde ersichtlich, daß sich der Hauptteil beider Pestizide in den unterirdische Pflanzenteilen befand. Während die Lindankonzentration in den Wurzeln im Versuchsverlauf kontinuierlich abnahm, konnte das Methoxychlor noch nach 120 Tagen in sehr hohen Konzentrationen (16ppm) nachgewiesen werden. Besonders bemerkenswert waren die hohen Restkonzentrationen beider Pestizide im Samenkorn, wobei hier die Lindankonzentrationen (400ppm) deutlich größer waren, als die des Methoxychlors (64ppm).

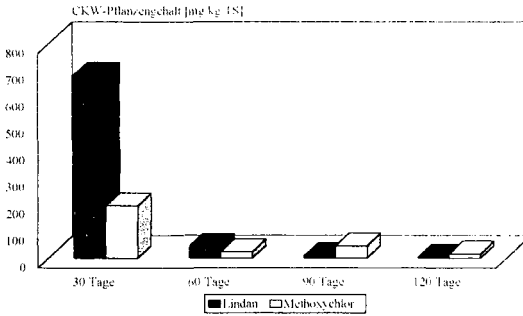


Abb. 1. Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide [mg/kg TS] durch Mais in einem Gefäßversuch zum zeitlichen Verlauf der Pflanzenaufnahme von Organochlorpestiziden aus einem Sandboden einer Tieflehm-Fahlerde

Eine Verlagerung der Substanzen in den Sproß konnte nur nach 30 Tagen für beide untersuchten Pestizide festgestellt werden. Auf Grund seiner phys.-chem. Eigenschaften konnte für das Lindan eine deutlich größere Verlagerung in den Sproß beobachtet werden.

Während das Methoxychlor schon nach 60 Tagen nur noch in Konzentrationen <0,5ppm in den oberirdischen Pflanzenteilen nachweisbar war, nahm die Lindankonzentration erst nach 90 Tagen einen Wert <1ppm ein.

Einen Grund für das unterschiedliche Verhalten beider Schadstoffe im System Boden/Pflanze stellt die 100fach größere Wasserlöslichkeit des Lindans mit 10mg/l gegenüber der des Methoxychlors dar. Die Pflanze nimmt somit entsprechend mehr Lindan auf, dessen Transport in die oberirdischen Pflanzenteile über das Xylem gegenüber dem des Methoxychlors auch wesentlich erleichtert ist. Die lipophilen Eigenschaften einer Substanz, welche deren Permeationsverhalten durch die oft lipidreichen Pflanzenmembranen bestimmt, stellen einen weiteren wichtigen Bewertungspunkt dar.

Tab.2: Schadstoffkonzentrationen [mg/kg TS] in den Versuchspflanzen in Abhängigkeit von der Versuchsdauer

Versuchsdauer [d]	Konzentration [mg/kg TS]					
	Lindan			Methoxychlor		
	Sproß	Wurzel	Saatkorn	Sproß	Wurzel	Saatkorn
30	100	184	401	6	127	63
60	21	22		n.n.	24	
90	0,8	7		n.n.	44	
120	0,4	2		n.n.	16	

Die hohen Methoxychlorkonzentrationen in den Pflanzenwurzeln lassen vermuten, daß sich der Schadstoff in der lipidreichen Wurzelepidermis (Caspary-Streifen) in größerem Umfang anreichert, und das Lindan auf Grund seiner geringeren Lipophilie mit den in Wasser gelösten Nährstoffen in die oberirdischen Pflanzenteile transportiert wird.

Da die gleichen Eigenschaften einer Pflanze, die ihr die Speicherung und Konzentration von Nährstoffen ermöglicht, sie auch für die Aufnahme von Schadstoffen empfänglich macht, lag es nahe, Zusammenhänge zwischen Stickstoff- und Schadstoffaufnahme zu untersuchen.

Bei der Untersuchung der Stickstoffgehalte des Pflanzenmaterials konnte festgestellt werden, daß der Zeitpunkt des größten N-Entzuges durch die Pflanze auch dem des größten Pestizid-entzuges entsprach (Abb.2).

Thakur et.al. 1988, Singh and Prasad 1990 und Sathasiam et.al. 1982 beobachteten eine verstärkte Stickstoffaufnahme in Reis und Zuckerrohr bei Lindanapplikation. Diese

Ergebnisse konnten durch die vorgestellten Untersuchungen nicht bestätigt werden. Die Stickstoffaufnahmen der Pflanzen der unbehandelten Variante waren an allen Probenahme-terminen mit denen der behandelten Variante vergleichbar oder lagen sogar darüber (30 Tage).

Am Beprobungstermin 30 Tage betrug der Pestizidgehalt (Summe Lindan und Methoxychlor) mit 884ppm, die 9fache Menge des N-Gehaltes der Pflanze, während am Versuchsende nach 120 Tagen die Pestizid- und die N-Gehalte (16ppm) auf einem gleichen Niveau lagen.

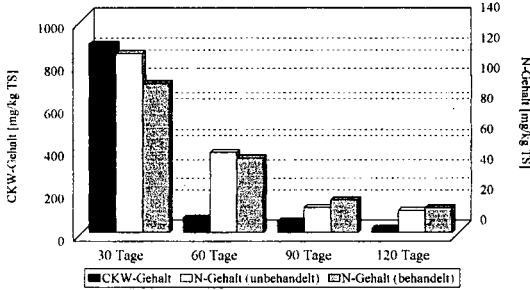


Abb.2: CKW-bzw. N-Aufnahme [mg/kg TS] durch Mais in einem Gefäßversuch zum zeitlichen Verlauf der Pflanzenaufnahme von Organochlorpestiziden aus einem Sandboden einer Tieflehm-Fahlerde

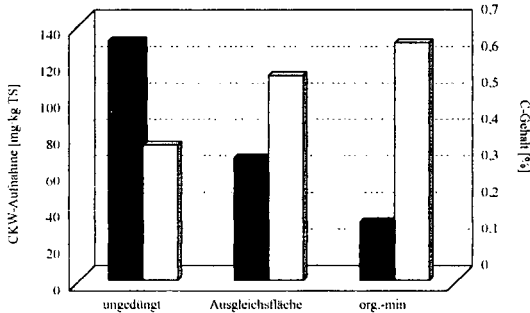


Abb.3: Abhängigkeit der CKW-Aufnahme durch Mais [mg/kg TS] vom Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff untersucht in Sandböden des Dauerversuches Thyrow

Die Untersuchung der Abhängigkeit der Pestizidaufnahme vom C_{org} -Gehalt des Bodens ergab deutliche Unterschiede (Abb.3) für die untersuchten Böden. Pestizidaufnahme und C_{org} -Gehalt waren negativ korreliert ($r^2=0,97$).

Bei einer Zunahme des Kohlenstoffgehaltes des Bodens um 0,2% im Vergleich zur ungedüngten Variante konnte ein Rückgang des Pestizidgehaltes in der Pflanze von 50% beobachtet werden, während eine Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes des Bodens um 0,3% zu einer Verringerung des Pestizidgehaltes von 75% führte.

Neben dem deutlich herausgestellten Zusammenhang zwischen dem C_{org} -Gehalt und der Pflanzenaufnahme, darf auch der Einfluß einer Variation weiterer Bodeneigenschaften (z.B. pH-Wert, mikrobielle Aktivität) nicht unterschätzt werden.

Literatur: -ist beim Autor einzusehen

Einfluß der Tonsubstratapplikation auf Ertrags- und Gefährdungspotential von Sandböden

von

Reuter, G.*

1. Einleitung

Ein Blick auf die Kurven der Maximal- und Minimalwerte der Deutschen Bodenschätzung zeigt uns die relative Minderwertigkeit der Sandböden, insbesondere bei sehr geringen Gehalten an Schluff- und Tonfraktion. Daß diese Einschätzung nicht nur die Ertragsrelevanz betrifft, sondern auch das geringe Vermögen zur Verhinderung von Nährstoffverlusten und Grundwasserkontaminationen ist von besonders aktuellem ökologischen Interesse. Auf die in neuester Zeit aus ökonomischen und volkswirtschaftlichen Überlegungen hergeleitete Tendenz und bereits ausgeübte Praxis, diese Böden überhaupt aus der landwirtschaftlichen Nutzung zu nehmen und sie als bevorzugte Objekte der Flächenstilllegung zu betrachten, soll hier nicht näher eingegangen werden. Nur soviel sei vermerkt, daß angesichts des Hungers in großen Teilen der Welt schon heute -und erst recht in der Zukunft- nicht auf die Sandstandorte als Nahrungsproduktionsstätten verzichtet werden kann.

2. Ertragssteigerung

Von den traditionellen Verfahren zur nachhaltigen Ertragssteigerung auf Sandböden ist die regelmäßige Versorgung mit organischen Stoffen an erster Stelle zu nennen. Leider werden die entsprechenden Möglichkeiten hierzu in den modernen Wirtschaftssystemen zunehmend geringer, so daß durch den Humusabbau die Sorptionsleistung unserer Sandböden erheblich reduziert wird. Die seit Jahrzehnten eingetretene Intensivierung der Mineraldüngung sowie die Beregnung, die ja auf Sandstandorten besonders effektiv ist, erhöhen ebenfalls die Auswaschungsverluste und die Gefahren der Grundwasserkontamination.

*Universität Rostock, Institut für Bodenkunde, D-18051 Rostock

Das von uns entwickelte und propagierte Meliorationsverfahren der Tonsubstratapplikation ermöglicht die dauerhafte Verbesserung des Ertragspotentials von Sandböden und verringert das Gefährdungspotential der Grundwasserkontamination.

Es wurden zahlreiche **Gefäß- und Feldversuche** zur Ermittlung der Ertragswirksamkeit durchgeführt (REUTER-DUTZ 1976 u.a.), wobei sehr verschiedene Tonsubstratmengen und -qualitäten zur Prüfung kamen. Im Mittel von insgesamt 408 Vergleichen "mit" bzw. "ohne" Tonsubstrat ergab sich ein positiver Ertragseffekt in Höhe von +9,6 % (sog. pessimistische Variante), der sich bei Ausschaltung von Varianten mit vermeidbaren Störeffekten auf +15,4 % erhöht (sog. optimistische Variante, REUTER 1994).

Als wichtigster Faktor der Ertragswirksamkeit ist die Kationenumtauschäquivalenz (**KUÄ**) anzusehen, die wir nach folgender Formel berechnen:

$$\text{KUÄ (kmol}_c\text{.ha}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Masse (t.ha}^{-1}\text{)} \times \text{KUK}_{\text{appl}}(\text{mmol}_c\text{.kg}^{-1})}{1000}$$

Man erkennt die Abhängigkeit dieser Größe von der applizierten Masse und von der Kationenumtauschkapazität **KUK**, wobei der Zusatz "appl." bedeutet, daß der bei der Applikation gegebene Zustand, (Wassergehalt) zu berücksichtigen ist.

In einigen Vegetationsversuchen war die Abhängigkeit der Erträge von den applizierten Umtauschäquivalenten statistisch gesichert.

3. Verminderung der Perkolation

Die bessere Aussagefähigkeit des Parameters "Umtauschäquivalenz" gegenüber den früher üblichen Masseinheiten wird auch deutlich, wenn wir den umweltrelevanten Effekt der Tonsubstratapplikation auf die Perkolation des Sickerwassers im Sandboden und die damit verbundene Nährstoffauswaschung betrachten:

Im Versuch To1 (REUTER-LÜDERT 1975) - wurde die sehr hohe **K-Auswaschung** (600 mg je Mitscherlichgefäß) mit nur 0,4 % Zugabe bentonitischen Tons erheblich reduziert, während für den gleichen Effekt vom geringwertigen Ziegelton die 5-fache Menge appliziert werden mußte.

Kalkuliert man jedoch nach Umtauschäquivalenten, so ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung hinsichtlich der Effektivität. Das gilt auch für die Reduzierung der **P-Auswaschung** (s. Abb.5 in REUTER 1994). Somit erweist sich die Bedeutung des Sorptionsvermögens der applizierten Substrate für die Reduzierung des durch die Perkolation bedingten Gefährdungspotentials.

4. Bildung organisch-mineralischer Komplexe (OMK)

Für die Prognose der Dauerwirkung einer Tonsubstratapplikation ist es von Interesse, daß die nachgewiesenen Ertragseffekte nicht nur auf der additiven Sorptionsleistung der zugeführten mineralischen Kolloide beruhen, sondern daß darüberhinaus die Bildung von organisch-mineralischen Komplexen (OMK) eine beachtliche Rolle spielt.

Es stellte sich heraus, daß bei diesem Prozeß der Komplexbildung nicht nur die Tonfraktion, sondern auch die Fraktionen Fein- und Mittelschluff in erheblichem Maße beteiligt sind (REUTER-LEINWEBER 1991).

Im Ergebnis der durch die Tonsubstratapplikation verursachten OMK-Bildung ist auch eine dauerhafte Erhöhung des Humusgehaltes in den behandelten Sandböden festzustellen, die als ein sicheres Zeichen für die Erhöhung des Fruchtbarkeitspotentials anzusehen ist (REUTER 1991)

5. Praktische Anwendungsaspekte

Die Auswahl der anzuwendenden **Tonsubstrate** ist zunächst auf Materialien mit hoher Kationenumtauschkapazität (KUK) gerichtet. Höchste Priorität hat hier der smektitreiche Bentonit. Allerdings ist seine Beschaffung bei großer Transportentfernung ziemlich kostenaufwendig, wie sich bei unseren ersten Versuchen mit aus Ungarn importierten Bentoniten ergab.

Deshalb prüften wir auch nichtbentonitische Substrate und können sie durchaus empfehlen, wenn ihre **Sorptionsklasse** (REUTER 1994) im Verhältnis zu den Transportaufwendungen ausreichend ist. D.h., je kürzer die Entfernung zwischen Lagerstätte und Applikationsstandort ist, umso geringer kann die Sorptionsklasse (SK) des Tonsubstrates sein.

Als **technologisch** relevante Eigenschaften sind die Streubarkeit und die Homogenisierbarkeit von Bedeutung. Zur Beurteilung wird das System der **Gefügeformen** und Gefügeinterferenzen herangezogen (REUTER 1994).

Bei zu starker Kohärenz wird die Vorbehandlung mittels Frostung auf dem Feld empfohlen (REUTER 1986).

Zur Problematik der **ökonomischen Effektivität** der hier vorgestellten Meliorationsmaßnahme wurde eine vergleichende Studie -allerdings unter DDR-Bedingungen- angefertigt (UHLMANN 1988). Die Übertragung der durchaus befriedigenden Befunde auf die neuen marktwirtschaftlichen Bedingungen steht leider noch aus.

Als ökonomisch besonders aussichtsreich ist zur Zeit die Anwendung im **Gartenbau** einzuschätzen. Es ist wohl abzusehen, daß die zunehmenden Bestrebungen zur Ausweitung des ökologischen Landbaues sich auch im Gartenbau auswirken, dahingehend, daß der Bedarf an ökologisch einwandfreien Marktfrüchten von gärtnerischen Freilandstandorten gegenüber den Glashausprodukten zunimmt. Hierbei können die mit Tonsubstrat meliorierten Sandstandorte eine nicht unerhebliche Bedeutung erlangen.

7. Literatur

REUTER,G.: Technologische Probleme und Lösungen der Tonsubstratapplikation zur Sandbodenverbesserung. Ber.13.Kongr.Int.Bodenk.Ges., Hamburg (1986)4, 1400-1401

REUTER,G.: Dauerversuch Hu1 bzw. Hu1To9 in Rostock. In: KÖRSCHENS,M.(Herausg.): Dauerfeldversuche, 2.Aufl., Akad.d. Landw. Berlin 1990, 319-322

REUTER,G.: 35 Jahre Rostocker Dauerversuche. I. Entwicklung der Humusgehalte, II. Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften. Archiv Acker- u.Pflanzenbau, Bodenk., Berlin 35 (1991), 357-374

REUTER,G. u. DUTZ,B.: Ertrags- und Bodenbeeinflussung durch Tonsubstrate. 7th Conf.Clay Mineralogy and Petrology,Karlovy Vary (1976), 365-371

REUTER,G. u. LEINWEBER,P.: Influence of clay substrate application on the formation of organo-mineral complexes in the soil. - Proc.7th. Euroclay Conf. Dresden (1991), 869-874

REUTER,G.: Improvement of sandy soils by clay-substrate application. Appl.Clay Sc. 9 (1994), 107-120

REUTER,G.: Agronomisch relevante Eigenschaften verschiedener Tonsubstrate. Mitt.Dtsch.Bodenk.Ges. 74 (1994), 391-394

UHLMANN,H.: Standorterkundung und Praxisexperimente zur Technologie und Ökonomie der Tonsubstratapplikation in den Nordbezirken der DDR, 1988, 108 S.- Rostock, Univers. Diplomarbeit

Extensivierungseffekte auf sandige Böden Nordostdeutschlands

von

Rogasik, J.¹; Kühne, G.²

Problemstellung

Die Diskussion um extensivere Produktionsweisen in der Landwirtschaft wirft vor allem Fragen nach

- dem Verhältnis von eingesetzter und erzeugter Energie,
- dem Erhalt der Regelungs-, Nutzungs- und Kulturfunktionen der Böden,
- Wirkungen auf die CO₂-Produktion und den dadurch verursachten Treibhauseffekt,
- der Vermeidung von Stoffbelastungen der Hydro- und Atmosphäre und
- dem Erhalt der Biodiversität als Grundlage für alternative Landnutzungsstrategien auf.

Um effektive Maßnahmen des Ressourcenschutzes, also auch praxisrelevante Entscheidungshilfen für eine ressourcenschonende Bodennutzung zu implementieren, müssen die Extensivierungseffekte auf regionaler Ebene exakt definiert und Landnutzungsstrategien abgeleitet werden.

Material und Methoden

In Dauerversuchen auf Bänderparabraunerde-Fahlerde in Müncheberg und Parabraunerde in Dedelow wurden seit 1963 bzw. 1978 zur Quantifizierung der Extensivierungseffekte auf sandigen Böden Nordostdeutschlands folgende wichtige Fragen untersucht:

1. Einfluß reduzierter Bodenbearbeitung (pfluglose Bestellung von Getreide) gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung
2. Einfluß reduzierter N-Düngung gegenüber normaler
3. Einfluß erhöhter organischer Düngung gegenüber balanzierter auf die Erträge von Winterweizen, Sommergerste, Kartoffeln und Zuckerrüben sowie die Entwicklung wichtiger Bodeneigenschaften und auf die N-Bilanzen.

Ergebnisse

Ressource Ertrag

Auf Bänderparabraunerde-Fahlerde und Parabraunerde im nordostdeutschen Tiefland ist eine **Reduzierung der Bodenbearbeitung** ohne Ertragsverluste möglich.

Durch eine um $\frac{1}{3}$ in der Fruchtfolge **reduzierte N-Düngung** treten unter den Bedingungen natürlicher Wasserversorgung im Mittel der Jahre keine oder nur geringe Ertragsverluste auf. In Jahren mit höherem N-Verwertungsvermögen ist aber die normale N-Düngung überlegen. Die Reduzierung des N-Einsatzes sollte deshalb in Abhängigkeit vom pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat durchgeführt werden.

Die **organische Düngung** ist über ausgeglichene Humusbilanzen hinaus nicht zu erhöhen. Die Gefahr der Nitratauswaschung läßt sich dadurch ebenso verringern wie durch reduzierte N-Düngung (Tab. 1).

Tabelle 1: Einfluß reduzierter Bewirtschaftungsintensität auf die Erträge [dt·ha⁻¹] von Getreide und Hackfrüchten in Müncheberg (M) und Dedelow (D), 1978-1990

Wechselwirkungen	WW (M)	WW (D)	SG (M)	SG (D)	Ka (M)	Ka (D)	ZR (M)	ZR (D)
bei bilanzierter org. Düngung (30 dt·ha⁻¹ OS)								
konventionelle BB	60,6 a	74,3 a	50,2 a	58,3 a	425 a	366 a	510 a	572 a
reduzierte BB	61,0 a	74,6 a	50,1 a	57,5 a	444 b	385 b	522 a	567 a
bei erhöhter org. Düngung (45 dt·ha⁻¹ OS)								
konventionelle BB	61,2 a	74,6 a	51,2 a	58,3 a	422 a	375 a	509 a	572 a
reduzierte BB	61,4 a	73,9 a	50,4 a	58,2 a	446 b	393 b	524 b	568 a
bei normaler N-Düngung (143 (M) bzw. 125 (D) kg·ha⁻¹ im Mittel der Fruchtfolge)								
konventionelle BB	63,9 a	76,0 a	53,3 a	58,4 a	431 a	378 a	510 a	567 a
reduzierte BB	63,4 a	75,4 a	53,1 a	59,0 a	451 b	398 b	514 a	569 a
bei reduzierter N-Düngung (98 (M) bzw. 85 (D) kg·ha⁻¹ im Mittel der Fruchtfolge)								
konventionelle BB	58,0 a	73,0 a	47,1 a	58,1 a	416 a	363 a	510 a	567 a
reduzierte BB	59,1 a	73,1 a	47,4 a	56,8 a	440 b	380 b	531 b	566 a
bei bilanzierter org. Düngung								
normale N-Dg.	63,8 a	75,7 a	52,9 a	58,2 a	441 a	385 a	513 a	565 a
reduz. N-Dg.	57,8 b	73,0 b	47,1 b	56,8 b	427 b	369 b	517 a	563 a
bei erhöhter org. Düngung								
normale N-Dg.	63,8 a	75,5 a	53,0 a	58,6 a	439 a	391 a	513 a	568 a
reduz. N-Dg.	59,0 b	72,7 b	48,5 b	57,3 b	432 a	374 b	523 b	572 a

BB: Bodenbearbeitung

Ressource Energie

Die CO₂-Emission in der Landwirtschaft wird vorrangig durch den Verbrauch fossiler Energie im Vorleistungsbereich verursacht. Der direkte (Diesel, Heizöl, elektrischer Strom, ...) und indirekte Energieverbrauch (Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel, Futtermittel, Maschinen, Gebäude, ...) wird auf 3 bis 4 % des Gesamtenergieeinsatzes der BR Deutschland beziffert.

Die produktmengenbezogene CO₂-Emission wird entscheidend vom Ertrag beeinflusst. Auf der Grundlage von Ergebnissen aus Dauerfeldversuchen mit differenzierter Bewirtschaftungsintensität kann der Schluß gezogen werden, daß eine produktmengenbezogene Reduktion der CO₂-Emission durch Reduzierung des Faktoreinsatzes nicht mehr zu erwarten ist, wenn dadurch die Erträge um mehr als 20 % absinken (Tab. 2). Bessere Böden wie beispielsweise Lößschwarzerden reagieren auf low-input-Varianten weniger ertragssensibel als ärmere Standorte.

Tabelle 2: Produktmengenbezogene CO₂-Emission bei unterschiedlichen Wirtschaftsweisen für sandige Böden Ostbrandenburgs (DÄMMGEN & ROGASIK, 1996)

	Kartoffel			Zuckerrübe			Winterweizen			Sommergerste		
	k	e	ö	k	e	ö	k	e	ö	k	e	ö
mittlere Erträge in t·ha⁻¹	36	32	24	52	45	36	5,0	4,3	2,5	4,3	3,5	3,1
Standardabweichung in t·ha⁻¹	14	10	5	10	9	9	1,9	1,4	1,1	1,1	1,0	1,3
Emission in kg CO₂ je t	46	47	62	20	18	20	190	180	230	180	160	130
Ernteprodukt												
k: konventionell, e: extensiv, ö: ökologisch												

Ressource Boden

Bei reduzierter und bei konventioneller Bearbeitung steigen die C_1 -Gehalte im Oberboden auf annähernd gleiches Niveau an. Die C_1 -Anreicherung über den Versuchszeitraum beträgt 5,2 bzw. $4,9 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Die C_1 -Anreicherung in der Ackerkrume ist bei reduzierter N-Düngung geringer als bei normaler und bei bilanzierter organischer Düngung geringer als bei erhöhter. Die Differenzen sind in beiden Fällen annähernd gleich. Sie beruhen auf unterschiedlicher Zufuhr von Ernte- und Wurzelrückständen einschließlich Gründüngung bei differenzierter N-Düngung bzw. unterschiedlicher Höhe der Gülle- und Stallmistzufuhr (Tab. 3).

Im Mittel der Fruchtfolge und der Prüfglieder ergibt sich eine nahezu ausgeglichene N-Bilanz.

Die P-Gehalte steigen im Versuchszeitraum deutlich an. Die erzielten P-Gehalte im Oberboden korrelieren mit den Bilanzüberschüssen der verabreichten P-Menge aus organischer und mineralischer Düngung. Deutlich negativ ist die Entwicklung der K- und Mg-Gehalte bzw. des pH-Wertes.

Tabelle 3: Einfluß von Bodenbearbeitungsintensität, organischer und mineralischer Düngung auf ausgewählte Bodeneigenschaften des Oberbodens

	C_1		P		K		Mg		pH	
	\bar{x}	<i>b</i>	\bar{x}	<i>b</i>	\bar{x}	<i>b</i>	\bar{x}	<i>b</i>	\bar{x}	<i>b</i>
konventionelle BB	646	12,2	13,0	0,8	8,6	-0,3	2,6	-0,2	5,8	-0,06
reduzierte BB	657	9,3	11,0	0,5	9,7	-0,2	2,8	-0,1	5,7	-0,04
normale N-Düngung	660	10,6	11,2	0,6	9,1	-0,2	2,7	-0,2	5,7	-0,05
reduzierte N-Düngung	627	8,3	12,1	0,6	9,5	-0,2	2,6	-0,2	5,8	-0,05
bilanz. org. Düngung	626	8,0	10,8	0,5	9,2	-0,2	2,6	-0,2	5,8	-0,05
erhöhte org. Düngung	661	10,9	12,4	0,7	9,3	-0,2	2,7	-0,2	5,7	-0,05

\bar{x} mittlere Nährstoffgehalte [$\text{mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$] bzw. Azidität, *b* = mittlerer Anstieg pro Jahr

Ressource Wasser

Nitrateinträge in das Grundwasser sind abhängig von der Bewirtschaftungsintensität (Abb. 1).

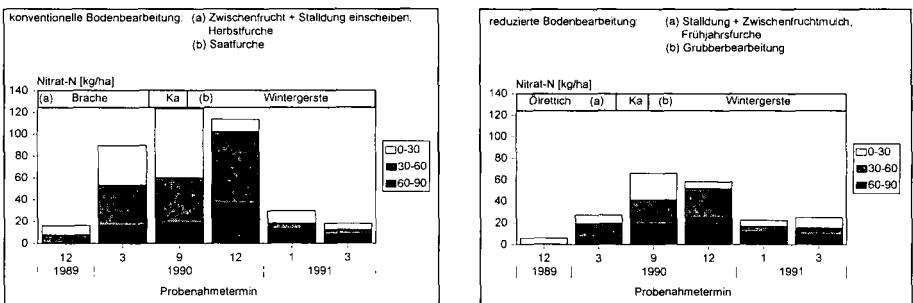


Abbildung 1: Einfluß der Bewirtschaftungsintensität auf den Nitratgehalt in Ackerböden (Dauerfeldversuch Müncheberg)

Extensivierung von Ackerflächen mit hoher Bodenfruchtbarkeit ist nicht a priori gleichbedeutend mit vermindertem Risiko der Nitratverlagerung aus der Hauptwurzelzone. Das Gefahrenpotential ist stark witterungsabhängig. Nitratabschöpfung setzt wüchsige Pflanzenbestände mit hoher Stickstoffaufnahme voraus. Rotationsbrache sollte gezielt begrünt werden. Unter Selbstbegrünung können in

Jahren mit günstigen Bedingungen für die Bodenmikrobenaktivität erhebliche Nitratmengen auftreten. Vorteilhaft ist Begrünung ohne zusätzliche wendende Bodenbearbeitung, da jede intensive Belüftung des Bodens die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz stimuliert (SMUKALSKI, ROGASIK 1991a; SMUKALSKI et al. 1991b).

Ressource Luft

Die Treibhausproblematik muß im Zusammenhang mit Umwelt- und Ressourcenproblemen gesehen werden. Eine wirksame Reduktion der Emissionen klimarelevanter Spurengase muß sich daher auch an Kriterien der Ressourcenschonung orientieren.

Stoffe aus der Landwirtschaft stellen einen nicht zu vernachlässigenden Anteil der anthropogenen Emissionen dar, die die Zusammensetzung der Atmosphäre verändern. Eine Änderung des Managements hin zu einer ökologisch vertretbareren, eher als nachhaltig zu bezeichnenden Wirtschaftsweise würde den Ausstoß klimawirksamer Spurengase verringern.

Die Reduzierung der Bewirtschaftungsintensität durch

- Reduktion des Verbrauchs an Treib- und Schmierstoffen
- Verringerung des mineralischen N-Düngereinsatzes sowie der chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel
- Einsatz von Applikationsverfahren, die die Nährstoffausnutzung verbessern und die Nährstoffverluste minimieren
- Reduktion der Saat- und Pflanzgutmenen durch Optimierung der Anbauverfahren
- energiesparende Trocknungs- und Lagerungsverfahren
- Verkürzung der Teilbrache-Zeiten
- Bindung der Tierzahlen und des Einsatzes von Wirtschaftsdünger an die verfügbare Fläche sowie die Vergrößerung der Senkenkapazität des Bodens für CO₂ durch

- Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit
- Gewährleistung optimaler Humusgehalte durch Zufuhr organischer Düngertrockenmasse
- Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren und Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus zum Schutz vor Erosion und Verschlämzung
- Erhöhung des Anteils an mehrjährigen (perennierenden) Pflanzenarten als Beitrag gegen Erosion, Auswaschung sowie gegen Bodendegradierung und Humusabbau

sind entscheidende Minderungsstrategien.

Literatur

- DÄMMGEN, U.; ROGASIK J., 1996: Einfluß der Land- und Forstbewirtschaftung auf Luft und Klima. In: LINCKH, G.; SPRICH, H.; FLAIG H.; MOHR, H. (Hrsg.) Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft - Expertisen. Akademie für Technikfolgeabschätzungen Stuttgart, Springer-Verlag, 850 S.
- SMUKALSKI, M.; ROGASIK, J.; ROTH, R.; ROGASIK, H., 1991a: Flächenstilllegung unter begrünter Brache - Auswirkungen auf meßbare Faktoren der Bodenfruchtbarkeit. - Feldwirtschaft. Berlin, 32, 5, 212-216.
- SMUKALSKI, M.; ROGASIK, J., 1991b: Vergleichende Untersuchungen zum Nitratgehalt eines lehmigen Sandbodens unter Rotationsbrache, Körnererbsen und Sommergerste sowie zu vor- und nachwinterlichen Nitratrestmengen, ohne und mit Stoppelfruchtanbau. Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 35, 6, 459-467.

Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Bodengefügeeigenschaften in sandigen und sandig-lehmigen Moränenböden

von

Rogasik, H.; Koszinski, S.; Wendroth, O.¹

1. Einleitung

Raddruckbedingte Schadverdichtungen beeinträchtigen die ökologische Funktionsfähigkeit des Bodens, indem Wurzelwachstum und Wasserinfiltration gehemmt werden sowie Ertragseinbußen auftreten können. Deshalb wurden aufwandsreduzierte Anbautechniken und -verfahren entwickelt, deren Auswirkungen und Praktikabilität auf gefügelabilen und verdichtungsempfindlichen sandigen Standorten zu untersuchen waren.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten auf 2 Standorten in 1986 angelegten Langparzellenversuchen mit einer 5-feldrigen Fruchtfolge (CHRISTOPH 1989, NOATSCH et al.1990).

Müncheberg (M): Ölrettich/Kart.-WR-Ölrettich/Mais-WR-WR

Dedelow (D) : Ölrettich/Kart.-WW-Ölrettich/Mais-WW-WG

Als Standard (Var.I) wurde die konventionelle, wendende Bodenbearbeitung mit unterschiedlich tiefer Pflugfurche zu Haupt- und Zwischenfrüchten verglichen mit der Variante II, einer zweischichtigen Grundbodenbearbeitung (15 cm tiefes Wenden mit streifenweiser Lockerung bis 25/30 cm Tiefe) sowie mit der Variante III, die durch eine Bearbeitungstiefe von 15 cm, gepflügt bzw. gegrubbert, gekennzeichnet ist.

Für den Standort Müncheberg ist ein engräumiger Wechsel zwischen den Bodenformen Sand-Rosterde, Tieflehm-Fahlerde und Parabraunerde typisch. Am Standort Dedelow dominieren Parabraunerden (Tab.1).

Die Unterschiede in der Gefügeentwicklung wurden in Müncheberg im Zeitraum von 1987-1991 durch die Prüfmerkmale Lagerungsdichte, Pneumatische Leitfähigkeit (PL), Durchdringungswiderstand und Ertrag charakterisiert. Porenraummorphologie (Anschliffe, Computertomographie) und Durchwurzelbarkeit wurden in zwei ausgewählten Jahren untersucht. In Dedelow fanden keine Wurzeluntersuchungen statt. Auf Grundlage der Wasserretentionskurve und der ungesättigten Wasserleitfähigkeitsfunktion wurde der Porenraum im Hinblick auf seine Kontinuität bewertet.

¹ ZALF Müncheberg, Eberswalder Str.84, 15374 Müncheberg

3. Ergebnisse und Diskussion

Im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung ist in den Varianten der reduzierten Bodenbearbeitung die Unterkrume durch höhere Lagerungsdichten gekennzeichnet. Die Pneumatische Leitfähigkeit ist gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung erwartungsgemäß niedriger und zeigt eine hohe Variation der Meßwerte. Hohe PL-Werte weisen auf eine wegsame Vertikalporosität des Gefüges hin (Abb.1). Am Standort Dedelow wird dies auch durch den Parameter Spezifische Hydraulische Leitfähigkeit (TEIWES 1988) deutlich. Er charakterisiert den spezifischen Beitrag einer Porenklasse an der Wasserleitfähigkeit und spiegelt innerhalb einer Porenklasse Kontinuitätsunterschiede unterschiedlich bearbeiteter Böden wider. Für die Unterkrume und den Unterboden werden deutlich höhere Werte bei der reduzierten Bodenbearbeitung für die Porenklassen 20-60 und 60-300 µm ausgewiesen (Abb.2). Die Messungen von Wurzellängendichten und Durchwurzelungstiefen im Feld zeigten, daß die reduzierte Bodenbearbeitung in der Unterkrume nicht zur Beeinträchtigung von Tiefenwachstum und Durchwurzelungsintensität im Unterboden geführt hat (NOATSCH et al. 1990). Dieses Ergebnis wird mit dem Auftreten vertikal orientierter Makroporen > 200 µm erklärt, die sich in Anschliffen nachweisen lassen (Abb.3). Das Ertragsniveau in den Versuchsjahren ist witterungsbedingt unterschiedlich, die Erträge zwischen den Varianten jedoch nicht signifikant verschieden (Tab. 2). Die reduzierte Bodenbearbeitung führte nicht zu einem Ertragsabfall, d. h. die Pflanzen waren in der Lage, die Einflüsse der hohen mechanischen Festigkeit und Lagerungsdichte wahrscheinlich aufgrund kleinräumiger Gefügeinhomogenitäten zu kompensieren. Die Ergebnisse belegen, daß Bearbeitungsverfahren mit verringertem Aufwand und Eingriff die Entwicklung eines vertikal orientierten Makroporensystems ermöglichen, so daß trotz Verzicht auf intensive Bearbeitung das Pflanzenwachstum im Vergleich zu intensiver Lockerung nicht gemindert ist.

4. Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Reduzierte Bodenbearbeitung führte zu einer dauerhaft höheren Dichtlagerung der Unterkrume, jedoch nicht zu Ertragsdepressionen. Möglicherweise wurde durch Regenwürmer und Pflanzenwurzeln die kompakte, dichter gelagerte Unterkrume partiell durchörtet. Die vertikal orientierten Bioporen führten zu einer erhöhten Pneumatischen Leitfähigkeit und Spezifischen Wasserleitfähigkeit. Zudem war eine verbesserte Durchwurzelung des Unterbodens nachzuweisen.

Die vergleichenden Untersuchungen geben Anlaß zu der Vermutung, daß regenerative Effekte infolge reduzierter Bearbeitung auf partiell-lokale Verbesserungen der Wasser- und Luftdurchlässigkeit durch biogene Durchporung (Mesofauna, Pflanzenwurzeln) der ansonsten dicht gelagerten Bodenmatrix zurückzuführen sind.

Literatur

CHRISTOPH, H. (1989): Untersuchungen zu Verfahren der strukturschonenden, aufwandsreduzierten Bodenbearbeitung auf einem D4a-Standort im Norden der DDR. Diss. AdL Berlin

NOATSCH, F. und Mitarbeiter (1990): Ackerbauliche, technische und technologische Lösungen zur strukturschonenden Bodenbearbeitung sowie zum Einsatz von Grubbern mit steuerbar getriebenen Werkzeugen für die pfluglose Grundbodenbearbeitung und Saatbettbereitung. F/E-Bericht, FZB Münchenberg, unveröff.

TEIWES, W. (1988): Einfluß von Bodenbearbeitung und Fahrverkehr auf physikalische Eigenschaften schluffreicher Ackerböden. Diss. Universität Göttingen.

Tab. I: Charakterisierung der Versuchsstandorte Münchenberg und Dedelow

Horizont	Tiefe, cm	Var.	Feinanteil < 6,3µm, %		Ct, %		Körnungsart	
			M	D	M	D	M	D
Ap	5-15	I	7,2	14,7	0,49	0,77	SI2	SI3
Ap		II	8,1		0,51		SI2	
Ap		III	8,2	14,9	0,56	0,89	SI2	SI3
Ap	16-26	I	7,3	14,1	0,46	0,77	SI2	SI3
Ap		II	7,7		0,50		SI2	
(Ah)		III	8,7	15,9	0,52	0,78	SI2	SI3
Bsv, Al	30-51	I	5,3	23,2	0,08	0,34	Su2	Ls3
Al		II	8,0		0,07		SI2	
Bt, Al		III	23,1	24,2	0,19	0,32	Ls4	Ls4

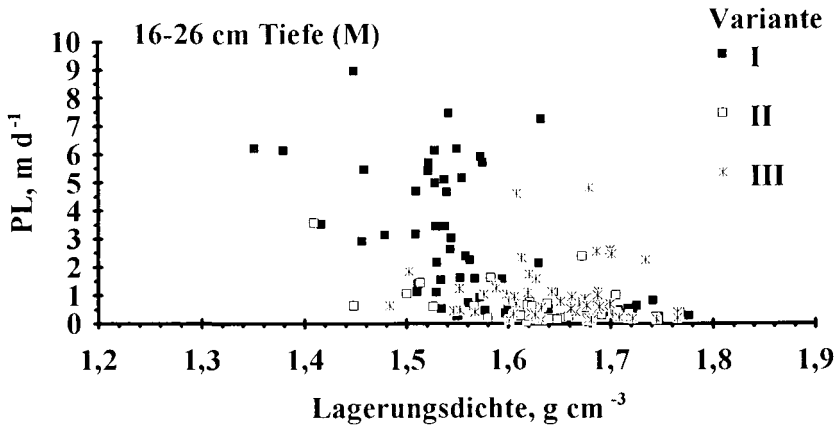


Abb. 1: Relationen zwischen der Lagerungsdichte und der Pneumatischen Leitfähigkeit in der Unterkrume der Bodenbearbeitungsvarianten am Standort Münchenberg

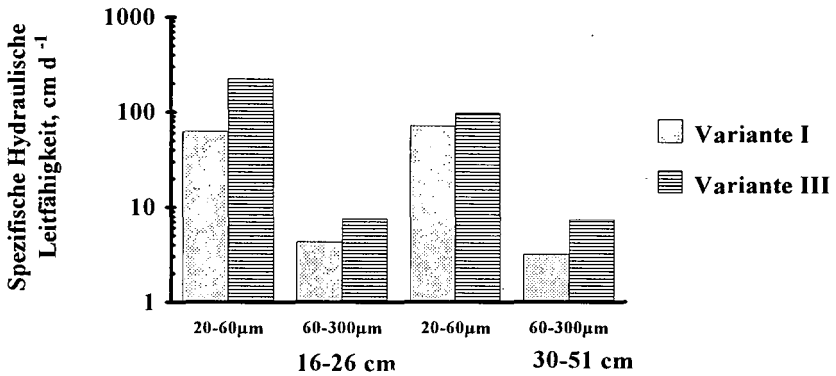


Abb. 2: Spezifische Hydraulische Leitfähigkeit in Unterkrume (16-26 cm) und Unterboden (30-51 cm) der Bodenbearbeitungsvarianten am Standort Dedelow

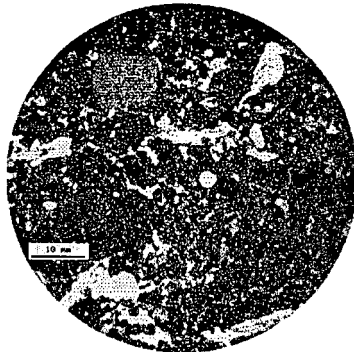


Abb. 3: Bodenanschliff aus der Unterkrume der Var. III (D) mit Makroporenflächenanteil >200 μm von 14,5% der Gesamtschlifffläche

Tab.2: Erträge der Versuchsstandorte Müncheberg und Dedelow

Standort	Var.	Kartoffeln dt/ha	Wintergetreide dt/ha	Mais(TM) dt/ha
Müncheberg 1987-1991	I	395,8	51,9	108,5
	II	398,6	53,6	114,0
Müncheberg 1988-1991	I	320,2	50,6	107,9
	II	339,0	50,4	106,4
	III	336,9	49,4	107,6
Dedelow 1987-1989/1993	I	337,0	77,4/79,9	124,7
	III	325,5	75,8/78,0	126,6

Die Bedeutung der Bodenrauhigkeit und Aggregierung von Sandböden für die Bodenerosion durch Wind

von

Düwel, O.; Schäfer, W.*

1. Einleitung

Die "Winderosionsgleichung" (wind erosion equation, WEQ) von WOODRUFF & SIDDOWNAY (1965) nennt fünf Equivalent-Faktoren (Feldlänge, Klima und Vegetation sowie die Bodenerodierbarkeit und -rauhigkeit), die den Bodenabtrag durch Wind bestimmen. Dabei ist die **Erodierbarkeit** des Bodens von der Textur und der **Aggregierung** des Bodens abhängig, die gleichzeitig direkt die **Rauhigkeit** des Bodens beeinflusst.

Die im folgenden vorgestellten Ergebnisse wurden in einem vom BMBF geförderten Verbundforschungsprojekt (vgl. SCHÄFER 1991) erarbeitet.

2. Aggregierung und Aggregatstabilität

Die Bildung von Aggregaten erwartet man in der Regel nur bei bindigen Böden, während man Sandböden im allgemeinen ein Einzelkorngefüge zuschreibt. Im Rahmen einer Erhebunguntersuchung an 25 winderosionsgefährdeten Standorten in Niedersachsen konnte jedoch nachgewiesen werden, daß auch in Sandböden mit Feianteilen (T+U < 15 Gew.%) Aggregate gebildet werden, allerdings mit einer gegenüber bindigen Böden erheblich geringeren Stabilität. Anstelle einer Naßsiebung wurde dabei auf ähnliche Weise eine Trockensiebung durchgeführt und in Anlehnung an Methoden zur Messung von Aggregat- und Krustenfestigkeit ein einaxialer Druckversuch entwickelt (vgl. SCHÄFER ET AL. 1990). Eine Übersicht über die angewandten Methoden, die ermittelten Parameter sowie die Meßwerte gibt Tab. 1.

Tab. 1: Bildung und Stabilität von Aggregaten in Sandböden (n=25) (< 15% T+U; 0-5 % gS; 1-10 % org. Subst.)

Parameter	Methode	Dimension	Meßwerte		
			\bar{X}	min	max
Aggregierung	"Schonende" Trockensiebung	Anteil Part >1mm (Gew.%)	32	4	86
		GMD (mm)	2,5	0,4	7,8
Aggregatstabilität	Trockensiebung mit unterschiedl. Intensität	ÄGMD (mm)	0,9	0,0 3	2,9
Kohäsionskraft	einaxialer Druckversuch	N/cm ²	1,5	0,3	5,1
Aggregatdichte	Tauchwägung	g/cm ³	1,5	1,0	1,8
mechanischer Stabilitätsindex (Ima)	$I_{ma} = \frac{GMDa - GMDb}{GMDa - GMDl} \cdot 100$	dimensionslos	53	15	96

*NLfB - Bodentechnologisches Institut, Friedrich - Mißler - Str. 46/50, 28203 Bremen

3. Bodenerodierbarkeit

Nach Untersuchungen in Norddeutschland (kennzeichnet NEEMANN ET AL. 1991) die Bodenerodierbarkeit norddeutscher Sandböden in trockenem, "frisch bearbeitem" Zustand nach Windkanaluntersuchungen mit einem empirischen dimensionslosen K - Faktor, der sich mit Hilfe einer multiplen Regression berechnen läßt.

$$\log K = 1,24 - 4,21 \cdot [GMD_{\text{textur}} (\text{mm})] - 0,04 [Sief\text{fraktion} > 0,63 \text{mm} (\text{Gew. \%})]$$

($R^2 = 0,92$)

Der K - Faktor variierte bei den untersuchten Böden zwischen 0,06 und 4,7. Er läßt sich aus dem 'Gewogenen Mittleren Durchmesser der Textur' und dem Aggregatanteil > 0,63 mm Durchmesser berechnen, wobei letzterer ebenfalls aus dem Ton+Schluff/Feinsand -Verhältnis über eine multiple Regression bestimmt werden kann.

4. Bodenrauigkeit

Die Bodenrauigkeit beeinflusst die Bodenerosion durch Wind indem

- Rauigkeitselemente das Windprofil in der bodennahen Grenzschicht und damit die für den Sedimenttransport relevanten strömungsmechanischen Parameter aerodynamische Rauigkeitshöhe (Z_0) und Schubspannungsgeschwindigkeit (U_s) verändern,
- Schwellenwindgeschwindigkeit (U_s) bzw. der Schwellenschubspannungsgeschwindigkeit ($U_{s,c}$) die den Bewegungsbeginn der losen Teilchen charakterisiert, beeinflusst wird,
- und Rauigkeitselemente einen Schutz- und Falleneffekt besitzen, da im Windschatten befindliche lose Teilchen vor der Schubkraft des Windes geschützt sind bzw. in Bewegung befindliche Bodenteilchen in den Windschatten von Rauigkeitselementen gelangen.

In Experimenten mit einem transportablen Windkanal wurde der Sedimenttransport in Abhängigkeit von der Bodenrauigkeit gemessen (vgl. DÜWEL ET AL. 1994).

Unter Bodenrauigkeit wird die Summe der körnungs-, aggregierungs- und bearbeitungsbedingten Rauigkeit verstanden, mit der "**maßgebenden Rauigkeit**" wird diejenige Rauigkeit bezeichnet, die die strömungsmechanischen Eigenschaften der Grenzschicht am Ort der Erosion am stärksten beeinflusst.

Die **maßgebende Rauigkeit** kann sowohl anhand morphographischer Parameter als auch zur Kennzeichnung der strömungsphysikalischen Eigenschaften mittels aerodynamischer Parameter beschrieben werden. Die untersuchten Rauigkeitsvarianten sind in Abbildung 1 dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen, daß sich die untersuchten Rauigkeiten im wesentlichen drei in Tabelle 2 aufgeführten Klassen zuordnen lassen, die einer steigenden Erosionsgefährdung durch Wind unterliegen.

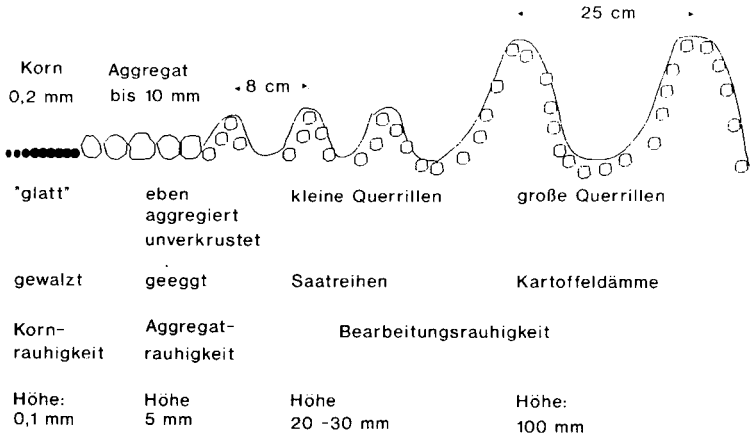


Abb. 1: Untersuchte Rauigkeitsvarianten

Tab. 2: Rauigkeitsklassen zur Abschätzung der rauigkeitsbedingten Erosionsgefährdung

<u>Rauigkeitsklasse</u>	<u>Rauigkeit der Bodenoberfläche</u>	<u>Erosionsbestimmende Faktoren</u>
Rauigkeitsklasse I <u>starke Erosionsgefährdung</u>	" <u>klein</u> " ($z_0 \approx <1$ mm) Beispiel: gewalzte Oberfläche	geringe Schwellenwindgeschwindigkeit, starke Zunahme des Sedimenttransportes mit zunehmender Windgeschwindigkeit nach Überschreiten des Schwellenwertes
Rauigkeitsklasse II <u>mittlere Erosionsgefährdung</u>	" <u>mittel</u> " ($z_0 \approx 2-3$ mm) Beispiel: Bodenoberfläche mit Aggregat- trauhigkeit	mittlere Schwellenwindgeschwindigkeit, mäßige Zunahme des Sedimenttransportes bei zunehmender Windgeschwindigkeit nach Überschreiten des Schwellenwertes
Rauigkeitsklasse III <u>geringe Erosionsgefährdung</u>	" <u>groß</u> " ($z_0 \approx >6$ mm) Beispiel: Dämme bzw. Furchen quer zur Windrichtung	hohe Schwellenwindgeschwindigkeit, geringe Zunahme des Sedimenttransportes bei zunehmender Windgeschwindigkeit nach Überschreiten des Schwellenwertes

5. Zusammenfassung

1. Im Rahmen einer Erhebungsuntersuchung an 25 winderosionsgefährdeten Standorten in Niedersachsen konnte nachgewiesen werden, daß auch in Sandböden mit Feianteilen ($T+U < 15$ Gew.%) noch Aggregate gebildet werden, allerdings mit einer gegenüber bindigen Böden erheblich geringeren Stabilität. Im Mittel der 25 untersuchten Sandböden (Krume) waren 32 Gew.% (min. 4 Gew.%, max 86 Gew.%) der Bodenmasse in Aggregaten > 1 mm gebunden (vgl. SCHÄFER ET AL. 1990).
2. Als Maß für die Erodierbarkeit wird ein durch Datenanpassung an eine modifizierte Sandtransportformel bestimmter "K - Faktor" (= Bodenerodierbarkeitsfaktor) herangezogen. Regressionsanalytische Untersuchungen zeigen, daß dieser "K - Faktor" mit einer multiplen Regressionsgleichung recht gut aus Daten der Korngrößenanalyse zu berechnen ist. Handelt es sich bei der Siebfraktion $> 0,63$ mm hauptsächlich um Aggregate, können diese ebenfalls mit Hilfe einer Regressionsgleichung berechnet werden, wobei zusätzlich der Gehalt an org. Substanz bekannt sein muß (NEEMANN ET AL. 1991).
3. Die Wirkung der Bodenrauigkeit stellt sich wie folgt dar:
 - Die Rauigkeit der Bodenoberfläche hat einen starken Einfluß auf das sich darüber ausbildende Windprofil.
 - Es wird ein starker Einfluß der Bodenrauigkeit auf den kritischen Schwellenwert für den Bewegungsbeginn festgestellt. Zwischen der glattesten und der rauhesten untersuchten maßgeblichen Rauigkeit variiert dieser um den Faktor 3.
 - Bearbeitungsbedingte Rauigkeiten quer zur Windrichtung senken den Sedimenttransport um bis zu 50 % gegenüber einer aggregierungsbedingten Rauigkeit. Dies ist abhängig von der Windgeschwindigkeit. Auf kornrauen Oberflächen ohne schützende Aggregate oder Dämme wird der Sedimenttransport demgegenüber vervielfacht.
 - Die Zerstörung der Aggregate führt auch auf schwer erodierbaren Böden zu einer Vervielfachung des Sedimenttransports in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. Bearbeitungsbedingte Rauigkeiten in Form von Dämmen quer zur Windrichtung üben nur dann eine Schutzfunktion aus, wenn sie ihrerseits durch stabile Aggregate geschützt werden.

6. Literatur

- DÜWEL, O. , W. Schäfer und H. Kuntze (1994): Mittlgn. Dt. Bodenkundl. Gesellschaft 74,85-88.
- NEEMANN, W. , W. SCHÄFER UND H. KUNTZE (1991): Mittlgn. Dt. Bodenkundl. Gesellschaft 65, 43-46.
- SCHÄFER, W. (1991): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 65, 47-50.
- SCHÄFER, W., DÜWEL, O. & KUNTZE, H. (1990): Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 62, 83-86.
- WOODRUFF, N. P. & SIDDOWNAY, F. H. (1965): Soil science society 29, 602-608.

Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf biologische Prozesse im Rhizosphärenraum auf sandigen Böden Nordostdeutschlands

von

Höflich, G.; Joschko, M.

Eine ressourcenschonende, nachhaltige Pflanzenproduktion beinhaltet die Analyse und Nutzung fruchtarten- und bewirtschaftungsspezifischer Wirkungen auf biologische, chemische und physikalische Bodenfaktoren und deren Wechselbeziehungen zum Pflanzenwachstum.

Die Mikroorganismen leisten als wesentliches Kettenglied des biologischen Stoffkreislaufes mit Hilfe ihrer Enzyme einen wichtigen Beitrag zur Nährstofftransformation und -erschließung, zum Schutz der Pflanzen vor bodenbürtigen Schaderregern, zur Bereitstellung wachstumsfördernder Wirkstoffe, beim Abbau toxischer Substanzen sowie bei der Bildung und Stabilisierung von Bodenstrukturen. Sie können aber auch durch die Bildung von Phytotoxinen oder Parasitierung an der Pflanze negative Wirkungen verursachen.

Die Bodentiere (Regenwürmer, Enchyträen) haben beim Umsatz organischer Substanzen und Aufbau des Bodengefüges eine besondere Bedeutung. Ihre Leistungen stehen in Wechselbeziehung mit denen der Mikroorganismen. Beide Organismengruppen beeinflussen sowohl direkt als auch indirekt das Pflanzenwachstum.

Mehrjährige Untersuchungen auf Tieflehm-Fahlerde zum Einfluß langjähriger Düngungs-, Fruchtfolge- und Bodenbearbeitungsmaßnahmen (in Feldversuchen von STEINBRENNER, ROTH, FRIELINGHAUS, ROGASIK, NOATSCH und BLANK) auf biologische Prozesse im Rhizosphärenraum zeigten:

- Die organische Düngung in Form von Gründüngung, Stroh, Gülle und Stallmist stimulierte im Rhizosphärenraum von W.-Weizen und W.-Roggen die Bodenatmung um 10 bis 27 %, die Zellulosezersetzung um 5 bis 14 %, die Pilzzahlen um 3 bis 8 % und die Bakterienzahlen um 15 bis 32 % gegenüber ungedüngt.
- Gestaffelte N-Düngergaben (40, 120, 160 kg N/ha) hatten während der Getreidevegetation keinen signifikanten Einfluß auf die mikrobiellen Prozesse.
- In einem 6-wöchigen Weizen- bzw. Roggenrhizosphärenraum (Sproß entfernt) war die Atmung im Vergleich zu unbewachsenem Boden um 59 bzw. 82 % erhöht.
- In Böden von Parzellen mit organischer Düngung (Stroh-Gründüngung) war im Vergleich zur mineralischen Düngung die Atmung im Rhizosphärenraum um weitere 24 % bzw. 47 % höher.
- Gründüngung stimulierte im Vergleich zu mineralischer Düngung *Pseudomonas*-Bakterien in der Roggenrhizosphäre.
- Wachstumsstimulierungseffekte von *Pseudomonas*-Bakterien wurden wiederholt nachgewiesen.

- Die Fruchtfolge, charakterisiert durch den Getreideanteil sowie Vor- und Hauptfruchtwirkungen, beeinflusste in Feldversuchen, insbesondere die Zellulosezersetzung unmittelbar im Rhizosphärenraum (Zellulosebeuteltest). Sie war bei Hackfrüchten (Z.-Rüben) und Luzerne infolge größerer N-Verfügbarkeit höher als bei Getreide (S.-Gerste). Hackfrucht- und Luzernevorfrüchte förderten auch bei nachfolgendem W.-Weizenanbau die Zellulosezersetzung stärker als Getreidevorfrüchte.
- Ein wichtiges ertragsbeeinflussendes mikrobielles Merkmal in Fruchtfolgen auf sandigen Böden ist der Befall der Wurzeln durch bodenbürtige Schaderreger. In Fruchtfolgen mit 80 bis 100 % Getreide war der Befall durch *Gaeumamomyces graminis* und *Pseudocercospora herpotrichoides* an W.-Weizen nach Wirtspflanzenvorfrüchten höher als nach Nichtwirtspflanzen. Das spiegelte sich auch in geringeren Erträgen wider.
- N₂-Fixierungspotentiale von Rhizobium-Bakterien bei Luzerne können auch in Luzernegrasgemenge bei einem Grasanteil < 34 % effektiv für die Futterproduktion genutzt werden.
- Die VA-Mykorrhizabesiedlung an Wurzeln von W.-Weizen und W.-Roggen sowie die Nitrogenaseaktivität in der Rhizosphäre von Getreide wurden durch die untersuchten Fruchtfolge- und Düngungsmaßnahmen nicht beeinflusst.
- Durch flachwendende Bodenbearbeitung bzw. Mulchen wurden im Vergleich zu 25 cm tiefer Pflugfurche mikrobielle Prozesse in der oberen Bodenschicht (0-15 cm) gefördert und in der Schicht 15 bis 30 cm reduziert.
Eine erhöhte organische Düngung zu Mulchsaat stimulierte die Bodenatmung bei allen untersuchten Bearbeitungsvarianten zumindest bis zu 30 cm Bodentiefe. Die Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten wurden dadurch jedoch nicht beeinflusst.
- Die Roggenerträge wurden durch Mulchsaat im Vergleich zur Pflugfurche nicht beeinflusst, eine 15 cm tiefe Pflugfurche wirkte sich dagegen negativ aus. Die Z.-Rüben erträge waren nach Mulchsaat geringer.
- Die Infektiösität von mit Wurzelschaderregern infizierten Stoppelresten wurde nach Einbringung in den Boden schneller reduziert als bei oberflächlicher Lagerung. Bodenbearbeitungsmaßnahmen sollten deshalb in Verbindung mit Fruchtfolgemaßnahmen eingeschätzt werden.
- Regenwürmer und Enchyträen werden durch konservierende Bodenbearbeitung gefördert.
Die Tiefenverteilung der Enchyträen korreliert mit den mikrobiellen Aktivitäten und den Pflanzenrückständen.

Schlussfolgerungen

Eine ressourcenschonende Pflanzenproduktion erfordert die Beachtung pflanzen- und standortspezifischer Kombinationswirkungen von Fruchtfolge-, Düngungs- und Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf mikrobielle Prozesse der Nähr- und Wirkstofftransformation, Wurzelschaderregerpopulationen und Bodentiere sowie deren Wechselbeziehungen zum Pflanzenwachstum.

Grundwassergefährdung an forstwirtschaftlich genutzten Sandstandorten des Münsterlandes

von

Bens, O.; Felix-Henningsen, P.

Einleitung

Die Trinkwassergewinnung im Münsterland basiert vorwiegend auf der Nutzung der natürlichen Grundwasserreserven. Da diese aufgrund der geologischen Untergrundverhältnisse begrenzt sind und zudem oberflächennah anstehen, unterliegen sie relativ leicht der Kontamination durch mobile Nähr- und Schadstoffe aus der Ökosphäre.

Einer der bedeutendsten Grundwasserträger dieser Region ist der Münsterländer Kiessandzug, der sich über eine Länge von ca. 80 km von den Beckumer Bergen im Süden bis nahe der Stadt Rheine im Norden erstreckt (SKUPIN et al. 1993). Auf dem Rücken des aus saaleeiszeitlichen Schmelzwassersanden und -kiesen aufgebauten Kiessandzuges liegt südlich der Stadt Münster das forstlich genutzte Wasserschutzgebiet "Hohe Ward".

Problemstellung

Die wasserwirtschaftlichen Probleme in Westfalen resultieren vor allem aus Nutzungskonflikten zwischen der Trinkwasserwirtschaft und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Sandböden. Um das Grundwasser vor stofflichen Belastungen zu schützen, wurden ausgedehnte Schutzzonen um die Entnahmebrunnen herum eingerichtet, in denen abgestufte Landnutzungsbeschränkungen bestehen. Die forstliche Nutzung dieser Wasserschutzgebiete ist weit verbreitet und wird bislang als günstige Nutzung angesehen, da Belastungen des Grundwassers durch Stoffeinträge, wie sie an landwirtschaftlich genutzten Standorten auftreten (v.a. Nitrat und Pestizide), gemindert werden.

Andererseits treten an Waldstandorten aufgrund von Auskämmeffekten, insbesondere der immergrünen Nadelwälder, erhöhte Depositionsraten luftbürtiger Schadstoffe gegenüber dem Freiland auf. Die eingetragenen Stoffe werden vor allem über den Streufall und die Adsorption im Auflagehumus und humosen Mineralboden angereichert. Dadurch entstanden im Laufe der Zeit anwachsende Gefährdungspotentiale für das oberflächennahe Grundwasser, die durch nutzungsbedingte Eingriffe in das forstliche Ökosystem mobilisiert werden können. Das Untersuchungsgebiet wird in den Schutzzonen I und II vorwiegend forstlich genutzt, daneben werden kleine Areale extensiv landwirtschaftlich (Weiden, Ackerbrachen) genutzt.

Untersuchungen zum aktuellen Zustand der basenarmen, silicatarmer Böden belegen einen zunehmenden Versauerungsgrad mit einhergehender Tieferlegung der Versauerungsfront (vgl. NEITE & PAHLKE 1991). An den Forststandorten besteht als Folge des sauren Milieus (jetzt pH 2,5 - 3,5) die Gefahr der Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen aus dem Oberboden und des Eintrags in das Grundwasser (BENS, FELIX-HENNINGSSEN & SCHOLTEN 1995). Daher werden an solchen Standorten unterschiedliche Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Vollumbruch, Streifenpflügen, kompensatorische und meliorative Kalkung, Düngung) durchgeführt, die eine Optimierung der Ertrags- und eine Minimierung der Gefährdungspotentiale zum Ziel haben. Begleitende Untersuchungen zu den Auswirkungen dieser

Nutzungseingriffe auf die Dynamik der im Auflagehumus (bis zu 30 cm Mächtigkeit, s. Tab. 1) und humosen Oberboden gespeicherten Nähr- und Schadstoffe wurden in der Vergangenheit nicht durchgeführt, so daß bisher keine Aussagen über die aktuelle Grundwassergefährdung an den unterschiedlich genutzten Forststandorten getroffen werden können. Daher wurden an unterschiedlich bewirtschafteten Waldstandorten die Gefährdungspotentiale durch Nähr- und Schadstoffe sowie deren Mobilisierung untersucht.

Datenerhebung

Es wurden Böden forstlich genutzter Sandstandorte untersucht, die im Untersuchungsgebiet eine hohe Flächenrepräsentanz besitzen. Die in der Humusaufgabe und dem durchwurzelten Oberboden gespeicherten Nährstoff-, Schwermetall- und Säurevorräte wurden quantifiziert und die Frachten im Sickerwasser der verschiedenen Bodenkompartimente bilanziert. Zur Erfassung der Sickerwasserströme wurden neben keramischen Saugkerzen (10, 20, 40, 60 und 100 cm Mineralbodentiefe) auch Gravitationslysimeter (Humusaufgabe) eingesetzt.

Ergebnisse

Die Gleye und Podsol-Gleye des Untersuchungsgebietes entstanden aus sorptionsschwachen Sanden (gS, mS) und Kiesen des Münsterländer Kiessandzuges und weisen daher eine hohe Durchlässigkeit auf. Die Böden zeichnen sich überwiegend durch mächtige organische Auflagen aus, wobei die Aufgabemächtigkeiten großflächig bis zu 30 cm betragen. Die Humusaufgaben fungieren über den silicatarmen Sanden als Nährstoff- und Schadstoffspeicher (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Ausgewählte bodenchemische Eigenschaften der untersuchten Forststandorte im Wasserschutzgebiet Hohe Ward (Münster)

Bodentyp Humusform Bewirtschaftung/ Nutzung	Standort A podsolierter Gley Rohhumus, feinhumusreich Eichen-Bestand, 115jährig ungekalkt	Standort B Podsol-Gley Rohhumus, feinhumusreich Kiefern-Eichen-Bestand, 113jährig gekalkt 1993, 3t Dolomit/ha
Mächtigkeit org. Auflage :	29 cm	30 cm
mittl. pH _{H2O} org. Auflage:	4,1	4,1
mittl. pH _{KCl} org. Auflage:	3,2	2,9
Humusvorrat in der org. Auflage :	193,5 t C/ha	157,9 t C/ha
Stickstoffvorrat in der org. Auflage:	11,1 t Nt/ha	5,3 t Nt/ha
Vorräte ausgew. Metalle in der org. Auflage (HNO ₃ -Druckaufschluß) :		
Cadmium	3,2 kg/ha	2,2 kg/ha
Blei	83 kg/ha	117 kg/ha
Zink	14 kg/ha	24 kg/ha
Aluminium	7000 kg/ha	2280 kg/ha
KAKeff _(NH₄⁺) in der org. Auflage :	61,3 kmol _c /ha	51,8 kmol _c /ha
Basensättigung: org. Auflage	26 %	37 %
Oberboden	11 %	13 %

Die in den Humusaufgaben gespeicherten Nähr- und Schadstoffvorräte sind beträchtlich, wie u. a. an den Gesamtstickstoff-, Aluminium- und Schwermetallvorräten deutlich wird. Die Metalle und Schwermetalle sind aufgrund ihrer Affinität zur organischen Substanz im humosen Oberboden stark angereichert. Trotz gleicher Auflagenstärke und gleicher Humusform differieren die oberirdisch akkumulier-

ten Vorräte an den verschiedenen Standorten deutlich, was vor allem auf den unterschiedlichen Zersetzungs- und Vererdungsgrad des Auflagehumus, speziell in den Oh-Lagen, zurückzuführen ist. Aufgrund der starken Bodenversauerung ist von einer hohen Mobilität der in den Auflagen gespeicherten Metalle und Schwermetalle auszugehen. Die akkumulierten Schwermetalle sind dabei nicht etwa als "natürlicher Background" zu bewerten, sondern sind anthropogener Herkunft und entstammen den jahrzehntelangen Immissionen (vgl. BERGKVIST et al. 1989, METALLGESELLSCHAFT 1993).

Am Beispiel ausgewählter Inhaltstoffe wurde untersucht, inwieweit sich die Stofffrachten mit dem Sickerwasser an unterschiedlich bewirtschafteten Forstparzellen unterscheiden und welche Gefährdung gegenwärtig für das oberflächennahe Grundwasser ausgeht.

Tab. 2: Bilanzierte Frachten im Sickerwasser unterschiedlich bewirtschafteter Sandböden unter Forst im Wasserschutzgebiet Hohe Ward (Münster) von Januar - Dezember 1995

Elementfrachten (kg * ha ⁻¹ * Jahr ⁻¹):		Standort A podsolierter Gley Rohhumus, feinhumusreich Eichen-Bestand, 115jährig ungekalkt	Standort B Podsol-Gley Rohhumus, feinhumusreich Kiefern-Eichen-Bestand, 113jährig gekalkt 1993, 3t Dolomit/ha
gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	BN	n. b.	n. b.
	HS	87	289
	BS	50	102
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ ⁻ - N)	BN	8	10
	HS	140	75
	BS	50	18
Aluminium	BN	0,7	0,8
	HS	51	22
	BS	19	23
Zink	BN	0,82	0,64
	HS	2,48	4,15
	BS	1,56	1,23

BN = Bestandesniederschlag (Input) HS = Humussickerwasser (Output org. Auflage) BS = Bodensickerwasser (Output Wurzelzone)

Im Zusammenhang mit der Kalkung als forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahme ist häufig (u.a. MARSCHNER et al. 1989, VANDRÉ et al. 1991) auf die verstärkte Mineralisierung der organischen Substanz hingewiesen worden, was zu einer verstärkten Dekomposition (sog. Humusschwund) führt. Diese Entwicklung zeichnet sich in den sehr hohen DOC-Frachten am gekalkten Standort ab. Die hohen DOC-Frachten deuten auf die vermehrte Bildung niedermolekularer, leicht mobilisierbarer Humusstoffe sowie indirekt auf einen Humusschwund hin. Da mit einem Humusabbau ein Verlust an Sorptionskapazität und als Folge eine Nähr- und Schadstoffmobilisierung einhergeht und die unterlagernden Sande und Kiese von geringer Puffer- und Sorptionskapazität sind, ist eine Belastung des Grundwassers nicht auszuschließen.

Da ein Um-/Abbau der organischen Substanz infolge einer Kalkungsmaßnahme zu erwarten ist, besteht als Folge einer verstärkten Mineralisierung die Gefahr der Nitratverlagerung aus dem humosen Oberboden. An beiden Standorten können hohe Nitratfrachten im Sickerwasser nachgewiesen werden. Die Austräge aus der Humusaufgabe übersteigen die Einträge mit dem Bestandesniederschlag um ein Vielfaches, wonach auch an forstlich genutzten Sandstandorten eine erhebliche Gefährdung der Wasser-

qualität durch Nitratausträge ausgehen kann. An den gutdränenden Sandstandorten mit geringen Grundwasserflurabständen beträgt die mittlere Nitrat-Konzentration im Sickerwasser 85 mg/l (Konzentrationsspitzen bis zu 240 mg/l) unterhalb der intensiv durchwurzelten Bodenzone. Im Hinblick auf den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l ist dieses Ergebnis besorgniserregend.

Auffällig ist, daß nicht am gekalkten Standort die höchsten Nitrat-Frachten ermittelt wurden, sondern im Sickerwasser der ungekalkten Parzelle. Dieses deutet auf die Aufnahme und den Einbau mineralisierter Stickstoffs (in pflanzlicher und mikrobieller Biomasse sowie in Huminstoffen) infolge der optimierten Milieubedingungen am gekalkten Standort hin. Auch für andere Inhaltstoffe ist eine verstärkte Freisetzung aus dem humosen Oberboden als Folge der gesteigerten Mineralisationsleistung zu erwarten, was im Falle der Auswaschung zu einer Minimierung der Wuchsleistung (Nährstoffverlust) und einer erhöhten Grundwasserbelastung (Schadstoffeintrag) führen kann.

Die Ergebnisse belegen, daß unabhängig vom Nutzungseinfluß und der Bewirtschaftungsart aktuell an den Standorten erhebliche Stoffausträge aus den humosen Oberböden zu verzeichnen sind und die in den Humusaufgaben akkumulierten Nähr- und Schadstoffvorräte abgebaut und mobilisiert werden. Eine Grundwassergefährdung ist daher auch an forstlich genutzten Sandstandorten in Abhängigkeit der jeweiligen Verlagerungs- und Transportmuster freigesetzter Nähr- und Schadstoffe gegeben.

Die Untersuchungen wurden durch das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL) gefördert.

Literatur

- BENS, O., P. FELIX-HENNINGSEN & T. SCHOLTEN (1995): Grundwasser-Belastungspotentiale im Wasserschutzgebiet "Hohe Ward", Stadt Münster, und ihre Beeinflussung durch die Forstkalkung. - Forschungsbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen.
- BERGKVIST, B., L. FOLKESON & D. BERGGREEN (1989): Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni in temperate forest ecosystems -- a literature review. In: *Water, Air and Soil Pollution* 47: 217 - 286.
- ERBER, C. & P. FELIX-HENNINGSEN (1994): Die Bodenversauerung im Trinkwasserschutzgebiet "Hohe Ward" (Münster) und ihre Bedeutung für die Grundwasserqualität. In: *Münstersche Geogr. Arb.* 36: 77 - 87.
- MARSCHNER, B., W. WILCZYNSKI, M. RENGER & K. STAHR (1989): Veränderungen von Humuszusammensetzung und bodenchemischen Eigenschaften einer Rostbraunerde nach einer Kalkungsmaßnahme. In: *Mitteilungen Dt. Bodenk. Gesellsch.* 59: 417-422.
- NEITE, H. & U. PAHLKE (1991): Bodenversauerung und Vegetationsänderungen in Waldstandorten der Westfälischen Bucht - Indikatoren einer zunehmenden Immissionsbelastung? In: *Mitteilungen Dt. Bodenk. Gesellsch.* 66: 827 - 830.
- METALLGESELLSCHAFT (HRSG.)(1993): *Metal Statistics 1982 - 1992*, 80th edition. Frankfurt/Main.
- SKUPIN, K., E. SPEETZEN & J.G. ZANDSTRA (1993): Die Eiszeit in Nordwestdeutschland - Zur Vereisungsgeschichte der Westfälischen Bucht und angrenzender Gebiete. Krefeld.
- VANDRÉ, R., M. KAUPENJOHANN & W. ZECH (1991): Langfristige Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen in emissionsbelasteten Waldstandorten: Vegetation und bodenchemischer Zustand der Bodenstrukturelemente. In: *Mitteilungen Dt. Bodenk. Gesellsch.* 66: 745 - 748.

Der Einfluß von Kiefernauflorungen auf den Wasserhaushalt und die Verteilung gelöster Stoffe im Boden im Bereich der Colbitzer Heide

von

Deutschmann, G.*; Beese, F.*; Meißner, R.**

Einleitung

Große Flächen bisher landwirtschaftlich und militärisch genutzter Gebiete im nordostdeutschen Flachland werden zukünftig einer veränderten Nutzung unterworfen sein. Dabei stellt sich die Frage, wie sich Auflorungen, die in erheblichem Umfang zu erwarten sind, auf die Menge und Qualität des Grundwassers auswirken werden.

Der hier betrachtete Raum, die Colbitzer Heide, beginnt ca. 25 km nördlich Magdeburgs, erstreckt sich von da ca. 30 km weit nach Norden und hat eine Ost-West Ausdehnung von 10-15 km. Überwiegendes Ausgangsmaterial für die Bodenbildung sind warthestadiale Sande mit eingeschalteten Geschiebedecksanden. Kleinflächig treten auch Geschiebelehne auf. Die Colbitzer Heide liegt im südmärkischen Großklimabereich mit einer mittleren Niederschlagssumme von 585 mm im Jahr und einer Jahresmitteltemperatur von 8,6 °C. Die ökoklimatische Wasserbilanz dieses Klimabereiches weist Jahresdefizite von 220-170 mm auf.

Unter diesen Klimabedingungen bestimmt im wesentlichen die Art der Bodennutzung darüber, ob und in welchem Umfang eine Grundwasserspense auftritt. Kiefern weisen unter den gegebenen Klimabedingungen eine erhebliche Interzeptionsverdunstung auf. So ermittelt SIEBNER (1995) für einen 25jährigen Kiefernbestand eine Interzeptionsverdunstung von 42% des Jahresniederschlages. RAKEI (1991) findet bei 40-60jährigen Kiefern im Grunewald bei ähnlichen Niederschlagssummen Interzeptionswerte von 20-37%. Daraus folgt, daß geschlossene Kiefernbestände unter diesen Bedingungen das in den Boden gelangende Wasser fast vollständig zur Transpiration benötigen. Das hat Folgen für die Grundwasserspense, für die Qualität des Grundwassers und für den Verbleib deponierter Stoffe im Boden. Der Einfluß der Vegetation auf die Grundwasserspense soll am Beispiel des Großlysimeters Colbitz gezeigt werden.

*Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37073 Göttingen

**Umweltforschungszentrum Leipzig, Lysimeterstation Falkenberg, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg

Methoden

Das Großlysimeter wurde 1973 in Betrieb genommen. Es hat eine Oberfläche von 660 m² und eine durchschnittliche Tiefe von ca. 4 m. Bis zu einer Tiefe von 2 m u. GOF ist es mit Mittelsand verfüllt, darunter treten als weitere Komponenten Grobsande und Kiese hinzu. 1973 wurde es mit 563 zweijährige Kiefern bepflanzt (GLUGLA et al. 1982). Durch Pflanzstreifen ist die Bodenoberfläche in Gräben und Wälle gegliedert.

Das aus dem Lysimeter abströmende Sickerwasser wird in ein Meßhaus gepumpt, durch Trommelzähler geleitet und wieder versickert. Der Bestandesniederschlag wird täglich an zwei Hellmann-Niederschlagssammlern in Erdbodennähe gemessen.

An auf dem Großlysimeter gewonnenen Bodenproben wurde Chlorid im wässrigen 1:2 Extrakt bestimmt. Die Probenanzahl je Tiefenbereich betrug zwischen 3-9 Stück.

Ergebnisse und Diskussion

Die Aufforstung führte nach 15 Jahre fast zum völligen Versiegen des Sickerwasserabflusses. Abb. 1 zeigt den zeitlichen Verlauf des Bestandesniederschläges und die Sickerwasserspende in den Jahren 1974-1995. Im Mittel der Jahre betrug der Bestandesniederschlag 573 mm und die Sickerwasserspende 101 mm. Auf einer benachbarten Lysimeteranlage mit wägbaren Bodenmonolithen betrug die jährliche

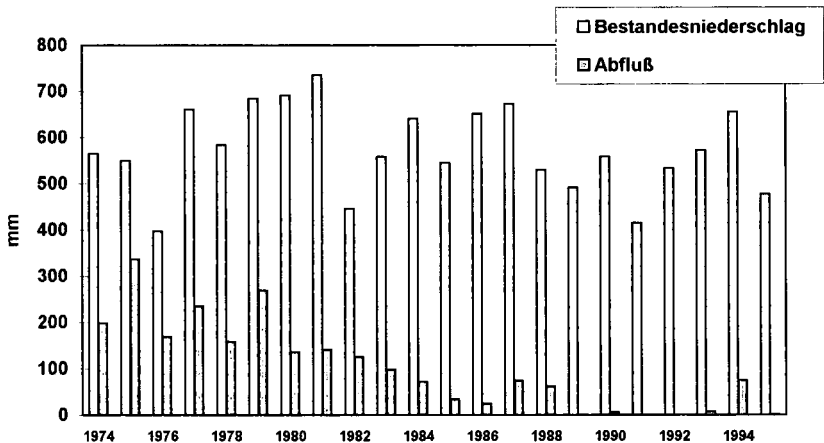


Abb. 1: Bestandesniederschlag und Sickerwasserspende (mm) in den Jahren 1974-1995

Versickerung im ungefähr gleichen Zeitraum unter *Deschampsia flexuosa* 314 mm und unter *Calluna vulgaris* 234 mm (SIEBNER 1995).

Daß auch forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie die Durchforstung von Waldbeständen, einen temporären Einfluß auf das Hydroregime haben, wurde von HAGER 1988 gezeigt.

Der untersuchte Kiefernbestand wurde Mitte 1982 mit einer Stammzahlreduktion von 22% durchforstet. Trotz der 1982 gegenüber den beiden Vorjahren um ca. 270 mm niedrigeren Niederschlagsmenge verringerte sich die Sickerwassermenge 1982 nur um ca. 10-15 mm (Abb.1).

Aufgrund der aufforstungsbedingten Verringerung oder dem Ausbleiben der Sickerwasserspense findet eine Akkumulation von deponierten Salzen und Schadstoffen statt. In niederschlagsreichen Jahren ist dann mit dem Durchbrechen hochkonzentrierten Wässern in den Untergrund oder ins Grundwasser zu rechnen. Ebenso können potentielle Durchbrüche von Salzkissen unter den sich nach Durchforstungen ergebenden Bestandeslücken zum Grundwasser erfolgen.

In Abb. 2 ist das Tiefenprofil der Mediane der Chloridkonzentrationen dargestellt.

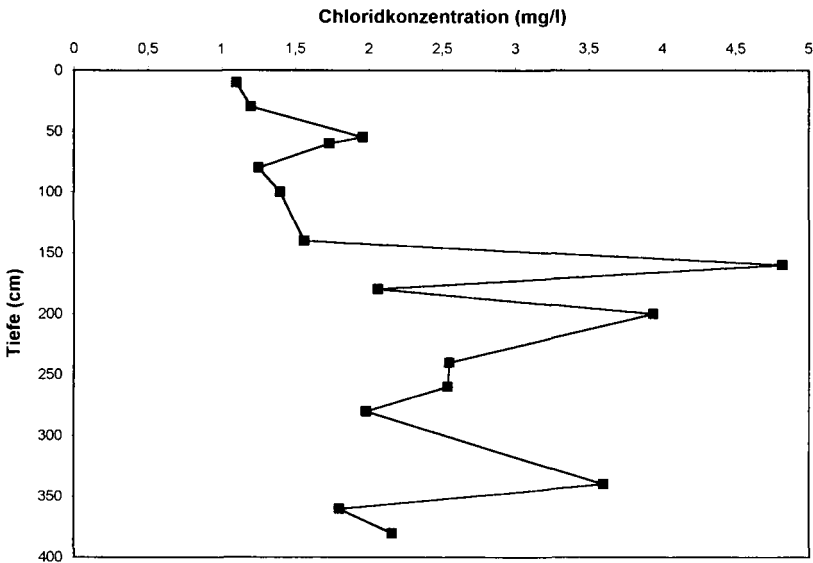


Abb. 2: Tiefenprofil der Chloridkonzentration (mg/l) im wässrigen 1:2 Extrakt

Das wegen des Ausbleibens des Sickerwassertransportes akkumulierte Chlorid liegt nicht homogen im Boden verteilt vor, sondern zeigt deutliche Konzentrationsunterschiede mit einem Maximum zwischen 150-200 cm Tiefe. Diese Konzentrationsdifferenzen können zum einen durch Eindickung der Bodenlösung durch den Wasserentzug der Pflanzenwurzeln entstanden sein, zum anderen können sie Schwankungen des Chlorid-Eintrages widerspiegeln. Die akkumulierten Salze können bei einsetzender Versickerung, d. h. in niederschlagsreichen Jahren oder nach Durchforstungen, in den geologischen Untergrund oder in das Grundwasser verlagert werden.

Zusammenfassung

Die vorgestellten Daten verdeutlichen, daß Nutzungsänderungen im nordostdeutschen Flachland nicht nur unter Produktionsgesichtspunkten betrachtet werden dürfen, sondern daß auch mögliche Nebeneffekte ins Kalkül einbezogen werden müssen.

Literatur

- GLUGLA, G., D. FISCHER, U. HÖHNE, F. KORTÜM und A. HELBIG (1982): Lysimeteruntersuchungen in der Letzlinger Heide - wichtiger Beitrag zur Bestimmung der Wasserressourcen bewaldeter Gebiete. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 32, 231-235.
- HAGER, H. (1988): Stammzahlreduktion. Die Auswirkung auf Wasser-, Energie- und Nährstoffhaushalt von Fichtenjungwüchsen. Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur, Wien, Bd. 1
- RAKEI, A. K. (1991): Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes im Grunewald (Berlin). -Schriftenreihe Bodenökologie und Bodengenese 4, Berlin.
- SIEBNER, C. (1995): Lysimeterversuche zum Einfluß verschiedener Vegetationsformen auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt von Sandböden der Colbitz-Letzlinger Heide. Dipl. Arbeit Univ. Göttingen.

Verträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger auf tiefreichend versauerten Buntsandstein-Waldböden in Rheinland-Pfalz

von

Schüler, G.¹

1. Einleitung

Die Waldböden aus Buntsandstein in Rheinland-Pfalz sind tiefreichend versauert und an sogenannten "basischen" Nährelementen, insbesondere an Magnesium, z.T. auch an Kalium, verarmt. In dieser Situation werden (Kompensations-) Düngungsmaßnahmen auch mit sulfatisch gebundenen Düngemitteln (Forst-Kieserit, Kieserit und Patentkali) erwogen, um drohenden Ernährungsstörungen entgegenzuwirken. Über die ökosystemare Wirkung der die Nährelemente begleitenden Sulfate gehen die Meinungen allerdings weit auseinander. Daher wird der Frage nach geeigneten Düngemittelformen für die standortsspezifischen Verhältnisse in Rheinland-Pfalz nachgegangen.

2. Versuchsanlage und Methode

1989 wurden in einem Kiefernbestand im **Pfälzerwald** auf Buntsandstein neben der Belassung von unbehandelten Kontrollflächen mehrere Versuchspartellen mit 3 to Dolomit je ha gekalkt. Im Herbst 1991 wurden weitere Varianten mit 0,6 to Forst-Kieserit je ha gedüngt. Eine Kalkungsvariante (3 to Dolomit je ha) wurde nach 5 Jahren mit 0,2 to Patentkali und 0,4 to Kieserit je ha nachgedüngt. Über die standörtlichen Verhältnisse informiert Übersicht 1.

Übersicht 1: Versuchsstandort Hochspeyer

Wuchsbezirk:	Nördlicher Pfälzerwald	
Bestand:	Kiefer, 63 Jahre	mit unter- und zwischenständiger Buche
Klima:	tvS: 14,5°C,	NS: 675 - 750 mm/a
geologische Ausgangssituation:	Sande des Mittleren Buntsandsteins	
Humusauflage:	rohhumusartiger Moder	
	pH-Wert:	2,82 (2,56 - 3,37)
	C/N-Verhältnis:	30,7 ± 4,5
Standort:	mäßig frische Podsol-Braunerde aus Buntsandsteinverwitterung über Hauptbuntsandstein (Rehbergsschichten) in kolliner Stufe	
pH-Werte:	Ahe:	2,86 (2,66 - 3,04) Fe-Pufferbereich
	Bvhs:	3,17 (2,79 - 3,94) Al-/Fe-Pufferbereich
	Bv:	3,56 (3,01 - 4,19) Al-Pufferbereich

Die Wirkung der Düngung wird durch Sickerwasseranalysen (Plattenlysimeter unterhalb der Streuaufgabe, P80-Saugkerzen in 10 und 60 cm Bodentiefe), durch Bodenanalysen (nach MEIWES et al. 1984) und durch Analysen von Nadeln des 1. Jahrganges aus der Lichtkrone überprüft.

¹ FDir Dr. Gebhard Schüler, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, D-67705 Tripstadt

3. Ergebnisse

3.1 Bodenlösungsphase

Charakteristisch ist in allen sulfatischen Düngevarianten der rasche Konzentrationsanstieg und danach der parallele Konzentrationsverlauf einerseits von Sulfat und andererseits von Magnesium und Kalium und zu geringeren Anteilen von Aluminium in der Bodenlösung in 60 cm Tiefe, an der Untergrenze des Hauptwurzelraumes der aufstockenden Kiefern (Abb. 1). Unmittelbar nach der sulfatischen Düngung werden zunächst nicht nur die gedüngten Nährelementkationen mobilisiert, sondern auch austauschbare, bodenbürtige Kationen, neben Magnesium und Kalium auch Aluminium.

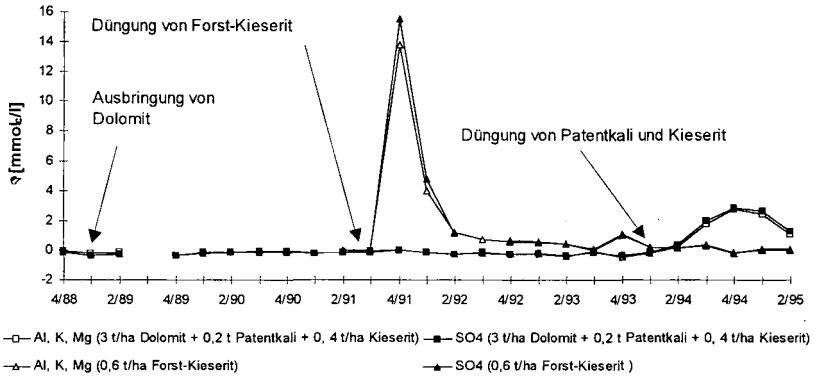


Abb. 1: Ionenäquivalentdifferenzen im Sickerwasser aus 60 cm Bodentiefe (unterhalb des Hauptwurzelraumes) von der vorab gekalkten Patentkali- und Kieserit-Variante und ihrer gekalkten Referenzfläche sowie von der Forst-Kieserit-Variante und ihrer unbehandelten Referenzfläche

Später mit dem Rückgang der Sulfatfrachten beschränkt sich der Kationenaustrag im wesentlichen auf die zugefügten Nährelemente Magnesium und Kalium. Für den Transport dieser Kationen kommt dem mobilen Sulfatanion entscheidende Bedeutung zu, denn aus Gründen der Elektroneutralität werden mobile Anionen in der Sickerlösung immer von äquivalenten Kationemengen begleitet.

3.2 Bodenfestphase

Nach der Düngung mit Forst-Kieserit hat sich der austauschbare Kalium- und Magnesiumvorrat im Mineralboden trotz der deutlichen, aber nur kurz andauernden Konzentrationserhöhung in der Bodenlösung nicht erhöht. In der vorab gekalkten Patentkali- und Kieserit-Variante zeichnet sich hinsichtlich des Magnesiumvorrates ebenfalls keine Verbesserung ab. Jedoch ist der austauschbare Kalium-Vorrat erhöht (Abb. 2). Eine dauerhafte Verbesserung der Kaliumversorgung kann allerdings erst dann bestätigt werden, wenn die Bodenlösungsphase ein Gleichgewicht erreicht hat, was - wie der entsprechende Kurvenverlauf in Abb. 1 jedoch zeigt - noch nicht der Fall ist. Insofern ist für diese Variante eine abschließende Beurteilung der Düngungswirkungen auf die Bodenfestphase noch nicht möglich.

Die Befunde stützen die Vermutung, daß die von Sulfat begleiteten Nährelemente, die nicht der unmittelbaren Pflanzenernährung dienen, wie auch bodenbürtiges Aluminium zu hohen Anteilen mit den Sulfatanionen im Sickerwasser aus dem durchwurzelten Bodenraum ausgewaschen werden.

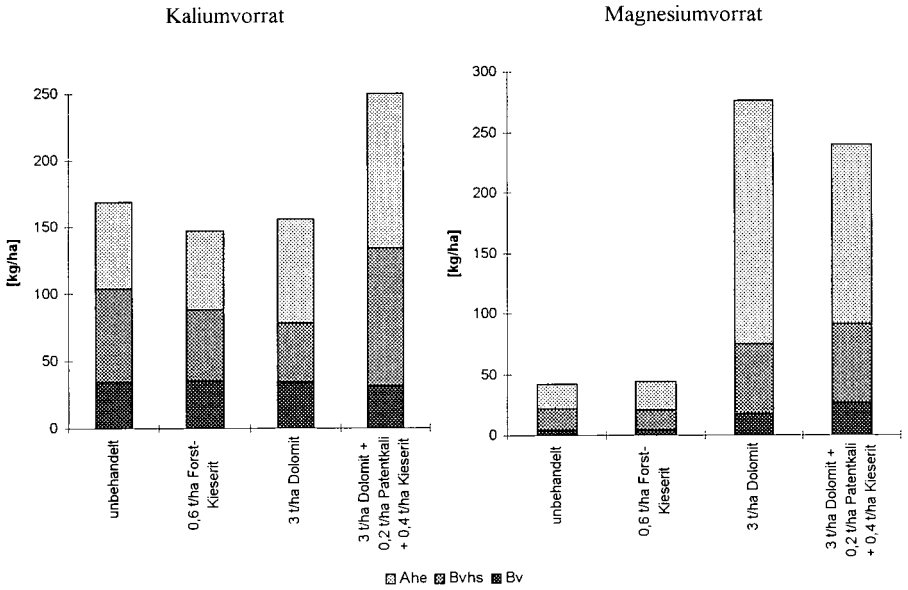


Abb. 2: Austauschbare Kalium- und Magnesiumvorräte im Mineralboden 6 Jahre nach der Kalkung mit Dolomit und 3 ½ Jahre nach der Düngung mit Forst-Kieserit / 1 Jahr nach der Nachdüngung mit Patentkali und Kieserit

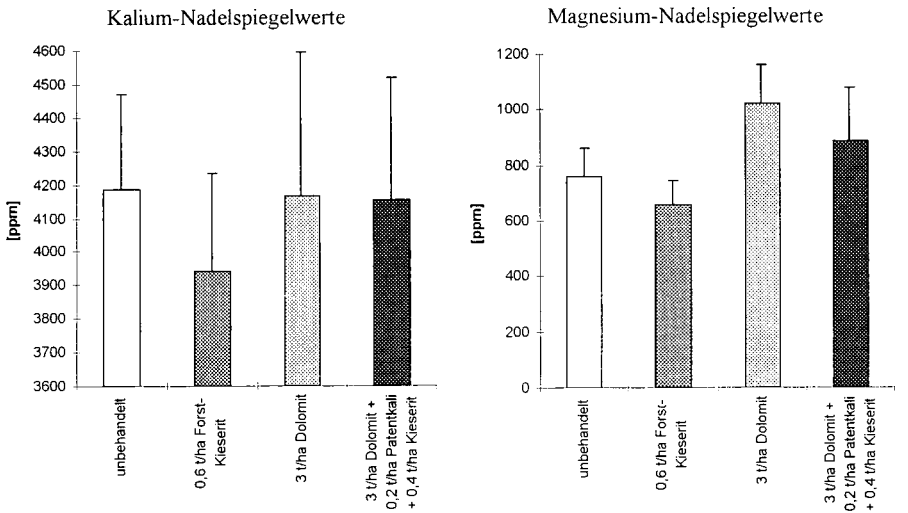


Abb. 3: Kalium- bzw. Magnesiumnadelspiegelwerte 6 Jahre nach der Kalkung mit Dolomit und 3½ Jahre nach der Düngung mit Forst-Kieserit / 1 Jahr nach der Nachdüngung mit Patentkali und Kieserit

3.3 Kalium- und Magnesiumernährung der Kiefern

Nadelanalysen belegen, daß die Düngung mit sulfatgebundenen Düngemitteln hinsichtlich der Pflanzenernährung sogar nachteilig gewirkt hat. Die Kiefern haben die kurzfristige Erhöhung der Nährelementkonzentration in der Bodenlösung nicht für eine Verbesserung der Kalium- und Magnesiumversorgung ausnutzen können (Abb. 3). Die Konzentrationen von Nährelementkationen waren nach der alleinigen Forst-Kieserit-Düngung nur in dem auf die Düngung folgenden Winterhalbjahr deutlich erhöht. In dieser Zeit ist jedoch der Stoffumsatz in den Bäumen, und damit die Nährelementaufnahme im Minimum. Durch die mobilisierende Wirkung der Dünger wurde der Vorrat an austauschbaren Kalium- und Magnesiumkationen im Hauptwurzelraum der Kiefern in den Folgejahren verringert, womit schon mittelfristig eine schlechtere Ernährung der Bäume einhergeht. Auch auf den vorab gekalkten und erst später gedüngten Flächen zeichnen sich ähnliche Entwicklungen ab, jedoch erlaubt die erst kurze Beobachtungszeit nach der Düngung noch keine gesicherten Aussagen.

4. Diskussion und Zusammenfassung

Auf dem Buntsandsteinstandort im Pfälzerwald passieren nach der Düngung mit Forst-Kieserit, Kieserit und Patentkali die mit dem Dünger ausgebrachten Sulfate und eine äquivalente Menge an Begleitkationen, insbesondere die gedüngten Kalium- und Magnesiumkationen, aber auch bodenbürtiges Aluminium den Hauptwurzelraum, ohne daß dabei der pflanzenverfügbare Kalium- oder Magnesiumvorrat im Boden dauerhaft erhöht würde oder daß sich die Ernährungssituation der dort wachsenden Kiefern verbessert hätte. Im Gegensatz, es zeichnet sich sogar eine schwächere Ernährung ab. Entgegen verschiedener Hypothesen (FEGER 1993, REHFUESS 1995), die besagen, daß Sulfat im Boden mit höheren Tongehalten und Eisen- bzw. Aluminiumoxidanteilen adsorbiert werden soll, konnten wir an einem entsprechenden Standort in der Eifel jedoch ähnliche Effekte wie im Buntsandstein des Pfälzerwaldes zeigen (SCHÜLER 1996). Offensichtlich können nach Belastungsphasen, wie sie die langjährigen sulfatbeladenen Luftschadstoffdepositionen (BLOCK 1993) darstellen, Sulfate, deren Konzentrationen im Sickerwasser bspw. durch eine Düngung deutlich erhöht werden, weder durch Adsorption, noch durch eine kinetisch langsame Genese kristalliner Aluminium-Hydroxosulfate ausreichend festgelegt werden.

Die Applikation größerer Mengen leicht löslicher Salzdünger ist demnach mit erheblichen Risiken für das Ökosystem und die Hydrosphäre verbunden. Aus Vorsorge zum Schutz des Bodens, aber auch des Grund- und Quellwassers darf die Ausbringung sulfatischer Dünger nur dann in Betracht kommen, wenn von den standörtlichen Gegebenheiten und der lufthygienischen Vorbelastung her eine Fixierung des gedüngten Sulfates noch wahrscheinlich ist. Ansonsten sind Düngemitteln, die nicht an leicht mobilisierbare Anionen starker Säuren gebunden sind - dies sind Karbonate oder Silikate -, der Vorzug zu geben.

5. Literatur

- BLOCK, J., 1993: Entwicklung der Schadstoffeinträge in Wäldern. In: Ministerium für Umwelt und Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten (Hrsg.): Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, 22-26
- FEGER, K.H., 1993: Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldstandorten. Freiburger Bodenkundl. Abh., H. 31, 237 S.
- MEIWES, K.J., N. KÖNIG, P.K. KHANA, J. PRENZEL UND B. ULRICH, 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, Bd.7, 1-67
- REHFUESS, K.E., 1995: Was kann Düngung bei den neuartigen Walderkrankungen leisten? Allgem. Forstzeitschr., 50, 1090-1093
- SCHÜLER, G., 1996: Auswirkungen und Ökosystemverträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger auf tiefreichend versauerten Waldböden in Rheinland-Pfalz. Allgem. Forstzeitschr./Der Wald, 51 (im Druck)

Bestand und Dynamik von Kalium silikatischer Bindung in Waldböden aus glazialen Sanden

von

Dultz, S.*

Einleitung

In Böden aus glazialen Sanden stellen Glimmer/Illit und Feldspat eine ursprüngliche und aktuelle Quelle für Kalium dar. Die Höhe der Kaliumfreisetzung steht in Beziehung zum mineralogischen Stoffbestand. Im Vergleich verschiedener pleistozäner Sedimente weisen die glazialen Sande aufgrund der relativ geringen Gehalte an Silikaten - maßgeblich bedingt durch die Korngrößenzusammensetzung - eine Sonderstellung auf. Die Kaliumvorräte für Böden aus Geschiebedecksand betragen ca. 15 kg/m² und 1m Bodentiefe, während Böden aus Löß und Geschiebemergel mehr als doppelt so hohe Gehalte aufweisen. Bei letzteren entfallen etwa gleich hohe Kaliumvorräte auf Feldspat und Glimmer/Illit, während bei Böden aus Geschiebedecksand im verwitterungslabileren Glimmer/Illit lediglich ein Viertel der Kaliumvorräte enthalten sind.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an sieben Waldböden aus Geschiebedecksand durchgeführt und werden hier für eine podsolierte Pseudogley-Braunerde (Profil Bahrdorf; DULTZ 1993) dargestellt. 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 Bilanzierung der Kaliumvorräte wurde nach KUNDLER (1959) durchgeführt. Die Kaliumgehalte der Minerale wurden unter Annahme einer idealen Zusammensetzung berechnet. Die Perkolationsversuche wurden mit HCl (pH 2,4), 0,5g Bodeneinwaage und einer Perkolationsrate von 15ml/Tag durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Bei den Korngrößenfraktionen weisen die Fraktionen 0,2-6µm die höchsten Kaliumgehalte auf.

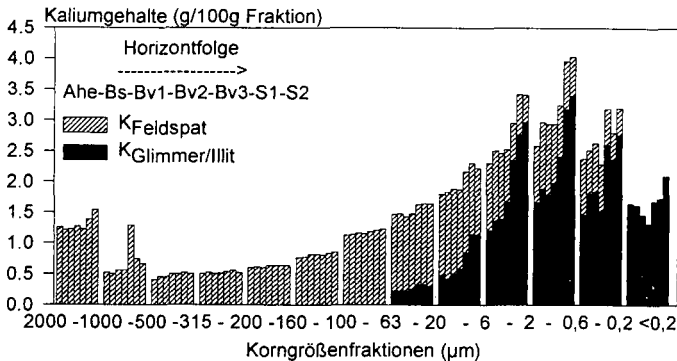


Abb. 1: Kaliumgehalte der Einzelfraktionen in der Horizontfolge mit Angabe der Bindungsform.

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

Niedrigste Kaliumgehalte weisen die Fraktionen 160-500µm auf. Das Ansteigen in der Fraktion 1000-2000µm und teilweise auch 500-1000µm ist auf Gesteinsstücke zurückzuführen. Die Veränderung der Kaliumgehalte der Einzelfractionen während der holozänen Bodenentwicklung geht aus der Horizontfolge hervor. In den feineren Fraktionen, wo Kalium hauptsächlich in Glimmer/Illit enthalten ist, ist eine stärkere Veränderung zwischen den Horizonten festzustellen. Weitgehender Erhalt in der Feintonfraktion kann auf Illit, der durch Teilchenzerkleinerung in diese Fraktion gelangt, erklärt werden.

Im Vergleich mit Böden aus Geschiebemergel und Löß zeigt sich, daß die Kaliumvorräte in Sandböden stärker ausgeschöpft werden als in silikatreicheren Böden (Abb. 2). Sandböden weisen damit einen stärkeren Fortgang der Bodenentwicklung auf. Am intensivsten sind die Umsetzungen in den Schluff- und Tonfraktionen durch Glimmer/Illit (TRIBUTH et al., 1987). Zunahmen in den Mittelsandfraktionen bei dem Bodenprofil aus Geschiebemergel können auf den Zerfall von Gesteinsstücken in größeren Fraktionen zurückgeführt werden.

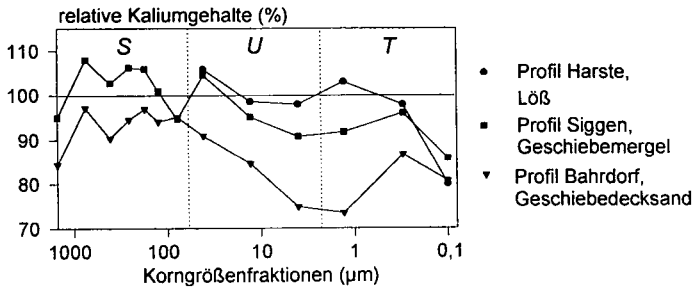


Abb. 2: Relative Kaliumgehalte im Oberboden in Abhängigkeit von der Korngröße (Gehalte im Unterboden = 100), Vergleich von Böden aus Geschiebedecksand, Geschiebemergel und Löß.

Die Umsetzungen in der Massenbilanz für Kalium (Abb. 3) sind in den Sand- und der Grobschlufffraktion weitgehend auf Feldspat zurückzuführen.

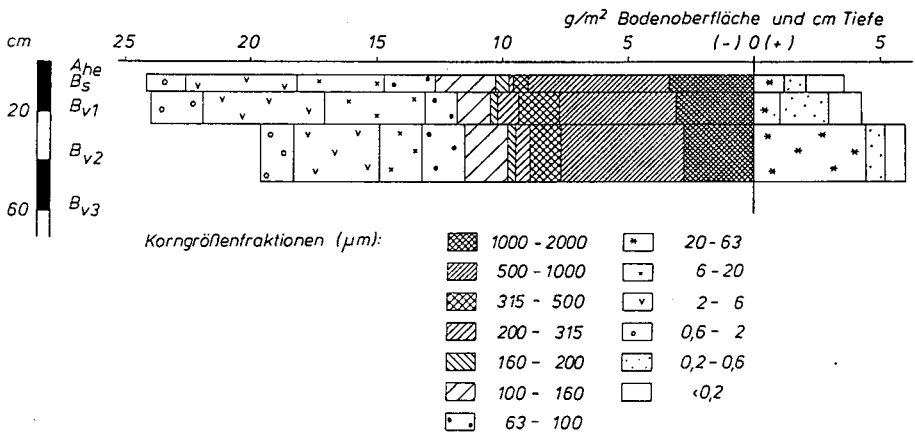


Abb. 3: Massenbilanz für Kalium, Darstellung der Verluste und Gewinne (g/m^2 Bodenoberfläche und cm Horizontmächtigkeit), Bezugshorizont: B_{v3}, Indexsubstanz: Quarz der Fraktion 2-2000µm.

Abnahmen in allen Sandfraktionen stehen geringe Zunahmen in der Grobschlufffraktion gegenüber. Kaliumabgabe und Teilchenzerkleinerung von Glimmer/Illit erklären die Umsetzungen in den feineren Fraktionen. Bei den Fraktionen 20-0,6µm treten Abnahmen, geringe Gewinne dagegen in den Mittel- und Feintonfraktionen auf. Die Kaliumfreisetzung während der holozänen Bodenentwicklung beträgt für dieses Profil 1,2 kg/m² und 1m Bodentiefe. Da der Bezugshorizont für die Bilanzierung von der Verwitterung betroffen ist, gibt dieser Wert lediglich die Mindestmenge an. In einer Bodentiefe bis 25cm beträgt der Abbau von Glimmer/Illit 30% der ursprünglichen Menge, für Feldspat ca. 13%.

Die prozentuale Abnahme der Kaliumvorräte und zum Vergleich die der Magnesiumvorräte ist in Abb. 4 als Tiefenfunktion dargestellt. Die Abnahme von Magnesium ist überwiegend an die Auflösung trioktaedrischer Dreischichtsilikate geknüpft. Ab 25cm Tiefe gehen die Verluste deutlich zurück. Für Kalium sind die Abnahmen in der Tiefe > 60cm gering.

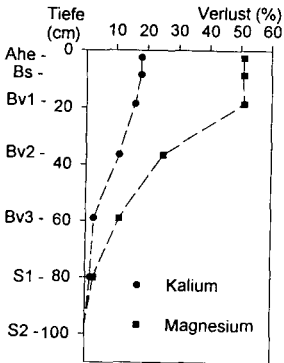


Abb. 4: Abnahme von Kalium und Magnesium in den Bodenhorizonten (%), Bezugshorizont: S2.

Die Veränderung des Stoffbestandes während der holozänen Bodenentwicklung wirkt sich auf die Elementfreisetzung der Horizonte für Kalium gering, für Magnesium stark aus (Abb. 5).

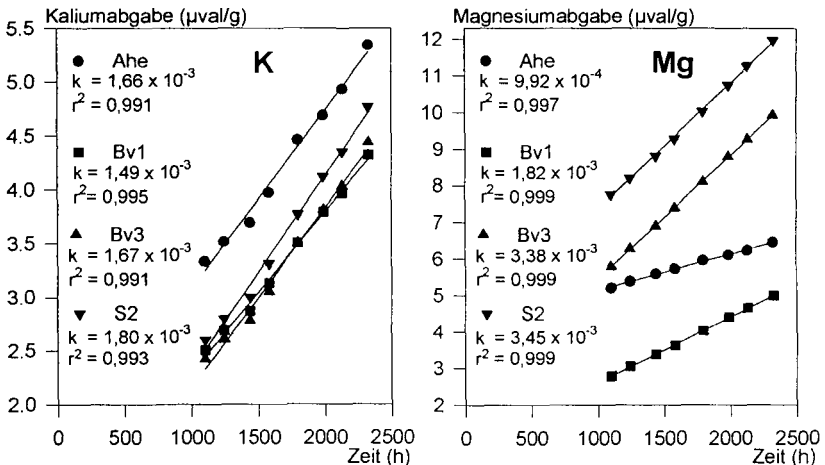


Abb. 5: Kalium- und Magnesiumabgabe des Feinbodens einzelner Horizonte bei Langzeitextraktion (pH 2,4) in kumulativer Darstellung, Reaktionskinetik 0. Ordnung.

Für Kalium und Magnesium gibt es im Feinboden mehrere Fraktionen unterschiedlicher Bindungsfestigkeit. Hohe Gehalte an Kalium labiler Bindung weist der Ahe-Horizont auf, wie aus der Höhe der Freisetzung bis 1000 h hervorgeht. Für Magnesium ist dies nicht festzustellen. Dort liegen die extrahierten Elementmengen des Bv3 und S2-Horizontes bei 1000 h bereits über denen des Ahe-Horizontes. Die ab 1000 h extrahierten Elementmengen entstammen überwiegend der Auflösung weitgehend intakter Silikate. Da die Abnahme der Elemente in den Proben im Versuchszeitraum 1000-2400 Stunden weniger als 0,2% beträgt, kann die Freisetzung praktisch unabhängig von der Ausgangskonzentration betrachtet werden und eine Reaktionskinetik 0. Ordnung eingesetzt werden.

Für Kalium ist hier kein ausgeprägter Gradient zwischen den Horizonten des Geschiebedecksandes festzustellen. Abnahmen Kalium enthaltender Silikate wirken sich hier nicht auf die Höhe der Kaliumfreisetzung aus. Dieser Befund kann durch eine Oberflächenvergrößerung der Silikate durch Verwitterung erklärt werden. Bei dem S2-Horizont im Bereich des Geschiebelehms, wo die Tongehalte mit 8 % mehr als doppelt so hoch sind wie in den Horizonten des Geschiebedecksandes, wurde die höchste Kaliumfreisetzung bestimmt.

Ergebnisse von Verwitterungsexperimenten (ZAREI et al., 1993) zeigen, daß die Stoffvorräte an Magnesium stärker beansprucht werden als die von Kalium. Für Magnesium besteht gegenüber Kalium ein starker Gradient zwischen den Horizonten mit geringster Freisetzung im Ahe- und höchster im S2-Horizont. Dies steht in Einklang mit der starken Abreicherung an Magnesium während der Bodenentwicklung (Abb. 4), die auf den Verlust trioktaedrischer Dreischichtsilikate zurückzuführen ist.

Zusammenfassung

Die Kaliumvorräte in Sandböden werden während der Bodenentwicklung stärker ausgeschöpft als in silikatreicheren Böden aus Löß und Geschiebemergel. Der Mindestumfang des aus der Silikatverwitterung freigesetzten Kaliums beträgt für die Zeitdauer des Holozäns $1,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bis 25cm Bodentiefe beträgt der Abbau an Glimmer/Illit ca. 30, für Feldspat ca. 15%. Trotz absoluter Verluste Kalium enthaltender Minerale ist kein ausgeprägter Gradient in der aktuellen Freisetzung zwischen den Horizonten des Geschiebedecksandes feststellbar. Dies kann auf Teilchenzerkleinerung und das Entstehen von Lösungshohlformen (Feldspat) zurückgeführt werden, die einer Verringerung der reaktiven Oberfläche entgegenwirken.

Literatur

- Dultz, S., 1993: Verwitterungsbilanzen an sauren Waldböden aus Geschiebedecksand. Dissertation, Universität Hannover, 116 S.
- 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. Bodenkd., 158, 453-464.
- Kundler, P., 1959: Zur Methodik der Bilanzierung der Ergebnisse von Bodenbildungsprozessen, dargestellt am Beispiel eines Texturprofils aus Geschiebemergel in Norddeutschland. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd., 86, 215-222.
- Tarrah, J., 1989: Verwitterungsbilanzen von Böden auf der Basis modaler Mineralbestände. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, 52.
- Tributh, H., E. v. Boguslawski, A. v. Lieres, D. Steffens, K. Mengel, 1987: Effect of potassium removal by crops on transformation of illitic clay minerals. Soil Science, 143, 404-409.
- Zarei, M., K. Stahr, K.H. Papenfuß, 1993: Verhalten von Bärhaldegranit und Buntsandstein im Verwitterungsexperiment. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1317-1320.

Ertragsentwicklung in Dauerversuchen auf Sandboden

von

Ritzkowski, E.-M.*; Mercik, S.**; Weigel, A.*; Körschens, M.*

Einleitung

Die Auswertung von Versuchsdaten aus europäischen Dauerdüngungsversuchen ist Inhalt des EU-Copernicus-Projekts CIPA-CT93-0250. Der Datenpool der Dauerversuche in Skierniewice (Polen) beinhaltet Bewirtschaftungs-, Ertrags- und Klimadaten aus mehr als 70 Jahren. Aussagen über eine langfristige Ertragsentwicklung als Folge der Bewirtschaftung sind notwendig zur Interpretation der Humusdynamik dieser Flächen.

Material und Methoden

Die Skierniewicer Dauerdüngungsversuche (65 km südöstlich von Warschau) wurden zwischen 1921 und 1924 auf einem grundwassernahen lehmigen Sand (7% Tonanteil im Oberboden) angelegt. Im Mittel des Untersuchungszeitraums (1963-1995) betrug der Jahresniederschlag 542 mm und die Jahresmitteltemperatur 8°C. Im Rahmen des Projekts wurden Datensätze dreier Versuche ausgewertet (Tab. 1).

Tab. 1: Beschreibung der Dauerversuche in Skierniewice

	VERSUCH A	VERSUCHE	VERSUCH D
Fruchtfolge	freie landwirtschaftliche Fruchtfolge <ul style="list-style-type: none"> • 70% Getreide • 12% Brassicaceen • 15% Kartoffeln • 1 Jahr Silomais 	fünffeldrige Fruchtfolge mit Leguminosen <ul style="list-style-type: none"> • Winterroggen • Kartoffeln • Sommergerste • Leguminosen • Winterweizen 	Monokultur Roggen <ul style="list-style-type: none"> • Winterroggen
Düngevarianten und organische Düngermenge	<ul style="list-style-type: none"> • Null • NPK (jährlich) 	<ul style="list-style-type: none"> • Stallmist (30 t/ha Stallmist zu Kartoffeln) • Stallmist + NPK (30 t/ha Stallmist zu Kartoffeln, NPK jährlich außer zu Leguminosen) 	<ul style="list-style-type: none"> • Null • NPK (jährlich) • Stallmist (jährlich)
Mineralische N-Düngermenge	<ul style="list-style-type: none"> • 1921 bis 1952 30 kg/ha • 1953 bis 1967 45 kg/ha 	<ul style="list-style-type: none"> • 1968 bis 1975 60 kg/ha • 1976 bis 1995 90 kg/ha <p>(eine Gabe im Frühjahr als NH_4NO_3)</p>	
Kalkung	1,6 t/ha CaO alle 4 Jahre		

Die Parzellenerträge von Haupt- und Nebenprodukt wurden jährlich gemessen. Der Stickstoffgehalt im Erntegut wurde in der Mehrzahl der Jahre bestimmt, ansonsten wurde der mittlere N-Gehalt in Haupt- oder Nebenprodukt der entsprechenden Frucht auf der jeweiligen Düngeparzelle zur Berechnung des N-Entzuges interpoliert. Da auf den mineralisch gedüngten Parzellen aller Versuche innerhalb des betrachteten Zeitraums die NPK-Düngung (bei gleichbleibendem Verhältnis der Hauptnährstoffe) zweimal angehoben wurde (vgl. Tab. 1), werden die Perioden vor und nach 1976 betrachtet.

*) UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str. 44, D - 06246 Bad Lauchstädt

**) Landw. Universität Warschau, ul. Rakowiecka 26/30, PL - 02-528 Warschau

Ergebnisse

Versuch A: freie landwirtschaftliche Fruchtfolge

Die drei am häufigsten vertretenen Fruchtarten (Winterweizen, Kartoffeln, Winterroggen) gehen in die Untersuchung ein. Bei allen Fruchtarten bedingt die NPK-Düngung gegenüber der Nullparzelle im Zeitraum 1976 bis 1995 Mehrerträge um das zwei- bis dreifache. Abb. 1 und Abb. 2 zeigen den Zusammenhang zwischen N-Düngermenge und Ertrag bei Roggen und Winterweizen. Eine Reaktion auf die Steigerung des N-Angebots auf der NPK-Parzelle ist nur bei Winterweizen zu erkennen (Abb. 2).

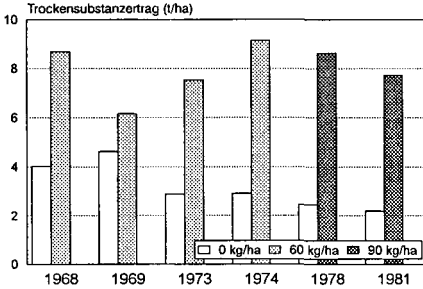


Abb. 1: Roggenerträge (Korn+Stroh) in Abhängigkeit von N-Düngergabe und Jahr (Versuch A)

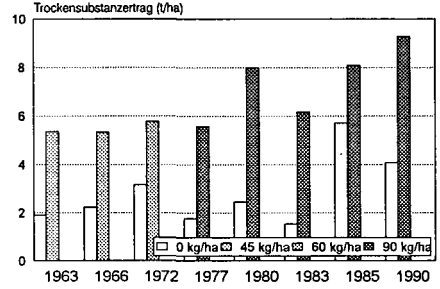


Abb. 2: Winterweizenerträge (Korn + Stroh) in Abhängigkeit von N-Düngergabe und Jahr (Versuch A)

Auf der Nullparzelle bleibt die Trockensubstanzbildung bei den einzelnen Fruchtarten während des Untersuchungszeitraums konstant, nur bei Roggen sinkt der Ertrag (Abb. 1). Ein Zusammenhang zwischen Trockensubstanzbildung und Witterung (Niederschlag, Temperatur) konnte nicht festgestellt werden.

Die mittleren N-Entzüge auf der NPK-Parzelle im Zeitraum 1976 bis 1995 liegen sowohl für die drei Hauptfruchtarten als auch für die gesamte Fruchtfolge bei 95 kg/ha, was der gedüngten N-Menge entspricht (Tab. 2). Zwischen 1963 und 1975 betragen die durchschnittlichen jährlichen N-Entzüge auf der NPK-Parzelle etwa 80 kg/ha, d.h. sie

Tab. 2: Mittlere N-Entzüge der Fruchtarten auf dem Versuch A (kg/ha) in Abhängigkeit von der Düngung

Variante	Weizen	Roggen	Kart.	Getreide	alle Arten
Null	30	37	24	30	30
	37	24	31	29	31
NPK	75	91	54	83	80
	97	91	95	93	97

schattierte Felder x 1963-1975, helle Felder x 1976-1995

lagen über der gedüngten Menge. Auf der Nullparzelle liegen die N-Entzüge für alle Fruchtarten im gesamten Untersuchungszeitraum bei 30 kg/ha im Jahr, jedoch ist der jährliche N-Eintrag über atmosphärische Deposition höher einzuschätzen (vgl. Weigel et al., dieser Band).

Versuch E: Fruchtfolge mit Leguminosen

Die untersuchten Parzellen des Versuchs E erhalten alle fünf Jahre rund 150 kg/ha N in Form von Stallmist. Im Mittel aller Jahre erfahren alle Fruchtarten auf der Parzelle der kombinierten Düngung eine Ertragssteigerung gegenüber der Stallmistparzelle. Tab. 3 zeigt die mittleren Erträge zweier Perioden (1963-1975: N-Gabe ≤ 60 kg/ha; 1976 bis 1995: N-Gabe = 90 kg/ha). Die Erträge der Stallmistparzelle (unveränderte Nährstoffzufuhr) verändern sich nach 1976 nicht wesentlich, nur Klee weist einen deutlichen Ertragsabfall auf. Bei kombinierter Düngung wirkt sich die gesteigerte N-Gabe nach 1976 nur auf Winterroggen positiv aus, alle anderen Kulturen erbringen im Mittel niedrigere Erträge als in der Zeit vor 1976. Diese Tatsache ist möglicherweise auf den Niederschlagsrückgang zurückzuführen (mittlere Niederschlagssumme 593 mm/a zwischen 1963 und 1975, 504 mm/a zwischen 1976 und 1993), was sich besonders in den Sommermonaten der letzten Versuchsdekade bemerkbar machte. Für Sommergerste und Rotklee wurde eine Optimumsbeziehung zwischen

Jahresniederschlag und Ertragsleistung ermittelt. Bei den Nicht-Leguminosen ist analog zum Ertrag der N-Entzug bei kombinierter Düngung höher, die N-Entzüge folgten jedoch nicht der Steigerung der mineralischen Düngung (Tab.4). Kartoffeln nach der Stallmistgabe wiesen unter den Nicht-Leguminosen auf der Stallmistvariante den höchsten N-Entzug auf.

Tab. 3: Trockensubstanzerträge (t/ha) der Fruchtarten in Abhängigkeit von N-Düngermenge und Düngerform (Versuch E)

	WW	WR	SG	Kart.	Klee
Stallmist	4,8 5,3	4,6 5,7	5,0 4,6	5,3 4,3	8,1 6,3
Stallmist + NPK	8,7 7,9	8,2 10,3	7,8 7,0	6,2 5,7	10,0 5,5

schattierte Felder \bar{x} 1963-1975, weiße Felder \bar{x} 1975-1995

WW=Winterweizen, WR = Winterroggen,
SG = Sommergerste, Kart. = Kartoffeln,
Klee = Rotklee

Tab. 4: Mittlere N-Entzüge (kg/ha) der Fruchtarten in Abhängigkeit von N-Düngermenge und Düngerform (Versuch E)

	Stallmist	Stallmist + NPK
Winterweizen	62 77	120 126
Sommergerste	72 71	122 120
Kartoffeln	90 80	99 96
Winterroggen	54 58	95 116
Rotklee	195 163	237 144

schattierte Felder \bar{x} 1963-1975

weiße Felder \bar{x} 1975-1995

Versuch D: Roggen-Monokultur

Die Stallmistparzelle der Roggen-Monokultur erhält jedes Jahr rund 100 kg/ha Stickstoff. Gegenüber der Nullvariante weist sie einen Ertragsvorsprung auf, der sich über den Untersuchungszeitraum nicht ändert.

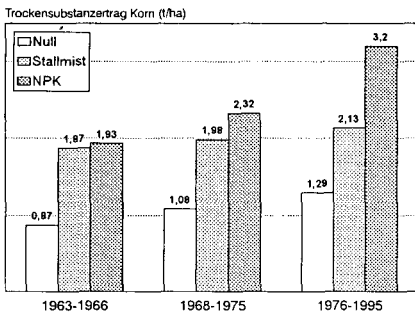


Abb. 3: Kornenerträge in Perioden mit unterschiedlicher N-Düngergabe (Versuch D) (Düngermenge in versch. Perioden s. Tab. 1)

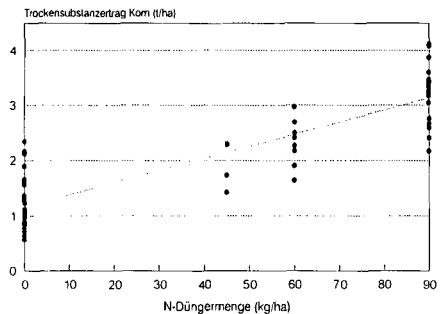


Abb. 4: Korrelation zwischen N-Düngergabe und Roggen-Kornenertrag (Versuch D, 1963-1995, B = 0,78)

Während die Ertragswerte der Stallmist- und NPK-Parzelle im frühen Zeitabschnitt noch etwa gleich sind, reagiert Roggen auf die gesteigerte Mineraldüngung (Abb. 3). Die leichte Ertragssteigerung auf der Null- und der Stallmistparzelle ist wahrscheinlich auf die Weiterentwicklung der Anbaumaßnahmen zurückzuführen. N-Düngermenge und Ertrag sind eng miteinander korreliert (Abb. 4). Laut der Geradengleichung entspricht der mittlere Kornenertrag der Stallmistparzelle von 2.06 t/ha etwa der Düngewirkung von 50 kg/ha mineralischen N. Das entspricht dem jährlichem N-Entzug von dieser Parzelle.

Vergleiche zwischen den Versuchen

Die Ertragswirkung unterschiedlicher Düngermengen und -formen auf Roggen, Weizen und Kartoffeln ist in Tab. 5 dargestellt. Die mineralische Düngung ist der reinen Stallmistdüngung bei allen drei Fruchtarten überlegen. Die kombinierte Düngung bringt nur bei Roggen einen deutlichen Mehrertrag.

Tab. 5: Trockensubstanzertrag von Kartoffeln, Weizen und Roggen in Abhängigkeit von der Düngung (Versuche A und E, 1976-1995)

		Kart.	Weizen	Roggen
Vers. A	Null	3,2	3,1	2,3
	NPK	6,8	7,4	8,2
Vers. E	Stallmist	4,3	5,3	5,7
	Stallmist + NPK	5,7	7,9	10,3

Auf den Versuchen D und E wurde nach 1976 in vier Jahren gleichzeitig Roggen angebaut. Die mineralisch gedüngten Varianten erbringen auf beiden Versuchen die höchsten Erträge (Abb.5). Die Stallmistvariante des Versuchs D (jährliche Düngung) liegt im Ertrag nur geringfügig über der Stallmistvariante der Fruchtfolge (Düngung alle 5 Jahre). Die kombinierte Düngungsvariante des Versuchs E ist der Mineraldüngervariante des Versuchs D überlegen. Messungen zeigen, daß der Gehalt an organischer Substanz auf den Parzellen des Versuchs E trotz der geringeren Stallmistgabe um rund 0,2% höher liegt als auf den gedüngten Varianten des Versuchs D. Der Ertragsvorsprung der kombinierten Düngung beruht neben der höheren N-Verfügbarkeit, auch auf der höheren Wasserspeicherkapazität und Sorptionskapazität (Mericik, unveröff. Daten).

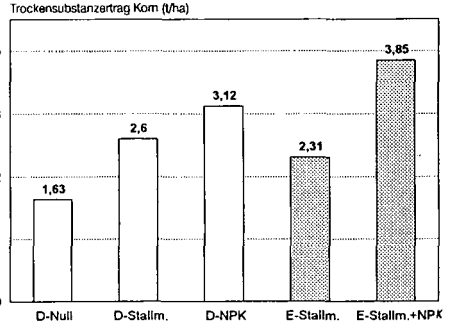


Abb. 5: Vergleich der Roggen-Kornerträge verschiedener Varianten der Versuche D und E (Mittelwerte der Jahre 1976, 1981, 1986, 1991)

Schlußfolgerungen

Die Versuche A und D zeigen bei rein mineralischer Düngung einen Mehrertrag gegenüber der Nullparzelle, bei Versuch D auch gegenüber der Stallmistvariante. Der steigende Düngeraufwand konnte nur bei Kartoffeln (Versuch A) und Roggen (Versuch D) ertraglich umgesetzt werden. Eine weitere Erhöhung des Mineraldüngereinsatzes würde keine nennenswerte Ertragssteigerung bedingen, jedoch zu höheren N-Verlusten führen. Die kombinierte Düngung (Versuch E) erbringt außer bei Roggen keinen Mehrertrag bei Steigerung der Mineraldüngermenge. Dies deutet darauf hin, daß bei dieser Variante das Nährstoffoptimum bereits überschritten ist. Vor allem im Anbaujahr von Kartoffeln ist mit N-Verlusten zu rechnen.

Literatur

Mericik, S. (1993): Seventy years of fertilizing experiments in Skierniewice. - In: Mazur, K., Filipiek, J., Mazur, B.: Proceedings of the International Symposium 'Long-term Static Fertilizer Experiments', Vol. I, Warschau, Krakau, Juni 1993, S. 31 - 54

Weigel, A. et al.: Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen ausgewählter Varianten siebenjähriger Dauerfeldversuche auf Sandboden in Skierniewice (Polen) im Vergleich zur Lößschwarzerde in Bad Lauchstädt. - Vortrag zur Tagung 'Bewirtschaftung von Sandböden - Ertrags- und Gefährdungspotentiale', Berlin 1996

Einfluß von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung auf den Getreide- und Maisertrag eines lehmigen Sandbodens

von

Erdmann, H.-P.; Ellmer, F.*

Aufgabenstellung

Voraussetzungen für standortangepaßte und nachhaltige Bodennutzungssysteme sind aufeinander abgestimmte Fruchtfolge-, Bodenbearbeitungs- und Düngungsregime als die primären Größen des Pflanzenbaus. Dazu werden auf einem Sandboden im Kreis Barnim (Brandenburg) mehrjährige Untersuchungen durchgeführt, um die Wechselbeziehungen von Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit bei verschieden intensiver Bodennutzung zu quantifizieren. Nach fünf Versuchsjahren ist dies am Beispiel von Winterweizen, Wintergerste und Silomais möglich.

Material

Als Experimentalbasis dient der 1991 angelegte dreifaktorielle komplexe Feldversuch „Bodennutzungssysteme“ (Versuchsstation Pflanzenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin; Standort Blumberg, Kreis Barnim; Abb. 1).

Prüffaktor A - "Fruchtfolge/Betriebstyp"			
a 1	a 2	a 3	a 4
"Extensiver Marktf Fruchtbetrieb" Grünbrache Winterweizen* Wintergerste*	"Viehloser Marktf Fruchtbetrieb" Kartoffeln Winterweizen* Wintergerste*/SZF ²⁾	"Gemischtbetrieb mit geringem Viehbesatz" Silomais (1 DE) ¹⁾ Winterweizen Wintergerste/SZF ²⁾	"Gemischtbetrieb mit hohem Viehbesatz" Klee gras Klee gras Winterweizen WZF ^{2)/} Silomais (3 DE) ¹⁾ Winterweizen Wintergerste
Prüffaktor B - "Bodenbearbeitung"			
b 1		b 2	
"Konventionelle Bodenbearbeitung" ³⁾		"Konservierende Bodenbearbeitung" ⁴⁾	
Prüffaktor C - "Stickstoffdüngung"			
c 1		c 2	
"Mineral-N-Düngung" ⁵⁾		"Ohne Mineral-N-Düngung"	

1) DE = Dungeinheit Stallmist (entspr. 150 dt/ha FM und ca. 80 kg/ha N);

2) SZF = Sommerzwischenfrucht, WZF = Winterzwischenfrucht

3) 30 cm mit Pflug, Zwischenfrüchte zur Gründüngung

4) 15 cm mit Grubber; Mulchsaat von Mais und Kartoffeln nach abfrierenden SZF (a2; a3) bzw. WZF (a4)

5) Getreide = 80 kg/ha N; Kartoffeln = 100 kg/ha N; Mais = 150 kg/ha N

*) Strohdüngung

Abbildung 1: Komplexer Feldversuch „Bodennutzungssysteme“ - Versuchsstruktur

Der Versuchsstandort ist ein mittel schluffiger Sandboden mit ungünstigen physikalischen Eigenschaften sowie niedrigen Nährstoff- und Humusgehalten (ELLMER et al. 1996).

Ergebnisse

Nach fünf Versuchsjahren haben sich bewirtschaftungsbedingte Veränderungen der Bodenfruchtbarkeit eingestellt, welche die Ertragsfähigkeit deutlich beeinflussen. Dabei treten jedoch große fruchtartspezifische Unterschiede auf.

Besonders sensibel reagierte **Wintergerste**, die einheitlich nach Winterweizen steht. In den Fruchtfolgen mit Klee gras zur Brachebegrünung bzw. Futtermutzung sowie mit Stallmistdüngung zur Blattfrucht sind sowohl ohne als auch mit 80 kg/ha Mineral-N-Düngung signifikant höhere Erträge als in der Kartoffelfruchtfolge mit ausschließlicher Strohdüngung erzielt worden. Darin manifestieren sich akkumulierte Fruchtfolgewirkungen, die überwiegend auf Leguminosenanbau bzw. organische Düngung zurückzuführen sind. Reduziert-konservierende Bodenbearbeitung bewirkte teilweise gesicherte Mindererträge zwischen 5 und 15 dt/ha. Dies ist auf ungenügende Saatqualität durch Anreicherung von Pflanzenreststoffen an der Bodenoberfläche und damit verbundenem mangelhaften Bodenschluß sowie auf zunehmende Dichtlagerung der Unterkrume zurückzuführen (Abb. 2). Dies zeigt, daß fortgesetzte reduzierte Bodenbearbeitung auf dem Sandboden im Getreidebau nachteilige Auswirkungen haben kann (EHLERS 1992).

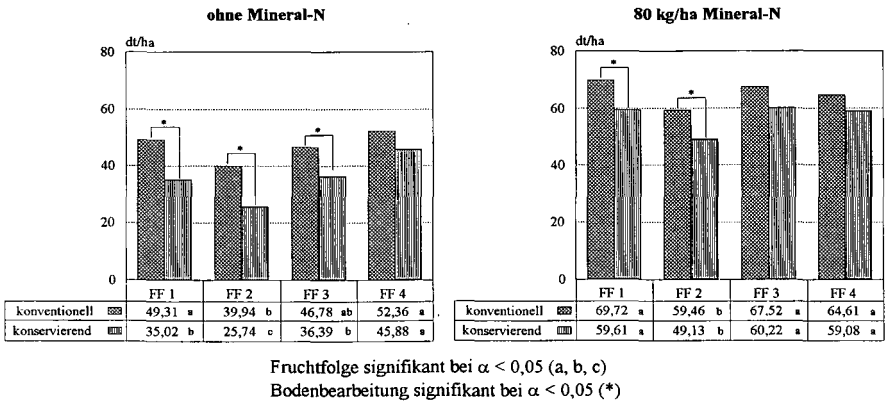
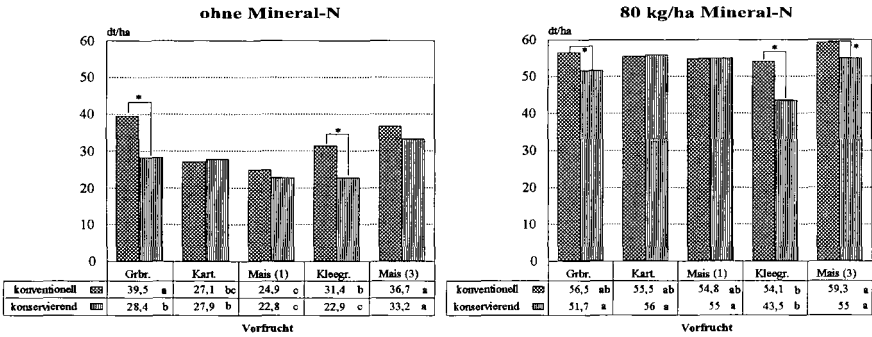


Abbildung 2: Korntrag von Wintergerste in verschiedenen Bodennutzungssystemen 1995

Winterweizen steht ausschließlich nach Blattfruchtvorfrüchten und reflektiert sowohl Vorfrucht- als auch Fruchtfolgewirkungen. Ohne Mineral-N-Düngung wurden die besten Ergebnisse nach Klee gras-Grünbrache und mit 3 Dungeinheiten (DE) Stallmist gedüngtem Mais erzielt (Abb. 3). In den Fruchtfolgen mit Kartoffeln und Mais (1 DE) lagen die Erträge demgegenüber um 30 bis 38 % darunter. Mit 80 kg/ha Mineral-N-Düngung konnten 16 bis 30 dt/ha Mehrertrag erzielt und die fruchtfolgebedingten Differenzen weitgehend ausgeglichen werden. Fortgesetzter Verzicht auf den Pflug hat in Fruchtfolgen mit rüchstandsreichen Vorfrüchten (Grünbrache und Klee gras) signifikante Ertragseinbußen zur Folge, während nach Vorfrüchten mit geringerem Anfall von Pflanzenreststoffen eine aufwandsreduzierte Bodenbearbeitung eher toleriert wird.

Der in zwei Fruchtfolgen angebaute **Silomais** unterscheidet sich im wesentlichen in der Höhe der Stallmist-Düngung und der vorherigen Zwischenfrucht.



Wechselwirkung Fruchtfolge (a, b, c) & Bodenbearbeitung (*) signifikant bei $\alpha < 0,05$

Abbildung 3: Korntrag von Winterweizen in verschiedenen Bodennutzungssystemen 1995

Während er in der Fruchtfolge 3 nach Sommerzwischenfrucht Senf mit einer Dungeinheit Stallmist (ca. 150 dt/ha FM = 80 kg/ha N) steht, werden in der vierten Fruchtfolge drei Dungeinheiten Stallmist in Verbindung mit Winterzwischenfrucht Raps eingesetzt. Diese Unterschiede haben bisher aber noch keine Auswirkungen auf den Ertrag. (Abb. 4). Die erhöhte organische Düngung wird jedoch beim nachfolgenden Getreide ertragswirksam. Reduziert konservierende Bodenbearbeitung hat im Gegensatz zu Getreide keine nachteiligen Effekte, was hauptsächlich auf die bei Mulchsaat verbesserten Wachstumsbedingungen zurückzuführen ist (NEUBAUER et al. 1994). Da der Standort wasserlimitiert ist, wurden mit 150 kg/ha Mineral-N lediglich 12 bis 19 dt/ha TM mehr erzielt.

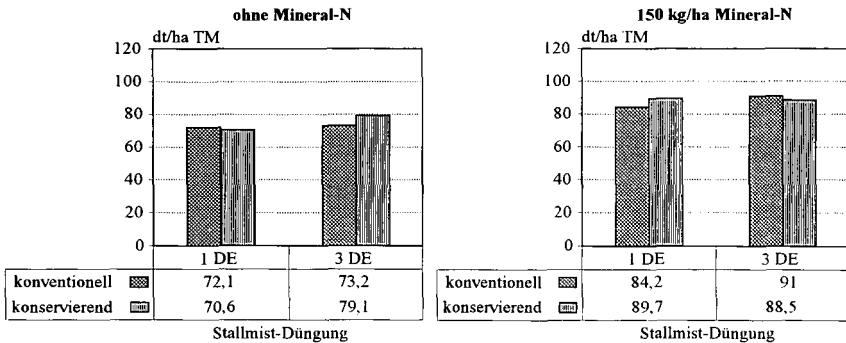


Abbildung 4: Trockenmasseertrag von Silomais in verschiedenen Bodennutzungssystemen 1995

Auf der Grundlage mehrjährig ermittelter N-Inputs aus organischer Düngung und Pflanzenrückständen sowie der N-Entzüge mit dem Erntegut wurden mit der einfachen Differenzmethode mittlere N-Bilanzen berechnet. In der Versuchsreihe mit Mineral-N-Düngung weisen sie mit Salden zwischen 90 und 160 kg/ha mehr oder minder große Überhänge aus (Tab. 1). Das liegt in erster Linie am begrenzenden Wachstumsfaktor Wasser, so daß auch die verhältnismäßig niedrigen N-Gaben nicht ertragswirksam ausgeschöpft werden konnten. Ohne mineralische Zusatzdüngung sind die Bilanzen in den Kartoffel- und Maisfruchtfolgen erwartungsgemäß negativ. Einen günstigen Wert erreichte demge-

genüber die Leguminosengras-Grünbrache-Fruchtfolge. Mit einem Gesamt-Input von 289,3 kg/ha N im dreijährigen Mittel und einem Gesamt-Entzug von 250,9 kg/ha ist ein leichter Überhang von 38 kg/ha N das vergleichsweise beste Resultat. Da in dieser Fruchtfolge ohne mineralische Zusatzdüngung auch die höchsten Erträge im Getreidebau erzielt wurden, kann sie als geeigneter Baustein für standortangepasste Bodennutzungssysteme angesehen werden.

Tabelle 1: Mittlere N-Bilanzen [kg/ha N] in drei Fruchtfolgen mit differenzierter Düngung bei konventioneller Bodenbearbeitung (1993-1995)

	Mineral-N			Mineral-N			Mineral-N	
	ohne	mit		ohne	mit		ohne	mit
Fruchtfolge 1			Fruchtfolge 2			Fruchtfolge 3		
Grünbrache *	+108,3	+113,9	Kartoffeln	-24,7	+42,9	Silomais (1 DE)	+24,0	+133,4
Winterweizen	-41,0	+15,9	Winterweizen	-24,5	+20,6	Winterweizen	-24,3	+13,2
Wintergerste	-28,9	+14,5	Wintergerste	-20,8	+25,2	Wintergerste	-31,7	+12,3
Summe	+38,4	+144,3	Summe	-70,0	+88,7	Summe	-32,0	+158,9

Zusammenfassung

Nach fünf Jahren verschieden intensiver Bodennutzung traten fruchtartspezifische Differenzierungen im Ertrag von Getreide und Mais auf. In Fruchtfolgen mit Kleegrasanbau zur Brachebegrünung bzw. Futtermutzung sowie zusätzlicher organischer Düngung konnten höhere Getreideerträge und N-Entzüge als in den nicht oder gering organisch gedüngten Varianten erzielt werden. Wintergerste reagiert in zweiter Tracht mit erheblichen Mehrerträgen auf Leguminosenanbau und Stallmistdüngung. Dauerhafter Verzicht auf den Pflugeinsatz bewirkte im Getreidebau auf lehmigem Sandboden Mindererträge verschiedenen Ausmaßes. Während Winterweizen die veränderte Bodenstruktur eher toleriert, verzeichnet Wintergerste durchweg größere Ertragseinbußen. Bei Mais erbrachte erhöhte organische Düngung keinen Ertragszuwachs, sondern wirkte sich indirekt positiv bei den Folgefrüchten aus. Reduziert-konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat von Mais nach Sommer- bzw. Winterzwischenfrüchten bewirkt aufgrund verbesserter Wachstumsbedingungen bei Mulchsaat Ertragsgleichheit. In der Fruchtfolge mit Klee-gras-Grünbrache wurden ohne Mineral-N-Düngung die vergleichsweise höchsten Getreideerträge bei einer ausgeglichenen N-Bilanz erzielt.

Literatur

- EHLERS, W. (1992): Reduzierte Bodenbearbeitung - Ökologische Folgen und ackerbauliche Grenzen.- In: Ökologische Aspekte extensiver Landbewirtschaftung.- VDLUFA-Schriftenreihe 35.- S. 35-57
- ELLMER, F.; ERDMANN, H.-P.; KRÜCK, S.; DEUTSCHMANN, M. (1996): Entwicklung von Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit in verschiedenen Bodennutzungssystemen eines lehmigen Sandbodens.- In: Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.- im gleichen Band -
- NEUBAUER, W.; KOHLS, R. (1994): Ergebnisse zur konservierenden Bodenbearbeitung bei Kartoffeln und Mais unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffs in Pflanze und Boden.- In: Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 7.- S. 47-50

Wirkungen langjähriger Beregnung und differenzierter Düngung auf Bodenzustand und Pflanzenertrag eines marginalen Sandbodens

von

Baumecker, M.; Ellmer, F.*

1 Aufgabenstellung

Auf Sandböden mit geringem Wasserspeichervermögen kann durch Zusatzbewässerung die Ertragsfähigkeit und -stabilität bedeutend verbessert werden (ROTH 1992). Dabei steht jedoch die Frage, ob und in welchem Maße die Bodenfruchtbarkeit beeinflusst wird (LANG 1992). Ergebnisse aus einem Dauerfeldversuch lassen hierzu gesicherte Schlußfolgerungen zu.

2 Standort- und Versuchsbeschreibung

Der *Statische Beregnungs- und Düngungsversuch Thyrow* (Kreis Teltow-Fläming) wurde im Jahre 1969 durch Umstellung einer 1937 von K. OPITZ begründeten Versuchsanlage eingerichtet. Zielstellung war, die Entwicklung von Ertragsfähigkeit und Bodenfruchtbarkeit eines Sandbodens unter dem Einfluß langjährig fortgesetzter Zusatzbewässerung sowie differenzierter Düngungsregime aufzuklären [Tab. 1].

Tabelle 1: Standortdaten und Versuchsanlage

Standort		Versuchsanlage	
Bodenart	anlehmgiger Sand	2-faktorielle Langparzellenanlage mit Standards in dreifacher Wiederholung	
Bodenform	Salm-Tieflehm- Fahlerde	Prüffaktoren	
nFK	11,3 mm/dm (Krume)	A - Beregnung	B - Düngung ¹⁾
langjähriges Mittel		a1: unberegnet	b1: 136 kg/ha N + OD
Niederschlag	514 mm	a2: beregnet	b2: 188 kg/ha N + OD
Temperatur	8,6 °C		
Niederschlag April-Sept.	306 mm		
Fruchtfolge: Welsch. Weidelgras - Kartoffeln - Wi.-Gerste - Fu.-Rüben - So.-Gerste			

¹⁾ im Mittel der Fruchtfolge; ²⁾ SZF=Sommerzwischenfrucht Lupinen - Gründüngung

Nach 25jähriger Versuchsdauer sind Parameter der Bodenfruchtbarkeit untersucht sowie 15jährige Experimentaldaten ausgewertet worden.

* Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät
Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

3 Ergebnisse

Die Bewirtschaftung der vergangenen 25 Versuchsjahre führte zu einer ausgeprägten Differenzierung im Gehalt an organischer Bodensubstanz. Diese steht aber nicht in Beziehung zur fortgesetzten Beregnung, sondern ist ausschließlich eine Folge der differenzierten Düngung. Bei Unterlassen von organischer Düngung (System 4) trat eine Gehaltsminderung von nahezu 30 % (C_t) ein. Durch fünfjährlich wiederholte Strohdüngung in Verbindung mit Lupinengründung konnte der Humusgesamtverrat in der Nähe des Ausgangsniveaus stabilisiert werden. Steigende Mineral-N-Gaben (136 auf 240 kg/ha) haben sich signifikant differenzierend auf den Gehalt an umsetzbarer organischer Substanz (C_{hwl}) ausgewirkt, was mit erhöhtem Anfall von organischer Primärschubstanz aus Pflanzenrückständen zu erklären ist [Tab. 2].

Die Beregnung wirkte sich bei einheitlicher mineralischer Grunddüngung ($P = 48$ kg/ha; $K = 200$ kg/ha) unterschiedlich auf die Mineralstoffgehalte aus. Während der P_{DL} -Gehalt nicht beeinflusst wurde, nahm der K_{DL} -Gehalt in den berechneten Varianten bedingt durch höhere Entzüge und Verlagerung um 2,2 mg/100 g ab. Aufgrund der mit dem Beregnungswasser (im Mittel 122 mm*a⁻¹) zugeführten Kalkmengen (ca. 140 kg/ha*a⁻¹) hat sich der pH-Wert signifikant erhöht, womit auch ein tendenzieller Anstieg des Mg-Gehaltes verbunden ist [Tab. 3].

Tabelle 2: Veränderungen von Parametern der organischen Bodensubstanz nach langjähriger Beregnung und differenzierter Düngung

Prüfglieder	C_t mg/100 g	C_{hwl} mg/100 g	N_t mg/100 g
STATUS 1969	808	45,7	55,8
Beregnung (A) Düngung (B)			
unberechnet System 1	770	27,8	52,3
berechnet	751	27,6	52,7
unberechnet System 2	765	34,9	57,3
berechnet	780	34,1	57,7
unberechnet System 3	713	34,2	52,7
berechnet	754	38,4	57,0
unberechnet System 4	534	30,4	43,3
berechnet	568	30,7	44,0
GD 5 % A	39,7	2,3	3,2
B	28,0	1,7	2,2
AxB	56,1	3,3	4,5

Tabelle 3: Nährstoffgehalte und Bodenazidität nach langjähriger Beregnung im Mittel der Düngungssysteme

Prüfglieder	P_{DL} mg/100 g	K_{DL} mg/100 g	Mg mg/100 g	pH
STATUS 1969	4,6	7,0	1,1	5,2
unberechnet	9,6	8,4	2,8	4,9
berechnet	9,6	6,2	3,1	5,4
GD ₅ %	0,9	3,2	0,9	0,1

Durch Zusatzbewässerung sind im 15jährigen Mittel fruchtartspezifische Mehrerträge in der Rangfolge Futterrüben (+66 %) [Abb. 1], Feldgras (+51 %), Sommer- und Wintergerste (+35 %) [Abb. 2], Kartoffeln (+17 %) erzielt worden.

Bei Getreide waren daran alle Ertragskomponenten in der Abstufung Kornzahl/Ähre > ährentragende Halme > Tausenkorngewicht beteiligt [Abb. 3]. Die Rohproteingehalte zeigten demgegenüber einen Verdünnungseffekt und lagen bei Wintergerste um 10 % und bei Sommergerste um 12 % niedriger.

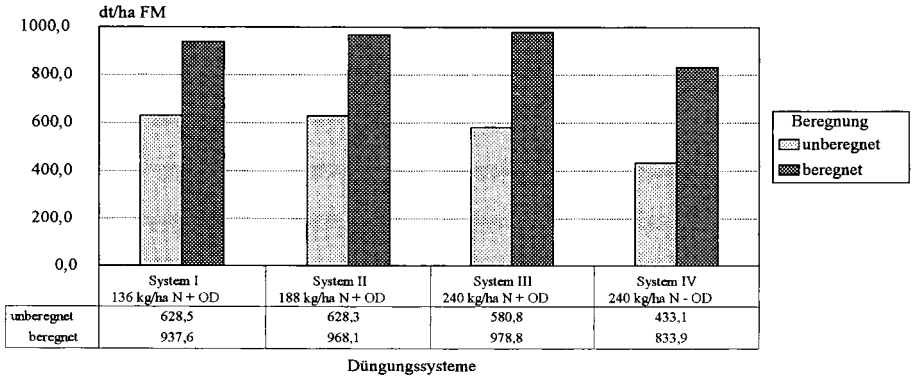


Abbildung 1: Einfluß von Beregnung und differenzierter Düngung auf den Ertrag von Futterrüben

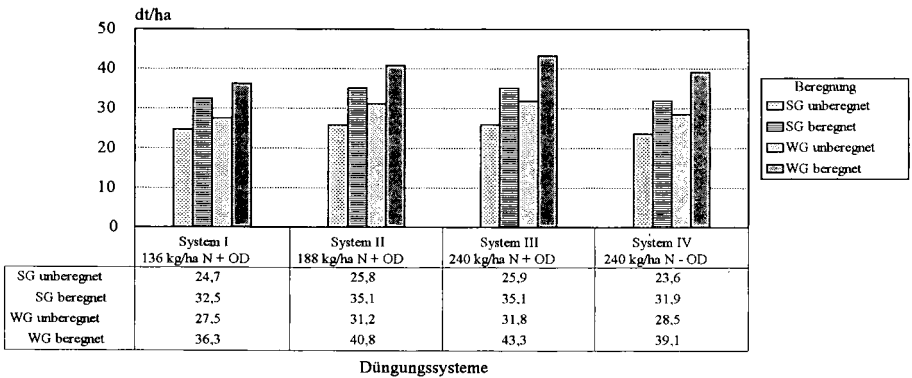


Abbildung 2: Einfluß von Beregnung und differenzierter Düngung auf den Ertrag von Sommer- und Wintergerste

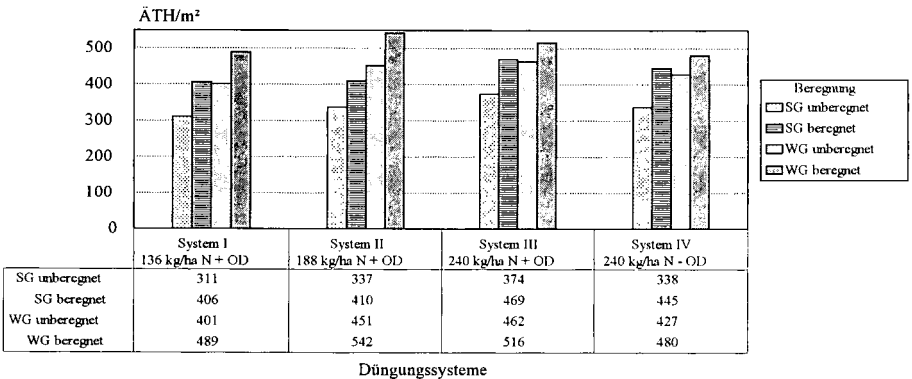


Abbildung 3: Einfluß von Beregnung und differenzierter Düngung auf die Bestandesdichte von Sommer- und Wintergerste

Mit dem Anheben des Mineral-N-Einsatzes von durchschnittlich 136 kg/ha auf 240 kg/ha wurden ohne Zusatzbewässerung nur vergleichsweise geringere Ertragssteigerungen zwischen 5 % (Sommergerste) und 16 % (Wintergerste) erzielt. Futterrüben reagierten darauf sogar mit 8 %igem Minderertrag. Auch mit Beregnung liegt der Wirkungsgrad hoher N-Gaben nur geringfügig höher [Abb. 4]. Das Unterlassen von organischer Düngung und der damit verbundene Verlust an organischer Bodensubstanz führte dazu, daß die zusätzliche N-Düngung keinerlei Effekt mehr hatte. Bei Futterrüben führte der Humusschwund zu Ertragseinbußen von 45 % ohne und 12 % mit Beregnung

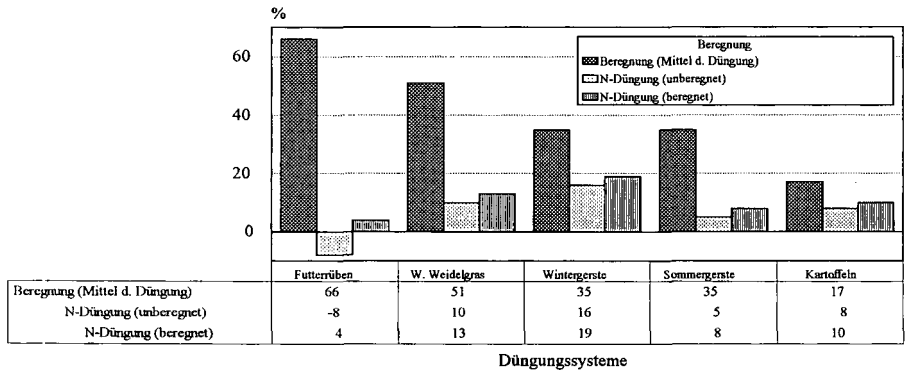


Abbildung 4: Relative Ertragsdifferenzen als Wirkungen von Beregnung und gesteigerter N-Düngung (136 : 240 kg/ha)

4 Zusammenfassung

Langjährig fortgesetzte Beregnung landwirtschaftlicher Nutzpflanzen hat auf dem untersuchten Sandboden keinen nachhaltigen Einfluß auf die Bodenfruchtbarkeit. Während die organische Bodensubstanz durch Beregnung nicht beeinflusst wird, ist bei den Mineralstoffen lediglich mit einem leichten Rückgang des K-Gehaltes zu rechnen. Ein ausreichender Vorrat an organischer Substanz stellt auf Sandböden die entscheidende Grundlage für den Pflanzenbau dar. Der dominierende Faktor für die Ertragsbildung ist dann eine ausgeglichene Wasserversorgung. Steigende N-Düngermengen sind demgegenüber in ihrer Ertragswirkung nachgeordnet.

Literatur

Lang, H.: Mit wenig Wasser - viel Ertrag.- In: Neue Landwirtschaft.- Berlin 1992 (5).- S. 50-53
 Roth, D.; Stöpel, R.: Beregnung - Notwendigkeit oder Luxus.- In: Neue Landwirtschaft.- Berlin 1992 (5).-S. 46-48

Melilotus officinalis (L.) Pallas - Eine Arzneipflanze für den Anbau auf Sandböden

von

Schenk, R.*; Franke R.**

Bedeutung und Anwendung

Steinklee ist in der Landwirtschaft als Pionierpflanze bekannt und wird besonders bei Ödlandumbruch und auf Problemstandorten angebaut. Der Boden wird stark durchwurzelt und gelockert, mit Stickstoff angereichert und es wird damit eine strukturverbessernde und bodenfruchtbarkeitsfördernde Wirkung erzielt (SNEYD 1995).

Als **Arzneipflanze** ist der Gelbe Steinklee seit dem Altertum bekannt. Bereits im 16./17. Jahrhundert wurde Steinklee medizinisch verwendet, wobei die äußerliche Anwendung zur Schmerzlinderung, zur Aufweichung von Geschwülsten im Vordergrund stand. Cumarin soll die Mikrozirkulation verbessern, die Kapillarresistenz sowie die zerebrale und periphere Durchblutung steigern, die Gefäßpermeabilität senken, den venösen Rückfluß bessern und den Proteingehalt eiweißreicher Ödeme vermindern. Daraus werden als Anwendungsgebiete die Behandlung von peripheren Durchblutungsstörungen, Lymphödemen und chronischer Veneninsuffizienz abgeleitet.

Hauptinhaltsstoff ist das Cumarin. Beim Welken des Krautes werden Melilotosid und Cumarinsäureglycosid zu Cumarinsäure hydrolysiert und aus der abgespaltenen cis-o-Hydroxyzimtsäure wird das Cumarin gebildet.

Qualitätsanforderungen

Zur Drogengewinnung wird das blühende Kraut genutzt. Die Droge ist im DAB 6, Pol. III, Ross.8, DAC, HAB 34 und HPUS 64 verzeichnet und wurde durch die Kommission E positiv monographiert. Die Schnittdroge ist gekennzeichnet durch die gelben, oft verblähten Blüten und die Blattstückchen mit gesägtem Blattrand. Auch Stengelanteile (mit hellem Mark) sind vorhanden. Die Droge riecht charakteristisch nach Cumarin und schmeckt aromatisch und etwas bitter. Frisches Kraut wird zur Herstellung homöopathischer Arzneimittel eingesetzt.

Bisher gibt es keine allgemein verbindlichen Qualitätsnormen, so daß nur firmenspezifische Richtlinien angewandt werden. Als Qualitätsansprüche werden neben der möglichst grünen

* Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, FG Pflanzenbau, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

** Paul Muggenburg GmbH & Co., Bahnhofstraße 2, 25486 Alveslohe

Farbe und der Vermeidung von fermentierten, verbräunten Nestern mindestens folgende Werte herangezogen:

- max. 10 % Feuchtigkeitsgehalt,
- max. 10 % Aschegehalt,
- max. 2 % Fremdbestandteile,
- hoher Cumaringehalt von mind. 0,45 %.

Letzterer Wert ist nur schwer zu realisieren, da *Melilotus officinalis* bisher kaum züchterisch bearbeitet wurde und alle bisherigen Zuchtarbeiten darauf abzielten, den Cumaringehalt zu senken, damit die Pflanze als Tierfutter eingesetzt werden kann. So wird sowohl für die ungarische Sorte 'Szarvasi sargaviragu' (KISS 1972), die kanadischen Sorten 'Norgold' und 'Yukon' (GOPLN 1981, 1982, 1984) als auch für die Sorten 'Sibirskii' (MAKAROVA 1972), 'Omiskij Skorospelyi' (SAGALBEKOV 1992) und 'Koldybanskii' (IGNATOV und MILORADOVA 1974) ausdrücklich hervorgehoben, daß sie niedrigen Cumaringehalt aufweisen. Deshalb werden nachfolgend ausgewählte Ergebnisse zum Cumaringehalt dargestellt.

Ergebnisse zum Cumaringehalt

Beim Cumaringehalt in Handelswaren sind stark schwankende Werte in den einzelnen Jahren festzustellen (Tab.1). Bei Anbauwaren aus Deutschland und Bulgarien wird eine kontinuierliche Verbesserung des Gehaltes erreicht, was im italienischen Anbau weniger gelingt. Dies steht in Zusammenhang mit den zunehmend besseren Kenntnissen über die optimale Kulturführung und Aufbereitung.

Tabelle 1: Cumaringehalte verschiedener Handelswaren

Land	Jahr	1991	1992	1993	1994	1995
Italien		0,2	0,31	0,26	0,33	0,28
Bulgarien		0,31	0,31	0,32	0,40	0,38
Rumänien					0,20	0,21
Ungarn		0,18	0,25	0,33	0,22	0,27
Deutschland		0,19	0,24	0,32	0,36	0,37

Die Cumaringehalte der untersuchten **Herkünfte** zeigen große Unterschiede (Abb.1). Bei einem großen Teil der Herkünfte werden zufriedenstellende Konzentrationen gemessen. Zum Zeitpunkt der Blüte liegt der Cumaringehalt bei 13 von 18 geprüften *Melilotus*-Herkünften, einschließlich 5 Herkünfte bzw. Sorten von *Melilotus alba*, im Bereich von ca. 0,4 bis 0,6 % Cumarin in der Droge. Bei zwei Herkünften werden Werte $> 0,6$ gemessen. Wird der Cumaringehalt bereits im Herbst des Ansaatjahres und im Frühjahr des zweiten Vegetationsjahres bestimmt, ist ebenfalls eine deutliche Differenzierung zwischen den Herkünften zu beobachten. Bei den verschiedenen Zeitpunkten der Messung sind jedoch die Relationen zwischen den Herkünften unterschiedlich. Eine Herkunft, die zu allen Meßterminen eindeutig im Cumaringehalt allen anderen Herkünften überlegen ist, war nicht festzustellen.

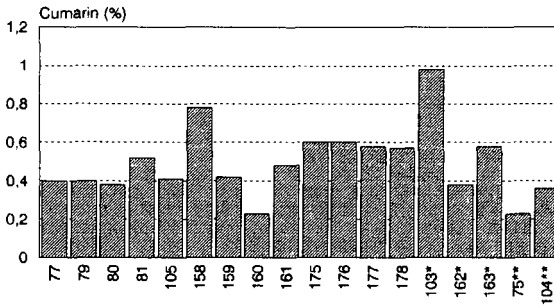


Abb. 1: Cumaringehalte verschiedener Melilotusherkünfte (*M. alba, **M. alba var. annua)

Während des zweijährigen Wachstums ist der Cumaringehalt der Pflanzen zeitlich starken Schwankungen unterworfen (Abb.2). Es tritt ein deutlich ausgeprägter zeitlicher Verlauf auf. Im Mittel von 9 Wiederholungen werden die höchsten Gehalte im Herbst des Ansaatjahres im noch vegetativem Stadium des Krautes und zu Blühbeginn festgestellt. Das sich stark im Wachstum befindliche grüne Kraut im Frühjahr des zweiten Jahres enthält deutlich weniger Cumarin und auch mit voranschreitender Blüte und nachfolgender Samenbildung nimmt die Cumarinkonzentration wieder ab. Dieser zeitliche Verlauf muß im engen Zusammenhang mit der Biomasse-Zunahme gesehen werden. Im Frühjahr/Frühsummer (Mai/Juni) des zweiten Vegetationsjahres wachsen große Mengen an Grünmasse heran, der Wachstumsverlauf ist zeitweilig linear. Mit Blühbeginn verringert sich die Wachstumsgeschwindigkeit, die Kurve des Massenzuwachses flacht ab. Trotzdem gibt es zwischen Knospe und Vollblüte noch einen Längenzuwachs von etwa 40 cm, eine Zunahme der Krautfrischmasse um ca. 20 % und eine Erhöhung der Trockensubstanzgehalte des Krautes von ca. 18 auf 25 % .

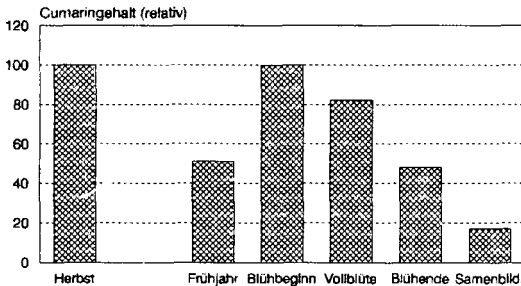


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf des Cumaringehaltes (relativ), n = 9

Innerhalb der Pflanze wird eine Verteilung des Cumarins zwischen den einzelnen Organen deutlich. In Samen und verholzten Stengeln ist fast kein Cumarin enthalten. Von jungen Stengeln (oberer Stengelteil) nimmt der Cumaringehalt über Blätter zu Blüten zu (Abb.3). In den Blättern liegen die Werte doppelt und in den Blüten ca. dreimal so hoch wie in Stengeln.

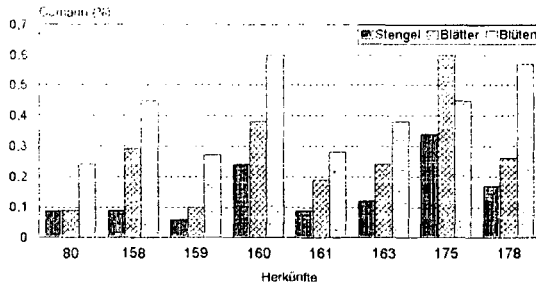


Abb. 3: Cumarinegehalte in Stengeln, Blättern u. Blüten zum Zeitpunkt der Vollblüte

Zum Zeitpunkt der Blüte setzt sich eine Krautprobe bei einer Schnitthöhe von ca. 15 - 20 cm bereits zu 60 Masse% aus Stengeln und nur zu je 20 Masse% aus Blüten und Blättern zusammen (Abb. 4). Der Stengelanteil bestimmt damit stark die Cumarinkonzentration in der Gesamtprobe. Das wird durch Messungen der Cumarinkonzentration bei unterschiedlich hoch geschnittenen Proben bestätigt.

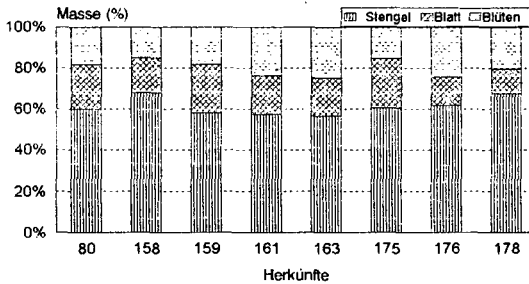


Abb. 4: Stengel-Blatt-Blüten-Anteile bei verschiedenen Melilotusherkünften

In bisher noch nicht abgeschlossenen methodischen Untersuchungen an einheitlichem Pflanzenmaterial und in mehrfachen Wiederholungen wurde festgestellt, daß Trocknung und Aufbereitung starken Einfluß auf die Cumarinkonzentration haben. Mit dem gleichen Ausgangsmaterial können sowohl sehr niedrige und unbefriedigende Cumarinkonzentrationen oder auch Konzentrationen im Zielbereich erreicht werden. Die durch die Aufbereitung erzielten Konzentrationsunterschiede sind größer als die Mehrzahl der Differenzen, die im Herkunftsvergleich auftreten.

Literatur:

Goplen, B.P.: Registration of Polara sweet clover. Crop Sci. 23 (1983) 6, 1220-1221.
 Goplen, B.P.: Registration of Yukon sweet clover. Crop Sci. 24 (1984) 3, 620.
 Ignatov, P.M.; Miloradova, N.L.: The sweet clover Koldybanksii. Seleksiya i Semenovodstvo (1974) 6, 41-42.
 Kiss, I.L.: [Results of varietal evaluation tests of sainfoin, sweet clover and crimson clover in small-plot trials] (ung.) evi orszagos fajtakiserletek (1972) 285-298
 Makarova, G.I.: Promising sweet-clover varieties. Nauch. Trudy Sib. NII selskokhoz. 3 (1972) 18, 44-46.
 Sagalbekov, U.M.: Intensive-type *Melilotus officinalis* variety Omskii Skorospelyi. Zemledelie (1992) 6, 39-40.
 Sneyd, J.: Alternative Nutzpflanzen. -Stuttgart: 1995. - 143 S.

Belastung von Sandböden durch die Intensivtierhaltung in Nordwestdeutschland

von

Leinweber, P.

1. Einleitung

Die südoldenburgischen Landkreise Vechta und Cloppenburg gehören mit Beständen in der Größenordnung von 1,4 Mio. Schweinen und 18 Mio. Stk. Geflügel zu den Regionen mit der höchsten Viehdichte in Europa. Die daraus anfallenden Exkrememente enthalten Nährstoffmengen, die den Bedarf der angebauten Pflanzen bei weitem übersteigen und verschiedene Umweltprobleme auslösen (LEINWEBER and PREU, 1995). Am Beispiel der Elemente Stickstoff (N), Phosphor (P), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) wird verdeutlicht, wie sehr das Speicher- und Filtervermögen der in dieser Region vorherrschenden Sandböden beansprucht wird.

2. Material und Methoden

Böden: Hinsichtlich der Bodenarten dominieren Sande ($S_u > S > S_l$). In Sandlößinseln sind Schluffe ($U_s > U_l$) verbreitet; diese Böden werden vor allem zum Anbau von Sonderkulturen genutzt. Sie wichtigsten Bodenklassen (bzw. -typen) sind Podsole, Gleye und Plaggenesche (S bis S_l), Parabraunerden und Pseudogleye (U_s, U_l) sowie Hoch- und Niedermoore mit den entsprechenden Typen bzw. Subtypen.

Stickstoff: Datenauswertungen der Grundwassergüteberichte (z.B. OOWV, 1995).

Phosphor: DL-P: $n = 1094$; Total P (P_t): $n = 257$; H_2O -P: $n = 250$.

Sequentielle Extraktionen unterschiedlich gebundener P-Formen: Dowex-P; $NaHCO_3$ -P; NaOH-P; H_2SO_4 -P; Residual P (TIESSEN et al., 1983); $n = 69$.

Phosphor-Sättigungsgrade (PSD) (VAN DER ZEE et al., 1990): Gehalte an oxalat-löslichem Al (Al_{ox}), Fe (Fe_{ox}) und P (P_{ox}); $PSD = 100 \times P_{ox} / (0,5 \times (Al_{ox} + Fe_{ox}))$ [%]; $n = 263$.

Kupfer und Zink: Silikataufschluß und Bestimmung der Gesamtgehalte (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) mit ICP; $n = 269$.

HNO_3 -lösliches Cu nach Westerhoff (LUFA-Methode); $n = 503$.

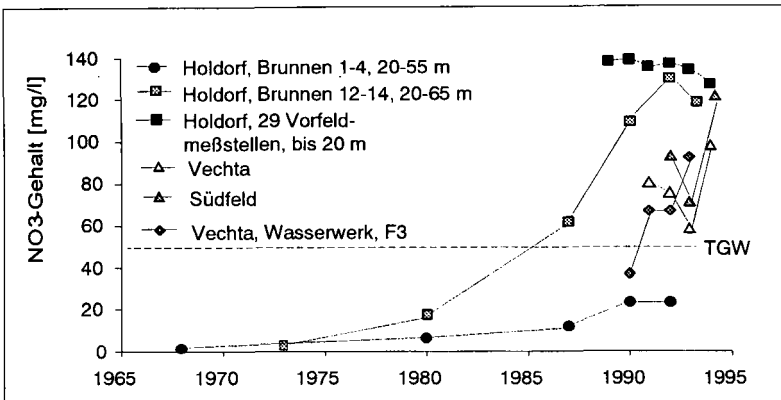
Aufnahme der Adsorptionsisothermen für 5 Schwermetalle, Beschreibung durch die Freundlich-Gleichung und Korrelation der Gleichungsparameter mit Ton-, C_{org} -Gehalten und pH-Werten; $n = 29$.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Nitrateintrag ins Grundwasser

Überhöhte N-Zufuhr in die Böden führte zu gravierenden **Nitratbelastungen des Grundwassers**. Die Situation wird durch folgende Fakten beschrieben:

- Steigende Jahresmittel der NO_3^- -Konzentrationen in Förderbrunnen des Wasserwerkes Holdorf zwischen 1968 und 1992 (OOWV, 1995).
- Sehr hohe und kaum abnehmende Werte in Vorfeldmeßstellen des Wasserwerkes Holdorf (s.u., Maximalwerte bis $670 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$).
- Tieferlegung der Förderbrunnen ($>100 \text{ m}$) bringt nur kurzzeitig Entlastung, dann steigen die Werte wieder an.
- Die oberflächennahen Grundwässer sind großflächig stark und sehr stark mit Nitrat belastet (Landkreise Cloppenburg und Vechta: 33% $>50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$, STAWA CLOPPENBURG, 1994) (s. Abbildung unten).



3.2. Phosphor

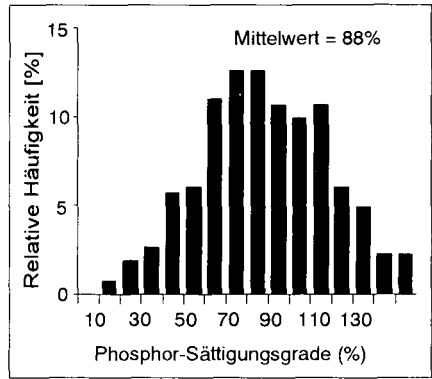
Der **P-Status der Böden** ist gekennzeichnet durch

- große Häufigkeiten von DL-P und $\text{H}_2\text{O-P}$ in den Gehaltsklassen "E" und "S" der LUFA-Düngeempfehlungen (LEINWEBER et al., 1994)

Tab. 1: Mittelwerte bzw. Spannen der P-Gehalte und -verteilungen in Exkrementen und Böden aus dem süddoldenburger Raum sowie in Böden aus ¹⁾ Kanada, ²⁾ Dänemark und ³⁾ der Schweiz.

Proben, Referenzen	Total P (mg/kg)	Sequentiell extrahierter P (% total P)				
		Dowex-P	$\text{NaHCO}_3\text{-P}$	NaOH-P	$\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$	Residual-P
Exkreme	27651	33,7	19,7	6,8	20,6	19,2
Böden	1603	8,7	15,4	26,6	8,4	40,7
TIESSEN et al. (1983) ¹⁾	539-893	2-8	4-8	17-24	20-40	33-46
MAGID et al. (1992) ²⁾	372-402	3-8	5-17	20-30		
OBERSON et al. (1993) ³⁾	732-750		5 - 8	23-25		36-44

- höhere total-P-Gehalte und stärkere Anreicherungen mit mobilen und leicht löslichen P-Verbindungen (Dowex-P und $\text{NaHCO}_3\text{-P}$) als aus anderen Gebieten bekannt (Ursache: Hohe Anteile an PO_4^{3-} und leicht löslichen P-Formen in den tierischen Exkrementen) (s. Tab. 1),
- hohe Gehalte an P_{ox} (47-3361, Mittelwert 693 mg kg^{-1}), deren Maxima und Mittelwerte oberhalb vergleichbarer Daten aus anderen Gebieten mit intensiver Tierhaltung (z.B. in Belgien) liegen,
- PSD, die zu 98% oberhalb eines kritischen Wertes für die Erhaltung der Qualität von Grund- und Oberflächenwasser liegen (VAN DER ZEE et al., 1990: $\text{PSD} > 24\% \rightarrow > 0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ im Grundwasser) (s. Häufigkeitsverteilung rechts).



3.2. Kupfer und Zink

Cu und Zn werden **Futtermitteln zugesetzt**, sind in Exkrementen (Gülle, Trockenkote) angereichert und werden mit diesen auf die Böden ausgebracht. Die bis jetzt vorliegenden Analysen führen zu folgenden Aussagen:

- Die **Cu- und Zn-Gesamtgehalte in Böden** zeigen Anreicherungen gegenüber den geogenen/pedogenen Ausgangsgehalten ($\times 1,7\text{-}2,1$) und gegenüber Hintergrundwerten für Sandböden in Niedersachsen sowie Unterschiede zwischen den Bodennutzungen (s. Tab. 2).

Tab. 2: Cu- und Zn-Gehalte von Exkrementen und Böden aus dem agrarischen Intensivgebiet Südoldenburg.

Proben, Statistische Maßzahlen	Cu	Zn
Mittelwerte Exkremente (Schwein, Huhn)	11-478	87-1134
Mittlere pedo./anthropogene Anreicherungen	$\times 1,7$	$\times 2,1$
Böden: 50. Perzentile	8 (8) ¹⁾	22 (22)
Böden: 90. Perzentile	17 (13)	44 (33)
Mittelwerte (Maxima) Acker	10 (29)	23 (112)
Mittelwerte (Maxima) Grasland	6 (26)	25 (90)
Mittelwerte (Maxima) Sonderkulturen	11 (21)	37 (53)

¹⁾ Hintergrundwerte für Sandböden in Niedersachsen in Klammern (LABO 1994).

- Die Gehalte an **HNO_3 -löslichem Cu** (Mittelwert: 63-76% von Gesamt-Cu) lagen meist in der LUFA-Gehaltsklasse "E".

- Mit **Adsorptionsisothermen** wurde das Bindungsvermögen von 29 repräsentativen Böden ($12-36 \text{ mg kg}^{-1} C_{\text{org}}$, 2-10% Ton, pH 4,3-6,7) für Cu, Zn und andere Metalle beschrieben. Aufgrund der Abhängigkeit der Parameter der Freundlich-Gleichungen von pH und C_{org} wurde die Grundwassergefährdung abgeschätzt und mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems raumbezogen dargestellt (LEINWEBER et al., 1996).

4. Schlußfolgerungen

- Mehrere Kennwerte wie hohe Nitratgehalte von Grundwässern, P-Gehalte und P-Formen sowie Schwermetallgehalte und -bindungsvermögen zeigen eindeutig, daß das begrenzte Speicher- und Puffervermögen der Böden im agrarischen Intensivgebiet sehr stark beansprucht wird.
- Daraus folgt, daß die hohe Nutztierdichte und die Ausbringung großer Exkrementmengen sind keine standortgerechte Nutzung der in der Region vorherrschenden Sandböden sind.
- Daher sind Verringerungen der N-, P- und Schwermetalleinträge dringend notwendig zum Schutz der Böden und der mit ihnen verbundenen Ökosysteme.

5. Literatur

- LABO (BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ) (1994) Hintergrund- und Referenzwerte für Böden (Entwurf), 146 S.
- LEINWEBER, P., K. GEYER-WEDELL und E. JORDAN (1994) Phosphorgehalte von Böden in einem Landkreis mit hoher Konzentration des Viehbesatzes. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 157, 383-385.
- LEINWEBER, P. and C. PREU (1995) Environmental problems in densely populated livestock areas: experience from Süldoldenburg (Lower Saxony). In: A. A. DIJKHUIZEN and G. DAVIES (eds) *Animal health and related problems in densely populated livestock areas of the Community. Commission of the European Communities* (1995) pp. 97-111.
- LEINWEBER, P., K.-U. ECKHARDT, S. TIEFENBACH (1996) Analyse und Bewertung von Bodenbelastungen und ihre Darstellung mit einem GIS. In: *Vechtaer Studien zur Angewandten Geographie und Regionalwissenschaft*, Band 16, Vechtaer Druckerei und Verlag, S. 53-64.
- MAGID, J. and N. E. NIELSEN (1992) Seasonal variation in organic and inorganic phosphorus fractions of temperate-climate sandy soils. *Plant and Soil* 144, 155-165.
- OBERSON, A., J. C. FARDEAU, J. M. BESSON and H. STICHER (1993) Soil phosphorus dynamics in cropping systems managed to conventional and biological agricultural methods. *Biology and Fertility of Soils* 16, 111-117.
- OOWV (1995) Grundwassergütebericht für das Wassergewinnungsgebiet Holdorf. Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband, 78 S.
- STAWA (1995) Grundwassergütebericht 1995. Staatliches Amt für Wasser und Abfall, Cloppenburg, 63 S.
- TIESSEN, H., J. W. B. STEWART and J. MOIR (1983) Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle-size fractions during 60-90 years of cultivation. *Journal of Soil Science* 34, 815-823.
- VAN DER ZEE, S.E.A.T.M., W.H. VAN RIEMSDIJK and F.A.M. De Haan (1990) Het protocol fosfaatverzagde gronden. Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding. Landbouwniversiteit Wageningen.

Stickstoff-Flächenbilanzen von Brandenburger Landwirtschaftsbetrieben mit hohem Anteil Sandböden

von

Weise, G.; Scheller, P.*

1. Problem und Zielstellung

Stickstoffüberschüsse und -verluste bei der Landbewirtschaftung aus dem Kreislauf Boden - Pflanze - Tier - Boden sind maßgeblich an der Belastung von Boden, Wasser und Atmosphäre durch Stickstoffverbindungen beteiligt. Um den Grad der N-Belastung durch die Landbewirtschaftung sicher zu erfassen und darauf aufbauend wirksame betriebsspezifische Maßnahmen ableiten zu können, hat sich unter Berücksichtigung der örtlichen Standortbedingungen sowie der Nutzungs- und Bewirtschaftungsverhältnisse die N-Bilanzierung mit Erfassung der Hofter-, Stall- und Flächenbilanzen bewährt (ISERMANN 1992, AARTS u. a. 1992, GÄTH und WOHLRAB 1992, WESINGARTEN u. a. 1995). Das hohe Verlagerungsrisiko für Stickstoffverbindungen in Sandböden begründet das besondere Interesse für N-Flächenbilanzen. Das Ziel der Untersuchungen ist, praxisrelevante Ist-Werte zu den N-Überschüssen bei der Bewirtschaftung von Sandböden zu ermitteln und Maßnahmen abzuleiten, die diese auf eine tolerierbare Größe reduzieren lassen.

2. Versuchsdurchführung und Methode

Von vier Brandenburger Futterbaubetrieben mit hohem Anteil von Sandböden (Tabelle 1) werden die N-Flächenbilanzen des Erntejahres 1994 vorgestellt und Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Verminderung der N-Überschüsse abgeleitet. Die Bilanzierung basiert auf der Verrechnung von N-Zufuhr über Mineral-, Wirtschaftsdünger, Saatgut, atmosphärischen N-Eintrag und symbiotische N_2 -Bindung und N-Abgang mit dem Erntegut sowie der abgeweideten Futtermenge. Über N_{min} -Bestimmung wurde der aktuelle N-Status der Böden ermittelt. Durch begleitende Tiefenuntersuchungen mit einem mobilen Ramm-Zieh-Bohrgerät wurde der aus der Wurzelzone in tiefere Bodenschichten ausgetragene Stickstoff erfaßt. Die Ertragsermittlung erfolgte durch die Erfassung der Gesamtmasse pro Fläche durch Wägung (Hackfrüchte, Getreide, Raps) bzw. Schätzung (Stroh) sowie durch Auswägung der Erntemasse von repräsentativen Teilflächen (Mais, Grünland). Die Entnahme, Behandlung und Untersuchung der Boden-, Pflanzen- und Wirtschaftsdüngerproben erfolgten nach LÜFA-Methodenvorschriften.

*Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft
Paulinenaue e. V., 14641 Paulinenaue

Tabelle 1

Vorstellung der Untersuchungsbetriebe

		A	B	C	D
LF [ha]		3.596	2.042	303	161
dav.	AL	2.765	1.301	170	101
	GL	831	741	102	47
	Stillelegung	513	178	30	13
Bodenverhältnisse					
	AL	1S/sL	1S/SL/moS	1S/SL/moS	1S/SL/moS
	GL	moS/Hn	moS/Hn	moS/Hn	moS/Hn

Tabelle 2

N-Flächenbilanzen von den Hauptkulturen (Erntejahr 1994)

Nutzungsart	N-Saldo/-Überschuß [kg N/ha]			
	Betrieb A x ⁽¹⁾ von..bis	Betrieb B x ⁽¹⁾ von..bis	Betrieb C x ⁽¹⁾ von..bis	Betrieb D x ⁽¹⁾ von..bis
Kartoffeln	-	231 (74)	-	-
	-	221..239	-	-
Möhren	193 (89)	-	-	-
	133..316	-	-	-
Winterraps	114	67	-	-
	92..134	63.. 70	-	-
Mais	88 (46)	36 (-33)	224 (102)	212 (47)
	-42..311	-53..172	208..239	-
Winterroggen	63	27	-	1
	-5.. 80	-6.. 51	-	-
Triticale	43 (23)	-107	45	-
	25.. 68	-	32.. 71	-
Wintergerste	18	54	-	-
	4.. 58	38.. 69	-	-
Sonnenblumen	50	7	38	-
	39.. 61	-4.. 21	-	-
Grünland	13 (3)	25 (1)	3 (-5)	68 (36)
	-69..118	-95..158	-56.. 85	-18..196

1) Gesamt-N der Wirtschaftsdünger nur mit 60 % (Gülle) bzw. 30 % (Mist) angerechnet

3. Untersuchungsergebnisse

Die ermittelten Flächenbilanzen zeigen einen relativ großen N-Überschuß bei den Kulturen Möhre, Kartoffel, Winterraps und Mais (Tabelle 2). Stellt man für die Berechnung der N-Flächenbilanz bei Ausbringung von Wirtschaftsdünger nur den unmittelbar pflanzenverfügbaren Stickstoff vom ausgebrachten Gesamt-N des Wirtschaftsdüngers in Rechnung (Gülle - 60 %, Mist - 30 %), so verringert sich der N-Überschuß auf die in Klammern ausgegebenen Werte. Zu beachten sind die großen Unterschiede bezüglich N-Überschuß zwischen den Einzelschlägen pro Nutzungsart. Diese lassen auf gegebene Möglichkeiten zur Verminderung des N-Überschusses schließen.

4. Schlußfolgerungen mit Maßnahmen zur Umsetzung

- Ermittlung und Berücksichtigung des schlagspezifischen Ertragspotentials, des kulturspezifischen N-Bedarfes und des pflanzenverfügbaren N-Vorrates im Boden:
 - Ertragspotential und damit der N-Bedarf der einzelnen Kulturen werden häufig überschätzt (Tabelle 3).
 - Vollwertige Integration des Stickstoffs aus dem organischen Dünger in die Düngeplanung durch genaue Erfassung der ausgebrachten Menge, der düngewirksamen Inhaltsstoffe sowie Anrechnung des nachwirkenden Stickstoffanteiles der Wirtschaftsdünger.
 - Berücksichtigung der beachtlichen Nettomineralisation bei humusreichen Sandböden (Tabelle 2).
- Verteilte N-Gabe - z. B. ergänzende N-Gabe zu Mais nach den N_{min}-Werten von Ende Mai/Anfang Juni (Tabelle 4).
- Anbau von Zwischenfrüchten zur Konservierung des infolge witterungsbedingter Ertragsausfälle anfallenden N-Überschusses.
- Vermeidung punktueller Belastungen - vorrangig betrifft das stallnahe "Vorzugsflächen" für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, Ruhe- und Auslaufkoppeln sowie Tränk- und Freßplätze mit verstärkter Ablage tierischer Exkrememente. Eine Aussage über die Intensität der Belastung liefern die N_{min}-Werte, ergänzt durch Tiefenuntersuchungen (Tabelle 5).

Tabelle 3

Ermittelte Maiserträge im Vergleich zum geschätzten Ertragspotential

Betrieb/Schlag	Ertragspotential	Ertrag
	[dt T/ha]	
Betrieb A		
121.4	100	69,2
959.1	120	99,1
504.1	150	126,1
501	180	126,1
Betrieb B		
807.3	130	115,0
816	150	100,1
Betrieb C		
21/11	150	121,2
Betrieb D		
2.2.2	150	128,1

Tabelle 4

N-Düngung zu Mais im Betrieb A Anfang Juni nach gegebenem Bodenvorrat, Ertragspotential und Soll-N (Bodenproben 0..60 cm, gezogen Ende Mai/Anfang Juni 1995)

Schlag Nr.	N _{min} [kg/ha]	Unterfuß-D. + Min.-Potential [kg N/ha]	EP [dt T/ha]	Soll-N [kg/ha]	N-Düngung [kg/ha]
333	152	15	100	120	-
131	91	15	120	150	50
501	107	35	180	220	80
251	51	15	150	180	120

Tabelle 5

Kontrolle von N-Überschüssen durch die N_{min}-Methode und Tiefenuntersuchungen

Be-trieb	Nutzungs- art/Schlag	N-Über- schuß	N _{min(0..90cm)} nach der Ernte	Tiefen- untersuchung (NO ₃ -N+NH ₄ -N) Dez.94
				[kg N/ha]
C	Mais 2/5	208 (86)	287	760 (100..300 cm)
D	Mais 2/2/2	217 (47)	201	760 (100..450 cm)
	GL 1	196 (165)	145	576 (100..350 cm)
	2/1	130 (90)	95	230 (100..400 cm)

Mikrobiologische Untersuchungen unter Winterweizen in verschiedenen intensiven Bodennutzungssystemen auf einem lehmigen Sandboden

von

Deutschmann, M.*; Ellmer, F.*; Wirth, St.**

Zielsetzung

Landwirtschaftlich genutzte Böden werden nachhaltig durch die Intensität ihrer Bewirtschaftung geprägt. Regional angepasste Bodennutzungssysteme können dazu beitragen, die Bodenfruchtbarkeit zu mehren und somit die Ertragsfähigkeit bei rückläufigem Produktionsmitteleinsatz zu erhalten. Einen besonderen Stellenwert nimmt in diesem Zusammenhang die biologische Komponente der Bodenfruchtbarkeit ein, die anhand der nachfolgend dargestellten Untersuchungen zur Bodenmikrobiologie auf einem sandigen Standort näher beschrieben werden soll.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im 1991 angelegten komplexen Feldversuch „Bodennutzungssysteme“ der Versuchsstation Pflanzenbauwissenschaften am Standort Blumberg (Kreis Barnim; Bodenart: lehmiger Sand; FAO-Klassifikation: Albic Luvisol) durchgeführt (Versuchsbeschreibung bei ELLMER et al. 1994). Dazu sind im Oktober 1994 und März 1995 unter Winterweizen Bodenproben aus folgenden Varianten in vier Wiederholungen (0-20 cm) entnommen worden:

- Vorfrüchte: Grünbrache, Kartoffeln, Silomais mit 1 Dungeinheit Gülle, Klee gras, Silomais mit 3 Dungeinheiten Gülle
- Bodenbearbeitungssysteme: konventionell 25 cm mit Pflug; konservierend 15 cm mit Grubber

An den feldfrischen Proben wurden folgende bodenmikrobiologische Kenndaten ermittelt:

Basalatmung

Die respiratorische Aktivität (CO₂-Abgabe) der Bodenproben ist mit der automatisierten Infrarot-Gasanalyse nach HEINEMEYER et al. (1989) erfaßt worden.

Mikrobielle Biomasse

An den mit Glucose versetzten Bodenproben wurde die CO₂-Freisetzung als substratinduzierte Respiration mittels Infrarot-Gasanalyse (HEINEMEYER et al. 1989) bestimmt und nach ANDERSON UND DOMSCH (1978) in mikrobiell gebundenen Kohlenstoff (Cmic) umgerechnet.

* Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

** Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Institut für Mikrobielle Ökologie und Bodenbiologie, Eberswalder Straße 72, 15374 Müncheberg

Metabolischer Quotient

Er wird durch das Verhältnis von Basalatmung zur vorhandenen mikrobiellen Biomasse ausgedrückt und gilt als ein Maß für den physiologischen Zustand der Bodenmikroflora (qCO_2).

Die Ergebnisse sind varianzanalytisch (F-Test) mit dem SAS-Programm FELD_VA und anschließendem Mittelwertvergleich (Tukey-Test) ausgewertet worden.

Ergebnisse

Nach vier Versuchsjahren zeigten sich im Ergebnis der verschiedenen intensiven Bodennutzungssysteme bereits deutliche Abstufungen der mikrobiologischen Parameter.

Die Basalatmung war im Herbst 1994 tendenziell niedriger als im darauffolgenden Frühjahr (Abb. 1).

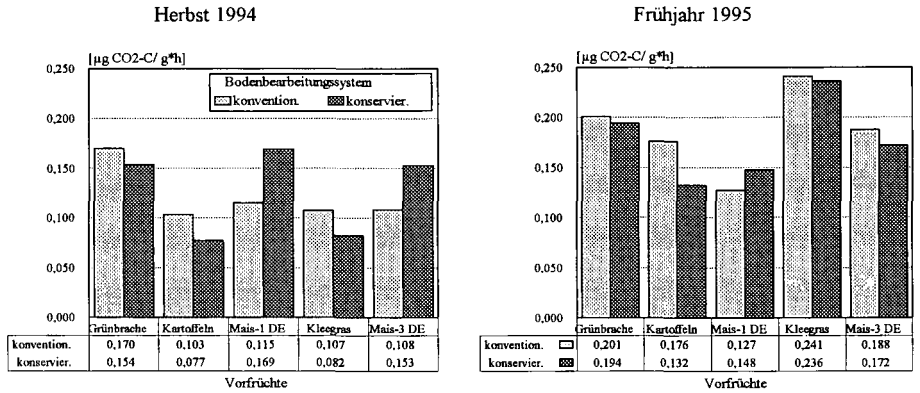


Abbildung 1: Einfluß von Vorfrucht und Bodenbearbeitung auf die Basalatmung

Die respiratorische Leistung der Bodenmikroflora nahm bei den Herbstproben von der Vorfrucht Kartoffel über Klee-gras und Silomais zur Grünbrache hin zu. Erstaunlich ist zunächst die geringere Atmungsleistung nach der Fruchtart Klee-gras (zwei Nutzungsjahre, Dreischnittnutzung) im Vergleich zur Grünbrache (zweimaliges Mulchen des einjährigen Aufwuchses). Erst im Frühjahr scheint die Hauptphase des Abbaus der hinterlassenen Ernte- und Wurzelrückstände des Klee-grases zu beginnen. Eine mögliche Ursache dafür kann der fördernde Effekt der pflanzlichen Wurzelexsudate auf die Bodenmikroflora (Rhizosphärenereffekt) in der beginnenden Vegetationszeit bzw. die unterschiedliche Wirkung von Menge und Form der hinterlassenen organischen Primärschubstanz auf die Bodenmikroorganismen sein (BECK 1990). Die Vorfrucht Kartoffel hinterläßt nur wenig organische Primärschubstanz, weshalb auch nur eine geringe Atmungsleistung zu erwarten war.

Die differenzierte Bodenbearbeitung bewirkte bei konventioneller Pflugarbeit tendenziell höhere Basalatmungsraten als die reduziert-konservierende Bearbeitung mit dem Grubber. Dies läßt sich vor allem auf die umfassende Lockerung und Durchlüftung des Bodens bei Bearbeitung mit dem Pflug bis zu einer Tiefe von 30 cm zurückführen, wodurch die mikrobielle Umsetzungsaktivität gefördert wurde.

Die mikrobielle Biomasse ist der Teil der organischen Bodensubstanz, welcher aus physiologisch aktiven Mikroorganismen besteht. Im Vergleich zur Basalatmung stellt sich dieser Parameter in beiden Beprobungen deutlich differenzierter dar (Abb. 2).

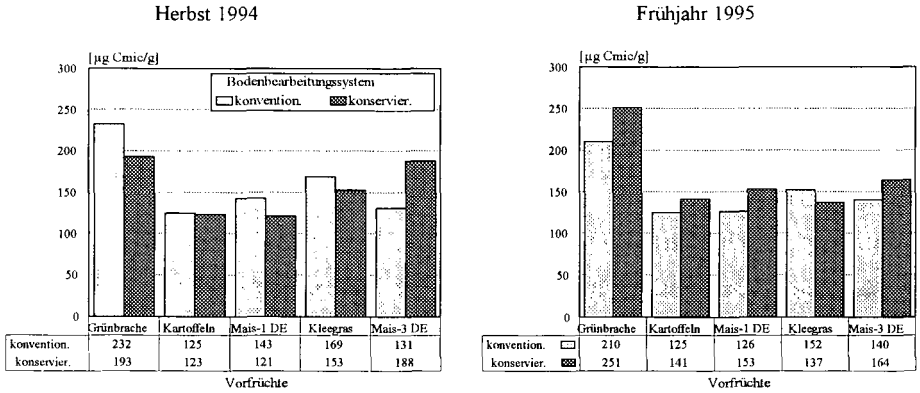


Abbildung 2: Einfluß von Vorfrucht und Bodenbearbeitung auf die mikrobielle Biomasse

Für die Herbstbeprobung 1994 konnte eine signifikante Wirkung der Vorfrüchte in Wechselbeziehung zur Bodenbearbeitung nachgewiesen werden, so daß diese in der Relation zueinander betrachtet werden. In beiden Bodenbearbeitungsvarianten standen die Werte der mikrobiellen Biomasse in engem Zusammenhang zur Menge an hinterlassenen Ernte- und Wurzelrückständen sowie zum Gehalt an organischer Bodensubstanz. Nach der humuszehrenden Hackfrucht Kartoffel und der mit 1 DE Stallmist organisch gedüngten Silomaisvorfrucht sind sowohl bei der konventionellen als auch bei reduziert-konservierender Bodenbearbeitung signifikant niedrigere Cmic-Gehalte als nach Grünbrachevorfrucht ermittelt worden. Auch im Frühjahr 1995 wurde dieser Sachverhalt mit den signifikant höchsten Werten der mikrobiellen Biomasse nach Grünbrachevorfrucht im Mittel der Bodenbearbeitungsvarianten bestätigt.

Bei wendender Bodenbearbeitung mit dem Pflug wird die organische Substanz in der Ackerkrume verteilt. Die reduzierte Bodenbearbeitung bewirkt hingegen eine Anreicherung der Pflanzenreste auf bzw. nahe der Bodenoberfläche, was zur Humusanreicherung in der oberen Krume des Bodens führt (ALVAREZ et al. 1995). In der beprobten Schicht von 0-20 cm konnten daher im Frühjahr 1995 signifikant höhere Gehalte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff bei konservierender Bearbeitung ermittelt werden.

Der metabolische Quotient (qCO_2) weist auf deutliche Unterschiede der Mikroorganismenaktivität hin, die im Herbst 1994 tendenziell geringer war als im Frühjahr 1995 (Tab. 1). Zum Termin der Herbstbeprobung waren die Unterschiede zwischen den Bodennutzungsvarianten gering. Im Frühjahr fiel hingegen die erhöhte Aktivität nach Kleegras auf. Der geringste metabolische Quotient war nach Grünbrache meßbar, was auf eine hohe Effizienz der mikrobiellen Umsatzleistungen in diesen Varianten hinweist.

In der Oberkrume der gegrubberten Parzellen haben sich aufgrund nur oberflächlich eingearbeiteter organischer Substanzen zwar größere Mengen an Mikroorganismen angesiedelt (0-20 cm Tiefe), sie zeichnen sich jedoch durch eine geringere physiologische Aktivität aus als die im tiefwiegend bearbeiteten Boden. Gründe dafür liegen in den Veränderungen der Bodenstruktur, welche bei reduzierter Bearbeitung zu höheren Bodendichten und geringeren Porenvolumina führten, wodurch die Luftführung des ohnehin strukturlabilen Bodens eingeschränkt wurde. Folglich sind die bodenphysikalischen Voraussetzungen für eine hohe mikrobielle Aktivität in den gepflügten Varianten günstiger als in den konservierend bearbeiteten. Bei regelmäßigem Einsatz des Pfluges wird demzufolge mehr organische Substanz mineralisiert und ein höherer Anteil organisch gebundenen Stickstoffs ertragswirksam.

Tabelle 3: Einfluß von Vorfrucht und Bodenbearbeitung auf den metabolischen Quotienten [ng CO₂-C/µg Cmic·h], n=4

Vorfrucht	Herbst 1994		Frühjahr 1995	
	Bodenbearbeitungssystem			
	konventionell	konservierend	konventionell	konservierend
Grünbrache	0,856	0,957	0,976	0,775
Kartoffeln	0,929	0,797	1,334	0,995
Mais-1 DE	0,878	1,345	1,122	0,980
Kleegras	0,712	0,530	1,586	1,851
Mais-3 DE	0,917	0,870	1,364	1,110

Zusammenfassung

Vier Jahre verschieden intensiver Bodennutzung haben auf mittel schluffigem Sandboden zu deutlichen Differenzierungen der mikrobiellen Biomasse und deren Atmungsaktivität geführt. Der Anbau mehrjähriger Futterleguminosen trägt zur Erhaltung und Verbesserung der biologischen Aktivität bei und sollte deshalb Bestandteil standortangepaßter Bodennutzungssysteme sein.

Literatur

- ALVAREZ, R.; DIAZ, R. A.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O. J.; BLOTTA, L. (1995): Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil Tillage Res.* 33, 17-28
- BECK, TH. (1990): Der Einfluß langjähriger Bewirtschaftungsweise auf bodenmikrobiologische Eigenschaften. *Kali-Briefe Bünthof 20* (1), 17-29
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.*, Vol. 10, 215-221
- ELLMER, F.; PESCHKE, H.; SCHMIDT, O.; ERDMANN, H. P. (1994): Stoffdynamik im System Boden-Pflanze. Erste Ergebnisse aus einem komplexen Feldversuch. *Ökolog. Hefte d. Landw.-Gärtn. Fak. der Humboldt-Univ. Berlin*, Heft 1, 77-85
- HEINEMEYER, O.; INSAM, H.; KAISER, E.A.; WALENZIK, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. *Plant and Soil* 116, 191-195

Beurteilung der Sandböden Brandenburgs nach Anbaueignung, Bewirtschaftungseignung und Erosionsgefährdung für Gemeinden, Landkreise und naturräumliche Gebietseinheiten

von

Thiere, J.; Deumlich, D.; Laacke, L.; Völker, L.¹

1. Zielstellung

Die landwirtschaftlich genutzten "sandigen Böden" des Landes Brandenburg sollen hinsichtlich ihrer differenzierten Ausprägung und regionalen Verbreitung dargestellt und nach Anbaueignung, Bewirtschaftungseignung und potentieller Erosionsgefährdung vergleichend beurteilt werden.

Für die drei Beurteilungsziele sollen bezogen auf administrative Einheiten (Gemeinden, Landkreise, Regionen) und naturräumliche Gebietseinheiten (Naturräumliche Haupteinheiten, Wassereinzugsgebiete) Beurteilungsklassen flächenmäßig ausgewiesen und in Form von Tabellen und Übersichtskarten dokumentiert werden.

2. Methodisches Vorgehen

Als Datenbasis dienen die gemeindebezogenen digitalisierten Kartierungseinheiten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK), die Standortregionaltypen. Für die Berechnung der Zielgrößen werden von den Inhalten der Kartierungseinheiten die Flächentypen für Substrat, Hydromorphie, Hangneigung und Steinigkeitsangaben genutzt. Durch die Anwendung des "Flächentypenkonzeptes" gehen in die Beurteilungen sowohl qualitative (Merkmalsausprägung) als auch quantitative (Flächenanteile) Standorteigenschaften ein.

Durch die angewendete "Vergleichsmethode Standort" (VERMOST) werden Standortdaten nach den Beurteilungsaspekten Anbaueignung (A) und Bewirtschaftungseignung (B) nach jeweils 6 Klassen vorinterpretiert. Die gebildeten Klassen werden nach zunehmender Ungunst durch die Ziffern 0 bis 5 symbolisiert (Vergleichsstufen).

Mit Hilfe der in Vergleichsstufen gefaßten Merkmale werden Merkmalskopplungen und Kontrastbeurteilungen realisiert und als weitere Vergleichsdaten Dominanz-Tripel, Indizes, Indexklassen, Kontrastangaben und Flächentypen nach Vergleichsstufen berechnet.

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

3. Ergebnisse - Übersicht (- Übersicht und Beispiele)

Die Ergebnisse betreffen die landwirtschaftlich genutzten Böden Brandenburgs insgesamt und spezifische Gruppen sandbestimmter Böden.

- | | |
|---|--|
| <p>1. Thematische Karten mit Gemeinde- und Gebietsbezug</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenbedingte Anbaueignung - Bodenbedingte Bewirtschaftungseignung - Potentielle Gefährdung für Wasser- und Winderosion - Flächenanteile von Böden mit mäßiger bis sehr geringer Anbaueignung bezogen auf Gemeinden (Abb.1), Naturräumliche Haupteinheiten und Wassereinzugsgebiete - Hangneigungs- und steinigkeitsbedingte Bewirtschaftungerschwernisse | <p>2. Regionenvergleiche für fünf regionale Planungsgebiete des Landes Brandenburg (relative Flächenanteile)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodengruppenbezogene Hydromorphie- und Hangneigungsverhältnisse (Tab.1) - Beurteilungsklassen für Anbaueignung (Abb. 3), Bewirtschaftungseignung und potentielle Gefährdung für Wasser- und Winderosion - Sortierungen und Gruppierungen von Gemeinden und Gebieten nach ausgewählten Standort- und Beurteilungsmerkmalen |
|---|--|

Tab. 1: Regionenvergleich nach Bodengruppen, Hydromorphie- und Hangneigungsverhältnissen

Regionen	Gruppe 1			Gruppe 2			Gruppe 3			Gruppe 4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Uckermark-Barnim	11			<1	1	4	13	2	1	12	5	<1
Prignitz-Oberhavel	24			1	2	14	16	3	6	5	1	2
Havelland-Fläming	21	1			2	15	18	<1	8	4	<1	1
Lausitz-Spreewald	19				3	45	7	<1	4	<1	<1	7
Oderland-Spree	23				3	6	20	1	1	11	<1	<1

Angaben in % LN

Hydromorphiegruppen

- a anhydromorph
- b teilhydromorph
- c vollhydromorph

Regionen	Gruppe 1				Gruppe 2				Gruppe 3				Gruppe 4			
	01 03	05	07	09 -13	01 03	05	07	09 -13	01 03	05	07	09 -13	01 03	05	07	09 -13
Uckermark-Barnim	7	4	1	2	5	<1	<1	<1	9	2	2	2	8	5	3	2
Prignitz-Oberhavel	21	3	<1		17	<1			23	2			8	1		<1
Havelland-Fläming	21	1			17				24	2		<1	4	1		
Lausitz-Spreewald	15	4			48	<1			9	2			7	1		
Oderland-Spree	13	4	4	2	9	<1			14	7	<1	1	9	1		1

Angaben in % LN

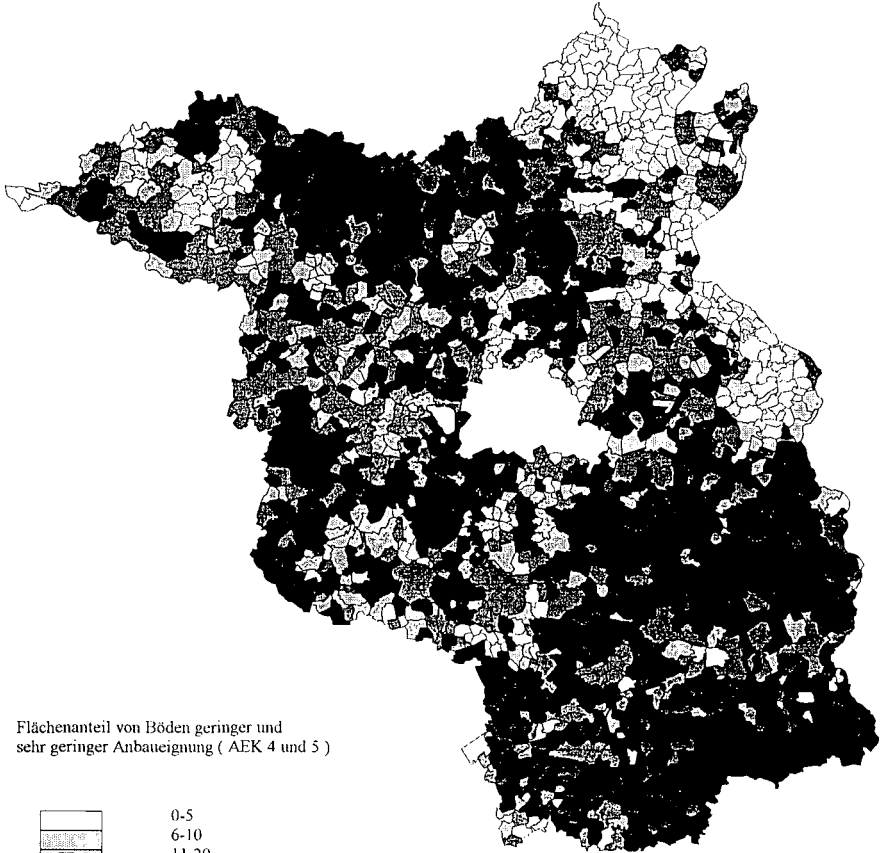
Bodengruppen

- 1 Grundwasserferne Sande
- 2 Grundwasserbestimmte Sande und Auenlehmsande
- 3 Sandtieflerme und Sande ohne und mit Grundwassereinfluß und grundwasserferne Lehmsande
- 4 Tieflerme und DecksandlöÙe ohne und mit Stauwassereinfluß

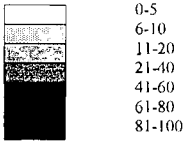
Hangneigungsverhältnisse (NFT)

- 01, 03 eben und flach
- 05 flach mit mäßig geneigten Anteilen
- 07 flach mit stark geneigten Anteilen
- 09, 11 mäßig geneigt bis stark geneigt

Abb. 1: Gemeindebezogener Flächenanteil mit geringer und sehr geringer Anbaueignung



Flächenanteil von Böden geringer und sehr geringer Anbaueignung (AEK 4 und 5)



Charakterisierung der Anbaueignungsklassen (AEK)

VST Anbaukriterien - Leitkulturen

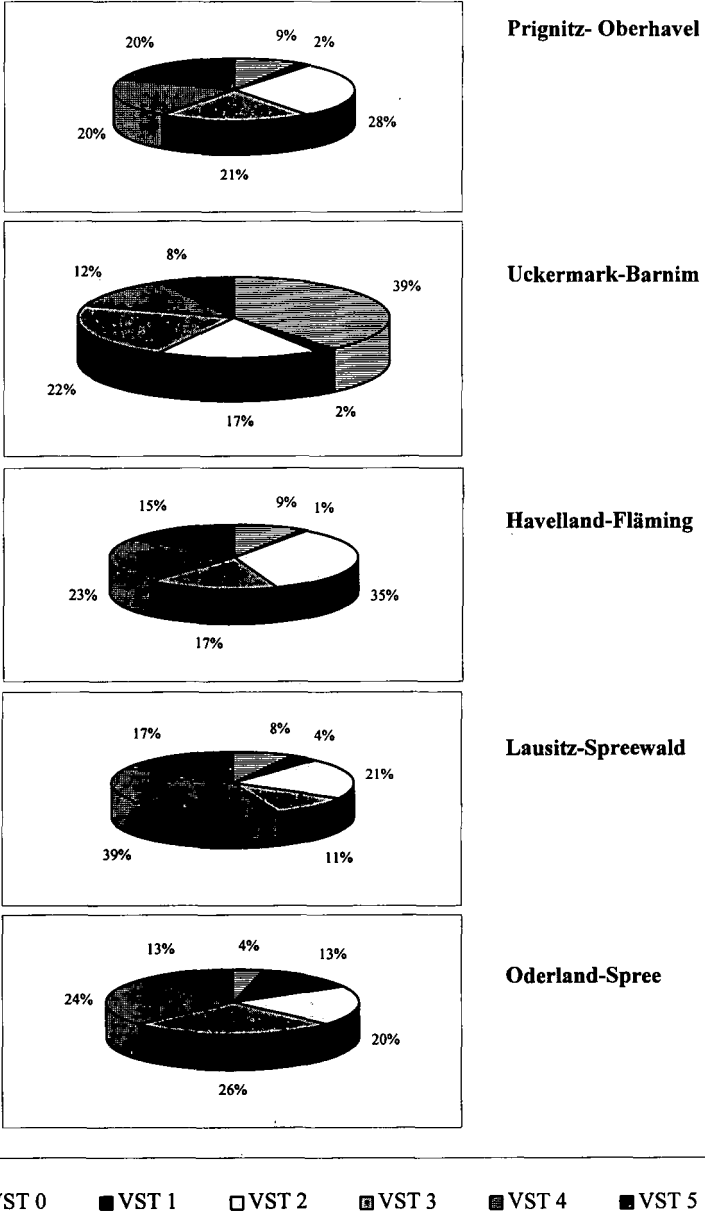
- | | |
|---|--|
| 0 | Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln - keine Anbaueinschränkung |
| 1 | Weizen, Zuckerrüben - mäßige Einschränkung für Hackfrüchte |
| 2 | Weizen, Gerste - Hackfrüchte stark eingeschränkt |
| 3 | Gerste, Kartoffeln - mäßig starke Einschränkung für Weizen und Zuckerrüben |
| 4 | Roggen, Kartoffeln |
| 5 | Roggen, keine Hackfrüchte |

ZALF e.V.

Institut für Bodenlandschaftsforschung

Bearbeiter: Dr. J.Thiere
Dr.D.Deumlich
DAI L.Völker

Abb. 2: Regionenvergleich nach bodenbedingter Anbaueignung (K1A)



K-Ca-Austauscheigenschaften der Ton- und Feinschlufffraktionen einer Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand

von

Pesci, N.; Dultz, S.*

Einleitung

Glimmer, Illit und Wechsellagerungsminerale sind eine wichtige Quelle für Kalium im Boden. Umgekehrt kann durch aufweitbare Dreischichtsilikate (Vermiculit, Smectit, aufgeweitete Schichten von Wechsellagerungsmineralen) die Bodenlösung durch Einlagerung an Kaliumionen verarmt werden. Der Kaliumstatus von Böden kann mit Hilfe von K/Ca-Austauschisothermen beschrieben werden (BEYME und RICHTER, 1984). In den pleistozänen Sanden Norddeutschlands sind die Gehalte an verwitterbaren Silikaten gering. Dies gilt besonders für die Dreischichtsilikate, die überwiegend in den Ton- und Schlufffraktionen vorkommen. Die vorhandenen Stoffvorräte an Silikaten werden deshalb umso stärker beansprucht. Ein intensiver K-Entzug durch die Pflanzen kann die mineralogische Zusammensetzung der Korngrößenfraktionen stark verändern (CONYERS und MC LEAN, 1968). Zwischen den Teilfraktionen $<2\mu\text{m}$ sowie der Fraktion $2-6\mu\text{m}$ besteht ein starker Gradient in der mineralogischen Zusammensetzung, der unterschiedliche Austauschereigenschaften erwarten läßt. Bei der Tonverlagerung, z.B. bei Tonbändern in Braunerden werden bevorzugt die Teilchen $<0,2\mu\text{m}$ ausgewaschen, sodaß die Anteile der Fraktionen am Mineralboden einen unterschiedlichen Umfang aufweisen. Daher werden K/Ca-Austauschisothermen an den Untertonfraktionen und der Feinschlufffraktion gemessen.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurde eine podsolierte Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand über Drenthe-Geschiebelehm (Profil Bährdorf, 4433/5805; DULTZ, 1993) horizontweise beprobt. Der Standort ist unter Waldnutzung. Die Korngrößenfraktionen $<0,2$; $0,2-0,6$; $0,6-2$ und $2-6\mu\text{m}$ wurden durch Sedimentation mit Hilfe einer Kühlzentrifuge gewonnen. Die Proben wurden mit Natrium belegt und gefriergetrocknet. Die mineralogische Zusammensetzung der Fraktionen wurde zunächst mit Hilfe der Röntgenbeugungsanalyse bestimmt und mittels IR-Spektroskopie (TARRAH, 1989), chemischer Analyse sowie Wasserfreisetzung ab einer bestimmten Temperatur (DULTZ und GRAF VON REICHENBACH, 1995) quantifiziert.

Die K/Ca-Austauschisothermen (Beckett-Kurven) wurden nach dem Verfahren von FISCHER und NIEDERBUDDE (1978) mit zehn Meßpunkten bei konstanter Ca-Konzentration von 200 ppm und K-Konzentrationen von 0, 1, 2,5, 5, 10, 15, 20, 30, 40 und 50 ppm erstellt. Die Einwaage der Fraktion $2-6\mu\text{m}$ betrug 1g, die der Fraktionen $0,6-2$, $0,2-0,6$ und $<0,2\mu\text{m}$ jeweils 0,5g.

Die Steigung einer Austauschisotherme nimmt mit der KAK und der K-Selektivität der am Austausch beteiligten Plätze zu. Um den Einfluß einer unterschiedlichen Höhe der KAK auf die Lage der Austauschisothermen auszuschließen, wurden bei der Darstellung der Austauschisothermen zusätzlich die Quotienten der ad- bzw. desorbierten K-Mengen (ΔK) durch die KAK verwendet (Normierung). Für die Kurvenanpassung wurde für alle Austauschisothermen ein Iterationsprogramm (FISCHER, 1989) eingesetzt. Zum Vergleich der Ergebnisse werden Austauschisothermen einer Parabraunerde aus weichselzeitlichem Geschiebemergel (Profil Siggen, 4439/5417; SCHIMMING und BLUME, 1993) gezeigt.

*) Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

Ergebnisse und Diskussion

Die Röntgenbeugungsanalyse zeigt, daß in den Tonfraktionen neben Illit, Vermiculit, Kaolinit, Wechsellagerungsmineralen, Quarz, Feldspat und Spuren von primären Chlorit, auch sekundärer Chlorit, mit Maxima im mittleren Profilbereich, feststellbar ist.

Der Bv1-Horizont weist eine stärkere Chloritisierung als der Ahe-Horizont auf, während im S1-Horizont eine Chloritisierung vollständig fehlt. Auch in der Feinschlufffraktion ist sekundärer Chlorit nachweisbar. Ein deutlicher Einfluß der Chloritisierung auf die Höhe der KAK (Tab. 1) ist jedoch nicht festzustellen. Vermutlich sind partiell chloritisierte Schichten am Kationenaustausch weiter beteiligt. Aus den Ergebnissen der mineralogischen Analyse geht ein starker Gradient in der mineralogischen Zusammensetzung zwischen den Fraktionen hervor.

Tab. 1: Mineralogische Zusammensetzung, KAK und Textur der Fraktionen <0,2; 0,2-0,6; 0,6-2 und 2-6 µm des Profils Bahrdorf/Geschiebedecksand. Mineralogische Zusammensetzung und Textur in Gew. %.

Fraktion (µm)	Horizont	Glimmer/Illit	Vermiculit	Kaolinit (%)	Quarz	Feldspat	KAK (mmol/kg)	Textur (%)
< 0,2	Ahe	22	18	16	6	-	400	0,96
	Bv1	20	24	12	4	-	495	1,32
	S1	23	26	17	2	-	548	1,64
0,2-0,6	Ahe	17	11	12	25	15	218	0,64
	Bv1	22	12	17	23	13	234	0,91
	S1	28	11	21	17	7	221	1,22
0,6-2	Ahe	19	2	6	29	15	38	0,33
	Bv1	21	4	9	37	18	77	0,71
	S1	37	5	15	28	12	102	2,28
2-6	Ahe	13	1	2	66	19	17	1,09
	Bv1	15	0,5	2	65	19	20	1,66
	S1	29	2	4	53	13	33	2,82

Die Höhe der KAK, die maßgeblich auf die Vermiculitgehalte zurückzuführen ist, weist eine starke Abstufung zwischen den Korngrößenfraktionen auf. Höchste Werte werden in der Feintonfraktion erreicht. Zur Feinschlufffraktion treten die Schichtsilikate zurück und Quarz und Feldspat dominieren. Die Veränderung durch Bodenentwicklung beruht im wesentlichen auf einer starken Abnahme an Glimmer/Illit in der Fraktion 0,2-6 µm zugunsten von Quarz und Feldspat.

Der Einfluß der Normierung auf den Verlauf von K/Ca-Austauschisothermen der Korngrößenfraktionen <0,2; 0,2-0,6; 0,6-2 und 2-6 µm wird in Abb. 1 für zwei Horizonte mit großen Merkmalsunterschieden veranschaulicht. Für das Profil Bahrdorf zeigt die Normierung, daß der unterschiedliche Kurvenverlauf der einzelnen Fraktionen auf voneinander abweichende Werte der KAK zurückzuführen ist. Nach der Normierung erscheint die Kaliumaffinität der verschiedenen Fraktionen sehr ähnlich, während in den Fraktionen des kalkhaltigen C-Horizontes die Kaliumselektivität mit steigender Korngröße zunimmt. Auch bei den anderen Horizonten des Bodenprofils aus Geschiebedecksand fallen die Austauschisothermen der Fraktionen zusammen (ohne Abb.).

Beim Vergleich des Verhaltens einzelner Fraktionen verschiedener Horizonte gegenüber Kalium (Abb. 2a) weist der S1-Horizont des Bodenprofils aus Geschiebedecksand die geringste Kaliumselektivität und den höchsten Gehalt an labilem Kalium auf. Der Verlauf der Austauschisothermen der Tonfraktionen in den oberen Horizonten ist ähnlich.

Im Vergleich zu dem Bodenprofil aus Geschiebemergel (Abb. 2b) sind Unterschiede der Kaliumselektivität in allen Korngrößenfraktionen der verschiedenen Horizonte feststellbar. Zur Erklärung kann das Vorhandensein von Smectit vor allem in den feineren Fraktionen und der geringe Fortschritt der Bodenentwicklung durch die Gegenwart von Kalk herangezogen werden. Im dargestellten C-Horizont liegt eine Zunahme der Kaliumselektivität mit steigender Korngröße vor.

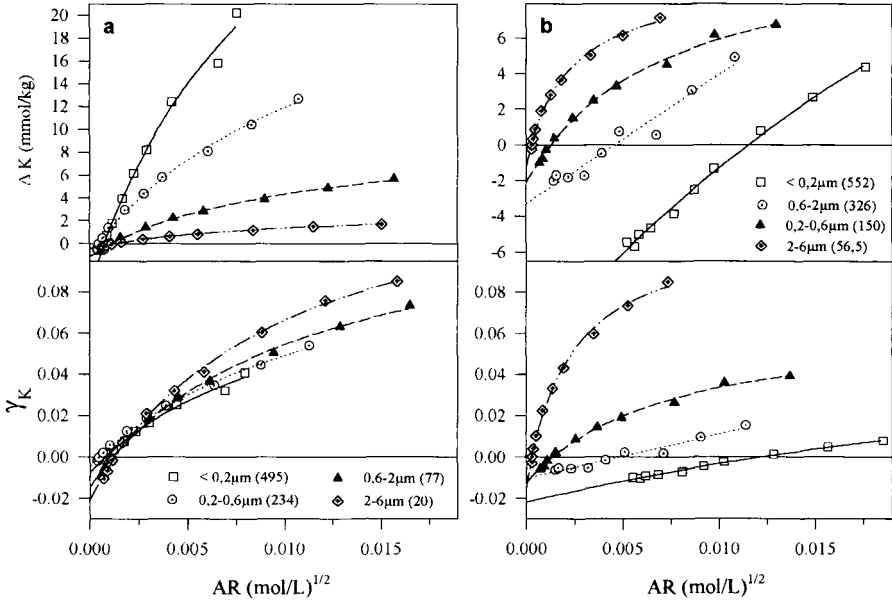


Abb. 1a,b: K/Ca-Austauschisothermen der Fraktionen < 0,2; 0,2-0,6; 0,6-2 und 2-6 ohne (oben) und mit Normierung des Bv1-Horizontes Profil Bährdorf (Abb. 1a) und des C-Horizontes Profil Siggen (Abb. 1b). Angabe der KAK in mmol/kg in Klammern.

Zusammenfassung

Trotz der Bildung von sekundärem Chlorit ist die Kationenaustauschkapazität der Korngrößenfraktionen und die Lage der Austauschisothermen gegenüber den von der Chloritisierung nicht erfaßten Horizonten unverändert. Zum besseren Vergleich der Selektivitätseigenschaften von Proben mit unterschiedlicher Höhe der KAK eignen sich normierte Austauschisothermen. Die Selektivität der einzelnen Korngrößenfraktionen in den verschiedenen Horizonten eines Bodens aus Geschiebedecksand ist ähnlich, während in einem Bodenprofil aus Geschiebemergel deutliche Unterschiede zwischen den Fraktionen auftreten. Der nivellierte Verlauf der Austauschisothermen bei dem Bodenprofil aus Geschiebedecksand kann in Zusammenhang mit dem Fehlen niedrig geladener aufweitbarer Dreischichtsilikate und dem stärkeren Fortgang der Bodenentwicklung gesehen werden. Nach den Ergebnissen wird das Verhalten des Feinbodens bei dem Profil Siggen maßgeblich aus dem Anteil der Korngrößenfraktionen an der Zusammensetzung des Feinbodens bestimmt, während bei dem Profil Bährdorf in allen Tonfraktionen ein ähnliches Verhalten der Selektivität festzustellen ist. Die Auswirkung der Vorbehandlung der Proben auf dieses Ergebnis bedarf weiterer Untersuchungen.

Literatur

Beyme, B. und J. Richter (1984): Die Bedeutung der K-Ca-Austauschisothermen für eine Beurteilung der K-Versorgung der Pflanzen bei Lößböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 147, 371-384.
 Conyers, E.S. und E.O. McLean, (1968): Effect of plant weathering of soil clays on plant availability of native and added potassium and on clay mineral structure. Soil Sc. Am. Proc. 26, 341-345.
 Dultz, S. (1993): Verwitterungsbilanzen an sauren Waldböden aus Geschiebedecksand. Diss., Univ. Hannover, 116 S.
 Dultz, S. und 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. I. Verfahren. II. Ergebnisse. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 158, 453-464.

Fischer, W.R. und E.-A. Niederbude (1978): Die exakte und schnelle Bestimmung von K/Ca-Austauschkurven an Böden und die Automatisierung ihrer Auswertung. Landw. Forschung 32, 207-215.

Fischer, W.R. (1989) Die Interpretation von K/Ca-Austauschisothermen mit Hilfe einer einfachen GAPON-Gleichung Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, 93-95.

Schimming, C.-G. und H.-P. Blume (1993): Landschaften und Böden Ostholsteins. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 70, 47-78.

Tarrah, J. (1989): Verwitterungsbilanzen von Böden auf der Basis modaler Mineralbestände. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen, A52, 229 S.

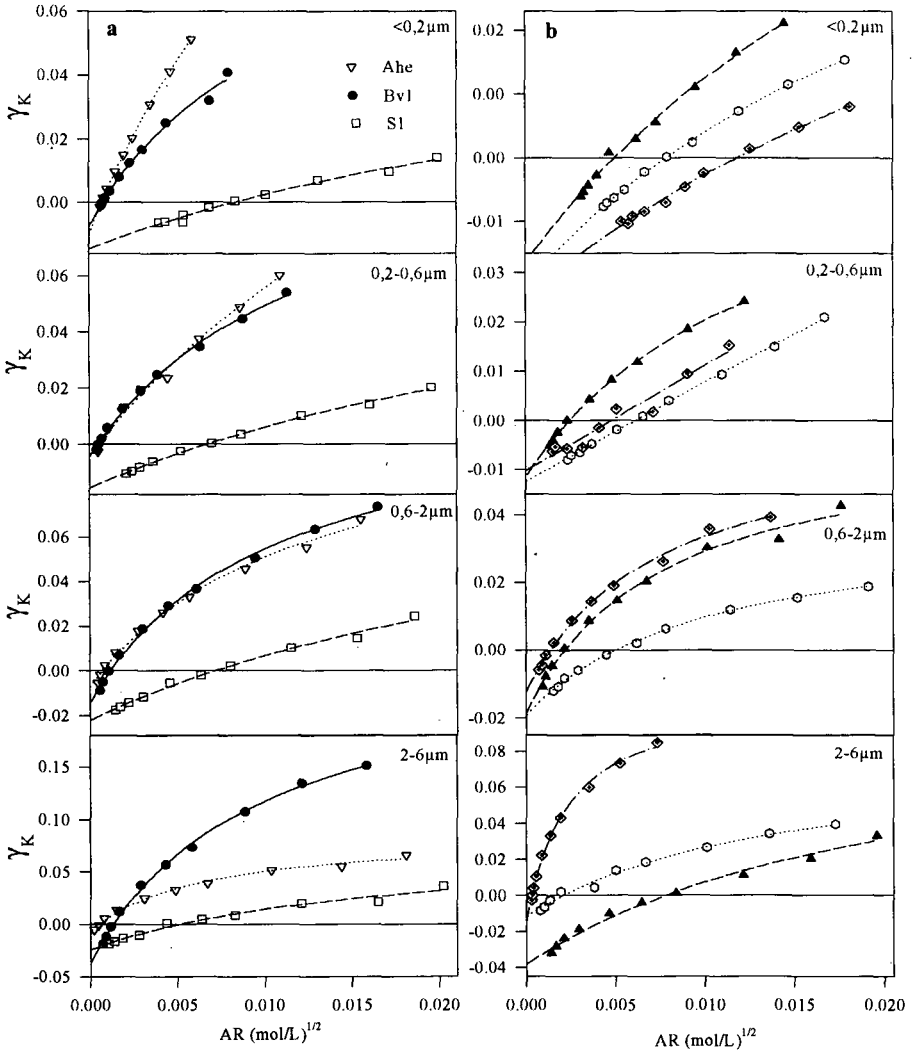


Abb. 2a,b: Normierte K/Ca-Austauschisothermen der Fraktionen $<0,2$; $0,2-0,6$; $0,6-2$ und $2-6$. Vergleich einzelner Fraktionen in der Horizontfolge. a) Profil Bahrdorf; b) Profil Siggen.

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Tagung der AG Bodenerosion

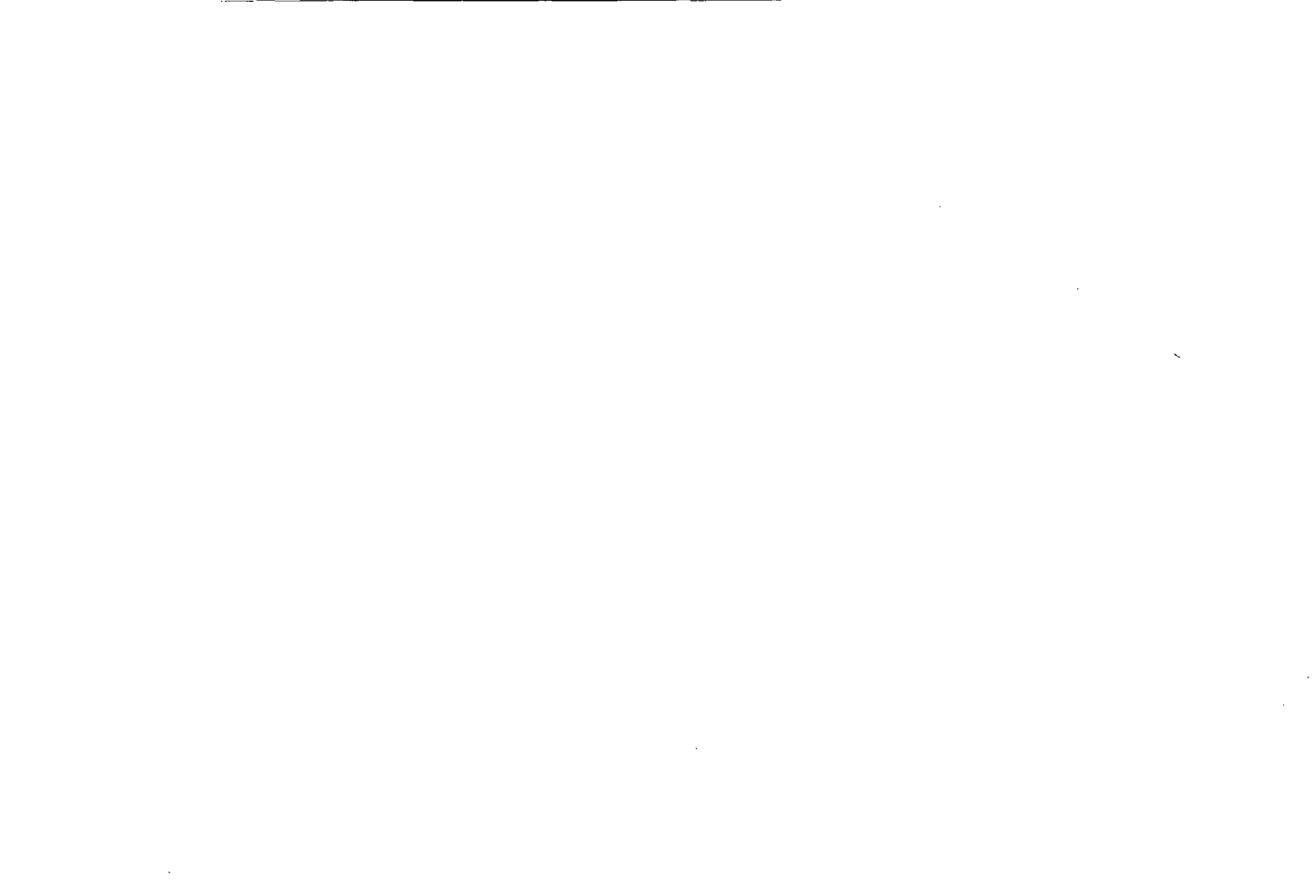
"Regionale und methodische Aspekte der Bodenerosionsforschung"

04. - 06.03.1996

BONN

Band 79

1996



Tunnelerosion - unterirdischer Abtrag von Boden und Substrat

von

Botschek, J.T.; Abel, S.; Krause, S.; Skowronek, A.*

1. Einleitung

Tunnelerosion läuft unter verschiedenen Klimabedingungen und in verschiedenen Substraten ab (Jones 1978, Stocking 1981, Trzcinka et al. 1993). Sie ist unter mehreren Synonymen wie z.B. Subrosion, Piping oder Sinkhole Erosion bekannt. Der Feststoffabtrag bleibt zunächst verborgen und wird meistens erst nach dem Kollabieren von Tunnelabschnitten offensichtlich. In dieser Phase erzeugt die Tunnelerosion auf den destabilisierten Hängen auch potentielle Angriffspunkte für Oberflächenerosion, deren Formenschatz die Spuren des Primärprozesses oft überdeckt (Barsch & Wimmer 1988). Das Degradationspotential der Tunnelerosion ist hoch, es kann sogar zur "badland"-Bildung führen (Bryan & Yair 1982). Sie hat aber auch bei geringerer geomorphologischer Wirksamkeit eine erhebliche ökologische und ökonomische Relevanz (Schröder 1973, Jones 1978, Boucher 1990).

Unterirdischer Abtrag wurde in Deutschland bisher nur vereinzelt beschrieben (z.B. Müller-Miny 1954, Karrenberg & Quitzow 1956). Angesichts der weitgehend unklaren Mechanismen und der bisher nicht einschätzbaren Auswirkungen dieses Abtragungsprozesses erscheint die weitere wissenschaftliche Bearbeitung notwendig.

2. Teilprozesse und Faktoren

Die Tunnelerosion ist an geeignete Standorte gebunden, auf denen Niederschlagswasser gut infiltrieren kann (s. Abbildung). Die Versickerung verläuft zunächst relativ schnell, sei es wegen ausgeprägter Bodenaggregation, grobporenreicher Bodenmatrix oder aufgrund des Reichtums an Wurzel- und Tiergängen oder Schrumpfrissen. Eine Abnahme der Wasserleitfähigkeit in der Tiefe verursacht Zwischenabfluß (Interflow), der sich räumlich konzentrieren und dadurch eine höhere Scher- und Schleppkraft entwickeln kann. Tunnelerosion setzt ein, wenn Körnung, Gefüge und Stoffbestand die Ablösung bzw. die Dispergierung von Bodenmaterial oder Substrat ermöglichen und der Abtransport von Feststoffen mit dem Zwischenabfluß stattfindet. Die Tunnel erweitern sich vor allem ins Hangende hinein, was zum Einbrechen der Tunneldecke und zur Bildung von Sinklöchern führen kann. Die Tunnelausgänge in steilen Böschungen oder auf flacheren Hängen treten als episodische Wasseraustritte, ggf. mit Feststoffakkumulation, in Erscheinung.

Verlauf und Ausmaß der unterirdischen Abtragung, möglicherweise auch ihre Entstehung, werden

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

von der Landnutzung beeinflusst. So wird im humiden Klima Tunnelerosion häufiger unter Wald und Grünland als unter Ackernutzung beobachtet (Müller-Miny 1954), bei ausgeprägt saisonalen Niederschlägen kann die Auflichtung der Vegetation den Prozeß fördern (Garland & Humphrey 1992).

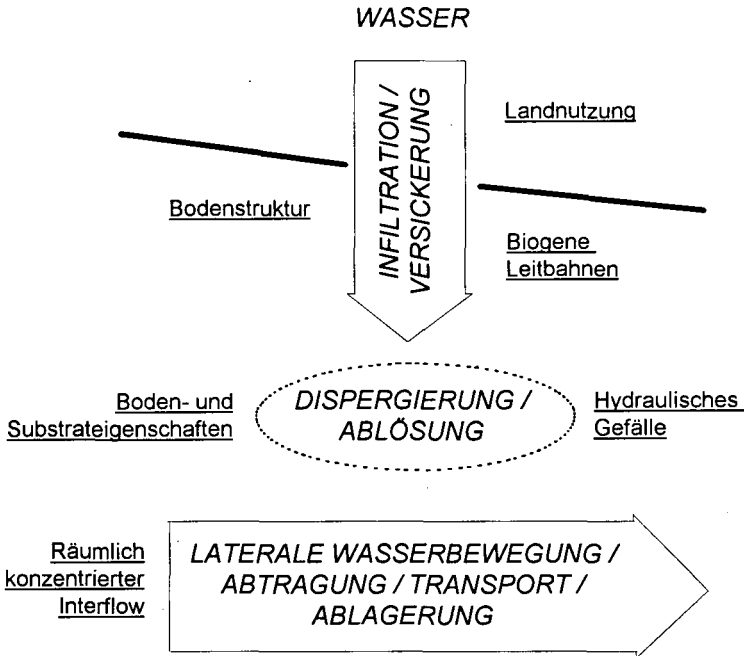


Abbildung: Wirkungsgefüge der Tunnelerosion

3. Methodische Erfassung

Informationen über die Verbreitung des unterirdischen Abtrages erhält man durch die Kartierung der oberirdischen Erosionsformen, der Sinklöcher, der Tunnelauslässe und der Sedimentationsflächen sowie der unterirdischen Röhren (Schröder 1973; s. Tabelle). Mit Hilfe von Tracern können die subterranean Fließwege des Wassers nachgezeichnet und seine Geschwindigkeit ermittelt werden (Smart & Wilson 1984, Trzcinka et al. 1993). Die Messung von Tunnelabfluß und Stoffaustrag ermöglicht eine Quantifizierung der Degradationsleistung dieses Erosionsprozesses (Garland & Humphrey 1992).

Das Angebot an leicht transportierbarem Material (z.B. Schluff), die physikalischen und chemischen Stabilitätskriterien für Böden und Substrate (z.B. Aggregatstabilität, Scherwiderstand, Gehalte an aggregierenden bzw. dispergierenden Stoffen) sowie die Transportbedingungen für Wasser und Feststoffe (z.B. Porung, Wasserleitfähigkeit) werden mit Hilfe von Gelände- und Labormethoden gekennzeichnet (Sherard et al. 1976, Bryan & Harvey 1985, Benito et al. 1993).

Tabelle: Untersuchungsmethoden und Meßgrößen

Geländemethoden	Laboranalysen	
	physikalische	chemische
• Kartierung von unterirdischen und oberirdischen Erosionsformen	• Korngrößenverteilung	• Bodenacidität
• Tracereinsatz	• Lagerungsdichte	• Humusgehalt
• Tunnelabfluß und Stoffaustrag	• Porenvolumen	• Carbonatgehalt
• Aggregation	• Porengrößenverteilung	• Gehalt an leicht löslichen Salzen
• Scherwiderstand	• gesättigte Wasserleitfähigkeit	• Austauschbelegung
• Wasserspannung	• Aggregatstabilität	• elektrische Leitfähigkeit
	• Pinhole-Test	• Redoxpotential

4. Eigene Forschungen

Im stark reliefierten Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre bei Siegburg ist Tunnelerosion verbreitet, aber über die Ausdehnung der Tunnelsysteme und ihren Anteil an der Stoffbelastung der Trinkwassertalsperre - vor allem durch Nitrat und Phosphat (Such & Engelhardt 1995) - ist bisher nichts bekannt. Die Tunnel verlaufen vermutlich in der Lößauflage, die den oft dichten Untergrund aus Ton-, Schluff- und Sandsteinen der Oberen Siegener Schichten (Unterdevon) in wechselnder Mächtigkeit bedeckt. Das 70 km² große Einzugsgebiet des unter Vollstau 41,3 Mio. m³ fassenden Wasserreservoirs erhält im Jahresdurchschnitt 1045 mm Niederschlag. Es wird zu 24 % von Wald und zu 48 % von landwirtschaftlicher Nutzfläche, hauptsächlich Grünland, eingenommen (Wahnbachtalsperrenverband 1994).

Ziel der kürzlich begonnenen Untersuchungen ist zunächst, den Erosionsstatus ausgewählter Hänge und das unterirdische Abtragungspotential zu ermitteln. Hierzu werden geomorphologische Kartierungen und Tunnelabfluß- sowie Stoffaustragsmessungen durchgeführt. Außerdem sollen die Böden und Substrate mit physikalischen und chemischen Methoden charakterisiert und ihre Disposition gegenüber der Tunnelbildung untersucht werden.

5. Ausblick

Die Tunnelerosion ist sehr wahrscheinlich ein natürlicher Prozeß, der aber anthropogen verstärkt werden kann. Über Bedeutung und Ausmaß des anthropogenen Einflusses ist derzeit wenig bekannt. Auch die Entstehung von Tunneln sowie das Verhalten etablierter Tunnelsysteme sind noch unklar. Daher besteht sowohl für die Aufhellung und Modellierung des Prozesses als auch für die Entwicklung von Bodenschutzmaßnahmen erheblicher Forschungsbedarf.

6. Danksagung

Die Untersuchungen werden im Teilprojekt B9 "Bodenabtrag in einem kleinen Wassereinzugsgebiet der Sieg - Erosionsstatus, aktuelle Prozesse und Anwendung von

Prognosemodellen" des Sonderforschungsbereiches 350 "Wechselwirkungen kontinentaler Stoffsysteme und ihre Modellierung" von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert. Wir danken auch für die freundliche Unterstützung des Wahnbachtalsperrenverbandes.

Literatur

- Barsch, D. & H. Wimmer (1988): Hangrutschen in Mitteleuropa - die Bedeutung der Subrosion aufgrund der Untersuchungen am Hollmuth bei Heidelberg. - *Heidelberger Geogr. Arb.* 66: 251-263.
- Benito, G., M. Gutiérrez & C. Sancho (1993): The influence of physico-chemical properties on erosion processes in badland areas, Ebro basin, NE-Spain. - *Z. Geomorph. N.F.* 37: 199-214.
- Boucher, S.C. (1990): Field tunnel erosion: its characteristics and amelioration. - Dept. Conserv. Environm., Land Protection Div., Victoria, Australien & Monash Univ. Dept. Geogr. and Environm. Sci., Victoria, Australien, 63 S.
- Bryan, R.B. & L.E. Harvey (1985): Observations on the geomorphic significance of tunnel erosion in a semi-arid ephemeral drainage system. - *Geografiska Annaler* 67A: 257-272.
- Bryan, R.B. & Yair, A. (Hrsg.) (1982): Badland geomorphology and piping. - Geo Books, Norwich.
- Garland, G. & B. Humphrey (1992): Field measurements of discharge and sediment yield from a soil pipe in the Natal Drakensberg, South Africa. - *Z. Geomorph. N.F.* 36: 15-23.
- Jones, J.A.A. (1978): Soil pipe networks: distribution and discharge. - *Cambria* 5:1-21.
- Jones, J.A.A. (1988): Modelling pipeflow contributions to stream runoff. - *Hydrological Processes* 2: 1-17.
- Karrenberg, H. & H.W. Quitzow (1956): Über Hohlraumbildungen und Einstürze in Lößböden als Folge unterirdischer Materialwegführung. - *Geol. Jb.* 71: 631-642.
- Mäckel, R. (1976): Ist die Röhrenbildung (Piping) klima- und substratbedingt? - *Z. Geomorph. N.F.* 20: 476-483.
- Müller-Miny, H. (1954): Bodenabtragung und Erosion im südbergischen Bergland - Ein Beitrag zur Frage der Bodenzerstörung und zur quantitativen Morphologie. - *Ber. z. dt. Landeskunde* 12: 277-299.
- Schröder, D. (1973): Tunnelerosionen in schluffreichen Böden des Bergischen Landes. - *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 14: 21-31.
- Sherard, J.L., L.P. Dunnigan, R.S. Decker & E.F. Steele (1976): Pinhole test for identifying dispersive soils. - *J. Geotechn. Engr. Div.* 102: 69-85.
- Smart, P.L. & C.M. Wilson (1984): Two methods for the tracing of pipe flow on hillslopes. - *Catena* 11: 159-168.
- Stocking, M. (1981): A model of piping in soils. - *Trans. Japan. Geomorph. Union* 2: 263-278.
- Such, W. & R. Engelhardt (1995): Neufestsetzung des Wasserschutzgebietes für die Wahnbachtalsperre. - *gwf-Wasser/Abwasser* 136: 138-144.
- Trzcinka, B.W., R.J. Loughran & B.L. Campbell (1993): The geomorphology of a field tunnel system: a case study from Australia. - *Z. Geomorph. N.F.* 37: 237-247.
- Wahnbachtalsperrenverband (1994): Jahresbericht 1994. - Siegburg, 76 S.

Reliefveränderungen durch historische Bodenerosion auf dem landwirtschaftlichen Versuchsgut Frankenforst (Pleiser Hügelland)

von

Bräuer, F.; Botschek, J.; Skowronek, A.*

1. Einleitung

Seit Beginn des Ackerbaus in Mitteleuropa (5000-3500 v. Chr.) wird die natürliche, bodenschützende Vegetation der Eichen-Mischwälder flächenhaft zerstört und dadurch Bodenerosion verursacht. Diese besteht aus der Abtragung, dem Transport und der Aufschüttung von Bodenmaterial durch Wasser bzw. Wind. Die damit verbundene "quasinatürliche" Oberflächenformung (Mortensen 1954/55) soll an Beispielen in einem kleinen, lößbedeckten Wassereinzugsgebiet am Nordrand des Siebengebirges morphographisch dargestellt und morphogenetisch interpretiert werden (Abb. 1). Außerdem werden einige bodenökologische Folgewirkungen angesprochen.

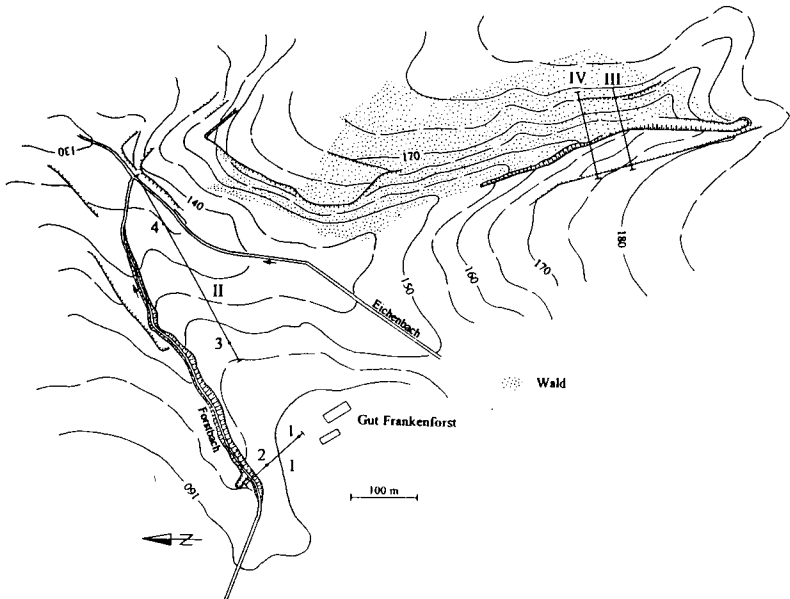


Abb. 1: Topographie des Untersuchungsgebietes mit Lage der Relief- und Bodenprofile

2. Hangformung durch Bodenabtrag und Bodenauftrag

Der konvex-konkave Hang des Reliefprofils I ist im oberen Abschnitt (Neigung 1-2°) in einer Parabraunerde-Braunerde, im mittleren Abschnitt (Neigung 8°) in einer Pararendzina entwickelt (Abb. 2). Ausgehend von einer zwei Meter mächtigen Löß-Parabraunerde als Klimax-Boden (vgl. Meyer 1960, Bork 1988) und von einer konstanten Solumuntergrenze ergibt sich ein Bodenabtrag von 12 bzw. 16,5 dm. Damit wird auch das prä-erosive Hangprofil (gepunktete Linie) rekonstruierbar, welches überwiegend konvex ausgebildet gewesen sein dürfte. Darüber hinaus erkennt man die tiefe nachträgliche Ausräumung des Forstbaches.

Das Reliefprofil II zeigt einen konvex-gestreckten Mittelhang (Neigung 7-11°) mit einem Gefällsknick zum konkav-gestreckten Unterhang (Neigung 2-7°). Die Pararendzina dokumentiert wieder einen Bodenabtrag von ca. 17 dm, das (Hang-)Gley-Kolluvium dagegen einen Bodenauftrag von 14,5 dm. Die Bodenerosion formte den ehemals konvex-konkaven Hang (gepunktete Linie) somit erheblich um. Die kolluviale Überdeckung des liegenden Niedermooses begann nach Lessmann-Schoch et al. (1991) etwa zwischen 1320-1440 n. Chr., was ein relativ hohes Bodenerosionspotential im ausgehenden Mittelalter und in der frühen Neuzeit belegen könnte. Bodenökologische Folgewirkungen manifestieren sich u.a. in dem Verlust an nutzbarer Feldkapazität (nFK) und an Kationenaustauschkapazität (KAK) des Solums. Er beträgt für die Parabraunerde-Braunerde 236 mm bzw. 308 mol_e/m², für die Pararendzinen 317 und 326 mm bzw. 437 und 452 mol_e/m². Der Vergleich von Erosions- und Akkumulationsstandorten (Profil 3 und 4) beweist auch Export von Bodenmaterial.

3. Talformung durch Kolluviation und Terrassenbildung

Die Reliefprofile III und IV sind Querprofile eines, im unteren Abschnitt scharf eingeschnittenen, Trockentälchens, welches eine 8-10 m breite, flache Sohle besitzt (Abb. 2). Die generell konvex geformten Talhänge werden im oberen Bereich durch - etwa in gleicher Höhe liegende - Stufen (Kulturwechselstufen?) differenziert. Die Versteilung der Unterhänge geht auf fluviale Einschneidung in einen älteren Talboden (gepunktete Linien) zurück, der die Oberfläche einer ehemaligen Verfüllung nachzeichnet.

Die heute noch vorhandenen, lehmig-schluffigen Talkolluvien der unteren Terrasse sind zwischen 11 und 15 dm mächtig, teilweise geschichtet und holzkohleführend. In gleicher Weise sind die am Westhang verbliebenen Reste des jüngeren Teils der Talverfüllung aufgebaut. Das Liegende wird zur mutmaßlichen Talkerbe hin zunehmend gröber und besteht überwiegend aus Quarzsanden und -kiesen. Diese leiten sich aus der in ca. 190 m NN entwickelten Jüngeren Hauptterrasse des Rheins ab und sind unter periglazialen Abtragungsbedingungen in die Tiefenlinie gelangt. Die (terrassierten) Feinsedimente sind dagegen auf jungholozäne Bodenerosion zurückzuführen (vgl. Bork 1988), welche eine Vertikung des Tälchens im Sinne von Le. Hempel (1957) bewirkte.

Die Talkolluvien (schraffierte Flächen) nehmen zwischen den Querprofilen (Abstand 50 m) ein Volumen von 1280 m³ ein, was bei einer angenommenen Lagerungsdichte von 1,5 g/cm³ etwa 1920 t oder 87 Lkw-Ladungen zu je 22 t entspricht. Die bisherige fluviale Ausräumung beträgt ungefähr 3200 m³ bzw. 4800 t, was hier einen Verlust an Bodenfunktionen bedeutet, unterstromig aber möglicherweise eine ökologische Belastung darstellt.

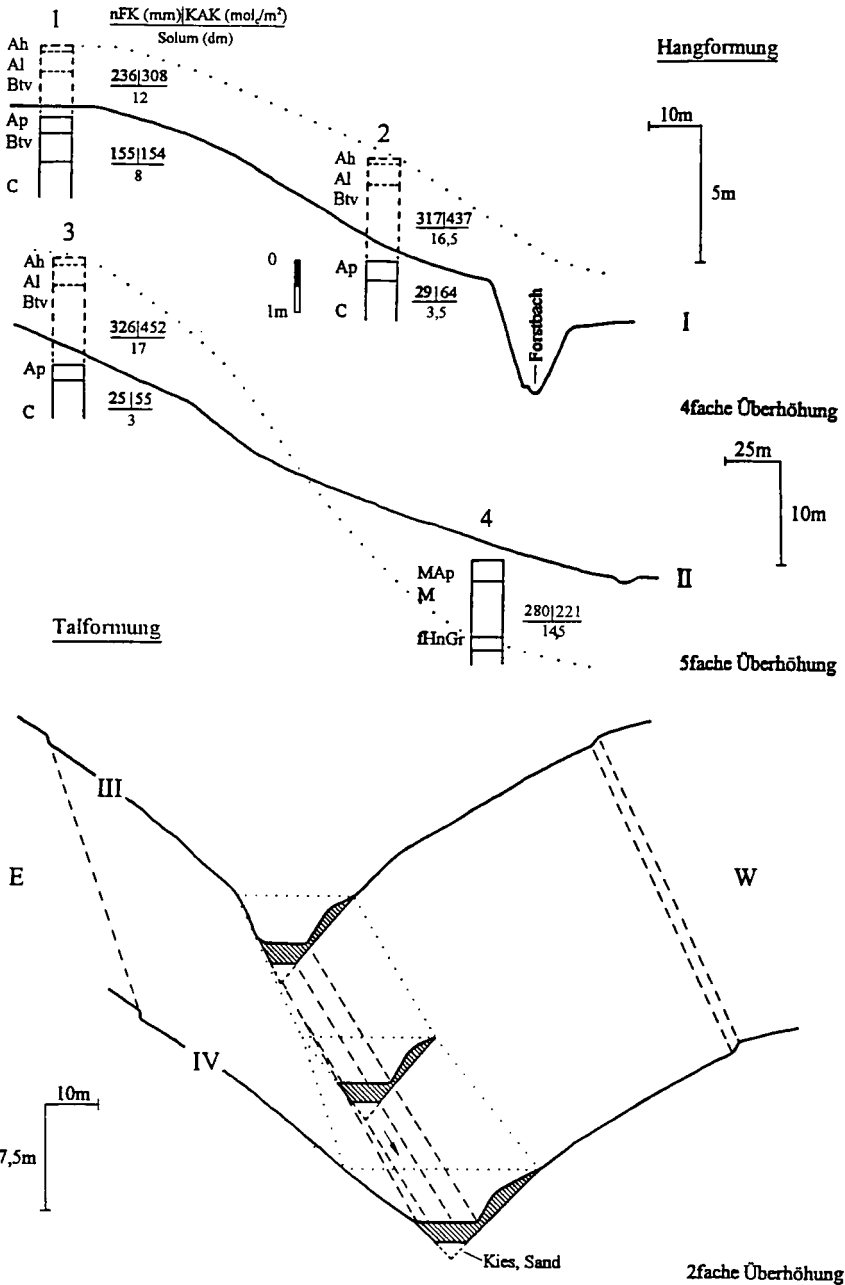


Abb. 2: Bodenerosive Veränderungen von Solum und Relief

4. Ausblick

Reliefveränderungen durch historische Bodenerosion und ihre Quantifizierung wurden schon mehrfach beschrieben (z.B. Happ et al. 1940, Lu, Hempel 1971). Darüber hinaus stellt sich die Frage nach der Reaktion des fluvialen Abtragungssystems. Trotz abgeschwächter holozäner Linearerosion der Gerinne (z.B. Rohdenburg 1989) werden mittel- bis langfristig das bodenerosiv akkumulierte Material in den Tiefenlinien ausgeräumt (vgl. Abb. 2) und letztlich auch die Unterhangkolluvien rückschreitend erodiert. Es ist zu erwarten, daß dabei die hydraulischen Verhältnisse der Bodenlandschaften modifiziert werden.

Damit erweist sich die historische Bodenerosion als ein wichtiger Faktor des Stoffumsatzes in unseren Kulturlandschaften. Erfassung und Quantifizierung von bodenerosiv verursachten Reliefveränderungen sind daher von großer Bedeutung für geökologische Fragestellungen.

5. Danksagung

Die Untersuchung erfolgte im Forschungsvorhaben "Erosive Bodenumlagerungen und Bodenausträge lößbedeckter Wassereinzugsgebiete in Nordrhein-Westfalen - ein Beitrag zur ökosystemorientierten Bodenerosionsforschung", das vom Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen im Rahmen des "Programms für eine umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" gefördert wird.

Literatur

- Bork, H.-R. (1988): Bodenerosion und Umwelt - Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion. Bodenerosionsprozesse, Modelle und Simulationen. - Landschaftsgenese u. Landschaftsökologie 13: 249 S.
- Happ, S.C., G. Rittenhouse & G.C. Dobson (1940): Some principles of accelerated stream and valley sedimentation. - U.S. Dept. Agr. Tech. Bull. 695: 133 S.
- Hempel, Le. (1957): Das morphologische Landschaftsbild des Unter-Eichsfeldes unter besonderer Berücksichtigung der Bodenerosion und ihrer Kleinformen. - Forsch. z. dt. Landeskd. 98: 55 S.
- Hempel, Lu. (1971): Die Tendenzen anthropogen bedingter Reliefformung in den Ackerländereien Europas. - Z. Geomorph. N.F. 15: 312-329.
- Lessmann-Schoch, U., R. Kahrer & G.W. Brümmer (1991): Pollenanalytische und ¹⁴C-Untersuchungen zur Datierung der Kolluvienbildung in einer lößbedeckten Mittelgebirgslandschaft (Nördlicher Siebengebirgsrand). - Eiszeitalter u. Gegenwart 41: 16-25.
- Meyer, B. (1960): Zeitmarken in der Entwicklung mitteldeutscher Löß- und Kalksteinböden. - Trans. 7th Intern. Congr. Soil Sci. (Madison) V: 177-183.
- Mortensen, H. (1954/55): Die "quasinatürliche" Oberflächenformung als Forschungsproblem. - Wiss. Z. d. Ernst Moritz Arndt-Univ. Greifswald IV, Math.-naturwiss. Reihe 6/7: 625-628.
- Rohdenburg, H. (1989): Landschaftsökologie - Geomorphologie [Aus dem nachgelassenen Manuskript bearbeitet und herausgegeben von Margot Rohdenburg]. - Cremlingen-Destedt, 220 S.

Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung von naturräumlichen Einheiten, Landkreisen und Gemeinden im Nordosten Deutschlands

von

Deumlich, D.; Thiere, J.; Voelker, L.¹

Einleitung:

Zur Bodenerosionsgefährdung in der BRD existieren Übersichtskarten von FLEGEL (1958) und von RICHTER (1965). Neuere Kartierungen für Bayern (AUERSWALD UND SCHMIDT 1986), Baden-Württemberg (GÜNDRA ET AL. 1995), Nordrhein-Westfalen (HOEGEN ET AL. 1995) und der Einzugsgebiete von Elbe und Ostsee in den neuen Bundesländern (DEUMLICH UND FRIELINGHAUS 1994) basieren auf Berechnungen der potentiellen Bodenabträge nach der von SCHWERTMANN ET AL. (1987) für Bayern als Allgemeine Bodenabtragsgleichung adaptierten Universal soil loss equation (WISCHMEIER U. SMITH, 1978).

Eine weitere Grundlage zur Einschätzung der potentiellen Erosionsgefährdung und zur vergleichenden Standortcharakteristik ist mit der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) in den neuen Bundesländern gegeben.

Zielstellung

Unter Nutzung gemeindebezogener Daten MMK und der Bodenschätzung soll die potentielle Wassererosionsgefährdung in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern beurteilt werden. Standortvergleiche administrativer und naturräumlicher Einheiten sind zu realisieren. Die Dokumentation erfolgt in Form von Übersichtskarten, Grafiken und Tabellen.

Methodik:

Datenbasis:

gemeindebezogen digitalisierte Boden- und Standortdaten der Kartierungseinheiten der MMK

Substratflächentyp (SFT),

Standorttyp

Hangneigungsgruppen

Neigungsflächentyp (NFT).

Flächentypen sind aussagekräftig für die differenzierte Kennzeichnung und Beurteilung heterogener Flächeneigenschaften. Sie definieren eine charakteristische Vergesellschaftung von Standortelementen einer bestimmten Standortkomponente nach Art und Flächenanteil der einzelnen Elemente. Sie dienen der Übertragung von Punkt- in Flächeninformationen (THIERE et al. 1983) bei Wahrung von Informationen zu begleitenden Merkmalen.

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

Zum Vergleich beliebiger landschaftsrelevanter Einheiten werden auf der Basis von in Vergleichsstufen charakterisierten Merkmalen weitere abgeleitete Flächeninformationen bestimmt (Thiere et al. 1991):

- **DOMINANZTRIPEL (Tripel)** = Flächenanteil der Vergleichsstufen (VST)

Im Dominanztripel werden entsprechend ihrer Flächenanteile die drei wesentlichsten Ausprägungen in Form der Vergleichsstufen zusammengefaßt (1. Stelle VST des dominierenden Flächenanteils, 2. Stelle VST des subdomin. F., 3. Stelle VST des begleitenden F.).

- $$\text{VERGLEICHSEXINDEX (IND)} = \frac{\sum_{i=1}^5 \text{VERGLEICHSSSTUFE}_i \cdot \text{FLÄCHENANTEIL}_i}{5}$$

- | INDEXKLASSE (IK) | Indexbereich | Erosionsgefährdung |
|------------------|--------------|--------------------|
| 0 | < 22 | ohne |
| 1 | 23-31 | sehr gering |
| 2 | 32-44 | gering |
| 3 | 45-63 | mittel |
| 4 | 64-80 | stark |
| 5 | > 80 | sehr stark |

- **KONTRASTANGABEN:** Der Dominanzgrad gibt den Flächenanteil der dominierenden Vergleichsstufe an (1-gering ≤ 40 %; 2-mittel >40 bis ≤60 %; 3-hoch >60 bis ≤ 80 %; 4-sehr hoch > 80 %). Er stellt die quantitativen Dominanzverhältnisse dar. Darüber hinaus sind mit dem Haupt- und/oder Begleitkontrast (HK, BK), die entsprechend einer Kontrastmatrix ermittelt werden, die qualitative Merkmalsausprägungen charakterisierbar.
- **FLÄCHENTYP (FTV)** nach Vergleichsstufenanteilen (1 - positiv ... 20 - negativ)

Ergebnis:

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

Den 5 Erosionsgefährdungsklassen wurden Vergleichsstufen 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 Flächenentyps waren die weiteren Schritte, die mit dem Programm „Vergleichsmethode Standort“ abgearbeitet wurden. Tabelle 1 gibt ein Beispiel der Dokumentationen wieder.

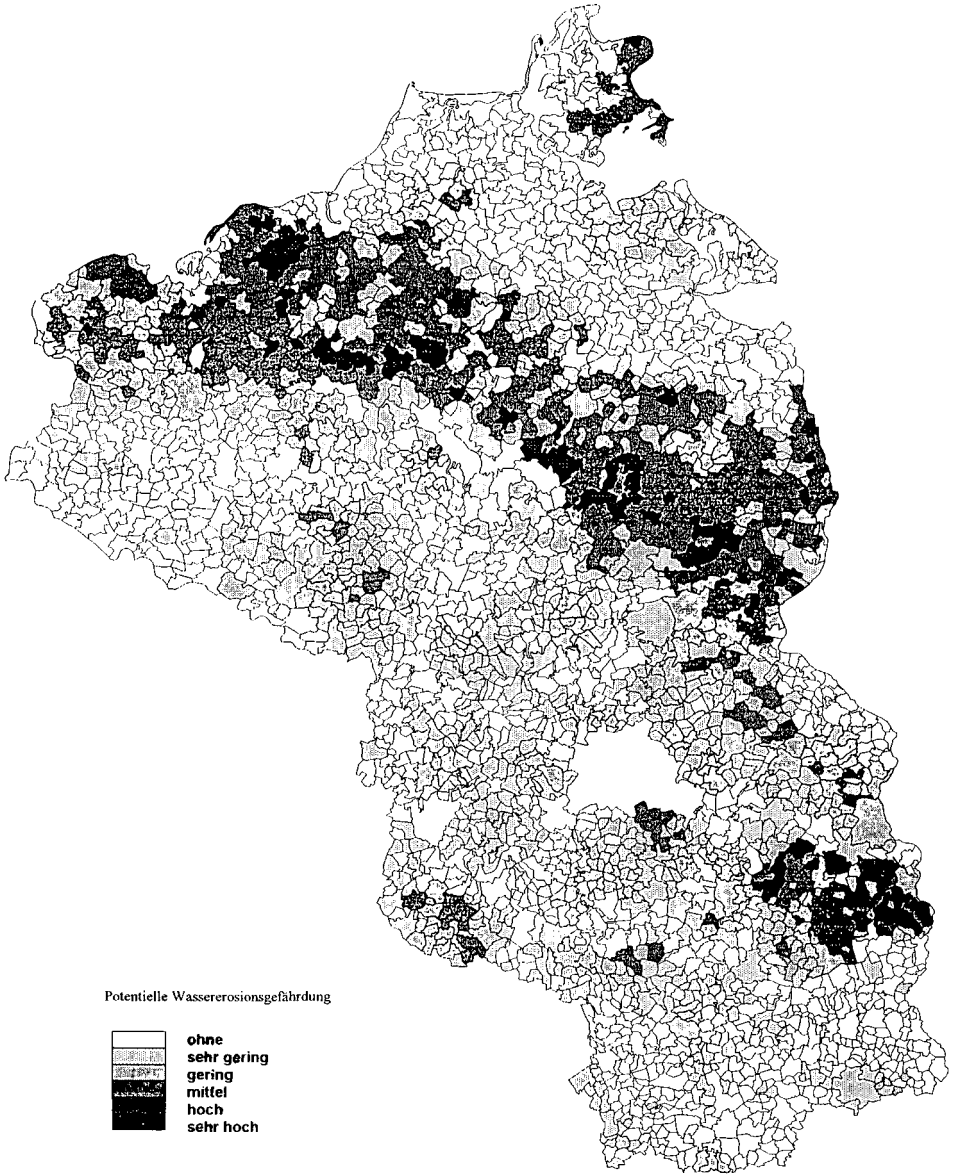
In gleicher Weise sind Vergleichsdaten für ausgewählte Wassereinzugsgebiete Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns bzw. Vergleichsdaten ausgewählter administrativer Einheiten in naturräumlichen Einheiten hinsichtlich ihrer Wassererosionsgefährdung einschätzbar.

Außer der dargestellten Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung sind Vergleiche der bodenbedingten Anbaueignung (SFT/HFT) standortbedingten Anbaueignung (SFT/HFT/NFT/EO) Umwidmungskategorien /SFT/HFT/NFT)

als Komplexparameter und der Einzelmerkmale Ackerzahl, Substrat, Hangneigung, Steinigkeit, Hydromorphie etc. nach gleicher Methodik für Einschätzungen von Standorteigenschaften von Regierungsbezirken und auch bis auf die Schlagebene aufgelöst möglich.

Damit ist eine flächenkonkrete Einschätzung verschiedener umweltrelevanter Themen gegeben und es können Daten für Modelle mittleren Maßstabsbezugs bereitgestellt werden.

**Abb.1: Potentielle Wassererosionsgefährdung in den Ländern
Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg**



Tab. 1: Vergleichsdaten für ausgewählte naturräumliche Einheiten Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns (VST in %)

Naturräuml. Haupteinheit	VST 0	VST 2	VST 3	VST 4	VST 5	Tripel	Dominanz grad	IND	IK	HK	BK	KG	FTV
Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte	23	29	26	20	2	230	1	46	3	2	3	1	10
Mecklenburgische Seenplatte	33	32	27	8	1	023	1	36	2	2	3	1	4
Mecklenburgisch-Vorpommersches Küstengebiet	51	17	22	8	1	032	2	28	1	3	2	3	4
Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet	55	15	17	13	0	032	2	27	1	3	2	3	4
Fläming	60	31	6	2	0	023	3	18	0	2	3	1	2
Nordbrandenburgisches Platten- u. Hügelland	77	37	8	0	0	023	3	20	0	2	3	1	2
Luchland	86	13	1	0	0	023	4	6	0	2	3	1	1
Lausitzer-Becken- und Heideland	89	11	0	0	0	023	4	4	0	2	3	1	1
Spreewald	96	3	1	0	0	023	4	2	0	2	3	1	1
Oberlausitzer Heideland	100	0	0	0	0	0--	4	0	0	0	0	0	1
Naturräumliche Untereinheiten des Rücklands der Mecklenburgischen Seenplatte													
Woldegk-Feldberger Hügelland	16	17	27	41	0	432	2	55	3	2	3	1	17
Oberes Peenegebiet (mit Teterower und Malchiner Becken)	24	32	26	16	1	230	1	43	2	2	3	1	10
Warnow-Recknitz-Gebiet (mit Bützower-Güstrower Becken)	21	22	33	19	5	320	1	49	3	2	3	1	13
Oberes Tollensegebiet (mit Tollensebecken)	29	31	23	15	2	203	1	40	2	2	3	1	10
Uckermärkisches Hügelland	20	32	24	24	1	234	1	47	3	2	3	1	10

Literatur:

Auerswald, K. u. F. Schmidt (1991): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. In: Hamm, A.: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia-Verl. Sankt Augustin, S.691-701

Deumlich, D. u. Mo. Frielinghaus (1994): Eintragungspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: Werner u. Wodsak: Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum; Bd. 22, Verlagsunion Agrar, S. 48 - 87

Flegel, R. (1958): Die Verbreitung der Bodenerosion in der Deutschen Demokratischen Republik. Bodenkunde und Bodenkultur 6, Leipzig, 104 S.

Gündra, H.; S. Jäger; M. Schroeder u. R. Dikau (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. Ulmer, Stuttgart, 76 S.

Hoegen, B.; C. Brenk u. J. Botschek (1995): Bodenerosion in Nordrhein-Westfalen -Gefährdung und Schutzmaßnahmen-. Lehr- u. Forschungsschwerpunkt „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“, Landw. Fakultät d. RFWU, Bonn, 79 S.

Lieberoth, I.; P. Dunkelgod; W. Gunia u. J. Thiere (1983): Auswertungsrichtlinie MMK Stand 1983. AdL, FZB Münchenberg 55 S.

Richter, G. (1965): Bodenerosion - Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. Forsch. zur dt. Landeskunde, Bad Godesberg, S. 196-252

Schwertmann, U.; W. Vogl; M. Kainz...(1987): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart, 64 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

Erosionsstatus, Erosionsverhalten und Erosionsanfälligkeit verschieden texturierter Ackerböden Nordrhein-Westfalens

von

Everding, C.; Kehl, M.; Botschek, J.; Skowronek, A.*

1. Einleitung

Zur Abschätzung der Erosionsanfälligkeit und des Erosionsverhaltens wurden 28 Ackerstandorte Nordrhein-Westfalens künstlich beregnet (vgl. Everding et al. 1994). Parallel zu den einmalig durchgeführten Feldberechnungen wurde Krumenmaterial derselben Standorte im Labor simulierten Starkregen ausgesetzt und hinsichtlich seiner Erosionsdynamik untersucht (s. Kehl et al. 1996). Die Bodenarten der ausgewählten Standorte umfassen 1 x uS, 4 x IS, 3 x sL, 1 x stL, 1 x slU, 9 x IU, 3 x uL, 3 x uTL, 2 x tL und 1 x IT. Die Tabelle 1 zeigt einige Bodenparameter sowie erosionsrelevante Eigenschaften des Standortkollektivs, wobei nur Variationsbreiten, arithmetische Mittel und Medianwerte angegeben werden.

Tab. 1: Ap-Eigenschaften der 28 Untersuchungsstandorte vor Beregnungsbeginn

	pH	CaCO ₃	C _{org}	Korngrößenverteilung			Stein-	GMD	Feuchte	Hang-
	(CaCl ₂)	%	%	S	U	T	bedeck.	Saatbett	0- 5 cm	neigung
				%	%	%	%	mm	Gew.-%	%
Min.	5,3	0,0	0,4	2,2	17,5	3,0	0	5,1	1,4	3,5
Max.	7,7	7,4	2,2	79,5	82,1	46,6	30	20,1	13,0	14,0
\bar{x}	-	0,7	1,3	27,3	52,4	20,3	4	11,6	4,7	8,4
\tilde{x}	-	0,0	1,3	21,9	51,7	20,0	1	12,3	3,6	8,8

2. Erosionsstatus

In einer Voruntersuchung konnte der Erosionsstatus, d.h. das pedologisch-geomorphologische Produkt der bisher abgelaufenen Bodenerosionsprozesse, an acht Standorten in Bodencatenen dargestellt werden. Dabei wurden auch die in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Substrate repräsentativ erfaßt. Diese bestimmen Bodentypologie und Bodenvergesellschaftung in entscheidender Weise (Tab. 2). So besitzt z.B. Geilenkirchen als typischer Lößstandort eine charakteristische Toposequenz mit Parabraunerde (LL), Braunerde (BB), Pararendzina (RZ) und Kolluvisol (YK). Der aktuelle Degradationszustand der Hänge wird mit maximalen Kolluvienmächtigkeiten von

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

214 cm (Lemgo) oder 150 cm (Geilenkirchen) deutlich, wobei die Materialexporte aus der Landschaft nicht berücksichtigt sind. Auch die aus äolischen bzw. glazifluviatilen Sanden gebildeten lehmigen Sandböden von Rösrath und Tecklenburg erweisen sich als stark erodiert, wie die relativ mächtigen Kolluvien (90 bzw. 93 cm) belegen.

Tab. 2: Substrat- und Bodenausstattung von acht Untersuchungshängen (Abkürzungen nach AG Boden 1994)

Standort	Bodenausgangsgesteine und stratigraphische Einheiten	Bodentypisierung der Catenen	Humus M-Horiz.	mittlere Kolluvienmächtigkeit	maximale Kolluvienmächtigkeit
Tecklenburg	$\hat{m}k, \hat{m}k, t, k[kro]; oj-s[qh] / fg-s[qp]$	RR, YE, YK	0,7 %	79 cm	93 cm
Lemgo	$a-\ddot{o}, pfl-l[qp] / \hat{k}, \hat{d}, \hat{t}sf[m]; \hat{s}, [k]$	RR, BB, SS-BB, YK	0,8 %	137 cm	214 cm
Recklingh.	$a-\ddot{o}[qp] / Ms, \hat{s}k[kro]$	LL, sLL, sLL-YK	1,4 %	64 cm	76 cm
Wülfrath	$a-\ddot{o}, pfl-u(Lo, \hat{g}, \hat{t}sf)[qp] / \hat{g}, \hat{t}sf[d]$	BB-RQ, BB, sYK	0,7 %	70 cm	85 cm
Geilenkirchen	$a-\ddot{o}[qp] / Gf[qp, tng]$	LL, BB, RZ, YK	1,4 %	105 cm	150 cm
Rösrath	$a-s, pfl-l(\hat{g})[qp] / \hat{g}[du]$	SS, SS-BB, BB, YK	n.b.	80 cm	90 cm
Seelscheid	$a-\ddot{o}l, pfl-l(\hat{s})[qp] / \hat{u}, \hat{f}s[du]$	SS, SS-YK	1,1 %	58 cm	70 cm
Heimbach	$u-l, pfl-l(\hat{s})[qp] / \hat{f}s, d[\mu], \hat{f}ms[so]$	DD-BB, YK	1,0 %	90 cm	105 cm

3. Erosionsverhalten

Je Standort wurden zwei in Hangrichtung bearbeitete 1,5 m x 10 m große Schwarzbracheparzellen in weitgehend abgetrocknetem Zustand mit dem Bonner Regensimulator (Kromer et al. 1996) berechnet. Die Berechnungsdauer betrug 90 Minuten bei einer Regenintensität von 40 mm/h. Das entspricht einer kinetischen Energie von 23,7 J/m² je mm Niederschlag bzw. 1420 J/m² Gesamtenergie, womit 90 % der Energie eines vergleichbaren natürlichen Starkregens erreicht werden (Hassel & Richter 1992). Zur Kennzeichnung des Oberflächenzustandes wurden vor jedem Regenlauf die Bodenfeuchte (0- 5 cm Tiefe) und der Gewogene Mittlere Durchmesser (GMD) der Aggregate bestimmt (vgl. Tab. 1). Entstandener Oberflächenabfluß wurde jede Minute aufgefangen und ausgelitert. Zur Bestimmung des Sedimentgehaltes wurden Abflußproben in zweiminütigen Intervallen genommen. Die Höhe des Bodenabtrags ergibt sich dann aus dem Produkt von Oberflächenabfluß und Sedimentkonzentration.

Die Abbildung zeigt beispielhaft die aus zwei Wiederholungen gemittelten Bodenabtragsraten von zwölf Standorten der Hangneigungsklasse ≥ 7 bis < 11 % . Die schwächer oder stärker geneigten Untersuchungsstandorte sind hier nicht berücksichtigt. Es wurden drei Bodenartengruppen gebildet, die sich in ihrer Abtragsdynamik wie folgt unterscheiden:

- ▶ Lehmig-schluffige Böden: Recklinghausen-Berghausen, abgekürzt RB, (IU, 9 % Hangneigung) verhält sich mit 96 kg Gesamtbodenabtrag auf 15 m² außerordentlich erosionslabil. Aber auch die Gesamtabträge der anderen drei Schluffstandorte (Bad Meinberg, IU, 10,5 % ; Lipstadt-

Benninghausen, sIU, 9,5 % ; Würselen-Euchen, IU, 7,5 %) sind hoch. Selbst nach 90 min Niederschlag wird noch kein konstantes Abtragsniveau erreicht. Der spätere Erosionsbeginn in Würselen kann möglicherweise auf die geringere Hangneigung zurückgeführt werden.

- ▶ Lehmig-sandige und sandig-lehmige Böden: Rascher Aggregatzerfall, frühe Oberflächenverschlämmung und geringe Infiltration verursachen in Heimbach-Vlatten (sL, 9 %) und - zeitlich verzögert - in Recklinghausen-Ost (sL, 8 %) einen schnellen Erosionsbeginn. Die Abtragsraten steigen steil an und erreichen bei beiden Standorten steady-state-Bedingungen. Der stabilste Boden in dieser Gruppe ist Horstmar-Leer-Lehm (8 %), ein sandig-toniger Lehm mit 26 % Tonanteil, während die Gesamtabträge von Horstmar-Leer-Sand (IS, 8 %) und Rösraht-Hasbach (IS, 10 %) bei fast identischen Kurvenverläufen etwa doppelt so hoch liegen.
- ▶ Schluffig-lehmige und schluffig-tonig-lehmige Böden: Sie besitzen die höchste Aggregatstabilität und dementsprechend die niedrigste Erosionsgefährdung. Seelscheid-Oberheister (uL, 10 %) erweist sich mit 3 kg/15m² Gesamtabtrag relativ erosionsstabil. Die Abträge von Castrop-Rauxel (utL, 8,5 %) und Warburg-Germete (utL, 10 %) sind höher, weil hier bereits in geringer Bodentiefe wasserstauende Horizonte anstehen, die bei den Beregnungen zur Wassersättigung des oberen Profilbereiches beitragen. Das führte zu Exfiltration, hohen Abflußraten mit nur geringer Sedimentfracht und ungewöhnlich langem Nachfluß.

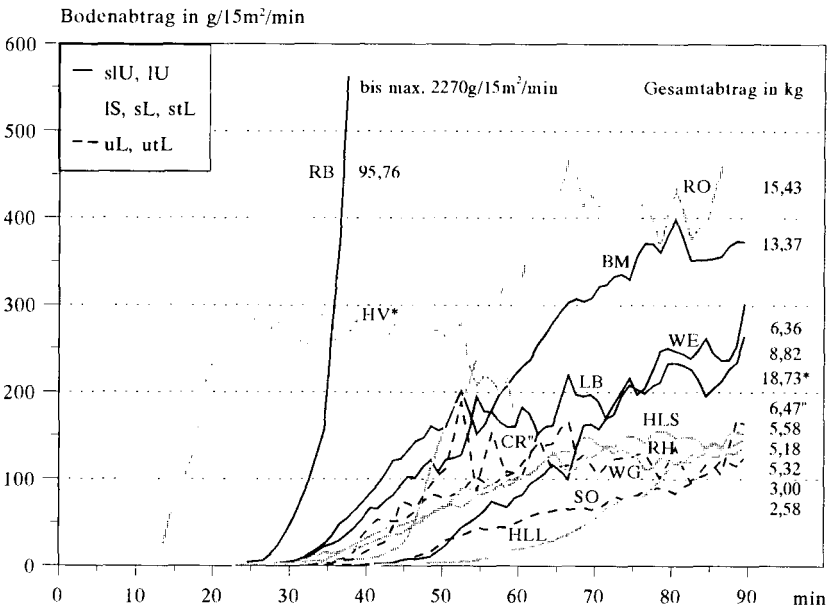


Abbildung: Abträge auf zwölf Ackerböden unter simulierten Starkregen

4. Erosionsanfälligkeit

Die auf der Basis von Feldberechnungen ermittelten K-Faktoren ermöglichen die Festlegung einer Rangfolge der Erodierbarkeit der untersuchten Böden unabhängig von der Hangneigung.

Tab. 3: Vergleich der auf 26 Standorten empirisch ermittelten K-Faktoren (K emp.) mit berechneten K-Faktoren nach Schwertmann et al. (1987) und nach Martin (1988) (K_S und K_M)

	Texturgruppe	K emp.	K_S	K_M
I	sU, IU	0,04 - 0,48	0,46 - 0,63	0,40 - 0,63
II	lS, sL, stL	0,02 - 0,33	0,15 - 0,41	0,28 - 0,57
III	uL, utL, tL, lT	0,00 - 0,12	0,18 - 0,47	0,13 - 0,55

Tabelle 3 zeigt, daß die lehmig-schluffigen bzw. die sandig-lehmigen Böden (Texturgruppen I und II) besonders erosionsanfällig sind, wobei der extrem hohe K-Faktor des Standortes Recklinghausen-Berghausen nicht berücksichtigt ist. Ein höherer Tongehalt (Texturgruppe III) senkt die Erodierbarkeit deutlich. Sehr schluffreiche Böden sind u.U. relativ erosionsstabil, so daß in der Texturgruppe I auch niedrige K-Faktoren ermittelt wurden. Während die Rangfolge der empirisch ermittelten K-Faktoren mit der nach Martin (1988) berechneten übereinstimmt, wird die Erosionsgefährdung der sandigen Böden nach Schwertmann et al. (1987) unterschätzt.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden vom Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen großzügig finanziert, wofür wir herzlich danken möchten.

Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover, 392 S.
- Everding, C., M. Kehl, J. Botschek & A. Skowronek (1994): Erosionsgefährdete Böden in Nordrhein-Westfalen - I. Feldberechnungen. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74: 89-92.
- Hassel J.M. & G. Richter (1992): Ein Vergleich deutscher und schweizerischer Regensimulatoren nach Regenstruktur und kinetischer Energie. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155: 185-190.
- Kehl, M., C. Everding, J. Botschek & A. Skowronek (1996): Erosionsdynamik verschieden texturierter Ackerböden Nordrhein-Westfalens unter simulierten Starkregen. - Arb. z. Rhein. Landeskunde 65, in Druckvorbereitung.
- Kromer, K.-H., F. Pohen & J. Botschek (1996): Bonner Regensimulatoren. Systeme zur Messung der Bodenerosion. - Landtechnik 51: 18-19.
- Martin, W. (1988): Die Erodierbarkeit von Böden unter simulierten und natürlichen Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. - Diss. TU München, 160 S.
- Schwertmann, U., W. Vogl & M. Kainz (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Stuttgart, 64 S.

Vergleich von intermittierendem und kontinuierlichem Beregnungsmodus in Hinblick auf die Infiltrations-Abfluß-Beziehung und die Abtragsbildung dreier Modellböden

von

Fohrer, N.⁺⁾ ; Roth, C.H.⁺⁺⁾

1. Einleitung

Unter Feldbedingungen treten häufig mehrere kurze, aufeinanderfolgende Niederschlagsereignisse auf. Zwischen den Niederschlägen wird die Bodenoberfläche durch Wind und Sonneneinstrahlung abgetrocknet. Bei Laborberegnungen wird aus arbeits-technischen Gründen meist die Gesamtniederschlagsmenge in einer Gabe verabreicht. In der vorliegenden Arbeit soll gezeigt werden, daß die Verwendung von *kontinuierlichen* Beregnungsverfahren im Gegensatz zu *intermittierenden* Verfahren als Grundlage zur Modellierung des Erosionsprozesses zu erheblicher Fehleinschätzung führen kann.

2. Material und Methoden

Ap-Material von drei Modellböden (Tab. 1), einem *Braunerde-Kolluvium* (S1) aus pleistozänen Sedimenten, einer *erodierten Parabraunerde* (S2) und einem *Pelosol-Pseudogley* (S3) aus Löß, wurde über ein 25 mm Sieb in fahrbare Beregnungskästen eingebracht, vorverdichtet und auf 5% Hangneigung eingestellt. Die Beregnung erfolgte mittels eines Kapillarregners bei einer Niederschlagsintensität von 30 mm/h und einer Gesamtberegnungsdauer von zwei Stunden. Zu Beginn der Beregnung herrschten an der Bodenoberfläche (0-1 cm Tiefe) 2-4 Gew% Feuchte. Im mittleren Kastenbereich (5-30 cm) wurden die Böden auf Feldkapazität gebracht.

Tab. 1: Charakterisierung der Versuchsböden

Boden	Bodenart	T %	U %	S %	Humus %	pH (CaCl ₂)
S1	sL	18,9	30,4	50,7	2,58	6,5
S2	tU	16,7	81,0	2,2	2,14	7,3
S3	uL	29,5	63,3	7,2	3,88	5,6

+) Institut für Landeskultur, Senckenbergstr. 3, D-35 390 Gießen

++) CSIRO, Division of Soils, Davies Laboratory, Townsville, PMB Arkenvale, QLD 4814, Australia

Die *kontinuierliche Variante* wurde zwei Stunden durchgängig berechnet. Bei der *intermittierenden Variante* wurde die Gesamtniederschlagsmenge auf fünf Intervalle à 12 Minuten aufgeteilt. Zwischen den Berechnungsabschnitten wurde eine Woche lang über keramische Platten entwässert und die Oberfläche durch den Einsatz von Ventilatoren abgetrocknet. Alle Berechnungen wurden in drei Wiederholungen durchgeführt.

3. Ergebnisse

Die unterschiedlichen Beregnungsverfahren wirken sich am stärksten auf das Infiltrationsverhalten der drei Modellböden (Abb. 1-3, Tab. 2) aus. Bei der *kontinuierlichen Variante* fällt die Infiltrationsrate mit steigender kumulierter Niederschlagsenergie ab und erreicht eine bodenartabhängige Endinfiltrationsrate. Bei der *intermittierenden Beregnung* hingegen ist das anfängliche Infiltrationsvermögen jedes Beregnungsintervalls durch die zwischenzeitliche Abtrocknung hoch. Der Abfall der Infiltrationsrate ist bedingt durch die Vorverschlämzung wesentlich steiler als bei der Vergleichsvariante. Besonders verschlämzungsanfällige Böden wie der tonige Schluff (S2) aus Löß reagieren empfindlich auf das wiederholte Auftreten von Luftsprengung bei der Intervallberegnung.

Tab. 2: Auswirkung des Beregnungsverfahrens auf die Parameter Gesamtabfluß und Endinfiltrationsrate (Standardabweichung)

Boden	Gesamtabfluß		Endinfiltrationsrate	
	mm		l 1500 mm/h	
	interm.	kont.	interm.	kont.
S1	14,8 (2,4)	32,8 (2,2)	8,0	3,0
S2	29,3 (5,7)	21,8 (3,2)	4,0	10,5
S3	14,8 (0,4)	30,6 (0,9)	8,6	4,7

Da der Sedimenttransport eng an das Abflußgeschehen gekoppelt ist, reagiert auch die Sedimentmenge stark auf den Beregnungsmodus (Abb. 5, Tab. 3). Bei den in Abb. 5 exemplarisch dargestellten Böden S1 und S3 bewirkt die Intervallberegnung einen Rückgang der Gesamtabflußmenge bei einer durch die vermehrte Luftsprengung gleichzeitig steigenden Menge an transportierbarem Bodenmaterial. Damit liegt die Sedimentkonzentration bei diesen Böden in der *intermittierenden Variante* höher als bei der *kontinuierlichen Beregnung*. Einzig die Planschrate (Abb. 4, Tab. 3) erweist sich als unsensibel gegenüber dem Beregnungsmodus. Für sie dürfte in erster Linie der

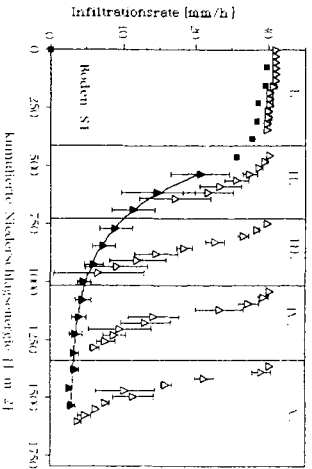


Abb. 1: Infiltrationsrate in Abhängigkeit der Niederschlagsenergie. Boden S1

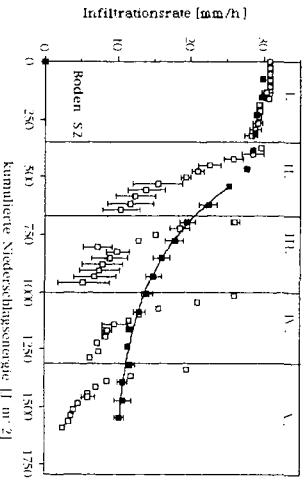


Abb. 2: Infiltrationsrate in Abhängigkeit der Niederschlagsenergie. Boden S2

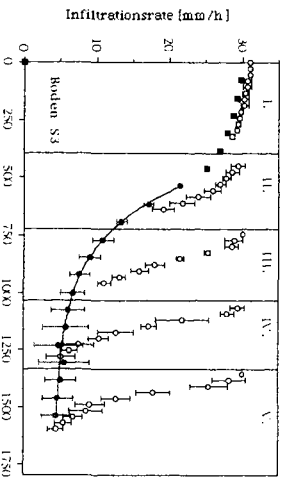


Abb. 3: Infiltrationsrate in Abhängigkeit der Niederschlagsenergie. Boden S3

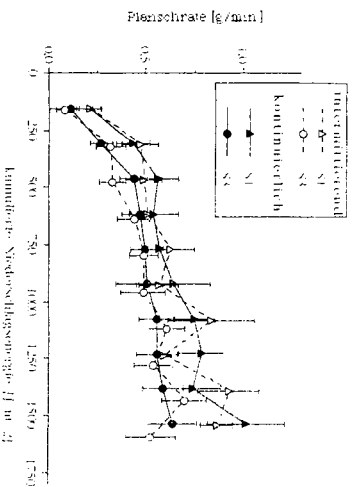


Abb. 4: Planktonvergleich

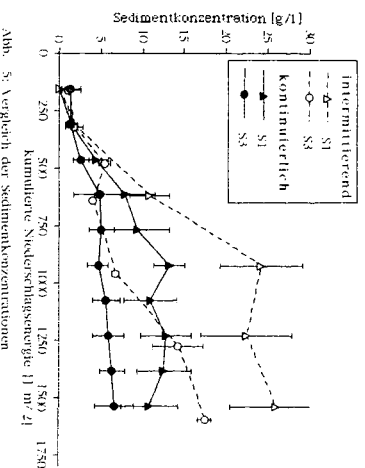


Abb. 5: Vergleich der Sedimentkonzentrationen

Zeitpunkt der Bildung einer schützenden Wassermuldschicht relevant sein.

Tab. 3 : Auswirkung des Beregnungsverfahrens auf die Endplanschrate und die Endsedimentkonzentration (Standardabweichung)

Boden	Endplanschrate g/min		Endsedimentkonzentration g/l	
	interm.	kont.	interm.	kont.
S1	0,80 (0,09)	0,85 (0,15)	21,0 (5,7)	12,0 (1,1)
S2	0,95 (0,20)	0,69 (0,11)	21,6 (1,0)	22,4 (1,0)
S3	0,59 (0,11)	0,60 (0,11)	15,3 (5,5)	6,3 (0,4)

4. Schlußfolgerungen

Die *intermittierende* Beregnungsweise trägt den Geländebeziehungen besser Rechnung und liefert z. T. sehr abweichende Ergebnisse gegenüber dem *kontinuierlichen* Beregnungsverfahren. Das Ausmaß der Unterschiede ist bodenspezifisch und hängt im starken Maße von den Aggregateigenschaften, den Aggregatzerfallsprodukten und der Qualität der sich ausbildenden Verschlammungsschicht ab. Sediment- und Abflußmenge reagieren empfindlicher auf das Beregnungsverfahren als Plansch. Die Ursachen für das unterschiedliche Verhalten liegen in dem wiederholten Auftreten von Luftspregung, im Vorverschlammungsgrad, im Wechsel von Trocken/Feuchtzyklen und der damit einhergehenden Rißbildung begründet.

Für die Flächenerosion besteht bei der Verwendung von *kontinuierlichen* Beregnungsverfahren zur Erosionsabschätzung die Gefahr der Fehleinschätzung. Es ist daher notwendig, Laborberegnungen stärker den natürlichen Niederschlagsverhältnissen anzupassen und intermittierende Beregnungsverfahren in die Laborroutine mitaufzunehmen.

Risikoabschätzung der Winderosion für das Land Mecklenburg - Vorpommern als Grundlage für Schutzstrategien

von

Funk, R.; Frielinghaus, M.; Thiere, J.¹

1. Einleitung

Die einzige bis dato verfügbare Übersicht über die regionale Verteilung der potentiellen Winderosionsgefährdung auf dem Gebiet der neuen Bundesländer geht auf FLEGEL (1958) zurück und wurde noch unter den kleinflächigen Bewirtschaftungsstrukturen der 50-er Jahre aufgenommen. Diese, auf einer Schadenskartierung basierende Einstufung, erscheint unter den gegenwärtigen Bedingungen nicht mehr zeitgemäß. Die Einwirkung des Menschen hat seit den 70-er Jahren auch solche als relativ stabil angesehenen Geokomponenten, wie z.B. die Hydromorphie großflächig verändert. Verstärkter Handlungsbedarf besteht in der Erarbeitung von Entscheidungshilfen auf der Grundlage vorhandener und erprobter Lösungen, um die Akzeptanz des Bodenschutzes vor Winderosion in der Praxis zu erhöhen. Mit den bereits erprobten Schätzalgorithmen auf Basis der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Kartierung (MMK) kann umgehend eine Gefährdungsklassifizierung der Winderosion vorgenommen werden. Danach kann mit angemessenen Schutzmaßnahmen reagiert werden.

2. Material und Methoden

In Mecklenburg-Vorpommern bestehen hinsichtlich der arealinternen Einflußgrößen Substrat und Hydromorphie, sowie der arealexternen Einflußgröße Windgeschwindigkeit starke regionale Differenzierungen, die bei einer Bewertung der potentiellen Winderosionsgefährdung Berücksichtigung finden müssen.

Die bei der Betrachtung von Naturräumen notwendigen flächendeckenden Standortdaten wurden dem Datenspeicher Boden (DABO, ZALF Müncheberg/ Eberswalde) entnommen. Dieser gliedert sich in die Teildatenspeicher GEMDAT (Gemeindedatendatei), REGDAT (Regionaltypen) und PRODAT (Bodenprofildatei) (LIEBEROTH et al. 1977, LIEBEROTH 1982). Die Gemeindedatei GEMDAT enthält Standortdaten auf Gemeindebasis. Die Daten einer Ge-

¹ ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

meinde oder Ortsteiles bilden jeweils einen Datensatz. Im Durchschnitt werden in einer Gemeinde ca. 1500 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche zusammengefaßt.

Als Datenbasis für die Bestimmung der Erosivität des Klimas diente der Datenspeicher Witterung-Pflanzenproduktion (DAWIP) sowie Datenzusammenstellungen des Meteorologischen Dienstes der DDR (GÖTSCHMANN et al. 1983) bzw. des Wetteramtes Potsdam des DWD hinsichtlich agrarmeteorologischer Fragestellungen (KRUMBIEGEL & SCHWINGE 1991).

Bei Annahme von Standardbedingungen (Schwarzbrache), also ohne Beachtung der agrarischen Nutzung, kann die potentielle Erosionsgefährdung von Flächen oder Gebieten aus der Verschneidung der Substrat- (SFT) und Hydromorphieflächentypen (HFT) der MMK abgeleitet werden. Für die Ableitung der Gefährdungsklassen wurde eine konkrete flächenmäßige Verknüpfung für die beiden Flächenkategorien erarbeitet. Die Flächentypen eignen sich gut zur Beurteilung der Heterogenität, weil mit ihnen auch subdominierende und begleitende Flächenanteile in weitergehende Beurteilungen einbezogen werden können.

Bestimmung der potentiellen Winderosionsgefährdung aus Substrat- und Hydromorphieflächentyp nach LIEBEROTH et al. (1983)

Substratflächentyp	Hydromorphieflächentyp		
	vorwiegend Sickerwasser (11-22, 31, 41, 51, 61)*	vorwiegend Staunässe o. Grundwasser (32, 42, 52, 62)*	vorwiegend Grundwasser o. extreme Staunässe (33, 3, 53)*
vorwiegend Sand, Decklehmsand o. Sandlöß (1-5, 22-27)*	stark (3)	mittel (2)	ohne (0)
Tieflehm, Torf über Sand, Anmoor (6-10, 12, 13, 28-39, 41, 96, 97)*	mittel (2)	mittel (2)	ohne (0)
Lehm, Lehmsand, Auenlehm (11, 14, 20, 21, 42, 43, 44)*	gering (1)	gering (1)	ohne (0)
Grünland	ohne (0)	ohne (0)	ohne (0)

* Datenverarbeitungsgerechte Codierung in Schlüsselnummern

Mit diesem Verknüpfungsalgorithmus wurde flächenkonkret die Erosionsgefährdung beurteilt. Um die Erosionsgefährdung für größere Einheiten (im Fall vorliegender Studie: Gemeinde) zusammenzufassen, wurden nachfolgend Parameter zum Vergleich von Gebieten oder Flächen nach einer Methodik von THIÈRE et al. (1991) verwandt. Als Parameter dient der Vergleichsindex, der sich aus

$$\text{Vergleichsindex} = \sum_{i=1}^5 (\text{Vergleichsstufe}_i * \text{Flächenanteil}_i) / 5$$

ergibt. Diesem Vergleichsindex lassen sich dann folgende Erosionsgefährdungen zuordnen:

Indexbereich	Erosionsgefährdung
< 22	ohne
23 - 31	sehr gering
32 - 44	gering
45 - 63	mittel
64 - 80	stark
> 80	sehr stark

Eine detaillierte Beschreibung dieser Methodik ist bei DEUMLICH et al. (1996) in diesem Heft zu finden.

Über die GEMDAT wurden die so ermittelten Erosionsgefährdungen mit der Windwirkung verschnitten, indem die Gemeinden in Küstenähe generell um eine Stufe angehoben wurden, während bei den Gemeinden im Binnenland eine Wichtung entsprechend dem Anteil sandiger Böden erfolgte.

3. Ergebnisse

Für Mecklenburg - Vorpommern ergeben sich zusammengefaßt folgende Flächenanteile in den einzelnen Gefährdungsstufen:

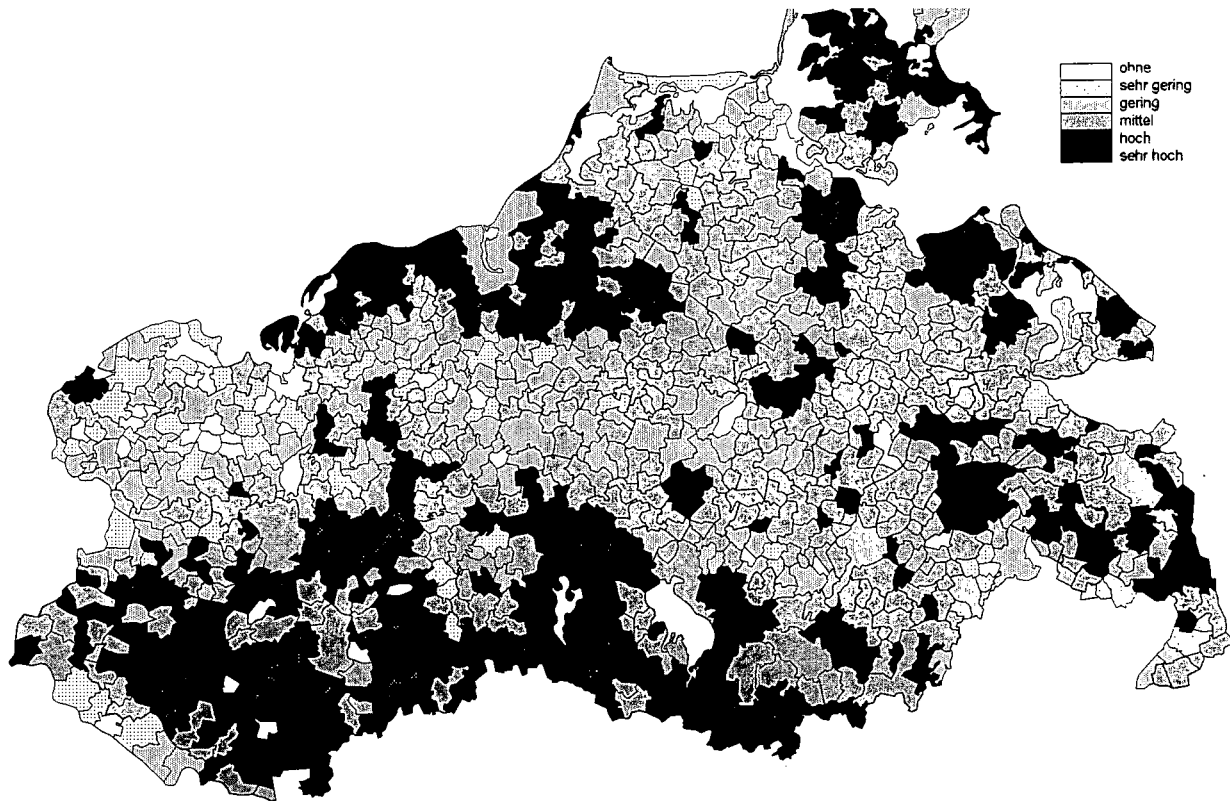
Gefährdung	Anteil (ha)	Anteil (%)
ohne	562.831	35,95
gering	66.822	4,27
mittel	542.808	34,67
stark	394.047	25,17

Zwei Drittel der Landesfläche sind nach dieser Bewertung mittel bis stark winderosionsgefährdet. Da der Hydromorphieflächentyp in einigen Regionen einer Überarbeitung bedarf, muß vorallem bei den stark gefährdeten Flächen von einer Zunahme ausgegangen werden.

4. Literatur

- DEUMLICH, D., J. THIÈRE, L. VOELKER (1996): Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung von naturräumlichen Einheiten, Landkreisen und Gemeinden im Nordosten Deutschlands. - in diesem Heft.
- FLEGEL, R. (1958): Die Verbreitung der Bodenerosion in der DDR. - Leipzig: Bibliogr. Inst., Bodenkunde und Bodenkultur, 6.
- GÖTSCHMANN, G., H. KRONE, H. PIEHL (1983): Klimadaten der DDR, Reihe B, Band 4 „Wind“. - Meteorologischer Dienst der DDR, Hauptamt für Klimatologie Potsdam.
- KRUMBIEGEL, D. W. SCHWINGEL (1991): Witterung - Klima. Datensammlung. Deutscher Wetterdienst. Potsdam.
- LIEBEROTH, I., G. ADLER, I. SCHMIDT (1977): Die Nutzung der Gemeindedatei des Datenspeichers Boden in der Landwirtschaft. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 21: 687-697.
- LIEBEROTH, I., P. DUNKELGOD, W. GUNIA, J. THIÈRE (1983): Auswertungsrichtlinie MMK, Stand 1983. - Akad. der Landwirtschaftswissenschaft. der DDR, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung, Eberswalde.
- THIÈRE, J., TH. AUGST, P. LICK, G. ADLER, J. BEHRENS (1991): Bodencharakteristik für Gemeinden, Kreise und Naturräumliche Einheiten des Landes Brandenburg. Mittl. Dt. Bodenkundl. Ges. 66, II: 873-876.

Diese Studie wurde im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern erarbeitet.



Karte der potentiellen Winderosionsgefährdung unter Berücksichtigung der differenzierten Windverhältnisse in MV

Bestimmung der Dichteverteilung in verschlammten Bodenoberflächen mittels computertomographischer Bilddatensätze und Methoden der Bilddatenverarbeitung

von

Hecker, J.M.; Berkenhagen, J.H.; Diestel, ¹

1 Einleitung

Die Verschlämmung von Oberflächen landwirtschaftlich genutzter Böden ist ein häufig zu beobachtendes Phänomen. Die Verschlämmung beeinflusst die Standortqualität und begünstigt, durch die Herabsetzung der Infiltrationsrate, Oberflächenabfluß und Erosion. Durch die Einwirkung des Niederschlages kommt es zur Zerkleinerung, Kompaktierung, Einregelung, Einwaschung und Sedimentation von Bodenmaterial. Es bilden sich dünne, bis zu einigen Millimetern starke Verschlämmungsschichten an der Bodenoberfläche, die sich durch eine erhöhte Lagerungsdichte (ρ), einen größeren Eindringwiderstand sowie eine verringerte Wasserleitfähigkeit auszeichnen.

MUALEM und ASSOULINE (1989) nutzten für ihre Modellierung der Verschlämmung eine hypothetische Funktion zur Beschreibung der Lagerungsdichte in Abhängigkeit von der Tiefe innerhalb des verschlammten Bodens (ρ_c):

$$\rho_c(h) = \rho + \Delta\rho_0 \cdot e^{-\gamma h};$$

mit ρ = unverschlämmter Boden [$g \cdot cm^{-3}$], $\Delta\rho_0$ = maximaler Lagerungsdichteunterschied [$g \cdot cm^{-3}$] und h = Tiefe [mm]. γ ist eine Konstante des Boden-Niederschlagsystems, die die Morphologie der Verschlämmung charakterisiert. Diese $\rho_c(h)$ -Funktion muß bekannt sein, um den Infiltrationsprozeß modellieren bzw. die Verschlämmungsschichten in ihrer infiltrationshemmenden Wirkung kennzeichnen zu können.

Bodenart	T [%]	U [%]	S [%]	C-org. [%C]	pH (CaCl ₂)	k _f [cm/d]	Wassergehalt			
							Bodenoberfläche [Vol. %]		30 cm Tiefe [Vol. %]	
							trocken	feucht	trocken	feucht
							tU	12,0	79,6	8,4

Tab. 1: Bodenkennwerte

2 Material und Methoden

Röntgencomputertomographische (CT) Aufnahmen bilden die Röntgenabsorption des durchstrahlten Materials innerhalb der jeweiligen Projektionsebene ab (Abb.1). Aufgrund des linearen Zusammenhangs zwischen der Röntgenabsorption des Bodenmaterials innerhalb eines Volumenelementes (*voxel*) und der Lagerungsdichte, ρ , ist eine direkte Bestimmung der Lagerungsdichte diskreter *voxel*

¹ TU-Berlin, FB 7 Umwelt und Gesellschaft, FG Wasserhaushalt und Kulturtechnik, Albrecht-Thaer-Weg 2, 14195 Berlin

möglich (BERKENHAGEN et. al., 1995). Als Untersuchungsobjekte dienten zwei Proben (s. Tab. 1) beregneter Modellböden aus dem Ap einer Parabraunerde aus Löß (tU), die sich in ihrem Wassergehalt bei Beregnungsbeginn unterschieden (ROTH et al., 1995; Fohrer, 1995). Anhand von CT-Schnittbildsätzen dieser Proben (CT-Kennwerte s. Tab. 2) erfolgte mit Methoden der digitalen Bild-

Röhrens pannung	120 kV
Dosis	500 mAs
Aufnah mezeit	2 s
Rekonstruktionsalgorith mus	<i>extremity - high</i> (kantenbetonte Rekonstruktion)
Schichtdicke (= -ab stand)	1 mm
voxel-Maße (a × b × d)	0,16 × 0,16 × 1 mm ³

Tab. 2: CT-Geräteeinstellungen.

datenverarbeitung eine Programmentwicklung, die es ermöglicht, die $\rho_c(h)$ -Funktion zu ermitteln. Es werden im wesentlichen drei Verarbeitungsschritte durchgeföhrt:

- Vorverarbeitung (Rauschunterdrückung etc.),
- Bestimmung der Bodenoberfläche (Kantendetektion), Oberflächenrekonstruktion und Definition der aggregatfreien Oberfläche (s. Abb.1 und 2),
- Extraktion der entsprechenden Bildspalten und Berechnung der $\rho_c(h)$ -Funktion (s. Abb.3).

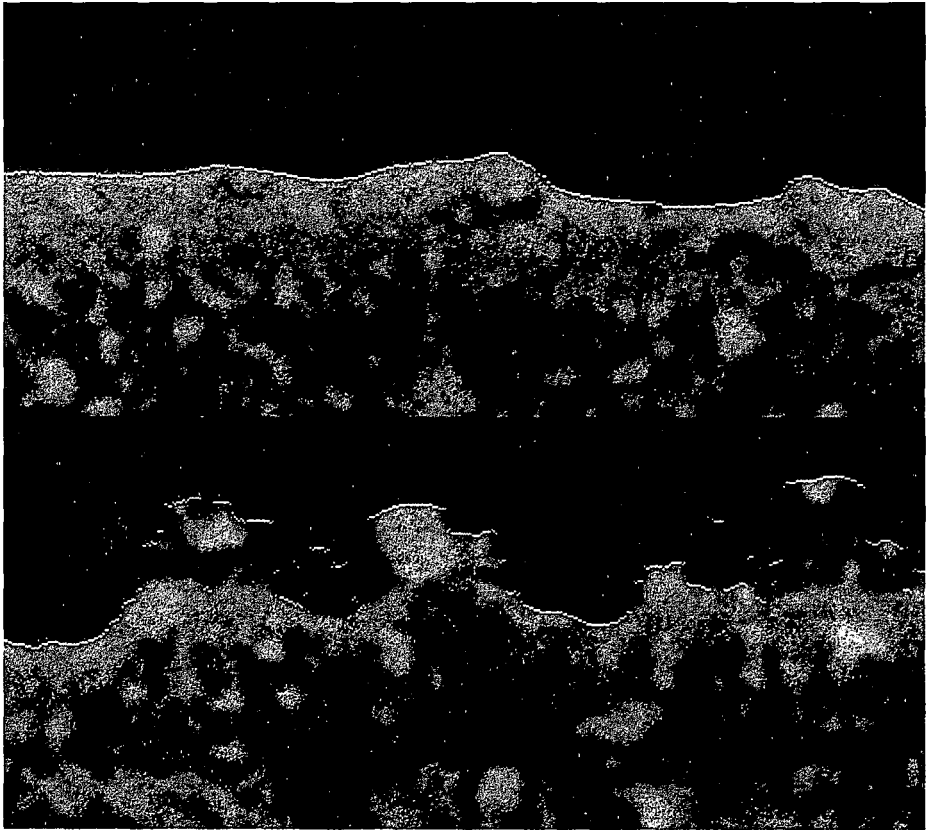


Abb. 1: Beispielschnittbilder nach Kantendetektion. Oben die Variante „trocken“ und unten „feucht“. Die detektierte Bodenoberfläche wird durch weiße *pixel* markiert.

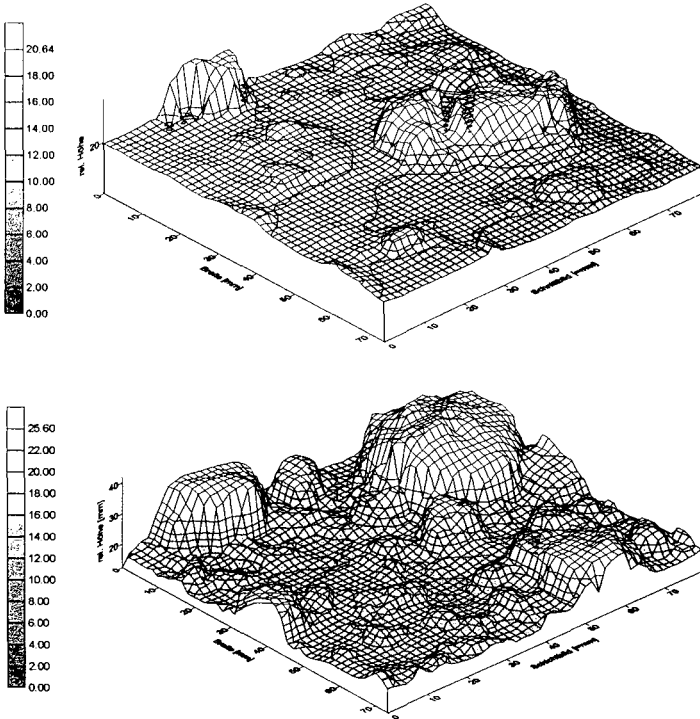


Abb. 2: Oberflächenrekonstruktionen der beiden Feuchtevarianten nach Berechnung. Der für die Berechnung der $\rho_c(h)$ -Funktionen unberücksichtigte Bereich der Oberflächenaggregate ist weiß dargestellt. Oben die Variante „trocken“, unten die Variante „feucht“.

3 Ergebnisse

Die $\rho_c(h)$ -Funktionen, wurden aus rund 27.000 ("feucht") bzw. 31.000 ("trocken") Bildspalten berechnet. Sie zeigen eine hinreichend gute Übereinstimmung mit dem visuellen Eindruck und konventionell gemessenen Lagerungsdichten. So bestimmte FOHRER (1995) mittels Tauchwägung für die oberen 10 Millimeter 1,52 g·cm⁻³ bei der Variante "trocken" bzw. 1,56 g·cm⁻³ bei der Variante "feucht" und 1,6 g·cm⁻³ für den Bereich 0-3 mm. Ein Vergleich der $\rho_c(h)$ -Funktionen beider Anfangsfeuchtevarianten ergab deutliche Unterschiede im Funktionsverlauf (s. Abb. 3).

Die durchgeführte Regressionsanalyse (Schätzmodell nach der Exponentialfunktion von MUALEM und ASSOULINE (1989)) ergab bei einer Schätzung von ρ und γ die beste Übereinstimmung der ermittelten Werte mit den geschätzten Werten (Bestimmtheitsmaß $R^2=96\%$). Eine Schätzung nach dem

Variante	Schätzmodell: FOHRER			Schätzmodell: ρ und γ				
	ρ [g·cm ³]	γ	R^2 [%]	ρ [g·cm ³]	Std.Fehler	γ	Std.Fehler	R^2 [%]
„trocken“	1,27	0,229	91	1,30	0,002	0,303	0,008	96
„feucht“	1,27	0,258	75	1,21	0,005	0,174	0,009	96

Tab. 3: Gegenüberstellung der Ergebnisse aus der Regressionsanalyse. Schätzmodell FOHRER bedeutet, daß bei der Schätzung die von FOHRER (1995) gemessenen Werte für ρ eingesetzt wurden.

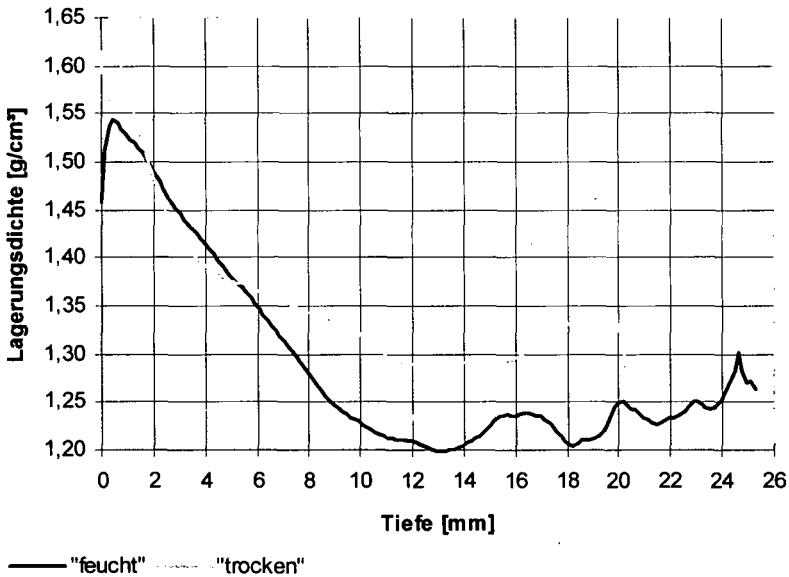


Abb. 3: Lagerungsdichte in Abhängigkeit von der Tiefe ($\rho_c(h)$ -Funktion) der beiden Feuchtevarianten.

von FOHRER (1995) ermittelten Wert für die Lagerungsdichte des unverschlämmten Bodens lieferte schlechtere Anpassungen (s. Tab. 3). Zwischen den geschätzten Konstanten des Boden-Nieder-schlag-Systems (γ) konnten deutliche Unterschiede festgestellt werden.

4 Zusammenfassung

Die vorgestellte Methode, bestehend aus Röntgen-Computertomographie (CT) und Bilddatenverarbeitung, scheint grundsätzlich geeignet, die Lagerungsdichteverteilung als Strukturmerkmal verschlammter Bodenoberflächen ($\rho_c(h)$ -Funktion) kleinräumig dreidimensional und zerstörungsfrei zu bestimmen. In weiteren Untersuchungen soll die Datenbasis ausgebaut und die vorgestellte Methode überprüft werden. Desweiteren sollen die ermittelten $\rho_c(h)$ -Funktionen als gemessener Input die bisher verwandten hypothetischen Funktionen ersetzen.

5 Literatur

- Berkenhagen, J.H., J.M. Hecker, H. Diestel (1995): Dichtebestimmung in Regenschlagkrusten mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie. *Mitteilgn. DBG* 76: 83-86.
- Fohrer, N. (1995): Auswirkungen von Bodenfeuchte, Bodenart und Oberflächenbeschaffenheit auf Prozesse der Flächenerosion. *Bodenökologie und Bodengenese* 19, Diss. TU-Berlin, 183 S.
- Mualem, Y. und S. Assouline (1989): Modeling soil seal as a nonuniform layer. *Water Resour. Res.* 25(10): 2101-2108.
- Roth, C.H., K. Helming, N. Fohrer (1995): Oberflächenverschlammung und Abflußbildung auf Böden aus Löß und pleistozänen Sedimenten. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158: 43-53.

Untersuchung der Abflußheterogenität und Sedimentfracht an einer Fließrinne

von

Helming, A.*; Römken, M.J.M.**; Prasad, S.N.***

Einführung:

Oberflächenabfluß wird oft schematisiert als homogener Schichtfluß oder als konzentrierter Rinnenfluß betrachtet. Diesen Abflußformen werden hydraulische Parameter zugeordnet, deren Gültigkeit wenig untersucht sind. Besonders für die Situation des homogenen Schichtflusses ist es schwierig, hydraulische Parameter wie Fließtiefe, Widerstandsbeiwerte und Geschwindigkeit zu bestimmen. Auf normalen Ackerflächen ist während eines flächenhaften Erosionsereignisses die durchschnittliche Abflußtiefe geringer als die Höhenunterschiede, die durch die Bodenrauhigkeit bewirkt werden. Klumpen und Bröckel stellen nicht so sehr einen Rauheitsfaktor, sondern eher ein Hindernis für den Abfluß dar. Daraus ergibt sich die Hypothese, daß auch flächenhafter Abfluß von Anfang an heterogen verläuft und ein Muster von Fließwegen ausbildet. Die Form dieses Musters beeinflusst die hydraulischen Eigenschaften des Abflusses und somit den Sedimenttransport. Ziel unserer Studie war die Untersuchung der lateralen Heterogenität des Oberflächenabflusses und seiner Auswirkungen auf den Sedimenttransport.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an einer Fließrinne mit Regensimulator und Zuflußeinrichtung (Abb. 1) durchgeführt. Der Versuchsaufbau ist im Detail bereits woanders beschrieben worden (Römken et al. 1996). Er besteht aus einer 3.7m x 0.6 m x 0.3 m (L, B, H) neigbaren Rinne mit Dränsystem. 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 27 mm Sieb gesiebt, so daß die Oberfläche der einer Saatbettbereitung entsprach.

* ZALF, Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

** University of Mississippi, University, Mississippi 38677, USA

*** USDA-ARS National Sedimentation Laboratory, Oxford, Mississippi 38655, USA

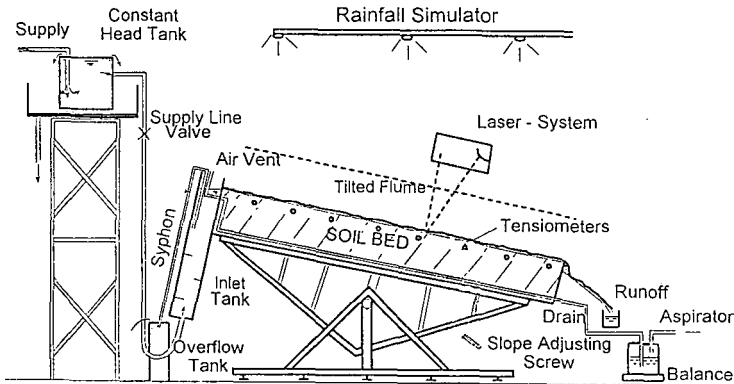


Abb. 1: Schema des Versuchsaufbaus mit Abflußrinne
Maße der Rinne: 3,7 m x 0,6 m x 0,3 x m (L, B, H)

Der verwendete Regensimulator (Meyer & Harmon, 1979) besteht aus drei schwenkbaren Veejet-Düsen im Abstand von 1.6 m platziert. Der Zufluß wird über einen Wassertank mit konstantem Wasserspiegel am oberen Ende der Rinne realisiert. Die Zuflußintensität wird über Syphons gesteuert. Drei Tests mit variierender Hangneigung von 17%, 8%, und 2% wurden durchgeführt. Jeder Test bestand aus einer Serie von vier Beregnungen und zwei Zuflußtests. Die Beregnungen hatten jeweils 45 mm Niederschlagsmenge, die Intensität sank von 60 mm/h in der ersten Beregnung über 45 mm/h und 30 mm/h auf 15 mm/h in der letzten Beregnung. Die Beregnungen wurden im täglichen Abstand durchgeführt, am fünften Tag erfolgte der Zuflußtest von zunächst 126 mm/h (4.6 l/min) während 30 Minuten, und direkt daran anschließend mit einer Intensität von 422 mm/h (15.6 l/min) ebenfalls für 30 Minuten. Während der Tests erfolgten kontinuierliche Messungen von Abfluß und Abtrag. Die Oberfläche des Bodens wurde mit einem automatisierten Laserreliefmeter (Römken et al. 1988) vor und nach jeder Beregnung mit einer Gitterweite von 3 mm gescannt.

Ergebnisse

Die Abflußraten für die vier Beregnungstermine und drei Hangneigungsvarianten sind in der Abb. 2 dargestellt. Die unterschiedliche Niederschlagsintensität der vier Beregnungen hatte wenig Einfluß auf den Abfluß. Während die 17 % Hangneigungsvariante etwa 20 % mehr Gesamtabfluß hatte als die Variante mit 8 % Neigung, gab es zwischen 8% und 2 % Hangneigung kaum Unterschiede im Abfluß. Die Abflußraten während der Zuflußtests betragen jeweils annähernd 100 % des Zuflusses. Die Gesamtbodenabträge für die vier Beregnungsversuche waren erwartungsgemäß um so geringer, je geringer die Hangneigung war (Abb. 3). Dagegen waren die Bodenabträge aus den Zuflußversuchen nicht erwartungsgemäß. Trotz der außerordentlich hohen Zuflußintensitäten (422 mm/h) war

der Bodenabtrag für die 17 % Neigungsvariante sehr gering (0.4 kg/m^2), bei 2 % Neigung etwas höher (0.6 kg/m^2), und bei 8% Neigung war er mit 4.1 kg/m^2 außerordentlich hoch. Der Bodenabtrag hat sich demnach unabhängig von der Hangneigung und auch unabhängig von der Abflußrate entwickelt.

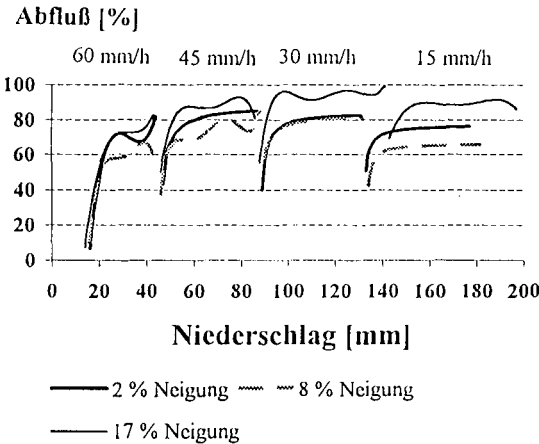


Abb. 2: Abflußraten (%) für die vier Regenmengen der drei Hangneigungsvarianten

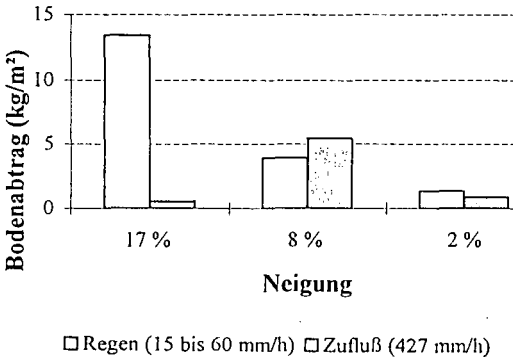


Abb. 3: Gesamtbodenabtrag für die Regenmengen- und Zuflußversuche

Die Erklärung für die sehr unterschiedlichen Bodenabträge bei fast gleicher Abflußrate kann in der lateralen Verteilung des Abflusses liegen, die aus den Bildern in Abb. 4 ersichtlich ist. Die Abbildung zeigt Visualisierungen der Oberflächentopographie, die aus den Laserreliefmessungen erarbeitet wurden. Jedes Bild besteht aus 186 000 Höhenwerten, die verschiedenen Höhen wurden in unterschiedlichen Farben (hier: Graustufen) wiedergegeben. Dargestellt ist jeweils die Situation nach Abschluß des Versuches mit insgesamt 180 mm Regen und 622 l Zufluß.

Je größer die Hangneigung war, umso stärker entwickelten sich Fließwege, die den Oberflächenabfluß konzentriert abführten. Während bei 17 % Neigung frühzeitig mehrere Fließwege entstanden, entwickelten sich bei 8% Neigung weniger etwas später. Bei 2 % Neigung waren die Fließwege tortuoser und weniger deutlich gegenüber den topographisch höher liegenden Bereichen abgegrenzt. Bei 17 % Neigung hat sich anscheinend der Abfluß auf viele Fließbahnen verteilt, so daß Fließtiefe, Scherkraft und die Transportkapazität für Sediment geringer waren als bei der stärkeren Konzentration des Abflusses bei 8 % Neigung.

Die Abflußform, d.h. die laterale Verteilung des Abflusses hatte einen wesentlich größeren Einfluß auf den Bodenabtrag als die Abflußmenge oder Abflußrate. Obwohl lediglich visuell abgeleitet und trotz des Mangels quantitativer Analysen denken wir die eingangs genannte Hypothese bestätigen zu können, daß der Oberflächenabfluß von Anfang an lateral heterogen verläuft und sein Verteilungs-

17 % Hangneigung



8 % Hangneigung



2 % Hangneigung

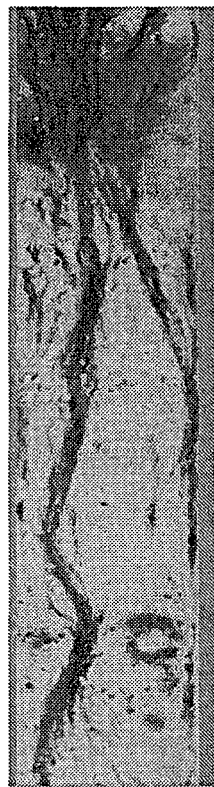


Abb. 4: Visualisierung der Oberflächen nach Abschluß der Beregnungs- und Zuflußtests

Literatur:

- Meyer, L.D. and W.C. Harmon (1979). A multiple Rainfall Simulator for Erosion Research on Row Sideslopes. Trans. ASAE 22: 100-103
- Römkens, M.J.M., J.Y. Wang, R.W. Darden (1988): A Laser Microreliefmeter. Trans. ASAE 29: 429- 433
- Römkens, M.J.M., S.N. Prasad, and K. Helming (1996): Sediment concentration in relation to surface and subsurface hydrologic soil conditions. Proceedings of the Sixth Federal Interagency Sedimentation Conference, Las Vegas, Nevada, USA (in press).

Standsicherheitsberechnungen an einer flachen Bodenrutschung im Pleiser Hügelland bei Bonn

von

Hennig, A.*

1. Einleitung

Die Berechnung der Standsicherheit von Hängen zählt zu den klassischen bodenmechanischen Verfahren. Dabei wird i.a. vereinfachend ein zweidimensionales Hangprofil zugrundegelegt und in bezüglich der geometrischen Eigenschaften (Hangneigung, Neigung der Schichten, Grundwassergefälle) homogene Lamellen unterteilt. Für die einzelnen Lamellen werden alle angreifenden Kräfte ermittelt (z.B. LANG & HUDER, 1990). Durch Definition eines Sicherheitsgrades $F = \text{Summe der haltenden Kräfte} / \text{Summe der treibenden Kräfte}$ läßt sich dann beurteilen, ob mit Rutschungsvorgängen zu rechnen ($F < 1.0$) oder ob der Hang vermutlich stabil ist ($F > 1.0$).

Treibende Kräfte sind die tangential zur Gleitfläche wirkenden Komponenten der Eigengewichtskraft, des Druckes fließenden Wassers im Boden sowie durch Auflasten verursachter Kräfte. Dem steht als haltende Kraft die Scherfestigkeit entlang der Gleitfläche gegenüber. Diese ist gemäß dem Coulomb'schen Gesetz in Kohäsion und einen Reibungsanteil zu unterteilen. Letzterer ist von den normal zur Gleitfläche wirkenden Spannungen abhängig.

Bezüglich des Rutschungsmechanismus sind Rotationsrutschungen (beschreibbar durch einen Gleitkreis) von Translationsrutschungen zu unterscheiden. Letztere erfolgen oft entlang einer geologisch vorgegebenen Gleitfläche. In der Realität treten allerdings meist Übergangsformen auf. Bezüglich der Berechnung der Standsicherheit sind bei translatorischen Bewegungen zusätzlich zu den genannten Kräften noch Lamellenschnittkräfte (zusätzliche Reibungsanteile) zu berücksichtigen.

Ist die Lage der Gleitfläche nicht geologisch vorgegeben, sollte sie dort zu suchen sein, wo der Sicherheitsgrad minimal ist. Mit numerischen Verfahren läßt sich daher ihre wahrscheinliche Lage bestimmen. Im folgenden wird für eine flache rezente Bodenrutschung sowohl die mutmaßliche Rutschungsgeometrie als auch darauf basierend der Sicherheitsgrad ermittelt.

2. Rutschung Türchenbruch

Das Untersuchungsgebiet liegt im rechtsrheinischen Pleiser Hügelland bei Bonn. Bei Flur "Türchenbruch" nahe dem Versuchsgut Frankenforst der Universität Bonn befindet sich in einer

* Meteorologisches Institut der Universität Bonn, Auf dem Hügel 20, 53121 Bonn

alten Rutschmasse aus trachyttuffreichen feinkörnigen Materialien (Tongehalte 40-50 %, Fließgrenze ca. 70 %, Ausrollgrenze ca. 30 %) eine flache rezente Bodenrutschung. Als potentielle Gleitfläche der rezenten Rutschung kann eine geringmächtige wasserführende Schicht körniger Struktur und sehr lockerer Lagerung (Trockendichte ca. 1,0 - 1,2 g/ccm) angesehen werden, die trotz in etwa gleicher Bodenart eine um drei bis vier Zehnerpotenzen höhere Wasserdurchlässigkeit als die überlagernde Schicht aufweist: aus Pumpversuchen wurden kf-Werte über 10^{-5} m/s ermittelt. Die mutmaßliche Lage der Gleitfläche wird auch durch Bestimmungen von Drucksetzungskurven im Oedometerversuch bestätigt. Diese ergaben hohe Vorbelastungsbeträge von bis zu 100 kPa oberhalb der vermuteten Gleitfläche sowie sehr geringe Werte unterhalb derselben. Als Ursache der hohen Vorbelastung ist der durch das Abrutschen eines Erdkeiles verursachte aktive Erddruck anzusehen (HENNIG & GRUNERT, in Vorbereitung). Auch bezüglich der Scherfestigkeit unterscheidet sich die wasserführende Schicht erheblich von ihrer Deckschicht. Auswertungen von in großer Zahl durchgeführten Flügelsondierungen (GERSTENBERGER, 1995) ergaben, daß die undrainierte Gesamtscherfestigkeit der oberen Schicht nur vom Wassergehalt des Bodens abhängig ist, wohingegen die der wasserführenden Schicht vor allem von der Mächtigkeit des überlagernden Bodens bestimmt wird. Daher kann die ermittelte Gesamtscherfestigkeit für den oberen Bereich im wesentlichen als Kohäsion angesehen werden. Im Bereich der wasserführenden Schicht hingegen ist sie deutlich reibungsbeeinflusst. Über Regressionsrechnungen ergab sich für diese Schicht ein Reibungswinkel von ca. 35° . Sowohl bezüglich des Reibungswinkels als auch bezüglich der Wasserdurchlässigkeit verhält sich die wasserführende Schicht trotz des hohen Tongehaltes wie ein Sand. Aufgrund des hohen Anteiles (80-85 %) quellfähiger Smectite an der Tonfraktion der anstehenden Trachyttuffe kann sich bei Austrocknung und Wiederbefeuchtung ein recht hoher Quellschubdruck einstellen. Dessen vertikal wirksame Komponente wurde im Oedometerversuch mit bis zu 100 kPa bestimmt.

3. Berechnung der Hangstabilität

Hangstabilitätsberechnungen erfolgten mit Hilfe des hierzu erstellten Computerprogrammes SLOPE-2D. Durch systematische Variation von Mittelpunkt und Radius findet dieses zu einer gegebenen Hanggeometrie und den dazugehörigen bodenphysikalischen Parametern den wahrscheinlichsten Gleitkreis bzw. Kreisabschnitt und kombiniert diesen mit einer evtl. vorgegebenen Gleitfläche. Im Falle von Rotationsrutschungen entlang eines Gleitkreises ist

$$F = \frac{\sum [c' \cdot dl + (Vg_l - u \cdot dx) \cdot \cos \alpha \cdot \tan \varphi'] \cdot R}{[\sum V \cdot \sin \alpha] \cdot R + H \cdot dy},$$

im Falle translatorischer Bewegungen wird der Sicherheitsgrad über das vereinfachte Verfahren nach JANBU (zitiert bei LANG & HUDER, 1990) iterativ bestimmt:

$$F = \frac{\sum [c' \cdot dx + (Vg_l - u \cdot dx) \cdot \tan \varphi'] / na}{[\sum V \cdot \tan \alpha] + H}$$

$$na = \cos^2 \alpha \cdot [1 + \tan \varphi' \cdot \tan \alpha / F],$$

Darin ist c' die wirksame Kohäsion, u der Porenwasserüberdruck, dx die Breite der Lamelle, dl die Länge der Lamelle entlang der Gleitfläche, dy der vertikale Abstand zum Gleitkreismittelpunkt, φ' der wirksame Reibungswinkel, α der Neigungswinkel der Gleitfläche und R der Radius des Gleitkreises. V ist die Summe aller auf die Lamelle wirkenden vertikalen Kräfte, Vgl die Summe der an der Gleitfläche wirkenden vertikalen Kräfte und H die Summe aller horizontalen Kräfte. An der Oberfläche angreifende vertikale Kräfte (hier z.B. Belastung durch Vieh) werden als unendlich lange Streifenlasten angesehen. Der Einfluß dieser Kräfte auf Vgl bzw. die Scherfestigkeit ergibt sich dann aus der Integration des Einflusses unendlich langer Linienlasten über die Breite des Streifens. Die vertikale Spannungskomponente infolge einer unendlich langen vertikalen Linienlast wiederum wird unter vereinfachenden Annahmen aus der Theorie von BOUSSINESQ bestimmt. Stabilitätsberechnungen wurden unter Zugrundelegung der heutigen Oberfläche durchgeführt sowie für eine hypothetische Oberfläche, wie sie vor dem Abrutschen des Hanges ausgesehen haben mag (s. Abb. 1). In beiden Fällen wurden verschiedene Szenarien ausgewertet (s. Tab. i).

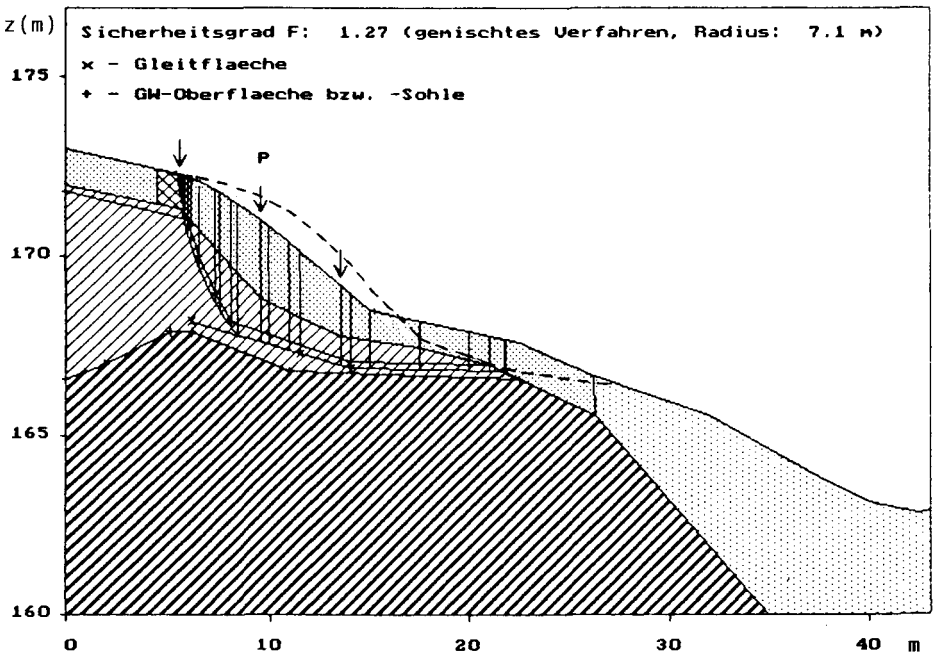


Abb. 1: Rutschung Türchenbruch: Geometrie und Lamelleneinteilung,

- heutige Geländeoberfläche
- hypothetische historische Geländeoberfläche

Tab. 1: Sicherheitsgrad F für verschiedene Szenarien

Szenario	rezenter Hang	hist. Hang
1 normale Situation	5,93	5,52
2 hoher Grundwasserstand + Quellungsdruck (80 kPa) an der Gleitfläche	1,77	1,32
3 wie 2, zzgl. oberflächliche Belastung durch eine Rinderherde (10 kPa)	1,41	1,11
4 wie 2, zzgl. 1 m tiefer Trockenriß am Rand mit vollständigem Kohäsionsverlust und Wasserfüllung	1,57	1,19
5 wie 2, zzgl. Belastung durch Vieh und Trockenriß am Rand	1,27	1,00

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Annahmen bezüglich der Lage der Gleitfläche werden durch die Stabilitätsberechnungen bestätigt: Sowohl für den heutigen als auch für den hypothetischen historischen Hang ist ein kombinierter Rutschungsmechanismus mit Gleitkreis im oberen Bereich und Translation entlang der vorgegebenen Schwächezone im unteren Bereich am wahrscheinlichsten. Für den heutigen Hang kann allerdings auf der Basis der vorliegenden Daten auch unter ungünstigsten Bedingungen (hoher Grundwasserstand, erheblicher Quellungsdruck, Belastung durch eine Rinderherde und Bildung eines Spaltensystems am oberen Rand) die Rutschung nicht erklärt werden. Der Hang dürfte infolge der Blockierung im unteren Bereich stabil sein.

Für die hypothetische historische Situation kann zwar Instabilität nur für den ungünstigsten Fall nachgewiesen werden, doch liegt man bereits mit Szenario 2 relativ nahe am kritischen Wert. Nimmt man an, daß die vorliegenden Scherparameter etwas zu hoch sind, so scheint für die hypothetische historische Situation ein Abrutschen möglich, wenn zu einer den Quellungsdruck aktivierenden Situation eine zusätzliche Belastung (Viehtritt, $F = 1,11$) oder ein Kohäsionsverlust am Rand (Spaltensystem, $F = 1,19$) auftritt. In jedem Falle ist zur Erklärung der Rutschung die Annahme eines hohen Quellungsdruckes erforderlich. Damit kann die Rutschung nur in einer Situation erfolgt sein, in der auf ein tiefreichendes Austrocknen des Bodens eine rasche Durchfeuchtung erfolgte. In Anbetracht der oberhalb der wasserführenden Schicht vorliegenden kf-Werte ist eine rasche Durchfeuchtung allerdings nur in Zusammenhang mit ausgeprägten Schrumpfungsrissen vorstellbar. Die Dynamik der Schrumpfrißbildung am beschriebenen Hang sowie die Simulation der Wasserbewegung in den Rissen ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

Literatur

Gerstenberger, R. (1995): schriftl. Mitteilung.

Hennig, A. & J. Grunert (in Vorbereitung): Ermittlung der Vorbelastung als Indiz für Rutschungsvorgänge - am Beispiel einer flachen Hangrutschung im Pleiser Hügelland.

Lang, H.-J. & J. Huder (1990): Bodenmechanik und Grundbau.- Springer. Berlin, Heidelberg usw., 262 S.

Konzepte und Prinzipien physikalischer Erosionsmodelle

von

Hergarten, St.*

Seit Jahren sind empirische Gleichungen auf Basis der USLE in der bodenkundlichen Erosionsmodellierung der Standard. Allerdings sollte trotz der unbestreitbaren Vorteile solcher Gleichungen in der praktischen Anwendung nicht vergessen werden, daß diese Modelle aufgrund ihrer rein empirischen Grundlagen nur begrenzte Möglichkeiten der Weiterentwicklung bieten. Insbesondere tragen sie kaum zum Verständnis der Wechselwirkung komplexer Prozesse bei.

Durch das Zusammenwachsen diverser Fachrichtungen mit der Physik werden in Zukunft verstärkt physikalisch basierte Modelle in die Erosionsmodellierung Einzug halten, wie es bereits bei dem Modell EROSION2d bzw. EROSION3d von Schmidt (1991) der Fall ist. Die Entwicklung und die Anwendung solch komplexer Modelle erfordert eine enge interdisziplinäre Kooperation zwischen Bodenkunde und Physik. Auch der reine Anwender wird gezwungen sein, von der Betrachtung des Modells als „Black box“ Abstand zu nehmen und sich mit den Modellinhalten kritisch auseinanderzusetzen, um keine Gefahr zu laufen, eine für den speziellen Anwendungsfall ungeeignete physikalische Grundlage durch Anpassung von Parametern zu kompensieren, was als „Vergewaltigung“ des Modells anzusehen ist.

Modellanalyse

Der erste und wichtigste Schritt zum kritischen Umgang mit Modellen ist die Trennung in die folgenden Bestandteile:

Das Modell im physikalischen Sinne: Dieses umfaßt den Bereich von den grundlegenden Ideen, welche zumindest teilweise aus der Bodenkunde kommen sollten, bis zu den Modellgleichungen. Bei diesen handelt es sich i. a. um partielle Differentialgleichungen bzgl. Ort und Zeit.

Die Datenbasis: Eine experimentell bestimmte Datenbasis ist bei allen Modellen notwendig, welche nicht streng axiomatisch aus physikalischen Prinzipien abgeleitet wurden, also empirische Komponenten enthalten.

Die Numerik: Da Computer nur endlich viele Freiheitsgrade verarbeiten können, besteht die Aufgabe der Numerik zunächst in der Umsetzung der Modellgleichungen, welche i. a. bzgl. der Orts- und Zeitkoordinaten kontinuierlich sind, in ein diskretes System. Ebenfalls in den Bereich der Numerik fällt das Verfahren, welches zur Lösung des diskretisierten Systems eingesetzt wird.

Das Computerprogramm: Dieses stellt die Realisierung der drei vorherigen Punkte und die Schnittstelle zum Benutzer dar.

Leider wird bei vielen Modellen, nicht unbedingt speziell im Bereich Erosion, durch schlechte und unvollständige Beschreibungen die Trennung erschwert. Der Anwender gerät nur in Kontakt mit dem Computerprogramm. Daher ist es grundsätzlich zu empfehlen, vor der Modellanwendung Kontakt mit erfahrenen Modellierern, im Idealfall mit dem Modellentwickler, aufzunehmen.

*Geodynamik - Physik der Lithosphäre, Universität Bonn, Nußallee 8, 53115 Bonn, e-mail: hergarte@geo.uni-bonn.de

Die wichtigste der vier Komponenten ist das Modell im physikalischen Sinne. Fehler, die beim Aufstellen des Modells gemacht wurden, sind im Gegensatz zu Fehlern in Datenbasis, Numerik und Programm kaum zu korrigieren. Daher sollte dieser Punkt die Diskussionsbasis zwischen Entwicklern und Anwendern sein.

Skalen

Das wesentliche Problem jedes physikalischen Erosionsmodells ist die Überbrückung der Skalen. Auf der mikroskopischen Skala, die in natürlicher Weise durch die Korngröße festgelegt ist, sind die Prozesse und Gesetze weitgehend bekannt. Jedoch ergeben sich in der numerischen Realisierung bislang nahezu unlösbare Probleme, selbst wenn wir nur Grobsand mit einer Korngröße von 1 mm betrachten. Die flächenhafte Auflösung eines Hanges von $100 \times 100 \text{ m}^2$ erfordert ein Gitter von 10^{10} Gitterpunkten, was einen Speicherbedarf von 40 GByte allein für das Relief erfordert. Hinzu kommt das Problem der Datenerfassung auf diesen Skalen.

Aus diesen Gründen ist stets ein Übergang zu einer makroskopischen Skala erforderlich. Welche Auflösung schließlich erreicht werden kann, hängt von den Rechenmöglichkeiten und der Größe des Modellgebietes ab. Auf modernen Workstations ist bei einer Böschung von $10 \times 10 \text{ m}^2$ eine Auflösung von 5 cm erreichbar, bei einem Modell der Alpen ($1200 \times 250 \text{ km}^2$) hingegen nur 2.5 km. Während im ersten Fall zumindest Rinnen noch gut aufgelöst werden können, bereitet im zweiten Fall selbst die Integration von Flüssen und Siedlungsflächen Schwierigkeiten. Hierdurch bedingt muß die Beschreibung der beteiligten Prozesse in beiden makroskopischen Modellen eine andere sein, selbst wenn sich Prozesse mikroskopisch gleichen.

Der Übergang zur makroskopischen Skala erfolgt in physikalischen Modellen stets durch die Bildung geeigneter orts- und zeitabhängiger Mittelwerte, z. B. der Reliefhöhe $H(x_1, x_2, t)$. Diese enthält eine Mittelung über die Strukturen, die in der numerischen Realisierung nicht aufgelöst werden können. Die Beschreibung der zeitlichen Veränderung der Variablen erfolgt i. a. durch Differentialgleichungen. Die Berücksichtigung beitragender komplexer Prozesse (z. B. Oberflächenabfluß, Splash, Frostsprengung) erfordert zusätzliche Variablen und Differentialgleichungen.

Im Idealfall werden die Differentialgleichungen axiomatisch aus allgemeinen Prinzipien hergeleitet. Eine wichtige Technik ist hierbei die Homogenisierung, bei der mikroskalige Differentialgleichungen in Gleichungen für die makroskopische definierten Mittelwerte überführt werden. Da dies jedoch in vielen Fällen nicht möglich ist, müssen häufig empirisch begründete makroskopische Zusammenhänge hinzugenommen werden.

Beispiel: Oberflächenabfluß

Im folgenden erläutere und analysieren wir exemplarisch einen Ansatz zur Modellierung des Oberflächenabflusses, der zumindest in Mitteleuropa entscheidend zur Erosion beiträgt,

In der Mikroskala beschreiben die Navier-Stokes-Gleichungen aus der Fluidodynamik den Oberflächenabfluß exakt. Der Übergang zu makroskopischen Skalen erfordert die Hinzunahme eines teils empirisch begründeten Turbulenzmodells. Entsprechende Simulationen von großen Gewässern (Flüsse, Seen, Ozeane) auf dieser Basis sind seit Jahren etabliert, die Formulierung eines Turbulenzmodells für den Abfluß auf einem Relief, bei dem die Rauigkeit dieselbe Größenordnung wie die mittlere Schichtdicke des Abflusses hat, ist bislang jedoch nicht gelungen.

Daher werden in der Erosionsmodellierung einfachere Ansätze benutzt. Naheliegend ist die makroskopische Beschreibung des Oberflächenabflusses durch die Variablen:

$$\begin{aligned}\delta(x, t) &= \text{mittlere Wasserschichtdicke,} \\ v(x, t) &= \text{mittlere Fließgeschwindigkeit.}\end{aligned}$$

Zur Vereinfachung beschränken wir uns hier auf Hangprofile, so daß nur eine Ortskoordinate x auftritt.

Aus der Massenerhaltung folgt die Beziehung:

$$\frac{\partial \delta}{\partial t} + \frac{\partial(\delta v)}{\partial x} = R - V$$

mit

$$\begin{aligned} R &= \text{Niederschlagsrate,} \\ V &= \text{Infiltrationsrate.} \end{aligned}$$

Sehen wir von der Verdunstung während des Abflusses ab, ist diese Gleichung „unanastbar“, da sie nur die Erhaltung der Wassermenge beschreibt. Die Niederschlagsrate R wird i. a. vorgegeben sein. Für die Infiltration ist ein zusätzliches Modell zu erstellen und anzukoppeln, was wir hier jedoch nicht betrachten.

Da wir zwei Variablen zur Beschreibung des Abflusses verwenden, benötigen wir eine zweite Gleichung. In seinem Modell EROSION2d verwendet Schmidt (1991) ein empirisches konstitutives Gesetz, welches auf der ursprünglich aus dem Kanalbau stammenden Manning-Formel aufbaut:

$$v = \frac{1}{n} \delta^{\frac{2}{3}} \left(\frac{\partial H}{\partial x} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Der Rauigkeitsbeiwert n ist eine Bodeneigenschaft und muß experimentell bestimmt werden.

Setzen wir dieses konstitutive Gesetz in die Massenerhaltung ein, ergibt sich eine partielle Differentialgleichung für die mittlere Schichtdicke δ :

$$\frac{\partial \delta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{1}{n} \delta^{\frac{5}{3}} \left(\frac{\partial H}{\partial x} \right)^{\frac{1}{2}} \right) + R - V,$$

der man nicht mehr sofort ansieht, welche Teile auf wackligen Füßen stehen könnten. Daher sollte das empirische konstitutive Gesetz die Diskussionsgrundlage sein, nicht etwa die Endgleichung.

Eine Erweiterung auf beliebige Reliefformen, d. h. auf drei Raumdimensionen, wurde z. B. von Schmidt et al. in EROSION3d und von Paul et al. (1995) durchgeführt.

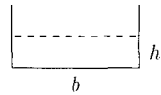
Mit diesem Übergang zur makroskopischen Skala sind die Skalenprobleme jedoch keineswegs gelöst. Zur Illustration stellen wir uns ein Gerinne von rechteckigem Profil vor, welches hangabwärts führt. Ist die Hangneigung nicht zu groß, kann auf dieses die ursprüngliche Manning-Formel aus dem Kanalbau angewandt werden:

$$v = \frac{1}{n} r^{\frac{2}{3}} \left(\frac{\partial H}{\partial x} \right)^{\frac{1}{2}}$$

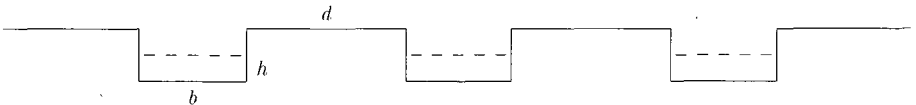
mit

$$r = \text{hydraulischer Radius} = \frac{bh}{b + 2h},$$

$$n = \text{Rauigkeitsbeiwert (Materialeigenschaft der Wände).}$$



Nun gehen wir über zu einem Hang mit vielen parallelen Rillen:



Für jede Rille gilt die Manning-Formel mit einem Wasserstand

$$h = \delta \frac{b + d}{b}.$$

Unter der Bedingung, daß die Rillen nicht überlaufen, ergibt sich für die mittlere Fließgeschwindigkeit:

$$v = \frac{1}{n} \left(\frac{\delta b(b+d)}{\delta(b+d) + 2b^2} \right)^{\frac{2}{3}} \left(\frac{\partial H}{\partial x} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Dieses Gesetz widerspricht bzgl. der δ -Abhängigkeit der Formel aus EROSION2d. Kann EROSION2d etwa nur auf Hänge ohne Rillen angewandt werden? Eine Grenzwertbetrachtung relativiert diese Bedenken: Nehmen wir an, daß der Wasserstand in den Gerinnen wesentlich kleiner als deren Breite ist, ergibt sich:

$$v \approx \frac{1}{n} \left(\delta \frac{b+d}{b} \right)^{\frac{2}{3}} \left(\frac{\partial H}{\partial x} \right)^{\frac{1}{2}} = \frac{1}{\tilde{n}} \delta^{\frac{2}{3}} \left(\frac{\partial H}{\partial x} \right)^{\frac{1}{2}}$$

mit

$$\tilde{n} = \left(\frac{b}{b+d} \right)^{\frac{2}{3}} n.$$

Im Grenzfall geringer Wassermengen gilt das Gesetz also auch für den Hang mit Rillen, aber der effektive Rauigkeitsbeiwert \tilde{n} ist kleiner als der des Bodens selbst. Schmidt hat dies selbstverständlich berücksichtigt und gibt den Rauigkeitsbeiwert nicht nur als Eigenschaft des Bodens, sondern auch der Bearbeitungsweise an. Damit werden Rillenstrukturen zu einem gewissen Grad berücksichtigt. Nicht zufriedenstellend geklärt ist jedoch die Frage, wie sich der Rauigkeitsbeiwert während eines Erosionsereignisses verändert. Neben der Verschlämmung trägt hier die Rillenbildung entscheidend bei.

Besonders eklatant tritt das Skalenproblem zu Tage, wenn man zu dreidimensionalen Modellen übergeht. Beträgt die Gitterauflösung beispielsweise 1 m, werden große Gerinne teilweise noch erfaßt, zumindest ist die Mittelung über Rillen und Rinnen nicht unproblematisch. Hier überschneidet sich die Modellskala mit der Skala der Prozesse und Strukturen, über die gemittelt wird. Im günstigsten Fall werden die Modellparameter, hier der Rauigkeitsbeiwert, skalenabhängig. Dies erfordert besondere Vorsicht bei der Bestimmung der Werte von Modellparametern in Laborexperimenten und ggf. skalenabhängige Korrekturen. Im ungünstigen Fall ändern sich die Gesetze selbst, so daß die Grundlagen des Modells neu formuliert werden müssen.

Zusammenfassung

Den obigen Ausführungen folgend, sollten sich auch reine Modellanwender stets die folgenden Punkte vor Augen halten:

- Mit wachsender Komplexität der Modelle wächst die Notwendigkeit der Kooperation zwischen Entwicklern und Anwendern.
- Labormessungen können in bezug auf das Modell falsche Ergebnisse liefern. Die korrekte Durchführung von Labormessungen erfordert eine genaue Vorschrift oder Kenntnis der Grundlagen des Modells.
- Die Modellskala sollte nicht ohne genaue Analyse des Modells selbst verändert werden.

Literatur

- Paul, G.; Hergarten, S.; Neugebauer, H.J. (1995): Numerische Simulation des Oberflächenabflusses und der Versickerung von Wasser auf einem komplexen Relief. Schriftenreihe des SFB 350, Universität Bonn, Nr. 5.
- Schmidt, J. (1991): Anwendung eines theoretischen Modells zur Langfristsimulation von Erosions- und Akkumulationsprozessen an Hängen. Freiburger Geogr. Hefte, 33:145-165.

Bodenschutz in tropischen Agroforstsystemen

von

König, D.*

1 Einleitung

Der wachsende Druck auf die Bodenressourcen zwingt viele Kleinbauern in den Tropen zur Bewirtschaftung steiler Hänge sowie zur Erschließung marginaler Produktionsräume. Ein Festhalten an traditionellen Anbaumethoden, die den veränderten Bedingungen aber nicht mehr gerecht werden, führt auf diesen Standorten zu einer rasch fortschreitenden Degradation und Erosion der Böden.

Zahlreiche fehlgeschlagene oder - gemessen am Aufwand - nur mäßig erfolgreiche Projekte zur mechanischen Bodenerhaltung (z.B. Terrassierung, Anlage von Infiltrationsgräben) zeigen, daß es kaum gelingen kann, diese komplexen Probleme mit Hilfe einfacher mechanischer Maßnahmen zu lösen.

2 Biologischer versus mechanischer Bodenschutz

In der Erosionsforschung in den Tropen hat sich im Verlauf der 80er Jahre ein Paradigmenwechsel vollzogen, der sich auf den einfachen Nenner „weg von rein mechanischen, hin zu biologischen Bodenerhaltungsmaßnahmen“ bringen läßt. Das insbesondere im tropischen Afrika sehr häufig zu beobachtende Scheitern von Bemühungen um einen Transfer anderenorts durchaus bewährter technischer Lösungen hat zu der Erkenntnis geführt, daß erfolgreiche Maßnahmen zur Bodenerhaltung „positive Nebeneffekte“ für die Anwender mit sich bringen müssen. Ein wirksamer Bodenschutz läßt sich nicht durch zeit- und kostenaufwendige, mit Flächenverlusten und Ertragseinbußen verbundene Zwangsmaßnahmen erreichen, die den Bauern auf dem Wege des klassischen „top-down“- Ansatzes zwangsweise auferlegt werden. Vielmehr sollten Erhaltung der Bodenproduktivität (also Bodenschutz) und deren Steigerung (also Ertragszuwachs) verschiedene Teilaspekte eines umfassenden Systems biologischer und mechanischer Maßnahmen sein, das unter anderem darauf abzielt, den Boden möglichst das ganze Jahr über bedeckt zu halten, seinen Gehalt an organischer Substanz zu erhöhen und das Bodenleben zu fördern.

Der hier beschriebene (u.a. in den Arbeiten von ROOSE 1988, LAL 1988 und KÖNIG 1992 dokumentierte) Prozeß des Umdenkens in der Erosionsforschung hat sich bislang in der Praxis nur in zaghaften Ansätzen niedergeschlagen. Dem durchaus vorhandenen Problembewußtsein vieler Regierungen steht häufig eine Bodenschutzpolitik gegenüber, die sich unangepaßter Methoden bedient, deren mangelnde Wirksamkeit seit der Kolonialzeit dokumentiert ist. Als Beispiel seien horizontale, in einem Arbeitsgang erstellte Terrassen (bench terrasses, terrasses radicales, vgl. hierzu TEMPLE 1972) und isohypsenparallele Infiltrationsgräben (interception ditches, fossés anti-érosifs, vgl. hierzu KÖNIG 1992) angeführt, deren Nachteile hier stichwortartig aufgelistet sind:

- hoher Arbeitsaufwand zur Erstellung (und Unterhaltung)
- Verlust von fünf bis fünfzehn Prozent der Kulturfläche
- keine unmittelbare Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit
- problematische Dimensionierung
- bei rutschgefährdeten Substraten negative Auswirkungen auf die Hangstabilität.

3 Integrierter Bodenschutz im Rahmen standortgerechter Agroforstsysteme

Als Alternative zu den oben beschriebenen mechanischen Methoden untersucht der Verfasser seit 1986 biologische Verfahren zum Schutze der Böden vor Erosion und Degradation auf zwei Meßstationen im Süden des rwandischen Zentralplateaus. Ziel der Versuche ist es, den Bodenschutz im Rahmen des von EGGER (1995) konzipierten und im "Projet Agricole et Social Interuniversitaire (PASI) Butare-Mainz" weiterentwickelten Standortgerechten Landbaus zu verbessern. Dieses Anbausystem basiert auf den Erfahrungen afrikanischer Bauern in dicht besiedelten Regionen; es versucht, der kontinuierlichen Abnahme der Bodenfruchtbarkeit und dem Raubbau an den Waldressourcen im Rahmen eines an die ökologischen Bedingungen der Feuchttropen angepaßten kleinbäuerlichen Landnutzungssystems entgegenzuwirken und so eine ressourcenschonende, nachhaltige Landnutzung zu ermöglichen. Die wesentlichen Elemente des Standortgerechten Landbaus sollen im folgenden kurz charakterisiert werden:

- Eine Schlüsselposition nimmt die **Integration von Bäumen und Sträuchern in die landwirtschaftlich genutzte Fläche** ein. **Agroforstsysteme** ermöglichen durch die Nachahmung des Stockwerkbbaus natürlicher Regen- und Nebelwälder eine optimale Ausnutzung des hohen Photosynthesepotentials der Tropen und garantieren somit eine intensive Nutzung der Anbauflächen. Bäume und Hecken können mit Hilfe von Mycorrhizapilzen Restminerale in tieferen Bodenhorizonten aufschließen, ausgewaschene Nährstoffe über tiefreichende Wurzeln aufnehmen und mit Hilfe symbiontischer Knöllchenbakterien Luftstickstoff assimilieren. Über den Laubfall und über regelmäßige Pflegeschnitte wird ein Teil dieser Nährstoffe in das Anbausystem zurückgeführt.
- Der Ersatz der mehrjährigen Brache, für deren Einhaltung nur noch in wenigen Betrieben ausreichend Fläche zur Verfügung steht, erfolgt durch eine **Gründüngung** mit stickstofffixierenden Leguminosen, die bis zu 30 Tonnen Biomasse pro Hektar und Jahr produziert. Die Einarbeitung der Gründüngung in den Boden soll über die Stickstoffzufuhr hinaus zu einer Anreicherung von organischer Substanz im Oberboden und damit zu einer Erhöhung der Austauschkapazität beitragen, die es erlaubt, auch mineralische Dünger wirkungsvoll und wirtschaftlich einzusetzen.
- Der Anbau verschiedener ein- und mehrsaisonaler Kulturpflanzen in **Mischkultur** erhöht den Grad der Bodenbedeckung, gestattet eine optimale Nutzung der Anbauflächen und minimiert das Risiko totaler Ernteaufälle durch Pflanzenkrankheiten, Schädlingsbefall und Niederschlagsunregelmäßigkeiten.
- Der **Biomassekreislauf** im System des Standortgerechten Landbaus wird durch das **Kompostieren** von Ernterückständen, Heckenschnitt und Gründüngungsmaterial sowie durch die **Haltung des Viehs in Tiefställen** gewährleistet. Die Produktion von Mistkompost ermöglicht ein nahezu vollständiges Recycling von Nährstoffen und organischer Substanz. Eine nachhaltige Stabilisierung und Verbesserung der Standortproduktivität ist aber trotz all dieser Maßnahmen nur zu erreichen, wenn es gelingt, die Verluste durch Bodenerosion wirkungsvoll zu bekämpfen.
- Der **Bodenschutz** erfolgt vor allem auf biologischem Wege: Ein hoher Bodenbedeckungsgrad verhindert die Ablösung von Bodenpartikeln durch Splasherosion, hohe Humusgehalte und ein aktives Bodenleben garantieren eine gute Krümelstruktur und eine verbesserte Strukturstabilität, d.h.: eine hohe Infiltrationskapazität. Kommt es trotz aller dieser Maßnahmen zu Oberflächenabfluß, so wird dieser in isohypsenparallelen Infiltrationsstreifen aus Bäumen und Leguminosenhecken aufgefangen, das erodierte Bodenmaterial wird akkumuliert. Sämtliche Maßnahmen zum Schutze des Bodens vor Erosion tragen im Idealfall gleichzeitig zu einer Ertragssteigerung bei: Ein hoher Bodenbedeckungsgrad bedeutet zugleich: niedrigere Bodentemperaturen, eine verminderte Austrocknung des Bodens und damit weniger Wasserstreß für die Kulturpflanzen; eine gute Bodenstruktur bringt eine verbesserte Bodenbelüftung mit sich, verringerter Oberflächenabfluß und Bodenabtrag bedeuten gleichzeitig verminderte Nährstoffverluste und besseres Pflanzenwachstum; die Hecken liefern zugleich wertvolles Futter, Mulchmaterial und Brennholz.

4 Ergebnisse von Langzeitmessungen des Bodenabtrags in Butare/Rwanda

Die Untersuchungen zum Bodenschutz in Agroforstsystemen, deren Ergebnisse im folgenden vorgestellt werden sollen, wurden in einem neu angelegten Bestand mit 200 Bäumen pro Hektar (*Grevillea robusta* im Abstand von 5 x 10 Metern) durchgeführt. Oberflächenabfluß und Bodenabtrag von zehn unterschiedlich behandelten, auf einem konvexen, 28% geneigten Hang gelegenen Standardparzellen von 100 m² Größe wurden nach jedem Starkniederschlag gemessen; Proben des Ausgangssubstrats und des erodierten Materials wurden regelmäßig untersucht, Niederschlagsmenge und -intensität kontinuierlich erfaßt.

4.1 Erosivität der Niederschläge

Die Niederschlags- und Abtragsmessungen belegen, daß Bodenerosion am Untersuchungsstandort als mehr oder weniger kontinuierlicher Prozeß abläuft: Die Summe zahlreicher kleiner und mittlerer Erosionsereignisse verursacht im Laufe eines Jahres etwa gleich große Schäden wie einige wenige Starkregen. Der ergiebigste Niederschlag (83 mm, davon 29 mm in 30 Minuten) verursachte in Butare lediglich 8% des während eines fünfjährigen Beobachtungszeitraums gemessenen Gesamtabtrages.

Als Maß für die Erosivität der Niederschläge sei der in beiden Meßstationen in Rwanda hochsignifikant mit dem Bodenabtrag korrelierte R-Faktor der USLE angegeben, der in Butare Werte um 380, in Mugusa Werte um 270 (amerikanisches Einheitensystem) erreicht. Die Erosivität der Niederschläge kann damit als für feuchttropische Verhältnisse recht mäßig bezeichnet werden.¹

4.2 Oberflächenabfluß und Bodenabtrag

Trotz der relativ geringen Erosivität der Niederschläge fließen von der ganzjährig vegetationsfrei gehaltenen Standard-Vergleichsparzelle A, die der Messung des maximalen Bodenabtrages unter den gegebenen Standortbedingungen dient, im Mittel 15 Prozent des Gesamtniederschlages oberflächlich ab, dabei werden 470 Tonnen Oberboden pro Hektar und Jahr abgetragen (vgl. Tabelle 1). Auch auf der kleinbäuerlich-traditionell bewirtschafteten Parzelle B (9% Oberflächenabfluß und 246 Tonnen Bodenabtrag pro Hektar und Jahr unter Maniok) kommt es ohne wirkungsvollen Erosionsschutz zu einer deutlichen Verarmung des obersten Profilabschnittes an Nährstoffen und an organischer Substanz und damit zu einer irreversiblen Degradation der Böden mit deutlichen Auswirkungen auf die Standortproduktivität.

Tabelle 1: Mittlerer jährlicher Bodenabtrag im PASI Butare 1987/88 bis 1991/92

Parzelle / Behandlung	Bodenabtrag [t/ha/a]
Vergleichsparzellen:	
A permanente Schwarzbrache	470
B kleinbäuerlicher Anbau (Maniok)	246
Agroforstparzellen:	
1 <i>Grevillea</i> + Mischkulturen ohne zusätzlichen Erosionsschutz	83
2 <i>Grevillea</i> + <i>Calliandra</i> (Alley-cropping) + kleinbäuerlicher Anbau (Maniok)	10,8
3 <i>Grevillea</i> + <i>Calliandra</i> (auf Mikroterrassen)	7,7
4 <i>Grevillea</i> + <i>Calliandra</i> (auf Mikroterrassen, jedoch Direktsaat)	4,8
5 <i>Grevillea</i> + <i>Leucaena</i> (auf Mikroterrassen)	6,6
6 <i>Grevillea</i> + <i>Setariagrassstreifen</i> (auf Mikroterrassen)	3,4
7 <i>Grevillea</i> + <i>Calliandra</i> (Alley-cropping)	2,1
8 <i>Grevillea</i> + <i>Leucaena</i> (auf Mikroterrassen, zusätzlich "billons")	2,6

¹ In Westafrika erreicht R mehr als das Doppelte, auf Madagaskar mehr als das Vierfache des in Butare gemessenen Wertes.

Alein durch einen Übergang zu Baumintegration, Mischkultur, Gründüngung und Kompostwirtschaft läßt sich die fortschreitende Bodendegradation (83 t Bodenabtrag pro ha und Jahr bei 6,5% Oberflächenabfluß) nicht wirkungsvoll aufhalten: Die bei solch hohen Abtragsraten auftretenden Humus- und Nährstoffverluste schließen eine nachhaltige Verbesserung der Standortproduktivität allein durch Anwendung der genannten Methoden aus.

Erst durch die Integration höhenlinienparalleler Leguminosenhecken (*Leucaena leucocephala* und *Calliandra calothyrsus*) lassen sich Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf ein unter den gegebenen Standortbedingungen tolerierbares Maß begrenzen. Vergleicht man den auf Parzelle 2 gemessenen Bodenabtrag (10,8 t/ha/a bei traditionellem Maniokanbau zwischen Calliandrahecken) mit dem auf der kleinbäuerlich bewirtschafteten Parzelle B (246 t/ha-a), so wird deutlich, daß sich der Bodenabtrag allein durch Leguminosenhecken auf Mikroterrassen auf weniger als fünf Prozent des Ausgangswertes reduzieren läßt.

Eine Kombination von standortgerechter Bewirtschaftungsweise und Hecken ermöglicht es, den Bodenabtrag im günstigsten Fall auf weniger als ein Prozent der Ausgangswerte zu begrenzen. Bei den auf Parzelle 7 und 8 gemessenen Abfluß- und Abtragsraten (2 bis 3 t/ha/a bei weniger als 2% Oberflächenabfluß) bleiben die Verluste an Nährstoffen und organischer Substanz auf ein tolerierbares Maß begrenzt. Die nach wie vor in solchen gut gegen Bodenerosion geschützten Agroforstsystemen auftretenden Nährstoffverluste können bereits durch die von den Bäumen herabfallende Streu kompensiert werden. Die Voraussetzungen für eine nachhaltige Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion sind damit erfüllt.

5 Grenzen biologischer Bodenschutzmaßnahmen

Angesichts der vorliegenden positiven Ergebnisse erscheint es notwendig, auch die Grenzen des beschriebenen Anbausystems aufzuzeigen. Selbstverständlich ist es auch mit Hilfe des Standortgerechten Landbaus nicht möglich, dem System fehlende Nährstoffe - mit Ausnahme des Stickstoffs und des Kohlenstoffs - zurückzugeben. Die in einem neu eingerichteten und in einem bereits seit zehn Jahren bestehenden Agroforstsystem seit 1985 durchgeführten Forschungsarbeiten zeigen, daß selbst ein optimal vor Bodenerosion geschütztes Anbausystem nicht dazu in der Lage ist, die Bodenfruchtbarkeit eines bereits degradierten Standortes wiederherzustellen. Eine solche Melioration kann nur durch zusätzliche externe Inputs in das System gewährleistet werden. Integrierter Bodenschutz in Agroforstsystemen stellt damit eine notwendige, per se aber keineswegs hinreichende Maßnahme zur Verbesserung der Produktivität feuchttropischer Standorte dar.

6 Literatur

- EGGER, K. (1995): Ökologischer Landbau in den Tropen - Ideen, Vorbilder, Strategien. In: EGGER, K. und U. KORUS (Hrsg.): Ökolandbau in den Tropen. Traditionelle und moderne Beispiele aus Ostafrika. Heidelberg (= Alternative Konzepte, Bd. 86), S. 39-75.
- KÖNIG, D. (1992): Erosionsschutz in Agroforstsystemen. Möglichkeiten zur Begrenzung der Bodenerosion in der kleinbäuerlichen Landwirtschaft Rwandas im Rahmen standortgerechter Landnutzungssysteme. Mainz. (= Mainzer Geographische Studien, H. 37).
- KÖNIG, D. (1995): Ökologisch angepaßte Landnutzungsverfahren als Beitrag zur Erhaltung der natürlichen Ressourcen im Ostafrikanischen Hochland. In: Zentralblatt für Geologie und Paläontologie, Teil I, H. 3/4, S. 345-355.
- LAL, R. (1988): Soil Degradation and the Future of Agriculture in Sub-Saharan Africa. In: Journal of Soil and Water Conservation 43, 6, S.444-451.
- ROOSE, E. (1988): Soil and Water Conservation Lessons From Steep-slope Farming in French-speaking Countries of Africa. In: MOLDENHAUER, W.C. und N.W. HUDSON (Hrsg.): Conservation Farming on Steep Lands. Ankeny, S. 129-139.
- TEMPLE, P.H. (1972): Soil and Water Conservation Policies in the Uluguru Mountains, Tanzania. In: Geografiska Annaler 54 A, S.110-123.

Schutz erosionsgefährdeter Böden mit der "Hedgerow Barrier Technology" im monsunal-tropischen Bergland von Sri Lanka

von

Lövenich, M.; Botschek, J.; Skowronek, A.*

1. Problemstellung

Die Tee- und Kaffeeplantagen im Midcountry Sri Lankas (300-900 m NN) wurden seit den sechziger Jahren durch kleinbäuerliche Subsistenzwirtschaft mit Viehhaltung (Milchkühe und Ziegen) ersetzt. Da die Flächenausstattung der Betriebe sehr gering ist (0,2-0,8 ha) und der Bevölkerungsdruck zunimmt, werden auch sehr steile Hänge (> 30 % Neigung) außerhalb der Farmen intensiv beweidet. Dies verursacht Bodenerosion und führt zu einer verstärkten Sedimentation in den Staubecken des Mahaweli-Flusses, der für die Stromerzeugung und die Bewässerungslandwirtschaft Sri Lankas von größter Bedeutung ist (Mohns 1989)

Im Upper Mahaweli Watershed Management Project (UMWP) der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) wird die auf den Philippinen entwickelte Sloping Agricultural Landuse Technology (SALT) zum Bodenschutz im Kandy-District eingesetzt. Neu eingeführt wurden die integrierte Stalltierhaltung ("cut and carry") und die gezielte Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Hauptelement ist die "Hedgerow Barrier Technology", ein biologisches Bodenschutzsystem mit hangparallelen Hecken; dessen bodenkonservierende Wirkung in der vorliegenden Studie diskutiert werden soll.

2. Standortpotentiale und Erosionsgefährdung

Im Untersuchungsgebiet Mahaberiyatenne 20 km südöstlich von Kandy beträgt die durchschnittliche Jahrestemperatur 24,4 °C mit minimalen jahreszeitlichen Schwankungen. Die Verteilung der durchschnittlichen Jahresniederschläge von 1605 mm wird durch die beiden Monsunphasen, den Nordost-Monsun (Dez.-Feb.) und den Südwest-Monsun (Mai-Sept.) geprägt. Die Regenerosivität wurde mit dem empirisch entwickelten

Fournier-Index: $J = \sum_{12} \frac{p^2}{P}$ nach Arnoldus (1980) aus der monatlichen Niederschlagssumme p und

dem Jahresniederschlag P ermittelt. Das Maximum der Erosivität liegt mit 49,7 im Dezember, das entspricht 29 % der Niederschlagserosivität des gesamten Jahres.

Der Modellhang, in 450-500 m NN gelegen, ist zum Victoria-Stausee nach NNE geneigt, hat ein durchschnittliches Gefälle von 33,7 % und eine Länge von 72 m. Daraus ergibt sich ein LS-Faktor (Topographie) von 14.

Der untersuchte Hang ist nach der sri lankanischen Bodenklassifizierung von "Immature Brown Loams" bedeckt, die sich auf saprolitisierten Glimmerschiefern der hochmetamorphen Khondalite-Hochlandserie entwickelten. Am Oberhang sind die Böden stark abgetragen, so daß schon in 25 cm Tiefe das Ausgangsmaterial ansteht, während die Kolluvien am Hangfuß 80 cm mächtig sind. Bei

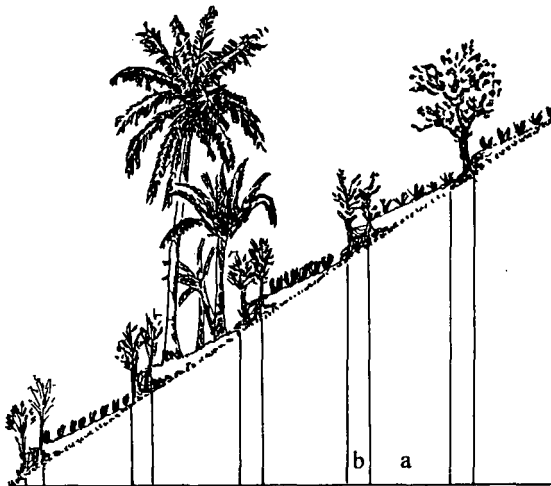
* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

pH(H₂O)-Werten zwischen 6,3 und 7,1, einer durchschnittlichen KAK_{pot} von 19 cmol(+)/kg und einer Basensättigung von 68 % sind die Böden günstige Pflanzenstandorte. Der hohe Sandanteil von durchschnittlich 63 %, ein Humusgehalt von 2-3,2 % und eine Aggregatgröße von 2-10 mm bedingen geringe K-Faktoren (Bodenerodierbarkeit) von 0,19 auf dem Oberhang und 0,15 am Hangfuß. Die heutige Nutzung im Midcountry sind Weide, traditionelle Mischkultur und Plantagenwirtschaft (Kokospalmen, Bananen, Pfeffer). Auf dem Modellhang wird versuchsweise Tabak als "cash crop" für Kleinbetriebe angebaut, der in Monokultur im Regenfeldbau den Boden maximal fünf Monate im Jahr bedeckt (Pflanzenabstand 80 cm). Während einer Phase hoher Regenerosität (Ende November) werden die Anbauflächen für die Tabakpflanzung brachgelegt und somit der Bodenerosion ausgesetzt.

Die Erosionsgefährdung des Modellhanges wird also wesentlich durch Niederschlag, Topographie und Bewirtschaftung bestimmt, während die Bodenerodibilität einen geringen Anteil hat.

3. Die "Hedgerow Barrier Technology"

Die "Hedgerow Barrier Technology" ist ein Agroforstsystem zur Erosionskontrolle mit biologischen Barrierestreifen. Im Abstand von 6-7 m werden hangparallel doppelreihige Hecken angelegt, deren Bodenschutzwirkung gegenüber der Biomasseproduktion im Vordergrund steht (Kiepe 1995). Die Hecken, meist N-fixierende Büsche und/oder Bäume, bieten Mulchmaterial, Viehfutter und Brennholz durch regelmäßigen Schnitt und wirken abschirmend gegen Regentropfenerosion und intensive Sonneneinstrahlung. Die Anlage von Grasstreifen direkt unterhalb sowie das Aufhäufen von Steinen und Schnittgut inner- und oberhalb der Hecken soll ihre Barrierewirkung verbessern. Zwischen den Hecken wird das Gefälle durch erosive Bodenumlagerung allmählich verringert, so daß sich "Progressiv"- oder "Metaterrassen" (König 1992) ausbilden. Ihre Nutzung sollte durch den Anbau saisonaler und permanenter Feldfrüchte in Mischkultur erfolgen.



a = Abstand der hangparallelen Hecken, ideal sind 6-7 m

b = Breite der doppelreihigen Hecken inklusive Grasstreifen, 1 m

Abb. 1: Die "Hedgerow Barrier Technology" im Anbausystem (Schema nach Decurtins 1994)

Auf dem Modellhang wird das oben beschriebene Anbausystem seit drei Jahren in vereinfachter Form praktiziert. So unterbleiben z.B. die Maßnahmen zur Verbesserung der Barrierefunktion der Hecken. Ihre Schutzwirkung gegen Regen und Sonne ist nur gering, weil sie zu stark auf den Stock gesetzt werden. Dadurch ist auf Dauer sogar ein Absterben der Hecke zu befürchten. Das Schnittgut wird nahezu ausschließlich verfüttert, das empfohlene Mulchen wird nicht durchgeführt. Statt der Mischkultur wird nur eine saisonale Frucht, der Tabak, angebaut.

Der Flächenverbrauch der "Hedgerow Barrier Technology" ist hoch (15 %), es gibt auch große Vorbehalte wegen der Nährstoffkonkurrenz der Hecken mit den Marktfrüchten. Darüber hinaus fällt für den Farmer erhebliche Mehrarbeit ohne direkten ökonomischen Nutzen an, weshalb diese Bodenschutzmaßnahme nur wenig Unterstützung findet.

4. Erste Ergebnisse zur Effektivität der Schutzmaßnahmen

Nach Wolff & Zöbisch (1990) ist in den Tropen die Terrassierung von Hängen ab einer Neigung von 3,5 % Voraussetzung für ihre ressourcenschonende ackerbauliche Nutzung. Mit der "Hedgerow Barrier Technology" wurde die Terrassierung des Modellhangs induziert und somit die erosionswirksame Hanglänge von 72 auf 6-7 m verkürzt. Das durchschnittliche Gefälle von 33,7 % verringerte sich am Oberhang (Terrasse I) auf 31,5 %, am Hangfuß (Terrasse V) auf 27,6 %. Der LS-Faktor konnte so von 14 auf 3,6 reduziert werden.

Innerhalb von fünf Terrassen des Modellhangs wurden je fünf Oberbodenproben entnommen und u.a. auf Humus- und Phosphorgehalte untersucht (vgl. Turkelboom 1993). Die Anreicherung von Phosphor (P_{BRAY}) und Humus oberhalb der Hecken ist ein deutliches Indiz für die gewünschten Bodenumlagerungen (s. Abb. 2). Gleichzeitig werden die Barrierewirkung der Hecken und die beginnende Terrassenbildung aufgezeigt. Die extremen Schwankungen der o.g. Bodenparameter in Terrasse IV sind vermutlich auf Dungausbildung zurückzuführen.

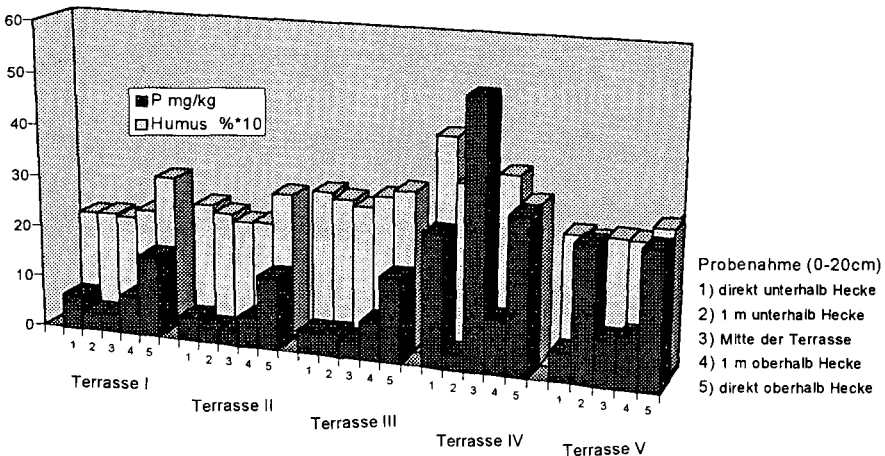


Abb. 2: Verteilung von Phosphat und Humus auf den Terrassen

Wie sich die hohe aktuelle Erosionsdynamik fortsetzt, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Die Nachhaltigkeit des Bodenschutzes erscheint jedoch gefährdet, da der erosionsfördernde Tabakanbau das Leistungsvermögen der "Hedgerow Barrier Technology" möglicherweise überfordern wird.

5. Empfehlungen

Der Anbau von "saisonal rainfed crops" (z.B. Tabak) sollte nur in Verbindung mit ausreichender Bodenbedeckung in Form von Mulch, Gründüngung oder Untersaat praktiziert werden. Da Futter Minimumfaktor im Betriebssystem ist, sollten zur Futterproduktion geeignete Untersaaten angebaut werden. Dadurch wird auch einer Übernutzung der Hecken entgegengewirkt. Allerdings ist die Konkurrenzwirkung der Untersaaten gegenüber der Hauptfrucht zu berücksichtigen.

6. Danksagung

Wir danken Herrn Dipl.-Forstw. Bernhard Mohns und seinen Mitarbeitern, GTZ in Kandy, sowie dem Mid-Country Livestock Development Center für die großzügige Hilfe bei den Geländearbeiten. Herr Dr. A.N. Jayakody, Department of Soil Science, University of Peradeniya, stand freundlicherweise mit fachlichem Rat zur Seite.

Literatur

- Arnoldus, H.M.J. (1980): An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. - In: De Boodt, M. & D. Gabriels (Hrsg.): Assessment of Erosion. - Chichester, S. 127-132.
- Decurtins, S. (1994): Watershed-management in the Upper Mahaweli Catchment. - Upper Mahaweli Watershed Management Project, Kandy, Sri Lanka, o.S.
- Kiepe, P. (1995): No runoff, no soil loss: soil and water conservation in hedgerow barrier systems. - Ph.D. Thesis, Agric. Univ. Wageningen, 156 S.
- König, D. (1992): Erosionsschutz in Agroforstsystemen - Möglichkeiten zur Begrenzung der Bodenerosion in der kleinbäuerlichen Landwirtschaft Rwandas im Rahmen standortgerechter Landnutzungssysteme. - Mainzer Geogr. Stud. 37: 212 S.
- Mohns, B. (1989): Landnutzungskartierung als Planungsgrundlage für nachhaltige Bodennutzung und Ressourcenschutz in den Einzugsgebieten des oberen Mahaweli Ganga in Sri Lanka. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30: 275-283.
- Turkelboom, F. (1993): Alley cropping on steep slopes: soil fertility gradients and sustainability. - Soil Fertility Conservation Research Report, Chiang Mai, Thailand, S. 103-118.
- Wolff, P. & M.A. Zöbisch (1990): Ackerbau und Bodenschutz in den Tropen - Ein unvermeidbarer Gegensatz? - Giessener Beitr. z. Entwicklungsforsch. 18 (Reihe I): 23-37.

Konzept zur Bekämpfung der Wassererosion durch Selbsthilfe in der Region Sahel/ Burkina Faso

von

Lüdemann, F.

Das vorgestellte Konzept zur Bekämpfung der Wassererosion in der Region Sahel/ Burkina Faso entstand aus der Mitarbeit des Autors im Projet Agro Ecologie (DED/ GTZ) in Dori von 1988 bis 1991, es schlägt Techniken vor, die den Möglichkeiten bäuerlicher Selbsthilfe angepaßt sind.

1. Zusammenfassung

Die Voraussetzungen für eine Intensivierung der ackerbaulichen Produktion und den notwendigen grundsätzlichen Strukturwandel werden durch fachgerechte und angepaßte Erosionsschutzmaßnahmen geschaffen.

Maßnahmen, die sowohl Wassererosion verhindern als auch die Bodenfruchtbarkeit steigern und auf den trockenen Standorten die Wasserversorgung verbessern, sind besonders erfolgreich. Herausragend ist die Akzeptanz des Flächenschutzes und Grabenverbaus durch Einfachbauwerke aus Lateritgestein, das vor Ort gewonnen wird.

Zur Berücksichtigung der Wassereinzugsgebiete wurden die Anbauflächen in trockene und feuchte Standorte unterschieden und bei Maßnahmen zur Stabilisierung von Erosionsrinnen die Querschnittsgrößen herangezogen.

2. Erosionsprobleme

Wassererosion ist Teil und Resultat des anhaltenden Desertifikationsprozesses und hat den Hauptanteil an irreversibler Bodendegradation in der Region. Das Erosionsrisiko ist vor allem durch die hohe Erosivität des Niederschlags bedingt und weniger durch die Anfälligkeit der Böden. (R-Faktor 800-1000 N/h gegenüber 50-120 N/h in Bayern). [Nill, Schwertmann, DBG, 66 II, 1165-1168, 1991]

Für die Kulturlächen ist Grabenerosion längerfristig noch schädlicher als der allmähliche Bodenabtrag durch Flächenerosion!

3 Ressourcenmanagement durch Selbsthilfe

Ziel des Ressourcenmanagements ist die Sicherung der Lebensgrundlagen durch angepaßte Nutzungsformen (Stichwort Landnutzungsplanung). Die Erfahrungen im Ressourcenmanagement zeigen, daß nur die aktive Beteiligung und Übernahme von

Verantwortung seitens der lokalen Bevölkerung eine tragfähige Basis für breitenwirksame und nachhaltige Innovationen ist.

Die **Schlüsselrolle** des Erosionsschutzes in fast allen bekannten Vorhaben des Ressourcenschutzes begründet sich wie folgt:

□ *Das zentrale Problem des sahelischen Ackerbaus ist ein hohes Ertragsrisiko aufgrund der extremen Variabilität der Niederschläge.* Fachgerechter Erosionsschutz erhöht spürbar die Ertragssicherheit.

□ *Die Innovationskapazität der autochthonen Bevölkerung war mit einer Anpassung an die rapide Bodendegradation überfordert. Folgen sind der Verlust traditioneller Ackerbauflächen und ein stärkerer Landdruck.* Die Erosionsschutztechniken fördern die vorhandene Innovationsbereitschaft durch Anpassung und Verbesserung der traditionellen Techniken, sie können die Degradation aufhalten und sogar verlorengegangene Flächen für die Nutzung zurückgewinnen.

□ *Die bäuerliche Bevölkerung nimmt die Lebenszusammenhänge und Veränderungen häufig als gottgegeben hin. Gegenüber Projekten und staatlichen Institutionen nimmt sie eine passive und abwartende Haltung ein.* Während die Bauern durch praktischen Erosionsschutz lernen, den Erhalt und Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen in die eigenen Hände zu nehmen, gewinnen sie wieder Vertrauen in die Zusammenarbeit mit der beratenden Organisation.

4. Techniken

Allgemeine Anforderungen an die Techniken:

□ **Direkter Nutzen:** Wichtigster Indikator für die Wirksamkeit kulturtechnischer Maßnahmen ist für die Bauern eine meßbare Ertragssteigerung

□ **Schutz der kultivierten Flächen:** Aufgrund der enormen Größe der Wassereinzugsgebiete und wegen der begrenzten Mittel haben Maßnahmen auf den Anbauflächen zum Schutze des Bodens und zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit Vorrang.

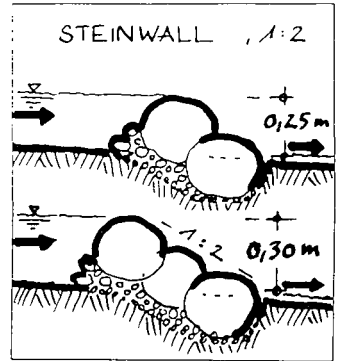
□ **Verbesserung der Bodenwasserversorgung** auf schlecht versorgten, "trockenen" Standorten. Die Versickerung wird sowohl durch das Aufstauen als auch durch die Verlangsamung und Verteilung des Abflusses verbessert.

□ Minimierung von **Risiko und Unterhaltungsaufwand** durch Vermeiden einer Konzentration des Abflusses und eines zu hohen Aufstaus. Ein Schaden muß leicht zu beheben und auch der größtmögliche Schaden reparabel sein.

Flächenschutz:

Der Schlüssel zu fast allen Techniken ist die Höhenlinie, die im Terrain mit der Schlauchwaage eingemessen wird. Flächenschutz wird erreicht durch **kleine Einzelbauwerke von homogener Bauweise** mit den Vorteilen geringer Schadensanfälligkeit (Wasserdruck) sowie einfacher Reparatur und Instandhaltung und leichter Erlernbarkeit und Beherrschbarkeit. Während mit geringem Aufwand eine große Fläche geschützt werden kann sind die Bauwerke weitgehend der Geomorphologie angepaßt!

Einfache **Steinwälle** ermöglichen die Wiederaufnahme des Anbaus auf Böden, die wegen Trockenheit aufgegebenen waren. In Kombination mit dem Flächenschutz durch kleine Steinwälle ermöglicht der **Grabenverbau** eine Beherrschung des Wasserabflusses. Er läßt sich so steuern, daß eine optimale Wasserversorgung der Felder erreicht werden kann. Beim Grabenverbau werden Erosionsgräben und -rinnen durch eine Folge einzelner **Überläufe** und **Sohlschwellen** stabilisiert.

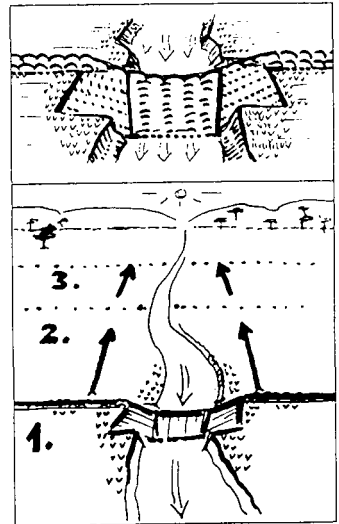


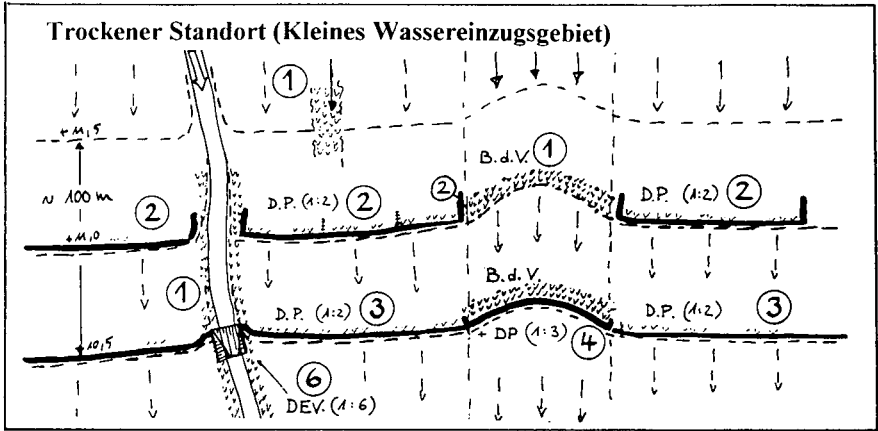
Die **Erdbauten**, Erdwälle (Diguettes en terre) und Halbmonde (Demi-lunes), sind nicht überströmbar und nur bei kleinen Wassereinzugsgebieten mit geringen Abflüssen und einem hohen Ton- und Kiesanteil im Boden einsetzbar.

Biologische Maßnahmen nutzen die Wirkungen der Pflanzen sowie toter, trockener Pflanzenteile. Sie passen sich an verschiedene Bedingungen an und sind mit allen anderen Techniken kombinierbar, die Akzeptanz für feldübergreifende Maßnahmen ist jedoch gering.

5. Gesamtkonzept

Sobald **Erosionsgräben** zu verbauen sind, ist eine Verbindung der Einzelmaßnahmen notwendig, die an die Abflußverhältnisse und das Erosionsgeschehen der jeweiligen **Wassereinzugsgebiete** geknüpft ist. Um zusätzliche Risiken auf den Feldern zu vermeiden, sind immer zuerst die an den Wasserlauf angrenzenden Flächen zu schützen. Mit Bauwerken zur Sohlsicherung wird talwärts bei stabilen Abmessungen des Gerinnes begonnen. Eine Folge von Einzelbauwerken wird kaskadenartig vom Tal aus hangwärts angelegt. Die Hauptkulturen Kolbenhirse und Rispenhirse dienen als Indikatoren zur Unterscheidung trockener und feuchter Standorte.

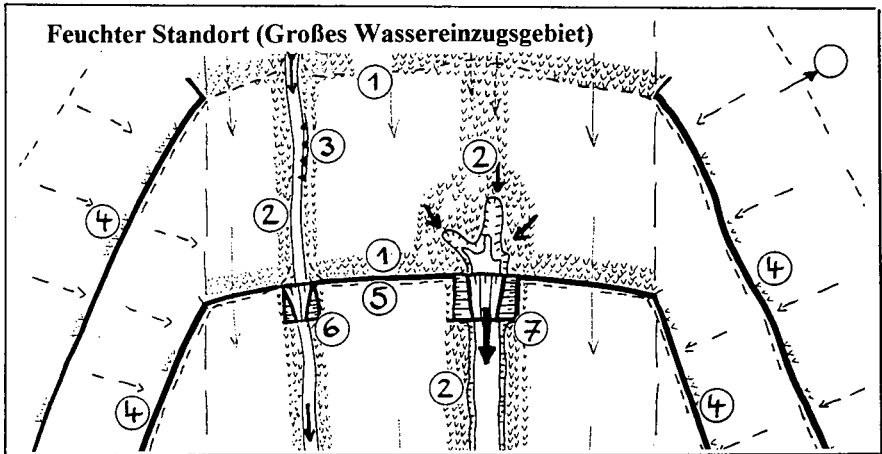




Kurzfristig: [1,2,3] einfache Maßnahmen zur Stabilisierung der Wasserläufe und zum Schutz der Flächen (Pralluferschutz, Uferschutzstreifen, Keine Steinwälle).

Mittelfristig: [4,5,6] Stabilisierung der Erosionsgräben; Grabenverbau kombiniert mit Steinwällen durch eine Folge von Sohlschwellen/ Überläufen.

Langfristig: Maßnahmen oberhalb des Grabens zur Verminderung der Zuflüsse (Unterschutzstellung der Vegetation, Einzelbaumschutz mit Halbmonden etc.).



Kurzfristig: [1,2,3] Schutz der bedrohten Kulturfläche oberhalb des Graben/Rinnen-kopfes und entlang der Wasserläufe und Rinnen.

Mittelfristig: [4,5,6] Behandlung von Feldern und G.äben im Wassereinzugsgebiet oberhalb, sowie Verstärkung vorhandener Vegetationsbänder durch Steinwälle und Verbau von G.äben.

Langfristig: [7] Verbau von Rinnen (Tiefe < 1,0-2,0 m), Regeneration der natürlichen Weide- und Baumvegetation auf nichtkultivierten Standorten im oberen Einzugsgebiet.

Literatur: LÜDEMANN, F.: Ressourcensicherung im Sahel, Erosionsschutz durch Selbsthilfe, Bekämpfung der Wassererosion in Burkina Faso. Margraf-Verlag/ DED, Weikersheim 1995

Numerische Simulation des Oberflächenabflusses und der Versickerung von Wasser auf einem komplexen Relief

von

Paul, G.; Hergarten, S. Neugebauer, H.J.*

Der Oberflächenabfluß von Wasser spielt eine dominante Rolle bei flächenhafter Bodenerosion, wenn Starkniederschläge vorliegen. Wir beschäftigen uns mit dem Oberflächenabfluß und der Versickerung von Wasser auf einem beliebigen Relief. Zur Beschreibung des Oberflächenabflusses verwenden wir die Manningformel, die ursprünglich aus dem Kanalbau stammt. Sie beschreibt die mittlere Geschwindigkeit des Wassers in einem Kanal in Abhängigkeit von seinem Gefälle und der Wassertiefe. Wir modifizieren und erweitern diese Formel auf geeignete Weise. In Verbindung mit der Massenerhaltung erhält man schließlich eine Differentialgleichung, die numerisch gelöst werden kann.

Zur Beschreibung der Versickerung greifen wir auf die Richardsgleichung zurück. Diese Gleichung beschreibt den Wasserfluß in einem ungesättigten oder gesättigten Bodenkörper und stellt damit eine Verallgemeinerung des Darcygesetzes dar. Auch diese Differentialgleichung läßt sich ohne großen Aufwand numerisch lösen, und wir erhalten auf diese Weise die Versickerungsraten für das Wasser auf der Reliefoberfläche.

Um ein praktisches Anwendungsbeispiel zu bringen, bewässern wir in unserem Modell ein Relief und berechnen die Entwicklung des Oberflächenabflusses und der Versickerung.

Das Oberflächenabflußmodell

Unser Abflußmodell basiert auf der Manningformel (Schmidt 1991). Diese Formel stammt aus dem Kanalbau und ist rein empirisch. Sie beschreibt die mittlere Fließgeschwindigkeit v des Wassers in einem beliebig begrenzten Kanal:

$$v = \frac{1}{n} r^{\frac{2}{3}} \Delta^{\frac{1}{2}} \quad (1)$$

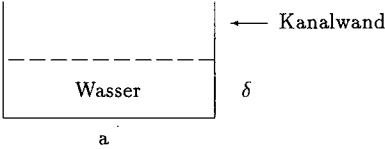
mit:

- Δ = Kanalgefälle
- r = hydraulischer Radius
- n = Rauigkeitsbeiwert

Der hydraulische Radius ist gleich dem Quotienten aus der Querschnittsfläche A des Wassers im Kanal und dem benetzten Umfang U :

$$r = \frac{A}{U} \quad (2)$$

In dem folgenden Beispiel ist der hydraulische Radius r gegeben durch:

$$r = \frac{\delta a}{2\delta + a}$$


Wir verwenden in unserem Modell die Manningformel in folgender erweiterter und modifizierter Form:

$$\vec{v} = -\frac{1}{n} \left(\frac{\delta}{\sqrt{1 + |\vec{\nabla}H|^2}} \right)^{\frac{2}{3}} \frac{\vec{\nabla}(H + \delta)}{|\vec{\nabla}(H + \delta)|^{\frac{1}{2}}} \quad (3)$$

mit:

- \vec{v} = mittlerer Geschwindigkeitsvektor des Wassers
- δ = mittlere Wasserschichtdicke
- H = Reliefhöhe

Die Massenbilanz liefert schließlich eine Differentialgleichung für die (senkrechte) Wasserschichtdicke δ :

$$\frac{\partial \delta}{\partial t} + \text{div}(\delta \vec{v}) = R - V \quad (4)$$

mit:

- \vec{v} = mittlerer Geschwindigkeitsvektor aus (3)
- R = Niederschlagsrate
- V = Versickerungsrate

Diese Differentialgleichung läßt sich mit Hilfe eines Operatorsplittings (Stoer und Bulirsch 1990) lösen.

Das Versickerungsmodell

Wir betrachten die Versickerung als eindimensionalen Prozeß und vernachlässigen somit alle lateralen Ströme. In diesem Fall reduziert sich die Richardsgleichung auf:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\eta S(p)) - \frac{\partial}{\partial x_3} \left(K(p) \frac{\partial}{\partial x_3} (p + x_3) \right) = 0 \quad (5)$$

mit:

- η = Porosität
- S = Sättigung
- p = normierter Druck
- K = hydraulische Leitfähigkeit

Wir setzen den Luftdruck willkürlich auf Null. Im Falle $p \geq 0$ ist der Boden vollständig gesättigt ($S = 1$) und die hydraulische Leitfähigkeit ist maximal ($K = K_{max}$); wenn p negativ wird, fallen S und K ab (Van Genuchten 1980). Gleichung (5) kann mit Hilfe eines modifizierten Newtonverfahrens (Stoer und Bulirsch 1990) gelöst werden.

Kopplung von Oberflächenabfluß und Versickerung

Um einen Zeitschritt Δt auszuführen, berechnen wir zunächst die Versickerungsrate V . Dabei benutzen wir die Wasserschichtdicke δ^0 zu Beginn des Zeitschritts als obere Randbedingung: Im Falle $\delta^0 > 0$ setzen wir den Druck an der Erdoberfläche gleich δ^0 . Im Falle $\delta^0 = 0$ wird der Versickerungsstrom als Randbedingung gleich Null gesetzt.

Unter Berücksichtigung dieser berechneten Versickerungsrate kann dann die Wasserschichtdicke δ am Ende des Zeitschritts bestimmt werden.

Anwendungsbeispiel

Wir betrachten als Anwendungsbeispiel einen Hang aus einem Erosionsmodell (Hergarten und Neugebauer 1996) und setzen einen lehmigen Bodenkörper voraus. Zur Darstellung des Hanges verwenden wir ein Gitter aus rund 12000 Zellen. Die Abbildungen 1 – 3 zeigen einen vergrößerten Ausschnitt dieses Gitters. In Abb.4 ist das gesamte Gitter dargestellt. Die Zellgröße liegt zwischen 4 cm^2 und 64 cm^2 . Insgesamt wird eine Fläche von etwa 6 m^2 überdeckt. Wir setzen zu Beginn des Niederschlags die Wasserschichtdicke δ überall gleich Null und gehen von einem Druck p im Bodenkörper aus, der vom Grundwasserspiegel ($p = 0$) aufwärts linear abnimmt. Der Grundwasserspiegel befindet sich in etwa 4 m Tiefe. Am Fuße des Hanges kann das Wasser über den Reliefrand hinaus in einen Vorfluter wie z.B. einen Bach abfließen. In den Abbildungen unten verwenden wir für die Gitterzellen acht Grautöne zur Unterscheidung verschiedener Wasserschichtdicken δ . In Abb.4 inkrementieren wir die verschiedenen Sättigungen im Boden ebenfalls mit acht Grautönen. Je mehr Wasser vorhanden ist, desto dunkler wird der Grauton gewählt.

Zur Zeit $T = 0 \text{ sec}$ (s.Abb.1) setzt der Niederschlag mit einer Intensität von $36 \frac{\text{cm}}{\text{h}}$ ein. Nach bereits 4 sec (s.Abb.2) erkennt man, wie der Oberflächenabfluß entlang der Hangrillen beginnt. Nach 1000 sec (s.Abb.3) hat sich der Oberflächenabfluß weiter verstärkt. Die in den Boden eindringende Sättigungsfront ist nach 52000 sec (s.Abb.4) deutlich erkennbar.

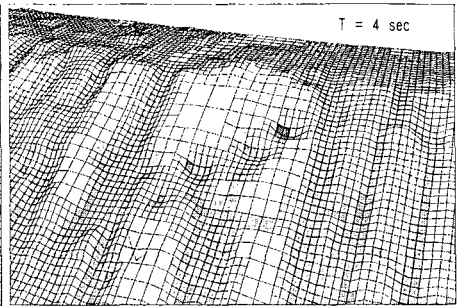
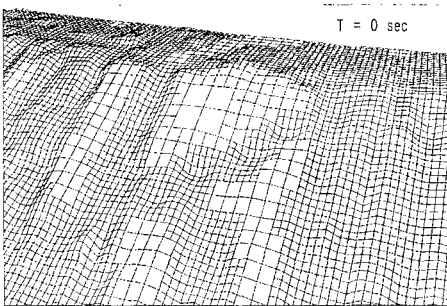


Abbildung 1

Abbildung 2

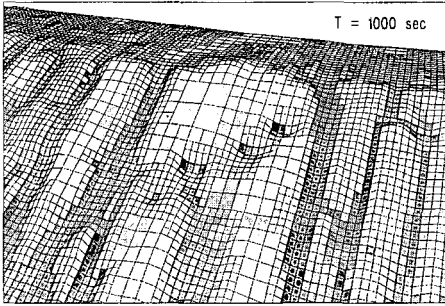


Abbildung 3

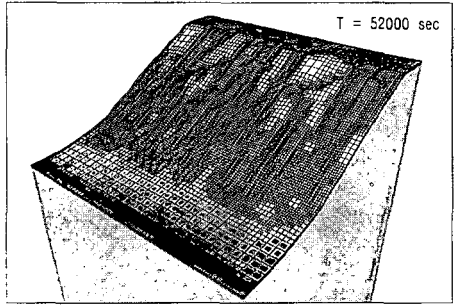


Abbildung 4

Dieses Anwendungsbeispiel zeigt, daß sich unsere Modelle für den Oberflächenabfluß und die Versickerung auch auf komplexe Reliefformen wie z.B. einem Hang nach einer Bodenerosion problemlos anwenden lassen. Der modellierte Oberflächenabfluß und die Versickerung verhalten sich so, wie man es anschaulich erwartet.

Für die Zukunft ist eine Erweiterung der bestehenden Modelle geplant: Man könnte den Prozeß der Bodenerosion modellieren, indem man unser bestehendes Modell für den Oberflächenabfluß an eine Ansatz für den Prozeß der Bodenerosion koppelt. Das Relief kann dann weiterhin beliebig vorgegeben werden, ist aber im Gegensatz zu unserem bisherigen Modell zeitlich veränderlich: Die Reliefpartikel können durch Niederschlag, Wind, aber vor allem durch den Oberflächenabfluß abgelöst und transportiert werden.

Literatur

- Hergarten, S.; Neugebauer, H.J. (1996): A Physical Statistical Approach on Erosion. *Geologische Rundschau*, 1, 1996.
- Schmidt, J. (1991): Anwendung eines theoretischen Modells zur Langfristsimulation von Erosions- und Akkumulationsprozessen an Hängen. *Freiburger Geogr. Hefte*, 33:145-165, 1991.
- Stoer; Bulirsch (1990): *Numerische Mathematik 2*. Springer, 3. Ausgabe, 1990.
- Van Genuchten, M.Th. (1980): A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 1980.

EDV-gestützte Ableitung der potentiellen Erosionsanfälligkeit von Böden aus nordrhein-westfälischen Bodenkarten im Maßstab 1 : 5 000

von

Plumhoff, J.; Botschek, J.; Skowronek, A., Reichel, K.*

1. Einleitung

Großmaßstäbige Bodenkarten sind eine wesentliche Datenquelle für detaillierte Bodenschutzplanungen. In Nordrhein-Westfalen liegen mit der Bodenkarte 1:5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung (BK5 Bo), der Bodenkarte 1:5 000 zur landwirtschaftlichen Standorterkundung (BK5 Lw) und der Bodenkarte 1:5 000 zur forstlichen Standorterkundung (BK5 Fo) drei großmaßstäbige Kartenwerke vor, von denen vor allem die BK5 Bo und BK5 Lw zur Abschätzung der potentiellen Erosionsanfälligkeit von Böden genutzt werden können. Nach Angaben des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen (Stand 03/96) sind von diesen beiden Kartenwerken bislang ca. 85% (BK5 Bo) bzw. 70% (BK5 Lw) gedruckt.

Am Beispiel des landwirtschaftlichen Versuchsgutes Frankenforst bei Bonn werden diese beiden Datenträger mit Hilfe des Geographischen Informationssystems (GIS) ARC/INFO und des Programmes TIN-EROSION zur Abschätzung der Erosionsanfälligkeit der Böden ausgewertet und die Ergebnisse miteinander verglichen.

2. EDV-gestützte Auswertung der erosionsrelevanten Karteninhalte

Die beiden Bodenkarten unterscheiden sich sehr stark in Aufbau und Inhalt sowie in den Ableitungsmöglichkeiten der Bodenerodierbarkeit (K-Faktor).

Das Kartenbild der BK5 Bo zeigt die Topographie, die Grenzen der Schätzungsflächen, die Klassenzeichen und Werte zahlen der Böden sowie die Profilnummern der Durchschnittsprofile. Diese sind am unteren Kartenrand eingezeichnet. Den rechten Rand des Kartenblattes nimmt die Legende der Bodenschätzung ein (vgl. Schraps 1992).

Die Bodenerodierbarkeit kann sowohl aus dem Klassenbeschrieb als auch aus den Durchschnittsprofilen der BK5 Bo abgeleitet werden. Die Klassenbeschriebe wertet man nach dem Verfahren von Auerswald & Schmidt (1986) aus. In die K-Faktoren gehen für Ackerflächen die Bodenart, die Entstehungsart und untergeordnet die Zustandsstufe, für Grünlandflächen nur die Bodenart und die Zustandsstufe ein.

Mit Hilfe des Schlüssels nach Fleischmann et al. (1979) ist die Ableitung der Bodenerodierbarkeit aus den Durchschnittsprofilen der BK5 Bo möglich. Dabei werden die Signa des obersten Horizontes unter Berücksichtigung der Entstehungsart in heutige Bodenartenbezeichnungen übersetzt. Den

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

Bodenarten werden nach der Verknüpfungsregel 54 (VKR 54) der Methodenbank des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen (GLA Nordrhein-Westfalen 1992) die entsprechenden K-Faktoren zugewiesen. Diese Werte werden zusammen mit den K-Faktoren für den Humusgehalt (VKR 55) und für den Steingehalt (VKR 58) zum K-Faktor für die Bodeneinheit multipliziert (VKR 59):

$$\text{K-Faktor} = K_{\text{(Bodenart)}} \times K_{\text{(Humusgehalt)}} \times K_{\text{(Steingehalt)}}$$

Die BK5 Lw wurde als Planungsgrundlage für die Flurbereinigung und für die Landwirtschaft konzipiert, sie besteht aus Kartenblatt, Legendenblatt und Erläuterungsbericht. Die Karte stellt Bodentypen dar und enthält darüber hinaus Angaben zur Bodenartenschichtung, zu den Wasserverhältnissen und zur Nutzungseignung (vgl. Colin 1965, Herberhold 1972). Die K-Faktoren können wiederum mit dem oben beschriebenen Verfahren nach GLA Nordrhein-Westfalen (1992) ermittelt werden.

Die aus der BK5 Bo und der BK5 Lw abgeleiteten K-Faktoren werden mit dem GIS ARC/INFO digitalisiert und als K-Faktorenkarten für das Programm TIN-EROSION bereitgestellt. Das Programm basiert auf der Kombination der räumlich differenzierenden Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (dABAG) nach Auerswald et al. (1988) und einem Digitalen Geländemodell (DGM) in Form eines Triangulierten Irregulären Netzwerkes (TIN). Durch die automatisierte Verschneidung der K-Faktorenkarte mit dem standortspezifischen R-Faktor (vgl. Sauerborn 1994) und dem DGM des Versuchsgutes erstellt das Programm die in der Abbildung ausschnittsweise dargestellten Gefährdungskarten. Sie zeigen innerhalb der Schläge räumlich differenziert die potentielle Erosionsanfälligkeit der Böden in Tonnen je ha und Jahr. Die Erosionsfaktoren C (Bedeckung und Bearbeitung) und P (Schutzmaßnahmen) wurden bei der Berechnung nicht berücksichtigt und jeweils gleich 1 gesetzt.

3. Gegenüberstellung der abgeleiteten Gefährdungskarten

Die potentielle Erosionsanfälligkeit innerhalb der Schläge wird auf den Gefährdungskarten z.T. sehr unterschiedlich eingeschätzt. Dies ist vor allem auf die Bodenartendifferenzierungen (Tabelle), aber auch auf die Methodik zur Ableitung der K-Faktoren zurückzuführen (s.o.).

Tabelle: Vergleich der erosionsrelevanten Karteninhalte

Inhalte	BK5 Bo		BK5 Lw
	Klassenzeichen	Durchschnittsprofile	
Bodenart	Acker: 8 Bodenarten Grünland: 4 Bodenarten	17 Bodenarten durch Übersetzung der Signaturen	43 Bodenarten
Humusgehalt	keine Angaben	Quantitativ in ob. Horizont	Quantitativ in ob. Horizont
Steingehalt	keine quantitativen Angaben	Quantitativ in ob. Horizont	Quantitativ in ob. Horizont

Der Klassenbeschrieb der BK5 Bo ermöglicht lediglich eine relativ grobe Einschätzung der potentiellen Erosionsanfälligkeit, dies gilt besonders für die Grünlandflächen. Die Auswertung der Durchschnittsprofile der BK5 Bo ergibt demgegenüber eine wesentlich feinere Abstufung. Diese wird von

der BK5 Lw noch übertroffen, die ein breiteres Bodenartenspektrum, Angaben zur obersten Bodenartenschicht und genauere Informationen zu Humus- und Steingehalt bietet.

Daher erscheint die BK5 Lw für eine großmaßstäbige Abschätzung der Erosionsanfälligkeit von Böden in Nordrhein-Westfalen besser geeignet als die BK5 Bo. Aufgrund ihres Aufbaues und Informationsgehaltes stellt die BK5 Lw auch für andere Fragen des Boden-, Wasser- und Naturschutzes eine wichtige Datengrundlage dar (vgl. Weiß & Schaloske 1992).

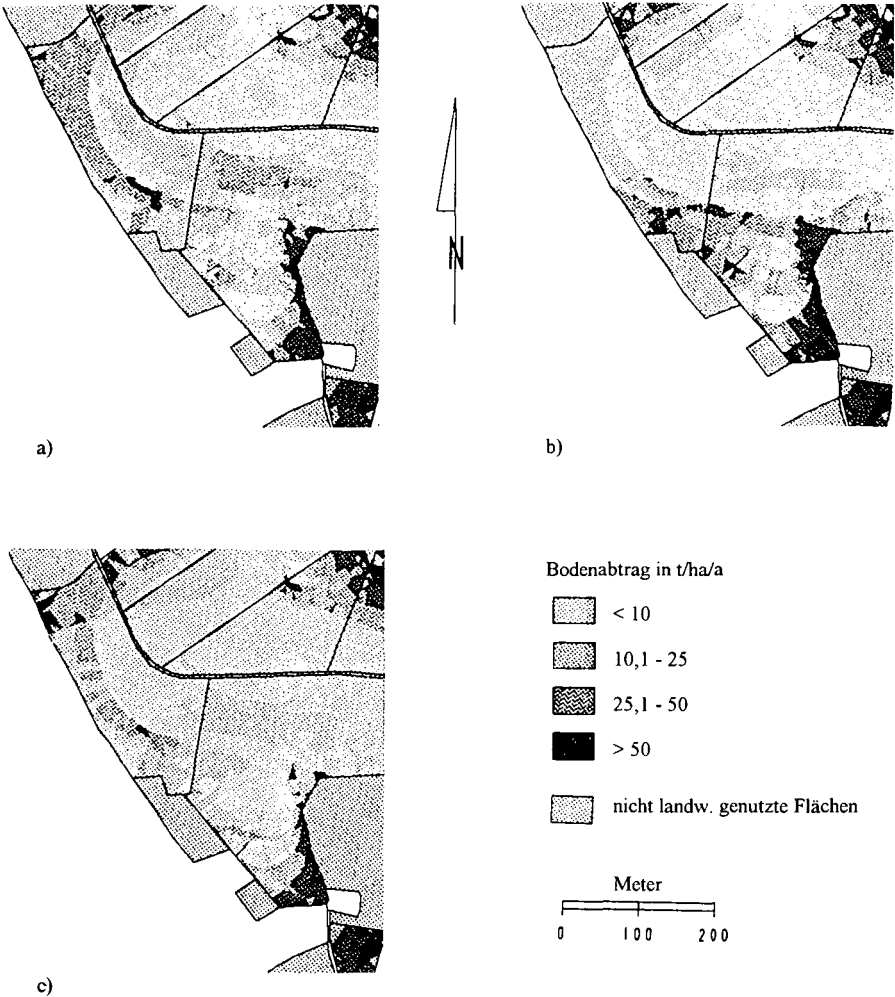


Abbildung: Ausschnitte aus den Karten zur potentiellen Erosionsanfälligkeit der Böden von Gut Frankenforst: a) K-Faktor nach den Klassenbeschrieben der BK5 Bo; b) K-Faktor nach den übersetzten Durchschnittsprofilen der BK5 Bo; c) K-Faktor nach der BK5 Lw

4. Danksagung

Die Untersuchung erfolgte im Forschungsvorhaben "Erosive Bodenumlagerungen und Bodenausträge lößbedeckter Wassereinzugsgebiete in Nordrhein-Westfalen - ein Beitrag zur ökosystemorientierten Bodenerosionsforschung", das vom Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen im Rahmen des "Programms für eine umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" gefördert wird. Wir danken auch für die freundliche Unterstützung der Fa. ESRI, namentlich Herrn Dr. Werner Flacke, und dem Bundesamt für Naturschutz.

Literatur

- Auerswald, K., W. Flacke & L. Neufang (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151: 369-373.
- Auerswald, K. & F. Schmidt (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. - GLA-Fachberichte 1: 74 S.
- Colin, H. (1965): Grundlagen, Möglichkeiten und Ziele einer Bodenkartierung als Beitrag zur landwirtschaftlichen Standorterkundung - Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 6: 21-35.
- Fleischmann, R., E. Hacker & K.-H. Oelkers (1979): Vorschlag zu einem Übersetzungsschlüssel für die automatische bodenkundliche Auswertung der Bodenschätzung. - Geol. Jb. F 6: 3-28.
- GLA Nordrhein-Westfalen (1992): Methodenbank des GLA. - Unveröff. Manuskript, o.S.
- Herberhold, R. (1972): Stand der bodenkundlichen Kartierung zur landwirtschaftlichen Standorterkundung in Nordrhein-Westfalen. - Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. 21: 271-278.
- Sauerborn, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. - Bonner Bodenkundl. Abh. 13: 189 S.
- Schraps, W.G. (1992): Die Bodenkarte im Maßstab 1:5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung in Nordrhein-Westfalen. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 67: 261-264.
- Weiß, E. & M. Schaloske (1992): Möglichkeiten und Grenzen der bodenkundlichen Kartierung zur landwirtschaftlichen und forstlichen Standorterkundung des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen im Hinblick auf die Anforderungen des Umweltschutzes (Bodenschutz, Wasserschutz, Naturschutz, Landschaftsplanung) und der Land- und Forstwirtschaft. - Beiträge zu Städtebau und Bodenordnung 11: 106 S.

Oberflächenabfluß und Bodenerosion im östlichen Zentral-Himalaya - Eine Fallstudie in BAMTI/BHANDAR/SARMA Nepal

von

Ries, J.B.

1. Fragestellung, Testgebiet und konzeptioneller Ansatz

Der Beitrag beschäftigt sich mit Oberflächenabfluß und Bodenerosion in der Hochgebirgsregion des östlichen Zentral-Himalaya und den möglichen Folgen für die vorgelagerten Tiefebene. Die Leitfragen heißen:

1. Wie ist der Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung auf die geomorphodynamischen Prozesse, auf Wasser- und Sedimenthaushalt einzuschätzen?
2. Von welchen Flächen kommen Wasser und transportiertes Material?

Das Testgebiet BAMTI/BHANDAR/SURMA liegt am Westhang des LIKHU KHOLA-Tales, einem der großen nordsüdgerichteten Himalaya-Quertäler. BAMTI/BHANDAR/SURMA weist alle höhengestufteten Anbausysteme und Fruchtfolgen des östlichen Himalaya vom Naßreisbau in den Tallagen über verschiedene Mais-Fingerhirse-Kombinationen zur Feld-Weide-Wechselwirtschaft und Hochweideflächen in der subalpinen Stufe auf. Um den Einfluß der Nutzung auf das Oberflächenabfluß- und Bodenerosionsgeschehen in der Hochgebirgsregion abschätzen zu können, wurde das Testgebiet in drei Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten geteilt (RIES 1994, 1995):

1. Die BAMTI-Zone mit hohem Nutzungsdruck aufgrund hoher Bevölkerungsdichte und starkem Bevölkerungswachstum mit Dauerfeldbauflächen, vor allem Mais und Mais-Hirse-Kombinationen auf Regenfeldterrassen.
2. Die BHANDAR-Zone mit mäßigem Nutzungsdruck durch niedrige Bevölkerungsdichte bei geringem Bevölkerungswachstum mit Feld-Weide-Wechselwirtschaftsflächen, im wesentlichen mit Kartoffelanbau im *bukma farming*-System (Häufelhaufen aus zusammengehacktem Oberboden mit Wurzelwerk und Vegetationsresten).
3. Die SURMA-Zone mit sehr niedrigem Nutzungsdruck. Sie ist unbewohnt und bewaldet.

In diesen drei Zonen wurde ein umfangreiches Meßprogramm mit einer Niederschlags-, einer geomorphologischen und einer hydrologischen Meßebe durchgeföhrt:

Niederschlagsintensitäten wurden in drei Klimahauptstationen in jeder Zone erfaßt, in 42 Regensammler wurden die Niederschlagsmenge täglich bestimmt, um den Gebietsniederschlag möglichst genau abschätzen zu können. In den höchstgelegenen und unzugänglichen Teilen der SURMA-Zone wurden mittels Totalisatoren wöchentliche Niederschlagssummen erfaßt.

Auf 10 Testplotanlagen wurden tägliche Oberflächenabfluß- und Bodenerosionsraten während der Monsunmonate Mai bis September 1990 und 1991 gemessen. Die Testplotgröße betrug 14 m² (2 x 7 m) und 28 m² (2 x 14 m). Der Bau der Anlagen erfolgte in Anlehnung an die von SCHMIDT (1979) und DIKAU (1986) vorgeschlagenen und erprobten Meßeinrichtungen. Exposition und Neigung der Testplots richteten sich nach den für die Anbaufucht, Weide oder Waldart in BAMTI/BHANDAR/SURMA charakteristischen Größen: Bei Mais und Fingerhirse unter Mais wurden

mittel geneigte, stark terrassierte, südlich bis westlich exponierte Hänge gewählt, bei Feuerholzwald dagegen steil geneigte, nordexponierte Hänge. Alle Testplots lagen in geschlossenen Beständen, die Bodenbearbeitungsschritte wurden von den Bauern wie auf dem umliegenden Feld durchgeführt.

Die Abflußmenge und Suspensionskonzentration wurden in 3 Einzugsgebieten erfaßt, in jeder Zone eines. Mit Pegelschreibern konnte der Wasserstand kontinuierlich aufgezeichnet und die Abflußkurve über Flügelmessungen bestimmt werden. Von April bis September wurden täglich Abflußproben genommen, bei Starkregenereignissen bis zu 6 Proben, um über die Suspensionskonzentration den Gebietsverlust ermitteln zu können.

Neben den Meßebenen stehen zwei Kartierebenen: Landnutzung und Siedlungen wurden kartiert und das aktuelle geomorphodynamische Geschehen über den Monsunzeitraum 1991 aufgenommen. Die Kartierung der rezenten Geomorphodynamik stellt das Bindeglied zwischen den Testplotmessungen und den Ergebnissen der hydrologischen Meßebene dar. Sie kann Einblick über die Herkunft der Suspensionsfracht geben. Aufgenommen wurde eine Vielzahl von Formenelementen aus den Bereichen Erosion und Akkumulation auf den Flächen und in den Gerinnen. Die Informationsschichtung der Karte besteht aus drei Ebenen. Sie folgt im wesentlichen der von KIENHOLZ, HAFNER, SCHNEIDER & TAMRAKAR (1983) für Nepal vorgeschlagenen Klassifizierung in Hydrographie, Erosion/Ablagerung und *man made*-Elemente. Jede Informationsebene gliedert sich in weitere Untergruppen, in denen die Einzelelemente nach Prozessen sortiert aufgenommen sind. Besonderes Augenmerk wurde auf die menschlichen Eingriffe gelegt: *Man made*-Elemente, alle Prozesse und Konstruktionen, die direkt oder indirekt, z. B. durch Weidevieh, vom Menschen hervorgerufen oder ausgelöst werden, sind Wege, eingetiefte Wege bis hin zur Hohlwegbildung, Viehtritte (Überweidungsschäden), die Anlage von Wall-Graben-Systemen als Schutz vor dem Weidevieh, Steinmauern, und verschieden starke Terrassierung.

Die kartographische Aufnahme wurde von Juni bis September 1991 durchgeführt und stellt keine Zustandsbeschreibung zu einem bestimmten Zeitpunkt dar, sondern ist ein Sammelkatalog aller während der Monsunzeit aufgetretenen und kartierten Prozeßerscheinungen und deren Ergebnisse. Auftretende Schäden auf Feldern und an Terrassenkanten werden von den Bauern schnell repariert und sind Wochen später nur schwer zu erkennen und würden bei einer Aufnahme in der Trockenzeit, also vor und nach dem Monsun, wie üblicherweise in Nepal kartiert wurde, fehlen. Es handelt sich somit um eine kontinuierliche Kartierung.

2. Oberflächenabfluß- und Bodenerosionsraten der auf den Testplots

Die *bukma*-Flächen produzieren die höchsten *runoff*-Raten und die höchsten Bodenerosionsraten im gesamten Testgebiet (Tabelle 1). Mit *runoff*-Koeffizienten von 21% im Anbaujahr und 25% im 1. Brachejahr kommen gewaltige Wassermengen zum Abfluß. Die Bodenerosionsraten liegen bei $13 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Anbaujahr und bei $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im 1. Brachejahr. Das meiste Bodenmaterial wird von den konvektiven Starkniederschlägen schon im Vor- und Frühmonsun (Mai, Juni) infolge der arbeitungstechnisch bedingten fehlenden Vegetationsbedeckung und dem Angebot an lockerem Feinmaterial an der Geländeoberfläche in Abhängigkeit von der *splash*-Wirkung abgespült. Die Zeit der höchsten Niederschläge im Haupt- und Spätmonsun (Juli, August, September) erzeugt auf den Feldern die höchsten Oberflächenabflußraten, bringt aber kaum mehr Bodenerosion mit sich.

Die Weideflächen - dazu gehören auch ältere *bukma*-Brachen - weisen mit *runoff*-Koeffizienten von 15% auch noch sehr hohe Oberflächenabflüsse auf, dagegen ist die Bodenerosionsrate mit $0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ minimal.

Auf den Dauerfeldbauflächen sind die *runoff*-Koeffizienten deutlich kleiner. Sie schwanken zwischen < 3% und 11% je nach Anbaufrucht und Hangneigung. Die Bodenerosionsraten liegen alle

unter $10 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$: Die Fingerhirse-Mais-Kombination hat mit $3 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ einen vergleichsweise niedrigen Wert. Bei Mais zeigen die Ergebnisse sehr starke Unterschiede zwischen 1 und $9 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Der Grad der Terrassierung scheint hier der erosionssteuernde Faktor zu sein. Bei Weizenbau auf terrassierten Flächen ist sowohl der Oberflächenabfluß mit einem *runoff*-Koeffizienten von $< 1\%$ als auch die Bodenerosionsrate von $0,2 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ vernachlässigbar klein. Der aufgeforstete Feuerholzwald hat mit 13% einen überraschend hohen *runoff*-Koeffizienten gegenüber $3,2\%$ unter natürlichem Wald. Hier wird die wirkungsvollere Interzeption des natürlichen Kronendaches und das hohe Infiltrationsvermögen des ungestörten Ah-Horizontes deutlich. Und gleichzeitig zeigt sich, daß Aufforstung auf ehemals agrarisch genutzten Flächen den Oberflächenabfluß nicht kurzfristig reduzieren kann. Die Bodenerosionsraten liegen mit $1,5 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ bzw. $1,4 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ in etwa gleich.

Landnutzung Testplot (Größe, Neigung)	Zone	<i>runoff</i> -Koeffizient [%]	Bodenerosionsrate [$\text{t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$]
bukma (Kartoffeln in Feld-Weide-Wechselwirtschaft) im Baujahr TP 1a (14 m ² , 11°) TP 1b (28 m ² , 11°) TP 8 (14 m ² , 22°)	BHANDAR	21	13
bukma (Feld-Weide-Wechselwirtschaft) im 1. Brachejahr TP 1a (14 m ² , 11°) TP 1b (28 m ² , 11°)	BHANDAR	25	5
Weide TP 3 (28 m ² , 17,5°)	BHANDAR	15	0,5
Mais TP 4 (14 m ² , 13,5°) TP 7 (14 m ² , 6°)	BHANDAR	11 < 3	9 1,0
Fingerhirse unter Mais TP 5 (14 m ² , 9°)	BAMTI	11	3
Weizen TP 4 (14 m ² , 13,5°)	BHANDAR	< 1	0,2
Feuerholzwald TP 2 (14 m ² , 27°)	BHANDAR	13	1,5
Naturnaher Wald TP 9 (14 m ² , 38,5°)	SURMA	3,2	1,4

Tabelle 1: *Runoff*-Koeffizienten und Bodenerosionsraten ermittelt aus Testplotmessungen im Testgebiet BAMTI/BHANDAR/SURMA während der Monsunmonate April bis September 1990 und 1991.

Die Raten aller Testplots dokumentieren, daß die extensive Feld-Weide-Wechselwirtschaft (*bukma*) im Anbaujahr und 1. Brachejahr höheren Oberflächenabfluß und größere Bodenerosionsraten erzeugt als der intensive Dauerfeldbau auf terrassierten Flächen.

3. Oberflächenabfluß, Geomorphodynamik und Suspensionsfracht

Die Kleineinzugsgebiete zeigen die höchsten Abflüsse in Abhängigkeit von den hohen Niederschlägen und Oberflächenabflüssen im Hoch- und Spätmonsun (Juli, August, September). Die höchsten Gebietsverluste treten zu derselben Zeit auf, ohne daß entsprechend hohe Bodenerosionsereignisse auf den Testplots gemessen werden konnten.

Die Kartierung der rezenten Geomorphodynamik kann Auskunft über die Herkunft der Suspensionsfracht geben: Für eine Hochgebirgslandschaft ist auf der Fläche eine unerwartet geringe geomorphodynamische Prozeßaktivität und Prozeßdichte zu beobachten. Der hohe Deckungsgrad

einer gut ausgebildeten Vegetationsdecke im Haupt- und Spätmonsun muß als Hauptgrund dafür angesehen werden. Dagegen konzentrieren sich Stürze und Rutsche entlang der großen Vorfluter. Diese spontanen Massenbewegungen ereignen sich vorwiegend in den Monaten Juli bis September während und nach Hochwasserereignissen durch Seiten- und Tiefenerosion und beeinflussen den Suspensionsfrachttransport der Gerinne in hohem Maße.

Verantwortlich für diese hohen Abflüsse sind die großen Oberflächenabflußraten auf Feld-Weide-Wechselland (*bukma*) und den Weideflächen, die in den hohen *runoff*-Koeffizienten zum Ausdruck kommen. Diese Flächen dominieren in der Hochgebirgsregion. Zu beachten bleibt, daß diese Oberflächenabflußmengen durch Wall-Graben-Systeme direkt dem Vorfluter zugeleitet werden und so die Abflußspitzen und die Erosion im Gerinne verstärken.

3. **Schlußfolgerungen**

1. Die größten jährlichen Oberflächenabflußraten erbringen die extensiv genutzten *bukma*-Felder im 1. Brachejahr. Im Anbaujahr sind sie ebenfalls weit höher als auf allen anderen Flächen und. Diese Flächen produzieren auch die höchsten Bodenerosionsraten. Weideland und aufgeförsstete Feuerholzwälder haben überraschend hohe *runoff*-Koeffizienten bei geringer Bodenerosion.
2. Die gemessenen Bodenerosionsraten auf den intensiv agrarisch genutzten Flächen sind nur als gering bis mäßig einzustufen.
3. Das Auswirkungen des menschlichen Einflusses in der untersuchten Hochgebirgsregion sind primär über die hohen Oberflächenabflußwerte auf den extensiv genutzten Flächen *bukma* und Weideland auf die hohen Abflußmengen mit erhöhten Abflußspitzen in den Vorflutern zu sehen. Folge sind Erosionserscheinungen im Gerinne. Oberflächenabfluß und Bodenerosion auf den intensiv genutzten Flächen spielen für die Abflußmenge und den Gebietsverlust eine weit geringere Rolle.

4. **Literatur**

- DIKAU, R. (1986): Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluß und Bodenabtrag von Meßparzellen und landwirtschaftlichen Nutzflächen. - Heidelberger Geograph. Arb., 81, 195 S.
- KIENHOLZ, H., H. HAFNER, G. SCHNEIDER & R. TAMRAKAR (1983): Mountain hazards mapping in Nepal's Middle Mountains with maps of landuse and geomorphic damages (Kathmandu-Kakani Area). - Mountain Research and Development, 3, 3, pp. 195-220.
- RIES, J.B. (1994): Bodenerosion in der Hochgebirgsregion des östlichen Zentral-Himalaya untersucht am Beispiel Bamtí/Bhandar/Surma, Nepal. - Freiburger Geographische Hefte, Heft 42, 397 S.
- RIES, J.B. (1995): Soil erosion in the high mountain region of the eastern Nepalese Himalayas. A case study in Bamtí/Bhandar/Surma. - Zeitschrift für Geomorphologie, Suppl.-Bd. 99, S. 41-52.
- Schmidt, R.-G. (1979): Probleme der Erfassung und Quantifizierung von Ausmaß und Prozessen der aktuellen Bodenerosion (Abspülung) auf Ackerflächen. Methoden und ihre Anwendung in der Rheinschlinge zwischen Rheinfeldern und Wallbach. - Physiographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, 1, Basel, 240 S.

Dr. Johannes B. Ries
Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main
Fachbereich Geowissenschaften
Institut für Physische Geographie
Postfach 111932
D-60054 Frankfurt a.M.
Tel.: (069) 798 22849
Fax: (069) 798 28382

Die Erosivität der Niederschläge in Europa - Erste Ergebnisse einer einheitlichen Gefahrenstufenkarte: Deutschland, Frankreich, Österreich

von

Sauerborn, P.*

1. EINLEITUNG UND GRUNDLAGEN

Detaillierte Forschungen zur Erosivität der Niederschläge wurden in Europa bisher überwiegend kleinräumig durchgeführt. Die Ergebnisse decken bestenfalls die Fläche eines Landes ab, ein erheblicher Teil der Beiträge liefert sogar nur Daten für eine einzelne Station. Die bisherigen Untersuchungen sind zu einem erheblichen Teil Ergebnisse unveröffentlichter Forschungsarbeiten. Im vorgestellten Beitrag wird als Erosionskennwert der R-Faktor nach WISCHMEIER/SMITH (1978) angewendet.

Ziel der Bemühungen um die Erstellung einer einheitlichen Gefahrenstufenkarte ist zunächst die synoptische Zusammenschau bestehender Ergebnisse und deren Angleichung. Darüberhinaus soll eine generalisierte, d.h. vergleichbare, Datenbasis für eine möglichst große Fläche, bestenfalls für das Gebiet von Europa, geschaffen werden. Die Karte erhebt dabei nicht den Anspruch, einen numerischen Wert für einen beliebigen Ort darzustellen sie zeigt Richtwerte für eine Größenordnung des Gefährdungspotentials auf. Durch die Angleichung werden weiterführende Untersuchungen ermöglicht.

Die Notwendigkeit einer grenzüberschreitenden Darstellung ergibt sich sowohl aus der Forderung einer europäischen Umweltschutzpolitik, als auch aus der Bevorzugung naturräumlicher Gegebenheiten zur Begrenzung von Untersuchungsräumen der Erosionsforschung.

Es werden zunächst die Ergebnisse für Deutschland, Frankreich und Österreich vorgestellt, da die Homogenisierung bestehender Forschungen sowie flächenhafte Aussagen für diese Länder auf der vorliegenden Grundlage als vertretbar erscheinen.

* Dr. Petra Sauerborn, Seminar für Geographie und ihre Didaktik, Universität zu Köln, Gronewaldstraße 2, 50931 Köln

2. DATENMATERIAL

Das vorliegende Datenmaterial ist in bezug auf die Länder Deutschland, Frankreich und Österreich sehr inhomogen. Neben der unterschiedlichen Wahl der Grenzwerte für erosive Regen liegt ein Grund hierfür in der unterschiedlichen Dichte des verwendeten Meßnetzes. Die höchste Anzahl und beste flächenmäßige Verteilung untersuchter Stationen liegen für die Fläche von Deutschland vor. Die Grundlagenforschungen stammen von verschiedenen Autoren und haben Eingang in die Arbeit von SAUERBORN (1994) gefunden. Obwohl die Stationsdichte im internationalen Vergleich als sehr hoch anzusehen ist, sind für einzelnen Regionen zusätzliche Untersuchungen unbedingt zu empfehlen (vgl. SAUERBORN 1994).

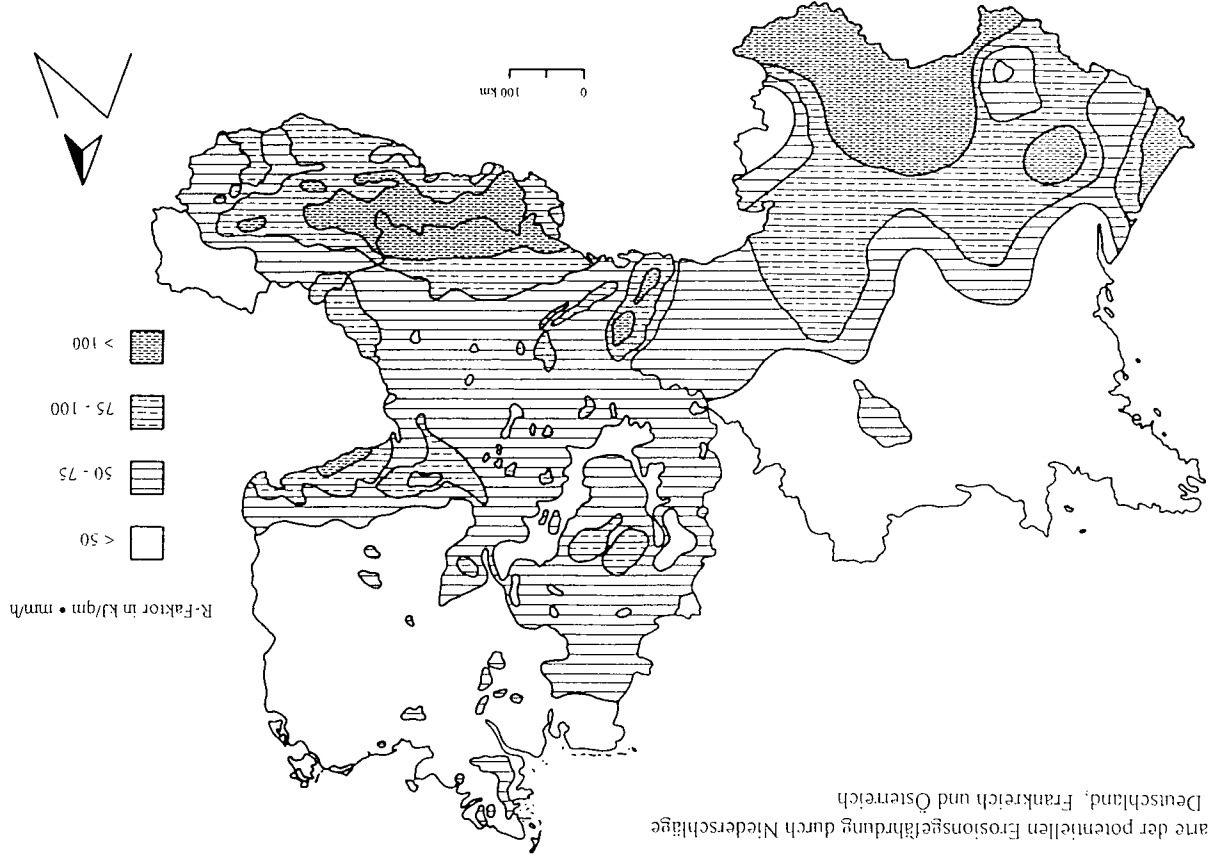
Für das Gebiet von Österreich ist das vorliegende Datenmaterial von MISCHKEK (1993) bis heute als nicht ausreichend zu beurteilen. BLÜHBERGER (1996) wird in Kürze jedoch neue Ergebnisse vorstellen, die gesicherte und detaillierte Aussage für ermöglichen werden.

Für Frankreich ist bis heute ausschließlich die Arbeit von PIHAN (1988) bekannt, deren Anzahl an verwendeten Stationen im Vergleich zu Deutschland sowie der Niederschlagsverteilung im Land ebenfalls als nicht ausreichend erscheint.

3. DIE GEFAHRENSTUFENKARTE

Der Beitrag stellt erste Ergebnisse für die Schaffung einer einheitlichen Bewertungsgrundlage der Regenerosivität in Europa anhand einer Gefahrenstufenkarte dar. Es erfolgt eine Einteilung der R-Faktoren in vier Klassen und somit eine Ausweisung von Gebieten unterschiedlicher Gefährdungspotentiale. Die Klassengrößen sind sehr grob gefaßt, da auf Grund des Datenmaterials eine genauere Differenzierung ausschließlich auf Schätzungen beruhen würde.

Die Inhomogenität der vorhandenen Daten zeigt sich in der z.T. sehr großflächigen Darstellung einzelner Klassen in den Ländern. Abschließend läßt sich festhalten, daß die Regenerosivität mit steigender Seehöhe zunimmt und deutliche Übereinstimmungen mit der Niederschlagsverteilung aufweist (vgl. SAUERBORN 1994). Für Deutschland und Frankreich ist, den naturräumlichen Gegebenheiten folgend, eine generelle Zunahme der Größe der R-Faktoren von Norden nach Süden zu verzeichnen, in Österreich wird im wesentlichen der Verlauf der Gebirgszüge und die Verteilung der Regensummen nachgezeichnet.



Karte der potentiellen Erosionsgefährdung durch Niederschläge in Deutschland, Frankreich und Österreich

4. AUSBLICK

Für die Zukunft ist eine Ausweitung der Karte bis hin zu einer gesamteuropäischen Ausgabe geplant. Ein erheblicher Teil der Arbeit wird in der Recherche nach bereits bestehenden Arbeiten zur Erosivität der Niederschläge in den einzelnen Ländern bestehen bzw. in der Überprüfung und Homogenisierung der vorhandenen Grundlagen. Für bis heute nicht oder nur unzureichend betrachtete Regionen sollen grundlegende Forschungen betrieben werden.

5. LITERATUR

BLÜHBERGER, G. (1996): schriftliche Mitteilung, Januar 1996

MISCHEK, R. (1993): Die Erosivität der Niederschläge in Österreich - Bedeutung der Höhe und Intensität erosiver Niederschläge sowie eines modifizierten R-Faktors.- unveröff. Dipl.-Arb. Univ. Wien

PIHAN (1988): L'erosivité des pluies en France.- Laboratoire de Climatologie et Laboratoire AURAR de l'Université de Rennes 2, Haute-Bretagne, PUR 2-AURAR

SAUERBORN, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa.- Bonner Bodenkdl. Abh. 13

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning.- U.S.D.A. Agr. Handbook No. 537

Bodengefährdung durch Hangrutschungen

von

Schmanke, V.; Kirschhausen, D.; Grunert, J.*

1. Einleitung

Rutschungen sind hangabwärts gerichtete Bewegungen von Hangteilen, bestehend aus Fels- und/oder Lockergesteinsmassen oder aus Böden an mäßig geneigten bis steilen Böschungen, die hauptsächlich als Ergebnis eines Scherbruches an der Grenze der bewegten Massen stattfinden (HUTCHINSON 1968).

Sie gehören zu den Massenselbstbewegungen und unterscheiden sich somit von den Massentransporten (BUNZA 1976). Bei nicht bindigem Material spricht man von Transport, wenn der Wassergehalt den Anteil fester Masse überschreitet; bei bindigem Material bildet die Fließgrenze den Übergang. Murgänge sind im Grenzbereich dieser zweigeteilten Systematik der Massenverlagerungen einzuordnen. Unter Rutschungen i. e. S. verstehen die Autoren Massenbewegungen auf einer Gleitfläche.

Die Stabilität von Hängen wird bestimmt durch ihre Geologie, Morphometrie, Tektonik und Hydrologie. Auslöser von Massenbewegungen sind starke Durchfeuchtung, Erschütterungen und Störungen des Hanggleichgewichts, welche sowohl einen natürlichen, als auch anthropogenen Ursprung haben können (KRAUTER 1994).

Wie nebenstehende Abbildung zeigt, entsteht nach einem Rutschereignis ein völlig neuer, sehr vielfältiger geomorphologischer Kleinformenschatz. In Anbetracht dessen und der unterschiedlichen Beanspruchung des Materials drängt sich die Frage auf, wie stark sich Rutschungen auf die Pedosphäre auswirken können.

In der Literatur finden sich merkwürdigerweise bislang kaum Hinweise zu dieser Problematik.

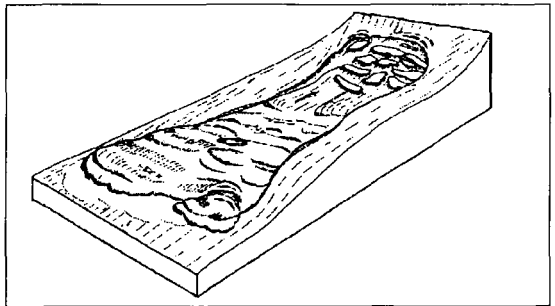


Abb. 1: Rutschungsgeomorphologie (KLENGEL & PASEK 1974)

2. Rutschungstypen und ihre geomorphologische Ausprägung

Um die Auswirkungen auf die Böden zu erfassen, müssen die Bewegungsabläufe der unterschiedlichen Rutschungstypen betrachtet werden. Dazu wurde Literatur ausgewertet, wie auch die Erkenntnis aus eigenen Untersuchungen im Bonner Raum berücksichtigt. Dargestellt werden nur Massenbewegungen im Lockergestein, wie sie auch in allen Variationen im eigenen Untersuchungsgebiet vorkommen (Tab. 1). Bewegungen im Festgestein und Stürze, die sich durch ein zumindest zeitweises Lösen vom festen Untergrund auszeichnen, werden außer Acht gelassen.

Es gibt translationale, rotationale und fließende Bewegungen, die einen jeweils typischen Formenschatz hinterlassen. Sie unterscheiden sich in der Ausprägung der Gleitfläche und der daraus resultierenden Bewegungsart und Geschwindigkeit (GASSER & ZOBISCH 1988).

* Geographische Institute, 53115 Bonn, Meckenheimer Allee 166

Weitere Modifizierungen erfolgen in Abhängigkeit von Hanggeometrie, Substrat und Wassergehalt. Die Geschwindigkeit vor allem entscheidet darüber, ob die Masse einer Rutschung "en block" oder schollenweise abgelagert wird.

Bei Rotationsrutschungen bildet sich die Gleitfläche im Moment der Bewegung dadurch, daß die Wasserzufuhr die Hangentwässerungskapazität überschreitet. Durch einen sich aufbauenden hydrostatischen Druck kann es zu plötzlichem Abbrechen der über der wasserführenden Schicht liegenden Masse kommen (BUNZA 1976). Die Gleitschicht kann sich dabei, im Gegensatz zu Translationsrutschungen durch verschiedene Schichten ziehen.

Letztere sind an ein mehr oder weniger hangparalleles Einfallen der Schichten gebunden, wobei die Gleitschicht auf wasserstauenden Unterlagen quasi vorgegeben ist.

Fließbewegungen verlaufen immer bruchlos und sind mit einer Änderung der Konsistenz verbunden. Sie können einer Rutschung vorausgehen oder diese in ihrem Fußbereich ausklingen lassen.

Alle dargestellten Massenbewegungsarten (Tab. 1) können sich hangaufwärts, bedingt durch das fehlende Widerlager, und hangabwärts, verursacht durch die vermehrte Auflast, ausdehnen. Ebenso kommen sie in der Natur häufig in kombinierter Form vor.

In Tabelle 1 werden die Charakteristika der Bewegungstypen und die möglichen Auswirkungen auf die Böden zusammengestellt. Direkte Beeinflussung erfolgt vor allem durch die Bewegungsart; indirekte durch die neuen Formen und Vegetations(zer)störung sowie sekundär durch Erosion.

Typ der Bewegung	Gattung	Gleitfläche	Art der Bewegung	Baumvegetation	Leitformen	Überformung, Erosion	Auswirkung auf Pedosphäre
Translationsrutschung	... in Lockergesteinen	präformiert, nahezu hangparallel meist bis unten durchgeschert	meist schnell, lateral schiebend	Kippen in verschiedene Richtungen, Zerrung und Zerreißen der Wurzeln, ungestörtes Mitrutschen	Abriß: eckig o. rund, Block o. Schollen, Verebnungen, Stirnwälle,	durch Ausspülung ungleichmäßige muschelförmige Anbruchfläche	Lagerungsdichte, Wasser-, Lufthaushalt, Einspülung von Bodenmaterial in Risse
	... als Bodenrutschungen				Abriß: s.o. Scholle(n), fl. Stirnwülste	schnell, durch Rinnenerosion, Flächenspülung	gekappte Profile, am Abriß neue Pedogenese,
Rotationsrutschung	Einfach, in einheitlichem kohäsivem Material	nicht präformiert, kreisförmig, konkav	meist schnell drehend mit Vertikalkomponente	oberer Teil der Rutschmasse: antithetische Kippung; Rutschmassenfuß: synthetische Kippung	Abriß: rund, ein Block, hangparallele Abrißrischen-depression, gehobener Fuß	Abböschungen, Wandabgrusungen,	wenig gestört, Exposition verändert, lokal starke Störung der Lagerungsdichte, Wasser- u. Lufthaushalt, am Hangfuß evt. Pedoturbation auch mit C-Horizont, Sekundärböden
	Einfach, in inhomogenem Material	nicht präformiert, logarithmisch, konkav	zusätzlich stärkere Horizontalkomponente		hohlförmige Gleitbahn, auch Schollen, Wälle, Depressionen		
	Mehrfach-Rotationsrutschung	zusammengesetzt oder sekundär, einheitlich	drehend, schiebend verwürgend	außer Kippen meist Umstürzen	treppenartiger Aufbau, sonst alle Formen möglich	allgem. stärkere Erosion durch Zerstörung der Vegetation	starke Pedoturbation, Sekundärböden mit veränderten bodenbildenden Faktoren
Fließbewegungen	(Boden-) Kriechen	undeutlich o. fehlend; wenn, dann hangparallel	steifplastisches, laminares Fließen	synthetisches Biegen, Wurzelschäden	Hangprofil: konkav-konvex, lokale Setzungen	sensible Bereiche für Rutschungen	Gefügeänderung, evt. Streifenmusterböden
	Fließen i.e.S.	keine Gleitfläche notwendig	weichplastisch, kohärent, breiig	Krummwuchs in verschiedene Richtungen	Risse im Oberboden, flach, z.T. Stauchungen, seitliche Wälle	allgem. stärkere Erosion durch negative Bodenveränderungen	starke innere Verformung, Strukturveränderung, Veränderung der Bodeneigenschaften

Tabelle 1: Merkmale und Auswirkungen von Massenbewegungen

3. Die Hangrutschung "Am Türchenbruch" im Pleiser Hügelland

Das zum Gut Frankenforst gehörende tief zertalte Gebiet "Am Türchenbruch" liegt ca. 15 km östlich von Bonn am Rande der Gemeinde Vinxel. Es gehört zum Nordabfall des Siebengebirges, bzw. zum südlichen Teil des Pleiser Hügellandes und damit, großräumig betrachtet, in den Übergangsbereich vom Rheinischen Schiefergebirge zur Niederrheinischen Bucht.

Auf den devonischen Schiefen und Grauwacken des Schiefergebirges kam es im Miozän zur Ablagerung von großen Mengen saurer vulkanischer Lockermassen. Diese heute stark erodierten trachytischen Tuffe bilden neben dem im Pleistozän abgelagerten Löß (meist Würmlöß) und lokal auftretenden Hauptterrassensanden und -Kiesen das Ausgangssubstrat für die Bodenentwicklung (GRUNERT 1988).

Das V-förmige Tal "Am Türchenbruch", ein Nebental des Eichenbaches, besitzt stark geneigte, konvexe Hänge (z.T. > 30° Neigung) und wird von April bis ins Spätjahr intensiv weidewirtschaftlich genutzt.

Auf dem nur mäßig steilen, SW-exponierten Hang ging, vermutlich in historischer Zeit, eine ca. 2 ha große Hangrutschung ab. Als Ursache wird die Entwicklung einer Gleitschicht im tonig verwitterten, stark quellfähigen (Smectit) und extrem wasserstauenden Trachyttuff angenommen. Der Auslöser war wahrscheinlich ein ergiebiges Niederschlagsereignis, evtl. in Verbindung mit einem stärkeren Erdbeben. Die vermutliche Mehrfach-Rotationsrutschung führte zu einer Veränderung der bodenbildenden Faktoren, wobei in besonderem Maße die Auswirkungen auf das Relief, das Ausgangssubstrat und den Wasserhaushalt zu nennen sind. Durch das örtliche Zerreißen des Bodens und die dadurch bewirkte Zerstörung der Grasnarbe boten sich außerdem der Erosion Angriffspunkte. Sie wird gegenwärtig durch Viehtritt verstärkt, was zusätzlich zur Verdichtung führt.

Die Bodenprofile im gesamten Bereich des Rutschhanges sind durch eine mäßige bis starke Pseudovergleyung gekennzeichnet (s. Abb.2). Tonreiches, meist chaotisch gelagertes Sustrat herrscht vor (Bodenart: lehmiger bis schluffiger Ton). Bodenfeuchtwerte größer 30 % sind auf Hangzugwasser zurückzuführen, das in Tiefen ab 80 cm den Boden durchfließt.

Die bodenkundliche Aufnahme des benachbarten ungestörten Hanges ergab dagegen eine Dominanz von Braunerden und Pseudogley-Braunerden. Die Pseudovergleyung nimmt im Bereich des Mittelhanges aufgrund des hier austreichenden Trachyttuffes zu. Der Tongehalt erreicht in 80 - 110 cm Tiefe 50 %. Im Oberboden, zwischen 10 - 20 cm Tiefe, läßt sich Tonverlagerung durch Ausbleichung nachweisen. Dies läßt auf einen Übergang von einer Pseudogley-Braunerde zu einer Pseudogley-Parabraunerde schließen.

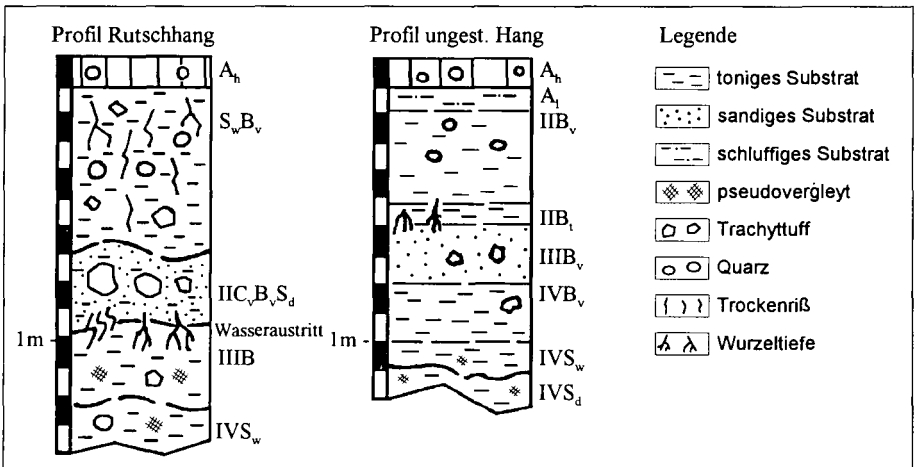


Abb. 2: Bodenprofil Rutschungshang - benachbarter ungestörter Hang

Zur Erklärung der Veränderung und Gefährdung von Böden durch Hangrutschungen gilt es zunächst, den Ablauf einer Hangrutschung zu verstehen. Dazu sind Untersuchungen der bodenphysikalischen Eigenschaften unter besonderer Berücksichtigung des Wassereinflusses auf den Boden und den Bodenaufbau erforderlich (GASSER & ZÖBISCH 1988). Die Rutschung "Am Türchenbruch" wird diesbezüglich zur Zeit hinsichtlich zahlreicher Parameter untersucht. Textur, pH-Wert, Humusgehalt, Porenvolumen, Porenverteilung, Korndichte, Plastizität, Scherfestigkeit, Drucksetzung, elektrische Leitfähigkeit, Bodenfeuchte, Feldkapazität und Grundwasserstand sollen Auskunft geben über die auslösenden Faktoren, den Aufbau des Rutschkörpers und die durch die Hangrutschung entstehenden Auswirkungen auf die Bodenbildung.

Ein positiver Aspekt einer Rutschung ist sicherlich die Durchmischung des Bodens mit unverwittertem, frischen Material, was der Versauerung und Nährstoffverarmung entgegenwirkt. Die negativen Aspekte, wie etwa eine massive Störung des Wasserhaushaltes und lokale Verdichtungen, überwiegen jedoch bei weitem. Dies gilt im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Nutzung. Aus ökologischer Sicht können sich neu bildende Vernässungszonen aber durchaus eine positive Bewertung erfahren.

Danksagung:

Besonderen Dank schulden wir Herrn Dr. Griese, dem Leiter des Versuchsgutes Frankenforst, für das Gastrecht, das uns dort gewährt wird. Außerdem danken wir den Arbeitsgruppen von Prof. Dr. H.-D. Schilling und Prof. Dr. H.-J. Kämpel - beide vom Sonderforschungsbereich 350 - für den guten wissenschaftlichen Austausch, insbesondere aber Herrn Dr. A. Hennig für das beispielhafte wissenschaftliche Engagement. Unsere Projekt ist ebenfalls Teil des SFB 350 und wird zusammen mit Prof. Dr. A. Skowronek und Dr. J. Botschek betrieben.

4. Literatur

- BUNZA, G. (1976): Systematik und Analyse alpiner Massenbewegungen. - Schriftenreihe der Bayr. Landesstelle für Gewässerkunde., H.11, 128 S., München.
- GASSER, W. & M. A. ZÖBISCH (1988): Erdbeben und Maßnahmen der Hangsicherung. - Der Tropenlandwirt, Beiheft Nr. 37, 165 S., Kassel.
- GRUNERT, J. (1988): Geomorphologische Entwicklung des Bonner Raums. In: Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde, H. 58, S.165 - 180, Bonn.
- HARDENBICKER, U. (1991): Verbreitung und Chronologie der Hangrutschungen im Bonner Raum. In: Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde, 60, S.9-19, Bonn.
- HARTGE, K. H. (1978): Einführung in die Bodenphysik. 364 S., Stuttgart .
- HUTCHINSON, J. N. (1968): Mass. Movement. In: Fairbridge, R. W.: The Encyclopedia of Geomorphology, S.688 - 695, New York, Amsterdam, London.
- KLENGEL, K. J. & PASEK, J. (1974): Zur Terminologie von Hangbewegungen. In: Zeitschrift für angewandte Geologie, 20, 3, S.128-132.
- KNOBLICH, K. (1959): Mechanische Gesetzmäßigkeiten beim Auftreten von Hangrutschungen. In: Zeitschrift für Geomorphologie, B. 3, H. 3, S.193 - 226.
- KRAUTER, E. (1994): Hangrutschungen und deren Gefährdungspotential für Siedlungen. In: Geographische Rundschau, Bd. 46, H. 7-8, S.422-428, Bonn.
- VEDER, C. (1979): Rutschungen und ihre Sanierung. 231 S., Wien und New York .
- ZARUBA, Q. & V. MENCL (1982): Landslides and their control. - Elsevier Scientific Publ. Comp., 202 S., Amsterdam.

Stand der Bodenerosionsforschung am Geographischen Institut der Universität Basel

von

Siegrist, S.; Fröhlich, J.*

1. Einleitung: Das dreistufige Messkonzept

Seit 1975 wird am Geographischen Institut der Universität Basel (GIB) in unterschiedlich ausgestatteten Untersuchungsgebieten das Erosionsgeschehen erfaßt. Dabei wird die Erosion als geo- resp. landschaftsökologischer Prozess betrachtet (LESER 1986), welcher von den natürlichen Faktoren Relief, Boden, Klima, Vegetationsbedeckung, etc. abhängt, aber auch durch agronomische, ökonomische und politische Faktoren beeinflusst wird. Für die Erosionsforschung ist deshalb eine ganzheitliche Betrachtungsweise mit entsprechender Methodik notwendig. Nach dem Prinzip der landschaftsökologischen Dimensionsstufen wird auf drei Ebenen (punktuelle, quasiflächenhafte und flächenhafte) mit jeweils speziellem Instrumentarium und unterschiedlicher Genauigkeit gearbeitet.

Die Zielsetzung zu Beginn des Projektes war die Quantifizierung der Bodenerosion. Dazu wurden Untersuchungsstationen eingerichtet, welche seit Beginn des Projektes Daten für die langjährigen Meßreihen liefern. Zusätzlich wurden für die verschiedenen Dimensionsstufen spezielle Meßmethoden entwickelt. Im Laufe der Zeit hat sich diese Zielsetzung diversifiziert und der Schwerpunkt der Erosionsforschung liegt nun in der Erforschung von Stoffumlagerungen bei Bodenerosionsprozessen. Neben der reinen Erosionsprozeßforschung werden Maßnahmen zur Erosionsverminderung und -vermeidung erarbeitet, die Anwendungsmöglichkeiten von Datenbanken und Geographischen Informationssystemen wird untersucht, und vermehrt wird auch in Zusammenarbeit mit Nachbarwissenschaften (Pflanzenbau, Geologie, u.ä.) geforscht (PRASUHN 1991, 19).

2. Punktuelle Messungen in der topischen Dimension

Auf den Testparzellen finden Untersuchungen zum Abtragsgeschehen statt, dabei wird auch das Verhalten bodenchemischer und bodenphysikalischer Faktoren innerhalb des Erosionsprozeßgeschehens untersucht. Neben den Testparzellen finden sich auch Meßeinrichtungen zur Erfassung der verschiedenen Parametern der USLE. Bei abgrenzbaren Einzugsgebieten wird versucht, durch die regelmässige Beprobung des Vorfluters eine Nährstoffbilanz aufzustellen. Um eine Verbindung zu den Nachbarwissenschaften herzustellen, werden spezielle Experimente zur Bodenerodierbarkeit auf einem langjährigen Systemvergleichsversuch durchgeführt (SIEGRIST 1995)

Probleme, Limitierungen

- Auf den Testparzellen erhobenen Daten können nur bedingt auf größere, ackerbaulich genutzte Gebiete übertragen werden
- Für Experimente sind die Bedingungen im Feld oft zu variabel

Aktuell bearbeitete Fragestellungen

- Realitätsbezug von Laborexperimenten
- Entwicklung von "Einfachstmethode" im Bereich Bodenstruktur und Bodenerodierbarkeit

* Geographisches Institut der Universität Basel, Spalenring 145, CH-4055 Basel

- Erodierbarkeit von Böden bei unterschiedlichen Anbauverfahren (SIEGRIST 1995)

2.1 Projektbeispiel

Seit dem Frühjahr 1995 werden Bodenproben der Testparzelle in Möhlin (CH, Hochrheintal) mit verschiedenen Labormethoden im Bereich Bodenerodierbarkeit und Bodenstruktur untersucht. Ziel der Untersuchungen ist das Testen der Methoden auf ihre Realitätsnähe, d.h. welche Aussagen sind auf Grund von Laborversuchen für das Feldgeschehen möglich.

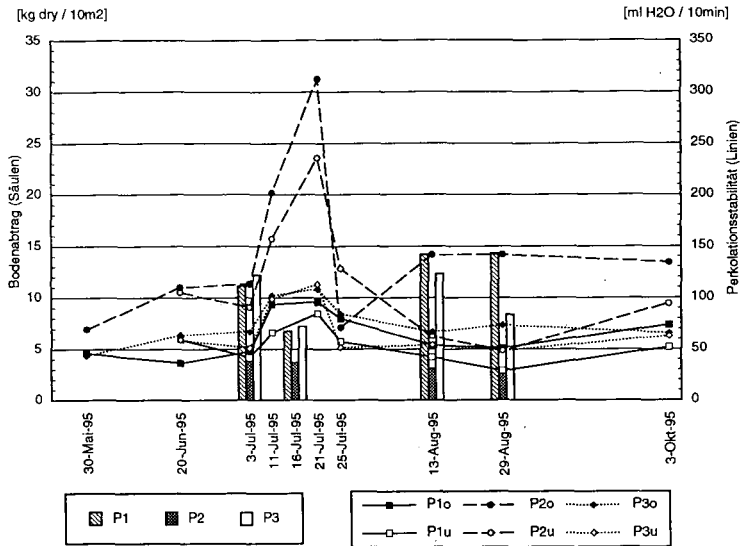


Abbildung 1:

P1, P2, P3: Unterparzellen der Testparzelle Möhlin (Fläche je 10m²);

P1o, P1u etc.: Die Bodenproben wurden im oberen resp. im unteren Bereich der Testparzelle entnommen.

P1, P3: Bearbeitung im Frühling und im Herbst, P2: seit drei Jahren unbearbeitet; Hangneigung: 8°; Bodenform: Schwemmlöss-Schotter-Braunerde; Bodenart A-Horizont: uL - t'L.

2.2 Zwischenfazit

- Mit Hilfe der Perkolationsstabilität lassen sich die Bearbeitungsvarianten (P2 ≠ P1,P3) unterscheiden und ein Jahresverlauf zeigen.
- Die Perkolationsstabilität reagiert empfindlich auf den Wassergehalt der feldfeuchten Proben.
- Trotz oberflächlicher Krustenbildung ab dem 3. Juli gibt es eine Veränderung (Erhöhung) der Perkolationsstabilität.
- Ein direkter Zusammenhang zwischen Perkolationsstabilität und Abtragungsgeschehen lässt sich nicht erkennen. Indirekt könnte der Bodenabtrag während eines Niederschlagsereignisses durch den Abtransport von verschlammtem Material die Perkolationsstabilität erhöhen.

3. Quasiflächenhafte Feldmessungen

Auf der quasiflächenhaften Ebene, als methodischem Zwischenglied, werden Messungen unter realen Nutzungsbedingungen im Feld vorgenommen. Ziel ist die Erfassung der durch Flächenspülung bedingten Bodenerosion und des Oberflächenabflusses unter regulären Feldbedingungen mittels Materialfangkästen. Weiterhin ist die Frage der durch Bodenerosion verursachten Nährstoff- oder Schadstoffverfrachtung Gegenstand der Untersuchungen (RÜTTIMANN et al. 1995).

Probleme und Limitierungen

- Homogene Bedingungen im Einzugsgebiet (gestreckter Hang, gleichmässig bearbeiteter Schlag in Falllinie, keine Eindringen von Fremdwasser) als Voraussetzungen für den Einsatz des Materialfangkastens
- Schwierigkeit bei der Bestimmung des Einzugsgebietes eines Materialfangkastens und dadurch Unsicherheiten für das Umrechnen des Bodenabtrags auf die Fläche
- Grosse Streuung (5% bis grösser 150%) der Abtrags- und Abflusswerte und dadurch Notwendigkeit vieler Parallelmessungen bzw. Wiederholungen

Aktuell bearbeitete Fragestellungen

- Messungen zu Bodenabtrag und Stoffumlagerungen auf Waldbrandflächen im Tessin (CH)
- Untersuchung der Erosionsanfälligkeit verschiedener Bodentypen mit unterschiedlicher Nutzung

3.1 Projektbeispiel

Das letzte bereits abgeschlossene Projekt befaßte sich mit der Frage des Boden-, Herbizid- und Nährstoffverlustes durch Abschwemmung bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat von Mais (RÜTTIMANN 1996).

4. Flächenhafte Messungen und Bewertungen in der chorischen Dimension

Auf der chorischen Ebene werden durch flächenhafte Messungen und Kartierungen Gebietsvergleiche angestrebt. Für die systematische Erfassung der Bodenerosionsformen und -schäden auf größeren Flächen wurde am GIB eine eigene Kartieranleitung (ROHR et al. 1990) entworfen. Die Baseler Kartieranleitung diente auch als Grundlage für die in diesem Jahr noch erscheinende Kartieranleitung der DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.), die mehr auf den Schutz von Oberflächengewässern und anderer empfindlicher Teile der Landschaft, die von off-site Schäden betroffen sind, ausgerichtet ist (SCHAUB 1994).

In den letzten Jahren hat sich mit dem Einsatz von Geographischen Informationssystemen (GIS) ein neuer Schwerpunkt gebildet (HUBER 1994). Es wurde ein GIS-gestütztes Bodenerosionsmodell entwickelt, das die Erosionsgefährdung von (Teil-) Landschaften qualitativ und quantitativ bewertet. Eine besondere Stärke des Baseler Bodenerosionsmodells liegt in seiner sehr differenzierten Reliefanalyse, welche sowohl die Fließpfade der linearen Bodenerosion als auch die Akkumulationen in einer hohen Auflösung (6m) ausscheidet (FRÖHLICH et al. 1994).

Probleme und Limitierungen

- Qualität der Bodenerosionsschadenskartierungen abhängig von Erfahrung des Kartierers
- Datenverfügbarkeit und Kosten von Daten beim GIS-Einsatz
- Mangel an brauchbaren landschaftsökologischen Bewertungsverfahren, die sich für GIS-Modellierungen eignen

Aktuell bearbeitete Fragestellungen

- Modellierung verschiedener Landnutzungsszenarien im Hinblick auf Bodenerosionsgefährdung
- Untersuchung der Übertragbarkeit des Bodenerosionsmodells auf andere Lößgebiete (Oberreintal, D)
- Bodenerosionsmodellierung für ganze Kartenblätter (1:25'000) unter Verwendung amtlicher, digitaler Höhenmodelle (DRÄYER 1995)

4.1 Projektbeispiele:

Die Anwendung des Bodenerosionsmodells im Lößgebiet des Hochrheintales zeigte beim Vergleich mit langjährig erhobenen Meßdaten, daß realistische mittlere jährliche Bodenabtragsraten berechnet werden. Dies ließ den Einbau verschiedener Landnutzungsszenarien in das Modell zu: eine gebietstypische Silomais-Winterweizen-Wintergerste Fruchtfolge mit Minimalbodenbearbei-

tung und einem C-Faktor von 0.09 und eine Mais-Getreide Fruchtfolge mit 50% Maisanteil und einem C-Faktor von 0.24. Vergleicht man die bodenschonende Nutzungsvariante (Tabelle 1) mit der erosionsfördernden Nutzungsvariante (Tabelle 2), so zeigt sich ein großer Einfluß auf die Bodenabträge. Schutzmaßnahmen zur Verminderung der Bodenerosionsgefährdung sollten sich daher, aus Gründen der raschen Realisierbarkeit bei gleichzeitig hohem Wirkungsgrad, an der Anpassung der Landnutzung orientieren.

Klasse	Fläche (in ha)	Ackerfläche (in %)
1 > 1 - 5t / sehr gering	445.9	81.2
2 > 5 - 10t / gering	67.8	12.3
3 > 10 - 15t / mittel	15.6	2.8
4 > 15 - 30t / gross	14.1	2.6
5 > 30t / sehr gross	5.6	1.0
6 Wald	13.7	-
7 Grünland	145.4	-
durchschn. Bodenabtrag:	4.3 t/ha*a	

Tabelle 1: C-Faktor 0.09

Klasse	Fläche (in ha)	Ackerfläche (in %)
1 > 1 - 5t / sehr gering	367.9	67.0
2 > 5 - 10t / gering	60.2	11.0
3 > 10 - 15t / mittel	17.9	3.3
4 > 15 - 30t / gross	67.8	12.3
5 > 30t / sehr gross	35.3	6.4
6 Wald	13.7	-
7 Grünland	145.4	-
durchschn. Bodenabtrag:	7.9 t/ha*a	

Tabelle 2: C-Faktor 0.24

Tabellen 1 u. 2:

Modellierung verschiedener Landnutzungsszenarien und ihre mittleren jährlichen Bodenabträge:

- (1) Fruchtfolge: Silomais-Winterweizen-Wintergerste mit Minimalbodenbearbeitung im Maisanbau (bodenschonende Variante) mit C-Faktor 0.09: Nur 6.4% der Ackerflächen weisen einen Bodenabtrag grösser 10t/ha*a auf.
- (2) Fruchtfolge: Silomais-Silomais-Winterweizen-Wintergerste (50% Maisanteil, erosionsfördernde Variante) mit C-Faktor 0.24: 22% der Ackerflächen weisen einen Bodenabtrag grösser 10t/ha*a

5. Literatur

DRÄYER, D. (1995): Bestimmung der Bodenerosionsgefährdung unter Verwendung amtlicher GIS-Daten. - Petermanns Geographische Mitteilungen, 139, 1995/4, S. 201-214.

HUBER, M. (1994): The digital geo-ecological map: concepts, GIS-methods and case studies. - Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Bd. 20, Basel, 144 S.

FRÖHLICH, J., D. DRÄYER & M. HUBER (1994): GIS-Methoden in der landschaftsökologischen Raumbewertung mit einem Beispiel zur Bestimmung der Bodenerosionsgefährdung. - Die Erde, 125 (1), S. 1-13.

LESER, H. (1986): Bodenerosion - Erforschung eines geoökologischen Prozesses. - Hallesches Jahrbuch f. Geowissenschaften, Bd. 11 (1986), Gotha, S. 1-17.

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.

ROHR, W., T. MOSIMANN, R. BONO, M. RÜTTIMANN & V. PRASUHN (1990): Kartieranleitung zur Aufnahme von Bodenerosionsformen und -schäden auf Ackerflächen: Legende, Erläuterungen zur Kartiertechnik, Schadensdokumentation und Fehlerabschätzung. - Materialien zur Physiogeographie, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Heft 14, Basel, 56 S.

RÜTTIMANN, M., D. SCHAUB, V. PRASUHN, & W. RÜEGG (1995): Measurement of runoff and soil erosion on regularly cultivated fields in Switzerland - some critical considerations. - Catena, 25, 1995 : 127-139.

RÜTTIMANN, M. (1996): Boden-, Herbizid- und Nährstoffverluste durch Abschwemmung bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat von Mais. - Eine Auswahl umweltschonender Anbauverfahren im Vergleich. = Dissertation Geogr. Inst. Uni Basel, (in Vorbereitung).

SCHAUB, D. (1994): Kartierung und Schätzung aktueller Erosionserscheinungen. Die Anleitung des Fachausschusses "Bodenerosion" des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 74, S. 127-130.

SIEGRIST, S. (1995): Experimentelle Untersuchungen über die Verminderung der Bodenerosion durch biologischen Landbau in einem NW-schweizerischen Lößgebiet. - Die Erde, 126 (1995), S. 93-106.

Phosphatanreicherung bei Bodenerosion

von

Wilke, B.; Schaub, D.

Der Eintrag von Nährstoffen aus diffusen Quellen ist eine der Hauptursachen für die Eutrophierung von Oberflächengewässern. Die Bestimmung des Nährstoffeintrags von diesen Flächen - vor allem Phosphat (P) - ist ein großes Problem der Umweltplanung (V. Prasuhn & M. Braun 1994). Der Eintrag des P in die Vorfluter erfolgt hauptsächlich über das erodierte Bodenmaterial, an welches das P gebunden ist. Dabei erfolgt die Bindung des P hauptsächlich an die feinen Korngrößenfraktionen. Die Erosion ist in Bezug auf die Korngrösse ein selektiver Prozess, d.h. die feinen Korngrößen werden beim Transport bevorzugt. Da das P genau an diese Fraktionen gebunden ist, kommt es zu einer Anreicherung des P im Erosionsmaterial. Diese Anreicherung wird mit der Enrichment Ratio (ER) beschrieben, die das Verhältnis des P-Gehaltes im Sediment durch den des Ausgangsbodens darstellt. Versuche in den U.S.A. zeigten, dass mit steigendem Bodenabtrag die ER abnimmt. Dieser Zusammenhang ließ sich mit einer Funktion umschreiben, die A.N. Sharpley aufstellte (1980, 1990):

$$ER = 3.23 (BOAB)^{-0.16} \quad (I)$$

mit BOAB als Bodenabtrag in kg/ha.

Die Konstanten in der Funktion ändern sich mit den natürlichen Randbedingungen wie Bodenform, Klima etc. Es existieren deshalb verschiedene Formen dieser Gleichung, um den jeweiligen Standortbedingungen gerecht zu werden. Für Europa wurden verschiedene Formen der amerikanischen Gleichung, je nach Randbedingungen, übernommen. K. Auerswald (1989) verwendet folgende Form:

$$ER = 1.86 (BOAB)^{-0.2} \quad (II)$$

mit BOAB als Bodenabtrag in T/ha

Obwohl diese Formeln in vielen Modellen verwendet werden (A. R. Menzel 1980, K. Auerswald 1989), und auch für die Umweltplanung Bedeutung haben (V. Prasuhn & M. Braun 1994) wurden sie noch nicht anhand von Felddaten für Mitteleuropa überprüft.

In dieser Studie werden die Ergebnisse von Untersuchungen an vier verschiedenen Flächen in der Schweiz, basierend auf 223 Erosionsereignissen, präsentiert. Ziel ist es das Konzept der ERs für die Bedingungen in Europa zu überprüfen.

Untersuchungsgebiete

Die vier Untersuchungsgebiete liegen in der Schweiz nördlich der Alpen (Abb. 1). Die Testflächen Wiler, Hirschthal und Obermuhen liegen im Schweizer Mittelland. Sie waren Teil einer Studie zur Erosionsverminderung mit Mulchsaaten (M. Rüttimann 1993, 1994, W.T. Rüegg 1994). Von den verschiedenen Versuchsanordnungen wurden nur die ohne Mulchsaat in der Studie berücksichtigt. Der Standort Möhlin liegt östlich von Basel und ist Langzeituntersuchungsfläche der Universität Basel. Die wichtigsten Eckdaten sind in Tab. 1 aufgeführt..

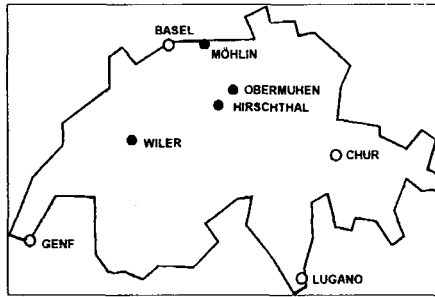


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete.

	U.S.A.	Schweiz
Parzellengrösse [ha]	1.1 - 122	0.001 - 0.03165
Anzahl der Ereignisse	120	223
Bodenform	Kirkland Silt Loam, Cobb Fine Sandy Loam, Houston Black Clay, Woodward Loam.	Braunerde-Pseudogley, Braunerde-Regosol, Hangsand-Pseudogley-Kolluvium, tiefgründige Löss-Braunerden und Löss-Parabraunerden.
Bewirtschaftung	Native grass, Wheat, Peanuts/Grain, Sorghum rotation, Cotton/oats/sorghum rotation.	Mais, Grünbrache, Getreide.
Analysemethode	Perchloric Acid, NaOH-Extrakt, Labile P with Anion Exchange Resin.	Ammonium Laktat-Extrakt

Tab. 1: Versuchsaufbau in den U.S.A. (A. N. Sharpley 1990) und in der Schweiz (D. Schaub 1989, M. Rüttimann 1995).

Methoden

Abfluß und Bodenabtrag an den Standorten Wiler, Obermuhen und Hirschtal wurde mit einem Feldkasten gemessen, der eine normale Bewirtschaftung der Felder erlaubte (M. Rüttimann & V. Prasuhn 1993, D. Schaub 1989).

Der Ausgangsgehalt an P wurde anhand einer Mischprobe aus den obersten 5 cm aus 5 Einzelproben bestimmt. In Wiler wurde der Ausgangsgehalt an P separat für Ober-, Mittel- und Unterhang bestimmt. Für diesen Standort wurde aus den drei Ergebnissen das arithmetische Mittel bestimmt.

Analysemethoden und Berechnungen

Phosphor wurde anhand des Ammonium-Laktat-Extraktes bestimmt, welcher den langfristig pflanzenverfügbaren P-Anteil extrahiert (E. Schlichting & H. P. Blume 1966).

Die Laborergebnisse dienen zur Berechnung der ER für jedes Ereignis (ER A.L.). Anhand des Bodenabtrags wurden die ERs nach Sharpley (Formel I) (ERS) und Auerswald (Formel II) (ERA) berechnet. Es wurden dann Korrelationsanalysen zum Bodenabtrag und zur Sedimentkonzentration durchgeführt.

Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in den Abb. 2 und 3 dargestellt. Generell konnte ein Enrichment von P festgestellt werden, ein Zusammenhang mit dem Bodenabtrag ließ sich jedoch nicht herstellen. Auch die Verwendung der Sedimentkonzentration statt des Bodenabtrags brachte keine besseren Ergebnisse. Weder Lokalität noch Bodenform hatten einen Einfluß auf diese Ergebnisse.

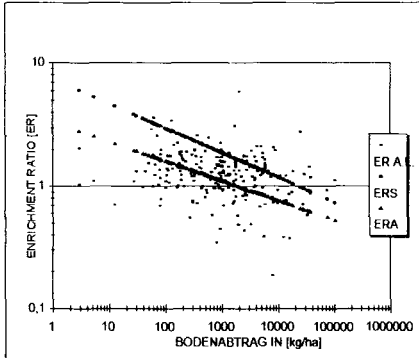


Abb. 2: Die verschiedenen Enrichment Ratios im Vergleich.

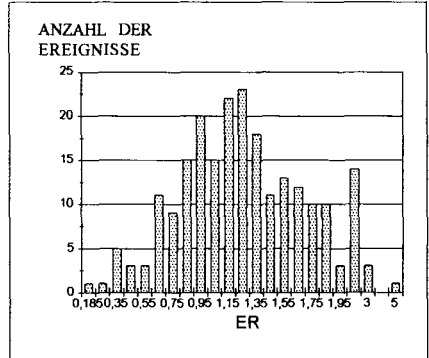


Abb. 3: Verteilung der ERs.

Diskussion

Die Resultate zeigen eine Anreicherung von P, aber der Zusammenhang mit dem Bodenabtrag, wie er in den U.S.A. vorliegt, ist nicht gegeben. Um diese unterschiedlichen Ergebnisse zu erklären, müssen zunächst die Unterschiede im Versuchsaufbau zwischen den U.S.A. und der Schweiz betrachtet werden (Tab. 1), bevor andere Möglichkeiten untersucht werden.

Die Unterschiede lagen vor allem in den Bodenformen, der Größe der Versuchsfelder, der Bewirtschaftung und der Analyse.

Die Bodenformen sind nicht direkt vergleichbar, da die klimatischen und geologischen Randbedingungen nicht gleich waren. Allgemein sind die Böden in den U.S.A. aber lehmiger, was einen erhöhten Oberflächenabfluss zur Folge hat. Dieser fördert wiederum den Prozess der Bodenerosion.

Die größeren Flächen in den U.S.A. bedingen längere erosive Hangstrecken, was auch dem Prozess der selektiven Anreicherung der feinen Korngrößen zu gute kommt.

Bei der Bewirtschaftung war der Anteil der mit Gras und anderen gut deckenden Pflanzenarten bewachsenen Flächen in den U.S.A. größer. In der Schweiz war ein Großteil der Flächen mit spätdeckendem Mais bepflanzt, was die Erosionsanfälligkeit erhöht. Der bessere Erosionsschutz durch die Pflanzendecke in den U.S.A. mindert die positiven Effekte durch Hanglänge und Bodenform für den Erosions- und Anreicherungsprozess.

Die Analysemethoden sind nicht ausschlaggebend für die Ergebnisse, was E. Mathys (1992) im Rahmen seiner Dissertation aufgezeigt hat.

Die Unterschiede in den Randbedingungen können aber nicht allein die beobachteten Ergebnisse erklären. In den Arbeiten von Sharpley wird der Zusammenhang zwischen ER und Bodenabtrag zwar postuliert, der Prozess der dazu führt aber nicht näher betrachtet.

Im Zusammenhang mit dieser Studie wurde auch die Veränderung der Korngrößenzusammensetzung bei Erosionsereignissen anhand von 414 Einzelereignissen in der BRD und der Schweiz untersucht. Obwohl auch hier eine generelle Anreicherung feiner Korngrößen beobachtet werden kann, so ist die Streuung der Ergebnisse sehr hoch. Teilweise werden sogar Abreicherungen feiner Korngrößen im Verhältnis zum Ausgangsmaterial beobachtet. Dies weist darauf hin, daß das

Geschehen während des Erosionsprozesses wesentlich komplexer ist. Studien von Alberts et al. (1980) und V. Prasuhn (1991) zeigen, daß der Transport feiner Korngrößen oft in Aggregaten erfolgt, die dann während der Erosion wesentlich früher aus der Suspension ausfallen.

- ▾ Weitere Forschungen müssen sich deshalb auf die Mechanismen des Erosionsprozesses konzentrieren.

Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, daß das Konzept der ERs auch für Europa anwendbar ist, der Zusammenhang zum Bodenabtrag wie in Amerika ist jedoch nicht gegeben.

Wie in Abb. 2 zu sehen ist, über- oder unterschätzen die momentan in der Planung verwendeten Formeln die ER von P in den meisten Fällen. Statt der Formeln sollte besser mit einem fixen Wert von 1.86 gearbeitet werden. Er erfaßt 94 % alle Ereignisse und ist somit im Sinne eines "worst case scenario" zu verwenden. Dieser Wert gilt für alle Bereiche, die ähnliche Randbedingungen aufweisen, also für einen Großteil des Alpenvorland nördlich der Alpen.

Literaturverzeichnis

- Alberts, E.E., Moldenhauer, W.C., Foster, G.R. 1980: Soil Aggregates and Primary Particles transported in Rill and Interill Flow. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 590 - 595.
- Auerswald, K. 1989: Predicting Nutrient Enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology* 2: 271 - 277.
- Mathys, E. 1992: Phosphatwirksamkeit von erodiertem Bodenmaterial zur Eutrophierung. Dissertation ETH Zürich.
- Menzel, R.G. 1980: CREAMS Vol. III Support Documentation. USDA-SEA Conservation Research Report 26: 486 - 492.
- Prasuhn, V. 1991: Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura (Raum Anwil, BL) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. *Physiogeographica* 6 Basel.
- Prashun, V., Braun, M. 1994: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kanton Bern. Schriftenreihe der FAC Liebefeld. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene Liebefeld-Bern.
- Rüegg, W.T. 1994: Verfügbarkeit von Stickstoff für Silomais bei Mulchsaat in abgestorbene Zwischenfruchtbestände. Dissertation ETH Zürich.
- Rüttimann, M., Schaub, D., Prasuhn, V., Rüegg, W. 1995: Measurement of runoff and soil erosion on regularly cultivated fields in Switzerland - some critical considerations. *Catena*, 25, 1996: 127 - 139.
- Rüttimann, M., Prasuhn, V. 1993: Feldmessgerät zur Erfassung von flächenhafter Bodenerosion und Stofffrachten auf Maisflächen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 39: 338 - 348.
- Rüttimann, M. 1994: Atrazin-Verluste durch Abschwemmung und Bodenerosion in Maismulchsaaten. CIBA Arbeitstagung "Verhalten von Pflanzenschutzmitteln in der Umwelt: Beispiel Atrazin". Olten-Basel.
- Schaub, D. 1989: Die Bodenerosion im Lössgebiet des Hochrheintals (Möhliner Feld/Schweiz) als Faktor des Landschaftshaushaltes und der Landwirtschaft. *Physiogeographica* 13 Basel.
- Schlichting, E., Blume, H.P. 1966: Bodenkundliche Laboruntersuchungen. Verlag Paul Parey Hamburg Berlin.
- Sharpley, A.N. 1980: The Enrichment of Soil Phosphorus in Runoff Sediments. *Journal of Environmental Quality*, 9: 521 - 526.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J. 1990: Phosphorus Transport in Agricultural Runoff: The Role of Soil Erosion in "Soil Erosion on Agricultural Land". Editors: Boardman J., Foster, I.D.L. and Dearing J.A. John Wiley & Sons Ltd. New York.