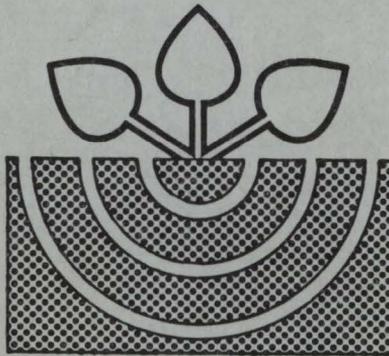


Z81/68

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 68

1992

ISSN - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

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

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der Kommission VI und der AG 2 "Bodennutzung
in Wasserschutz- und -schongebieten"
8. und 9. September 1992
ROTENBURG a.d. Fulda

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der AG 3 "Bodenerosion"
21. und 22. September 1992
WEIHENSTEPHAN

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommissionen II und VII
23. bis 26. September 1992
OLDENBURG

Band 68

1992

I N H A L T

BAND 68

Seite

KOMMISSION VI und AG 2 BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN - ROTENBURG a.d. Fulda

ANLAUF, R.:	Der Einsatz eines Geografischen Informationssystems (GIS) für das Einzugsgebietsmanagement	11
ANTONY, F., R. HASSELBAUER u. B. MEYER:	Betriebs- und schlagbezogene N-Salden der landwirtschaftlichen Bodennutzung und Akkumulation von austragsgefährdetem Herbst-N _{min} in der Wurzelzone - WSG Hameln-Süd -	12
BACHMANN, J., R. PAGEL, K. H. HARTGE u. R. R. v. d. PLOEG	Modellrechnungen zum flächendeckenden Austrag von Nitrat aus städtischen Grünflächen	21
BECKER, K. W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN u. B. MEYER	Bodengebundene Parameter zur Beurteilung der Nitratabbauraten durch Denitrifikation	25
BOHNE, H., D. RAUCH u. M. KAHLLEN-BODEN- DIECK	Der Einfluß unterschiedlicher Mulchmaterialien auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt einer baumschulisch genutzten Parabraunerde	29
BOHNE, K.:	Methoden zur Berechnung der Feldkapazität und des Gravitationswasserabflusses auf der Basis der Fließtheorie	33
BOUWER, W., S. GÄTH und H.-G. FREDE:	Simulation der Nitratverlagerung im ungesättigten und gesättigten Boden - dargestellt am Beispiel eines Wassereinzugsgebietes im westlichen Niedersachsen	37

BRANDT, M., R. HASSELBAUER u. B. MEYER:	Pelite und ihre Böden: Landschaftshydrologische Funktion in Abhängigkeit von geo- und pedogener Strukturierung und saisonalen Schwankungen. - Beispiel WSG Hameln-Süd	41
CASTELL-EXNER, Claudia:	DVGW-Merkblatt Nr. 104 "Bodennutzung und Düngung in Wasserschutzgebieten"	45
CORD-LAND- WEHR, K. und G. SCHWERDT- FEGER	Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers im Wasserschutzgebiet des Wasserwerkes Holdorf, Landkreis Vechta	51
GOEB, S., R. R. v. d. PLOEG u. J. BACHMANN:	Die räumliche Variabilität von Nitrat in Ackerböden im Spätherbst im Großraum Hannover	55
HARRACH, T.:	Flächendeckende Ermittlung von für die Nitrataustragsgefährdung wichtigen Bodeneigenschaften	59
HASSELBAUER, Ruth, F. ANTONY u. B. MEYER:	Geohydrologische Struktur, Mosaik und Parameter der Hydropedotope als Kalkulationsgrundlage des Solutaustuges am Beispiel des WSG Hameln-Süd	63
HEROLD, L. und G. ZIEGLER:	Untersuchungen zum Stickstoffein- und -austag in einem Wasserschutzgebiet (WSG) im Randgebiet des Thüringer Schiefergebirges	67
HOFFMANN, Fr.:	Organische Düngung und Nitratauswaschung - Simulationsergebnisse -	71
ISERMANN, K.:	Nitrat-N und Sulfat-S in Porengrundwasserleitern bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung/Düngung	75
MASTHOFF, B., O. SEITZ, F. ANTONY u. K.-W. BECKER:	Wirkungsmosaik von Boden- und Sedimentkörper auf Denitrifikation und Ammonifikation des landwirtschaftlichen Nitrataustrages im Niederterrassenbereich der Weser bei Hameln	79
MEIER, R. und M. WIEDEN:	Erfahrungen mit der Flächenstillegung (120 ha) in der Zone II des WSG Zell bei Würzburg (Ergebnisse mehrjähriger N_{min} -Messungen)	83

MÜLLER, L., R. DANNOWSKI, U. SCHINDLER u. J. QUAST	Bodenhydrologische Bewertung von Agrar- flächen in einem Beispielsgebiet Ostbran- denburgs	87
NEUENDORFF, J., L. KLEMPF, W. POHLMANN u. G. SPATZ	Über die Aussagekraft von N _{min} -Beprobungen auf beweidetem Grünland	91
NORDMEYER, H.:	Bewertung von Pflanzenschutzmitteln. Zulas- sungspraxis und Grundwasserschutz.	95
PETER, M. u. T. HARRACH:	Sanierungskonzept und Ergebnisse standort- kundlicher und pflanzenbaulicher Untersu- chungen im Wasserschutzgebiet Großer Brun- nen, Bad Wildungen	99
QUAST, J., L. MÜLLER u. R. DANNOWSKI:	Abschätzung der realen Stoffausträge in landwirtschaftlich genutzten Flußpoldern mittels gebietshydrologischer Analysen	103
RAUE, W. und R. ANLAUF:	Grundwasserschutz durch Kooperation zwis- schen Landwirtschaft und Wasserwerk	107
RENGER, M. u. G. WESSOLEK:	Qualitative und quantitative Aspekte zur Nitratverlagerung	111
RICHTER, G. M., A. J. BEBLIK, K. CHR. KERSE- BAUM u. J. RICHTER	Modellierung des Nitrataustrags - Bera- tungsinstrument für den GW-Schutz in Nie- dersachsen	115
RINGE, H., G. SPRINGOB, M. MOHNKE u. W. RAUE	N-Auswaschung aus landwirtschaftlich ge- nutzten Flächen im Wassereinzugsgebiet Fuhrberger Feld mit und ohne Berücksich- tigung der Stickstoff-Mineralisation über Winter	119
SCHEFFER, B.:	Regelung der Bodennutzung in Wasserein- zugsgebieten aus der Sicht des DVWK	123
SCHÜLTKEN, H.:	Wasserhaushalt und Stofftransport in einem Wassereinzugsgebiet aus Sandlöss über Ge- schiebelehm	127

WAGNER, B., R.FUNK und F.X.MAIDL:	Simulation der Stoffverlagerung in der un- gesättigten Bodenzone auf der Basis redu- zierter Datensätze	131
WALTHER, W.:	Über wechselnde Nitrat-Abbauverhältnisse in der norddeutschen Tiefebene und Folgen für den Regelungsbedarf in Grundwasser- schutzgebieten	135
WEINZIERL, W.:	Ermittlung, Bewertung und Darstellung der potentiellen Nitratauswaschungsgefahr landwirtschaftlich genutzter Böden im Maßstab 1 : 25.000	139

AG 3 BODENEROSION - WEIHENSTEPHAN

AUERSWALD, K. u. W.SINOWSKI	Erosion von Wanderwegen in den Alpen	145
BÄUMLER, R. u. W.ZECH:	Stoffhaushalt und Stoffbilanz zweier Klein- einzugsgebiete im Flysch bei Marienstein (Tegernseer Alpen)	149
BECHT, M. und K.-F.WETZEL:	Hangabtrag in den nördlichen Kalkalpen	153
BLÜHBERGER, G.u. E.KLAGHOFER:	Von der ABAG zur ÖBAG - Die Isoerodenten- karte von Österreich	157
FORSTER, J.C. und W.ZECH:	Organische Substanz und Aggregation in Böden unter Almweide und Bergwald im Na- tionalpark Berchtesgaden	161
HARDENBICKER, U., J.GRUNERT und A.SKOWRONEK	Bodenumlagerungen infolge von Hangrutschun- gen im Bonner Raum	165
HEUSCH, K., Th.CONZEN, J.BOTSCHKEK u. A.SKOWRONEK:	Kartierung und Quantifizierung von Erosi- onsschäden auf ackerbaulich genutzten Auen- böden der Unteren Sieg nach einem Hochwas- serereignis	169

HOFMANN, R., K.AUERSWALD u. M.KAINZ	Vergleich erosionsrelevanter Eigenschaften inner- und außeralpiner Ackerböden	173
KEMPER, G.:	Bodenerosion auf Wanderwegen. - Bewertung und Sanierung von Erosionserscheinungen im Rahmen von Umweltbaustellen durch die Ju- gend des deutschen Alpenvereins	177
SINOWSKI, W. und K.AUERSWALD:	Erosionsschutz von Straßenböschungen und Steilhängen durch biologisch abbaubare Geotextilien	181

KOMMISSIONEN II und VII - OLDENBURG -

ALGE, G., E.M. UNGER u. W.W. WENZEL:	Chemisch-mineralogische Veränderungen in Ah- und Al-Horizonten saurerer Para- braunerden des westlichen Innviertels (Oberösterreich)	187
DULTZ, S. und H. Graf v. REI- CHENBACH:	Rückschlüsse auf die Tiefenverteilung der Verwitterungsintensität aus der quantita- tiven Veränderung des Mineralbestandes in Waldböden	191
FEGER, K.H.:	Abschätzung von Silikatverwitterungsraten aus Elementflüssebilanzen von Waldökosy- stem und -einzugsgebieten	195
FISCHER, W.R.:	Ermittlung der Selektivität des Kationen- austausches durch Kurvenanpassung	199
FRANK, U. und H.GEBHARDT:	Zur Entwicklung der Dreischicht-Tonmine- rale in extrem sauren Waldböden während der jüngeren Versauerungsphase	203

FRANK, U., H. GEBHARDT, L. GIANI, M. MUSTAFA und R. RADERSCHALL	Exkursionsführer "Anthropogene Boden- veränderungen im Raum Oldenburg und im Küstengebiet" anlässlich der gemeinsamen Tagung der Komm. II und VII der DBG 1992	207
GERKE, J.:	Die Bedeutung der organischen Substanz für die Phosphatadsorption und Phosphat- verfügbarkeit in Böden	227
GERTH, J.:	Bindung von Schwermetallen durch modifi- zierte Goethite	231
GONZALES, J., A. POHLMEIER, D. NARRES und M. J. SCHWUGER	Mobilisierung von Ca^{2+} - und Cd^{2+} -Ionen aus Böden und Bodenkomponenten durch Tenside	235
HADERLEIN, St. u. R. SCHWARZEN- BACH	Spezifische Interaktionen von nitroaro- matischen Substanzen mit Tonmineralien	239
HARTMANN, K.-G., H.-P. BLUME, E. KALK und H. LANGE	Mineralveränderungen holozäner Staubein- träge eines norddeutschen Hochmoores	241
HEITMANN, H., E. KLUMPP, Th. RHEINLÄNDER, H. D. NARRES und M. J. SCHWUGER	Zum Einfluß von Tensiden auf die Adsorp- tionseigenschaften von Tonmineralien ge- genüber organischen Umweltchemikalien	247
HOINS, U. und H. STICHER:	Zur Cadmium-Adsorption an Goethit: Der Einfluß von Sulfat	251
JAHN, R., K. STAHR und K.-H. PAPPENFUSS:	Zur Eignung von Triethylammoniumchlorid als Extraktionsmittel zur Bestimmung der Austauschkapazität äußerer Oberflächen	255
KARTHEIN, R.:	Spektroskopische Untersuchungen der Koor- dinationssphäre von Übergangselementen bei der Adsorption an Mineraloberflächen	259

KOCH,D., M.GRUPE und H.KUNTZE:	Einfluß der Tonmineralzusammensetzung einer Braunerde aus Basalt auf die Ni-Mobilität	267
KOWALKOWSKI,A. und J.KOCON:	Kryogene Verwitterung der Quarzsandkörner im Gletschermilieu Spitzbergens	271
RAMPAZZO,N. und W.E.H.BLUM:	Veränderung Pedogener Fe-, Al- und Mn-Oxide durch Versauerung unter Buchenwald	277
SCHEIDEGGER,A. u. H.STICHER:	Beschichtung von Silikasand mit Eisenoxiden: Herstellung und analytische Identifikation	281
SPRINGOB,G., Barbara DEGEN u. H. Graf v. REICHENBACH	"Kritische" K-Konzentrationen und K-Freisetzungsraten von Biotit - Bestimmung, Bedingungsgrößen, kinetisches Modell -	285
STAHR,K. und M. ZAREI:	Veränderung des Mineralbestandes von Böden des Schwarzwaldes durch junge Versauerung	289
TIPPKÖTTER,R.:	Kristalline Überzüge aus Calciumphosphaten auf Aggregatflächen einer Mullrendzina	293
TOLKSDORF-LIENE- MANN, Eva:	Zur Beteiligung wasserlöslicher organischer Substanzen an der Mineralverwitterung	297
WAGNER,A. und G.MIEHLICH:	Kationenaustausch in künstlich ölkontaminierten Bodenmaterialien	301
WU,Q., M.BOR- KOVEC, G.DEGO- VICS, P.LAGGNER u. H.STICHER	Oberflächen- und Größenverteilungen in Böden	305
ZAREI,M., K.STAHR und K.-H.PAPENFUSS:	Die Verwitterung von Granit im sauren Milieu: Ein Modellexperiment mit Modifikationen	309
GILKES,R.J.:	The influence of parent mineral structure and composition on the microfabric of weathering products in soils	313

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der Kommissionen VI und der AG 2 - Bodennutzung
in Wasserschutz- und -schongebieten

Strategien zur Reduzierung von Belastungen des
Grundwassers in Wasserschutzgebieten

am 8. und 9. September 1992

in

ROTENBURG a.d. Fulda

Der Einsatz eines Geografischen Informationssystems (GIS) für das Einzugsgebietsmanagement

von

Anlauf, R.

Einleitung

Um die Versorgung der Bevölkerung mit unbelastetem Trinkwasser auch weiterhin sicherzustellen, werden in den nächsten Jahren neben der Beratung der Landwirte "vor Ort" verstärkt wissenschaftliche Methoden zur Bewertung von Trinkwasserschutzmaßnahmen (z.B. mithilfe von Simulationsmodellen) angewandt werden müssen. Dies wird die ständig vorrätig zu haltenden Daten sprunghaft ansteigen lassen. Um diese flächenbezogenen Daten sinnvoll verwalten, verknüpfen und ausgeben zu können, wurde bei der Stadtwerke Hannover AG - Wasserwerke - vor etwa einem Jahr ein geografisches Informationssystem eingeführt.

In diesem System (Abb. 1) werden alle flächenbezogenen Daten (z.B. Katasterdaten, bodenkundliche, hydrologische, geologische Daten, Klimadaten) in digitaler Form abgelegt. Durch Verschneidung dieser Daten mithilfe einfacher Abfrage und Verknüpfungsregeln oder in Kombination mit externen Programmen (z.B. Boden- und Grundwassermodellen) können Aussagen getroffen werden z.B. über eine regional unterschiedliche potentielle Gefährdung des Grundwassers durch Schadstoffeinträge, über eine aktuelle Belastung bei gegebener Flächennutzung und natürlichen Bedingungen, oder über Transportmengen und -zeiten von Schadstoffen im Aquifer. Ziel ist die Entwicklung von Strategien für ein effizientes Einzugsgebietsmanagement. So kann z.B. die Kenntnis der unterschiedlichen Gefährdungspotentiale in den Wassereinzugsgebieten dazu genutzt werden, um besonders gefährdete Gebiete zu identifizieren und im Rahmen einer landwirtschaftlichen Beratung die Schadstoffeinträge bzw. Ressourcennutzung (landwirtschaftliche Beregnung) zu minimieren, bzw. die Wassergewinnung in Hinblick auf Qualität und Quantität zu optimieren (z.B. Planung von neuen Brunnen, Abwehrbrunnen).

Das GIS

Bei den Stadtwerken wird das geografische Informationssystem PC-ARC/INFO eingesetzt. ARC/INFO bietet den Vorteil, daß es relativ weit verbreitet ist, z.B. bei Universitäten und Landesämtern, und ein Transfer grafischer Daten damit vereinfacht

wird. PC-ARC/INFO arbeitet mit einer DBase-Datenbank. Attributdaten können somit direkt unter DBase bzw. über eine ASCII-Schnittstelle mit anderen Programmen weiterverarbeitet werden. Als externe Programme, die in Verbindung mit dem GIS eingesetzt werden, werden Eigenentwicklungen in DBase, FORTRAN- und QUICK-BASIC eingesetzt.

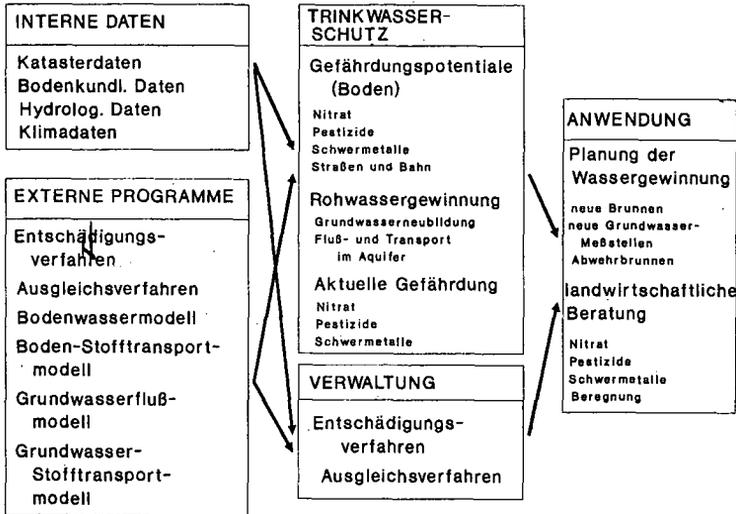


Abb. 1: Übersicht über das Informationssystem

Das Wassergewinnungsgebiet

Die dargestellten Anwendungsbeispiele beziehen sich auf das "Fuhrberger Feld". Es ist das wichtigste Wassergewinnungsgebiet für den Großraum Hannover, 80% des von der Stadtwerke Hannover AG verteilten Wassers werden hier gefördert. Die Größe des Einzugsgebietes beträgt etwa 30.000 ha, davon sind ca. 16.000 ha Wald, 3000 ha Grünland und ca. 9000 ha intensiv genutztes Ackerland. Die aus 81 Vertikalbrunnen und 9 Horizontalfilterbrunnen geförderte Wassermenge beträgt ca. 42 Mio m³ pro Jahr.

Daten

Hydrologie: Grundwasserstände von ca. 1200 Grundwassermeßstellen, die monatlich bzw. 2-monatlich gemessen werden, werden unter DBase verwaltet. Die Position der Grundwassermeßstellen kann zusammen mit beliebigen anderen flächenbezogenen Informationen in dem GIS dargestellt werden. Isohypsenpläne werden zur Zeit noch durch ein externes Contour-Programm erstellt und über eine Grafikschnittstelle an das GIS übergeben. Die Grundwasserstände bzw. Flurabstände können dann als Karte dargestellt bzw. zusammen mit anderen Daten in Auswerteprogrammen genutzt

werden.

Grundwasserqualitätsdaten von Brunnen und Grundwassermeßstellen werden ebenso wie die Grundwasserstände unter DBase verwaltet und können nach Übernahme in das GIS genauso genutzt werden.

Bodenkunde: Für den Bereich des "Fuhrberger Feldes" gibt es noch keine digital verfügbaren Bodenkarten. Deshalb wurde ein für die landwirtschaftlich genutzten Flächen erstelltes bodenkundliches Gutachten digitalisiert und ergänzt durch die Digitalisierung gedruckter Bodenkarten (1:25000). Für die einzelnen Bodeneinheiten wurden Profilbeschreibungen (Horizontierung, Bodenart, Humusgehalt, Lagerungsdichte) aus Bohrprotokollen entnommen bzw. für Bodeneinheiten ohne Bohrpunkte aus der Bodenkarte bzw. benachbarten Bodeneinheiten übernommen. Die Qualität der bodenkundlichen Daten damit auch die Qualität von daraus abgeleiteten Kenngrößen ist somit sehr unterschiedlich.

Katasterdaten: Das Wassergewinnungsgebiet wird durch etwa 100 Grundkarten (DGK 5, 1:5000) abgedeckt. Ein Drittel dieser Karten, vornehmlich in den landwirtschaftlich genutzten Bereichen, ist bis jetzt digitalisiert worden. Erfasst wurden die einzelnen Flurstücke, Straßen, Wege und Gewässer mit den genauen Katasterbezeichnungen (Gemarkung, Flur, Flurstück) und der Realnutzung, wie sie in der DGK 5 dargestellt ist. Durch ein seit vielen Jahren durchgeführtes Entschädigungsverfahren für die Grundwasserabsenkung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen gibt es eine Datei mit den Eigentümern der einzelnen Flurstücke. Durch Verbindung dieser DBase-Datei mit dem GIS können die Eigentümer einzelner Flurstücke auf dem Bildschirm direkt ermittelt werden. Das Problem bei den Katasterdaten besteht vor allem darin, daß das in Niedersachsen begonnene Automatisierte Liegenschaftskataster (ALK) für dieses Gebiet noch nicht besteht und eine Fortführung der Daten dadurch zur Zeit noch sehr aufwendig und teuer ist.

Anwendungen

Im Folgenden sollen bereits realisierte Anwendungen des Systems exemplarisch dargestellt werden.

1. Kartografische Darstellung

Mit dem GIS können Informationen verschiedener Datenebenen in beliebigem Maßstab als Karte auf dem Bildschirm bzw. als Ausdruck dargestellt werden (z.B. Wege, Strassen und Grundwassermeßstellen; Eigenbesitz der Wasserwerke; Schutzgebietsgrenzen und Brunnen; Grundkarte mit darübergelegten Flurabständen). Vorteile gegenüber einer Herstellung durch herkömmliche Zeichentechniken sind, daß Daten nur an einer Stelle gepflegt und Karten damit jeweils auf dem aktuellen Stand sind, und das sehr viel flexibler auf die Anforderungen an bestimmte Karteninhalte reagiert werden kann. Es können aber auch über Bedingungen bestimmte Informationen herausgefiltert werden (z.B. Ackerflächen mit Flurabständen unter 1 m, Ackerflächen mit weniger als 100 m Abstand zu Fließgewässern).

2. Abfragen am Bildschirm

Umgekehrt können Informationen für eine bestimmte Position direkt am Bildschirm abgefragt werden (z.B. Eigentümer, Nutzung, Flurabstand einer Ackerfläche, bodenkundliche Informationen).

3. Kombination mit Grundwassermodell

Mit Hilfe eines geeichten Grundwassermodells können Grundwasserstände bei gegebener Bewirtschaftung der Brunnen simuliert werden. Insbesondere können über die Flußvektoren auch Einzugsbereiche einzelner Brunnen oder Brunnengruppen abgegrenzt werden. Eine grobe Abschätzung des Nitratreintrags in das oberflächennahe Grundwasser im Bereich des "Fuhrberger Feldes" kann aufgrund der Realnutzung erfolgen: Acker ca. 130 mg/l NO₃, Bebauung ca. 45 mg/l NO₃, Grünland ca. 25 mg/l NO₃, Wald ca. 1 mg/l NO₃ (z.B. Strebel & Böttcher, 1985; eigene Erhebungen). Nach Übertragung der Einzugsbereiche aus dem Grundwassermodell in das GIS und Kombination mit Werten des Nitratreintrags in das oberflächennahe Grundwasser kann die Nitratanlieferung aus einem bestimmten Gebiet und damit die relative Gefährdung einzelner Brunnen oder Brunnengruppen abgeschätzt werden. Auf dieser Grundlage können dann z.B. die längerfristigen Auswirkungen von Nutzungsänderungen auf bestimmte Brunnen abgeschätzt werden.

4. Abschätzung der Filtereigenschaften des Bodens

Die mechanische, physikochemische bzw. allgemeine Filtereigenschaft von Böden und damit das Gefährdungspotential eines Standorts kann aufgrund von bodenkundlichen und hydrologischen Daten abgeschätzt werden (Blume, 1990).

Die mechanische Filterwirkung des Bodens als Maß z.B. für die Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat kann aus Bodenart, Lagerungsdichte, Humusgehalt und Flurabstand geschätzt werden. Zur Abschätzung der physikochemischen Filterwirkung des Bodens als Maß z.B. für die Gefährdung des Grundwassers durch Kalium aus der Gülle wird zusätzlich das Ausgangsgestein, der Humus- und Eisenoxidgehalt und die Gefügeform benötigt. Eine Kombination ("Verschneidung") dieser bodenkundlichen Daten mit dem Flurabstand ergibt neue Flächeneinheiten mit den Information beider Ausgangsdateien. Die Verrechnung der Daten erfolgt mit einem externen DBase-Programm mit anschließender Rückgabe der Ergebnisse an das GIS.

Ein solches Verfahren kann dazu benutzt werden, um besonders gefährdete Gebiete abzugrenzen und knappe Ressourcen (z.B. Arbeitskraft zur Beratung von Landwirten, Geldmittel zum Kauf von Flächen) zunächst einmal dort zu konzentrieren.

Literatur:

Blume, H.-P. (Hrsg.), 1990: Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg/Lech.

Strebel, O. und J. Böttcher, 1985: Einfluß von Bodennutzung und Bodennutzungsänderungen auf die Stoffbilanz eines reduzierenden Aquifers im Einzugsgebiet eines Förderbrunnens. Wasser u. Boden, 37 (3), 111-114.

BETRIEBS- UND SCHLAGBEZOGENE N-SALDEN DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN BODENNUTZUNG UND AKKUMULATION VON AUSTRAGSGEFÄHRDETEM HERBST-NMIN IN DER WURZELZONE - WSG HAMELN-SÜD-

Antony, F., R. Hasselbauer und B. Meyer*

1. Einleitung, Fragestellung und Zielsetzung

Die Sanierung der Nitratbelastung grundwasserliefernder Agrarlandschaften erfordert neben der Charakterisierung der standortbedingten Nitrat-Austragsgefährdung zusätzlich die Erfassung der Stickstoff-Überschuß-Situation der landwirtschaftlichen Produktion. In dieser Arbeit werden N-Bilanzierung und Herbst-Nitrat-Messung als die wichtigsten Instrumente zur Erfassung der landwirtschaftlich verursachten Nitratbelastung auf ihre Brauchbarkeit und gegenseitige Beziehung hin geprüft. Das 2600 ha große WSG-Hameln-Süd (davon 1375 ha LF) bietet durch seine vielfältige landwirtschaftliche Struktur und die sehr heterogenen Standorttypen gute Voraussetzungen zur Bearbeitung dieses Themas.

Die Aussagekraft der Bilanzergebnisse ist maßgeblich von der Qualität der Datenerhebung abhängig, woran reine Befragungs-/Interviewmethoden häufig scheitern. Die daraus abgeleitete Fragestellung soll klären, welche Möglichkeiten und Grenzen einer verbesserten Datenerfassung auf regionaler Ebene bestehen. Ziel ist es, auf nachprüfbarer Datenbasis den "landwirtschaftlich verursachten N-EUTROPHIERUNGSGRAD" aller Bilanzebenen mit ausreichender Genauigkeit darzustellen. Für die Herbst-Nitrat-Akkumulation ist zu klären, welche Unterschiede zwischen Einzelbetrieben, Betriebstypengruppen und einzelnen Kulturen bestehen. Ziel ist die flächendeckende Erfassung des "NITRAT-STATUS BODEN" zu Beginn der winterlichen Sickerwasserspende. Weiterhin ist zu prüfen, welche Beziehung zwischen errechneten jährlichen N-Salden und gemessenen Herbst-Nmin-Werten besteht.

2. Das Untersuchungsprogramm

N-Bilanzen wurden für die Ebenen Gesamtbetrieb, Stall und Einzelschlag durchgeführt. Betriebsbilanzen konnten für 22 Betriebe und 5 Jahre (1986-90) berechnet werden, d.h. für 90% der LF. Als Datengrundlage lag bei 19 Betrieben (87% d.LF) die "Doppelte Buchführung" für alle Jahre vor, bei den restlichen 3 Betrieben (3% d.LF) ohne Buchführung die jahresweise vollständig abgeheftete Kontoführung mit dem örtlichen Land-/Viehhandel. Für den gleichen Zeitraum und 472 ha wurden bei 12 Betrieben Stallbilanzen kalkuliert. Jahresbezogene Flächenbilanzen liegen in 4 Jahren (1988-91) annähernd für 100% der LF bzw. 445 Schläge pro Jahr vor, während für 1985-87 nur 62-78% der LF erfassbar waren. Die Flächenbilanzen basieren für 62% der LF auf Schlagkarteten und Notizbüchern und für die restliche LF auf mündlicher Befragung. Die Herbst-Nmin-Messungen erfolgten 1989-91 mit dem "Göttinger Bohrstock" auf je 445 Schlägen.

3. Regionales Erfassungspotential der Bilanzglieder und ihre Datenqualität

Zur Bewertung des Anteils der einzelnen Bilanzglieder am N-Gesamt-Import/-Export muß neben ihrer exakten Mengenerfassung auch die möglichst genaue Erhebung der jeweiligen N- bzw. Rohprotein-Gehalte angestrebt werden.

Betriebsbilanzen: Auf der N-Zufuhr- und N-Abfuhrseite konnte die Mengenerfassung der Bilanzglieder über die Buchführungs- und Kontoführungsunterlagen sehr genau durchgeführt werden. Gleiches gilt für die N-Gehalte der Bilanzglieder Handelsdünger und Handelsfuttermittel bei der N-Zufuhr. Für Vieh und Saatgut genügen Schätzwerte. Das Bilanzglied Niederschlag-N wurde gemessen, während die symbiontische N-Fixierung nur über standortbezogene Schätzwerte zu bewerten ist. Bei der Erfassung der N-Gehalte der wichtigen N-Abfuhrgrößen der pflanzlichen

* Institut für Bodenwissenschaft, v. Sieboldstr. 4, 3400 Göttingen

Produktion erfolgt eine jahresbezogene Abstufung zwischen Einzelbetrieben und Differenzierung nach Kulturarten. Für Winterweizen bot der örtliche Landhandel über Qualitätsuntersuchungen für 1985-91 umfangreiche Rohproteindaten. Jedem betriebsbezogenen Lieferschein konnte ein RP-Wert entnommen und aus der Summe aller Lieferungen ein jahresbezogener $\bar{\mu}$ -RP-Wert für jeden Betrieb errechnet werden. Die festgestellte Schwankungsbreite der $\bar{\mu}$ -RP-Werte liegt zwischen Betrieben bei 12,5-15,5% i.d.FM und innerhalb eines Betriebes zwischen Einzeljahren bei 12,6-15,0%. Da für Wintergerste, Winterroggen und Hafer keine RP-Gehalte beim Landhandel vorliegen, wurde vom erfassten $\bar{\mu}$ -RP-Wert eines Betriebes für Weizen ein kulturspezifischer Abzug je nach Düngungshöhe für Gerste von 1-1,5%, für Roggen von 2,5-3% und für Hafer von 1,8-2,3% Rohprotein durchgeführt. Beim Körnerraps ergaben 2-jährige Feldversuche zur Beziehung zwischen Düngungsniveau und N-Gehalt i.d.FM, daß der in der Literatur häufig zitierte mittlere N-Gehalt von 3,5% regional auf 2,9% gesenkt werden mußte. Die N-Gehalte der tierischen Produkte sind bei Fleisch über Schätzung und bei Milch über die Daten der Milchkontrolle ausreichend exakt zu erheben.

Flächenbilanzen: Die Mengenerfassung der Bilanzglieder der N-Zufuhr und der Marktfrucht-Haupterntegüter der N-Abfuhr wurde im Bereich Handelsdünger und Haupterntegüter der pflanzl. Produktion gegenüber der Betriebsbilanzerhebung bzw. für Wirtschaftsdünger gegenüber der Stallbilanz auf Plausibilität geprüft und korrigiert. Die N-Gehalte der Gülle wurden betriebsbezogen 2-jährig jeweils im Herbst und Frühjahr in mehreren Wiederholungen gemessen. Für Winterweizen liefern die RP-Werte des Landhandels lediglich einen jahresbezogenen $\bar{\mu}$ -RP-Gehalt aller Flächen eines Betriebes ohne eine weitere Differenzierung nach Einzelschlägen zuzulassen. Auch für die restlichen Getreidearten konnte nur mit geschätzten RP-Abschlägen gegenüber Winterweizen gerechnet werden.

Die 2-jährigen N-Reduzierungsversuche und 29 Einzelschlagergebnisse zu Raps zeigen im Düngungsbereich von 140 bis 300 kgN/ha N-Gehaltsschwankungen der Kornfrischmasse von 0,05-0,1% pro 20 kg N-Düngung. Die einzelschlagbezogenen N-Gehalte wurden in Abhängigkeit vom jeweiligen Düngungsniveau hiernach geschätzt. Rübenkörper wurden bei rein mineralischer Düngung mit 0,18% N bzw. bei Wirtschaftsdüngereinsatz mit 0,22% N i.d.FM bewertet. Bei der N-Abfuhr waren die Erträge der Marktfrucht-Nebenerntegüter (NEG) und des Futterbaus sowie deren N-Gehalte nur als Schätzwerte erfassbar. Für eine bessere Annäherung an die regionalen Verhältnisse, wurden über Literaturredaten und gleichzeitige Einbeziehung der regionalen Standorttypen und Bewirtschaftung Schätzverfahren entwickelt, wie beispielhaft am NEG-Zuckerrübenblatt in Tab. 1a und 1b dargestellt.

Tab. 1a/b: Schätzung der Rüben:Blatt-Verhältnisse über Sonnenscheindauer und N-Düngungsklassen (Tab. 1a) und der N-Gehalte (%) im Rübenblatt in Abhängigkeit vom Düngungsniveau (Tab. 1b)

Tab. 1a:

Sonnenscheindauer d. Vegetationszeit der Bilanzjahre (h/Jahr)	N-Düngungs-klasse (kgN/ha)	Rüben: Blatt-Verhältnis
836 ('84), 885 ('87) $\bar{\mu}=860$	200 → 250 150 - 200 <100 - 150	1:1,2 1:1,1 1:1,0
974 ('85), 976 ('86), 941 ('88) $\bar{\mu}=965$	200 → 250 150 - 200 <100 - 150	1:1,0 1:0,9 1:0,8
1090 ('83), 1175 ('89), 1084 ('90), 1146 ('91) $\bar{\mu}=1125$	200 → 250 150 - 200 <100 - 150	1:0,8 1:0,7 1:0,6

Tab. 1b:

N-Düng. (kgN/ha)	%N-Geh. i.d. FM	N-Düng. (kgN/ha)	%N-Geh. i.d. FM
100	0,2897	210	0,3605
110	0,2961	220	0,3670
120	0,3026	230	0,3734
130	0,3090	240	0,3798
140	0,3155	250	0,3862
150	0,3219	260	0,3927
160	0,3283	270	0,3991
170	0,3348	280	0,4056
180	0,3412	290	0,4120
190	0,3476	300	0,4184
200	0,3541		

Die erste Tabelle ermittelt das Rüben:Blatt-Verhältnis und damit die jährlichen Blatt-FM-Erträge nach Sonnenscheindauer der Vegetationszeit und drei N-Düngungsklassen, die zweite Tabelle schätzt die N-Gehalte der Blatt-FM in Abhängigkeit

von der Düngungshöhe. Datengrundlage sind 25-jährige Ergebnisse zur Nährstoffaufnahme von Zuckerrüben für den Standort Göttingen (BEISS, 1978) und die "Göttinger Systemversuche", die eine für die Schätzung zugrundegelegte annähernd lineare Beziehung zwischen N-Düngung und N-Aufnahme ins ZR-Blatt bestätigen.

4. Ergebnisse der Betriebsbilanzen

In Tab. 2 werden für 5 Betriebe mit lückenloser Buchführung die Ergebnisse jahresbezogener Betriebsbilanzen als β -Werte für 1986-90 dargestellt. Bei gleichem Betriebstyp (Marktfrucht-Extensivbetrieb, MEX 1-4) schwanken die N-Salden um so mehr, je ungünstiger die Standorttypen und je größer der Rapsanteil in der Fruchtfolge ist. Trotz nahezu identischem β -Ertragsniveau aller Kulturen ist die Effizienz des N-Einsatzes bei MEX 2 und 3 gegenüber MEX 1 noch steigerungsfähig (Sanierungsansatz). Betrieb MEX 4 versucht die schlechten Standortbedingungen durch einen erhöhten N-Import zu kompensieren, was aber aufgrund der niedrigen Erträge nicht gelingt. Der Veredelungs-Marktfruchtbetrieb (V-M 5) repräsentiert den höchsten N-Eutrophierungsgrad aller Betriebe.

Tab. 2: Jahresbezogene Betriebsbilanzen für 5 Beispielbetriebe mit lückenloser Buchführung als β -Werte für 1986-90 (gültig für 718 ha = 52% der LF) in kgN/ha u.a.*

Betr.-typ/ -nr.	Standort		Nutzung (Rotationen)				Jährl. N-IMP.	Jährl. N-EXP.	Jährl. N-SALDO	5-jähr. β -Ertragsniveau (dt/ha u.a)			
										WW	WG	ZR	RA
MEX 1	NT	100%	WW	WG(WW)	ZR		185	146	39	82	75	560	--
MEX 2	NT/LÖ	100%	WW	WG(WW)	ZR		204	140	64	80	76	542	--
MEX 3	NT/LÖ	65%	WW	WG(WW)	ZR		216	145	71	81	73	554	36
		MT/KBL	35%	WW	WG(WW)	RA							
MEX 4	MT	65%	WW	WG(WW)	ZR	50%	232	111	121	55	59	461	32
			WW	WG(WW)	RA	50%							
V-M 5**	LÖ/KBL	35%	WW	WG(WW)	ZR	50%	434	208	226	61	62	518	34
			100%	WW	WG(WW)	RA							

* ohne Bilanzglied Niederschlag-N

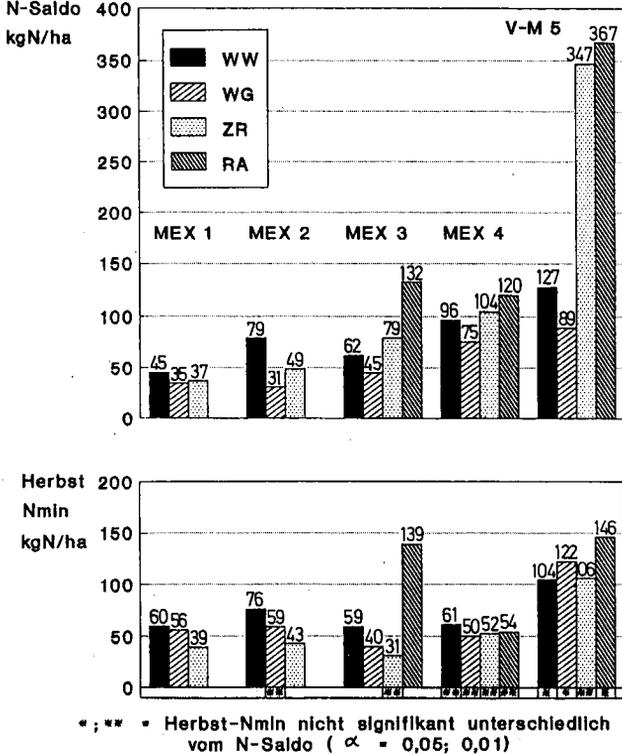
** 1,9 DE/ha nach Gülleverordnung, 2,5 DE/ha nach Stallbilanz berechnet

5. Vergleich der Flächen-N-Salden und der zugehörigen Herbst-Nmin-Werte

In Abb. 1 werden die β -N-Salden aller Schläge von 1989-91 getrennt nach 4 Hauptkulturen (Abb. oben) den jeweiligen Herbst-Nmin-Werten (Abb. unten) gegenübergestellt. Die Betriebe MEX 1-3 zeigen bei gleichen Standorten (Niederterrassen-Auenlehm=NT u. LÖB=LÖ) eine gute Übereinstimmung der errechneten β -N-Salden und gemessenen β -Herbst-Nmin-Werte. Die gegenübergestellten Wertegruppen bestätigen ähnlich der Betriebsbilanz für MEX 1 eine kaum noch verbesserbare N-Transferleistung zwischen N-Import und N-Export. Ähnliches gilt für MEX 2, abgesehen vom erhöhten N-Saldo bei Weizen. Bei Betrieb MEX 3 kann der erhöhte N-Saldo der Zuckerrübe über Nmin nicht nachvollzogen werden, da das ZR-Blatt als Nitratkurzzeit-Senke wirkt. Der erhöhte N-Saldo wird durch regelmäßigen Zwischenfruchtanbau und -düngung bei unterlassener Berücksichtigung der Düngung zur Zuckerrüben-Hauptfrucht verursacht (Beratungsansatz). Der hohe N-Saldo bei Körnererbsen dagegen ist durch alleinige Düngungsberatung nicht wesentlich zu verringern. Bei Betrieb MEX 4 zeigt keine Kulturart eine Übereinstimmung von N-Saldo und Herbst-Nmin. Ursache sind die ungünstigeren Standorte Mittelterrasse (MT; Sandböden) und Keuper-Bergland (KBL; Festgesteinsböden). Die niedrigen Erträge führen zu hohen N-Salden, während die geringe Feldkapazität eine vollständige herbstliche NO_3 -Akkumulation im Boden verhindert. Die Herbst-Nmin-Methode mißt folglich nur den um diesen vorzeitigen Nitratverlust verminderten Nmin-Wert (hoher Sanierungsbedarf). Bei Betrieb V-M 5 sind nur ca. 30-40% der durch den hohen Wirtschaftsdüngereinsatz (1,9 DE/ha) bedingten sehr hohen N-Salden der Hackfrüchte mit der Nmin-Methode erfassbar.

Der Vergleich der $\bar{\delta}$ -N-Salden und $\bar{\delta}$ -Herbst-Nmin-Werte einzelner Betriebe läßt vermuten, daß auch für Einzelschläge eine gute Übereinstimmung beider Größen besteht. Daß dies nicht der Fall ist zeigt, die funktionale Beziehung zwischen jährlichen Flächensalden und zugehörigen Herbst-Nmin-Werten. Bei Betrachtung aller Wertepaare sowohl ohne als auch mit Differenzierung nach Kulturarten liegen die Korrelationskoeffizienten der drei Einzeljahre nur bei 0,28 bis 0,39. Die Regressionsgeraden belegen, daß selbst bei einem N-Saldo von Null der Herbst-Nmin-Wert bereits zwischen 44 und 57 kgN/ha liegt, was dem 45kg-Wert aus Baden-Württemberg sehr nahe kommt.

Abb. 1: Vergleich der Flächen-N-Salden und zugehörigen Herbst-Nmin-Werte der wichtigsten Feldfrüchte von 5 Beispiel-Betrieben mit annähernd lückenloser schlagbezogener Datengrundlage für 1989-91 in kg/ha u. Jahr



6. Zusammenfassung

Die für N-Bilanzen nötige Qualität der Datengrundlage konnte so zugänglich gemacht werden, daß die N-Salden den landwirtschaftlich bedingten "N-EUTROPHIERUNGSGRAD" aller Bilanzebenen ausreichend sicher beschreiben. Auf Einzelschlagenebene besteht keine eindeutige funktionale Beziehung zwischen jährlichem N-Saldo und Herbst-Nmin. Die Herbst-Nmin-Messung ist in Fällen hoher Erfassungsgüte der Flächenbilanz verzichtbar und sollte nur noch als Kontrolle der Sanierungseffizienz dienen. Auf Standorten mit geringer Feldkapazität und verringerter Beprobungstiefe, d.h. fehlender NO₃-Akkumulations-Voraussetzungen und bei Kulturarten, die als NO₃-Kurzzeit-Senke wirken, ist sie rein methodisch zu verwerfen.

7. Literatur:

BEISS, U., 1978: Nährstoffaufnahme und Nährstoffentzüge der Zuckerrübe.- Kall-Briefe 14, 311-324

Modellrechnungen zum flächendeckenden Austrag von Nitrat aus städtischen Grünflächen

VON

BACHMANN, J., R. PAGEL, K.H. HARTGE und R.R. van der PLOEG*)

1. EINLEITUNG

Im Grundwasser der Stadt Hannover werden lokal Nitratkonzentrationen größer als 50 mg/l gemessen. Obwohl die Stadt das Trinkwasser außerhalb des Stadtgebietes fördert, ist die Anreicherung von Nitrat im Grundwasser nicht erwünscht, da diese Stoffmengen früher oder später in Oberflächenfließgewässern und der Nordsee zur Eutrophierung beitragen können. Es wird vermutet, daß diffuse Stoffausträge aus städtischen Grünflächen und Brachen zu der Nitratanreicherung des Grundwassers beitragen. Um die Zusammenhänge zwischen der Nutzungsstruktur im Stadtgebiet und den Stoffeinträgen in das Grundwasser zu klären, wurden im Rahmen des vom BMFT geförderten Verbundprojektes "Modellentwicklung eines kommunalen Umweltinformationssystems" von 1989 bis 1992 Untersuchungen durchgeführt. Die Federführung des Verbundprojektes lag beim Amt für Umweltschutz der Stadt Hannover. Beteiligt waren das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLFb), mehrere Ämter der Stadt Hannover und einige Institute der Universität Hannover. Im bodenkundlichen Bereich stellten sich beispielsweise die folgenden Fragen:

Wie hoch ist die jährliche Nitratauswaschung aus Böden der verschiedenen Grün- und Rasenflächen? Wie lassen sich Punktmessungen zu Flächendaten umformen? Korrelieren erfaßte Nitratausträge mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser?

2. VORGEHENSWEISE

Auf der sogenannten "Testfläche Nordstadt" wurden an 8 Standorten (3 Kleingärten, 3 Parkrasen, 1 Hausgarten und ein Gartenbaubetrieb) fünfmal pro Jahr Nmin- Proben gezogen. Zwei der Standorte wurden außerdem mit Saugkerzen ausgestattet. Das Porenwasser wurde regelmäßig beprobt. Die gewonnenen Daten dienen zum einen als Eingabegrößen für ein Simulationsmodell und zum anderen als Kontrollgröße für die Modellergebnisse. Im Gesamtprojekt wurde ebenfalls das Grundwasser beprobt und analysiert.

Für die Simulation der Nitratverlagerung wurde ein Modell von VAN DER PLOEG & HUWE (1990) benutzt. Mit dem Modell wird die Nitratverlagerung im Winterhalbjahr unter stationären Fließbedingungen simuliert. Stickstoffmineralisierung im Oberboden sowie Stickstoffdeposition werden im Modell berücksichtigt. Eine flächenhafte Aussage für die "Testfläche Nordstadt" erfolgte mittels einer digitalisierten Biotopkarte der Stadt Hannover. Folgende Hauptnutzungsklassen unterschieden: Biotope der Wohnbebauung (Hausgarten), Biotope der Nicht- Wohnbebauung (Parkrasen) , Biotope der vegetationsarmen Flächen (z.B. Brachen), Gartenland (z.B. Kleingärten), Erwerbsgartenbau und Friedhöfe. Da Friedhöfe nicht beprobt wurden, erfolgt eine Abschätzung des Austrag mit den Anteilen (0.5*Gartenbau + 0.5*Hausgarten). Die versiegelten und damit nicht am Austrag beteiligten Flächenanteile wurden nutzungsabhängig kartiert und der Austrag entsprechend linear reduziert. Die Kartierung der Versiegelung erfolgte in 10 % Abstufungen und wurde vom NLfB durchgeführt.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Abb.1 zeigt beispielhaft die zeitlich stark variablen Nitratgehalte im Boden im Zeitraum 1990 bis 1992.

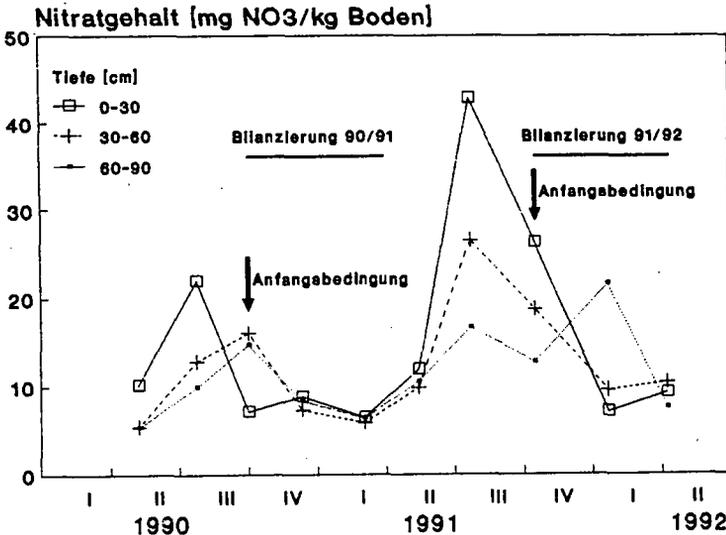


Abb.1: Zeitlicher Verlauf der Nitratgehalte im Boden (Nmin-Methode) in den Tiefen 0-30, 30-60 und 60-90 cm. (Gartenbaubetrieb).

Für den Herbst 1990 und den Herbst 1991 liegen beim Standort Gartenbaubetrieb sowohl in Hinblick auf die absoluten Gehalte als auch in Hinblick auf deren Verteilung im Profil sehr unterschiedliche Anfangsbedingungen vor.

Auf Basis den Nmin- Gehalte im 4. Quartal wurden für alle Standorte die winterlichen Austräge sowie die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet (Tab.1) Es kann festgestellt werden, daß der Austrag beim Standort Gartenbaubetrieb etwa dem landwirtschaftlich genutzter Flächen entspricht. Der Austrag aus Kleingärten liegt mit durchschnittlich 25 kg N/ha geringer als vermutet; der Austrag aus öffentlichen Parks mit durchschnittlich 10 kg N/ha im Vergleich zum Hausgarten verhältnismäßig hoch. Nach einer Mitteilung des Stadtgartenamtes werden seit einigen Jahren die Rasenflächen nicht mehr gedüngt, so daß der Austrag sich in Zukunft etwas reduzieren könnte.

Tab.1: Berechnete winterliche Nitratausträge und Konzentration im Sickerwasser 1990/1991

Berechnet für Feldkapazität von 10 mm/dm

Standort	Konzentration in mg NO ₃ /l	Austrag in kg N/ha
Gartenbaubetrieb	139	70
Kleingarten 1	64	32
Kleingarten 2	49	25
Kleingarten 3	38	19
Hausgarten	35	17
Parkrasen 1	29	14
Parkrasen 2	22	11
Parkrasen 3	9	5

Zur Überprüfung der berechneten Austräge wurde den berechneten gemessene Konzentrationen gegenübergestellt (Tab.2).

Es fällt auf, daß im Bereich der für die Testfläche typischen trockenen Sandstandorte (Bsp. Gartenbaubetrieb) die Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung zufriedenstellend ist; im Bereich der weniger häufigen hydromorphen Auenböden (Bsp. Parkrasen) dagegen erheblich geringere Konzentrationen gemessen werden. Die Differenz weist auf Denitrifizierungserscheinungen bereits im Boden hin.

Tab.2: Vergleich berechnete und gemessene Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Standort	Konz. in mg/l 1990/91		Konz. in mg/l 1991/92	
	ber.	gem.	ber.	gem.
Gartenbaubetrieb	139	166	141	130
Parkrasen 2	22	3	25	4

Zwischen der räumlichen Verteilung des flächenmäßig bilanzierten Nitrataustrages und der gemessenen Nitratkonzentration im Grundwasser werden inselhaft angeordnete Quellen hohen Austrages zum Teil im Grundwasser wiedergefunden; teilweise sind die gemessenen Konzentrationen aber auch erheblich geringer. Gemeinsam mit dem Institut für Wasserwirtschaft probeweise durchgeführte Modellrechnungen mit Hilfe eines geeichten Grundwassermodells ergeben dann eine bessere Übereinstimmung, wenn Denitrifizierung im Unterboden entlang der Abwasserrohrsysteme einbezogen wird.

Eine Kombination aus räumlich auflösenden bodenkundlichen und hydrologischen Modellrechnungen ist daher notwendig, um eine Klärung dieser stadttypischen, aber über das Stadtgebiet hinaus bedeutsamen Prozesse zu ermöglichen.

4. LITERATUR

van der Ploeg, R.R. und B. Huwe. 1990.

A rational approach towards estimating soil nitrate seepage losses during winter. Symposium "Nitrates, agriculture, water". Paris, November 1990. (R. Calvet, Ed.).

Bodengebundene Parameter zur Beurteilung der Nitrat-abbauraten durch Denitrifikation

Becker, K.W., H. Drechsler, F. Eulenstein, B. Meyer *)

Zur Sanierung von Wasser-Einzugsgebieten gilt es, Vorstellungen zu entwickeln, welche die Einschätzung der "Nitrat-Filterleistung" von unterschiedlichen Böden gestatten. Gleichzeitig sind dabei Steuerungsinstrumente für die landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftung zu erarbeiten, die den Nitrataustrag in das Grundwasser reduzieren.

Wasser-Einzugsgebiete sind Ausschnitte der Landschaft mit einem Mosaik an Böden, die jedes für sich ein besonderes Verhalten gegenüber eingetragendem Stickstoff zeigen.

Um verschiedene Böden auf ihr Denitrifikationsvermögen zu untersuchen, wurde ein Wasser-Einzugsgebiet gewählt, das sowohl im Hinblick auf die anzutreffenden Böden als auch im Hinblick auf die landwirtschaftlichen Betriebstypen eine große Vielfalt aufweist.

1. Schritt: Bei der **Bodenkundlichen Kartierung**, die im wesentlichen eine Ansprache der Horizontierung und vor allem der **Zonierung** beinhaltet, wurde besonderes Gewicht auf die Erfassung der Faktoren gelegt, welche die hydrologische Beschaffenheit der ET-Zone und der Dränzone charakterisieren.

Dabei wurden sowohl solche Faktoren beachtet, die den Soluttransport und die Nitrat-Austragsgefährdung beeinflussen, wie z.B. Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, Gefüge, Gehalt an org. Sub., Korngröße als auch solche, die direkte Rückschlüsse auf die Denitrifikationsleistung zulassen, wie z.B. Redoxpotential durch Fe-/Mn-Erscheinungsformen und Farbwerte. Vor allem bei der FK-Ermittlung durch die gravimetrische Wassergehaltsbestimmung ergaben sich, wie aus Tabelle 1 ersichtlich wird, z.t. erhebliche Abweichungen zur Kartieranleitung.

Tab 1: Gemessene Durchschnitts-Wassergehalte bei FK für die im Wasser-Einzugsgebiet Süchteln kartierten Bodenarten und ihre Abweichungen von den Tabellenwerten der BODENKUNDLICHEN KARTIERANLEITUNG (Diff.)

Bodenart	n	FK in mm/dm	Diff.	Bodenart	n	FK in mm/dm	Diff.
Ls3	19	23,28	-9,5	U12	27	26,32	-9,7
Ls4	8	23,17	-8,8	U13	31	27,09	-9,1
Lsu	18	22,10	-10,9	U14	15	29,91	-7,1
Lts	4	27,52	-13,5	Us	20	27,79	-5,2
S12	10	20,87	-1,1	Ut2	14	27,29	-8,7
S13	39	24,07	-2,9	Ut3	303	28,97	-8,0
S14	16	26,90	-1,1	Ut4	9	30,20	-6,8
S1u	42	24,06	-5,9	fs	7	18,00	
Su2/3	16/6	21,76	-2,2	mS	107	12,00	
Su4	8	26,96	+3,0	gS	30	9,00	
Tu3/4	4	45,00	+3,0	nH	15	70,00	-5,0

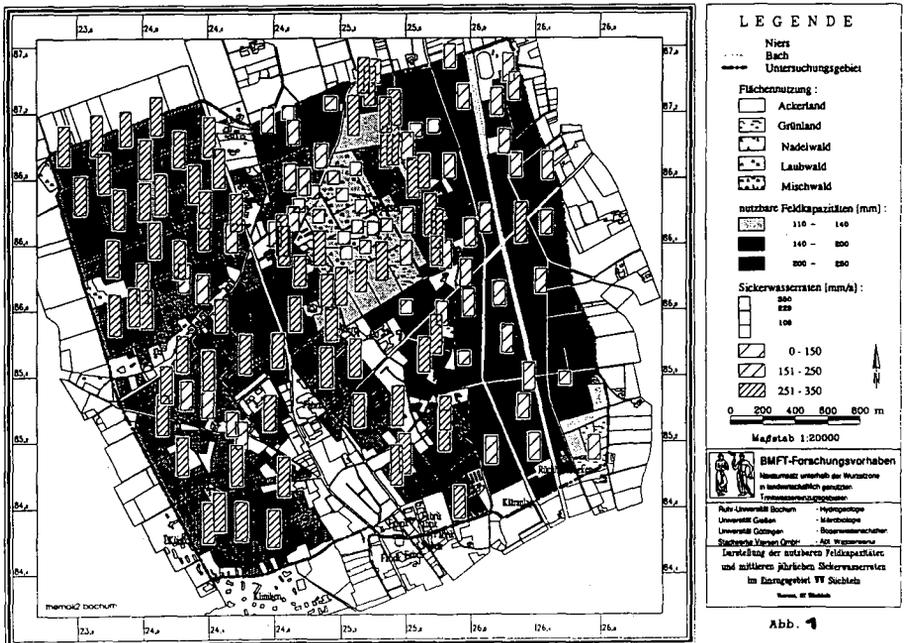
2. Schritt: Um die **N-Bilanzen der Flächen** zu berechnen müssen die Größen der N-Zufuhr und der N-Abfuhr erfragt bzw. gemessen werden.

*) Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str.4, D-3400 Göttingen

Um die so erhaltenen N-Bilanzen gegebenenfalls zu korrigieren, ist es notwendig, daß die innerbetrieblichen Nährstoff-Flüsse in ihrer Gesamtheit erfaßt und auf produktionstechnische Plausibilität hin überprüft werden. Zu diesem Zweck wurden außer den Nährstoffbilanzen für jeden Schlag zusätzlich Gesamtbetriebs- und Stallbilanzen für die einzelnen landwirtschaftlichen Betriebe berechnet.

3. Schritt: Die Messung der NO_3 -Jahres-Frachten in der Wurzel- und Dränzone erfolgte flächendeckend bis in eine Tiefe von 530 cm auf 185 Schlägen durch Bohrungen mit dem EIJKELKAMP-Bohrer.

Um die auf dem Weg zur Grundwasser-Oberfläche erstellten Nitrat-Tiefenprofile interpretieren zu können, ist es notwendig, bestimmten Tiefenabschnitten entsprechende Zeitabschnitte des Stickstoffeintrages zuzuordnen, wozu die Sickerwasserraten bekannt sein müssen. Die aus der klimatischen Wasser-Haushaltsbilanz nach HAUDE - korrigiert mit vegetationspezifischen Faktoren - berechneten Sickerwasser-Durchsatzraten wurden für jeden Schlag ermittelt. Die durchschnittlichen Sickerwasserraten und die Größe der nFKWe der einzelnen Schläge sind in der Abbildung 1 dargestellt. Die Größe der nFKWe wurde flächendeckend durch gravimetrische Wassergehaltsbestimmungen gemessen. Dazu wurde zu den Zeitpunkten der Aufsättigung auf das Niveau der Feldkapazität und zur maximalen Ausschöpfung des Bodenwasservorrates unter Zuckerrüben die Differenzmenge ermittelt.



Die Brauchbarkeit der Berechnungen wurde durch fortlaufende Erfassung der Bodenwasserzustände bis zur maximalen hydraulischen Scheide kontrolliert. Die Kalkulation der Sickerwasser-Durchsatzraten konnte mit KCl/NO_3 -Tracern überprüft werden.

4. Schritt: Durch die Korrellierung der N-Salden mit den Nitratfrachten der Dränzone läßt sich das Denitrifikationspotential eines Bodens einschätzen. Der größte Anteil der Minderung des N-Saldos, erfolgt bis zur Tiefe der maximalen hydraulischen Wasserscheide (hWSmax). **Bei den grundwasserfernen Böden steht die Höhe des N-Austrages in Beziehung zum N-Saldo.** Bei den grundwassernahen Böden dagegen verursacht der Grundwasser-Einstau in die ET-Zone einen zusätzlichen Abbau. Dies wird deutlich beim Vergleich der grundwasserfernen Löss mit den grundwassernahen Lössen und Flutlehmen. Tritt zum hohen Grundwasserstand ein hoher Gehalt des Bodens an organischer Substanz, bzw. handelt es sich um Anmoor und Moor, so ist der Nitrat-Abbau schon in der ET-Zone fast vollständig. Alle Stickstoff-Abbauraten, bezogen auf den N-Saldo an der Bodenoberfläche, sind in Tab. 2 zusammengestellt:

Tab. 2: Jahresraten des N-Abbaus in den einzelnen Bodenzone, bezogen auf den N-Saldo an der Bodenoberfläche.

Vergleich durch Gegenüberstellung: **Doppelstrich**

Links: Tiefbohrung + Grundwasser-Probe von 104 Flächen

Rechts: Grundwasser-Probe von 104 und weiteren 137 Flächen

ET-Z = Evapotranspiration-Zone, GW = Grundwasser

Minderung in % vom Saldo				
Ökotyp	n	ET-Z	bis zum GW	bis zum GW
grundwasser-ferne mächtige Lössböden				
LN	56	45	62	62
Acker	45	35	53	54
Weide	11	71	84	79
grundwasser-ferne Sandböden, Hochflutlehme und flachgründige Lössböden				
LN	16	52	64	65
Acker	14	51	63	63
Weide	2	57	75	69
grundwasser-nahe Hochflutlehme und flachgr. Lössböden				
LN	9	64	70	82
Acker	4	27	43	73
Weide	5	78	80	84
gw-nahe und humusreiche Niedermoore, Auenlehme und Hochflutlehme				
Weide	23	92	97	98

Für die Böden des WEG lassen sich im Hinblick auf die Minderung des N-Saldos durch Ammoniak-Verluste und Denitrifikation bei der Bodenpassage folgende Aussagen machen:

1. In den **grundwasser-fernen Löss-, Sand- und Hochflutlehm-Böden** wird bis zur Grundwasser-Oberfläche ca. **60%** des N-Saldos abgebaut.
In den **grundwasser-nahen Löss- und Hochflutlehm-Böden** wird ca. **80%** des N-Saldos abgebaut.
Auf den **grundwasser-nahen und humus-reichen Böden** wird fast **100%** des N-Saldos abgebaut.

2. Beim Vergleich Acker/Grasland ist in den grundwasserfernen Löß-Böden der Nitrat-Abbau auf Weide eineinhalb mal so hoch wie auf dem Acker. Bei den grundwassernahen Löß- und Hochflutlehm-Böden ist er nur um ein Siebtel höher.
3. Bei allen Ökotypen, gleich ob mit tief oder hoch anstehendem Grundwasserspiegel, reicht - solange die Menge an organischer Substanz im Boden normal gering ist - der Nitratabbau nicht aus, um bei den derzeitigen N-Salden an der Grundwasser-Oberfläche eine Nitrat-Konzentration zu gewährleisten, die unter dem Grenzwert der Trinkwasser-Verordnung liegt. Der Nitrat-Gehalt im oberflächennahen Grundwasser liegt bei den Lößböden mit tiefliegendem Grundwasser bei 95 mg/l, bei den Sanden sind es 133 mg/l, bei den grundwassernahen Böden 66 mg/l.
4. Eine durchgreifende Minderung der N-Einträge in den Grundwasserkörper (auf Konzentrationen von 10 mg NO₃/l und weniger) ist nur bei denjenigen grundwassernahen Böden gegeben, die zugleich stark humos sind.

Einen zusammenfassenden Überblick über den Einfluß der Parameter nFKWe, Grenzflurabstand und Gehalt an organischer Substanz auf den N-Eintrag in den Grundwasserleiter liefert die Tabelle 3.

Tab. 3: Stickstoff-Eintrag an der GW-Oberfläche in kg N/ha, unterschieden nach Nutzungsformen und den Faktoren nFKWe, Grenzflurabstand und Gehalt an organischer Substanz. Im unteren Teil: bilanzierte N-Salden in kg N/ha

Faktor	Nutzung	nFKWe		Grenzflurabstand		organische Substanz	
	Wald 23 *	mittel	57 *	< 2m	23 *	< 2%	60 *
	Weide 47 *	hoch	61 *	> 2m	65 *	> 2%	4 *
	Acker 72 *						
N-Saldo		mittel	196 *	< 2m	170 *	< 2%	171 *
		hoch	156 *	> 2m	171 *	> 2%	195 *

Die Minderung des N-Austrages in das Grundwasser gegenüber dem N-Saldo vollzieht sich überwiegend im Bereich der Evapotranspirations-Zone. Unterhalb der maximalen hydraulischen Scheide findet der NO₃-Abbau durch Denitrifikation in nennenswertem Umfang erst in der kapillar gesättigten Zone oberhalb der Grundwasseroberfläche statt.

Festzuhalten bleibt, daß diese Parameter durch die Steuerung der Denitrifikationsraten in erheblichem Umfang die NO₃-Konzentration des Grundwassers beeinflussen. Der einzige langfristig sinnvolle Weg dem Landnutzungskonflikt zwischen Wasser- und Landwirtschaft zu entgehen, besteht jedoch in der Senkung der Nährstoff-Bilanzüberschüsse bei der landwirtschaftlichen Flächennutzung.

LITERATUR

- Becker, K.W., H. Drechsler, F. Eulenstein u. B. Meyer (1989): Sanierung von Trinkwasser-Einzugsgebieten mit hoher Nitrat-Last.- Vorgehensweise und Beispiel: Ein Linksniederrheinisches Wasserwerk. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 59, 677-680
- Becker, K.W., H. Drechsler, F. Eulenstein u. B. Meyer (1991): Nitratsteuerung in Wassereinzugsgebieten: Der vom Nutzungssystem bestimmte N-Umsatz-Überschuss des agrarischen Ökotopt-Mosaiks. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 66, 907-910
- Becker, K.W., H. Drechsler, F. Eulenstein u. B. Meyer (1991): Ein Rechenmodell mit einfachen Eingabedaten für den Zeitgang der Wasserverdrängung in und aus der Evapotranspirations-Zone von Böden agrarischer Ökotope und seine Überprüfung mit Tracern. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 66, 103-106

Der Einfluß unterschiedlicher Mulchmaterialien auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt einer baumschulisch genutzten Parabraunerde

von

Bohne, H., D. Rauch, M. Kahlen-Bodendieck[†]

Einleitung

Baumschulisch genutzte Böden sind potentiell gefährdet für die Nitratauswaschung. Es handelt sich meist um Böden mit geringer Feldkapazität, hohen Gehalten an organischer Substanz und mächtigen humosen Horizonten. Die N-Nachlieferung kann bis zu 150 kg N/(ha * Jahr) betragen. Ferner haben die Gehölzkulturen verglichen mit landwirtschaftlichen Kulturen nur geringe N-Entzüge (50 - 100 kg N/ha). Nicht dem Boden angepaßte Berechnung verstärkt die Gefahr der Nitratverlagerung.

Mulchmaterialien werden hauptsächlich wegen ihrer herbiziden Wirkung eingesetzt. Sie wirken sich aber auch auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt des Bodens und damit auf die Möglichkeit der Nitratauswaschung aus.

Material und Methoden

Boden: Parabraunerde aus Löß

Pflanze: Forsythia x intermedia 'Spectabilis', einjährig bewurzelttes Steckholz

Mulchmaterialien:

Fichtenrinde:

Körnung 20 % 0-10 mm, 80 % 10-40 mm, 0,38 % N, C/N 60-100

Holzhäcksel:

Körnung 40 % 0-10 mm, 60 % 10-60 mm, z.T. Holzstücke, 0,56 % N, C/N n.b.

Grünkompost a: Körnung 90 % 0-20 mm, 10 % 20-50 mm, 1,5 % N, C/N 10-15

Grünkompost b: Körnung 85 % 0-40 mm, 15 % 40 100 mm, 0,94 % N, C/N 15-20

Kakaoschalen: Körnung 100 % 20-30mm, 4,22 % N, C/N 13

Kontrolle: ungemulchter Boden

Gemessen wurden u.a. wöchentlich die Wasserspannung im Boden, die NO_3 -Gehalte im Boden von März bis November, der N-Entzug durch die Pflanzen.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

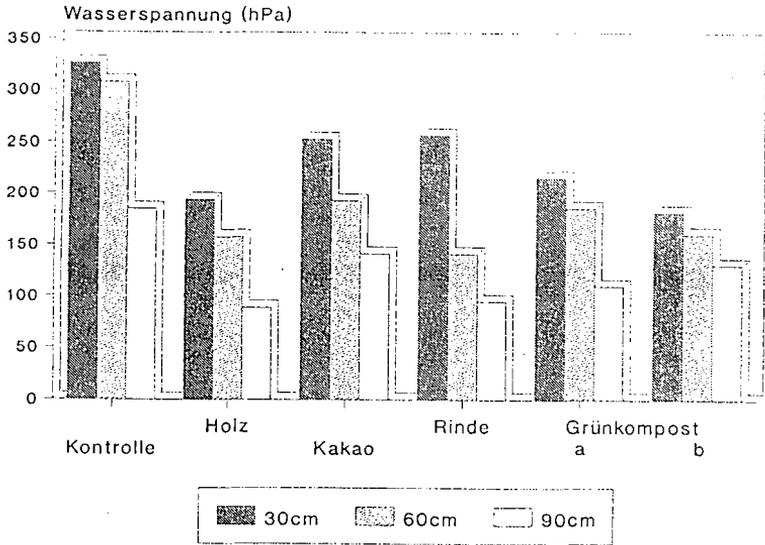
Alle Mulchmaterialien verminderten den Besatz mit Wildkräutern gegenüber dem ungemulchten Boden. Die stärkste herbizide Wirkung hatten die Kakaoschalen, die geringste Wirkung trat bei den Grünkomposten auf (ohne Abbildung).

Abb. 1 zeigt die Maxima der Wasserspannung in den Tiefen 30, 60 und 90 cm bei Verwendung unterschiedlicher Mulchmaterialien. Der Wasserspannungsanstieg im Boden wurde durch alle untersuchten Materialien bis in die Tiefe 90 cm gegenüber dem ungemulchten Boden vermindert. Die Abnahme des Wasserspannungsanstiegs im Boden unter den Mulchmaterialien setzt die Berechnungsnotwendigkeit herab und vermindert somit die Gefahr der Nitratauswaschung durch nicht dem Boden angepaßte Berechnung.

In Tab. 1 ist die N-Bilanz am Ende der Vegetationszeit für die Tiefe 0-90 cm bei Verwendung unterschiedlicher Mulchmaterialien dargestellt. Es wird deutlich, daß in Abhängigkeit von den verwendeten Materialien unterschiedlich hohe N_{\min} -Restgehalte im Herbst im Boden verbleiben, die potentiell auswaschungsgefährdet sind. Die höchsten N_{\min} -Gehalte wurden unter den Kakaoschalen gemessen, gefolgt von den Grünkomposten. Diese hohen N_{\min} -Restgehalte sind eine Folge der starken N-Nachlieferung aus den Mulchmaterialien. Unter Holzhäcksel und Fichtenrinde als Mulch findet demgegenüber im Vergleich zum ungemulchten Boden eine verminderte N-Nachlieferung bzw. eine N-Immobilisation statt. Mit diesen Mulchmaterialien kann der N_{\min} -Restgehalt im Boden am Vegetationsende herabgesetzt werden.

Die Ergebnisse zeigen, daß bei der Verwendung von Mulchmaterialien mit hohem N-Gehalt und engem C/N-Verhältnis ein Eintrag von Stickstoff in den Boden berücksichtigt werden muß. Bei Kulturen mit geringem N-Entzug wird dadurch die Gefahr der Nitratauswaschung erhöht. Mulchmaterialien dürfen daher nicht nur aufgrund ihrer herbiziden Wirkung und ihres evaporationsmindernden Effektes beurteilt werden.

Abb. 1: Maxima der Wasserspannung in den Tiefen 30, 60 und 90 cm im ungemulchten Boden und bei Verwendung unterschiedlicher Mulchmaterialien



Tab. 1: N-Bilanz am Ende der Vegetationszeit für die Tiefe 0-90 cm im ungemulchten Boden und bei Verwendung unterschiedlicher Mulchmaterialien

Mulchmaterial	N _{min} -Vorrat im Frühjahr (kg/ha)	N-Nachlieferung N-Immobilisierung (kg/ha)	N-Entzug (kg/ha)	N _{min} -Restmenge im Boden im Herbst (kg/ha)	N-Gehalt im Mulchmaterial (kg/ha) bei 5 cm Schichtdicke
ohne	67	+ 36	30	73	—
Fichtenrinde	68	- 3	16	49	240
Holzhäcksel	68	+ 11	20	59	353
Grünkompost a	68	+ 123	70	121	2520
Grünkompost b	68	+ 201	65	204	2156
Kakaoschalen	64	+ 441	81	394	1560

Methoden zur Berechnung der Feldkapazität und des Gravitationswasserabflusses auf der Basis der Fließtheorie

von
Klaus Bohne*

1. Einführung

Fast alle bilanzierenden Untersuchungen zur Grundwasserneubildung und zum vertikalen Stofftransport in Böden machen trotz aller Warnungen (GARDNER 1967, HILLEL 1980) Gebrauch von der Feldkapazität, die den Wassergehalt eines ursprünglich gesättigten Bodens nach Abfluß des schnell beweglichen Sickerwassers darstellt. Für diesen Entwässerungsvorgang wird nach der klassischen Vorstellung ein Zeitraum von 3 Tagen als angemessen angesehen. Wegen des großen Aufwandes der direkten Bestimmung ist es gebräuchlich geworden, als Äquivalent den Wassergehalt bei einer ausgewählten Saugspannung zu bestimmen. Eine bodenphysikalische Betrachtung zeigt, daß die erheblichen Mängel dieses Konzeptes durch andere Bestimmungsmethoden gemildert werden können.

2. Grundwasserbeeinflusste Böden: Berechnung der Feldkapazität nach GARDNER

Die meisten Böden, die einen Grundwasserflurabstand bis zu 2 m aufweisen, erreichen innerhalb von 0.5 bis 100 Tagen einen stationären Endzustand,

$$W_{\infty} = \int_0^L \theta(\psi(h)) dz \quad (1)$$

W_{∞} Bodenwasservorrat im stationären Endzustand der Entwässerung

L Länge der Bodensäule über der Grundwasseroberfläche

θ Volumetrischer Wassergehalt

ψ Druckhöhe

h Vertikale Ortskoordinate, aufwärts positiv, $h=0$ in Grundwasseroberfläche

der durch die hydrostatische Druckverteilung $\psi=-h$ gekennzeichnet ist (HANKS, ASHCROFT 1980). Der zeitliche Entwässerungsverlauf kann nach GARDNER (1962) aus

$$\frac{Q_t}{Q_{\infty}} = 1 - \sum_{n=1}^{\infty} \frac{8}{\pi^2(2n+1)^2} \exp \left\{ - \frac{D\pi^2 t (2n+1)^2}{4L^2} \right\} \quad (2)$$

Q Bis zur Zeit t bzw. bis $t \rightarrow \infty$ abfließende Wassermenge

berechnet werden. Da zur Berechnung von D sowohl die Diffusivität vor als auch nach der Zeit t bekannt sein muß, führt die Benutzung dieser Gleichung auf ein Iterationsverfahren, das bereits früher beschrieben wurde (BOHNE, WEGMANN 1986). Die Anwendung dieses Verfahrens auf ausgewählte Böden hat gezeigt, daß bei $L=100$ cm der Entwässerungsverlauf insbesondere in schweren, dicht gelagerten Böden sehr langsam und keineswegs nach 3 Tagen abgeschlossen ist. Aus den Gleichungen (1) und (2) wird aber vor allem deutlich, daß der Bodenwasservorrat grundwasserbeeinflusster Böden eine Funktion des Grundwasserflurabstandes ist, so daß die Wahl einer konstanten Druckhöhe in der Regel zu Fehlern führen wird. Die Anwendung von Gl.(2) ist nicht mehr sinnvoll, wenn der Grundwasserflurabstand größer als die interessierende Tiefe des Bodenprofils ist.

3. Grundwasserferne Böden: Gravitationswasserabfluß nach GLUGLA (1978)

Ausgehend von physikalischen Grundlagen fand GLUGLA die Differentialgleichung (3), für die er analytische Lösungen angeben konnte. Wegen der Vereinigung mehrerer schwer zu bestimmender Größen hat der Versickerungsparameter λ allerdings den Charakter eines empirischen Parameters angenommen, der jedoch aus dem Filtrationskoeffizienten oder aus der Bodenart abgeleitet werden kann.

Das Verfahren bietet eine zuverlässige Grundlage für die Berechnung des Jahresganges der Grundwasserneubildung auch ohne Kenntnis der Feldkapazität.

$$\frac{dW^*}{dt} = -\lambda W^* + P - E \quad (3)$$

W^* Bodenvasservorrat an Gravitationswasser, mit Index i: zur Zeit $t=0$
 P, E Intensität des Niederschlags bzw. der Evaporation

Für $P-E=0$ erhält man für Gl.(3) die bequeme Lösung $W^*(t) = 1 / (2\lambda t + 1/W_i^*)$. (4)

4. Grundwasserferne Böden: Ermittlung der Feldkapazität nach SISSON et al.(1980)

Im Laufe des Abflusses vorübergehend gespeicherten Gravitationswassers können sich dann, wenn an der Bodenoberfläche keine Strömung auftritt, Druckhöhenunterschiede ausgleichen, so daß die Wasserbewegung nur der Gravitation unterliegt. Unter diesen Bedingungen ist der hydraulische Gradient $|grad H|=1$. Wenn innerhalb der Problemzeit der Endzustand angenähert wird, geht der hydraulische Gradient auf den Wert Null zurück. Häufig wird unterstellt (HANKS, ASHCROFT 1980, HILLEL 1980), daß für die Phase des Gravitationswasserabflusses $|grad H|=1$ typisch ist. Nach Untersuchungen von AHUJA et al. (1988) trifft diese Annahme in Tiefen >60 cm in grundwasserfernen, nicht geschichteten Böden näherungsweise zu. Die RICHARDS-Gleichung vereinfacht sich dann zu

$\partial\theta/\partial t = -\partial K(\theta)/\partial z$, wobei die Ortskoordinate z abwärts positiv ist und K die hydraulische Leitfähigkeit bedeutet. Für diese Bedingungen haben SISSON et al.(1980) auf der Basis früherer Arbeiten von LAX die Lösung

$$dK(\theta) / d\theta = z / t \quad (5)$$

gefunden, in der t die Entwässerungszeit bedeutet. Gl.(5) gilt unter den Bedingungen

$$0 < z < dK(\theta)/d\theta \cdot t \quad \text{und} \quad d^2K / d\theta^2 \neq 0 \quad (6)$$

Aus Gl.(5) läßt sich der Wassergehalt für wählbare Werte von z, t berechnen, wenn man für die Leitfähigkeitsfunktion $K(\theta)$ z.B. VAN GENUCHTEN's (1980) Gleichung

$$K(h) = K_s \frac{(1-|\alpha h|^{n-1}(1+|\alpha h|^n)^{-m})^2}{(1+|\alpha h|^n)^m} \quad (7)$$

benutzt, deren Ableitung durch

$$\frac{dK}{d\theta} = \frac{2K_s}{\theta_s \theta_r} S^{1+1/m-1} A (1 - S^{1/m}) + 1 S^{1-1} A^2 K_s \quad (8)$$

$$A = 1 - (1 - S^{1/m})^m ; S = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r)$$

gegeben ist. Berechnet man aus (8) mit Hilfe eines Näherungsverfahrens den Wassergehalt für Kompartimente eines Bodenprofils, so ist $\Delta z \sum \theta$ der Bodenvasservorrat bei einer Entwässerungszeit t . Das Verfahren ist anwendbar, wenn für den zu betrachtenden Boden die hydraulischen Bodenparameter nach VAN GENUCHTEN bekannt sind. Diese können ggf. mit Hilfe indirekter Methoden aus nicht-hydraulischen Bodeneigenschaften (Korngrößenverteilung) näherungsweise gewonnen werden.

5. Ergebnisse des Verfahrens nach SISSON

Für einige ausgewählte Substrate, die realen Bodenprofilen entstammen oder verallgemeinerte Substrat-Horizont-Gruppen nach VETTERLEIN (1989) darstellen (Tab.1), wurde zunächst geprüft, ob die Voraussetzung $grad H=1$ erfüllt ist. Dazu wurde ein numerisches Simulationsmodell herangezogen, mit dem der Entwässerungsverlauf eines ursprünglich nahezu gesättigten Bodenprofils bei einer oberen Randbedingung $q=0$ und einer in 10 m Tiefe angenommenen Grundwasser Oberfläche simuliert wurde. Die hier nur auszugsweise darstellbaren Ergebnisse zeigen, daß langsam entwässernde Böden über längere Zeit tatsächlich einen hydraulischen Gradienten in der Nähe von 1 aufweisen, während Böden, die ein Ende der Entwässerung auf Grund relativ hoher hydraulischer Leitfähigkeit im ungesättigten Bereich schnell erreichen, erwartungsgemäß nach kurzer Zeit Gradienten <1 zeigen (Abb.1). Vergleicht man den zeitlichen Entwässerungsverlauf, der sich aus dem numerischen Simulationsmodell ergibt, mit dem nach SISSON et al. berechneten, so findet man bei der Mehrzahl der hier geprüften Böden eine hinreichende Übereinstimmung (Abb.2, 3). Um zu entscheiden, welche Böden für das vereinfachte Verfahren nach SISSON et al. geeignet sind, kann zunächst der Entwässerungsverlauf nach GARDNER

berechnet werden. Von den 18 hier geprüften Böden waren alle die, die mehr als 2 Tage benötigen, um 75% der GARDNER-Entwässerung ($L=150$ cm) zu erreichen, für das SISSON-Verfahren geeignet.

6. Schlußfolgerungen : Praktische Anwendung der Verfahren zur Berechnung der Feldkapazität

Zur Anwendung der beschriebenen Verfahren können folgende Arbeitsschritte benutzt werden:

1. Auswahl der Entwässerungszeit entsprechend der Zielstellung. Die Entwässerungszeit sollte der jeweiligen Aufgabe angepaßt sein. Die Möglichkeit zur Wahl der Entwässerungszeit muß als ein wesentlicher Vorteil des beschriebenen Verfahrens betrachtet werden.
2. Fallunterscheidung : grundwasserbeeinflußt oder grundwasserfern
3. Anwendung des GARDNER-Verfahrens für alle Böden
4. Anwendung des SISSON-Verfahrens für grundwasserferne Böden, die zur Berechnung nach SISSON geeignet sind .
5. Anwendung des konventionellen Verfahrens für grundwasserferne Böden, die für das Verfahren nach SISSON nicht geeignet sind.

Ein Rechenprogramm zur Ausführung der Berechnungen nach GARDNER und SISSON kann auf Anforderung zur Verfügung gestellt werden .

Literatur

AHUJA, L.R.; BARNES, B.B.; CASSEL, D.K.; BRUCE, R.R.; NOFZIGER, D.L.
 Effect of assumed unit gradient during drainage on the determination of unsaturated hydraulic conductivity and infiltration parameters. Soil Science 145 (1988) 4, 235-243
 BOHNE, K.; WEGMANN, C.
 Zur Interpretation der Feldkapazität und des Feuchteäquivalentes auf der Basis der Fließtheorie
 Archiv f. Acker- und Pflanzenb.u. Bodenk. 30(1986) 6, 327-336
 GARDNER, W.R.
 Water movement in the unsaturated soil profile. Int. Soil Water Symposium Prag 1967, Vol.2, 223-236
 Approximate solution of a non-steady-state drainage problem
 Soil Science Society of America Proceedings 26(1962) 2, 129-132
 GLUGLA, G.
 Grundwasserneubildung. In: DYCK, S. Angewandte Hydrologie II, Berlin 1978
 HANKS, R.J.; ASHCROFT, G.L.
 Applied soil physics. Springer-Verlag Berlin 1980
 SISSON, J.B.; FERGUSON, A.H.; VAN GENUCHTEN, M.TH.
 Simple method for predicting drainage from field plots. Soil Sci. Soc.of Am.J. 44(1980)1147-1152
 HILLEL, D.
 Application of soil physics. Academic Press New York, London 1980
 VAN GENUCHTEN, M.TH.
 A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils
 Soil Sci. Soc. of Am. Journal 44 (1980) 892-898
 VETTERLEIN, E.
 Bodenphysikalische Kennwerte für Substrat-Horizont-Gruppen. In: Bodenwasserregulierung, FZB MÜNCHENBERG 1989

Tab.1 : Parameter der Substrat-Horizont-Gruppen nach VETTERLEIN (1989)

Bezeichnung	Ton %	Schluff %	θ_s	K_s cm/d
A Reiner Sand, A-Horizonte	3	11	0.411	300
B Sehr schwach lehmiger Sand, A-Hor.	5	18	0.369	100
C Stark lehmiger Sand	8	25	0.371	5
D Schluffiger Sand, Horiz. E, B	5	36	0.288	30
F Sandiger Lehm, Horiz. Bt, Bvg	15	26	0.279	20
G Lehmiger Schluff, A-Horizonte	14	76	0.359	25
H Lehmiger Schluff, Et-Horizont	15	79	0.350	25
J Lehm, Bv-Horiz.	23	34	0.287	1
K Schluffiger Ton, Horizonte: Bv, Bvt	32	62	0.345	1

Abb. 1 Hydraulischer Gradient in 150 cm Tiefe

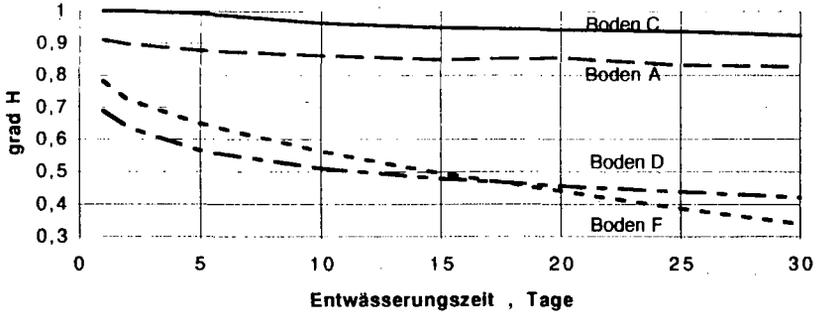


Abb. 2 Zeitlicher Entwässerungsverlauf
Kurven: SISSON, Punkte: Numer. Simulationsmodell

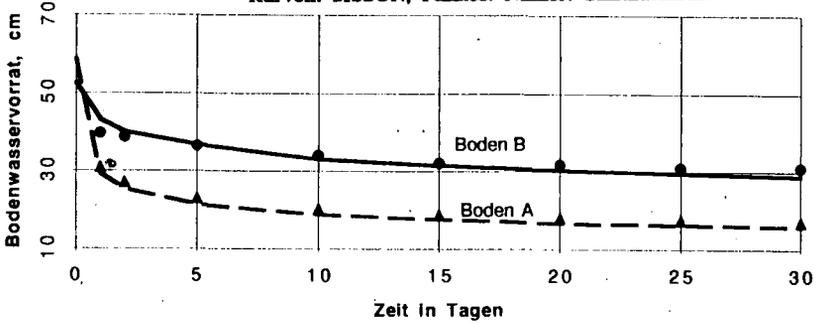
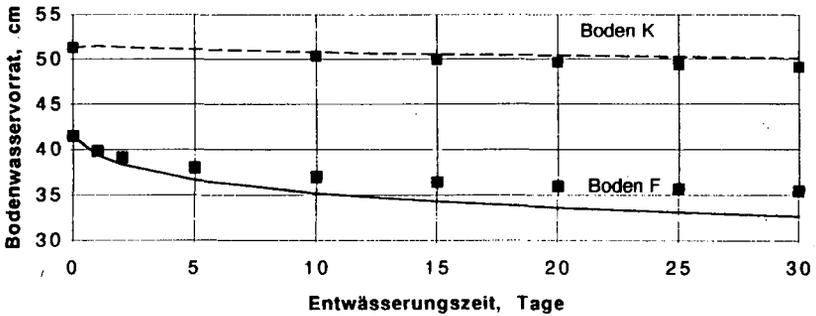


Abb. 3 Zeitlicher Entwässerungsverlauf
Kurven : SISSON, Punkte: Numerisches Simulationsmodell



Simulation der Nitratverlagerung im ungesättigten und gesättigten Boden - dargestellt am Beispiel eines Wassereinzugsgebietes im westlichen Niedersachsen

W. Bouwer, S. Gäth und H.-G. Frede ¹⁾

Problemstellung und Zielsetzung

Untersuchungen in einem Wasserschutzgebiet im westlichen Niedersachsen ergaben steigende Nitratgehalte im Rohwasser einzelner Förderbrunnen [BOUWER et al., 1992]. Im Anstrombereich der Trinkwasserbrunnen wurden außerdem erhöhte Nitratbelastungen festgestellt.

Zum Schutz und zur Sanierung der bestehenden Grundwasservorkommen sind umfangreiche Meßprogramme infolge ihrer Arbeits- und Kostenintensität häufig nicht praktikabel. Vielmehr wird versucht, mit einfachen Mitteln Sanierungskonzepte zu entwickeln, um eine Reduzierung der Belastungen zu bewirken. In Zusammenarbeit mit dem Institut für angewandte Geowissenschaft in Gießen, dem Wasserversorgungsunternehmen sowie den im Untersuchungsgebiet ansässigen Landwirten, unter Beteiligung des Landwirtschaftsamtes, wird ein Gesamtkonzept verfolgt, das u.a. neben der Ermittlung von Stoffbilanzen (Hoftor-, Stall- und Flächenbilanzen) [BACH et al., 1991] die Beschreibung der Stickstoff-Dynamik im ungesättigten und gesättigten Boden mit Hilfe von Simulationsmodellen zum Ziel hat. Hierdurch soll der Eintrag aus der landwirtschaftlichen Fläche ins Grundwasser sowie Belastungspfade von der Grundwasser Oberfläche bis zum Förderbrunnen rekonstruiert werden. Die dabei gewonnenen Ergebnisse und Strategien zur Reduzierung der Grundwasserbelastungen sollen schließlich durch die landwirtschaftliche Beratung in die Praxis umgesetzt werden.

Gebietsbeschreibung

Das ausgewiesene Wasserschutzgebiet (Gesamtgröße: 3180 ha) wurde mit Hilfe des geographischen Informationssystems CATLAS digitalisiert. Für das Jahr 1991 konnte dabei folgende Bodennutzungsverteilung festgestellt werden: Wald: 36,2 %, Hackfrüchte: 24,0 %, Getreide: 10,0 %, Grünland: 19,0 %, Siedlung u.a.: 10,8 %. Grundlage für eine intensive Veredlungswirtschaft bildet die Grünlandwirtschaft und der Feldfutterbau. Der Anteil der Futterpflanzen (vorwiegend Mais) an der gesamten Ackerfläche ist in den Gemeinden des Wasserschutzgebietes in den letzten 10-15 Jahren um über 250 % gestiegen. Gleichzeitig vergrößerte sich der Anfall von Wirtschaftsdüngern um ca 25 % auf $140 \text{ kg N} \cdot [\text{ha LF} \cdot \text{a}]^{-1}$ (ca. $1,8 \text{ DE} \cdot [\text{ha LF} \cdot \text{a}]^{-1}$).

Bei den Böden des Gebietes handelt es sich überwiegend um Podsole und Esche. In Tabelle 1 sind einige Kennwerte der typischen Böden aufgeführt. Wie aus der Tabelle hervorgeht, besitzen die Böden nur eine geringe Wasserspeicherkapazität und einen hohen Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff.

Die Niederschlagshöhe beträgt im langjährigen Mittel 730 mm. Infolge stark schwankender Niederschlagswerte in den Jahren 1988-1990 (668-908 mm) wurden für die Ackerkulturen Sickerungsraten von 230-485 mm berechnet [HAUDE, 1954 & SPONAGEL, 1980].

¹⁾ Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

Tab. 1: Feldkapazität [FK], nutzbare Feldkapazität [nFK], Humusgehalt und Gesamt-Stickstoffgehalt [N_t] typischer Böden

Standort	Horizont	Tiefe (cm)	Fk [Vol%]	nFK [Vol%]	Humus [%]	N_t [t*ha ⁻¹]
Eschfläche	Ap	- 30	27,2	19,7	4,5	6,9
	E	- 80	29,2	20,8	4,8	8,2
	Bhs	-100	25,3	20,2	1,6	1,4
	Cv	-120	10,4	8,8	0,6	0,1
Braunerde- Podsol	Ap	- 30	33,3	25,4	7,1	7,8
	Bs	- 60	22,0	17,6	0,9	0,2
	Bs/Bv	- 80	15,8	13,1	0,4	0,1
	Bv	-100	13,5	12,1	0,1	0,1
	Cv	-120	10,6	8,2	0,1	0,1

Infolge des geringen Speichervermögens und der hohen Sickerwassermenge ist das standörtliche Verlagerungsrisiko der Böden als mittel bis sehr groß zu bezeichnen.

In dem Gebiet ist ein Hauptaquifer aus elstereiszeitlichen Sanden und Kiesen sowie ein Nebenaquifer aus saaleeiszeitlichen Sanden ausgebildet. Beide sind durch schluffige Feinsande des Holsteininterglazials getrennt, die jedoch nur teilweise als schwer durchlässig bezeichnet werden können. Das Rohwasser wird mit Hilfe von sechs Tiefbrunnen aus dem Hauptaquifer gefördert.

Simulation der N-Dynamik in der gesättigten Zone

Um die Anwendung eines Grundwasserströmungsmodells in dem Aquifer zu ermöglichen, müssen die geologischen und hydrogeologischen Strukturen sowie die hydraulischen Parameter im Einzugsgebiet bekannt sein. Zur Beschreibung der Grundwasserdynamik werden deshalb an 103 Pegeln (59 im oberen GW-, 12 im mittleren GW- und 32 im tiefen GW-Bereich) kontinuierlich die Grundwasserstände festgehalten. Zusätzlich werden zur Erkundung des Aquifers an allen Förderbrunnen Pumpversuche durchgeführt.

Die Auswertung der Ergebnisse ist derzeit noch nicht abgeschlossen und soll zu einem späteren Zeitpunkt vorgestellt werden.

Simulation der N-Dynamik in der ungesättigten Zone

Für die Simulation der N-Dynamik in der ungesättigten Zone stehen eine Vielzahl von Simulationsmodellen zur Verfügung. Für das Untersuchungsgebiet wurde daher ein bestehendes Modell - nach Kersebaum & Richter [KERSEBAUM, 1989] - angewendet. Erste Ergebnisse sollen hier vorgestellt werden.

Zur Überprüfung des Simulationsmodells wurden an mehreren Standorten kontinuierlich N_{min} -Proben (in 30 cm Schichten bis zu 90 cm Tiefe) gezogen und auf ihren Nitrat- und Ammonium-Stickstoffgehalt analysiert.

In Abbildung I ist beispielhaft der mineralische Stickstoff-Verlauf eines Eschbodens im Zeitraum August 1991 - Juli 1992 dargestellt. Nach der Ernte von Sommergerste (Korn & Stroh) verbleiben Anfang August 90 kg N*ha⁻¹ im Boden. Durch die Zufuhr von 10 m³ Rindergülle*ha⁻¹ erhöht sich der Gehalt um 25 kg N*ha⁻¹. Infolge hoher Niederschlagsmengen und einer geringen Wasserspeicherfähigkeit des Bodens sind bereits im Oktober 1991 Verlagerungstendenzen in 30-60 cm Tiefe und im November in 60-90 cm Tiefe zu erkennen.

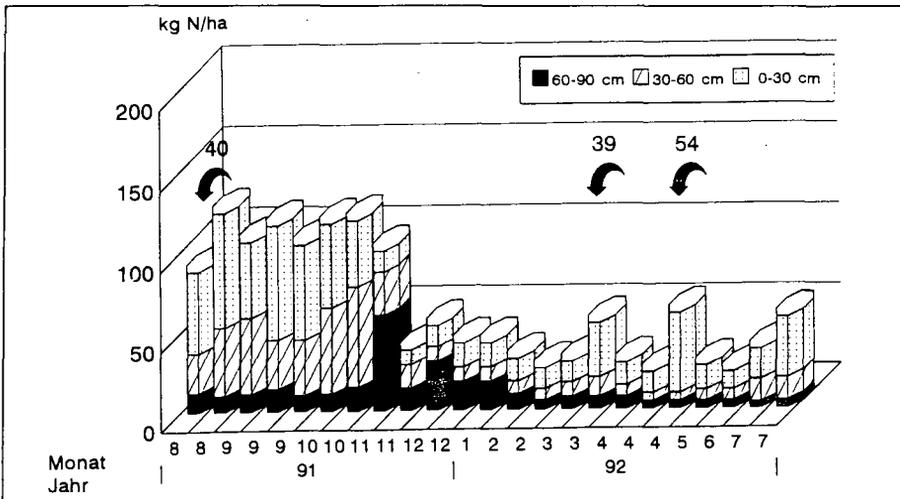


Abb.I: Der mineralische Stickstoffgehalt eines Eschbodens (0-90 cm) im Zeitraum August 1991 - Juli 1992 (Fruchtfolge: 1991-Sommergerste; 1992-Wintergerste)

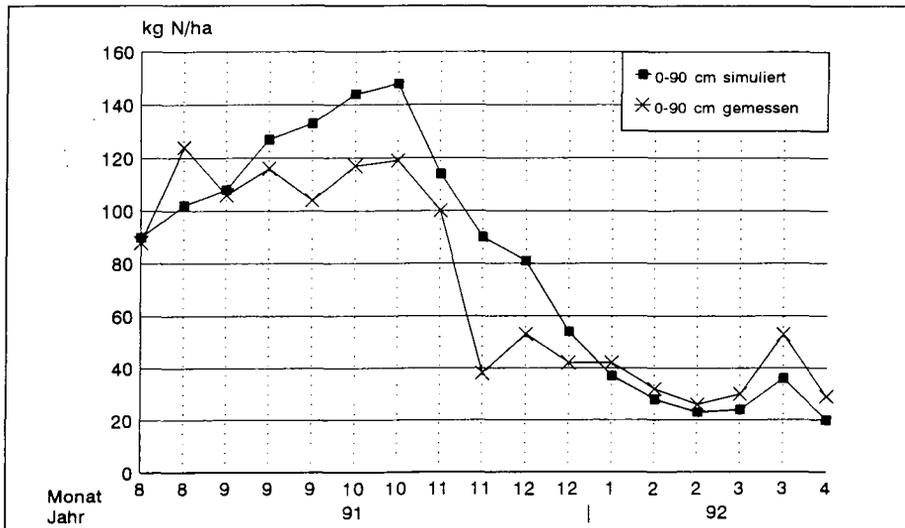


Abb.II: Vergleich zwischen den gemessenen & simulierten N_{\min} -Gehalten des Eschbodens (0-90 cm) im Zeitraum August 1991 - April 1992

Generell ist festzustellen, daß die mineralischen Böden bis zum Frühjahr - unabhängig von ihrem Ausgangswert im Herbst - weitgehendst "entleert" werden und ein einheitliches N_{\min} -Niveau aufweisen. Für die Praxis bedeutet dies, daß der Stickstoff, der sich nach der Vegetationszeit im Boden befindet, unter den gegebenen natürlichen Standortbedingungen und bei fehlender oder geringer Aufnahme

durch den Pflanzenbestand in tiefere Schichten verlagert wird. Von der Verlagerung ist sowohl der zu Vegetationsende im Boden verbliebene als auch der aus dem organischen Bodenmaterial und aus Düngungsmaßnahmen zugeführte Stickstoff betroffen.

Zudem wird deutlich, daß eine enge Frequenz der N_{\min} -Beprobung notwendig ist, um Aussagen über den N-Verlauf im Boden treffen zu können.

Die gemessenen und simulierten N_{\min} -Gehalte sind in der Abbildung II aufgeführt. Die ersten Ergebnisse zeigen, daß die mineralischen Stickstoffgehalte im Frühjahr durch das Modell gut wiedergegeben werden, der Verlauf jedoch noch unbefriedigend ist. Im Frühherbst wird von dem Modell ein zunehmender N_{\min} -Gehalt simuliert, der sich in dem Boden nicht wiederfindet. Zudem wird die Entleerung des Bodens nur verzögert dargestellt.

Die Differenzen zwischen den gemessenen und simulierten N_{\min} -Gehalten in den Monaten August-Oktober 1991 dürften durch eine Überschätzung der Mineralisationsleistung der Böden sowie durch Immobilisationsvorgänge hervorgerufen werden, die von dem Modell bislang nicht berücksichtigt werden.

Schlußfolgerung

Zur Sanierung von Grundwasserbelastungen sollten vor allem Konzepte verfolgt werden, die auf eine kooperative Zusammenarbeit der in einem (Wasserschutz-) Gebiet vertretenen Interessensgemeinschaften (Land- und Wasserwirtschaft) sowie eventuell unter Beteiligung weiterer fachlicher Institutionen beruhen.

Wie die Ergebnisse zeigen, wird der N_{\min} -Verlauf innerhalb der vegetationslosen Zeit gut von dem Simulationsmodell von Kersebaum & Richter wiedergegeben. Grundsätzliche Probleme treten allerdings bei der Beschreibung der N-Dynamik in der organischen Fraktion und der Wasserspeicherung im Boden auf. Generell kann jedoch mit Hilfe des Simulationsmodells die dynamische Betrachtungsweise im ungesättigten Bereich auch bei den sandigen Böden im Untersuchungsgebiet ermöglicht und somit das Verständnis der N-Dynamik im Boden verbessert werden.

Die zum Teil hohen Rest- N_{\min} -Gehalte zu Vegetationsende zeigen weiterhin, daß für die auswaschungsgefährdeten Standorte eine bilanzgerechte Düngung dringend erforderlich ist, um die Verlagerung über die vegetationslose Zeit möglichst gering zu halten.

Literatur

- BACH, M., GÄTH, S. & H.-G. FREDE (1991): Abschätzung des Nitrat-Belastungspotentials aus der Landwirtschaft mittels Stickstoff-Bilanzierung. Wiss. Beiträge der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg (S 73).
- BOUWER, W., GÄTH, S. & H.-G. FREDE (1992): Nitrat im Grundwasser und die Beziehung zur landwirtschaftlichen Bodennutzung. Wasser + Boden, 2, 64-68.
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. dt. Wetterdienstes, 2, 11: 1-24.
- KERSEBAUM, K.C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Diss., Uni Hannover.
- SPONAGEL, H. (1980): Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturen. Geol. Jb., F.9.

PELITE UND IHRE BÖDEN: LANDSCHAFTSHYDROLOGISCHE FUNKTION IN ABHÄNGIGKEIT VON
GEO- UND PEDOGENER STRUKTURIERUNG UND SAISONALEN SCHWANKUNGEN.
- BEISPIEL WEG HAMELN-SÜD -

Brandt, M., R. Hasselbauer u. B. Meyer*

1. Einleitung und Zielsetzung

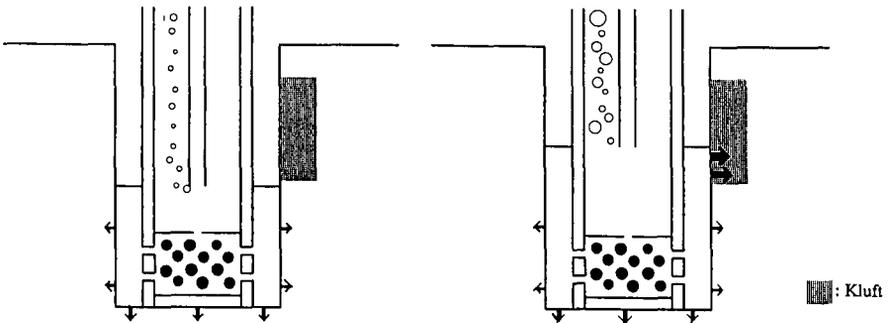
Pelite und ihre Böden haben sehr heterogene geo- und pedogene Strukturen. Die Beurteilung ihrer hydrologischen Eigenschaften bereitet Probleme. Dieses trifft für die Sättigungs-Wassergehalte in bestimmten Saugspannungsbereichen zu. Die Grundwasserneubildung solcher Standorte zu erfassen, bereitet Schwierigkeiten. Die Verlagerung von Salzen mit dem Sickerwasser ist für die Nitratbelastung des Grundwassers von entscheidender Bedeutung.

Ein wichtiger Parameter für die hydrologische Einstufung solcher Standorte ist die feldgesättigte Wasserleitfähigkeit. Es gilt eine Methode zu finden, die in ihrer Anwendung einen geringen Arbeitsaufwand mit hinreichend genauen Meßergebnissen verbindet.

2. Methodik

Die von Reynolds und Elrick (1985) entwickelte Methode zur Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Gelände mit Hilfe des GUELPH-Permeameters scheidet aus folgenden Gründen aus:

Abb.1: GUELPH-Permeameter zur Messung der feldgesättigten Wasserleitfähigkeit im Bohrloch, links vor und rechts nach Erhöhung der Einstauhöhe

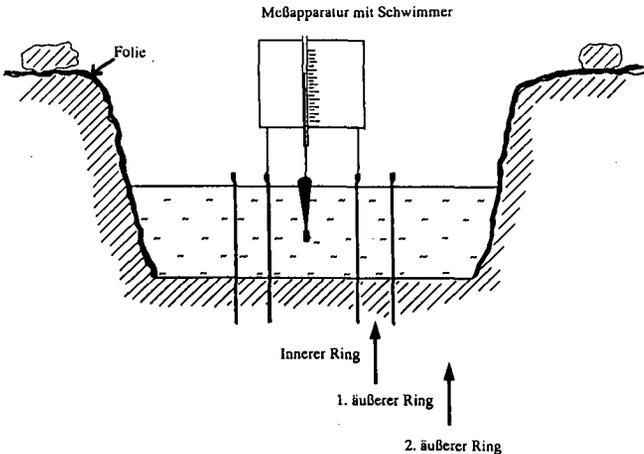


Die Intensität der Versickerung ist durch die Pfeilstärke dargestellt.

In dem stark klüftigen Material kommt es zu hohen lateralen Abflüssen, was bei einer schrittweisen Erhöhung der Einstauhöhe im Bohrloch zum sprunghaften Ansteigen der Wassernachlieferung führt (Abb.1, rechts). Dies ist auf das Anschneiden einer Kluft zurückzuführen, in die das Wasser nach der Erhöhung der Einstauhöhe verstärkt abfließt. Es konnten mit dieser Methode keine reproduzierbaren Werte bestimmt werden. Eine Überprüfung der Meßergebnisse mit dem DOPPELRING-Infiltrimeter an der Bohrlochbasis zeigte an, daß die Meßwerte des GUELPH-Permeameters zu hoch lagen.

Daher wird das DOPPELRING-Infiltrimeter zur Bestimmung der Versickerungsintensität gewählt.

Abb.2: DOPPELRING-Infiltrimeter mit erweitertem äußerem Ring



Zwei 35 cm hohe Metallringe (Durchmesser 17,84 cm und 30,0 cm) werden vertikal ca. 10 cm tief in den Boden eingetrieben. Die Überstauhöhe beträgt zwischen 20 und 25 cm. Mittels Schwimmer werden die Wasserstandsänderungen in Zeitintervallen erfaßt und nach Absinken um 5 cm auf die alte Höhe aufgefüllt.

Gelegentlich kommt es zu einer starken Absenkung im äußeren Ring und zum Zutage-treten von Wasser außerhalb des äußeren Ringes. Dieses wird durch das stark ausgeprägte Klüftsystem des zu messenden Horizontes verursacht, durch welches das Überstauwasser an die Oberfläche gedrückt wird. Da die Messungen im B- und C-Horizont vorgenommen werden, die Meßstelle gegenüber der Umgebung also erniedrigt liegt, kann die die Meßeinrichtung umgebende Profilwand durch eine Folie seitlich abgedichtet werden und der entstehende Raum als zusätzlicher äußerer Ring mit in die Meßmethode einbezogen werden (Abb.2). Nach der Erweiterung des DOPPELRING-Infiltrimeters durch einen 2. äußeren Ring kommt es zu keinem übermäßigen Abfall der Wasserstandshöhe im 1. äußeren Ring. Mit dieser Erweiterung ist eine geringere Versickerungsintensität im inneren Ring zu verzeichnen.

3. Ergebnisse

Die Infiltrationsrate ist zu Beginn relativ hoch, sie nimmt über die Zeit hin ab und nähert sich asymptotisch einer konstanten Infiltrationsrate, der sogenannten "steady-state infiltrability" (Abb.3). Die Abnahme der Infiltrationsrate über die Zeit wird in erster Linie vom sich ändernden Matrix-Sorptions-Gradienten bestimmt. Zusätzlich können Faktoren wie innere Erosion (Porenverlegung durch Bodenpartikel), Tonquellung, Lufteinschlüsse und deren verhindertes Entweichen durch anströmendes Wasser eine Abnahme der Infiltrationsrate bewirken.

Je feuchter das Substrat zum Zeitpunkt des Meßbeginns ist (Frühjahrsmessung gegenüber Herbstmessung), desto niedriger ist die anfängliche (initiale) Infiltrationsrate (Abb.4). Diese ist auf den geringeren Sorptionsgradienten des feuchteren Substrates zurückzuführen. Die "finale" (konstante) Infiltrationsrate wird im Frühjahr bei zu Meßbeginn feuchtem Substrat früher erreicht (2,5 bis 5 Std nach Überstaubbeginn) als im Herbst bei trockenerem Substrat (7,5 std nach Überstaubbeginn).

Abb.3: Infiltrationsverlauf in Abhängigkeit von der Zeit

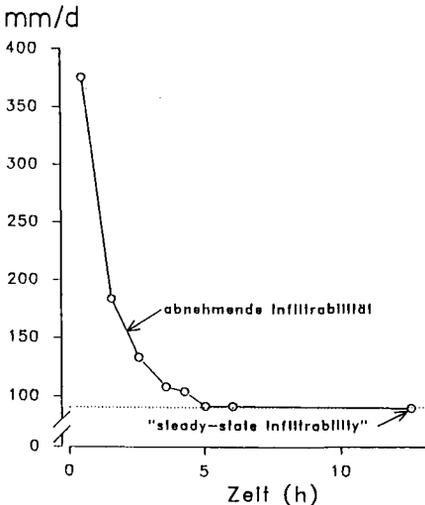
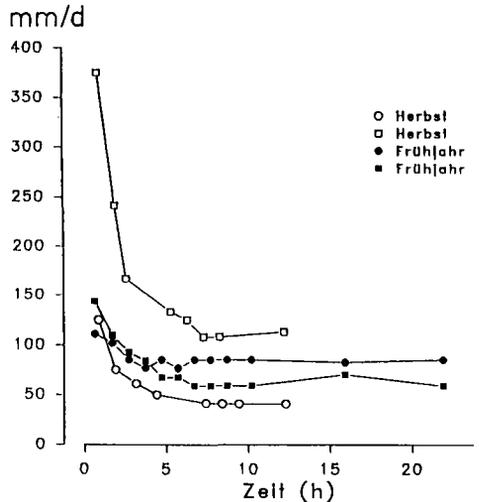


Abb.4: Wasserleitfähigkeit eines Cv-Horizontes (km1) in Abhängigkeit von der Infiltrationszeit im Frühjahr und Herbst



In Tab.1 sind die Meßergebnisse der gesättigten Leitfähigkeit von Pelosolen in Abhängigkeit vom Grad der (subglazialen), periglazialen und holozänpedogenen Aufbereitung sowie der Ausgangspelite, ausgedrückt durch den Skelettanteil, dargestellt. Die Heterogenität der Standorte bezüglich ihrer Wasserleitfähigkeit wird durch die Streuung der Meßergebnisse widerspiegelt.

Tab.1: Wasserleitfähigkeit von Pelosolen gruppiert nach Skelettanteil

Substrat	Skelettanteil %	Wasserleitfähigkeit cm/d	Mittelwert cm/d	Bezeichnung
P-Horizont aus so; 70 cm Tiefe	< 5**	0,07; 0,28	0,18	s. gering
Fließerde aus km3; 70 cm Tiefe	20	2,2; 7,1; 24,2	11,2	mittel
Fließerde aus km3; 50 cm Tiefe	40	16,8; 25,2; 41,7***	27,9	mittel
Fließerde aus km3; 60 cm Tiefe	50	20,1; 21,6; 27,6; 33,1; 46,5	29,8	mittel
Fließerde aus km3; 50 cm Tiefe	70	24,8; 59,2; 85,4; 156,0***	81,4	hoch
Cv-Horizont aus km1, mit Schichtung und Klüftung, in situ verwittert; 45 cm Tiefe	80	58,3; 91,8; 144,4; 144,4	116,5	s. hoch
Festgestein unverwittert, km1, mit Schichtung und Klüftung, 10 m Tiefe	> 95**	24,8; 37,6; 47,4; 93,1	50,7	hoch

* Der Skelettanteil wird durch Naßsieben nach 5 min Ultraschallbehandlung bestimmt

** Werte geschätzt

*** Regenwurmgänge

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Die Wasserleitfähigkeit nimmt mit dem Skelettanteil der Substrate zu. Im unverwitterten Festgestein ist sie niedriger als im Cv-Horizont. Letzterer ist biogenen Einflüssen, Regenwurmgänge und Wurzelbahnen, unterlegen, welche die Wasserleitfähigkeit erhöhen.

Der Skelettanteil ist ein Kriterium für den Grad der Verwitterung bzw. den Auf- und Umarbeitungsgrad der Substrate. Je weiter die Pedogenese vorangeschritten ist, desto mehr nimmt die Infiltrabilität der Substrate ab.

Im WEG Hameln überwiegen im Keuperbergland Böden mit rel. hohem Skelettanteil. In Hanglagen überwiegen Fließerden, mit mittleren bis hohen Wasserleitfähigkeiten, auf den Kuppen flachgründige Ah-Cv-Böden mit sehr hohen Wasserleitfähigkeiten. Die nFK der Böden ist durch ihre Flachgründigkeit und ihren hohen Skelettanteil stark vermindert. Verbunden mit ihrer überwiegend hohen bis sehr hohen Wasserleitfähigkeit kommt diesen Böden ein hohes Grundwasserneubildungspotential zu.

5 Literatur

REYNOLDS, W.D. and D.E. ELRICK (1985): Measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the conductivity-pressure head relationship using the "guelph permeameter". - Proc. National Water Well Assoc. Conf. on Characterization and Monitoring of the Vadose (Unsaturated) Zone, Denver, Colorado

DVGW-Merkblatt W 104
"Bodennutzung und Düngung in Wasserschutzgebieten"

von

CASTELL-EXNER, Claudia

Einleitung

Der DVGW, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, ist eine technisch-wissenschaftliche Vereinigung der Gas- und Wasserversorgung. Mitglieder sind Fachleute des Gas- und Wasserfaches, Gas- und Wasserversorgungsunternehmen, Behörden, Institute, Organisationen und Fachfirmen. Der 1859 in Frankfurt am Main gegründete Verein hat die Förderung des Gas- und Wasserfaches in technischer und technisch-wissenschaftlicher Hinsicht unter besonderer Berücksichtigung der Sicherheit, Hygiene und des Umweltschutzes zur satzungsgemäßen Aufgabe. Diese Aufgabe umfasst u. a. auch die Aufstellung und Fortschreibung des DVGW-Regelwerkes (Technische Regeln, Arbeitsblätter, Normen und Technische Mitteilungen, Merkblätter, Hinweise).

1975 erschien die derzeit gültige Ausgabe des DVGW-Arbeitsblattes W 101 "Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser". In diesem vom DVGW/LAWA-Ausschuß "Wasserschutzgebiete" erarbeiteten Arbeitsblatt werden die Gefährdungspotentiale für das Grundwasser, die Einrichtung und Gliederung von Wasserschutzgebieten beschrieben. Aufgrund des damaligen Kenntnisstandes waren nur wenige Handlungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich für die Wasserversorgung als "gefährlich und in der Regel nicht tragbar" eingestuft worden.

Zahlreiche Untersuchungen haben zwischenzeitlich gezeigt wie die landwirtschaftliche Bodennutzung und Düngung die Qualität des Grundwassers beeinflussen kann, wie z.B. die intensive Stickstoffdüngung im Ertragsweibau.

Auf Initiative des DVGW/LAWA-Ausschusses "Wasserschutzgebiete" wurde daraufhin mit der Erarbeitung des Merkblattes W 104, u. a. als Detaillierung der im DVGW-Arbeitsblatt W 101 zu landwirtschaftlichen Handlungen in Wasserschutzgebieten getroffenen Aussagen begonnen.

Das nunmehr vom Ausschuß verabschiedete Merkblatt stützt sich auf die Grundsätze der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft, die zu einem flächendeckenden Grundwasserschutz

beitragen und formuliert die in Wasserschutzgebieten darüber hinaus zu stellenden Anforderungen. Die in dem Merkblatt dargelegten Sachverhalte beschränken sich auf naturwissenschaftliche, hygienische und technische Gesichtspunkte, die in Wasserschutzgebieten bzw. Einzugsgebieten zum Schutz vor nachteiligen Veränderungen zu beachten sind.

Es ist somit auch losgelöst von den für die Landwirtschaft maßgebenden rechtlichen Regularien zu sehen.

Im März 1992 hat die Einspruchsberatung zum Merkblatt W 104, d.h. die Beratung der aus der Fachöffentlichkeit eingereichten Kritiken und Anregungen stattgefunden. Nach der redaktionellen Fertigstellung und Verabschiedung durch den DVGW-Hauptauschuß und DVGW-Vorstand wird das Merkblatt voraussichtlich zum Jahresbeginn 1993 erscheinen.

Das Merkblatt gliedert sich in folgende Schwerpunkte:

1. Allgemeines
2. Bodennutzung
3. Allgemeine Hinweise zur Düngung
 - 3.1 Bestimmung löslicher Nährstoffe im Boden
 - 3.2 Düngermenge
 - 3.3 Zeitpunkt der Düngung
 - 3.4 Ausbringen des Düngers
 - 3.5 Pflanzenbedarfsgerechte Düngung
4. Beratungen, Untersuchungen und Kontrollen
5. Hinweise für landwirtschaftliche Nutzung und Düngung außerhalb von Wasserschutzgebieten

Die in den genannten Kapiteln dargelegten Aussagen basieren auf den Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft auf die nicht ausführlich im folgenden eingegangen werden soll. Vielmehr soll die Beurteilung welche Bodennutzungen und Düngung in Wasserschutzgebieten aus der Sicht des Grundwasserschutzes tragbar bzw. nicht tragbar sind, dargestellt werden.

Für diese Betrachtung wurde das Verlagerungsverhalten des sehr mobilen und derzeit am stärksten die Grundwasserqualität beeinträchtigenden chemischen Stoffes, des Nitrat, herangezogen. Zur Bewertung des Nitratrückhaltevermögens von Standorten in Wasserschutzgebieten wurden die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe) und die mittlere klimatische Wasserbilanz (KWBa) gewählt.

Beide Kriterien entscheiden, ob und wieviel im effektiven Wurzelraum vorhandenes Nitrat, insbesondere während der Vegetationsruhe mit dem Sickerwasser unter den Wurzelraum verlagert werden und zum Grundwasser fließen kann.

Die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes ist aus der Bodenart, Humusgehalt und Lagerungsdichte abzuleiten oder durch bodenphysikalische Untersuchungen an Leitprofilen zu bestimmen. Sie wird in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung wie folgt eingestuft:

nFKWe in mm	Bezeichnung	Kurzzeichen	Beispiele
≤ 50	sehr gering	nFKWe 1 ⁿ	Regosol aus Kies und Gröbsand Mullrendzina aus Dolomitsand
51 - 90	gering	nFKWe 2 ⁿ	Podsol und Braunerde aus feinsandigem Mittelsand
91 - 140	mittel	nFKWe 3 ⁿ	Braunerde aus schwach lehmigem Sand, Hochmoor aus schwach zersetztem Torf
141 - 200	hoch	nFKWe 4 ⁿ	Braunerde, Parabraunerde und Auenböden aus sandigem Lehm, Kolluvien aus lehmigem bzw. tonigem Schluff, Niedermoor aus stark zersetztem Torf
> 200	sehr hoch	nFKWe 5 ⁿ	Schwarzerde und Parabraunerde aus lehmigem bzw. tonigem Schluff

Tab. 1: Einstufung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe)

Die mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz wird aus der Differenz von der mittleren jährlichen Niederschlagshöhe und der mittlerer jährlichen potentiellen Verdunstungshöhe ermittelt. Sie wird in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung wie folgt eingestuft:

KWBa in mm	Bezeichnung	Kurzzeichen	Beispiele für Gebiete mit entsprechender mittleren jährlichen klimatischen Wasserbilanz
- 200 bis - 101	sehr negativ	KWBa -1	Uckermark, Oderbruch, Havelland, Mittelbrandenburger Tiefland, Harzvorland
- 100 bis 0	negativ	KWBa 0	Rügen, Mecklenburger Tiefland, Mecklenburger Seenplatte, Prignitz, Nordbrandenburger Tiefland, Barnim, Altmark, Fläming, Niederlausitz, Magdeburger Börde, Thüringer Becken, Leipziger Tieflandsbucht
+ 1 bis + 100	sehr gering	KWBa 1	Zülpicher Börde, Alzevier Hügelland, Wetterau, Mittleres Mantal, Kaiserstuhl, Eichsfeld, Vogtland, Oberlausitz
+ 101 bis + 200	gering	KWBa 2	Fehmarn, Hildesheimer Börde, Hellwegböden, Kempen-Aldesker Platte, Unteranebene, Neckarbecken, Makthaidfelder Platte, Mittelfränkisches Becken, Donaumoos, Oberpfälzer Becken, Lausitzer Bergland, Vorgebirgslagen von Harz, Thüringer Wald, Erzgebirge zwischen 500 und 700 m NN
+ 201 bis + 300	mittel	KWBa 3	Angeln, Zentrale Niedersächsische Geest, Westmunsterland, Kraichgau, Isar-Inn-Hügelland, Erdinger Moos, mittlere Lagen von Harz, Thüringer Wald, Erzgebirge zwischen 700 und 900 m NN
+ 301 bis + 400	hoch	KWBa 4	Heide-Itzeboer Geest, Oberes Weserbergland, Ostefel, Odenwald, Schwäbische Alb, Voralpines Hügelland, Mühdorfer und Altöttinger Terrassenlandschaft, Kamm- und Gipfellagen von Harz, Thüringer Wald und Erzgebirge
+ 401 bis + 600	sehr hoch	KWBa 5	Zentralharz, Sauerland, Zentralschwarzwald, Bayerischer Wald, Schwäbisch-ostbayerische Voralpen
> + 600	äußerst hoch	KWBa 6	Nördliche Kalkalpen

Tab. 2: Einstufung der mittleren jährlichen klimatischen Wasserbilanz (KWBa) (nach: Hydrologischer Atlas der BRD, 1978 und Deutscher Wetterdienst (Wetteramt Potsdam, 1992)

Mit Hilfe dieser beiden Kriterien wird das Nitratrückhaltevermögen eines Standortes ermittelt:

KWBa (mm)/ nFKWe (mm)	< 100	101 - 200	201 - 300	301 - 400"	401 - 600"	> 600"
< 50	c	c	c	c	c	b
51 - 90	c	c	c	b	b	b
91 - 140	b	c	c	b	b	a
141 - 200	a	b	b	a	a	a
> 200	a	a	b	a	a	a

*) Verdünnungseffekt berücksichtigt

- a - sehr großes bis großes Nitratrückhaltevermögen (günstig)
- b - mittleres Nitratrückhaltevermögen
- c - geringes bis sehr geringes Nitratrückhaltevermögen (ungünstig)

Anmerkung:

Tabelle gilt nur für Lockergesteinsböden ohne Schwundrißbildung

Tab. 3: Einstufung des Nitratrückhaltevermögens der Standortgruppe (a,b,c) aus nutzbarer Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes und der mittleren jährlichen klimatischen Wasserbilanz

Prinzipiell ist festzustellen, daß je höher die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes und je geringer die mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz ist, desto höher wird das Nitratrückhaltevermögen eines Standortes eingestuft. Das Nitratrückhaltevermögen wird nach den Standortgruppen a, b und c differenziert, die sich im "Rahmen für Bodennutzung in Wasserschutzgebieten" wiederfinden.

Kulturart bzw. Nutzungsform	Schutzzone III bzw. Einzugsgebiet Standortgruppe			Schutzzone II Standortgruppe		
	a	b	c	a	b	c
1. Wald (ohne geschlossene Erlenbestände)	+	+	+	+	+	+
2. Aufforstung	+	+	+	+	+	+
3. Dauergrünland (Wiesen und Extensivweide) einschließlich Gründlandneueinsaat und -wiedereinsaat	+	+	+	+	+	+
4. Getreide mit Zwischenfrucht	+	+	+	+	+	+
5. Getreide ohne Zwischenfrucht, Feldfutterbau, Zuckerrüben	+	+	+	+	-	-
6. Blattfrüchte, z.B. Kartoffeln, Raps	+	+	+	+	-	-
7. Mais, Futterrüben, Feldgemüse, Reinsaat von Leguminosen, Hopfen, Weinreben	+	-	-	-	-	-
8. Gemüseanbau	+	-	-	-	-	-
9. Kulturartenwechsel (Grünländumbbruch, Waldrodung)	-	-	-	-	-	-
10. Kleingartenanlagen	-	-	-	-	-	-

Beurteilung abhängig vom Anteil der Nutzungsform (jährlich bzw. jahredurchschnittlich) an der Gesamterntefläche, von Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau und Untersaaten, Düngungskontrolle, örtlichen bodenkundlichen und hydrogeologischen Gegebenheiten.

- a - sehr großes bis großes Nitratrückhaltevermögen (günstig)
- b - mittleres Nitratrückhaltevermögen
- c - geringes bis sehr geringes Nitratrückhaltevermögen (ungünstig)
- +
- in der Regel tragbar
- in der Regel nicht tragbar

Tab. 4: Rahmen für Bodennutzung in Wasserschutzgebieten

Anmerkungen zu Tab. 4

Anmerkung zu 2:

Aufforstungen, möglichst mit Laubbaumen, sind auf landwirtschaftlich intensiv vorgennutzten Flächen erst nach vorangegangener Hegerung (Ertrag überschüssiger Nährstoffe) günstig zu bewerten.

Anmerkung zu 4 - 7:

Die Bewertung ist auf eine dreigliedrige Fruchtfolge abgestimmt (Getreide-Getreide-Hackfrucht/Blattfrucht). Bei höheren Hackfrucht/Blattfruchtanteilen verschlechtert sich die Bewertung jeweils um eine Kategorie nach oben.

Anmerkung zu 8:

Die übrigen Sparten des Gartenbaus (Baumschulen, Friedhofsgartenbau, Obstbau und Zierpflanzenbau) zeichnen sich durch so unterschiedliche Verhältnisse aus, daß für diese nur im Einzelfall entschieden werden kann.

Eine Differenzierung bei der Beurteilung der Tragbarkeit bzw. Nichttragbarkeit von Kulturarten bzw. Nutzungsformen nach Wasserschutzzonen (II, III) wurde für erforderlich gehalten, da die Erfahrung bislang gezeigt hat, daß es in der Regel schwer durchsetzbar, ist in diesem Fall für die Landwirtschaft, einschneidende Nutzungsbeschränkungen, insbesondere bei großen Einzugsgebieten, auf der gesamten Wasserschutzgebietsfläche durchzusetzen (Frage nach der Verhältnismäßigkeit).

Zur konsequenten und dauerhaften Umsetzung der in den Tabellen aufgeführten Einzelregelungen in die Praxis sind in Wasserschutzgebieten grundsätzlich notwendig:

- o Durchführung von Bodenuntersuchungen
- o Feststellen der Nährstoffgehalte der Wirtschaftsdünger
- o Führen schlagspezifischer Aufzeichnungen (Schlagkarteien)
- o Beratung der Landwirtschaft durch die örtlichen landwirtschaftlichen Fachorganisationen

Das Merkblatt gibt Hinweise für die landwirtschaftliche Nutzung innerhalb von Wasserschutzgebieten. Bei Einzugsgebieten von Wassergewinnungsanlagen, für die noch kein Wasserschutzgebiet förmlich festgesetzt ist, gelten die Ausführungen in gleicher Weise.

Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers im Wasser-
schutzgebiet des Wasserwerkes Holdorf, Landkreis Vechta

von

CORD-LANDWEHR, K. und G. SCHWERTPFEGER

1. Einleitung

Im Landkreis Vechta wurde in den 60er Jahren in den dort vorherrschenden Hausbrunnen eine zunehmende Nitratbelastung festgestellt. Zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung hat der Oldenburgisch-Ostfriesische Wasserverband (OOWV) damals das Wasserwerk Holdorf mit einem jährlichen Entnahmerecht von 5 000 000 m³ in Betrieb genommen.

Die hierzu erbohrten 14 Brunnen fördern aus 20 - 60 m Tiefe das Rohwasser. In den gleichen Jahren ist die Tierhaltung und der Maisanbau im Landkreis Vechta ausgeweitet worden. Dieses führte zu einem vermehrten Gülleanfall, der zunächst auch im Wassergewinnungsgebiet Holdorf eine verstärkte N-Düngung zur Folge hatte. Dadurch stieg der Nitratgehalt des Rohwassers, wie die Werte in Tabelle 1 aufzeigen.

Tabelle 1 Jahresmittelwerte der Nitratgehalte in mg NO₃/l des Rohwassers in einigen Brunnen des Wasserwerkes Holdorf (nach Statistik des OOWV)

Brunnen	1968	1976	1980	1984	1988	1992
III	0,70	0,70	4,57	3,78	10,70	37,57
VI	25,80	13,50	43,00	93,13	----	----
VIII	2,00	3,30	18,94	43,52	----	----
XI	32,60	26,15	33,37	43,50	----	----
VIX	----	----	20,04	51,28	90,10	139,43

Da Anfang der 80er Jahre der Grenzwert von 50 mg NO₃/l in einzelnen Brunnen überschritten wurde, sind 1984 sechs Förderbrunnen bis etwa 100m Tiefe erbohrt worden. Zu diesen gehören die Brunnen VI, VIII und XI. In den neueren Tiefbrunnen sind bisher die Nitratwerte so gering, daß durch Mischen stets ein einwandfreies Reinwasser geliefert werden konnte. Alle möglichen Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung wurden durch Konzentration erheblicher Mittel des OOWV verstärkt weitergeführt.

Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung

2. Beratung der Landwirte

Mit dem Anstieg der Nitratwerte im geförderten Rohwasser Ende der 70er Jahre wurde ein Zusammenhang mit der Landnutzung erkannt. Daher ist seitdem in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftskammer Weser-Ems eine Beratung der im Wasserschutzgebiet wirtschaftenden Landwirte erfolgt. Hieran sind von Seiten der Landwirtschaftskammer

*) Fachhochschule Nordostniedersachsen, Fachb. Bauingenieurwesen (Wasserwirtschaft und Umwelttechnik), D 3113 Suderburg

die Landbauabteilung mit der nachgeordneten Landbauaußenstelle in Bramsche und die LUFÄ Oldenburg beteiligt. Nach der durch Organisationsänderung bedingten Auflösung aller Landbauaußenstellen ist im Rahmen der Landwirtschaftskammer Weser-Ems das Landwirtschaftsamt Vechta örtlich zuständig.

Die Landwirte wurden in Versammlungen des Ortslandvolkverbandes Holdorf angesprochen. Seit Mitte der 80er Jahre hat der Ortslandvolkverband für alle beteiligten Landwirte eine Interessengemeinschaft gebildet. In dieser war nach dem 1984 wirksam gewordenen Gülleerlaß der Niedersächsischen Landesregierung der Bau von Güllesilos ein Beratungsschwerpunkt, um die bis dahin übliche Gülleausbringung während der Wintermonate zu vermeiden.

Aus dieser Interessengemeinschaft könnte in Zukunft eine Arbeitsgemeinschaft zwischen OOV und Landwirten entstehen. Sie kann nach der achten Novelle des Niedersächsischen Wassergesetzes (NWG) (Nds. GuVBl., 1992) aus dem Aufkommen der Gebühren für Wasserentnahmen gefördert werden. Als Maßnahmen, die dem Schutz der Gewässer und des Wasserhaushaltes dienen, kommen insbesondere in Betracht:

"1. Ausgleichsleistungen oder entsprechende Zuschüsse an Wasserversorgungsunternehmen für den Erwerb oder die Pacht von Flächen in Wasserschutzgebieten." - Die Beteiligten an derartigen Kooperationen für Wasserschutzgebiete sind insbesondere vor Festlegung von Bemessungsgrundlagen für Ausgleichszahlungen zu hören.

In der Novelle des NWG folgt:

"4. In Vorranggebieten für Wassergewinnung, die in Raumordnungsprogrammen festgelegt sind, zusätzliche Beratung der Land- und Forstwirtschaft sowie des Erwerbsgartenbaus im Interesse des Gewässerschutzes einschließlich der hiermit in Zusammenhang stehenden Boden- und Gewässeruntersuchungen."

Zur Beratung sollten Simulationsmodelle für den N-Haushalt eingesetzt werden. Auf der Basis von Boden-, Wetter- und Bewirtschaftungsdaten können damit nicht nur Nitratausträge berechnet, sondern auch Empfehlungen für die N-Düngung gegeben werden.

Der Test einer praxisreifen Version dieses Modells für Wintergetreide läuft zur Zeit in drei unterschiedlichen Wassereinzugsgebieten für die Beratung von dort wirtschaftenden Landwirten (RICHTER u.a., 1992). Auch für den Einsatz aller Pflanzenschutzmittel wird in Zukunft eine schlaggenaue Berechnung der Ausbringungsmengen unerlässlich sein.

Der Wirtschaftsberater ist in diesem Herbst bei der Umsetzung der Reform der Agrarpolitik gefordert. Hierbei steht ein von der Landwirtschaftskammer Weser-Ems entwickeltes PC-Programm zur Verfügung. Flächenangaben, Anbaupläne und Viehbestände mit ihren Düngereinheiten fließen in diesen Rechengang ein. Auf diesem Wege können Fruchtfolge- und deren Düngebedarfsberechnungen erstmalig richtig in den Vordergrund rücken (Wulkotte, 1992).

3. Feldversuche

Für eine anzustrebende Verringerung der N-Düngung können die benötigten Werte nur aus exakten Feldversuchen ermittelt werden. Ein Feldversuch im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Holdorf wurde 1990 von der Landbauabteilung der Landwirtschaftskammer Weser-Ems angelegt und wird seit dieser Zeit vom Landwirtschaftsamt Vechta betreut.

4. Grunderwerb und Aufforstung

Standorte mit sehr großem Verlagerungsrisiko sollten gänzlich aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung genommen werden (Gäth und Wohlrab, 1992). Hierzu ist der erst ab 1992 mit der Novelle des NWG erleichterte Grunderwerb vom OÖVV seit 1989 mit eigenen Mitteln durchgeführt worden. Diese Flächen werden aufgeforstet.

Am 21.12.1989 ist zwischen der Landesforstverwaltung und dem OÖVV vertraglich vereinbart worden, daß diese Flächen möglichst weitgehend mit Laubholz aufzuforsten und im Rahmen einer ordnungsgemäßen Forstwirtschaft vom Forstamt Bersenbrück zu bewirtschaften sind. Den Ankauf finanziert der OÖVV, die Aufforstung und Pflege die Landesforstverwaltung, die auch Eigentümer dieser Flächen ist.

Durch diese Maßnahmen soll der Waldanteil auf den rund 900 ha des Wasserschutzgebietes Holdorf von 30 % auf 70 % angehoben werden. Es wird ein Laubmischwald mit dominierender Traubeneiche angestrebt.

Die auf den besseren Böden mit 10-25 % gepflanzte Buche wird gruppenweise mit Ahorn, Linde und Kirsche gemischt. An den Rändern werden Sanddorn, Hartriegel, Roßkastanie, Vogelbeere und Lärche, letztere als Windschutz, gepflanzt. Auf sehr armen Böden wird auch die Birke gepflanzt, obwohl sie sich auf offenen Flächen als Anflug von selbst einstellt.

Als Bodenvorbereitung erfolgt -mit Ausnahme reiner Eschböden- ein etwa 60 cm tiefer Vollumbruch. Durch diese Maßnahme wird das Ungleichgewicht von Nährstoffen und persistenten Pflanzenschutzmitteln zwischen Ober- und Unterboden ausgeglichen. Zur raschen Bindung der durch Freilage in Lösung gehenden Nährstoffe und zum Schutz der zu begründenden Forstkultur wird bei der Pflanzung eine Schutzpflanzendecke angelegt. Diese besteht aus einem Gemisch von je 10 kg/ha Waldstauden-, Winter- und Sommerroggen.

Auf trockenen, nährstoffarmen Böden stellt sich unter lichten Eichen-Birken-Wald ein artenarmer Rotstraußgrasrasen ein. Ein derartiger Bestand ist für die Grundwasserneubildung am günstigsten. Es wird aber viele Jahrzehnte dauern, bis die nährstoffreichen Ackerböden soweit ausgegert sind, daß der Nitrataustrag unter den vorstehend beschriebenen Laubmischwäldern meßbar weniger wird.

Bis 1991 wurden im Wasserschutzgebiet Holdorf 110 ha Acker und 26 ha Wald angekauft; von den bisherigen Ackerflächen sind bis 1992 etwa die Hälfte aufgeforstet.

5. Erweiterung des Wasserschutzgebietes

Bei der Schutzgebietsfestlegung darf nicht nur der Entnahmebereich, sondern der gesamte, im Inneren der unterirdischen Grundwasserscheide liegende Bereich geschützt werden (Cord-Landwehr, 1992). Das bisherige Wasserschutzgebiet für das Wasserwerk Holdorf deckt sich nicht mit dem Wassereinzugsgebiet (Cord-Landwehr u. Schwerdtfeger, 1990). Es ist anzustreben, nach der beantragten Ausdehnung des Wasserschutzgebietes auch das vergrößerte Gebiet bis zu einem Waldanteil von 70 % aufzuforsten. Das Ziel, über eine Aufforstung den bestmöglichen Schutz des Grundwassers insbesondere vor Nitratreinträgen zu erreichen, ist unter den bei Aufforstungen gegebenen Bedingungen nur als langfristige Strategie zu sehen.

6. Schlußfolgerungen

Die Ausdehnung der Waldfläche mit gleichzeitig weniger Ackerfläche verringert im Wasserschutzgebiet den Nährstoffeintrag ins Grundwasser. Für die beteiligten landwirtschaftlichen Betriebe fehlt damit Fläche zur Gülleausbringung. Da diese Betriebe im allgemeinen an der unteren Grenze der wirtschaftlich vertretbaren Betriebsgröße liegen, kann der unvermeidbare Ausgleich nur durch eine Verringerung der Betriebszahl erfolgen. Neben dem durchaus guten Bodenpreis, der vom OOVV gezahlt wird, ist eine Weitergehende agrarpolitische Hilfe für die betroffenen Betriebe unerlässlich.

7. Zusammenfassung

Im Wasserwerk Holdorf wurde eine Nitratbelastung des Grundwassers schon vor über zehn Jahren festgestellt (Cord-Landwehr u. Schwerdtfeger, 1990). Während die mengenmäßige Grundwasserneubildung nur in einigen Bereichen der Bundesrepublik Deutschland Probleme bereitet (Schwerdtfeger, 1985), ist eine Nitratbelastung bis auf wenige Ausnahmen (Cord-Landwehr u. a., 1992) vielerorts aufgetreten. Neben der an erster Stelle stehenden Beratung der im Wasserschutzgebiet wirtschaftenden Landwirte ist eine Aufforstung mit standortgerechtem Laubwald im gesamten Wassereinzugsgebiet erfolgversprechend. Im Bereich des Wasserwerkes Holdorf soll der Waldanteil von 30 auf 70 % erhöht werden.

8. Literatur

- CORD-LANDWEHR, K. u. G. SCHWERTFEGER: Nitratbelastung im Grundwasser am Beispiel des Wasserwerkes Holdorf. Wasser und Boden, 42, 216-220, 1990.
- CORD-LANDWEHR, K., K.-P. SALOMO, G. SCHWERTFEGER, H. SPONAGEL u. B. URBAN: Auswertung eines Bodeninformationssystems für Planungen im Wasserschutzgebiet Stadens unter Berücksichtigung der Altlastenproblematik. Mittlg. d. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 67, 17-20, 1992.
- DAMRATH, H. u. K. CORD-LANDWEHR: Wasserversorgung, 10. Auflg. Verlag B.G. Teubner, Stuttgart, 1992.
- FORSTAMT BERSENBRÜCK: Aufforstungen im Wasserschutzgebiet Holdorf. Unterlagen zur Exkursion am 13.6.1991.
- GÄTH, S. u. B. WOHLRAB: Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. DBG Kommission VI, AG Bodennutzung in Wasserschutzgebieten, 1992.
- NIEDERSÄCHSISCHES GESETZ- und VERORDNUNGSBLATT: Achstes Gesetz zur Änderung des Niedersächsischen Wassergesetzes. 46. Jg. Nr. 24, 163-166, Hannover, 1992.
- RICHTER, J., G. M. RICHTER, R. ANLAUF, F. ASCHENBRENNER u. A. J. BEBLIK: Nitrataustrag aus Böden ins Grundwasser in unterschiedlich belasteten Trinkwasser-Einzugsgebieten Niedersachsens. Abschlußbericht zum BMFT-Projekt 0339121 A, B. Forschungszentrum Jülich, Projektträger Biologie, Energie und Ökologie, 1992.
- SCHWERTFEGER, G.: Grundwasserbeubildung im Uelzener Becken unter Berücksichtigung unterschiedlicher bodenphysikalischer Verhältnisse. Mittlg. d. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 43, 287-293, 1985.
- WULKOTTE, B.: Berichte aus den Kreisen - Altkreis Lingen. Landw. Bl. Weser-Ems, Nr. 35 vom 28.8.1992, S. 42-43.

Die räumliche Variabilität von Nitrat in Ackerböden
im Spätherbst im Großraum Hannover

von

Goeb, S., R.R. van der Ploeg u. J. Bachmann+

Einleitung

Die Schutz- und Ausgleichsverordnung des Umweltministeriums Baden-Württemberg (SchALVO) wurde erlassen, um den Eintrag von Nitrat ins Grundwasser zu begrenzen (ANONYM 1991). Mit Hilfe einer gesteuerten Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Wassergewinnungsgebieten wird versucht, die Nmin-Menge im Spätherbst auf weniger als 45 kg NO₃-N/ha/90 cm zu senken. Als Kontrollmaßnahme für die Gewährung einer Ausgleichszahlung an die Landwirte werden zwischen dem 1. November und dem 15. Dezember eines Jahres Bodenproben gezogen und auf Nmin untersucht. Es stellen sich folgende Fragen:

- Wie groß ist der Bestimmungsfehler bei einer vorgegebenen Anzahl Einstiche pro Mischprobe?
- Muß bei Beprobungen auf räumliche Abhängigkeit Rücksicht genommen werden?

Zur Erweiterung des Kenntnisstandes in diesem Bereich wurden im Spätherbst 1991 drei Ackerböden im Raum Hannover intensiv beprobt und auf Nitrat analysiert.

Material und Methoden

Die beprobten Standorte sind in Tabelle 1 kurz beschrieben. Aus jeder der drei

Tab.1: Charakterisierung der drei beprobten Flächen

	FUHRBERG	RUTHE	RUTHER MARSCH
geograph. Lage	Wassergewinnungsgebiet Fuhrberger Feld (nördl. von Hannover)	Calenberger Börde (südl. von Hannover)	Leineaue (südl. von Hannover)
Bodentyp	Gley-Podsol	Parabraunerde aus Löß	allochthoner brauner Auenboden
Bodenart	S	tU	tU - uT
Vorfrucht	Triticale	Winterweizen	Winterweizen
Düngung	insges. 190 kg N (Ammonitratharnstoff)	insges. 180 kg N (Harnstoff)	insges. 180 kg N (Harnstoff) + 30m ³ /ha Rindergülle im Sept.
Termin der Probenahme	24.10.91	1.11.91	15.11.91

+ Institut für Bodenkunde der Univ. Hannover, Herrenhäuser Str.2, 3000 Hannover 21

Flächen wurde ein bei Geländebegehung homogen erscheinendes 1 ha großes Teilstück ausgewählt und in einem quadratischen Raster von 10 x 10 m in 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe beprobt. Die Proben wurden tiefgekühlt aufbewahrt. Aufschluß und Analyse erfolgten weitestgehend nach dem von SCHARPF (1977) beschriebenen Verfahren (Aufschlußmedium: 1M NaCl u. 0,05M CaCl₂; UV-spektrometrische Nitratbestimmung). Die durch Aufsummieren erhaltenen Nitratgehalte in 0-90 cm Tiefe wurden flächenbezogen wie folgt ausgewertet:

1. Chi²-Test auf Normal-, oder Lognormalverteilung,
2. Erstellen eines isotropischen Semivariogrammes und
3. Berechnung der für eine definierte Genauigkeit nötigen Anzahl Einstiche.

Ergebnisse und Diskussion

Die Auswertung zeigte, daß die Nitratgehalte der Fläche "Ruther Marsch" normalverteilt waren und die Häufigkeitsverteilungen "Fuhrberg" und "Ruthe" einer Lognormalverteilung folgten (Abb.1). Die Irrtumswahrscheinlichkeit α betrug bei "Ruther Marsch" und "Fuhrberg" 10 %, bei "Ruthe" 2,5 % (ein größeres α ist gleichbedeutend mit einer größeren Trennschärfe des Chi²-Testes).

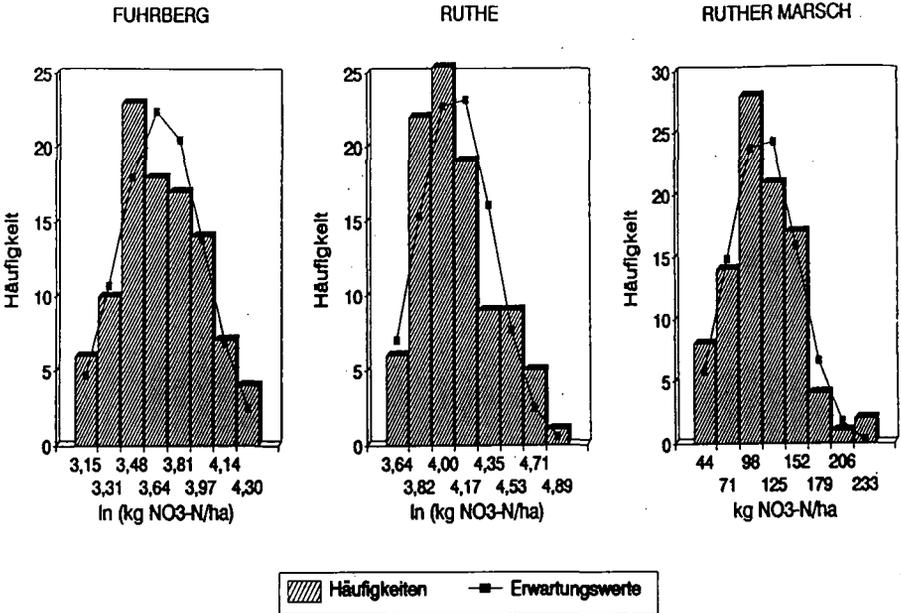


Abb.1: Häufigkeitsverteilungen der Nitratgehalte (bzw. der logarithmierten Nitratgehalte) in 0-90 cm Tiefe mit den für eine entsprechende Normalverteilung berechneten Erwartungswerten

Tabelle 2 zeigt die Verteilungsparameter der Häufigkeitsverteilungen.

Tab.2: Verteilungsparameter der Häufigkeitsverteilungen der Nitratgehalte (0-90 cm Tiefe)

	FUHRBERG	RUTHE	RUTHER MARSCH
arithmet. Mittel [kg NO ₃ -N/ha]*	41	62	113
Varianz [(kg NO ₃ -N/ha) ²]*	157	339	1616
Variationskoeffizient %	30	30	36

* Für die Lognormalverteilungen wurden Entsprechungen des arithmetischen Mittels und der Varianz nach SCHÖNWIESE (1985) berechnet

Die Auswertung der Semivariogramme gab keinen Hinweis auf räumliche Abhängigkeit in dem Sinn, daß die Nitratgehalte benachbarter Meßpunkte sich mehr gleichen als weiter voneinander entfernte. Das Semivariogramm von "Ruther Marsch" enthielt einen Trend, der durch ein Gefälle der Nitratgehalte über die beprobte Teilfläche verursacht wurde.

Die notwendige Anzahl der Einstiche pro Mischprobe hängt von der angestrebten Genauigkeit und der zugelassenen Irrtumswahrscheinlichkeit α ab. So zeigt Abbildung 2 die nötige Anzahl der Wiederholungen als Funktion der prozentualen Genauigkeit, bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %.

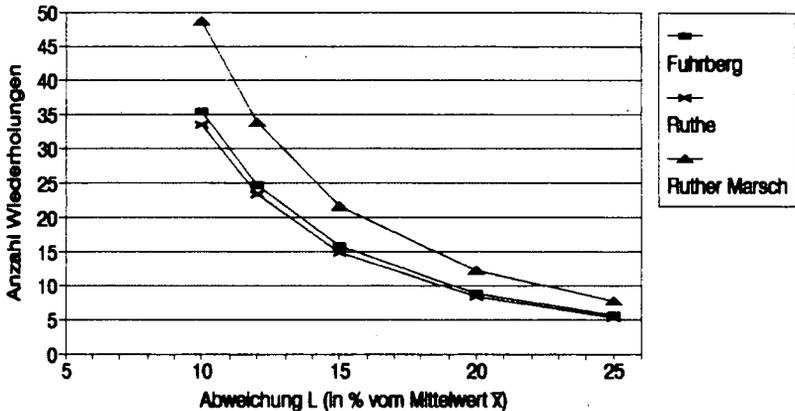


Abb.2: Anzahl der für eine maximale Abweichung L (in % vom Mittelwert \bar{x}) nötigen Wiederholungen ($\alpha = 5 \%$)

Für die Flächen "Ruthe" und "Fuhrberg" betrug zum Beispiel der zu erwartende Fehler bei 15 bzw. 16 Einstichen maximal 15 %, bei 8 bzw. 9 Einstichen 20 % ($\alpha = 5 \%$). Eine Senkung der Irrtumswahrscheinlichkeit auf 1 % erhöhte die für eine

Genauigkeit von 15 % nötige Anzahl der Einstiche auf 26 bzw. 27. Die gerichteten Unterschiede innerhalb der Fläche "Ruther Marsch" führen zu einer Überschätzung der Varianz. Entsprechend groß ist die daraus berechnete Anzahl der Wiederholungen.

VAN MEIRVENNE und HOFMAN (1989) kamen in einer hinsichtlich des Probenahmetermines und der Größe der Fläche vergleichbaren Arbeit zu ähnlichen Ergebnissen.

Insgesamt ist zu bedenken, daß bei Routineuntersuchungen nur jeweils eine Mischprobe pro Feld untersucht wird. Der Analysenfehler und sonstige nicht durch die räumliche Variabilität verursachte Fehler sind dann größer als bei der in dieser Arbeit praktizierten Vorgehensweise. So fanden RICHTER et al. (1984) beim Vergleich von mit Mischproben (16 Einstiche) beprobten Teilflächen Abweichungen von $\pm 10-15$ kg NO₃-N/ha/90 cm. Bei niedrigen Nitratgehalten würde dies einen Fehler verursachen, der deutlich größer ist als die in dieser Arbeit für 16 Einstiche ermittelten ± 15 %.

Schlußfolgerungen

Bei einem Abstand von 10 m zwischen Meßpunkten konnte keine räumliche Abhängigkeit der Nitratgehalte festgestellt werden. Es ließ sich berechnen, daß 15-16 Einstiche einen maximalen Fehler von ± 15 % und 8-9 Einstiche einen solchen von ± 20 % bedeuten ($\alpha = 5$ %).

Dabei ist zu bedenken, daß die Vorgehensweise dieser Arbeit sich von der bei Routineuntersuchungen praktizierten unterscheidet. Durch die Analyse nur einer Probe pro Schlag fallen dort die von der Anzahl Einstiche unabhängigen Fehlerkomponenten stärker ins Gewicht.

Literatur

ANONYM (1991): Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung - SchALVO). Gesetzblatt für Baden-Württemberg, Auszug Nr. 22 (8.8.1991).

RICHTER J., H. NORDMEYER u. K.C. KERSEBAUM (1984): Zur Aussagesicherheit der Nmin-Methode. Z. Acker- u. Pflanzenbau 153, 285-296.

SCHARPF H.C. (1977): Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Dissertation, Universität Hannover.

SCHÖNWIESE C.D. (1985): Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.

VAN MEIRVENNE M. u. G. HOFMAN (1989): Spatial Variability of Soil Nitrate Nitrogen after Potatoes and its Change During Winter. Plant and Soil 120, 103-110.

Flächendeckende Ermittlung von für die Nitrataustragsgefährdung wichtigen Bodeneigenschaften

von

HARRACH, T.¹⁾

Nitrataustragsgefährdung

Die Stickstoffdynamik im System Boden/Pflanzenbestand resultiert aus vielen Teilprozessen, die ihrerseits wiederum von zahlreichen Bodeneigenschaften gesteuert werden. Dennoch läßt sich die Nitratauswaschungsgefährdung bzw. die Möglichkeit der N-Rückhaltung mit Hilfe des komplexen Parameters "nutzbare Wasserkapazität (nFK) im Wurzelraum" weitgehend kennzeichnen, da die zugrundeliegenden Bodeneigenschaften starken Einfluß auf die Sickerwasserbildung, auf die N-Aufnahme durch Pflanzen und damit auf die N-Bilanz des Standortes ausüben (s. Übersicht 1).

Übersicht 1: Ökologische Bedeutung der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum (nFKWe bzw. nFKdB)

	nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum	
	hoch	gering
Ertragspotential des Bodens	hoch	gering
Ertragssicherheit	hoch	gering
Nährstoffentzug bei der Ernte	hoch	gering
Verwertung der Nährstoffe	hoch	gering
Wasserverbrauch durch die Pflanzen	hoch	gering
Grundwasserneubildung (Sickerwasserspende) bei durchlässigem Unterboden und Untergrund	gering	hoch
Nitrataustragsgefährdung	gering	hoch

Weiterhin zu berücksichtigende Bodeneigenschaften sind u.a.:

- kontinuierliche Makroporen, die eine Makroporensickerung begünstigen
- Grundwasseranschluß

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Wiesenstr.3-5 6300 Gießen

- laterale Wasserbewegungen
- Denitrifikationspotential des Bodens
- N-Mineralisierungs- und Immobilisierungspotential des Bodens

Ermittlung der nFK im Wurzelraum

Methoden zur **quantitativen** Ermittlung der nFK im Wurzelraum:

- a) **Abgrenzung des Wurzelraumes mit Hilfe quantitativer Wurzeluntersuchung, Messung der nFK in den durchwurzelbaren Bodenhorizonten und Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (nFKdB, synonym: nFKWt, wobei Wt tatsächlichen Wurzelraum bedeutet).**
Anzumerken ist, daß die Wurzellängendichte des Bodens je nach Pflanzenbestand und Jahreswitterung zwar recht unterschiedlich sein kann, während die Durchwurzelungstiefe und damit die Tiefe des Wurzelraumes viel weniger variabel ist und praktisch als konstant angesehen werden kann (HARRACH und VORDERBRÜGGE 1991, KEIL 1991).
- b) **Messung der nFK im "effektiven Wurzelraum" (nFKWe) gemäß AG BODENKUNDE (1982, S.132), wobei aber diese Messmethode nur in trockenen Jahren anzuwenden ist.**

Schätzmethoden zur Ermittlung der nFK im Wurzelraum:

- a) **Schätzung der nFK für die einzelnen Bodenhorizonte aus Bodenart, Humusgehalt und Lagerungsdichte**
- b) **Ableiten von We aus der Bodenart**
Die Benutzung der Tabelle 39 der AG BODENKUNDE (1982, S.133) ist bedenklich, insbesondere dann, wenn eine mittlere effektive Lagerungsdichte nur angenommen wird. Die Durchwurzelbarkeit des Bodens hängt von vielen Bodeneigenschaften ab, aber am wenigsten von der Bodenart. Bei gleicher Textur kann die Durchwurzelbarkeit sehr unterschiedlich sein! Folglich kann diese wichtige Bodeneigenschaft auf keinen Fall allein aus der Bodenart abgeleitet werden. Aber auch über den Einfluß der "effektiven Lagerungsdichte" auf die Durchwurzelung sind kaum quantitative Angaben bekannt.
- c) **Makroskopische Gefügebeurteilung ("Spatendiagnose")**
In Profilgruben erfolgt eine Gefügebeschreibung, wobei mit besonderer Sorgfalt die Packungsdichte (effektive Lagerungsdichte) ermittelt wird. Als wichtiger Indikator dafür wird die Wurzelverteilung in den einzelnen Bodenhorizonten herangezogen, so daß die Gefügebeurteilung mit der Beurteilung der Durchwurzelbarkeit bzw. mit der Ermittlung

der Durchwurzelungstiefe gekoppelt wird (HARRACH und VORDERBRÜGGE 1991). Nach Schätzung der nFK in den einzelnen durchwurzelbaren Horizonten erhält man die nFKdB (nFKWt).

Zur Kontrolle der "Spatendiagnose" sollte auch der Pflanzenbestand berücksichtigt werden.

Abgrenzung von Arealen mit gleicher nFK im Wurzelraum

Eine quantitative Ermittlung der nFK im Wurzelraum ist nur punktuell möglich. Die Anwendung von Schätzmethode sollte in möglichst vielen Profilgruben erfolgen. Für alle wichtigen Bodenformen eines Untersuchungsgebietes sollte eine eingehende makroskopische Gefügebeurteilung unter besonderer Berücksichtigung der Durchwurzelbarkeit eine Selbstverständlichkeit sein. Der Pürckhauer-Bohrer ist ein wichtiges Werkzeug der Bodenkartierung, aber zur Gefügebeurteilung und zur Untersuchung der Durchwurzelbarkeit kann auf die Aufgrabung ("Spatendiagnose") nicht verzichtet werden.

Die Abgrenzung von Arealen mit gleicher nFK im Wurzelraum ist die Aufgabe der Bodenkartierung. Zur Verbesserung ihrer Genauigkeit und zur Erhöhung ihrer Flächenleistung haben sich Hilfsmittel bewährt (s. auch HARRACH 1979):

- Karten der amtlichen Bodenschätzung (Reichsbodenschätzung)
In klimatisch einheitlichen Gebieten besteht eine brauchbare Korrelation zwischen Bodenzahlen und der nFKdB.
- Bonitur der Pflanzenbestände
Pflanzenbestände zeigen Unterschiede in der Wasserversorgung und somit Unterschiede in der nFKdB an (Bewirtschaftungseinflüsse sind zu berücksichtigen).
- Fernerkundung zur arealen Erfassung von Unterschieden in der Wasserversorgung der Pflanzenbestände

Erfolgreich konnte ein Multispektral-Scanner vom Flugzeug aus zur Standortbeurteilung eingesetzt werden (Selige, Dissertation in Vorbereitung). Zwischen digital verarbeiteten Scannerdaten sowie Boden- und Pflanzenparametern konnten teilweise sehr enge Korrelationen errechnet werden (Übersicht 2). Hervorzuheben ist u.a. die Korrelation zwischen Spektraldaten und der nFKWt bzw der N-Aufnahme (N-Gehalt der Zuckerrüben in kg je ha zur Zeit der Befliegung).

Aufgrund dieser engen Zusammenhänge konnten großmaßstäbige Karten der physiologischen Gründigkeit der Böden, der Ertragsfähigkeit, der N-Aufnahme usw. digital erstellt werden.

Die Kulturpflanze reagiert empfindlich auf Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse. Auf einheitlich bewirtschafteten Flächen zeigen die Pflanzenbestände Bodenunterschiede an. Diese Differenzierung sollte bei der Standortbeurteilung und Bodenkartierung berücksichtigt werden. Moderne Methoden der Fernerkundung können dabei von hohem Nutzen sein.

	Mittleres Infrarot	nFK _{1m}	nFK _{Wt}	Wurzeln im Unterb.	Blattmasse	Aufwuchsbonität	N-Aufnahme	Rübenertrag	ber. Zuckerertrag
Rotes Licht	.96	-.76	-.98	-.96	-.99	-.99	-.92	-.98	-.95
Mittleres Infrarot		-.69	-.94	-.94	-.98	-.98	-.94	-.94	-.87
nFK _{1m}			.72	.72	.75	.77	.78	.79	.85
nFK _{Wt}				.98	.97	.99	.83	.98	.93
Wurzeln im Unterb.					.98	.98	.86	.97	.89
Blattmasse						.99	.93	.97	.92
Aufwuchsbonität							.93	.98	.94
N-Aufnahme								.87	.82
Rübenertrag									.97

Übersicht 2:
 Korrelationsmatrix digital
 verarbeiteter Daten eines
 Multispektral-Scanners und
 Boden- sowie Pflanzendaten
 von Zuckerrübschlägen
 (Selige, Dissertation in Vorbereitung)

Literatur:

AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Auflage
 HARRACH T. (1979): Hilfsmittel der Bodenkartierung und der landwirtschaftlichen Bodenbewertung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 29, 893-896.
 HARRACH T. und VORDERBRÜGGE Th. (1991): Die Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen in Beziehung zum Bodentyp und Bodengefüge. Berichte über Landwirtschaft, 204, Sonderheft: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 2 Bodengefüge, 69-82.
 KEIL, B. (1991): Das Ertragspotential des Standortes als Funktion der Speicherkapazität des Bodens für pflanzenverfügbares Wasser. Gießener Bodenkundliche Abhandlungen, Band 7, Gießen.

GEOHYDROLOGISCHE STRUKTUR, MOSAIK UND PARAMETER DER HYDROPEDOTOPE ALS KALKULATIONSGRUNDLAGE DES SOLUTAUSTRAGES AM BEISPIEL DES WSG HAMELN-SÜD

Ruth Hasselbauer, F. Antony und B. Meyer*

1. Zielsetzung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung einer Methode zur Differenzierung des standortabhängigen Solutaustrages von Porenwasserleitern agrarisch genutzter Wasserschutzgebiete. Daran anschließend wird die Notwendigkeit der regionalen Erfassung bzw. Überprüfung der diesen Austrag beeinflussenden hydrologischen Parameter diskutiert. Als Fallbeispiel wurde das geologisch sehr heterogen aufgebaute WSG Hameln-Süd mit 2600 ha Gesamtfläche und 1375 ha LF ausgewählt.

Kenngrößen des Solutaustrages

1. Sickerwassermenge
2. Durchwaschungshäufigkeit der ET-Zone
3. Verlagerungsstrecke der jährlichen Sickerwassermenge
4. Verweildauer des Sickerwassers in der Dränzone

Standortparameter

1. Feldkapazität der
 - * Evapotranspirationszone (ET-Zone)
 - * Dränzone (DZ)
2. Nutzbare Feldkapazität der ET-Zone (maximale Beanspruchungstiefe des Bodenwassers)

Zur Charakterisierung des Profilbereiches bis zur maximalen hydraulischen Wasserscheide wird der bisher verwendete Begriff "Durchwurzelungstiefe" durch den Begriff "Evapotranspirationszone" (ET) ersetzt (BECKER et al., 1992, im Druck).

2.1 Aufnahme der geologischen Struktur von Lockersedimenten

Beeinflussende Parameter der hydrologischen Eigenschaften eines Lockersediments sind die Korngrößenzusammensetzung und die Art des Ablagerungsprozesses. Ziel der Geländeaufnahme ist die Differenzierung der Lockersediment-Schichtung (Substratschichtung), wobei anstelle einer bodentypologischen Aufnahme folgendes Gliederungsschema der Standorte benutzt wird:

- | | |
|-------------------------|--|
| A. Landschaftsraum: | Areale gleicher geologischer Entstehungsgeschichte |
| B. Substrat: | Art und Abfolge der Lockergesteinsschichten |
| C. Substrat-Bodenarten: | Bodenarten-Spektrum der Substrate |

A. Landschaftsraum: Die Aufgliederung in Landschaftsräume dient der systematischen Einteilung der Sickerwasserleiter in Poren- oder Kluftwasserleiter: In Hameln-Süd sind die glazial geformte Niederterrasse (A) und Mittelterrasse (B) der Weser von porenwasserleitenden Decksedimenten bedeckt. Das mesozoische Keuperbergland trägt z.T. Lößpakete von 0,25 bis 10 m Mächtigkeit (C), in anderen Bereichen ist das Kluftgestein dagegen nur von Fließerden bedeckt (D). In einer dreimonatigen Geländekartierung wurden pro Meßtischblatt (DGK 1:5000) 50-70 Kartierbohrungen mit Pürckhauer und Peilstange bis 2 m u.GOF niedergebracht und durch ca. 120 Tiefbohrungen mit Flügelbohrer bzw. Kobra bis zur Untergrenze des Lockergesteins ergänzt.

B. Substrat: Die Differenzierung der geologischen Substrate innerhalb der Landschaftsräume ist Voraussetzung für die nachfolgende Ausweisung von Arealen gleicher Substratschichtung. Die unterschiedlichen hydrologischen Eigenschaften von Böden gehen in Form der Lagerungsdichte (Tab.1) in die Berechnung von FK und nFK ein. Innerhalb eines Substrates kann die Lagerungsdichte aufgrund einheitlicher Ablagerungsprozesse als konstant angenommen werden. Diese Tatsache ermöglicht die effiziente und exakte Erfassung von Trockendichten auch in großräumigen Gebieten durch die stichprobenartige Messung der TD aller Substrate im Gelände und deren Zuordnung zu dem bei der Geländekartierung erfaßten Flächenmosaik.

* Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

Tab.1: Substrate und deren Trockendichten (TD) in zwei Landschaftsräumen

SUBSTRAT	Abk	TD	SUBSTRAT	Abk	TD
A. Niederterrasse (NT)			C. Lössgebiet im Keuperbergland		
Holozäne Flutlehme	FLh2	1,70	Lösslehm	Lo1	1,52
Pleistozäner Flutlehm	FLh1	1,55	schluff. Sandlöss	uLos	1,55
Minerogene Mudde	FLp	1,65	Kolluvium	Lou	1,50
Organogene Mudde	Ft	1,55	Lösslehm mit Keupersteinchen	Lo1 (km)	1,52
Niedermoor Übergang NT	Fh				
	Hn				
	ÜbNT	1,50			

C. Substrat-Bodenarten: Die Geländemessung und Berechnung der Standortparameter FK und nFKET der einzelnen Bodenarten kann nur nach vorheriger Differenzierung der Substrate erfolgen, da Bodenarten gleicher Korngrößenzusammensetzung abhängig von der Art des Ablagerungsprozesses unterschiedliche hydrologische Eigenschaften aufweisen können (s.Kap.3).

2.2 Darstellung des Flächenmosaiks der Lockersedimente

Die Gesamt-Feldkapazität eines Bodenprofils ist abhängig von seiner vertikalen Aufgliederung nach Art, Mächtigkeit und Schichtungsabfolge der Substrate. Ziel der Kartenerstellung ist es, Flächenareale abzugrenzen, in denen diese Kriterien in so geringen Grenzen schwanken, daß eine Zusammenfassung zu vertikalen Ausschnitten der Lockersedimentdecke mit einheitlicher Substrat- und Bodenartenschichtung möglich ist. Diese Areale werden im folgenden als **Hydropedotope** bezeichnet, da sie das für die Fragestellung des Solutaustrages benötigte Mosaik von Flächen einheitlicher FK und, bei ausschließlicher Betrachtung der ET-Zone, einheitlicher nFK darstellen.

Tab.2: Ausschnitt aus der Legende der Hydropedotop-Karte des WSG Hameln-Süd

NR	SUBST	BOART	MÄCHT	NR	SUBST-	BOART	MÄCHT
44.1	Lo1	Ut3	75	44.3	Lo1	Ut3	50
	ku1	Tstz			Lo1	Ut4	125
			uLos		U13	200	
			ku1		Tstz		

Tab.2 zeigt das Prinzip der horizontalen Gliederung der Flächenelemente: Flächen gleicher Substratschichtung werden zu Haupteinheiten zusammengefasst. Innerhalb der Haupteinheiten werden Bereiche unterschiedlicher Substratmächtigkeiten oder abweichender Bodenarten als Untereinheiten differenziert. Auf der Ebene der Untereinheiten ist die erforderliche Auflösungsgenauigkeit der Karte durch die Bildung von Klassen der Parameter Substratschichtmächtigkeit und Streuung der Bodenarten steuerbar.

3. Bodenparameter des Solutaustrages von Porenwasserleitern

3.1 Feldkapazität (FK)

Ziel: Regionale Erfassung der sich im Frühjahr im Gelände "natürlich" einstellenden Feldkapazität und deren Differenzierung nach Substrat-Bodenarten.

Methodik: Im WSG Hameln-Süd wurden in den Monaten Februar und März von drei Frühjahren an 1500 durch Nmin- und Tiefbohrungen gewonnenen Proben gravimetrische Messungen der Frühjahrs-Wassergehalte einschließlich Aufnahme der Bodenarten aller Substrate des Porenwasserleiters durchgeführt. Nach Eliminierung von Werten, die aufgrund des Witterungsverlaufs vor der Probenahme übersättigt bzw. noch nicht aufgesättigt waren, wurden innerhalb eines geologischen Substrates die Mittelwerte und die Standardabweichung der Gelände-Feldkapazitäten (FK/G) für alle relevanten Bodenarten errechnet (Tab.3).

Tab.3: Feldkapazitäten der Substrat-Bodenarten, im Gelände gemessen bzw. nach DIN-Norm ermittelt (Auswahl)

SUBST	BO ART	FK/G	n	s	FK/L	SUBST	BO ART	FK/G	n	s	FK/L
A. Niederterrasse						C. Lössgebiet im Keuperbergland					
FLh2	U1s	32	13	2,23	33	uLos	U1s	27	71	2,41	33
	U13	33	20	2,06	37		U12	28	18	2,13	36
	U14	35	29	2,68	37		U13	29	47	2,86	37
	Ut3	35	17	1,89	37		U14	31	77	2,61	37
	Ut4	38	24	2,34	37	Lou	U13	29	4		37
	Tu4	40	29	2,41	42		U14	31	14	1,53	37
					Ut3		33	15	1,78	37	
FLh1 (uLos)	U1s	29	21	1,89	33	Ut4	35	20	1,84	37	
	U13	30	26	2,18	37						
	U14	32	46	2,43	37						
FLp	U14	34	22	2,15	37	Legende:					
	Ls2	31	7	2,83	33	FK/G: Gelände-Feldkapazität in mm/dm					
	Lts	35	12	2,43	41	FK/L: Labor-Feldkapazität in mm/dm					
	Lt2/3	35	5	2,56	41	(DIN-Norm: pF 1,8)					
	Tu4	37	22	2,86	42	n: Anzahl Messungen					
						s: Standardabweichung					

Ergebnisse: Die Werte der Gelände-Feldkapazitäten (FK/G) liegen abhängig von der Bodenart 1-8 mm/dm unter den nach DIN-Norm bei pF 1,8 im Labor (FK/L) ermittelten Werten (BODENKUNDL. KARTIERANLEITUNG, 1982). Die Abweichung erklärt sich wie folgt: Im Zeitraum zwischen Bodenwasseraufsättigung im Herbst und erneuter Ausschöpfung im Frühjahr schwankt die Tension durch episodischen Sickerwasserablauf nach Niederschlagsereignissen in einem Bereich unterhalb pF 1,8 bis max. pF 2,5. Aus den je nach Witterungslage im Abstand von ca. 2 bis 10 Tagen nach einem Niederschlagsereignis mit großer Stichprobenanzahl gemessenen Bodenwassergehalten wird ein Mittelwert dieser FK-Schwankungen als FK/G berechnet. Zusätzlich variiert die FK von Bodenarten gleicher Korngrößenzusammensetzung zwischen den verschiedenen geologischen Substraten (Bsp. U14). Die Abweichungen sind auf die unterschiedliche Porenraumverteilung durch wechselnde Lagerungsdichten zurückzuführen, sowie auf Unterschiede bei der Verteilung der Korngrößenmaxima.

Fazit: Die Berechnung der jährlichen Sickerwasser-Verlagerungstrecken mit überhöhten im Gelände nicht nachzuweisenden Wasserspeicherkapazitäten ohne Differenzierung nach Substrat-Bodenarten bedeutet eine Unterschätzung der Solutaustragsgefahr von Wasserschutzgebieten.

3.2 Nutzbare Feldkapazität der Evapotranspirationszone (nFK-ET)

Ziel: Regionale Erfassung der nutzbaren Feldkapazität der Substrat-Bodenarten des WSG sowie der maximale Beanspruchungstiefe des Bodenwassers.

Methodik: An 50 ausgewählten Standorten wurden nach Erreichen der Feldkapazität im Frühjahr sowie zum Zeitpunkt der maximalen Ausschöpfung (PWP) im Trockenjahr 1989 bei WW (zum Erntetermin) und bei ZR (zum Zeitpunkt der irreversiblen Welke) Tiefbohrungen mit dem Flügelbohrer bis unterhalb der maximalen hydraulischen Wasserscheide durchgeführt und der Wassergehalt in 10cm-Abschnitten bestimmt. Mit Hilfe der dabei ermittelten FK- und nFK-Werte wurde aus der gemessenen max. hydraulischen Wasserscheide nach Bodenkundl. Kartieranleitung (1982) die effektive Durchwurzelungstiefe (We) ermittelt. Anhand der Ergebnisse wurden die Hydropedotope der Dränzone zu Einheiten zusammengefasst, die ausschließlich die hydrologischen Eigenschaften der Evapotranspirationszonen des Lockersubstrates beschreiben ohne die Substratunterschiede der Dränzone zu berücksichtigen (ET-Pedotope).

3.2.1 Nutzbare Feldkapazität der Bodenarten verschiedener Substrate

Die nFK in mm/dm wurde für die Bodenarten derjenigen Substrate ermittelt, die im Bereich der maximalen Ausschöpfung eines Profils zwischen 50 und 70 cm u. GOF auftreten (Tab.4).

Ergebnisse: Entsprechend den Werten der FK/G liegen die Werte der nFK/G allerdings mit geringeren Abweichungen unter den nach DIN-Norm bei pF 4,2 gemessenen Werten.

3.2.2 Effektive Beanspruchungstiefe des Bodenwassers

Die maximale Beanspruchungstiefe der ET-Pedotope ist sowohl vom Substrat der ET-Zone abhängig, als auch von möglichen Einschränkungen der maximalen Ausschöpfungstiefe durch Substratwechsel (Lg, fl) bzw. durch Grundwassereinfluß (NT).

Ergebnisse: Die ermittelten We in Tab.5 zeigen, daß die ET-Zone im Löss mit Übergang zum Sandlöss sinkt. Bei Einschränkung der ET-Zone durch Substratwechsel (Keuperfließerde) wurden Faustzahlen ermittelt, die zur Mächtigkeit des Lockersediments addiert werden, um die We zu erhalten.

Tab.4: Nutzbare Feldkapazität der Substrat-Bodenarten in der ET-Zone

SUBST	BOART	nFK/G	nFK/L (mm/dm)
Lockersedimente			
Lf	U13	22	24
	U14	21	21
sLos/ gf	Su2	12	18
	Su3	13	18
	Su4	15	18
	S12	13	16
	S13	14	17
	S14	13	16
	S1u	18	19
Lo1	Ut2	21	25
	Ut3	21	24
	Ut4	20	21
	Tu4	16	17
uLos	U1s	18	22
	U13	19	24
	U14	18	21
Legende: nFK/G: Gelände-nFK nFK/L: nFK nach DIN-Norm			

Tab.5: Effektive Durchwurzelungstiefe (We) der ET-Pedotope (Beispiele)

SUBST	GR	We (dm)
Lössgebiet im Keuperbergland		
Lou (Ut)	A	11
(U1)		10
Lou/fl(km)	B	+1,5
Lo1	A	11
Lo1/fl(km)	B	+1
Lo1/fl(km)	C	+2
uLos	A	10
uLos/fl(km)	B	+1
uLos/fl(km)	C	+2
uLos/gf	B	+2 (max 9)
sLos/fl(km)	B	+1
Legende: ET-Zone durch Substratwechsel A: nicht begrenzt B: begrenzt (50-100 cm) C: stark begrenzt (25-50 cm) +1: Mächtigkeit des Lockersubstrates plus 1 dm		

4. Zusammenfassung

1. Grundlage der Differenzierung der standortabhängigen Solutaustragsgefahr von Porenwasserleitern ist die Kartierung a. der Lockergesteine sowie deren Schichtung und b. des Bodenartenspektrums der Lockergesteine
2. Das WSG wird in Areale einheitlicher Substrat- und Bodenartenschichtung der gesamten Dränzone bzw. der ET-Zone eingeteilt (Hydropedotop-Karte)
3. Im Gelände werden die FK und nFK aller Substrat-Bodenarten sowie die Trocken-dichten und die effektive Durchwurzelungstiefe der Substrate gemessen
4. Die Messergebnisse (Mittelwerte) werden mit den Hydropedotop-Einheiten verknüpft um die Standortparameter nFK-ET und FK-DZ als exakte Berechnungsgrundlage der Sickerwassermengen und Sickerstrecken jedes Hydropedotops zu erhalten

5. Literatur

BECKER, K.-W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN u. B. MEYER (1992, im Druck): Nitrat im Grundwasser agrarischer Ökotope - Gött. Bodenkundl. Ber. 99
 BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, 1982: Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde, 3. Aufl., Hannover

Untersuchungen zum Stickstoffein- und -austrag in einem Wasserschutzgebiet (WSG) im Randgebiet des Thüringer Schiefergebirges

L. Herold* ^{von} und G. Ziegler**

1. Einleitung

Im Jahre 1984 wurde gemeinsam von wissenschaftlichen Einrichtungen der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft im Wasserschutzgebiet Frießnitz damit begonnen, Untersuchungen zum zeitlichen Verlauf des Stickstoffein- und -austrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen durchzuführen und Ursachen für den Anstieg der Nitratgehalte des Grundwassers im Wasserschutzgebiet zu ermitteln.

2. Untersuchungsgebiet

Das WSG Frießnitz ist 2558 ha groß und liegt im Kreis Gera, es ist dem nördlichen Randgebiet des Ostthüringer Schiefergebirges zuzuordnen. Im Gebiet stehen zum überwiegenden Teil Schichten des unteren Buntsandsteins an. Das südliche Einzugsgebiet umfaßt den Ausstrichbereich des Zechsteins, bestehend aus plattigen Kalksteinen (Plattendolomit).

Im Bereich der Lockergesteinsablagerungen der Flußauen befindet sich das Wasserwerk Frießnitz (Kapazität: 5000 m³/d) mit 6 Förderbrunnen (20-25 m tief).

Die Entwicklung der Nitratgehalte im Trinkwasser ist durch einen stetigen Anstieg gekennzeichnet ($\bar{0}$ 2 mg NO₃/l und Jahr), wobei Mitte der 70er Jahre der damalige DDR-Grenzwert von 40 mg/l überschritten wurde und im Jahre 1988 der gegenwärtig gültige NO₃-Grenzwert.

75 % des Untersuchungsgebietes wird landwirtschaftlich genutzt, 20 % sind bewaldet, 5 % bebaut oder von Wasser bedeckt.

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse der **Sickerwasseruntersuchungen** wurden überwiegend auf einer 9 ha großen gedrainten Ackerfläche (Bodenform: Bergsandlehm - Braunstaugley), welche als Drainneßfeld mit kontinuierlicher arbeitender Abflußbeeinrichtung ausgestattet wurde, ermittelt (HEROLD u. PODLESÁK, 1991).

Es wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Der Sickerwasserabfluß vollzieht sich zum überwiegenden im Winterhalbjahr, also in der vegetationslosen Zeit. Im Winterhalbjahr versickerten 25-42 % der Niederschläge, im Sommerhalbjahr lediglich 1-5 %.

Hohe N_{min}-Herbstwerte stellen eine Hauptgefahr für die N-Verlagerung bzw. -auswaschung in der Winterperiode dar. Das wird anhand von N_{min}-Bodenprobenahmen während des Anbaus einer Leguminosen-Sommer_{min}zwischenfrucht deutlich, welche noch im gleichen Herbst umgebrochen und in den Boden eingearbeitet wurde (Abb. 1).

*

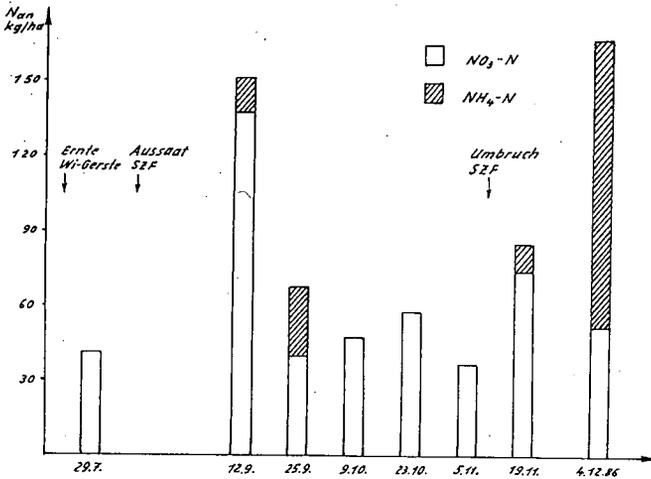
Lothar Herold, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFÄ) Thüringen, Naumburger Str. 98,

** 0-6909 Jena

Günther Ziegler, Landesanstalt für Umwelt Thüringen
Prüssingstr. 25, 0-6905 Jena

Abbildung 1:

Entwicklung der N_{min} -Gehalte (0-90cm) auf dem Drainagemessfeld Großebbersdorf (Herbst 1986)



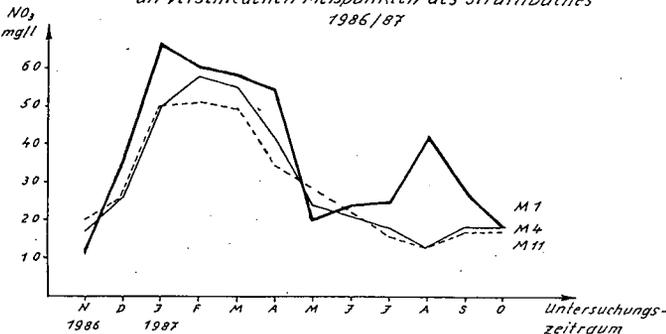
Niedrige N_{min} -Ausgangsgehalte nach der Ernte der Hauptfrucht stiegen nach der Bodenbearbeitung und Aussaat an, um im Laufe der Spätvegetationszeit zurückzugehen (N-Entzug). Nach dem Umbruch ist ein abermaliger Anstieg zu beobachten, der 4 Wochen danach sein Maximum erreicht und eine potentielle Auswaschungsgefahr darstellt; erhöhte NO_3 -Gehalte im Sickerwasser waren die Folge.

Gleichzeitig verursachten hohe N_{min} -Gehalte im Herbst mit hoher Bestimmtheit auch hohe NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser.

Die Nitratgehalte im **Oberflächengewässer** Struthbach zeigen eine ähnliche Entwicklung wie beim Sickerwasser (Abb. 2).

Abbildung 2:

Entwicklung der Nitratkonzentration im Jahresgang an verschiedenen Meßpunkten des Struthbaches 1986/87



Während der Zeit der Grundwasserneubildung im Winterhalbjahr steigen die Nitratgehalte sprunghaft an, was hauptsächlich durch hohe flächenhafte Abflüsse (Oberflächenabfluß, Sickerwasserabfluß über Drainen) bei weitgehend fehlender Pflanzenbedeckung verursacht wird.

Insbesondere zu Zeiten des Schmelzwasserabflusses, das zeigen auch die errechneten N-Frachten, erfolgt eine hohe Nitratbelastung der Oberflächengewässer, die überwiegend in der landwirtschaftlichen Bodennutzung begründet ist. Zwei Drittel der Jahresfracht 1987 flossen im Zeitraum Januar bis März ab.

Neben dem diffus flächenhaften N-Eintrag können **punktuellen Belastungsquellen** das Grundwasser in gleicher Weise gefährden, wenn sie über einen längeren Zeitraum einen Eintrag verursachen. Wie Stallmistfeldrandlager das Sickerwasser belasten können, zeigt die Tabelle 1.

Tabelle 1: Vergleich der N_{min} -Ergebnisse zwischen Stallmistfeldrandlagerfläche und Schlag 182 (Ziegelacker)

Probenahmedatum	Stallmistfeldrandlager				Schlag 182			
	0-30	30-60	60-90	0-90	0-30	30-60	60-90	0-90
11.10.84	533	30	15	578	55	35	15	105
6.12.84	186	35	23	244	55	30	23	103
11.03.85	183	70	36	289	80	40	19	139 ¹⁾
11.04.85	169	105	32	306	145 ¹⁾	53	15	213 ¹⁾
4.12.86	38	29	34	101	46	23	32	101

1) N-Düngung am 13.3.85

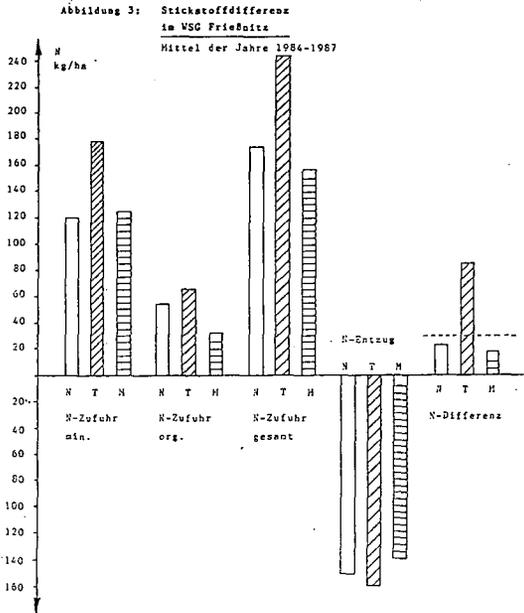
Die nach der Beräumung des Stallmistfeldrandlagers entnommenen Bodenproben bis 90 cm, wiesen im Oberboden (0-30 cm) einen um 10mal höheren N_{min} -Gehalt auf als auf dem Restschlag. Erst 2 Jahre später (Herbst 1986) hatten sich wieder vergleichbare N_{min} -Gehalte eingestellt.

Stickstoffbilanzen sind ein wichtiges Hilfsmittel zur Beschreibung bzw. Kontrolle von Agroökosystemen. Das hierfür genutzte PC-Programm NDIFF berechnet auf der Grundlage von N-Bruttomengen schlagkonkrete Stickstoffdifferenzen aus N-Zufuhr minus N-Entzug. Die Anwendung dieses Programms auf das WSG Frießnitz, unterteilt in die im Untersuchungsgebiet wirtschaftenden drei Agrargenossenschaften, gibt zusätzliche Aufschlüsse über die Belastungssituation (Abb. 3). Während den Betrieben N und M eine weitgehend umweltgerechte Bewirtschaftung ihrer WSG-Flächen bescheinigt werden kann, setzte der Betrieb T trotz hohen Anfalls organischer Dünger noch sehr hohe Mineraldüngermengen ein, die durch die Pflanzen trotz höheren Entzugs nicht produktiv verwertet werden konnten. Eine vermeidbare N-Belastung in WSG ist die Folge. Veränderungen in der Bewirtschaftung sind deshalb vorrangig von diesem Betrieb zu fordern.

4. Zusammenfassung

Der Nitratanstieg im Wasserwerk Frießnitz, der seit Mitte der 70er Jahre zu verzeichnen ist, ist das Ergebnis tiefgreifender Entwicklungen im Territorium (Errichtung mehrerer industriemäßiger Tierproduktionsanlagen auf Güllebasis, Inbetriebnahme der Gärtnerei Niederpöllnitz).

Der dadurch verursachte stärkere diffuse und punktuelle N-Eintrag führt nach GABRIEL u.a. (1988) infolge des relativ hohen prozentualen Anteils der schnellen Komponente am Grundwasserabfluß



zu einem zunehmenden diffusen Stoffeintrag, wobei jeder neue Kontaminant im Bezug auf die Grundwasserbeschaffenheit relativ schnell qualitätswirksam wird. Der überwiegende Teil des Nitratreintrages in das Grundwasser vollzieht sich im Bereich des Zechsteins und seiner Übergangsschichten im S und SW des Untersuchungsgebietes.

Mit dem Jahre 1990 haben sich im Wasserschutzgebiet erneute Veränderungen ergeben. Die Gärtnerei Niederpöllnitz mit ihrer 3,5 ha großen Gewächshausfläche, die als Hauptverursacher punktueller Belastungen ermittelt wurde, hat ihre Produktion eingestellt. Die Tierbestände in den Agrarunternehmen sind auf etwa die Hälfte reduziert worden und somit auch der Gülleanfall.

Das Ziel der weiteren Untersuchungen, die seit Mitte der 80er Jahre kontinuierlich weitergeführt werden, ist es deshalb, Umfang und zeitlichen Verlauf des Nitratrückgangs im Wasserwerk Frießnitz zu erfassen, der auf Grund des reduzierten N-Eintrages zu erwarten ist.

Literatur:

GABRIEL, B.; ZIEGLER, G.; SCHULZE, G. (1988)
Ermittlung der langfristigen Auswirkungen des Stoffeintrages auf die Veränderungen des Grundwassers im Festgesteinsbereich. F/E-Bericht.- Erfurt: Wasserwirtschaftsdirektion, 1988.- 17 S. + Anlagen

HEROLD, L. u. PODLESÁK, W. (1991)

Untersuchungen zum sickerwassergebundenen Stickstoffaustrag auf einem Drainneßfeld im Wasserschutzgebiet (WSG) Frießnitz, Thüringen.- 103. VDLUFA-Kongreß.- Kongreßband.- Ulm (1991).- S. 233-238

Organische Düngung und Nitrat Auswaschung - Simulationsergebnisse

¹ Friedrich Hoffmann

Einleitung

Zur Simulation der Nitratverlagerung hat es sich als nützlich erwiesen, Modelle zu verwenden, die nicht nur die Stickstoffumsetzungen im Boden, sondern das Verhalten des gesamten Agroökosystems abbilden. Als geeignete Modelle bieten sich die in den USA entwickelten CERES-Modelle an (vgl. z.B. JONES et al. 1986). Sie beschreiben Wachstum, Entwicklung, Stickstoff- und Wasseraufnahme der jeweiligen Feldfrucht und den Wasser-, Stickstoff- und Wärmehaushalt des Bodens. In diesen Modellen fehlt jedoch eine Berücksichtigung der organischen Düngung. Deren Umweltrelevanz machte es erforderlich, ein Teilmodell auszuarbeiten, das die Umsetzungen bei Gülle- und Stallmistdüngung wiedergibt, und in das CERES-Modell für Mais einzufügen.

Das Teilmodell Organische Düngung

Zusätzlich zu den für das CERES-Maize-Modell erforderlichen Inputdaten werden für das Teilmodell Organische Düngung folgende Inputdaten benötigt: die ausgebrachte Gesamt-N-Menge [kg/ha], der Ammoniumanteil in der Gesamt-N-Menge, der Tag der Ausbringung und der Tag der Einarbeitung, die Einarbeitungstiefe [cm], und eine Code-Nummer für die Art des organischen Düngers. Zur Zeit können Rindergülle, Schweinegülle und Stallmist berücksichtigt werden.

Das Teilmodell betrachtet die folgenden Prozesse:

- die Infiltration von Ammonium- und organisch gebundenem N bei der Gülleausbringung,
- die Ammoniakverdunstung in der Zeit zwischen Ausbringung und Einarbeitung sowie bei flacher Einarbeitung,
- Mineralisierung in der nicht infiltrierten Düngermenge sowie die Verlagerung von Ammonium- und organisch gebundenem N aus ihr bei Niederschlägen,
- die Einarbeitung der nicht infiltrierten Düngermenge,
- die Mineralisierung des eingearbeiteten organischen Düngers und
- die Verlagerung von organisch gebundenem N mit dem Sickerwasser.

Die Identifizierung der Parameter in den Gleichungen für die Ammoniakverdunstung konnte mit Daten von BLESS (1990) unter Berücksichtigung der Arbeiten von DÖHLER (1989) und RANK (1988) vorgenommen werden. Für die anderen Prozesse wurden Schätzungen an Hand von Literaturdaten vorgenommen (JOHNSTON et al. 1989, RANK (1988), SCHROEDER et al. 1987, SPALLACCI 1981 u.a.). Für eine erste Validisierung standen drei Zeitreihen von Messungen auf Maisfeldern im Hauptforschungsraum des Forschungsprojekts "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" zur Verfügung.

Simulationsrechnungen zu ausgewählten Fragen

Frage 1: Einfluß des Ausbringungszeitpunkts auf den Nitratgehalt des Sickerwassers

Es wurde folgendes Szenario gewählt:

- Witterung der Jahre 1959 - 1983 in Schleswig-Holstein
- Ausbringung von 200 kg N/ha als Schweinegülle am 5. August, am 25. November oder am 15. März
- zwischen 5. August und 15. April ist der Boden frei von Pflanzen

- Maisaussaat am 5. Mai
- Simulation des Zeitraums von Anfang Juli bis Ende Juni des folgenden Jahrs
- Gülledüngung in Abständen von mehreren Jahren (keine Akkumulation).

Abb. 1 zeigt, daß auf Lößboden eine Einhaltung des hygienischen Grenzwerts von 50 mg NO₃ bzw. 11 mg NO₃-N/L im Sickerwasser unterhalb von 2 m Bodentiefe nur möglich erscheint, wenn die Gülle im März (oder später) ausgebracht wird. Bei Ausbringung im November treten in 50 % der Fälle, bei Ausbringung im August in 80 % der Fälle höhere NO₃-N-Werte auf. Wesentlich ungünstiger ist die Situation bei Sandboden (Abb. 2). Hier ist sogar bei Ausbringung im März vor dem Maisanbau eine Einhaltung des Grenzwertes nicht mehr in allen Fällen zu sichern. Zu den anderen Terminen liegen die Gehalte fast durchweg weit über dem Grenzwert. Das bedeutet, daß hier Gaben von 200 kg N/ha zu hoch sind. Wenn hier Gülle angewandt wird, dann nur in kleineren Gaben und kurz vor der Bestellung.

Frage 2: Einfluß langjähriger Gülledüngung zu Mais

Das Szenario war:

- 80 Jahre Wetter entsprechend dem in Süd-Michigan, USA, Boden sandiger Lehm,
- Düngung von 190 kg N als Rindergülle und 124 kg Mineral-N während der Akkumulationsphase, Düngung nur des Mineral-N in der Abbauphase,
- Maismonokultur, Aussaat jeweils am 2. Mai.

Während der Akkumulationsphase steigt der Humusgehalt im Oberboden zunächst rascher, dann etwas langsamer. Ein Gleichgewicht ist nach 80 Jahren noch nicht erreicht. Auch in den beiden nächsttieferen Bodenschichten steigt der Humusgehalt als Folge von Einwaschung organisch gebundenen Stickstoffs, jedoch in wesentlich geringerem Umfang. Eine Zunahme der Mineralisation und in geringerem Maße auch der Auswaschung (Abb.3) ist nur in den ersten 15 bis 20 Jahren erkennbar. Danach bleiben Mineralisation und Auswaschung im Bereich der jährlichen Schwankungen nahezu konstant. Bei der N-Aufnahme durch den Mais war ein Trend praktisch nicht erkennbar.

Während der Abbauphase nahm der Humusgehalt in den ersten Jahren schneller, später langsamer ab. Nach 80 Jahren ist noch kein Gleichgewicht erreicht. Eine Abnahme der Mineralisationsrate und in geringerem Maße der Auswaschung (Abb.4) erfolgt in den ersten 15 bis 20 Jahren. Danach ist kein sicherer Trend mehr erkennbar.

Die mittlere Mineralisationsrate in der Abbauphase beträgt jedoch nur 50 %, die mittlere Aufnahme und Auswaschung nur etwa 60 % im Vergleich zur Akkumulationsperiode. Als Folge davon erreicht der Ertrag nur 70 % dessen in der Akkumulationsphase.

Somit liegt der Schluß nahe, daß Mineralisation, Aufnahme und Auswaschung in erster Linie durch die laufende Bewirtschaftung bestimmt werden. Die Humusakkumulation spielt eine geringere Rolle.

Die insgesamt plausiblen Ergebnisse zeigen den Nutzen von Simulationsrechnungen für die Abschätzung der ökologischen Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen.

Literatur

- Bless, H.G. (1990): Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von Flüssigmist. Studie im Auftrag des Ministers für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischer und der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein
- Döhler, H. (1989): Ammoniakverluste bei der Gülledüngung. Poster der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Münster, 2. - 10.9.1989
- Johnston, A.E., S.P. McGrath, P.R. Poulton, P.W. Lane (1989): Accumulation and loss of nitrogen from manure, sludge and compost: Long-term experiments at Rothamsted and Woburn. In: Hansen, J. Aa., K. Henriksen (Eds.): Nitrogen in organic wastes applied to soils. Academic Press London etc., 126 - 139
- Jones, C.A., J.R. Kiniry et al. (1986): CERES-Maize. A simulation model of maize growth and development. Texas A&M Univ. Press, College Station
- Rank, M. (1988): Untersuchungen zur Ammoniakverflüchtigung nach Gülledüngung. Diss. Techn. Univ. München, Fak. f. Landwirtschaft
- Schroeder, J., K. Ditz (1987): Cattle slurry and farmyard manure as fertilizers for forage maize. In: Van der Meer, H.G. et al. (Eds.): Animal manure on grassland and fodder crops - fertilizer or waste? Martinus Nijhoff Publ. Dordrecht etc. 137 - 156
- Spallacci, P. (1981): Nitrogen accumulation in different soils after repeated applications of pig slurry. In: J.C. Brogan (Ed): Nitrogen losses and surface run-off. Martinus Nijhoff/Junk Publ. The Hague etc. 377 - 383

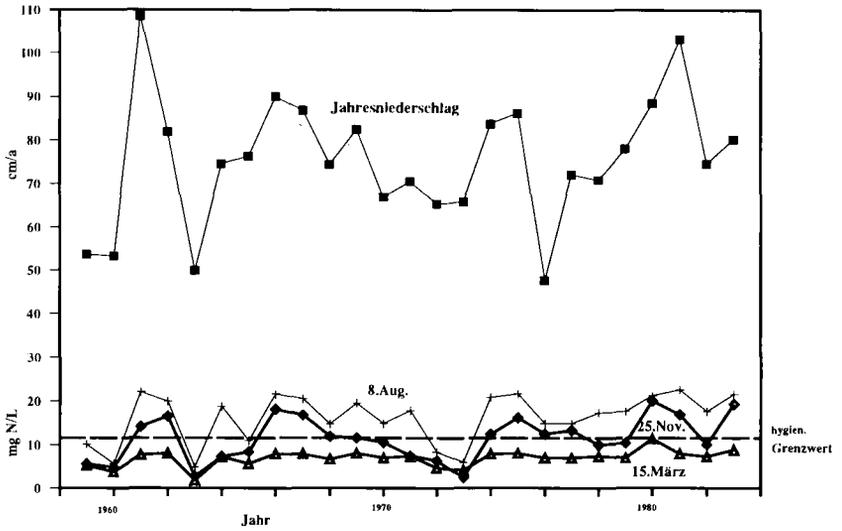


Abb. 1: Gülleausbringungstermin und Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser, Lösslehm (Simulation)

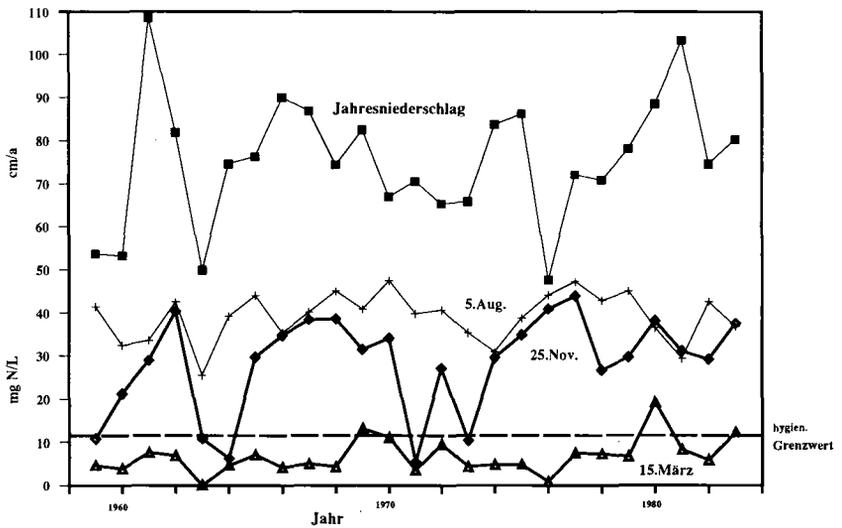


Abb. 2: dto., Sandboden (Simulation)

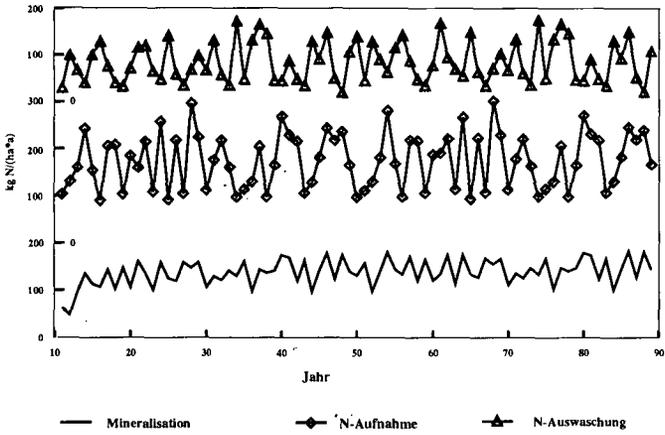


Abb. 3: N-Mineralisation, -Aufnahme und -Auswaschung. 80 Jahre Gülledüngung, Süd-Michigan (Simulation)

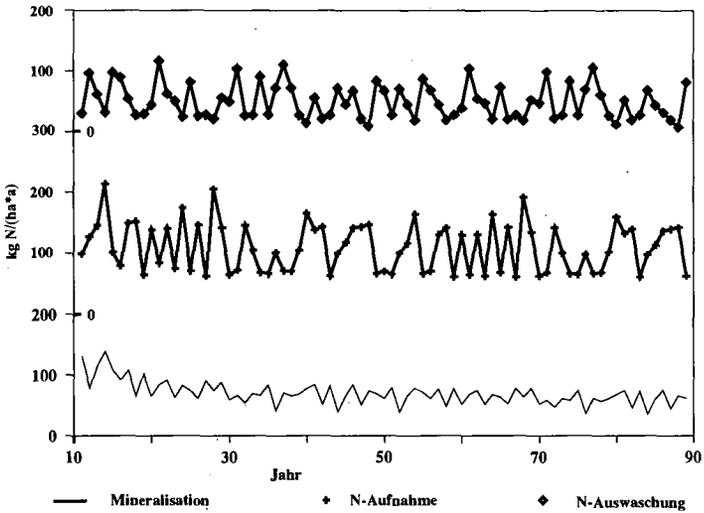


Abb. 4: N-Mineralisation, -Aufnahme und -Auswaschung. 80 Jahre nach Einstellung der Gülledüngung (Simulation)

Nitrat-N und Sulfat-S in Porengrundwasserleitern bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung/Düngung

von
Isermann, K.*)

1. EINLEITUNG

Zu hohe Einträge von Nitrat und Sulfat aus dem durchwurzelten Boden über die Drainzone (ungesättigte Zone) in die Grundwasserzone (gesättigte Zone) sind nicht nur im Hinblick auf die Trinkwassergewinnung (Trinkwassergrenzwerte: 50 mg NO_3/l bzw. 240 mg SO_4/l) unerwünscht. Nach ihrer Passage durch das Grundwasser in die Binnengewässer können Nitrat und Sulfat zudem als disponierende Faktoren die Hypertrophierung (Eutrophierung) vornehmlich von Estuarien und Küstengewässern bzw. von Binnengewässern bewirken (Howarth 1988, Caraco et al. 1989, Isermann 1990 a+b). Dies begründet auch das übergeordnete Ziel dieser Tagung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes. Diesem Sachverhalt Rechnung tragend, wurde sowohl in Dauerversuchen als auch auf Praxisflächen bereits auf einer Vielzahl von Standorten durch Tiefenuntersuchungen bis 10 m Tiefe ermittelt, wie sich langfristige Bewirtschaftung/Düngung auf das Vorkommen von Nitrat und Sulfat in Porengrundwasserleitern auswirken (Isermann 1987, 1988, Isermann und Henjes 1990 a+b, Dressel et al. 1989, Hähndel und Hermann 1990, Isermann et al. 1991, Hähndel und Isermann 1992 und 1993).

Nunmehr am selben Ort (Limburgerhof) und deshalb unter vergleichbaren klimatologischen, pedologischen und hydrologischen Verhältnissen werden nachfolgend entsprechende Ergebnisse bei unterschiedlicher Landbewirtschaftungsform und Düngung dargestellt.

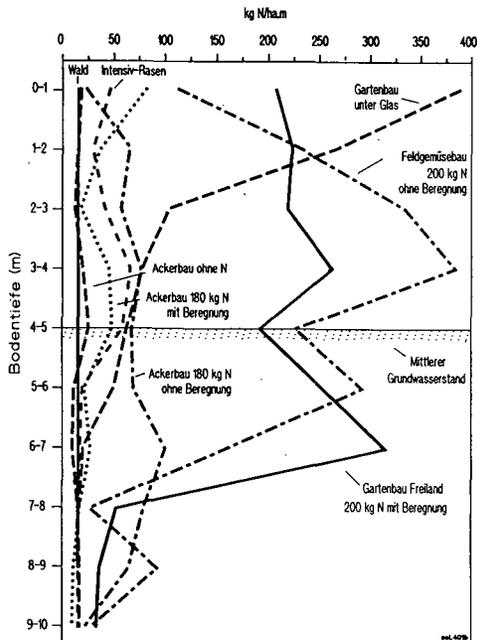
2. MATERIAL UND METHODEN

Die Tiefenuntersuchungen wurden bei folgender Landbewirtschaftungsform/N-Düngung vorgenommen:

1. Ungedüngter langjähriger Laubmischwald
2. Ackerbau: 38jähriger Getreide-/Hackfrucht-Dauerversuch (Marktfreuchtbetrieb)
 - a) mit Beregnung mit 0 und 180 kg N/ha.a
 - b) ohne Beregnung mit 180 kg N/ha.a

*) Landwirtschaftliche Versuchsstation der BASF Aktiengesellschaft, Postfach 220, D(W)-6703 Limburgerhof

Abb.1: Nitrat-Stickstoff-Verteilung im Boden (0 bis 10 m)



Tab.1: Nitrat-Mengen im Untergrund (1. bis 10. Meter) und Nitratkonzentrationen des Sickerwassers bei Eintritt ins Grundwasser (4 - 5 m)

Langjährige Landbewirtschaftung	Nitrat-N-Mengen (1.-10. m) (kg N/ha)	Nitrat-Konzentrationen (4 - 5 m) (mg NO ₃ /l)*
1. Laubmischwald	120	22
2. Ackerbau (Getreide/Hackfrucht)		
a) ohne N-Düngung, mit Beregnung	140	44
b) mit 180 kg N/ha.a., mit Beregnung	233	75
c) mit 180 kg N/ha.a., ohne Beregnung	602	106
3. Intensiv-Rasen (230 kg N/ha.a.)	276	90
4. Gartenbau		
a) ohne Beregnung	Freiland { 200 kg N/ha.a.)	> 1617
b) mit Beregnung		> 1333
c) Gewächshaus		597

* Vgl. Trinkwasser-Grenzwert: 50 mg NO₃/l

sel.402

Abb.2
Verteilung der SO₄-Mengen (kg/ha.m) im Boden und Untergrund langjährig unterschiedlich bewirtschafteter Böden am Standort Limburgerhof

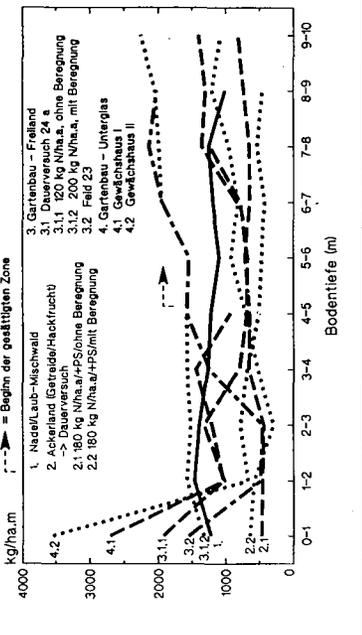
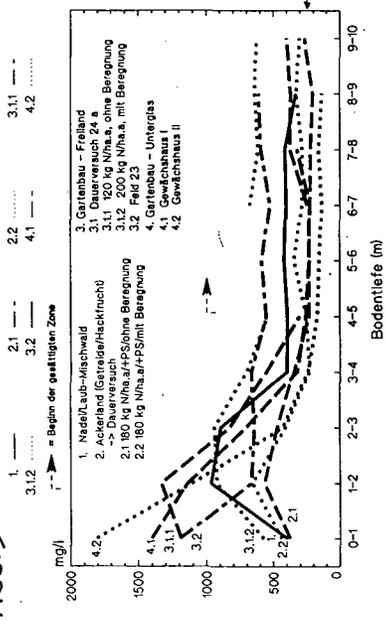


Abb.3
Verteilung der SO₄-Konzentration (mg/l) im Sicker- bzw. Grundwasser des (un-)gesättigten Untergrundes langjährig unterschiedlich bewirtschafteter Böden am Standort Limburgerhof



WIRKUNGSMOSAİK VON BODEN- UND SEDIMENTKÖRPER AUF DENITRIFIKATION UND AMMONIFIKATION DES LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN ÖKOTOPS MIT HILFE VON STICKSTOFF-FLÄCHENBILANZEN UND NMIN-TIEFENPROFILIEN, SOWIE DIE ERFASSUNG DER FÜR DENITRIFIKATION UND AMMONIFIKATION WICHTIGEN BODENPARAMETER.

Masthoff, B., O. Seitz, F. Antony u. K.-W. Becker*

1. Aufgabenstellung und Methodik

Ziel der Untersuchung ist die Berechnung der Nitrat-Reduktionsleistung von Böden eines landwirtschaftlich genutzten Ökotops mit Hilfe von Stickstoff-Flächenbilanzen und Nmin-Tiefenprofilen, sowie die Erfassung der für Denitrifikation und Ammonifikation wichtigen Bodenparameter.

Untersucht wurde der Niederterrassen-Bereich der Weser südlich von Hameln, der z.T. im Wasserschutzgebiet Hameln-Süd liegt. Es erfolgte die Kartierung der geologischen Lockersubstrate, um die wichtigsten Bodenparameter zu erhalten: Quer zum Verlauf der Weser wurden in Ost-West-Richtung 5 Catenen mit insgesamt 46 Bohrungen angelegt und mit dem EIJKELKAMP-Handbohrer jeweils bis zum Kiessockel der Terrasse gebohrt. Zur Erstellung der Stratigraphie konnten zahlreiche Profilwände von Kiesgruben herangezogen werden.

Die Bohrkerne aus jeweils 20 cm mächtigen Tiefenabschnitten wurden zu einer Mischprobe vereinigt und homogenisiert. Sie wurden auf Nmin, Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert und MUNSELL-Farbwert untersucht. Zur Extraktion von Ammonium und Nitrat wurde 0,01 m CaCl₂-, bei Proben mit hohen NH₄-Gehalten zusätzlich 2 m KCl-Lösung verwendet.

2. Ergebnisse zur Kartierung

Im Untersuchungsgebiet sind 8 verschiedene Substrate zu unterscheiden:

- FLh4: Jüngstes Auensediment; abgelagert seit dem 16. Jhdt. vor allem auf der Holozän-Terrasse; keine oder geringe Bodenbildung.
- FLh3: Bildet auf weiten Teilen der Niederterrasse die heutige Bodenoberfläche; abgelagert im späten Mittelalter.
- FLh2: Ablagerung von Flutlehm als Folge der ersten großen Rodungsperiode im frühen Mittelalter.
- FLh1: In spätglazial eingeschnittenen Rinnen über einen Zeitraum von 5000 Jahren abgelagertes Sediment mit hohem Tongehalt (bis 60%); Es wirkt als Staukörper; durch hohen Wassergehalt vorherrschend reduzierende Bedingungen.
- FLp: Ausgangs der letzten Eiszeit abgelagertes Substrat mit Schwarzerdebildung; durch höheren Sandgehalt gute Luftführung.
- Fm/Fo, (Mudden): Gebildet in Aurinnen; durch Bruchwaldvegetation mit organischer Substanz angereichert; niedrige Redoxpotentiale vorherrschend.
- Hn, (Niedermoor): Gebildet im Subatlantikum; im Mittelalter von FLh2- und FLh3-Material überlagert.

Aus der Zusammensetzung der Sedimente haben sich unterschiedliche Böden gebildet:

- auf der Holozänterrasse Auenbraunerden mit geringer Beeinflussung der N-Dynamik,
- auf der Niederterrasse Auenparabraunerden, die in Rinnen stark pseudovergleyt sind, sowie Auengleye über Niedermoor.

* Institut f. Bodenwissenschaft, von Siebold-Str. 4, D 3400 Göttingen

3. Stickstoffdynamik

Für die beprobten Schläge wurden Stickstoffbilanzen der letzten 4 Jahre erstellt, in die als Inputgrößen die mineralische und organische Düngung, der Eintrag mit dem Saatgut (5 kg/ha) und der atmosphärische Eintrag (20 kg/ha) eingingen. Als Austrag wurde die N-Abfuhr vom Feld (Erntemenge * N-Gehalt) berechnet. Die vorherrschenden Marktfrucht-Extensivbetriebe sind die Ursache für einen allgemein geringen Jahres-N-Saldo. Lediglich einige Feldfrüchte weisen aufgrund ihrer geringen N-Abfuhr einen N-Saldo von über 100 kg/ha auf (Raps, Körnermais, Kohl).

Zur Beurteilung der Denitrifikationsleistung wurden die errechneten Jahressalden mit den analysierten Nmin-Werten der Tiefbohr-Proben verglichen. Die Berechnung der jährlichen Sickerstrecken und damit die Zuordnung des Sickerwassers der Tiefenabschnitte zu den Austragsereignissen in den einzelnen Anbaujahren erfolgte mit Hilfe von Klimadaten und Verdunstungsberechnungen, basierend auf der nach SPONAGEL korrigierten HAUDE-Verdunstung (BECKER et al. 1991). Die Nitrat- und Ammonium-Tiefenprofile wurden auf der Basis zunehmender hydromorpher Eigenschaften in Gruppen zusammengefaßt (Tab. 1 und Tab. 2).

Tab. 1: Tongehalte, Munsell-Farbwerte, Stau- oder Grundwassereinfluß, Gehalt an organischer Substanz und red/ox-Merkmale (Eisen/Manganflecken, em) in der Wurzelzone (W) und in der Dränzone (D) als Kriterien für die Einteilung der Profile in Gruppen.

Gruppe	Tongehalt %	Farbe Munsell	Grund-, Stauwasser	org. Subst. %	red/ox Merkm.
1 W	< 25	7,5-10 YR	/ /	< 2	/
D	< 30	7,5-10 YR	/ /	< 2	/
2 W	20-30	7,5-10 YR	/ /	< 2	/
D	25-35	7,5-10 YR	/ /	< 2	em 3
3a W	20-30	10 YR	/ /	< 2	/
D	25-50	5 Y	/ (ja)	< 2	em 3
3b W	12-30	10 YR	(ja) /	< 2	/
D	35-60	5 Y	(ja) ja	2-4	em 3
3c W	12-30	10 YR	(ja) /	< 2	/
D	35-50	5 Y	ja ja	4-30	em 3
4 W	20-30	10 YR	(ja) /	< 2	/
W	/	2,5-5 Y	/ ja	> 30	/

Im Mittel wurden unterhalb der Wurzelzone noch 28 %, bei einem Tongehalt in der Wurzelzone > 25 % nur ca. 15 % des N-Saldos als Nitrat nachgewiesen. Die Differenz zum N-Saldo dürfte bei den hier untersuchten Marktfruchtbetrieben denitrifiziert worden sein. Das Grundwasser stand in den meisten Fällen im Schotterkörper der Niederterrasse, so daß es nicht erbohrt werden konnte. Als Maß für die Denitrifikationsleistung wurden die Nitrat-N-Konzentrationen in 0-10 dm über dem Grundwasser oder dem Schotterkörper verglichen. Gruppe 1 zeigt mit 11,9 mg NO₃-N/l die höchsten Werte, die Denitrifikationsleistung kann als gering angesehen werden. Die Profile der Gruppe 2 mit einem höheren Tongehalt in der Dränzone blieben mit durchschnittlich 7,2 mg NO₃-N/l bereits unterhalb des Grenzwertes. Böden der Gruppe 3 sind in der Dränzone bei unterschiedlicher Ausprägung der reduzierten Horizonte mit MUNSELL-Farbwerten von 5 Y durch Grund- oder Stauwasser beeinflusst. Schon bei geringmächtiger Ausprägung der Gr-Horizonte in Verbindung mit Tongehalten von bis zu 50 % in Gruppe 3a liegen die Nitratgehalte in allen Einzelprofilen unterhalb von 7,0 im Durchschnitt bei 3,2 mg NO₃-N/l. Kommen Stauwasser und

erhöhte Gehalte an organischer Substanz hinzu, ist in den Gruppen 3c und 4 kein Nitrat mehr nachweisbar.

Tab. 2: Potentielle Denitrifikation (p.D.) in der Wurzelzone (WZ) und der Dränzone (DZ) (in Klammern geschätzt), NO₃-N Konzentration im Sickerwasser des unteren Bereichs der DZ, Gesamtabbauleistung der Profile oberhalb des Grundwasserspiegels und NH₄-N Gehalte.

Gruppe	p.D. WZ	p.D. DZ	NO ₃ -N DZ	NO ₃ -Abbau	NH ₄ -N
	in % des Saldos		mg/l	% d.Saldos	kg/ha*20cm
1	29-86	(0-10)	0,2-3,7	30-90	/
2	53-86	(10-20)	2,4-15,4	60-90	/
3a	61-84	(10)	0,4-7	80-90	/
3b	76-94	(10)	0,5-3	90-100	≤ 20
3c	83-88	12-17	0	100	≤ 600
4	100	0	0	100	≤ 250

Ammonium

Gleichzeitig mit dem Verschwinden des Nitrats treten z.T. erhebliche Mengen und Konzentrationen an Ammonium auf. Die betreffenden Horizonte zeigen Gemeinsamkeiten: Sie bestehen aus FLH1-Material oder liegen im Mudden-Bereich, der Farbwert weist auf reduzierende Bedingungen im Sediment hin, der Tongehalt liegt über 25 %, der Kohlenstoffgehalt 2,6 % über dem Durchschnitt. Die Horizonte sind durch Grund- oder Stauwasser geprägt. Auch in fossilen Niedermooerschichten ist viel Ammonium zu finden. Abb. 1 zeigt exemplarisch die Nitrat- und Ammoniumgehalte von zwei Bohrprofilen.

4. Diskussion

Die Nitratverluste wurden unter dem Begriff "potentielle Denitrifikation" zusammengefaßt, da auch der Einbau in org. Substanz am Nitratabbau beteiligt sein kann. Vergleiche mit anderen Arbeiten (DRECHSLER, 1992) lassen die Abbauraten von durchschnittlich 72 % in der Wurzelzone realistisch erscheinen. Bei Tongehalten in der Wurzelzone > 25% steigt die pot. Denitrifikation auf durchschnittlich 85 %. Dies läßt sich mit der schlechteren Durchlüftung des Profils und damit günstigeren Bedingungen für die Denitrifikation erklären (vgl. LUND et al., 1974).

In der Dränzone setzen sich die Profile aus Sedimenten mit teilweise sehr hohen Ton- und C-Gehalten zusammen, die reduktive Verhältnisse verursachen. Vor allem im FLH1-Sediment mit Tongehalten bis 60 % und stellenweise organischen Einlagerungen treten Nitratverluste durch Denitrifikation auf. Eine genauere quantitative Bestimmung ist mit den vorhandenen Bilanzdaten nicht möglich.

Für die hohen Ammoniumkonzentrationen in der Dränzone sind zwei Erklärungen möglich:

1. In den kapillar gesättigten und mit organischer Substanz angereicherten Tiefenabschnitten findet Nitratammonifikation statt.
2. Durch Grundwasserabsenkung oder Schwankungen des GW-Spiegels wird fossile organische Substanz in Mudden- und Niedermooerschichten mineralisiert, ohne daß eine anschließende Nitrifikation abläuft.

zu 1.: Das für Nitratammonifikation nötige Redoxpotential von -200 mV kann zumindest für einige Profile durch Vivianitfunde belegt werden. Vivianit bildet sich erst bei Redoxpotentialen unter -200 mV. Die Temperaturen und der Vorrat an leicht verfügbarem Kohlenstoff erscheinen für die Nitratammonifikation als hinreichend. Denkbar ist, daß die Prozesse der Nitratreduktion (Denitrifikation, Nitratammonifikation, Immobilisation) nebeneinander stattfinden, getrennt nur durch Unterschiede in den kleinräumig schwankenden Milieubedingungen. Dies würde das gleich-

zeitige Auftreten von Nitrat und Ammonium in einigen Profilen erklären (vgl. BLUME et al., 1984).

zu 2.: Gesichert ist, daß über Jahrhunderte hinweg konservierte organische Substanz nach Absenkung des Grundwassers einem Abbauprozess unterworfen ist. In Zeiten guter Belüftung kann es zu erheblichen Umsätzen in den oberen, nicht wassergesättigten Bereichen des fossilen Niedermoors kommen. Nach RICHTER (1987) ist die Nitrifikation des Ammoniaks in tieferen Bodenschichten stark gehemmt. Das würde das Fehlen von Nitrat im Moorbereich erklären.

Die Frage nach den Ursachen der Ammoniumanreicherung - Mineralisation oder Nitratammonifikation - läßt sich nicht mit letzter Sicherheit beantworten.

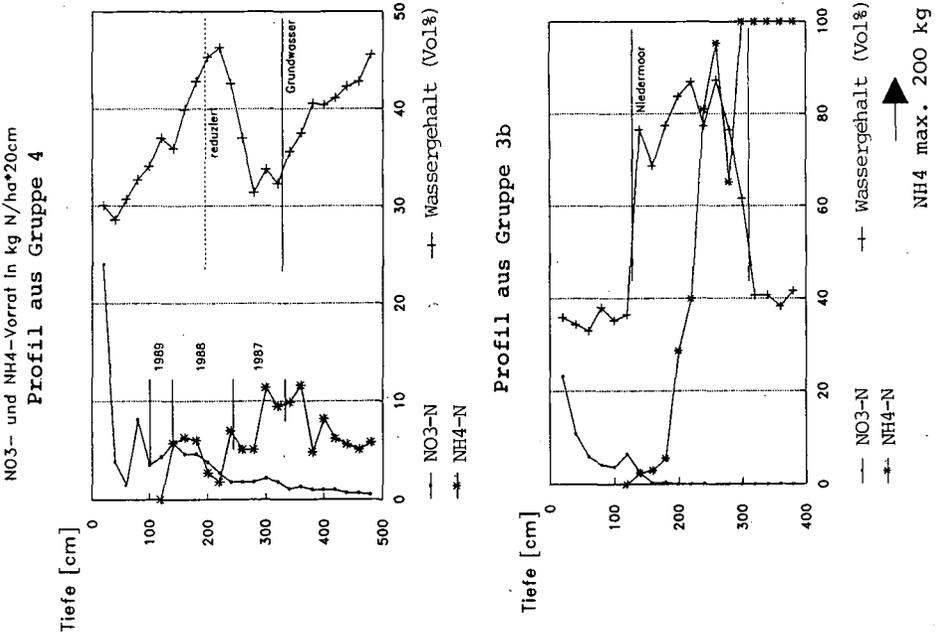


Abb.1: 2 Tiefenprofile als typische Beispiele aus den Gruppen 3 u. 4

5. Literatur:

BACH et al. 1992: Abschätzung der kurzfristig möglichen Verminderung der Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft im Bundesgebiet - Vortrag VdLUFA-Tagung Göttingen

BECKER et al. 1991: Ein Rechenmodell mit einfachen Eingabedaten für den Zeitgang der Wasserverdrängung in und aus der Evapotranspirationszone von Böden agrarischer Ökotope und seine Überprüfung mit Tracern - Mitt. DBG 66, 103-107

BLUME et al. 1984: Nitratammonifizierung im Boden mit Abwasserverrieselung - Z. Pflanzenern. Bodenkd. 147, 309-315

DRECHSLER, H. 1992: Reduktion des Stickstoffes aus dem Überschuß-N-Eintrag agrarischer Ökotope beim Transport durch die Böden ins Grundwasser - Diss. Landw. Fak. Univ. Göttingen

LUND et al. 1974: Nitrate concentrations in deep soil cores as related to soil profile characteristics - J. Environ. Qual. 3, 78-82

RICHTER, G.M. 1987: Die Bedeutung der Denitrifikation im Stickstoffumsatz von Niedermoorböden - Diss. Landw. Fak. Univ. Göttingen

Erfahrungen mit der Flächenstillegung (120 ha) in der Zone II des WSG
Zell bei Würzburg (Ergebnisse mehrjähriger Nmin-Messungen)

von

Meier, R. und M. Wieden *

Einleitung

Aufgrund immer noch steigender Nitratwerte im Grundwasser wird es sich in Zukunft als unumgänglich erweisen, besonders auswaschungsgefährdete Standorte gezielt aus der landwirtschaftlichen Produktion zu nehmen, da selbst bei extensiver Bewirtschaftung ein erhöhtes Nitratverlagerungsrisiko bestehen bleibt. Das folgende Beispiel soll zeigen, wie sich das EG-Flächenstillegungsprogramm sinnvoll als Instrumentarium zum Grundwasserschutz einbinden läßt.

Projektvorstellung

Zur Sicherung der Trinkwasserqualität wurden 66 ha der Schutzzone II, oberhalb der Zeller-Berg-Stollen, von der Stadtwerke Würzburg AG für ein langfristiges Sanierungskonzept aufgekauft. Es war beabsichtigt, auf den durchlässigen Standorten des mittleren und oberen Muschelkalks vorbeugend eine Rücknahme der landwirtschaftlichen Nutzung zugunsten des Grundwasserschutzes durchzuführen. In einem Gutachten des Institutes für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen wurden daraufhin die standörtlichen Faktoren, unter besonderer Berücksichtigung der Nitratauswaschungsproblematik, untersucht. Wesentlich waren hierbei eine Nitratauswaschungsgefährdungskarte, sowie Vorschläge zu einer Umwandlung der ehemaligen Ackerflächen in extensives Grünland durch gelenkte Sukzession.

Da zwei ehemalige Pächter der Flächen den Vorruhestand anstreben, sollte das EG-Flächenstillegungsprogramm als Überbrückungsstadium mit in das Konzept einbezogen werden. Durch die Teilnahme eines angrenzenden Hofes an der Flächenstillegung wurden die Flächen, die von den Stadtwerken Würzburg betreut werden, noch einmal um rund 60 ha erweitert.

Die Gesamtfläche des aus der landwirtschaftlichen Produktion genommenen Areal beläuft sich derzeit auf rund 120 ha.

Das Ingenieurbüro Meier und Wieden wurde von der Stadtwerke Würzburg AG beauftragt, die Betreuung des Gesamtprojektes zu übernehmen. Diese beinhaltet ein regelmäßiges Beobachten der verschiedenen Vegetationsentwicklungen mit Vegetationsaufnahmen, eine regelmäßige Bodenbeprobung an ausgewählten Standorten (Nmin), sowie die ständige photographische Dokumentation des Projektes.

Erfahrungen bei der Umsetzung des Konzeptes

Für eine dem Grundwasserschutz gerechtfertigte Pflege erwiesen sich zwei Faktoren als besonders problematisch:

- Abtransport von anfallendem Mähgut
- Verarmungsanbau nach besonders problematischen Früchten (z.B. Raps).

Durch eine Ausnahmegenehmigung des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und durch einen gezielten Abschluß der Flächenstillegungsverträge unter dem Gesichtspunkt der Landschaftspflege konnten diese, für den Grundwasserschutz

* Ingenieurbüro Meier & Wieden, Pestalozzistr. 64 a, 6300 Gießen, Tel.:0641-494633 Fax 47698

wichtigen Probleme, gelöst werden. Das anfallende Mähgut wird derzeit von der Bayerischen Landesversuchsanstalt für Weinbau in Veitshöchheim zu Mulchzwecken im Weinbau verwendet.

Die praktische Betreuung der Flächen vor Ort wird von einem durch die Stadtwerke Würzburg beauftragten Landwirt in Zusammenarbeit mit dem Maschinenring Mittelmain durchgeführt.

Die zukünftige Gesamtentwicklung des Areals soll durch einen Landschaftsgliederungsplan gezielt gesteuert werden, um sowohl aus der Sicht des Grundwasserschutzes, als auch aus der Ökologie, ein mögliches Optimum erreichen zu können.

Ergebnisse mehrjähriger Nmin-Messungen

Um die Entwicklung des Nmin im Boden nach Aufgabe der ackerbaulichen Nutzung beobachten zu können, wurden an über 20 Standorten in regelmäßigen Abständen Proben gezogen. Dabei sollten alle anzutreffenden Bodentypen und die verschiedenen vorausgegangenen landwirtschaftlichen Nutzungen erfaßt werden. Im folgenden soll anhand eines Beispielles eine besonders bemerkenswerte Meßreihe vorgestellt werden.

Standorte 3 und 4

Bodentyp: Rendzina bis Braunerde-Rendzina, nFK ca. 50-70 mm, pH 7,2; 4% Humus

Nutzung: Seit Herbst 1988 Selbstbegrünung, vorwiegend mit Quecke

Diese sich auf sehr kurze Zeitintervalle (14-tägig) stützende Meßreihe sollte einerseits zur Erklärung von kurzfristigen Änderungen im Nmin-Gehalt des Bodens dienen, sowie andererseits die unterschiedliche Reaktion des mineralisierten Stickstoffes auf nichtgemähten (Standort 4) bzw. gemähten (Standort 3) Bereichen aufzeigen. Abb. 1 soll in einer Übersicht den Verlauf der Nmin-Gehalte verdeutlichen. Der Übersicht läßt sich sowohl im Jahre 1990 als auch 1991 eine "klassische" Erhöhung der Nmin-Werte im Frühjahr bzw. im Herbst entnehmen. Tendenziell war anfangs der Nmin-Gehalt auf den ungemähten Bereichen leicht erhöht. Mitte April 1990 erreichte der Nmin-Wert in dem ungemähten Brachebereich jedoch sprunghaft einen Wert von 65 kg NO₃-N/ha, um noch im gleichen Monat bei nur 19 mm Niederschlag auf 16 kg NO₃-N/ha abzusinken. Noch bemerkenswerter ist an diesen Standorten der starke Anstieg der Nmin-Werte bis zu 168 kg NO₃-N/ha im Frühjahr 1991, der aber binnen 14 Tagen wieder auf ein Niveau von 25 kg NO₃-N/ha absank.

Abb. 2 soll den Verlauf des Peaks noch einmal verdeutlichen. Bei nur 11,5 mm Niederschlag binnen 5 Tagen, zwischen dem 18. April und dem 2. Mai 1991, läßt sich das Abfallen der Nmin-Werte, selbst bei der niedrigen nutzbaren Feldkapazität, nur schwer mit Auswaschungen erklären. Auch ein Entzug durch den Pflanzenbestand in dieser Größenordnung ist nicht als Erklärung anzunehmen (siehe Entwicklung der Vegetation). Die Autoren vermuten daher, daß eine hohe Immobilisation des Nitrates stattgefunden haben muß.

Entwicklung der Vegetation

Zur Überprüfung der Vegetationsentwicklung werden an über 20 Dauerquadraten jährlich Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Abb. 3 zeigt exemplarisch für alle Bestände anhand der Vegetationsaufnahme 4, eine starke Abnahme der Bestandeshöhe über 3 Jahre, sowie eine starke Abnahme der Deckung des Pflanzenbestandes. Eine ähnliche Entwicklung stellte ODUM (1960) auf aufgelassenen Ackerstandorten in den USA fest.

Abbildung 1: Standort 3 und 4 Zeller Berg
Bodentiefe 0-30, nFk 50-70 mm

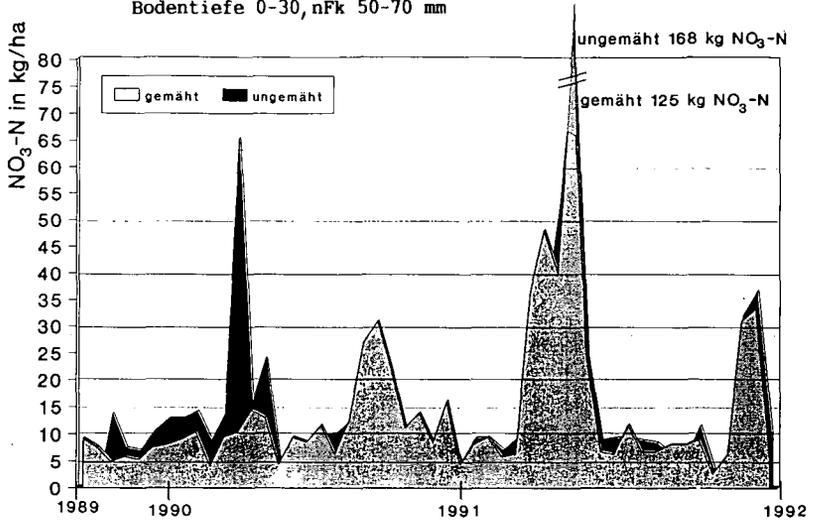


Abbildung 2: Standort 3 und 4 Zeller Berg
vergrößerter Ausschnitt von Abbildung 2

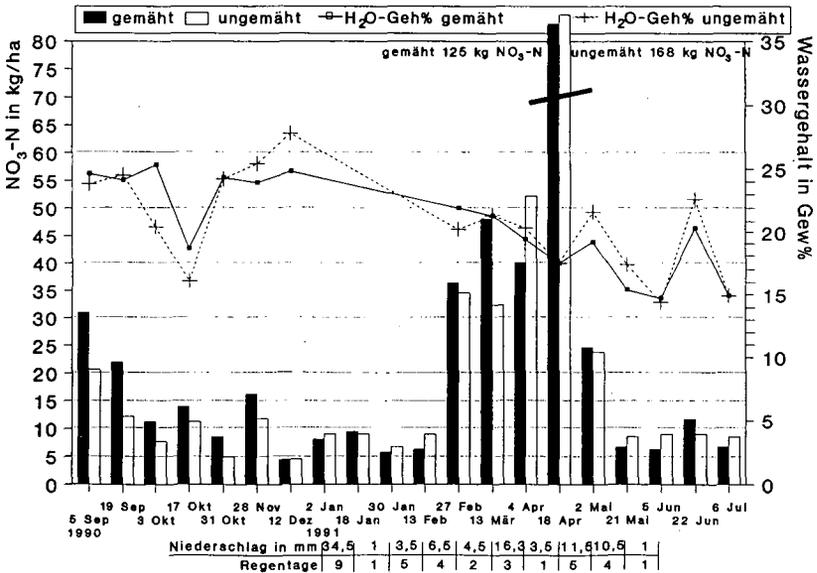
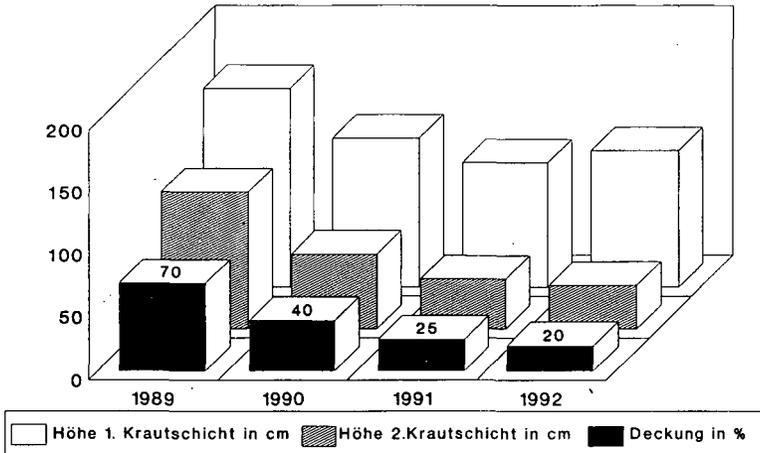


Abbildung 3: Entwicklung der Vegetation
Vegetationsaufnahme Nr.4 Hohe Klingen



Diskussion

Es stellt sich die Frage nach der Aussagekraft der gemessenen N_{min} -Werte, da der Pflanzenbestand, trotz teilweise sehr hoher N_{min} -Werte, eine beständige Abnahme in der produzierten Pflanzenmasse aufwies und eine Auswaschung von NO_3-N anhand des Beispiels der Standorte 3 und 4 zeitweilig ausgeschlossen werden kann. Da den Autoren an einigen Stellen im Untersuchungsgebiet optisch deutlich besser stickstoffversorgte Stellen in den Sukzessionsbeständen auffielen (z.B. an einer Wildfütterung), wurden im Juni 1992 an zwei Stellen je 100 qm große Düngeparzellen angelegt und mit 50 kg Ammonium-Sulfat aufgedüngt. Schon nach zwei Wochen hoben sich die Parzellen deutlich durch ihre dunkelgrüne Färbung und einen höheren Pflanzenbestand von den übrigen Sukzessionsbeständen ab. Dies kann als Beweis eines deutlichen Stickstoffbedarfs der Pflanzenbestände angesehen werden, was im scheinbaren Widerspruch zu den zeitweilig hohen N_{min} -Werten steht. Die Ergebnisse stellen somit die Aussagekraft von N_{min} -Messungen auf manchen Standorten in Frage.

Die Autoren würden sich freuen, Kontakt mit anderen Wissenschaftlern aufzunehmen, die ähnliche Beobachtungen auf Rendzinen oder anderen Böden gemacht haben.

Literatur

ODUM, E. P., 1960: Organic production and turnover in old field succession; Ecology Vol.41 No.1, 34-49

Bodenhydrologische Bewertung von Agrarflächen in einem Beispielsgebiet Ostbrandenburgs

von

Müller, L., R. Dannowski, U. Schindler u. J. Quast ^{†)}

Aufgabenstellung

Möglichkeiten und Risiken der Landnutzung werden durch bodenhydrologische Kriterien maßgeblich beeinflusst. Anhand vorhandener hydrologischer Daten, wie pflanzenverfügbare Bodenwasservorräte, Sickerwassermengen und Sickerwasser-Verlagerungstiefen, waren in einem größeren Beispielsgebiet die Möglichkeiten und Risiken der Landnutzung abzuschätzen.

Standörtliche Charakteristik des Beispielsgebietes

Das östlich von Berlin gelegene Beispielsgebiet umfaßt den Großkreis Märkisch Oderland (Kreise Bad Freienwalde, Strausberg und Seelow) mit einer Fläche von 2142 km². Naturräumlich ist es zu etwa zwei Dritteln der Ostbrandenburgischen Platte mit Oberbarnim, Märkischer Schweiz und Lebuser Platte und zu einem Drittel dem Odertal bzw. Oderbruch zuzuordnen. Geomorphologisch sind Grund- und Endmoränen der Weichseiszeit und Sanderflächen sowie - im Oderbruch - fluviatile Ablagerungen vorherrschend. Der Hauptgrundwasserleiter steht im Moränengebiet in etwa 20 m Tiefe an, im Oderbruch und unter den Sandern in etwa 1 bis 10 m Tiefe. Örtlich tritt gespanntes Grundwasser auf. Der Großkreis liegt in den Einzugsgebieten von Oder und Spree. Etwa 65 % der Fläche - dazu zählen das gesamte Oderbruch und die Lebuser Platte sowie Teile der Märkischen Schweiz und des Barnim - gehören zum Einzugsgebiet der Alten Oder.

Die Grundmoränen und das Oderbruch befinden sich in Ackernutzung; Endmoränen und Sander sind zu größeren Anteilen bewaldet. Die klimatische Situation ist durch Niederschläge von etwa 470 bis 550 mm, eine durchschnittliche Jahrestemperatur von 8,3 °C und ein Defizit der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationsperiode von 120 bis 200 mm gekennzeichnet.

Material und Methode

Der gewählte Algorithmus führt über die Berechnung pflanzenverfügbarer Bodenwassermengen, Sickerwassermengen und Sickerwasser-Verlagerungstiefen (Renger und Strebel, 1980; Müller und Tille, 1990; Gäth u. a., 1992) zur Clusterung der hydrologischen Daten und Isoliniendarstellung der Cluster.

Als weitere Parameter der Landnutzung wurden Nährstoffüberschüsse aus der Primärproduktion analog Nolte und Werner (1991) kalkuliert sowie Ackerzahlen der Bodenschätzung und Erträge erhoben.

Als Datenbasis dienten Unterlagen der Bodenschätzung, der Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK; Lieberoth u. a., 1983), Kartenunterlagen der Nutzung und der hydrologischen Verhältnisse (Glugla, 1985), Schlagkarten und betriebswirtschaftliche Angaben der Betriebe sowie eigene Bodenprofil-aufnahmen.

Ergebnisse

Es wurden fünf Klassen differenzierter Nutzungseignung bzw. -gefährdung ausgeschieden (Tab. 1, 2, Abb.).

Die Übersicht nach der Abbildung ist noch recht grob, zeigt jedoch deutliche regionale Tendenzen.

Die grundwasserbeeinflussten Böden des Oderbruchs weisen eine gute Nutzungseignung bei geringem Risiko der Nährstoffverlagerung auf. Klimatisch bedingte Trockenheit und standörtliche Bodenheterogenität begrenzen das Ertragsniveau. Geringe Risiken und mittlere bis gute Möglichkeiten der landwirtschaftlichen Nutzung bestehen vor allem auf den bindigen Niederungsböden des Oderbruchs. Die Sickerwassermengen sind in diesem Gebiet sehr gering, und das Flächenwasserregime ist potentiell gut beherrschbar. Auf den besseren, flachen und mäßig geeigneten Diluvialböden ist ordnungsgemäße Landwirtschaft möglich. Probleme sind bei sandigen Diluvialböden zu erwarten.

^{†)} Institut für Hydrologie, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Wilhelm-Pieck-Straße 72, O-1278 Müncheberg.

Die aufgezeigten regionalen Tendenzen werden durch Befunde der aktuellen Nitratbelastung gestützt. Diese beträgt für das Grundwasser im Oderbruch weniger als 5 mg/l. Nur punktuell treten höhere Konzentrationen auf. Im Moränen- und Sandergebiet liegen die Nitratwerte höher, etwa zwischen 25 und 55 mg/l, bei intensiver Gülleanwendung bis zu 300 mg/l.

Literatur

Gäth, S., F. Eulenstein und B. Wohlrab (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Konzept des DBG-AK Bodennutzung in Wasserschutzgebieten, Gießen, Juni 1992.

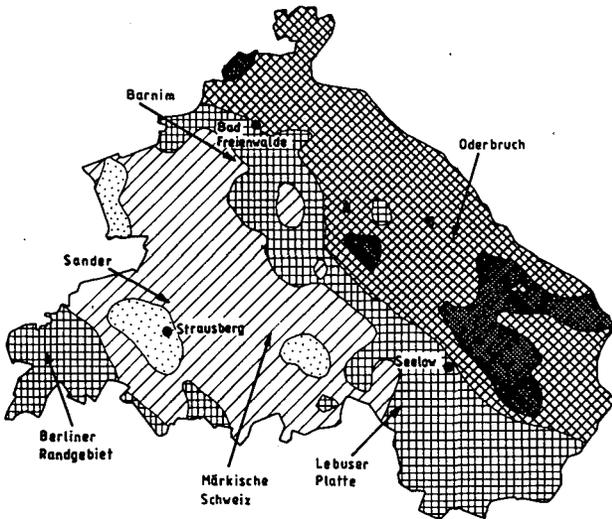
Glugla, G. (1985): Anwenderrichtlinie zur Nutzung der neuen Karten des Gesamtabflusses M 1:200000 (Deckfolien zur Abflußkarte des N-A-U-Kartenwerkes über das Gebiet der DDR). Institut für Wasserwirtschaft, Bereich Wasserbewirtschaftung, Berlin, Mai 1985.

Lieberoth, I., P. Dunkelgod, W. Gunia und J. Thiere (1983): Auswertungsrichtlinie MMK. AdL, FZB Müncheberg, Eberswalde, 55 S..

Müller, L. und P. Tille (1990): Ertrag eines meliorationsbedürftigen heterogenen Alluvialstandortes in Abhängigkeit von Substrat und Wasserregime. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 34, 2, S. 103-112.

Nolte, Ch., und W. Werner (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum, Bd. 19, Verlagunion Agrar, IX+118 S.

Renger, M., und O. Strebel (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. Wasser und Boden, Hamburg und Berlin 8, S. 362-366.



Gesamtbeurteilung der Eignung / Gefährdung für die Agrarproduktion

Fläche	Eignung	Gefährdung
①	gering	hoch
②	gering bis mittel	hoch bis mittel
③	mittel	mittel
④	mittel bis gut	gering
⑤	gut	sehr gering

Abbildung. Bodenhydrologische Beurteilung der Agrarflächen im Beispielsgebiet "Märkisch Oderland".

Tabelle 1. Standörtliche Charakteristik der Gruppen.

Klassennummer	①	②	③	④	⑤
* Bodenwasser- verhältnisse	Tiefe Grundwasserstände, sehr geringes Bodenwasserangebot.	Tiefe Grundwasserstände, sehr geringes Bodenwasserangebot.	Tiefe Grundwasserstände, teilweise Staunässe, geringes Bodenwasserangebot.	Mittlere bis flache Grundwasserstände, mittleres Bodenwasserangebot bei relativ geringer kapillarer Nachlieferung aus dem Grundwasser. Regionale Steuerung des Grundwasserregimes erforderlich.	Mittlere bis flache Grundwasserstände, hohes Bodenwasserangebot bei wirksamer kapillarer Nachlieferung aus dem Grundwasser, zeitweilige Vernässungen. Regionale Steuerung des Grundwas- serregimes erforderlich.
	Größere Anteile stärker geneigter Flächen, Oberflächenabfluß möglich.	Größere Anteile stärker geneigter Flächen, Oberflächenabfluß möglich.	Anteile stärker geneigter Flächen, Oberflächenabfluß möglich.	Geringer Anteil versickerungsbestimmter Flächen.	Geringer Anteil versickerungsbestimmter Flächen
	Hoher Anteil versickerungsbestimmter Flächen.	Hoher Anteil versickerungsbestimmter Flächen.	Hoher bis mittlerer Anteil versickerungsbestimmter Flächen.		
* Grundwasser- neubildung	Relativ hohe jährliche Sickervassermengen, mittlere Sickerwasser- Verlagerungsgeschwin- digkeit. Sehr große Austauschhäufigkeit des Sickervassers.	Hohe bis mittlere Sickervassermengen, mittlere Sickerwasser- Verlagerungsgeschwin- digkeit. Sehr große bis große Austauschhäufigkeit des Sickervassers.	Mittlere Sickervassermengen, geringe Sickerwasser- Verlagerungsgeschwindigkeit. Große Austauschhäufigkeit des Sickervassers.	Geringe Sickervassermengen, sehr geringe Sickerwasser- Verlagerungsgeschwin- digkeit. Sehr geringe Austauschhäufigkeit des Sickervassers.	Sehr geringe Sickervassermengen, sehr geringe Sickerwasser- Verlagerungsgeschwindigkeit. Sehr geringe Austauschhäufigkeit des Sickervassers.
* Landnutzung	Sandige Böden mit sehr geringen Ackerzahlen, sehr geringe Erträge.	Sandige bis lehmige Böden mit geringen Ackerzahlen, geringe Erträge.	Sandige und lehmige Böden mit geringen bis mittleren Ackerzahlen, geringe bis mittlere Erträge.	Überwiegend lehmige und tonige Böden mit mittleren Ackerzahlen, mittlere Erträge.	Überwiegend tonige und lehmige Böden mit mittleren Ackerzahlen, mittlere Erträge.
	Hohe Stickstoffüberschüsse, hohe bis mittlere Phosphorüberschüsse. Mittlerer Anteil Bewässerungsflächen.	Hohe Stickstoffüberschüsse, mittlere Phosphorüberschüsse. Mittlerer Anteil Bewässerungsflächen.	Hohe bis mittlere Stickstoffüberschüsse, mittlere Phosphorüberschüsse. Mittlerer Anteil Bewässerungsflächen.	Mittlere bis geringe Stickstoffüberschüsse, mittlere bis geringe Phosphorüberschüsse. Hoher Anteil Bewässerungsflächen.	Mittlere bis geringe Stickstoffüberschüsse, mittlere bis geringe Phosphorüberschüsse. Hoher Anteil Bewässerungsflächen.

Tabelle 2. Gruppenmittelwerte a) und Standardabweichung b) von Parametern.

	①		②		③		④		⑤	
	a)	b)								
- Bodenwasserdargebot in mm/a	43,0	2,1	50,3	3,0	58,4	5,5	116,2	24,2	225,4	27,6
davon nutzbare Speicherfeuchte im durchwurzelten Bodenraum	42,6	2,1	49,8	3,0	57,9	5,5	99,8	18,8	98,2	20,0
davon Grundwasserdargebot	0,4	-	0,5	-	0,5	-	16,4	22,0	127,2	38,0
- Hangneigungsklasse (1 = eben bis 4 = stärker geneigte Anteile vorhanden)	3,8	0,5	3,5	0,7	3,3	0,7	1,2	0,8	1,0	0
- Anteil versickerungsbestimmter Flächen (leichte Böden ohne Grund- und Stauvernässung) in %	86,8	4,4	83,8	8,7	75,8	14,3	22,3	9,1	19,1	3,0
- Sickerwassermenge in mm/a	217,0	16,4	201,8	18,0	172,4	17,8	91,4	19,4	49,3	13,6
- Sickerwasser-Verlagerungstiefe in dm/a	12,8	0,8	10,3	0,9	7,6	1,1	3,2	1,1	1,5	0,4
- Austauschhäufigkeit des Sickerwas- sers in %/a	415,7	31,4	282,3	35,2	186,4	32,7	44,4	19,7	18,4	9,4
- Ackerzahlen der Reichsboden- schätzung	28,7	3,9	30,6	3,7	33,6	4,7	48,7	5,1	50,3	5,3
- Relativertrag Getreide 1988/89 in %	81	8	86	5	88	14	100	5	99	5
- Nährstoffüberschuß Stickstoff 1989 in kg/ha	104	40	103	38	94	24	88	29	65	19
- Nährstoffüberschuß Phosphor 1989 in kg/ha	27	2	25	2	25	2	19	7	19	2
- Anteil Bewässerungsfläche in %	18	11	16	12	12	10	33	9	30	10

Über die Aussagekraft von Nmin-Beprobungen auf beweidetem Grünland

von

J. Neuendorff*, L. Klempf**, W. Pohlmann*** u. G. Spatz*

Einleitung

In neueren Wasserschutzgebietsverordnungen, beispielsweise der Muster-Wasserschutzgebietsverordnung für das Land Hessen (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, 1990), wird oft der Einsatz der Nmin-Methode zur Erfassung der im Herbst im Boden vorhandenen Nitratmenge vorgesehen. Eine "ordnungsgemäße Bewirtschaftung" wird auch für Grünland nur dann als gegeben angenommen, wenn ein Grenzwert von 45 kg Nmin/ha nicht überschritten wird. Toleranzgrenzen für diesen Wert werden nicht genannt.

Bei Weidegang treten jedoch ausgeprägte räumliche und zeitliche Variabilitäten des mineralischen Bodenstickstoffs auf (HOMM, 1991; KLEMPF et al., 1991; SPATZ et al., 1992), die eine kritische Interpretation von Nmin-Analyseergebnissen erforderlich machen.

Material und Methoden

Die Erhebung wurde auf einer hofnahen Weidefläche eines Praxisbetriebes im Wasserschutzgebiet Vassbeck bei Diemelsee (Nordhessen) durchgeführt (Tab. 1).

Standort	Diemelsee, 460 m ü. NN 7,2 °C, 722 mm
Bodentyp	Braunerde-Pseudogley
Flächengröße, ha	1,99
Nutzungsform	Umtriebsweide
Handelsdünger-N, kg/ha	229
NH ₄ -N aus Gülle, kg/ha	42
Mineral N-Düngung, kg/ha	271
GV-Tage	957
Schnittnutzung	eine, 29.5.91
GV: Großvieheinheit = 550 kg Lebendgewicht	

Tab. 1: Standort- und Bewirtschaftungskenndaten

Am 11. und 12. Dezember 1991 wurden auf einer 1,12 ha großen Teilfläche (I) in einem Raster von 10*10 m und auf einer 20 m² großen, in Fläche I befindliche Kleinparzelle (II) in den Tiefenstufen 0-10 cm, 10-30 cm und 30-60 cm Nmin-Proben entnommen.

* Gesamthochschule Kassel-Universität, Abt. Pflanzenbau II, Nordbahnhofstr. 1a, 3430 Witzenhausen

** Institut für Agrikulturchemie, von-Siebold-Str. 6, 3400 Göttingen

*** Hess. Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung, Kölnische Str. 48-50, 3500 Kassel

Die durchschnittliche Tagestemperatur im Beprobungszeitraum betrug etwa -12°C . Die Proben wurden täglich zur Hessischen Landwirtschaftlichen Versuchsanstalt transportiert und dort nach Trocknung bei 105°C nach VDLUFA-Arbeitsvorschrift (VDLUFA, 1991) analysiert.

Nach Variogrammanalysen wurden für die Flächen I und II durch Kriging-Interpolation Isoliniendiagramme der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte erstellt (ANLAUF et al., 1988).

Um die Verteilung von Nmin-Ergebnissen bei wechselnder Einstichzahl zur Gewinnung von Mischproben (12, 25 und 50 Einstiche) zu simulieren, wurden für die Datensätze von Fläche I und II in 1000facher Wiederholung zufällig Stichproben ($n=12$, $n=25$, $n=50$) aus dem Gesamt-Datensatz gezogen und jeweils das arithmetische Mittel berechnet (boot strapping).

Ergebnisse

Die an den 112 Bohrpunkten der Fläche I und den 98 Einstichstellen der Fläche II ermittelten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte liegen, wie auch von MACDUFF u. WHITE (1984) für Nmin-Ergebnisse beschrieben, in logarithmischer Normalverteilung vor. Zur Mittelwertsbildung für Fläche I und II wurde deshalb der geometrische Mittelwert herangezogen (Abb. 1).

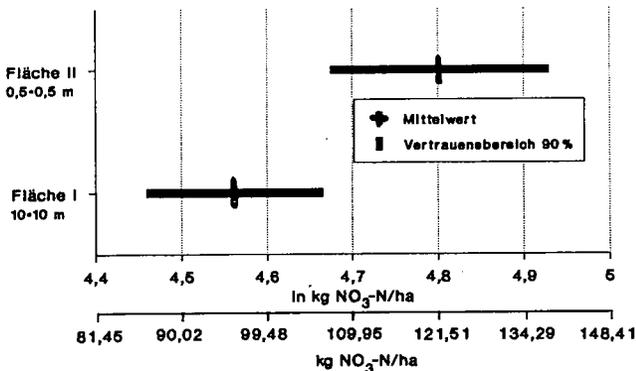


Abb. 1: Mittelwert und 90% Vertrauensintervall für Fläche I und II

Die für das 10×10 m-Raster der Fläche I und für das $0,5 \times 0,5$ m-Raster der Fläche II (Abb. 2) ermittelten Isoliniendiagramme deuten auf beträchtliche flächenhafte Heterogenitäten der Nmin-Gehalte hin.

Unter den visuell erfassten Exkrementstellen war der Nmin-Wert nicht signifikant von dem der Restfläche verschieden. Eine Kartierung von Harnstellen war allerdings kaum möglich.

Bei 12 Einstichen zur Gewinnung einer Mischprobe liegen die Nitratgehalte bei Fläche I zwischen 79 und 179 $\text{kg NO}_3\text{-N/ha}$ ($K\% = 90$) (Abb. 3). Lediglich 21,7% der Werte erreichen, bezogen auf das Verteilungsmittel, die vom VDLUFA (1991) geforderte Genauigkeit von ± 10 $\text{kg NO}_3\text{-N/ha}$.

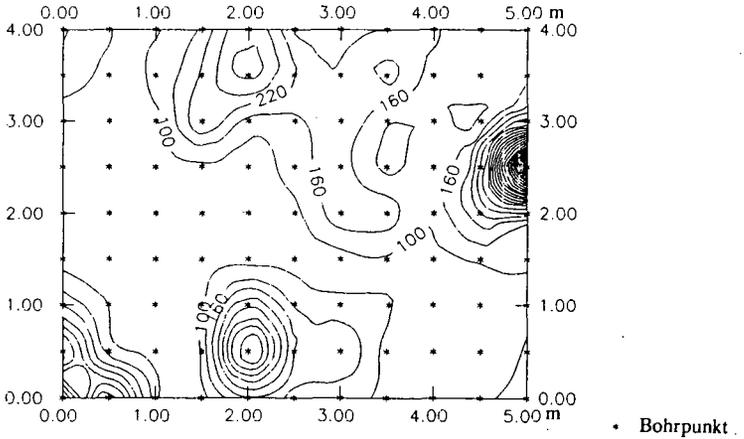
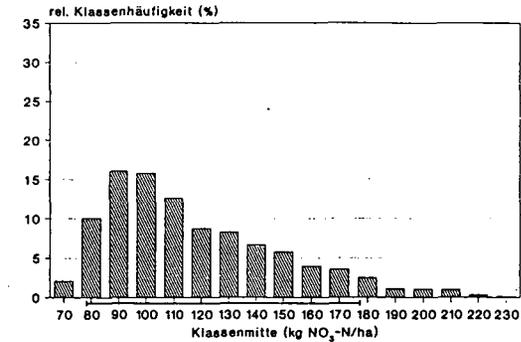
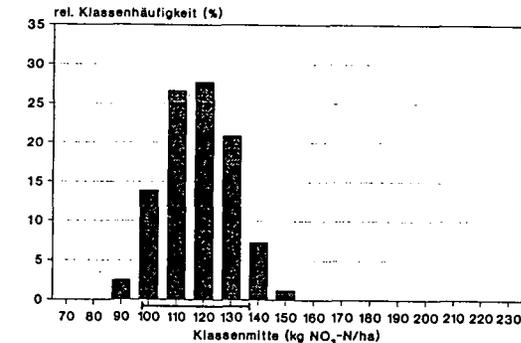


Abb. 2: Isolinienkarte der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte in 0-60 cm Tiefe für Fläche II (Achsenbeschriftungen in m)



Fläche I, 0-60 cm
n = 12

Vertrauensbereich 90 %



Fläche I, 0-60 cm
n = 50

Vertrauensbereich 90 %

Abb. 3: Verteilung und 90%-Vertrauensintervall der arithmetischen Mittelwerte für Fläche I

Eine Erhöhung der Einstichzahl auf 25 bzw. 50 Einstiche bedingt eine Verengung der Vertrauensintervalle, wobei dann 33,5% bzw. 54,9% der Werte in einem Bereich von ± 10 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ vom Verteilungsmittel liegen (Abb. 3). Die ausgeprägte kleinräumige Variabilität von Fläche II führt bei einer Einstichzahl von 12 mit einer Vertrauenswahrscheinlichkeit von 90% zu Ergebnissen zwischen 101 und 279 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$. Nur 16,7% (12 Einstiche), 17,3% (25 Einstiche) bzw. 32,3% (50 Einstiche) der Werte erreichen die vom VDLUFA (1991) geforderte Genauigkeit.

Schlußfolgerungen

Unter Weide konnte eine beträchtliche groß- und kleinräumige Variabilität von N_{min} -Werten festgestellt werden. Die Ergebnisse zeigen beispielhaft, daß auch aus Mischproben, die aus für eine flächendeckende Beprobung unrealistisch hohen Einstichzahlen gewonnen werden, mit hoher Wahrscheinlichkeit N_{min} -Analysergebnisse ermittelt werden, die vom Verteilungsmittel und damit vom simulierten tatsächlichen Flächenmittel des Nitratgehaltes weit entfernt liegen. Zum Untersuchungstermin wurden an keinem Beprobungspunkt Nitratgehalte unterhalb von 45 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ gemessen.

Dies läßt, trotz der Unsicherheiten der verwendeten Methode, ein nicht unerhebliches Nitrat-Auswaschungspotential unter der beprobten, intensiv bewirtschafteten Weidefläche vermuten.

Literatur

- ANLAUF, R.; KERSEBAUM, K.C.; LIU YA PING; NUSKE-SCHÜLER, A.; RICHTER, J.; SPRINGOB, G.; SYRING, K.M.; UTERMANN, J.; 1988: Modelle für Prozesse im Boden; Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- HOMM, A.; 1991: Zur Variabilität der Nitratgehalte unter Weidenarben verschiedener Regionen -Erste Ergebnisse-; Berichte zur Jahrestagung der AG Grünland und Futterbau in der Ges. f. Pfl.bauwiss., Maria-Laach, 125-134
- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, 1990: Muster-Wasserschutzgebietsverordnung; Staatsanzeiger für das Land Hessen, 48, 2461-2476
- KLEMP, L.; NEUENDORFF, J.; TENHOLTERN, R.; SCHRÖDER, C.; SPATZ, G.; 1991: Variabilitäten und Ursachen bei der flächenhaften Messung des Nitrataustrags in der Weidewirtschaft; VDLUFA-Kongreßband Ulm, 773-779
- MACDUFF, G.H.; WHITE, R.E.; 1984: Components of the Nitrogen Cycle measured for cropped and Grassland Soil-Plant Systems; Plant and Soil, 76, 35-47
- SPATZ, G.; NEUENDORFF, J.; PAPE, A.; SCHRÖDER, C.; 1992: Stickstoff-Dynamik unter Exkrementflecken bei Weidegang; Z. f. Pflanzenern. Bodenk., im Druck
- VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN, 1991: Methodenbuch I, A 6.1.4.1, 1-14

Danksagung

Für die Unterstützung dieser Untersuchung bedanken wir uns bei den Mitarbeitern des ALL Korbach, des ALL Alsfeld und der Hessischen Landwirtschaftlichen Versuchsanstalt.

Bewertung von Pflanzenschutzmitteln **Zulassungspraxis und Grundwasserschutz**

von
Nordmeyer, H. *)

Pflanzenschutzmittel (PSM) wurden in den letzten Jahren im Grundwasser nachgewiesen. Dies hat zu einer kontroversen öffentlichen Diskussion über Notwendigkeit und Nutzen des chemischen Pflanzenschutzes geführt. Dabei wurde auch die Frage diskutiert, ob das Gefährdungspotential für das Grundwasser im Zulassungsverfahren durch die zuständige Zulassungsbehörde überhaupt geprüft bzw. hinreichend berücksichtigt wird. Daher sollen an einigen ausgewählten Beispielen die Prüfrichtlinien und die Bewertungsgrundsätze im Hinblick auf Verhalten und Verbleib von PSM im Boden vorgestellt werden.

Pflanzenschutzmittel dürfen nur eingeführt und in Verkehr gebracht werden, wenn sie amtlich geprüft und zugelassen sind. Dabei sind die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) sowie die Einvernehmensbehörden Bundesgesundheitsamt (BGA) und Umweltbundesamt (UBA) an die gesetzlichen Grundlagen (z.B. Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen = Pflanzenschutzgesetz) gebunden. Danach darf die Anwendung von PSM keine schädlichen Auswirkungen auf das Grundwasser haben und es müssen Gefahren für den Naturhaushalt abgewendet werden.

Die für eine Prüfung und Bewertung notwendigen Unterlagen werden mit dem Zulassungsantrag von den Antragstellern eingereicht und von den zuständigen Behörden geprüft. Es müssen Versuchsergebnisse vorgelegt werden, die nach amtlichen Richtlinien erarbeitet worden sind. So muß z.B. das Abbauverhalten und die Metabolisierung der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe nach der BBA-Richtlinie Teil IV, 4-1 (Schinkel et al., 1986) ermittelt werden, wobei sich der Untersuchungsumfang (Stufenplan) an der Persistenz des jeweiligen Wirkstoffes orientiert. Das Versickerungsverhalten von PSM wird nach der

*) Institut für Unkrautforschung
Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Messeweg 11-12, 3300 Braunschweig

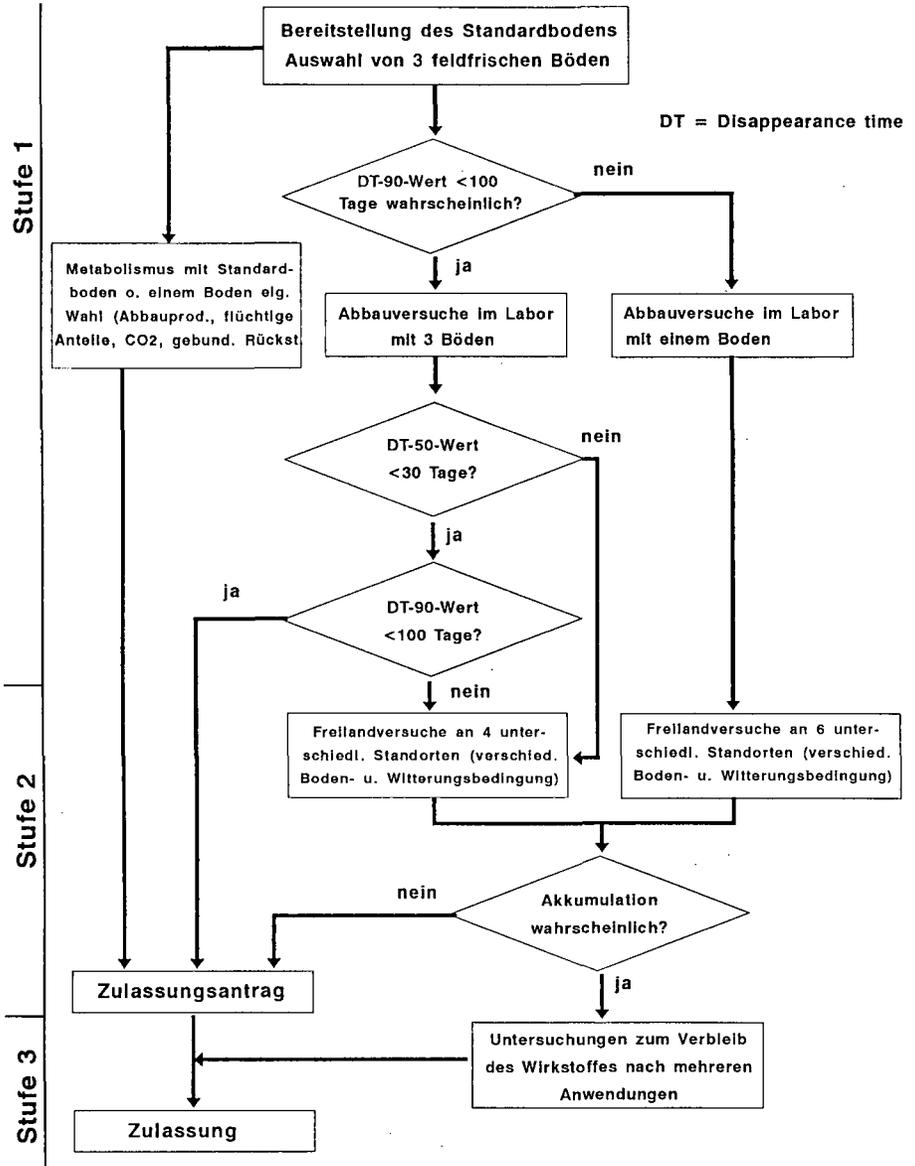


Abb. 1: Schema für die Untersuchungsfolge zum Abbauverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Boden (Schinkel et al., 1986)

Richtlinie Teil IV, 4-2 (Säulenversuche) bzw. 4-3 (Lysimeterstudien) erfaßt. Ferner werden Modellrechnungen (z.B. Pesticide Root Zone Model - PRZM) zur Abschätzung einer potentiellen Verlagerung im Bodenprofil eingesetzt. Nähere Einzelheiten zur Versuchsdurchführung sind den entsprechenden Richtlinien zu entnehmen. Die hier dargestellten Bewertungsgrundsätze werden zur Zeit überarbeitet.

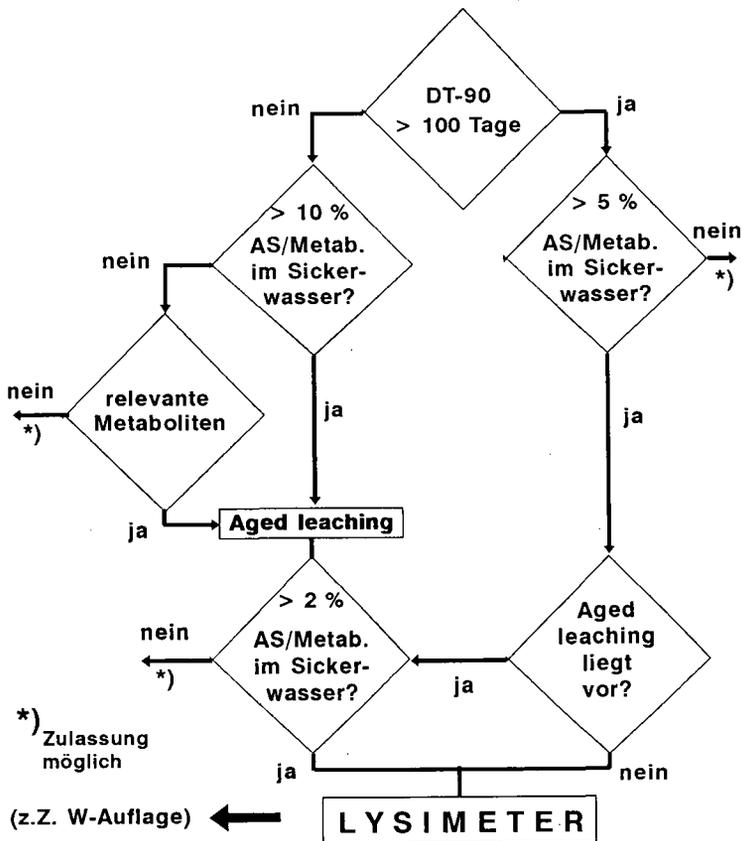


Abb. 2: Beurteilung der PSM-Versickerung gemäß BBA-Richtlinie Teil IV, 4-2 (Kloskowski et al., 1991); DT = Disappearance time; AS = Aktivsubstanz; Metab. = Metabolit

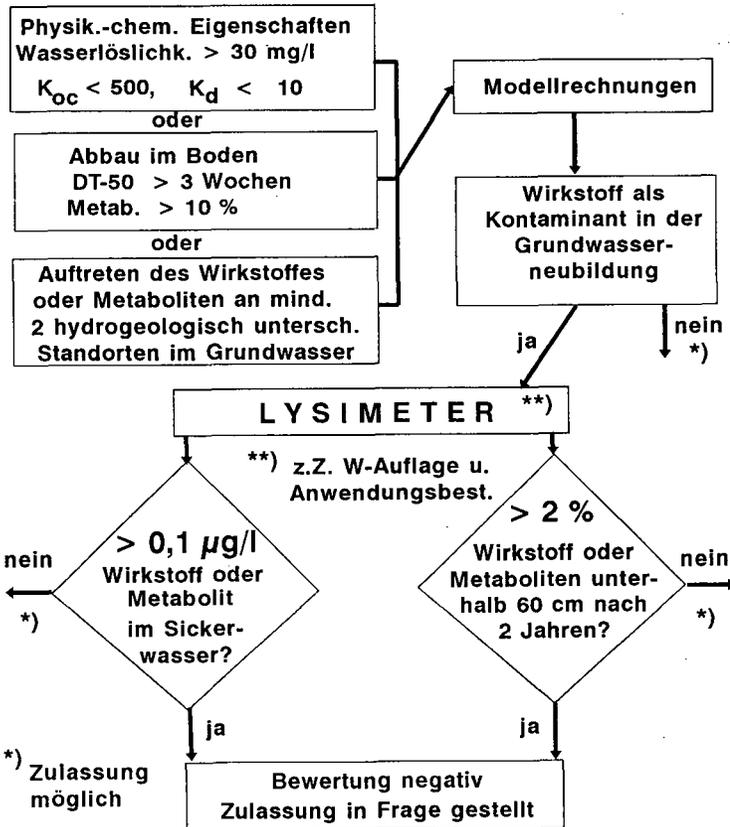


Abb. 3: Beurteilung der PSM-Versickerung anhand von physikalisch-chemischen Eigenschaften, Modellrechnungen und Lysimeterstudien (Kloskowski et al., 1991)

Literatur:

Schinkel, K., Nolting, H.G., Lunde, J.R. (1986): Verbleib von Pflanzenschutzmitteln im Boden - Abbau, Umwandlung und Metabolismus - Richtlinie für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln, Teil IV, 4-1

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1986): Versickerungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln. Richtlinie für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln, Teil IV, 4-2

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1990): Lysimeteruntersuchungen zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in den Untergrund. Richtlinie für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln, Teil IV, 4-3

Kloskowski, R., Schinkel, K. (1991): Bewertungsgrundsätze für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Unveröffentlicht

Sanierungskonzept und Ergebnisse standortkundlicher und pflanzenbaulicher Untersuchungen im Wasserschutzgebiet Großer Brunnen, Bad Wildungen

von

Peter, M. und T. Harrach¹

Einleitung

Im geförderten Rohwasser des "Großen Brunnen" der nordhessischen Stadt Bad Wildungen wurden seit einigen Jahren Nitratgehalte um 48 mg/l gemessen. Da dieser Brunnen der größte Trinkwasserbrunnen der Stadt und sein Schutzgebiet (WSG-Zonen II und III) das wichtigste landwirtschaftliche Anbaugelände Bad Wildungens ist, war es notwendig ein Konzept für eine standortgerechte, grundwasserschonende Landwirtschaft zu erarbeiten und umzusetzen.

Untersuchungsgebiet

Das Wasserschutzgebiet des "Großen Brunnen" liegt im Naturraum "Wildunger Senke". Das langjährige Mittel der Jahresniederschläge erreicht 637mm, die Jahresmitteltemperatur beträgt 8°C. Die Böden über Gesteinen aus Devon, Karbon, Zechstein und Buntsandstein zeigen eine hohe kleinräumige Variabilität. Die landwirtschaftliche Nutzung überwiegt in dem 786 ha großen Wasserschutzgebiet mit ca. 500 ha Ackerland und 143 ha Grünland. Hauptanbaufrüchte sind Winterweizen, Wintergerste, Körnererbsen und Silomais.

Sanierungskonzept

Aufgrund der Nitratbelastung des Brunnenwassers war es notwendig, eine Konzeption zu entwickeln (Abb. 1), die

1. zu einer nachhaltigen Verringerung der Nitratgehalte im geförderten Rohwasser führt,
2. die Beibehaltung einer effizienten landwirtschaftlichen Nutzung ermöglicht und
3. in Kooperation mit Landwirtschaft und Wasserversorgungsunternehmen umgesetzt werden kann.



Abb. 1: Vorgehensweise zur Verringerung der Nitratreinträge aus der Landwirtschaft

¹ Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung , Wiesenstraße 3-5, 6300 Gießen

Grundlage der Arbeiten war eine detaillierte Standortaufnahme durch Bodenkartierung unterstützt durch eine flächenhafte Bewertung der Pflanzenbestände (Bestandesbonitur). Aus den so ermittelten Daten wurde die potentielle Nitrataustragsgefährdung auf der Basis der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum abgeschätzt (PETER et. al., 1990). Diese wurde in fünf Stufen klassifiziert (WEINZIERL & ZWÖLFER, 1987) und flächenhaft in einer Karte im Maßstab 1:5.000 dargestellt. Neben der Standortaufnahme erfolgte eine Landnutzungsanalyse mit Hilfe einer Schlagkartei. Die so erfaßten Angaben der Landwirte zu den einzelnen Parzellen fanden Eingang in eine vereinfachte Stickstoffbilanzierung, deren Bilanzsalden wichtige Problem-schwerpunkte erkennen ließen und eine der Grundlagen für die Beratung der Landwirte bildeten.

Das eigentliche Sanierungskonzept (HARRACH & PETER, 1990) beinhaltet standortangepaßte Nutzungsvorschläge bzw. -auflagen für die einzelnen Klassen der potentiellen Nitrataustragsgefährdung. Die Bezugnahme auf die Bodenverhältnisse förderte die Akzeptanz der Landwirte bei der Umsetzung der Konzeption, da die Basis ihrer Bewirtschaftungseinschränkungen für sie in den meisten Fällen nachvollziehbar war.

Die Umsetzung des Sanierungskonzeptes, die im Winter 1990/91 begonnen wurde, basiert - wie schon die Erstellung des Konzeptes - auf einer engen Zusammenarbeit zwischen Landwirten, dem Wasserversorgungsunternehmen, der Landwirtschaftsverwaltung und dem Institut für Bodenkunde Gießen, die sich in einem eigens gegründeten Arbeitskreis treffen. Dieser Arbeitskreis soll die Abstimmung der Maßnahmen von Landwirten und Wasserwerk verbessern, Probleme, die bei der praktischen Umsetzung der Nutzungsvorschriften entstehen, lösen helfen, als Multiplikator zur Information aller Landwirte über aktuelle Belange dienen und die allgemeine Akzeptanz fördern. Als weitere Unterstützung für die Einführung einer standortgerechten Landbewirtschaftung finanziert das Wasserversorgungsunternehmen eine private landwirtschaftliche Beratung. Hierdurch erhalten die Landwirte eine Unterstützung bei der angepaßten Bewirtschaftung in Einzel- und Gruppenberatung, durch Erstellung von Anbaubeispielen und der Durchführung von Informativ-abenden zu aktuellen Themenbereichen.

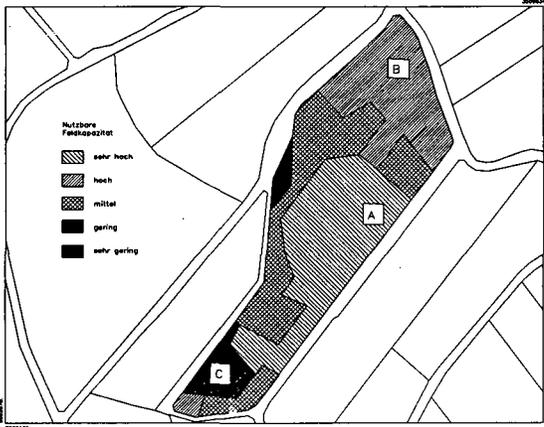


Abb. 2: Karte der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum für eine Beispielparzelle

Diese Art der Umsetzung legt die Basis für eine vertrauensvolle Zusammenarbeit aller Beteiligten und verbessert so die Effizienz der Maßnahmen wirkungsvoller, als dies durch die vorhandenen Kontrollmaßnahmen möglich wäre.

Untersuchungsergebnisse

Als Pilotprojekt des Hessischen Umweltministeriums wird die Umsetzung des Sanierungskonzeptes in Bad Wildungen durch intensive bodenkundliche und pflanzenbauliche Untersuchungen begleitet. Diese haben die Aufgabe, die

Wirkungen der differenzierten Nutzungseinschränkungen zu überprüfen und gleichzeitig eine größere Datengrundlage für die begleitende Beratung zu schaffen. Einige der hierbei gewonnen Ergebnisse sollen im folgenden anhand einer Beispielfläche vorgestellt werden.

Auf einer Ackerparzelle (3,8 ha), deren Karte der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum Abb. 2 zeigt, wurden drei Untersuchungsstandorte angelegt. Die Standorte unterscheiden sich deutlich in ihrem Wasserspeichervermögen innerhalb des Wurzelraumes. Die Untersuchungsfläche A weist eine nFK im Wurzelraum von 210 mm, die Fläche B eine nFK von 160 mm und die Fläche C eine nFK von 30 mm auf. Die gesamte Ackerfläche wird von einem Landwirt einheitlich bewirtschaftet und war 1992 mit Winterweizen bestellt. Die Abb. 3 zeigt, daß bei gleicher Pflanzenart (Winterweizen) und -sorte (Apollo) sowie gleicher Düngungshöhe auf den drei Untersuchungsstandorten deutliche Ertragsunterschiede und somit auch Unterschiede in den Stickstoffentzügen auftraten. Dies weist auf die besondere Problematik der flachergründigen Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit hin. Hier entsteht durch geringeren Stickstoffentzug bei gleicher Stickstoffzufuhr ein höherer N-Überschuß, der sehr leicht ausgewaschen werden kann. Die hohe potentielle Nitrataustragsgefährdung des Standortes ergibt sich somit einerseits aus der niedrigeren Wasserspeicherfähigkeit im Wurzelraum und den daraus resultierenden hohen Sickerwasserspends, andererseits aber auch aus den hohen Stickstoffüberschüssen aufgrund der geringeren Erträge bei gleichbleibend hoher Stickstoffzufuhr. Wie das Beispiel zeigt, lassen sich diese beiden Faktoren der Nitrataustragsgefährdung durch die nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum erfassen und bewerten.

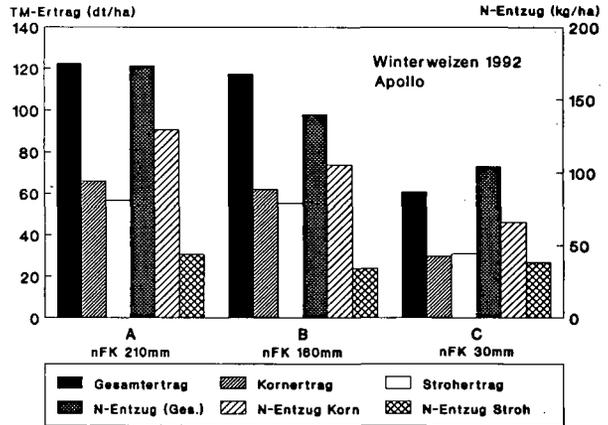


Abb. 3: Winterweizenerträge und Stickstoffentzüge 1992 auf den Standorten A, B und C

Für eine größere Anzahl von Weizen- und Gerstenflächen (n=44) zeigt Abb. 4 einen ähnlichen Zusammenhang. Neben der Regressionsgeraden des Stickstoffentzuges ist als Punkt das jeweilige Stickstoffangebot (Nmin-Gehalt des Bodens vor Vegetationsbeginn plus Stickstoffdüngung) auf den Untersuchungsstandorten eingetragen. Auch hier zeigt sich die oft weit über dem Stickstoffentzug liegende N-Versorgung auf Flächen mit geringerer nutzbarer Feldkapazität, was die Gefahr einer Nitratauswaschung sehr stark erhöht. Aus dem Blickwinkel der Bilanzierung betrachtet, stellt die Gerade des Stickstoffentzuges bei Nichtberücksichtigung der bodenbürtigen Stickstoffnachlieferung, die Grenzlinie eines ausgeglichenen Bilanzsaldos dar. Liegt die Stickstoffzufuhr auf dem jeweiligen Standort über dieser Grenze ergibt sich ein Saldoüberschuß, der auswaschungsgefährdet ist, liegt die N-Zufuhr unter dieser Linie, so ist der Bilanzsaldo negativ - der Pflanzenertrag kommt unter Ausnutzung des bodenbürtigen Stickstoff zustande, ein Stickstoffüberschuß ist nicht vorhanden.

Schlußfolgerungen

- Die nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum erfäßt als komplexe Bodenkenngröße sowohl dessen Wasserhaushalt als auch dessen Güte als Pflanzenstandort. Dies macht sie zu einer geeigneten Größe zur Abschätzung der potentiellen Nitrataustragsgefährdung.
- Die höchste Grundwassergefährdung geht von den flachergründigen Standorten mit geringer Wasserspeicherfähigkeit und somit hoher Nitrataustragsgefährdung aus. Hier werden bei gleicher Düngung die geringeren Stickstoffzüge erzielt, was zu höheren Nitratausträgen aus dem Wurzelraum führt.
- Eine standortgerechte und pflanzenbaulich sinnvolle Stickstoffdüngung muß sich an der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum (Ertragspotential des Standortes) orientieren, um eine weitgehende Verwertung des Stickstoffangebotes durch den Pflanzenbestand zu gewährleisten.

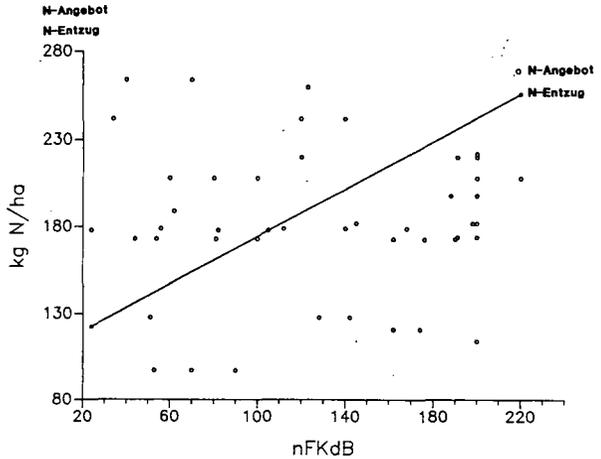


Abb. 4: Stickstoffentzug (durchgezogene Linie) von Getreide und N-Angebot (°) als Funktion der nFK im Wurzelraum

Literatur

- Harrach, T. & Peter, M. (1990): Konzept zur Minderung der Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet des "Großen Brunnen", Bad Wildungen. Bericht an die Stadt Bad Wildungen, unveröffentlicht.
- Peter, M., U. Steinrücken, T. Harrach & Th. Vorderbrügge (1991): Flächenhafte Erfassung von Boden- und Bewirtschaftungsdaten in einem Trinkwasserschutzgebiet als Grundlage für die Reduzierung der Nitratbelastung. VDLUFA-Schriftenreihe 32, Kongreßband 1990, 223-228.
- Weinzierl, W. & Zwölfer, F. (1987): Flächenhafte Bewertung der potentiellen Gefahr der Nitratauswaschung und landbauliche Konsequenzen für Wasserschutzgebiete. Mitteilung. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 317-322.

Abschätzung der realen Stoffausträge in landwirtschaftlich genutzten Flußpoldern mittels gebietshydrologischer Analysen

von

Quast, J., L. Müller und R. Dannowski⁺)

Problemstellung

An den Mittel- und Unterläufen der Oder und der Elbe gibt es große ackerbaulich genutzte Polder. Der bedeutendste Oderpolder ist das um 1750 vollständig eingedeichte und anschließend kolonisierte Oderbruch mit fast 60 000 ha LF. Die südlich Frankfurt (O.) gelegene Ziltendorfer Niederung umfaßt mehr als 20 000 ha und die daran anschließende Neuzeller Niederung etwa 10 000 ha. Diese drei Oderpolder machen 6 % der gesamten LF des Landes Brandenburg aus und liefern mit ihren guten Böden mehr als 10 % der Erträge.

An der Elbe haben insbesondere die Elbwische (45 000 ha), die weiter unterhalb bei Lenzen und Boizenburg gelegenen Polder, aber auch die Polder am Mittellauf bei Wittenberg und Torgau einen hohen Stellenwert in der Agrarproduktion der jeweiligen Regionen.

Gecomorphologisch sind alle diese Polder durch fluviatile bindige Ablagerungen (0,5...3,0 m) über sandig/kiessigen Grundwasserleitern ($M = 10...40$ m) gekennzeichnet. Örtlich gibt es Sanddurchtragungen ohne Auendeckschicht. Die Grundwasserflurabstände betragen 1,0...3,0 m. Bei Hochwasser der Flüsse kommt es zur Ausbildung von Drängewasserströmungen entsprechend Abbildung 1.

Über die Auswirkungen der Landnutzung der Polder auf das Grundwasser, die Vorfluter und ggf. Wasserfangsanlagen gibt es sich erheblich widersprechende Auffassungen. Die bodenhydrologischen Parameter der bindigen Auensedimente lassen eher geringe Stoffausträge erwarten (vergl. GÄTH et al. 1992). Kritiker intensiver Ackernutzung auf den grundwassernahen Polderböden unterstellen dagegen potentiell hohe Grundwassergefährdung wegen der geringen Grundwasserflurabstände. Bezogen auf den hohen Flächenanteil ist es deshalb von erheblicher agrarpolitischer Bedeutung, wie das reale Gefährdungspotential der Landnutzung auf diesen Standorten einzuschätzen ist.

Untersuchungsmethodik im Beispiegebiet Oderbruch

Das Oderbruch (Abb. 2 bis 6) liegt im Ergebnis der Einpolderung und der damit verbundenen Verlegung der Oder an den östlichen Rand der Aue tiefer als das Mittelwasser der Oder. Das regionale Grundwasserregime wird deshalb durch einen ständigen Zustrom von Drängewasser aus der Oder geprägt. Im Westen wird das Oderbruch von der etwa 40 m höher liegenden Lebuser Platte und der Hochfläche des Barnim begrenzt. Der Wasserhaushalt des Oderbruches wird entlang der gesamten Randkonturen durch Zuflüsse gespeist. Der gesamte Abfluß erfolgt über die Alte Oder bei Bad Freienwalde.

In Verbindung mit der Vorbereitung kulturtechnischer Maßnahmen (Rekonstruktion des Grabennetzes, Flurneuordnung) sind seit 1970 intensive hydrologische Untersuchungen zum Oderbruch durchgeführt worden. Dazu gehörten die Installation von 250 Grundwasserbeobachtungsrohren, vier Großpumpversuche, Stichtagmessungen der Abflüsse im Grabennetz an mehr als 50 Meßprofilen sowie Arbeiten mit einem regionalspezifischen elektroanalogen Netzwerkmodell (unregelmäßige Dreiecksdiskretisierung, QUAST u. MÜLLER 1973, Abb. 5). Das Modell wurde für die Stichtagmessungen kalibriert.

In der Kombination von Feldmessungen und Modellsimulationen wurden die entlang der Oder einströmenden Drängewassermengen und ihr Austritt in einzelnen Grabenabschnitten des Binnenvorflutsystems für alle in Frage kommenden Oderwasserstände ermittelt. Ferner wurden die ober- und unterirdischen Fremdzuflüsse von den Hochflächen ermittelt. Für alle Belastungsfälle wurden Hydroisohypsenpläne erstellt, aus denen u. a. auch eine klare Abgrenzung des Einflußbereiches der unterirdischen Hangzuzflüsse erkennbar ist (Abb. 6). Durch die Vielzahl einander kontrollfähiger Meß- und Modellergebnisse wurde eine hohe Sicherheit bei den gebietshydrologischen Aussagen erreicht, die bei nachfolgenden Kontrollmessungen immer wieder bestätigt wurden.

⁺) Institut für Hydrologie, ZALF e. V., Wilhelm-Pieck-Straße 72, O-1278 Müncheberg

Wassergüteproben werden regelmäßig am Abflußpegel Schiffmühle für den Gesamtabfluß sowie in einzelnen Grabenprofilen und in Grundwasserbeobachtungsrohren gezogen.

Die Ermittlung der Nährstoffüberschüsse aus der Primärproduktion sowie die bodenhydrologische Bewertung hinsichtlich Versickerung/Grundwasserneubildung, Austauschhäufigkeit und potentiellm Verlagerungsrisiko erfolgten analog dem Vorgehen bei MÜLLER et al. 1992.

Ergebnisse

Bei einem kalkulierten N-Überschuß aus der Primärproduktion von ca. $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich für eine LF von 60 000 ha ein potentieller N-Überschuß von 4200 t a^{-1} für das Oderbruch.

Die bodenhydrologische Abschätzung des Verlagerungsrisikos erbringt bei einer Versickerung von $50 \dots 70 \text{ mm a}^{-1}$, einer Verlagerungstiefe von $1,5 \dots 3,0 \text{ dm a}^{-1}$ sowie einer Austauschhäufigkeit von $15 \dots 30 \%$ das Urteil: Verlagerungsrisiko sehr gering.

Die maximalen gemessenen N-Konzentrationen im Grabenwasser lagen bei $0,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ und $0,9 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$, im Hauptvorfluter am Pegel Schiffmühle betragen diese Werte $0,25 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ und $0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$. Im oberflächennahen Grundwasser wurden bei ähnlich niedrigen Werten für $\text{NO}_3\text{-N}$ max. $5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ gemessen.

Am Pegel Schiffmühle ergeben sich relativ konstante mittlere Gesamtabflüsse aus dem Oderbruch von $Q = 9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, davon sind $Q_D = 4 \dots 6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ Drängewasser. Bei höchsten Oderwasserständen steigen die Drängewasserabflüsse kurzzeitig für 2...3 Wochen auf $Q_D = 10 \dots 12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ an. Bei einem Gesamtabfluß $A = 470 \text{ mm a}^{-1}$ beträgt der Anteil aus dem Niederschlagsdargebot des Oderbruchs bei einer Versickerungssumme $AS = 50 \text{ mm a}^{-1}$ etwa 10% (Tabelle).

Wenn man die gemessenen Werte für Stickstoff am Pegel Schiffmühle auf $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ aufrundet, so erhält man bei einem mittleren Abfluß $Q = 9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ eine Jahresfracht von $142 \text{ t a}^{-1} \text{ N}$. Dieser Wert entspricht etwa $3,5 \%$ des potentiellen Gesamtüberschusses aus der Primärproduktion, enthält dabei aber auch alle anderen N-Einträge im Gesamteinzugsgebiet.

Zum Abbauverhalten auf den Fließstrecken im Grundwasser und im Grabensystem liegen keine Ergebnisse vor. Es kann aus den geohydrologischen Untersuchungen aber als sicher unterstellt werden, daß sich einsinkernde Stoffe im Hauptgrundwasserleiter in sehr oberflächennahen Strombahnen bewegen und bei der gegebenen Struktur des Grabensystems spätestens nach 4 bis 5 Jahren in Gräben ausströmen. Das aus der Oder einströmende Drängewasser hat dagegen in tieferen Schichten Fließzeiten von 20...40 Jahren bis zum Austritt in die westlichen Vorfluter des Oderbruchs.

Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen bestätigen, daß bindige Auenböden auf Grund ihrer bodenhydrologischen Eigenschaften ein sehr geringes Austragsrisiko für Nährstoffe in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer haben. Mit Austragsraten von weniger als 5% des potentiellen N-Überschusses, die für ähnliche Böden auch von anderen Autoren ermittelt wurden (EULENSTEIN 1992), kann man die ackerbauliche Nutzung solcher Standorte im Hinblick auf eine mögliche Gewässerbelastung als unbedenklich einstufen. Die im Oderbruch gewonnenen Ergebnisse lassen sich trotz der spezifischen geohydrologischen Situation auch auf andere Flußpolder an der Oder und der Elbe übertragen, da die Grundwasserstände fast immer unter Unterkante Deckschicht lagen.

Literatur

- Eulenstein, F. (1992): Bodengebundene Parameter zur Beurteilung der Nitrat-Abbauraten durch Denitrifikation. In: Mitteil. d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, vorliegender Band.
- Gäth, S., F. Eulenstein und B. Wohlrab (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Konzept des DBG-AK Bodennutzung in Wasserschutzgebieten, Gießen, Juni 1992.
- Müller, L., R. Dannowski, U. Schindler und J. Quast (1992): Bodenhydrologische Bewertung von Agrarflächen in einem Beispielgebiet Ostbrandenburgs. In: Mitteil. d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, vorliegender Band.
- Quast, J. und G. Müller (1973): Untersuchung der regionalen Grundwasserströmung im Oderbruch. In: Wasserwirtschaft/Wassertechnik 23, H. 7.

Tabelle: Wasserhaushaltsgrößen zum Beispielsgebiet Oderbruch

Niederschlag	N	472 mm·a ⁻¹
Verdunstung	AET	420 mm·a ⁻¹
Versickerung	AS	ca. 50 mm·a ⁻¹
Oberflächenabfluß	AO	0
Fremdzufüsse		420 mm·a ⁻¹
davon Oderdrängewasser	Q _D	300 mm·a ⁻¹
westl. Hochfläche		120 mm·a ⁻¹
Abfluß	A	ca. 470 mm·a ⁻¹

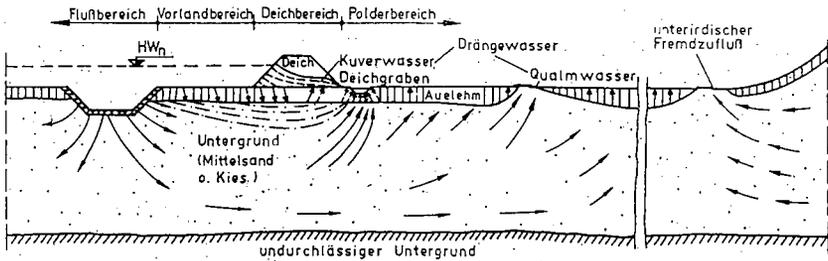


Abb. 1: Schema der unterirdischen Zuflüsse zu einem Flußpolder

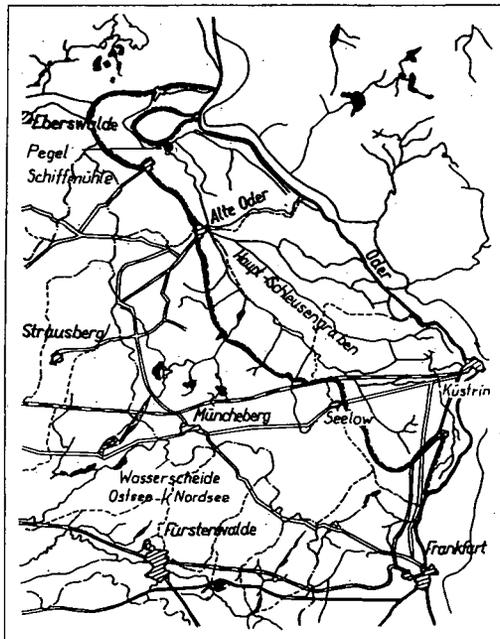
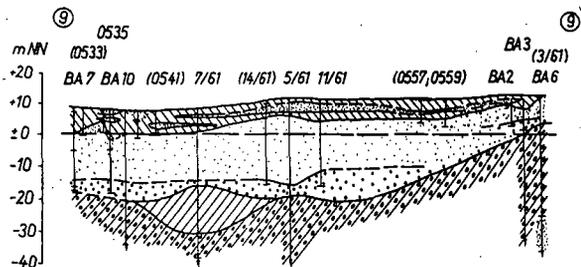
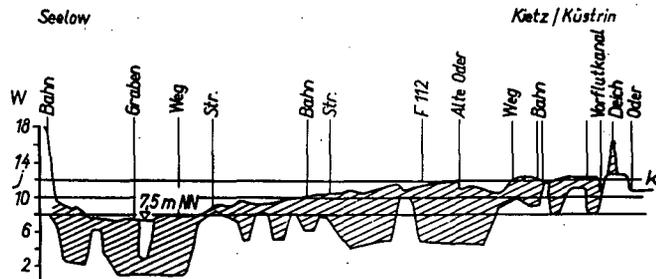


Abb. 2: Übersichtskarte zum Beispielsgebiet Oderbruch



100-fach überhöht

Abb. 3: Hydrogeologischer Schnitt durch das Oderbruch



250-fach überhöht

Abb. 4: Geländereief und Auendeckschicht zu Abb. 3

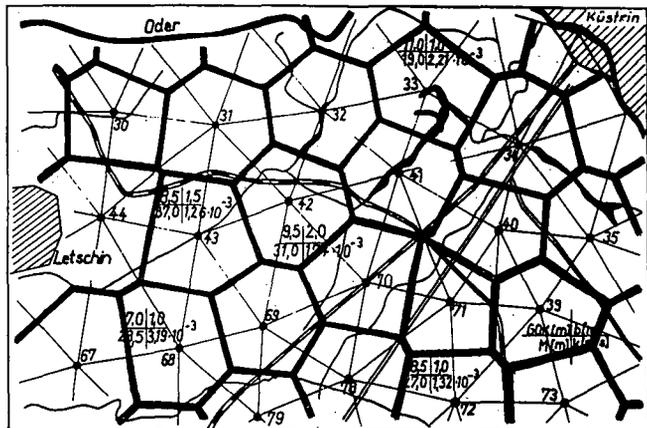


Abb. 5: Modelldiskretisierung (mit Polygonflächen repräsentativer Parameter)

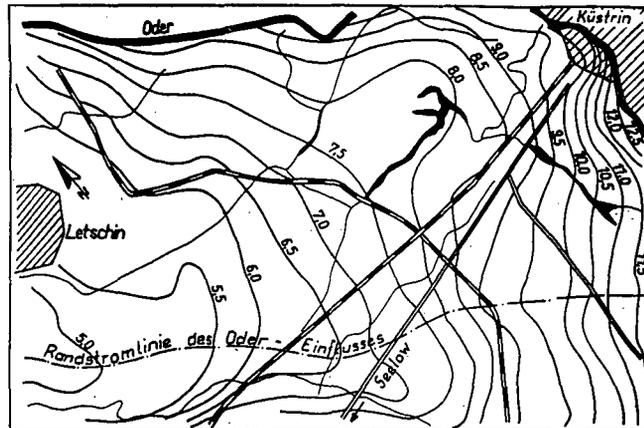


Abb. 6: Ausschnitt aus einem regionalen Hydroisohypsenplan (mit Randstromlinie des Odereinflusses)

Grundwasserschutz durch Kooperation zwischen
Landwirtschaft und Wasserwerk

von

Rau, W. und R. Anlauf

Einleitung

Der Wasserbedarf für 750.000 Menschen im Großraum Hannover wird zu etwa 80% aus dem Wassergewinnungsgebiet "Fuhrberger Feld" gedeckt. Trotz z.T. jahrzehntelanger Verfahrensdauer ist dieses Gebiet kein rechtsgültiges Wasserschutzgebiet. Die Nitratgehalte in den Brunnen sind niedrig (bei 3 mg/l), es gibt allerdings bereits jetzt Bereiche im Fuhrberger Feld mit sehr viel höheren Werten; Pflanzenschutzmittel wurden in den Brunnen bis jetzt noch nicht gefunden. In dem Wassergewinnungsgebiet wird auf beträchtlichen Flächenanteilen intensive Landwirtschaft betrieben. Diese Landwirtschaft hat Auswirkungen auf die Trinkwasserqualität:

Nitrat: Aus den intensiv genutzten Ackerflächen fließen mit dem Sickerwasser im Mittel ca. 130 mg/l Nitrat zum Grundwasser. Dieses Nitrat wird jedoch im Grundwasserleiter denitrifiziert. Dabei entsteht Sulfat und Eisen. Diese Stoffe verteuern die Wasseraufbereitung erheblich. Gleichzeitig wird das Denitrifikationspotential aufgebraucht mit der Gefahr eines Nitratdurchbruchs in der Zukunft.

Pflanzenschutzmittel: Durch die intensiv betriebene Landwirtschaft werden im Fuhrberger Feld erhebliche Mengen an Pflanzenschutzmitteln ausgebracht, auch solche mit "W-Auflage" (Anwendungsverbot in Wasserschutzgebieten). Eine Entfernung von Pflanzenschutzmitteln, die in das Grundwasser gelangen, ist aufwendig und sehr teuer, bei einigen Substanzen ist eine Entfernung nicht möglich.

Kurzbeschreibung des Fuhrberger Feldes:

Größe des Einzugsgebietes	ca. 30.000 ha
davon ldw. Nutzfläche (LN)	ca. 12.000 ha
Anzahl ldw. Betriebe	ca. 250
Viehbesatz ⁷⁾	ca. 0.8 DE/ha = 64 kg N/ha
Betriebsform	überwiegend Gemischtbetriebe
Bodenart	überwiegend Mittelsand, Feinsand
geförderte Wassermenge pro Jahr	ca. 40 Mio m ³

⁷⁾ mit einer erheblichen Konzentration auf einzelne Betriebe

Stadtwerke Hannover AG, Postfach 5747, 3000 Hannover 1

Kooperationmodell Landwirtschaft - Stadtwerke Hannover AG

Staatliche Maßnahmen zur Qualitätssicherung haben bislang keinen Erfolg gezeigt. Die Stadtwerke haben deshalb bereits in der Vergangenheit fast 2000 ha Fläche in den Wassergewinnungsgebieten, überwiegend im Bereich der beantragten Schutzzonen II aufgekauft. Diese Flächen werden entweder in Eigenregie forstlich - bewirtschaftet oder mit grundwasserschutzorientierten Bewirtschaftungsauflagen an Landwirte verpachtet. Langfristig kann der Konflikt zwischen der Landwirtschaft (intensive Produktion mit möglichen Auswirkungen auf die Grundwasserqualität) und Wasserwirtschaft (Verantwortung für die Trinkwasserqualität) jedoch nur gemeinsam gelöst werden.

Deshalb wurde im Jahr 1990 die "Arbeitsgemeinschaft Grundwasserschonende Landwirtschaft im Fuhrberger Feld - AGF", ein Zusammenschluß von Landwirten und Mitarbeitern der Stadtwerke Hannover AG, gegründet. Im Rahmen dieser Kooperation werden seitdem grundwasserschonende Bewirtschaftungsmethoden erarbeitet. Ziel ist die Entwicklung von Anbauverfahren für eine flächendeckende Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion, die einerseits die bäuerlichen Familienbetriebe in den Wassergewinnungsgebieten erhalten und andererseits die Belastung des Grundwassers durch Dünge- und Pflanzenschutzmittel minimieren sollen.

Im Folgenden sollen einige Beispiele dieser Zusammenarbeit vorgestellt werden.

Reduzierung der Stickstoffdüngung

Erarbeitung eines Leitfadens für eine pflanzenbedarfsgerechte Stickstoffdüngung: Nitratverluste durch unsachgemäße Stickstoffdüngung bedeuten für den Wasserversorger eine Gefährdung der Trinkwasserqualität; für den Landwirt direkte finanzielle Verluste. Deshalb wurde von der Arbeitsgemeinschaft grundwasserschonende Landwirtschaft im Fuhrberger Feld (AGF) ein Leitfaden zur pflanzenbedarfsgerechten N-Düngung entwickelt. Mit Hilfe dieses Leitfadens kann der Landwirt die N-Nachlieferung organischer N-Quellen (Erntereste, Wirtschaftsdünger, Boden) besser abschätzen. Durch Anwendung des Leitfadens läßt sich eine sachgerechte Düngermenge errechnen.

Bodenuntersuchungen und Stengelsaftanalysen - Wertvolle Entscheidungshilfen für eine pflanzenbedarfsgerechte Stickstoffdüngung: Von den Stadtwerken werden N_{\min} -Analysen im Frühjahr finanziert. Die Probenahme erfolgt durch den Landwirt. Ziel ist die Optimierung der Düngungsplanung. Außerdem werden zur Überprüfung der vorhergehenden N-Düngung Bodenproben im Herbst nach der Ernte untersucht und die Ergebnisse mit den Landwirten ausgewertet und diskutiert.

Während der Vegetationsperiode wird mit Hilfe von Stengelsaftanalysen die aktuelle Stickstoffversorgungslage von Kartoffel- und Maisbeständen festgestellt, um somit die Düngung besser steuern zu können.

Gülle: kein Abfallprodukt, sondern ein wertvoller Dünger: Mit moderner Technik kann Gülle gezielt und genau dosiert an die Pflanzenwurzeln ausgebracht werden. Bei zusätzlicher Beachtung des richtigen Ausbringungszeitpunktes und des Pflanzenbedarfs kann eine Belastung des Trinkwassers vermieden werden. Die Stadtwerke Hannover haben deshalb ein modernes Gülleverteilergerät (Güllefaß mit Schleppschlauchgestänge) ausgeliehen und stellen es gegen eine geringe Kostenbeteiligung den Landwirten der AGF zur Verfügung.

Außerdem wurden von den Stadtwerken Meßgeräte zur Schnellbestimmung des Ammoniumgehaltes in der Gülle angeschafft. Die Anwendung dieses Gerätes ermöglicht eine sachgerechte Berücksichtigung des Gülle-Stickstoffs in der Düngungsplanung. Diese Geräte können von den Landwirten ausgeliehen werden.

Ganzjährige Begrünung - Vermeidung der Auswaschungsgefahr von Stickstoff: Von der AGF wird empfohlen wenn möglich nach jeder Hauptkultur die Einsaat einer schnellwachsenden Zwischenfrucht (z.B. Ölrettich, Senf, Raps) vorzunehmen. Der in der Grünmasse der Zwischenfrucht gespeicherte Stickstoff wird vor der winterlichen Auswaschung bewahrt und steht - nach Einarbeitung und Mineralisation - den Folgekulturen wieder zur Verfügung. Somit ist dem Trinkwasserschutz und dem Landwirt gedient. Für entsprechende Demonstrationsversuche stellen die Stadtwerke Saatgut zur Verfügung, während die Landwirte ihre Maschinen und Arbeitskraft einbringen.

Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes

Im Fuhrberger Feld werden Anstrengungen unternommen, die "GUTE FACHLICHE PRAXIS" in die Tat umzusetzen und den Pflanzenschutzmitteleinsatz zu minimieren. Dazu wird den Landwirten in Demonstrationsversuchen vorgeführt, in welcher Art und Weise umwelt- und grundwasserschonende Pflanzenschutzverfahren durchgeführt werden können. Neben Empfehlungen über Art und Aufwandmenge handelt es sich dabei insbesondere um Verfahren der mechanischen Unkrautbekämpfung.

Mechanische Unkrautbekämpfung: Im Getreide ist es oft möglich, die Zahl der Unkräuter mit Hilfe spezieller Unkrautstriegel auf eine für den Ertrag der Kulturpflanze unbedenkliche Anzahl zu reduzieren. Durch den Striegeleinsatz werden Unkräuter vergraben und herausgerissen. Vor dem Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel ist generell zu prüfen, ob die tolerierbare Anzahl an Unkräutern überschritten ist. Dies kann mit Hilfe eines Schätzrahmens geschehen.

In der konkurrenzkräftigen Kultur Raps können unterstützende Maßnahmen wie Durchführung einer ausreichenden Stoppelbearbeitung und Einhaltung eines optimalen Aussaattermins dazu führen, daß Bekämpfungsmaßnahmen unnötig werden. Bei hohem Unkrautdruck ist der Einsatz einer Maschinenhacke möglich.

Kartoffeln und Mais sind Früchte mit einem weitem Abstand zwischen den Reihen. Deshalb lassen sich Unkräuter sehr gut mechanisch beseitigen: in Kartoffeln durch Kombination von Striegel- und Häufelgängen; im Mais durch Einsatz verschiedener Geräte wie Striegel, Rollhacke und rotierende Bürste.

Fazit: Dem Landwirt stehen heute eine Reihe erprobter "nichtchemischer" Pflanzenschutzverfahren zur Verfügung, um Unkräuter zu beseitigen. Diese müssen insbesondere in Wassergewinnungsgebieten vermehrt genutzt werden.

In der Regel sind diese Verfahren allerdings mit einem zeitlichen Mehraufwand und somit mit höheren Kosten verbunden.

Vermarktung

Eine Akzeptanz neuer extensiver Bewirtschaftungsformen durch die Landwirte kann nur bei einer gleichzeitigen Sicherung der Betriebseinkommen erreicht werden. Dafür müssen längerfristig andere Vermarktungswege mit dem Ziel höherer Erzeugerpreise erschlossen werden. Eine Möglichkeit dazu ist die Bildung von Erzeugergemeinschaften zur Vermarktung grundwasserschonend angebauter Produkte mit einem bestimmten Markenzeichen. Im Programm "Qualitätskartoffeln aus dem Fuhrberger Feld" - initiiert durch die Stadtwerke und die Marketinggesellschaft für niedersächsische Agrarprodukte - arbeiten Erzeuger (Landwirt), Verarbeiter (Schälbetrieb) und Verbraucher (Großkantinen) zusammen, um dieses Ziel zu erreichen. Nach einem Testmonat in der Mensa der Universität Hannover im Herbst 1991 werden diese grundwasserschonend angebauten Kartoffeln im Jahre 1992 über mehrere Großküchen im Raum Hannover abgesetzt. Der höhere Erzeugerpreis macht diese Programm für die Landwirte trotz erhöhtem Aufwand sehr attraktiv.

Öffentlichkeitsarbeit

Um diese Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fuhrberger Feld regional und überregional bekannt zu machen, kommt es regelmäßig zu Veröffentlichungen in Tageszeitungen und landwirtschaftlichen Fachblättern.

Bei Feldbesichtigungen und Maschinenvorfürungen bzw. durch regelmäßige Vorträge im Winterhalbjahr werden grundwasserschonende Techniken vorgestellt.

Rundschreiben

Zur Information der Landwirte werden mehrmals im Jahr von den Stadtwerken Rundschreiben verschickt. In diesen Schreiben werden z.B. aktuelle Themen der Düngung und des Pflanzenschutzes, Erfahrungsberichte zu den gemeinsam durchgeführten Feldversuchen und Stellungnahmen zu Ergebnissen der Boden- und Pflanzenuntersuchungen.

Qualitative und quantitative Aspekte zur Nitratverlagerung

VON

RENGER, M. und G. WESSOLEK*)

Aus wasserwirtschaftlicher Sicht sind hohe Grundwasserneubildungsraten interessant. Sie erlauben Grundwasserentnahmen ohne größere Grundwasserabsenkungen befürchten zu müssen.

Hohe Versickerungsraten bedeuten aber auch eine hohe NO_3 -Verlagerungsgefahr. Dieser Konflikt läßt sich durch folgende Gleichungen verdeutlichen:

$$(1) \quad \begin{array}{l} \text{N-Verlagerung} \\ \text{kg N/ha} \cdot \text{a} \end{array} = \frac{\text{mittlere } \text{NO}_3\text{-N-Konz. (mg/l)} \times \text{Tiefen-} \\ \text{versickerung (l/m}^2 \cdot \text{a)}}{100}$$

$$(2) \quad \begin{array}{l} \text{Verlagerungstiefe} \\ \text{dm/a} \end{array} = \frac{\text{Tiefenversickerung mm/a}}{\text{FK mm/dm}}$$

Sowohl die N-Verlagerung wie auch Verlagerungstiefe von Wasser und der darin gelösten Stoffe (z.B. NO_3) wird ganz entscheidend von der Tiefenversickerungsrate beeinflußt, wenn man davon ausgeht, daß die Verlagerung in erster Linie durch Massenfluß erfolgt.

Tiefenversickerung und Verlagerungstiefe

Die Tiefenversickerung für Standorte in ebener Lage läßt sich aus

- der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge des effektiven Wurzelraumes (nutzbare Feldkapazität n_{FK} + kapillarer Aufstieg)
- den Niederschlägen und
- der potentiellen Evapotranspiration (z.B. n. HAUDE)

ermitteln. In Abb. 1 ist ein Nomogramm für die Ermittlung der Tiefenversickerung und die Verlagerungstiefe für NO_3 für Standorte in ebener Lage dargestellt. Für die Ermittlung der Verlagerungstiefe muß außer den bereits genannten Standortseigenschaften die Höhe der Feldkapazität FK berücksichtigt werden. Als Problemstandorte sind die anzusehen, bei denen die Verlagerungstiefe größer ist als der ebenfalls in Abb. 1 eingezeichnete effektive Wurzelraumbereich. Die Schwankungsbreite des effektiven Wurzelraumes ist innerhalb einer Bodenart vor allem durch unterschiedliche effektive Lagerungsdichten bedingt. Bei Hangstandorten ist die Tiefenversickerung zusätzlich von der Exposition, der Position am Hang und der Hangneigung abhängig (s. Tab.1 u. Abb.2).

Nitratkonzentration in Abhängigkeit von Standorteigenschaften, Nutzung und Düngung

Zu den wichtigen Einflußgrößen auf die Nitratverluste aus dem Wurzelraum zählen (s.a. STREBEL et al., 1986)

beim Klima: Niederschlagsmenge und -verteilung^{1,2}
 Beregnung (Steuerung, Höhe der Einzelgabe)^{1,2}
 klimatischer Verdunstungsanspruch

* Institut für Ökologie - FG Bodenkunde - der Technischen Universität Berlin
 Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

- beim Boden: Lage im Gelände (Relief)¹
 nutzbare Feldkapazität¹, Feldkapazität² (Bodenart)
 N-Vorrat², N-Umsetzungsvermögen/Nachlieferung²
 Grundwasserflurabstand¹
- bei der Nutzung bzw. dem Pflanzenbestand:
 Pflanzenart (Bedeckungsgrad, Wurzelraumtiefe)^{1,2}
 N-Aufnahme, Wasseraufnahme^{1,2}
 Dauer und Jahreszeit der Bodenbedeckung^{1,2}
 Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung²
- bei der N-Zufuhr durch Düngung:
 Düngerart²
 Düngermenge und -aufteilung²
 Düngezeitpunkt²

¹ Einfluß auf Grundwasserneubildung

² Einfluß auf Konzentration des Sickerwassers

Bei den Einflußgrößen kann man eine Zweiteilung vornehmen. Entweder wird die Grundwasserneubildung oder die N-Dynamik und damit die NO₃-Konzentration beeinflusst. In vielen Fällen ist jedoch eine scharfe Trennung nicht möglich.

Abb. 2 zeigt, daß die NO₃-Konzentration und N-Verlagerung bei Sandböden mit steigender N-Düngung zunimmt. Die starke Streuung weist darauf hin, daß neben N-Düngermenge noch andere Faktoren (z.B. Termine, Aufteilung und Höhe der N-Verteilung, N-Umsetzung, Niederschlagsverteilung) eine wichtige Rolle spielen. Auch bei sehr niedrigem N-Düngungsniveau liegt bei Sandböden die NO₃-Konzentration im Sickerwasser oberhalb 50 mg/l. Durch Zwischenfruchtanbau wird die NO₃-Konzentration um mehr als 50 % gesenkt. Besonders hohe NO₃-Konzentrationen treten beim Spargel- und intensiven Gemüseanbau auf.

Faßt man die wichtigsten Ergebnisse der Literatur (STREBEL et al. 1986 und eigene unveröff. Daten) zusammen, so ergeben sich für die standort- und nutzungs-spezifische Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone folgende Daten:

Standort	Nutzung (Fruchtfolge, N-Düngung)	mittlere Nitratkonz. mg/l
Sandboden	Acker (Getreide-Zu-Rüben/Kartoffeln, ≈120 kg N/ha · a)	≈ 100-130
	Acker (Getreide-Wi-Zw.Frucht-ZuRüben/Kartoffeln, ≈120 kg N/ha · a)	≈ 60-70
	Mähwiese (≈ 250 kg N/ha · a)	≈ 15-30
	Intensivere Weide (≈250 kg N/ha · a, 2 RGVE/ha, ≈180 Weidetage)	≈ 60-90
	Intensiver Feldgemüsebau (> 250 kg N/ha · a)	> 200
	Spargel, Baumschule	> 300
	Nadelbaum-Bestand	< 10
	Schwarzerlen-Bestand	≈ 40
Lößböden	Acker (Getreide-Zuckerrüben ≈150 kg N/ha · a)	≈ 30-60

Literatur

- STREBEL, O., W.H.M. DUYNISVELD und J. BÖTTCHER (1986): Vertikaler Stofftransport im Boden und Stoffverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser. Kali-Briefe 18, (2) 93-105.
- WESSOLEK, G., R. KÖNIG, M. RENGER (1992): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. BMFT-Forschungsbericht, Projekt Nr. 0374343.

Tab. 1: Einfluß der Exposition und Hangposition auf die Tiefenversickerung bei Ackernutzung im Raum Süd-Hannover

Exposition bzw. Position	Differenz der Tiefenversickerung im Vergleich zu ebenen Standorten (mm/a)		
	Hangneigung		
	5 %	10 %	20 %
Südhang	- 12	- 25	- 50
Nordhang	+ 10	+ 20	+ 40
	Differenz der Tiefenversickerung im Vergleich zum Oberhang (Löbstandort) mm/a		
	Hangneigung		
	10 %	15 %	20 %
Mittelhang	2	3	6
Unterhang bzw. Hangfuß	30	40	45

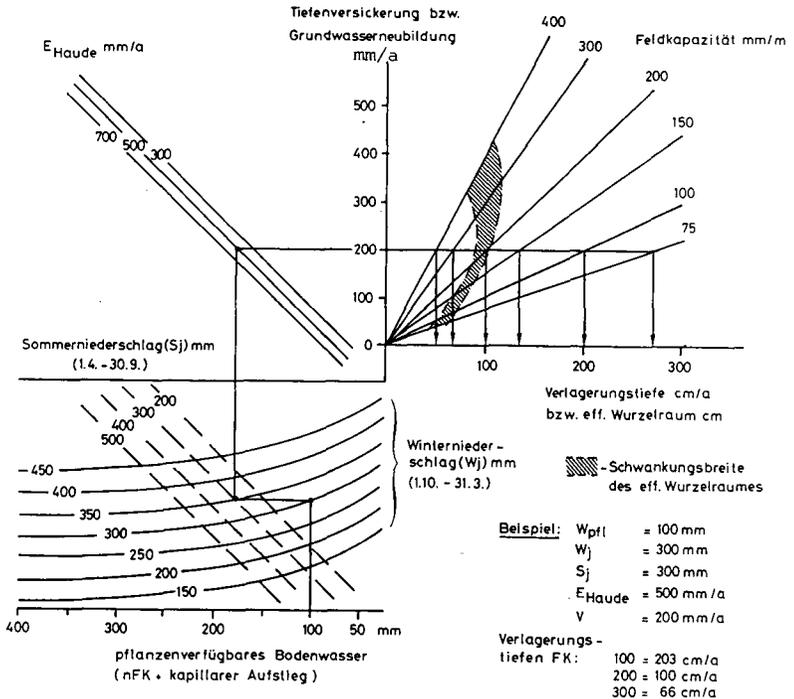


Abb. 1: Nomogramm zur Bestimmung der Grundwasserneubildung und der Nitratverlagerungstiefe unter Ackerland

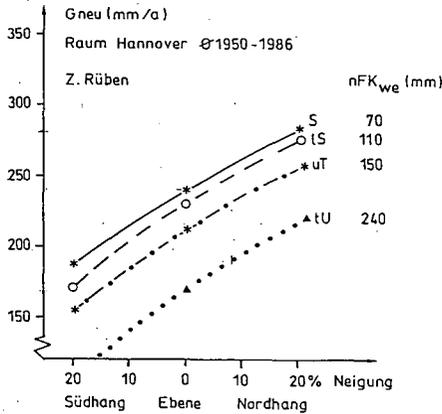


Abb. 2: Grundwasserneubildung unter Zuckerrüben für unterschiedliche Böden und Hangbedingungen im Raum Süd-Hannover

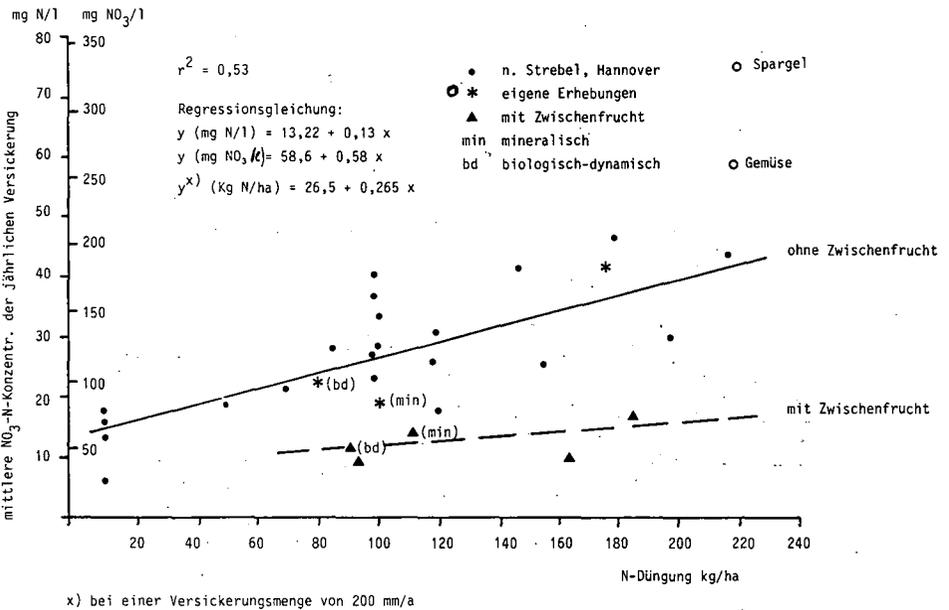


Abb. 3: Einfluß der N-Düngermenge auf die Nitratkonzentration des Sickerwassers unter Ackerland

Modellierung des Nitrataustrags - Beratungsinstrument für den GW-Schutz in Niedersachsen

G.M. Richter, A.J. Beblík, K.Chr. Kersebaum, J. Richter

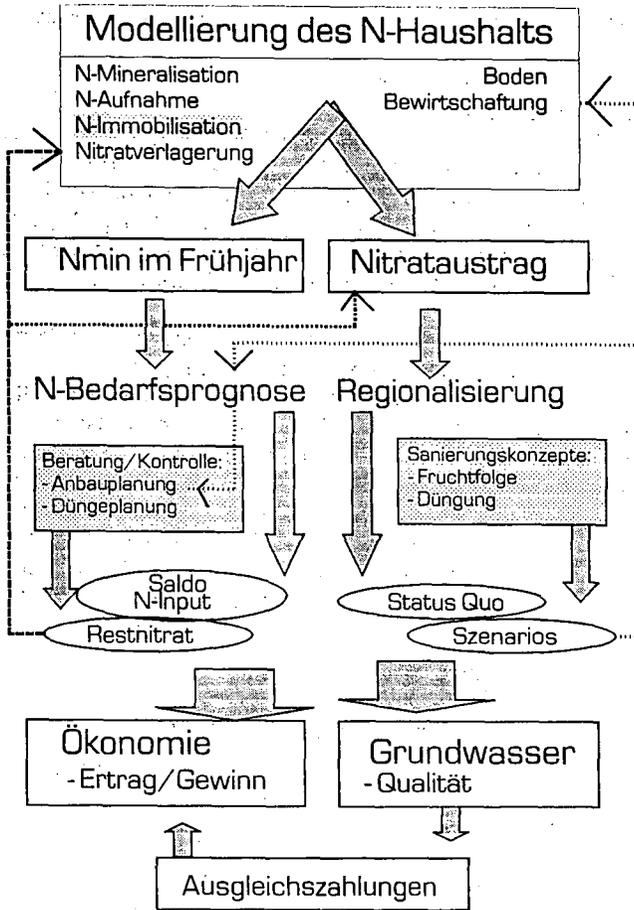
Eine Minderung des Nitrataustrags bei gleichzeitiger Ausschöpfung des standortspezifischen Ertragspotentials erfordert ein Instrumentarium, das Maßnahmen zur gezielten Verringerung der N-Düngung, ihrer Kontrolle und Prognose des Austrages ermöglicht. Für diese Aufgabe sind trotz gewisser Einschränkung Rechenmodelle unverzichtbar, weil durch sie das Wissen verschiedener Disziplinen integriert und Wechselwirkungen im System Pflanze-Boden-Wasser-Luft dargestellt werden können. Nach ihrer Prüfung erlauben Modelle, Meßwerte durch Rechnung zu ersetzen und Prozesse zu extrapolieren. Damit kann das Verhalten von Systemen ohne wesentlichen Genauigkeitsverlust kostengünstig beschrieben werden. In Niedersachsen, wo Trinkwasser zu fast 90 % aus Grundwasser landwirtschaftlich geprägter Einzugsgebiete gewonnen wird, ist Grundwasserschutz ohne den Einsatz effizienter Rechenmodelle unvorstellbar.

Einsatzmöglichkeiten für Simulationsmodelle

Prozeß-Simulationen sollten für die Durchsetzung einer grundwasserschonenden Landbewirtschaftung auf zwei Einsatzebenen benutzt werden (Konzept-Schema): 1.) bei der Entwicklung eines regionalen Bewirtschaftungskonzepts und 2.) in der Beratung des einzelnen Landwirts.

zu 1.) Als Voraussetzung für grundwasserschonende Landbewirtschaftung ist zuerst der status quo der standort- und nutzungsbedingten Grundwasserbelastung festzustellen. Dazu werden Nitrataustragskarten auf der Basis von Boden- und Nutzungskarten sowie der durch Befragung ermittelten Bewirtschaftung der Fruchtfolgeglieder durch Simulation erzeugt (Richter et al. 1992). In einem weiteren Schritt (Szenario-Simulationen) kann eine hypothetische Verringerung der Nitratbelastung simuliert werden, indem man für auswaschungsgefährdete Böden eine Veränderung der Bewirtschaftung annimmt. Das regionalisierte N-Haushaltsmodell ermöglicht, die Auswirkung der Maßnahmen zu Anbau und Düngung auf die Gesamtbelastung eines Einzugsgebietes durch Nitrat vorab zu prüfen.

zu 2.) Die Ergebnisse dieser Szenario-Simulationen können in die Dünge- und Anbauplanung der landwirtschaftlichen Beratung einbezogen werden. Simulationsmodelle haben sich für die Berechnung des N_{\min} -Gehalts im Frühjahr und für die Beschreibung des N-Haushalts von Ackerböden mit Wintergetreide bis zum Zeitpunkt der Ernte (Kersebaum, 1989) bewährt. Durch schlagspezifische Messungen und begleitende ganzjährige Simulationen kann der Erfolg der Sanierungsmaßnahmen kontrolliert werden. Dadurch kann die Anzahl insbesondere schwieriger Messungen (Tiefbohrungen) verringert werden. Die aus Anbau und Düngung resultierenden Wirkungen auf Ertrag und Boden-N-Haushalt müssen berechnet und ökonomisch bewertet werden. Die lokalen Ergebnisse, z.B. die Verringerung der Nitratausträge durch suboptimale Düngung, tragen letztlich zur Verifizierung der regionalen Szenarien bei. Die wasserwirtschaftlich notwendigen landwirtschaftlichen Maßnahmen können so schrittweise verbessert und ökonomisch vertretbar durchgesetzt werden.



Beispiel für eine Beratung in Wasserschutzgebieten

Am Beispiel des Anbaus von Wintergetreide soll demonstriert werden, wie Simulationen in der Düngeberatung in Wasserschutzgebieten eingesetzt werden können. Ziel ist dabei die "Optimierung", d.h. ertragsneutrale Minderung des Düngeraufwands mit Hilfe des Modells im Sinne einer grundwasserschonenden Landwirtschaft gewesen. So sollte versucht werden den Nitratgehalt im Boden zum Zeitpunkt der Ernte reduziert werden.

Insgesamt wurden 25 Streifenversuche (0.2 bis 0.36 ha) zur N-Düngung von Wintergetreide in den Gebieten Geest, Börde und Hügelland in Zusammenarbeit mit den örtlichen landwirtschaftlichen Beratern angelegt. Zu drei bzw. vier Terminen (Startgabe, Schossen, Ährenschieben und Spätdüngung) wurde eine Düngeempfehlung nach HERMES (erweiterte Version des N-Haushaltsmodell nach Kersebaum 1989, Landdata) berechnet. Diese basierte jeweils auf dem bis dato tatsächlichen Wachstum und der daraus resultierenden N-Aufnahme und einem prognostizierten N-Bedarf, der sich an einem maximalen Wachstum bei zukünftig mittlerem Wetter orientierte. Während der Vegetation erfolgte eine Bonitierung der

Bestände nach Dichte und Ährenqualität. Zur Ernte wurden jeweils Ertragshöhe und Qualität auf den nach Modellempfehlung und den praxisüblich gedüngten Teilflächen bestimmt.

Ergebnisse der Beratung nach Modell

Berechnung des N-Düngerbedarfs

Trotz der Vielfalt der Versuchsfelder wird die Modellrechnung als wirksames Mittel bestätigt, den Vorrat an mineralischem N im Frühjahr zu berechnen. Selbst Flächen mit selteneren Vorfrüchten (Erbsen, Kartoffeln) und organischer Düngung werden innerhalb des angestrebten Genauigkeitsniveaus ($\pm 20 \text{ kgN/ha/90cm}$) beschrieben. Nur für den Auengley, bei dem ein vom Modell nicht beschriebener Nitrat Abbau im Unterboden anzunehmen ist, wird der N_{min} -Gehalt im Frühjahr durch die Simulation überschätzt.

Gegenüber der bestockungsfördernden Startgabe der Praxis wird nach Modellempfehlung die Phase der Ährenausbildung durch eine höhere Schossergabe betont. Insgesamt werden die Bestände der Modellvariante dadurch etwas lichter (504 gegenüber 522 Ähren/m^2 in der Praxis). Nach einer im Vergleich zur Praxis niedrigeren Gabe zum Ährenschieben berechnet das Modell infolge anhaltend optimaler Wachstumsbedingungen (Einstrahlung, Temperatur) und des hohen Qualitätsziels ($14,5\%$ Rohprotein) eine hohe Spätdüngung. Diese ist jedoch infolge der unerwartet lang anhaltenden Trockenheit nicht voll wirksam gewesen. Für Stoppelweizen wird durch das Modell insgesamt ein N-Bedarf berechnet, der nur 15 kgN/ha unter dem der landwirtschaftlichen Praxis liegt. Für Weizen nach den Vorfrüchten Zuckerrüben und Erbsen kann dagegen durch die Modellrechnung der N-Aufwand gegenüber ortsüblicher Praxis um weitere $30-40 \text{ kgN/ha}$ gesenkt werden ($p < 0.05$).

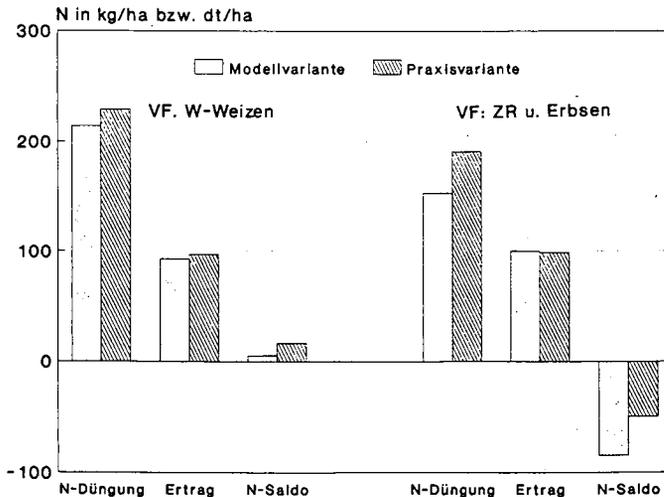


Abb. 1: Vergleich der Bilanzgrößen für den Winterweizenanbau

N-Entzug und N-Saldo

Im Mittel aller Schläge ist durch den Modelleinsatz keine signifikante Ertragsminderung ($-1,6 \text{ dt/ha}$) bei einer leichten Verminderung des N-Saldos zu verzeichnen (-27 kgN/ha). Die Unterschiede zwischen den Flächen mit verschiedenen Vorfrüchten sind aber beträchtlich.

Während bei Stoppelweizen sich für die Modellvariante ein leichter Ertragsrückstand ergibt, wird für Winterweizen nach Zuckerrüben und Erbsen infolge des Modelleinsatzes eine geringere Düngung und einen Mehrertrag bei nahezu gleichem N-Entzug ein deutlich geringerer Saldo (-85 kgN/ha und -50 kgN/ha für Modell bzw. Praxis) erzielt. Damit empfiehlt sich das Modell insbesondere auf den Flächen, die eine differenzierte Berücksichtigung der N-Mineralisation aus der Vorfrucht oder der organischen Düngung notwendig machen. Bei Stoppelweizen ist die N-Immobilisation bisher nicht fundiert genug im Modell berücksichtigt, um die Konkurrenz von mikrobieller Biomasse und Pflanze um Stickstoff hinsichtlich der Ertragsbildung auszugleichen.

Rest-Nitratgehalt

Aufgrund der hohen Spätdüngung zur Produktion von A9-Weizen (Rohprotein-Gehalt > 14,5 %) und infolge der frühen Abreife entspricht der N_{\min} -Gehalt zum Zeitpunkt der Ernte nicht der ökologischen Zielsetzung. Auch wenn im Einzelfall über 20 kgN/ha/90 cm Unterschied zwischen dem Rest-NO₃ bei Modell- und Praxisdüngung bestehen, beträgt der mittlere Restnitratgehalt aller Varianten etwa 40 kgN/ha. In der Rückschau zeigt die Simulation für Stoppelweizen, daß durch eine um 40 kgN/ha reduzierte Spätdüngung der Restnitratgehalt auf 12 kgN/ha/90cm ohne Ertrags- und Qualitätsverlust hätte gesenkt werden können. Die Zuverlässigkeit der Prognose des N_{\min} -Gehalts zur Ernte muß insbesondere bei überhöhter Düngung verbessert werden. Bei Erbsenvorfrucht wird infolge der Parameterunsicherheit die N-Nachlieferung aus den Residuen zu hoch bemessen, während für sehr stark gedüngte Flächen (248 und 293 kgN/ha) das Modell offensichtlich die N-Aufnahme durch die Pflanze, z.B. die N-Einlagerung ins Stroh unterschätzt (Geries, pers. Mitteilung). Entscheidend wird damit die Frage, ob das Stroh zur Rotte auf dem Feld verbleibt und die Immobilisation von Bodenstickstoff in den überdüngten Flächen eher abgeschlossen sein und die Remineralisation früher einsetzen wird.

Schlußfolgerungen

Die Stickstoffdüngung nach Modellempfehlung hat sich für die Bestandesführung von Winterweizen auf Lößböden insbesondere dort bewährt, wo die Nachlieferung von Stickstoff aus Boden, Ernterückständen und organischer Düngung eine Rolle spielt. Die im Mittel nahezu ausgeglichene N-Bilanz für Stoppelweizen hätte weiter verbessert werden können, wenn unter Korrektur des Produktionsziels auf die Spätdüngung verzichtet worden wäre. Damit hätte auch dem ökologischen Ziel eines geringen N_{\min} -Rückstands entsprochen werden können. In weiteren Untersuchungen wird der Auswirkung einer gezielten Reduzierung des Düngeraufwands (Spätdüngung) nachgegangen. Zunächst sollte aber untersucht werden, ob die bereits verwirklichten Unterschiede in der Bestandesführung einen Einfluß auf die Herbstmineralisation und den Nitrataustrag haben.

Literatur

- Kersebaum, K.-Chr. (1989) Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Dissertation, Hannover.
- Richter, J., Richter G.M. Anlauf, R. Aschenbrenner, F., Beblík, A.J. (1992). Nitrataustrag aus Böden ins Grundwasser in unterschiedlich belasteten Trinkwassereinzugsgebieten Niedersachsens. Abschlußbericht zum BMFT-Projekt 0339121 A,B.

N-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Wassereinzugsgebiet Fuhrberger Feld mit und ohne Berücksichtigung der Stickstoff-Mineralisation über Winter

von

Ringe, H.⁺, G. Springob⁺⁺, M. Mohnke⁺⁺ und W. Raue⁺

1. Untersuchungsgebiet

Etwa 30 km nordöstlich von Hannover liegt das Wassergewinnungsgebiet "Fuhrberger Feld". Dort fördern die Stadtwerke Hannover AG pro Jahr etwa 41 Mill. m³ Grundwasser. Das Wassergewinnungsgebiet umfaßt eine Fläche von etwa 30.000 ha, davon werden ca. 12.000 ha landwirtschaftlich genutzt.

An der Geländeoberfläche stehen wechselzeitliche Mittel- bis Feinsande und holozäne Flugsanddecken an. Bei Bodenpunktzahlen um 30 wird ein Viertel der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Grünland bewirtschaftet (1950: ca. 50%). Die Ackerflächen werden überwiegend mit Getreide (ca. 62%) bestellt, mit großem Abstand folgt der Anbau von Kartoffeln (12%), Zuckerrüben (9%) und Mais (7%).

Durch die Intensivierung des Ackerbaues in den vergangenen Jahrzehnten stieg die Nitratanlieferung an das Grundwasser ständig an. Aufgrund reduzierender Bedingungen im Grundwasserleiter beträgt die NO₃⁻-Konzentration im Rohwasser ca. 5 mg/l. Die beim Nitratabbau entstehenden Stoffe führen bei der Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser zu Problemen (KÖLLE 1990).

2. Projekt der Stadtwerke Hannover AG

Im Herbst 1989 begannen die Stadtwerke Hannover AG mit einem Projekt zur Reduzierung des Stoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in ihren Wassereinzugsgebieten. Dieses wird ausführlich in einer Broschüre (STADTWERKE HANNOVER AG 1990) und in diesem DBG-Band von ANLAUF (1992) und RAUE (1992) vorgestellt. Im Rahmen des Projektes wurden zahlreiche Nmin-Untersuchungen durchgeführt. Anhand der Ergebnisse dieser Untersuchungen wird versucht, die Nitrat Auswaschung über Winter abzuschätzen. Diese Schätzwerte werden mit Berechnungen des N-Modells von KERSEBAUM (1989) verglichen.

⁺) STADTWERKE HANNOVER AG, Postfach , 3000 Hannover 1

⁺⁺) Inst. f. Bodenkunde, Herrenhäuserstr.2, 3000 Hannover 21

3. Ergebnisse und Diskussion

Ab Mitte Februar bis Ende März 1990 wurden auf 100 Flächen Bodenproben gezogen und diese auf N_{min} untersucht. In allen Fällen hatte noch keine N-Düngung stattgefunden. Die Flächen waren mit Getreide bzw. Kartoffeln bestellt oder lagen noch brach.

Tabelle 1: Verteilung der N_{min}-Gehalte im Frühjahr 1990 von 100 Flächen aus dem Fuhrberger Feld

Klasse (kg N/ha*90cm)	Anzahl
1 - 20	47
21 - 40	39
41 - 60	9
61 - 80	5

In über 80 % der Flächen wurden weniger als 40 kg N/ha gemessen. Der mittlere N_{min}-Gehalt lag bei 30 kg N/ha*90cm.

Bei den leichten Böden wurde über Winter nahezu jeglicher mineralischer Stickstoff ausgewaschen.

Tabelle 2: Durchschnittliche N_{min}-Gehalte Ende Oktober 1990 nach verschiedenen Feldfrüchten
Insgesamt 55 Flächen aus dem Fuhrberger Feld

	kg N/ha*90cm	Anzahl
Zuckerrüben	49	14
Getreide	50	12
Mais	72	8
Kartoffeln	83	21

Ende Oktober 1990 wurden erneut N_{min}-Untersuchungen durchgeführt. Bei den Früchten Getreide und Zuckerrüben fanden sich im Mittel 50 kg, bei Mais 72 kg und bei Kartoffeln 83 kg N/ha*90cm. Unberücksichtigt blieb die nach der Getreideernte bis zur Probenahme ausgewaschene Stickstoffmenge. Bei den Zuckerrüben, Kartoffeln und dem Mais lag der Erntetermin wenige Tage bis maximal drei Wochen zurück.

Unter Berücksichtigung der Anbauverhältnisse der Früchte ergab sich nach der Ernte ein N_{min}-Rest von 5573 kg N bezogen auf eine Fläche von 100 ha.

Tabelle 3: Auf 100 ha hochgerechnete N_{min}-Gehalte für Ende Oktober 1990

70 ha Getreide	* 50 kg N = 3500 kg N
13 ha Kartoffeln	* 83 kg N = 1079 kg N
10 ha Zuckerrüben	* 49 kg N = 490 kg N
7 ha Mais	* 72 kg N = 504 kg N

100 ha	5573 kg N

Die N-Auswaschung über Winter kann man grob abzuschätzen, indem man unter Berücksichtigung der winterlichen Mineralisation die Differenz zwischen dem Nmin- Gehalt im Herbst und im Frühjahr bildet ("Schätzverfahren"). Dazu wurde eine N-Mineralisation von 20 kg N/ha bis Anfang März angenommen. Es berechnete sich eine N-Auswaschung von : $56 \text{ kg N} - 30 \text{ kg N} + 20 \text{ kg N} = 46 \text{ kg N/ha}$. Dieser Schätzwert ist um so unsicherer, je höher der Anteil an Flächen ist, bei denen schon im Herbst eine Auswaschung stattfand.

Eine weitere Möglichkeit zur Abschätzung der N-Auswaschung bieten Modellrechnungen. Dazu wurde das N-Modell von KERSEBAUM (1989) auf seine Eignung überprüft. Acht Flächen wurden von Ende Oktober 1990 bis Anfang März 1991 regelmäßig auf Nmin untersucht. Die Vorfrüchte auf diesen Flächen waren Zuckerrüben (3), Kartoffeln (3) und Mais (2). Die durch die Probenahmen erhaltenen Entwicklungen der Nmin-Werte wurden mit den Berechnungen des N-Modells von KERSEBAUM (1989) verglichen. Der Vergleich zwischen gemessenen und berechneten N-Mengen (kg N/ha*90cm) ergab bei mehr als 85 % der Werte eine Abweichung von weniger als $\pm 15 \text{ kg N/ha}$. Aufgrund dieser Übereinstimmung wurde das Modell für die Berechnung der N-Mineralisation und N-Auswaschung herangezogen. Die Mineralisation lag zwischen 13 und 50 kg N/ha, das Mittel bei 20 kg N/ha. Die ausgewaschene N-Menge betrug zwischen 24 und 211 kg N/ha, das Mittel bei 79 kg N/ha.

Tabelle 4: Berechnete und geschätzte N-Auswaschung von Ende Oktober 1990 bis Anfang März 1991 für 8 Flächen

	Frucht 1990	N-Austrag kg N/ha Modell	N-Austrag kg N/ha Schätzver.
1	Mais	24	14
2	Mais	28	31
3	Zuckerrüben	42	38
4	Zuckerrüben	59	28
5	Kartoffeln	76	76
6	Zuckerrüben	52	41
7	Kartoffeln	141	129
8	Mais	211	193

Modell von KERSEBAUM (1989)

Die Tabelle 4 zeigt, daß die mit dem Schätzverfahren berechneten N-Austräge über Winter in der Regel etwas geringer ausfallen als die mit dem Modell KERSEBAUM (1989) berechneten. Das ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß die Schätzung der Mineralisation über Winter zu niedrig ausfiel.

Im Winter 1991/1992 wurden auf fünf Flächen die von Mitte Dezember bis Anfang März mineralisierten Stickstoffmengen bestimmt. Die Vorfrüchte waren Mais (2), Kartoffeln (1), Winterraps (1) und

Sommergerste (1). Die C-Gehalte lagen zwischen 1,6 und 10,4 %. Die nach der RUNGE-Methode (1970) bestimmten N-Mineralisationen ergaben für diese Flächen Mengen zwischen 6 und 59 kg N/ha .

Bei spät abgeernteten Flächen im Fuhrberger Feld war mit dem vorgestellten Schätzverfahren eine gute Kalkulation der N-Auswaschung über Winter möglich. Die in die Kalkulation eingehende Mineralisation von 20 kg N/ha erwies sich bei den untersuchten Flächen um ca. 10 kg N/ha zu gering.

Bei früheren Ernteterminen besteht die Gefahr einer Unterschätzung der N-Auswaschung. Hier ist der Einsatz eines N-Modells anzuraten.

4. Danksagung

An dieser Stelle ein herzliches Dankeschön den Initiatoren des Projektes der Stadtwerke Hannover AG (Wasserwerk) und den im Projekt beschäftigten Mitarbeitern für Ihre Hilfe. Für Rat und tatkräftige Unterstützung bei der Aufbereitung des Zahlenmaterials danke ich Frau Meins und Frau Deiters.

5. Literatur

ANLAUF, R. (1992): Einsatz eines geographischen Informationssystems zur Abschätzung der Gefährdung durch Nitrat- und PSM-Einträge.

Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. (im Druck)

KERSEBAUM, K. C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden.

Dissertation Universität Hannover

KÖLLE, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer

in: Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen

Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft
TU Braunschweig, Heft 48, 129 - 145

RAUE, W. (1992): Das Kooperationsmodell Landwirtschaft/Wasserversorgung in den Wassergewinnungsgebieten der Stadtwerke Hannover AG

Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. (im Druck)

RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Mineralstoffnachlieferung am Standort.

Flora 159: 233 - 257

STADTWERKE HANNOVER AG (1990): Vorbeugender Grundwasserschutz in den Wassereinzugsgebieten der Stadtwerke Hannover AG.

Statusbericht des Arbeitskreises "Landwirtschaft und Grundwasser" der Stadtwerke Hannover AG

Regelung der Bodennutzung in Wassereinzugsgebieten
aus der Sicht des DVWK

von

SCHEFFER, B.*)

Der Fachausschuß "Bodennutzung und Nährstoffaustrag" des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) hat 1990 eine möglichst einheitliche Vorgehensweise bei Nitrat- und Schadstoffproblemen in Wassereinzugsgebieten empfohlen (DVWK, 1990), um Daten verschiedener Fachkollegen besser vergleichen zu können. Bei einer frühzeitigen Erkennung erhöhter Konzentrationen von Nitrat oder anderer Schadstoffe im Grundwasser oder Rohwasser bleibt noch genug Zeit zur Einleitung von Abwehr- bzw. Abhilfemaßnahmen. Diese Art des präventiven Gewässerschutzes zur Verminderung von Kontaminationen ist längerfristig gesehen kostengünstiger als im Schadensfall die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet und die Installation von Aufbereitungsstufen im Wasserwerk.

1. Vorgehensweise bei Nitratproblemen

Für jedes Grundwassereinzugsgebiet, welches für die Wasserversorgung genutzt wird, sollte bekannt sein:

- hydrologische und hydraulische Situation (Einzugsgebiet, Aufbau des Grundwasserleiters, Strömungsverhältnisse und Fließzeiten)
- hydrochemische Situation des Grundwasserleiters (oxidative oder reduktive Verhältnisse)
- Verteilung der Bodentypen und -arten im Einzugsgebiet
- Verteilung der Flächennutzung (Gewerbe, Siedlung, Verkehr, Deponien etc.) sowie die land- und forstwirtschaftliche und gartenbauliche Nutzung im Gebiet
- Lage, der Zustand und die Anzahl von Abwasseranlagen und Abfallanlagen

* Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Friedrich-Mißler-Straße 46 - 50, W-2800 Bremen

Weiter sollte jedes Gebiet mit einem Meßnetz ausgestattet sein, sogenannte Vorfeldmeßstellen, das in der Mitte des Strömungsfeldes eine tiefenabgestufte Beprobung erlaubt; außerhalb der Mitte ist meistens die Beprobung der Grundwasseroberfläche ausreichend.

Die chemischen Parameter, die im Rohwasser der Wassergewinnungsanlagen gemessen werden, sollten auch in den Vorfeldmeßstellen erfaßt werden. Über Nitrat hinaus sind auch Parameter zu bestimmen, die die Zusammensetzung des Wassers beschreiben, wie z.B. Sulfat, Chlorid, Hydrogencarbonat, Kalium. Geregelt ist dies in den "Grundsätzen für Rohwasseruntersuchungen", Techn. Mitt. Hinweis W254 des DVWG (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches).

Werden im Grundwasser erhöhte Nitratgehalte festgestellt oder steigen bei sauerstoffarmem Milieu als Folge des Nitratabbaus die Eisen- und Sulfatgehalte oder andere Stoffkonzentrationen an, sind die wichtigsten Stickstoffquellen im Einzugsgebiet zu ermitteln. Auch erhöhte Kaliumgehalte im reduzierten Grundwasser unter Sandböden können auf höhere Nitratfrachten in Richtung Grundwasser hindeuten.

Wenn die landwirtschaftliche Bodennutzung eine wesentliche Stickstoffquelle im Einzugsgebiet ist, dann sollten folgende Arbeiten durchgeführt werden, Maßnahmen, die bereits in vielen Wassereinzugsgebieten erprobt werden

1. Ermittlung bodenkundlicher Grunddaten

- Feinkartierung (Bodenart, Bodentyp, Humusgehalt, C/N-Verhältnis, pH-Wert, Feldkapazität, effektiver Wurzelraum, Grundwasserflurabstand)
- N_{\min} -Gehalte zu verschiedenen Zeitpunkten (Frühjahr, nach Ernte, Herbst) auf repräsentativen Flächen und Kulturen
- Abschätzung des N-Nachlieferungsvermögens (ebenfalls nur auf repräsentativen Testflächen möglich)

2. Erfassung der Nutzung und Düngung

- Nutzungsanteile (Acker, Grünland, Wald, Gartenbau, Ödland)
- Anbau von Sonderkulturen, Zwischenfrüchten, Leguminosen
- weitere Bodennutzer: Hausgärten, Parkanlagen, Sportplätze
- N-Düngung und Düngungshöhe und Zeitpunkte
Mineraldüngung, organische N-Dünger, organische Abfälle

- Ertragsermittlung, N-Entzüge
- Abschätzung der N-Immissionen (NO_x und NH_3)
- Erfassung der Stallmistplätze und Silageplätze

Grundsätzliches Ziel muß es sein, Nährstoffe nur gemäß dem Pflanzenbedarf einzusetzen und diese nur in Wachstumsperioden auszubringen. Dies gilt für mineralische und organische Dünger und organische Abfälle und Komposte. Was für Wassereinzugsgebiete gilt, sollte im gleichen Maße auch für alle anderen Flächen gelten, wenn man landesweiten Grundwasserschutz betreiben will.

Bei leichten und durchlässigen Sandböden ist auch mit einer fachgerechten Stickstoffdüngung der Grundwasserschutz nicht allein zu gewährleisten. Versuchsergebnisse von STREBEL et al. (1992) zeigen, daß bei Verzicht auf jegliche Stickstoffdüngung die Nitratkonzentration des Sickerwassers nicht unter den Grenzwert der Trinkwasserverordnung absinkt. Bei der Ackernutzung von Sandböden und einer N-Düngung nicht über den N-Bedarf der Pflanzen hinaus ist daher immer ein höherer Nitrataustrag verbunden. Bei solchen Böden muß in Wassereinzugsgebieten stets eine Mischnutzung aus Acker und Grünland und auch Wald vorherrschen. Ist der Nitrataustrag trotzdem noch zu hoch, wird man die Ackernutzung weiter einschränken müssen.

2. Aufforstung in Wassereinzugsgebieten

Eine der Maßnahmen zur Reduzierung des Nitrataustrages, die heute gern aufgegriffen wird, ist die Aufforstung ehemals intensiv genutzter Ackerstandorte. Folgende Argumente aus der Sicht des DVWK-Fachausschusses sprechen zur Zeit gegen eine Aufforstung solcher Flächen (DVWK, 1991):

1. Intensiv ackerbaulich genutzte Böden haben je nach Bodenart, Humusgehalt und Nutzungsintensität einen Stickstoffvorrat von 5000 - 10000 kg N/ha in 0 - 30 cm (KUNTZE, 1983). Durch die jährliche Mineralisierung der organischen Substanz werden 100 - 250 kg N/ha und Jahr freigesetzt, von denen jedoch ein Teil wieder in organische Biomasse inkorporiert wird. Der größte Teil wird aber langfristig als Nitrat zum Grundwasser verlagert, wenn keine Pflanzen vorhanden sind, die diesen Stickstoff verwerten. Da Bäume nur

jährlich 10 - 15 kg N/ha aus dem Bodenvorrat aufnehmen, stellen sie keine geeignete Kultur dar, Stickstoffüberschüsse aus der Mineralisierung abzubauen. Daher sollten solche Böden durch das Aberten des Aufwuchses erst allmählich gehagert werden, bevor an eine Aufforstung zu denken ist. Die Hagerung dürfte bei Sandböden ca. 8 - 10 Jahre dauern, bei bindigen Böden bis 15 Jahre. Exakte Zahlen dazu fehlen aber noch.

2. Durch die Auskämmwirkung der Baumbestände werden längerfristig verstärkt Stickstoffverbindungen aus der Luft (NO_x und NH_3) dem Boden und auch dem Grundwasser zugeführt. Das führt schon zu der gültigen Empfehlung, nicht mit Nadelbäumen aufzuforsten.

3. Sorptionsschwache Böden, wie pleistozäne Sande, versauern nach der Aufforstung verstärkt. Nur eine regelmäßige Kalkung kann diese Versauerung hemmen. Sinken die pH-Werte deutlich unter 5 ab, gehen Schwermetalle im Boden in Lösung, werden mit dem Sickerwasser verlagert und gelangen dann ins Grundwasser.

4. Die Grundwasserneubildung ist unter Wald bedeutend niedriger als unter Acker- und Grünlandnutzung. Das verbietet eine Aufforstung in niederschlagsarmen Gebieten.

Entscheidend ist neben der Hagerung der ehemals intensiv genutzten Böden, daß langfristig die Immissionen an Stickstoffverbindungen und anderen Säurebildnern drastisch reduziert werden. Das kommt nicht nur dem Wald zugute sondern auch den Naturschutzgebieten.

3. Literatur

DVWK (Hrsg.), 1990: Verminderung des Nitrataustrages in Trinkwassergewinnungsgebieten.- DVWK-Nachrichten, 112, 41 - 42.

DVWK (Hrsg.), 1991: Aufforstung in Wasserschutzgebieten.- Pressemitteilung vom 28.6.1992.

STREBEL, O., J. BÖTTCHER u. W.H.M. Duynisveld, 1992: Stoffeinträge (Nitrat, Schwermetalle, Herbizide) in das Grundwasser und deren Verbleib bei einem Sand-Aquifer am Beispiel des Modellgebietes Fuhrberger Feld.- Bundesanstalt f. Geowissenschaften u. Rohstoffe, Hannover, im Auftrag des Umweltbundesamtes, 87 S.

KUNTZE, H., 1983: Zur Stickstoffdynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden.- In: Arbeiten der DLG, Bd. 177: Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung?

WASSERHAUSHALT UND STOFFTRANSPORTIN EINEM WASSEREINZUGSGEBIET AUS SANDLÖSS ÜBER GESCHIEBELEHM

von

SCHÜLTKEN, H.^{*)}1. Einleitung

Im Rahmen eines vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung durchgeführten Forschungsvorhabens soll die Nitratverlagerung in einem durch intensive Landbewirtschaftung geprägten Wassereinzugsgebiet der Nienburg - Cloppenburger Geest mit Geschiebelehm und Sandlössüberdeckung ermittelt werden. Für diese in Niedersachsen weitverbreiteten Standorte liegen bisher nur wenige Daten für die Berechnung und Simulation des Nitrataustrages vor. Ein weiteres Ziel ist die Umsetzung der erarbeiteten Zusammenhänge in konkrete Maßnahmen und Regelungen, die eine Reduzierung der Nitratreinträge in das Grundwasser auf diesen Standorten ermöglichen und eine Übertragbarkeit auf andere Gebiete gewährleisten. Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Wassereinzugsgebiet (WEG) Schwaförden (Ldkr. Diepholz). Hier wurden bereits Basisdaten im Rahmen eines bodenkundlichen Gutachtens (SCHÜLTKEN & RAISSI, 1991) erhoben. Die Größe des WEG beträgt 950 ha. Für das Untersuchungsgebiet charakteristisch sind mittlere Bänderparabraunerden mit mittlerer bis starker Pseudovergleyung im Untergrund.

2. Material und Methoden

Düngungssteigerungsversuch mit 3 Düngungsvarianten (90, 180, 250 kg N; mineralische Düngung) zur Ertragsermittlung und zur Ermittlung des NO_3 -Austrages mittels Saugkerzen (Einbautiefe 90, 140 cm)

Grundwasserbeprobung an 30 Punkten im WEG mit der Saugsondenmethode (3 Termine/Jahr) zur Ermittlung der Nitratkonzentration im Grundwasser und zur Ableitung eines Gebietswertes

Nitratverlagerungsversuch zur Ableitung des Denitrifikationspotentials des Bodens nach Applikation von definierten Mengen an Ca-Nitrat und K-Chlorid auf zwei Versuchspartzellen mit und ohne Pseudovergleyung im Untergrund

Begleitende Datenerhebung und Auswertung

- Erhebung von Klimadaten
- Auswertung von Ackerschlagkarteien (Betriebs-, Flächenbilanzen)
- Auswertung der Daten eines Immissionskatasters des UBA als Inputgröße für Bilanzierung
- Chemische Analyse von Kronentrauf und Freilandniederschlägen als Inputgrößen zur Bilanzierung
- Datenauswertung des Gütemessnetzes im WEG Schwaförden als Ergänzung zur Grundwasserbeprobung

*) Nds. Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

3. Ergebnisse

Düngungssteigerungsversuch

Wie aus Abb. 1 hervorgeht erreichen die NO_3^- -Konzentrationen der Bodenlösung in 90 cm Tiefe Maximalwerte von 300 - 500 mg NO_3^-/l zum Zeitpunkt Mitte. Dezember 1990. Danach ist ein starker Rückgang der NO_3^- -Konzentration zu verzeichnen, d. h. die Nitratfront befindet sich nun unterhalb von 90 cm Tiefe und erreicht nach entsprechender Verlagerungszeit die in 140 cm eingebauten Saugkerzen (Abb.2) Das anfänglich sehr hohe NO_3^- -Konzentrationsniveau im ersten Versuchsjahr geht im zweiten Versuchsjahr deutlich zurück. Einen Überblick zur Ertragsstruktur der drei Düngungsvarianten vermittelt Abb. 3. Der Düngungssteigerungseffekt ist in beiden Versuchsjahren deutlich erkennbar. Im zweiten Versuchsjahr ist jedoch insgesamt ein starker Ertragsrückgang zu verzeichnen.

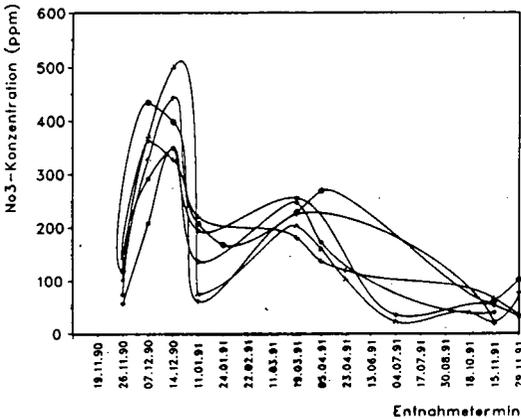


Abb. 1.: NO_3^- -Konzentration in der Bodenlösung (mg/l) zu verschiedenen Entnahmeterrminen Parzelle 1 (Unterdüngungsvariante, 90 kg N) Tiefe 90 cm

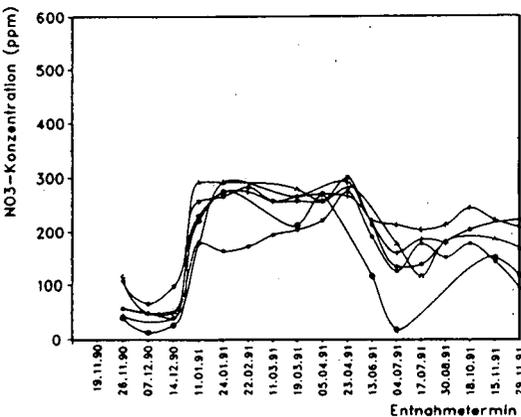


Abb. 2: NO_3^- -Konzentration in der Bodenlösung (mg/l) zu verschiedenen Entnahmeterrminen Parzelle 1 Tiefe 140 cm

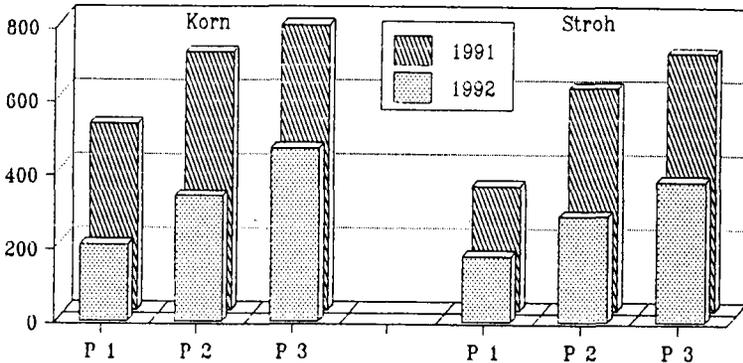


Abb. 3: Korn- und Stroherträge (g/m²) für drei Düngungsvarianten (P1=90 kg N, P2=180 kg N, P3=250 kg N) der Versuchsjahre 1991 und 1992; Frucht in beiden Jahren Winterweizen

Grundwasserbeprobung

Tab. 1: Mittlere NO₃-Konzentrationen im Grundwasser für verschiedene Nutzungstypen im WEG Schwaförden

NUTZUNG	FLÄCHENANTEIL (%)	GW-NEU (mm/a)	NITRAT (mg/l)
Forst	18.0	170	40
Grünland	2.5	235	100
Acker	70.0	265	160
Bebaute Fl.	9.5	Noch nicht bewertet!	

Nach einem Rechenansatz von BÖTTCHER & STREBEL (1985) kann nun unter Berücksichtigung des Flächenanteils und der Grundwasserneubildung der jeweiligen Nutzungstypen die mittlere Nitratanlieferung an das Grundwasser berechnet werden. Dieser Gebietswert beträgt für die land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen 130 mg NO₃/l.

Nitratverlagerungsversuch

Die Verlagerungskurven für Nitrat und Chlorid präsentieren sich 6 bzw. 10 Wochen nach Beimpfung der Versuchspartellen mit Peaks in 40 bzw. 60 cm Tiefe. Nitrat und Chlorid zeigen hierbei eine gute Übereinstimmung hinsichtlich der Verlagerungstiefe.

4. Zusammenfassende Bewertung

Düngungssteigerungsversuch

Im ersten Versuchsjahr weisen alle drei Parzellen deutlich erhöhte NO₃-Konzentrationen in der Bodenlösung auf, was als Folge langjähriger intensiven Ackerbaus mit hohem Gülleanteil zu beurteilen ist. Dies belegen auch die sehr hohen Reststickstoffmengen (100 - 120 kg Gesamt N) zu Versuchsbeginn im November 1990 (vgl. BAUMGÄRTEL et al., 1990).

Der Düngungssteigerungseffekt hinsichtlich der Ertragsbildung (Korn, Stroh) ist in beiden Versuchsjahren deutlich erkennbar, bei starkem Ertragsrückgang im 2. Jahr, was auf die extrem trockene Witterung zurückzuführen ist.

Die gemessenen NO_3 -Konzentrationen in der Bodenlösung der drei Versuchspartzellen spiegeln die Düngungssteigerung wider (1991 mit Einschränkung). Die durch Anwendung eines Simulationsmodells berechneten NO_3 -Austräge bestätigen die gemessenen Werte.

Grundwasserbeprobung

Der für das WEG Schwaförden ermittelte Gebietswert beträgt 130 mg NO_3 /l. Die erhobenen Daten zur Nitratkonzentration unter Forst liegen in Grenzwertnähe (TVO), und zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus dem Gütemessnetz des Wasserversorgungsverbandes.

Im bodenkundlichen Gutachten (SCHÜLTEN & RAISSI, 1991) werden die Böden des Untersuchungsgebietes hinsichtlich ihrer Nitrat auswaschungsgefährdung als mittel bis gering klassifiziert. Vor diesem Hintergrund ist die zwei - bzw. dreifache Überschreitung des Nitratgrenzwertes unter Grünland und Acker auf nicht standortgerechte Düngung mit einem hohen Gülleanteil zurückzuführen.

Nitratverlagerungsversuch

Eine erste Auswertung zeigt Verlagerungspeaks in 40 cm und 60 cm Tiefe: Dies trifft sowohl für Nitrat als auch Chlorid zu. Ab ca. 1 m Tiefe sind keine deutlichen Peaks mehr erkennbar. Eine Bilanzierung liegt z. Zt. noch nicht vor.

Ende der Datenerhebung im Gelände: Juli 1993

5. Literatur

- BAUMGÄRTEL, G. & SEVERIN, K. & FÖRSTER, P. (1990): Düngungsgewohnheiten kritisch überprüfen, Landwirtschaftsblatt; Weser-Ems, Sonderdruck aus Nr. 3, 19. Januar 1990.
- BÖTTCHER, J & STREBEL, O. (1985): Die mittlere Nitratkonzentration des Grundwassers in Sandgebieten in Abhängigkeit von der Bodennutzungsverteilung. Wasser und Boden, 37 (8): 383-387.
- SCHÜLTEN, H. & RAISSI, F. (1991): Bodenkundliche Untersuchungen zur Minimierung des Stoffaustrages aus dem durchwurzelten Boden für das Grundwassereinzugsgebiet Schwaförden

Simulation der Stoffverlagerung in der ungesättigten Bodenzone auf der Basis reduzierter Datensätze

Wagner, B.¹, R. Funk², F.X. Maidl²

Einleitung

Zur Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung werden am Bayerischen Geologischen Landesamt mathematische Stoffverlagerungsmodelle entwickelt, die auf einer numerischen Annäherung der Differentialgleichungen für den Transport von Wasser (Richards-Gleichung) und löslichen Stoffen (Konvektions-Dispersions-Gleichung) basieren. Um mit Hilfe von numerischen Verlagerungsmodellen zu flächendeckenden Aussagen zu kommen, ist deren breite Einsetzbarkeit gefordert. Dies bedeutet aber, daß die Eingangsdaten der Modelle stets in einem vertretbaren zeitlichen und finanziellen Rahmen erhoben werden können oder im Idealfall bereits vorliegen (e.g. SCHMIDT et al., 1992).

Parameter, die nur mit hohem meßtechnischen Aufwand zu bestimmen sind (e.g. klimatische Wasserbilanz, pF-Kurven, ungesättigte Wasserleitfähigkeiten) werden daher mit Hilfe von theoretischen Ansätzen aus leichter bestimmbarer Größen abgeleitet. Die Kalibrierung der verschiedenen Programmmodule erfolgt anhand von Untersuchungen zur Tiefenverlagerung von Nitrat in verschiedenen Regionen Bayerns, die am Lehrstuhl für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung in Freising/Weihenstephan durchgeführt werden.

Klimatische Wasserbilanz

Die für die klimatische Wasserbilanz erforderliche Berechnung der Verdunstung erfolgt nach einem modifizierten Ansatz von HAUDE (1955).

Die potentielle Evapotranspiration ergibt sich nach dem Haude-Verfahren (siehe auch DIN 19685) in mm/d aus dem um 14⁰⁰ gemessenen Sättigungsdefizit ($e_w(t) - e_a$) in mbar und einem pflanzen- sowie monatspezifischen Anpassungsfaktor f:

$$ETP = f (e_w(t) - e_a)_{14^{00}} \left[\frac{mm}{d} \right] \quad (1)$$

Die Werte von f für verschiedene Kulturen wurden aus HEGER (1978) und SPONAGEL (1980) entnommen.

Zur Berechnung der aktuellen Evapotranspiration wird davon ausgegangen, daß die Haude-Formel ihre Gültigkeit beibehält, wenn bei der Berechnung des Sättigungsdefizits anstelle des gesättigten Wasserdampfdrucks $e_w(t)$ der tatsächliche Wasserdampfdruck $e_a(t)$ im luftgefüllten Porenraum der obersten Bodenschicht in Gleichung (1) eingesetzt wird. Dieser kann nach der Thompson'schen Formel zur Berechnung der Dampfdruckabsenkung über dem Meniskus einer Kapillaren aus dem Matrixpotential h berechnet werden, wobei für T die Taupunkttemperatur der 14⁰⁰-Umgebungstemperatur eingesetzt wird:

$$e_a(t) = e_w(t) \exp\left(-\frac{hg_c}{R_v T}\right) \quad (2)$$

Wenn $e_a(t)$ kleiner wird als e_a ergeben sich Kondensationsgewinne.

Zur Verifizierung des gewählten Ansatzes wurden die jährlich aufsummierten Evapotranspirationen nach obigem Ansatz mit den Ergebnissen des komplexeren und an Meßdaten verifizierten Rechenprogrammes des DWD/Freising-Weihenstephan (BREUCH-MORITZ & HÄCKEL, 1988) für verschiedene Kulturen (Kartoffel, Winterweizen, Zuckerrüben, Mais) verglichen (Abb. 1). Die Abweichungen liegen im Jahresdurchschnitt bei unter 5 %. Etwas größere Unterschiede treten mitunter

¹Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstr. 128, 8000 München 40

²Lehrstuhl für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, 8050 Freising-Weihenstephan

in der monatlichen Betrachtung auf, weil in sommerlichen Trockenphasen teilweise der Pflanzenentzug von Wasser aus größerer Bodentiefe unterschätzt wird.

Hydraulische Parameter

Wegen der aufwendigen Bestimmung der hydraulischen Parameter wurden verschiedene Modelle entwickelt, um diese Werte aus leichter zu messenden Bodenparametern abzuleiten (e.g. VAN GENUCHTEN, 1980, ARYA & PARIS, 1981, CAMPBELL, 1985). Aufgrund seiner einfachen Anwendung sowie der in der Literatur berichteten guten Übereinstimmung mit Meßwerten (e.g. CLAPP & HORNBERGER, 1978) wurde hier das von BROOKS & COREY (1964) entwickelte und von CAMPBELL (1985) erweiterte Modell verwendet. Demnach bestehen folgende Zusammenhänge von Wassergehalt θ , Saugspannung h und ungesättigter Wasserleitfähigkeit k_u :

$$h = \psi_e \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^{-b} \quad (3)$$

$$k_u = k_f \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^{2b+3} \quad (4)$$

θ_s ist der Wassergehalt bei Sättigung, b ist eine bodenspezifische empirische Konstante (Porengrößenverteilungsindex), die sich nach CAMPBELL (1985) und SHIRAZI & BOERSMA (1984) aus dem mittleren geometrischen Durchmesser d_g und der geometrischen Standardabweichung σ_g der Bodenpartikel berechnen läßt:

$$d_g = \exp \sum_{i=1}^n m_i \ln d_i \quad (5)$$

$$\sigma_g = \exp \sum_{i=1}^n (m_i (\ln d_i)^2 - (\sum_{i=1}^n m_i \ln d_i)^2)^{\frac{1}{2}} \quad (6)$$

$$b = d_g^{-\frac{1}{2}} + 0,2\sigma_g \quad (7)$$

m_i sind die Massenanteile der Hauptkornfraktionen Ton, Schluff und Sand; d_i sind deren mittlere geometrische Durchmesser in mm, die CAMPBELL (1985) zu 0,001 (Ton); 0,026 (Schluff) und 1,025 (Sand) ansetzt.

ψ_e ist das Luftporenpotential des Bodens, das sich nach CAMPBELL (1985) errechnet:

$$\psi_e = \psi_{es} \left(\frac{p_b}{1300} \right)^{0,67b} \quad (8)$$

mit:

$$\psi_{es} = -0,05 d_g^{0,5} \quad (9)$$

Das Modell wurde für den Verlauf der pF-Kurve nahe Sättigung und nahe Trockenheit verbessert. Eine Darstellung erfolgt an anderer Stelle.

Die gesättigte Wasserdurchlässigkeit k_f läßt sich nach CAMPBELL (1985) aus der Lagerungsdichte ρ_b und den Massenanteilen m_T und m_{Su} der Ton- und der Schlufffraktion abschätzen:

$$k_f = 3,92 \cdot 10^{-5} \left(\frac{1300}{\rho_b} \right)^{1,3b} \exp(-6,9m_T - 3,7m_{su}) \quad (10)$$

Vergleiche von Modell und Messung für verschiedene Tiefen und Lockergesteinstypen in Bayern zeigen eine gute Übereinstimmung. Lediglich für strukturierte Böden ergeben sich teils größere Abweichungen, da hier hydraulische Mechanismen wirksam werden, die in dem Modell nicht berücksichtigt sind (e.g. bimodale Porengrößenverteilung).

Abb. 2 zeigt einen Vergleich berechneter und gemessener pF-Werte eines Sand- sowie eines Lößstandortes.

Die ausgeführten Modellansätze wurden in das numerische Stofftransportmodell FLOTRA integriert. Zur Verifizierung wurden Rechen- und Meßwerte der Tiefenverlagerung von Nitrat über längere Zeiträume verglichen.

Abb. 3 zeigt einen Vergleich von Messung und Berechnung für die Verlagerung des Nitratpeaks aus einer Kartoffelfruchtwasser-Verregnung an einem Standort mit tiefgründig sandig ausgeprägter Fazies im tertiären Hügelland Südbayerns. Die Tiefenverlagerung des Nitrats an dem verlagerungsempfindlichen Standort wird in der Berechnung gut wiedergegeben.

Schlußfolgerungen

Es wurde ein numerisches Verlagerungsmodell vorgestellt, das für die Modellierung der Wasserbewegung in der ungesättigten Zone lediglich die folgenden Eingabedaten benötigt: Klimawerte: 14⁹⁰ Werte für relative Luftfeuchte und Temperatur, tägliche Niederschlagsmengen; Kulturarten; Bodendaten: Hauptkornfraktionen und Lagerungsdichte (oder Porosität). Für stoffspezifische Berechnungen sind u.U. noch weitere Informationen erforderlich (e.g. C_{org}, KAK).

Eine flächendeckende Verfügbarkeit obiger Daten in Bodeninformationssystemen begünstigt den flexiblen Einsatz numerischer Verlagerungsmodelle. Damit ist dann eine sehr detailgenaue Analyse der Empfindlichkeit von Böden in Abhängigkeit von Klima, Bodennutzung und Bodenarten bzw. -eigenschaften möglich.

Literatur

- ARYA, L.M. & PARIS, J.F. (1981): A Physicoempirical Model to Predict the Soil Moisture Characteristic from Particle-Size Distribution and Bulk Density Data.- Soil Sci. Soc. Am. J., 45, pp. 1023-1030.
- BREUCH-MORITZ, M. & HÄCKEL, H. (1988): Die Berechnungsberatung nach dem Weihenstephaner Verfahren.- DWD intern, AMBF Weihenstephan, pp. 57.
- BROOKS, R.H. & COREY, A.T. (1964): Hydraulic Properties of Porous Media.-Hydrol. pap. 3, Colorado State Univ., Fort Collins.
- CAMPBELL, G.S. (1985): Soil Physics with Basic.-Elsevier, Amsterdam-Oxford-New York-Tokio, pp. 150.
- CHILDS, E.C. & COLLIS-GEORGE, N. (1950): The Permeability of Porous Materials.-Proc. Roy. Soc. Ser. A, 201, pp. 392-405.
- CLAPP, R.B. & HORNBERGER, G.M. (1978): Empirical Equations for Some Soil Hydraulic Properties.- Water Res. Research, 14, pp. 601-604.
- DIN 19685: Klimatologische Standortuntersuchung im Landwirtschaftlichen Wasserbau. Ermittlung der meteorologischen Größen.
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise.-Mitt. Dt. Wetterdienst, 11/2, pp. 1-24.
- HEGER, K. (1978): Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen.-Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., 26, pp. 21-40.
- SHIRAZI, M.A. & BOERSMA, L. (1984): A Unifying Quantitative Analysis of Soil Texture.-Soil Sci. Soc. Am. J., 48, pp. 142-147.
- SCHMIDT, F. et al. (1992): Die Böden Bayerns. Datenhandbuch für die Böden des Tertiärhügellandes, der Iller-Lech-Platte und des Donautales.- Bayerisches Geologisches Landesamt, München, pp. 527.
- SPONAGEL, H. (1980): Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.-Geol. Jb., Reihe F, 9, pp. 87.
- VAN GENUCHTEN, M.Th. (1980): A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils.-Soil Sci. Soc. Am. J., 44, pp. 892-898.

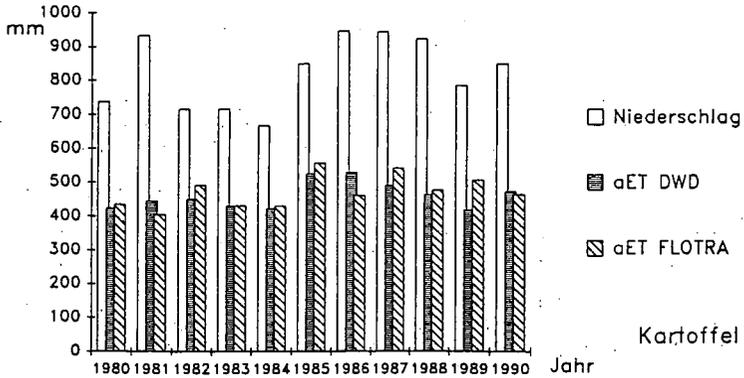


Abb. 1: Vergleich berechneter jährlicher Verdunstungshöhen

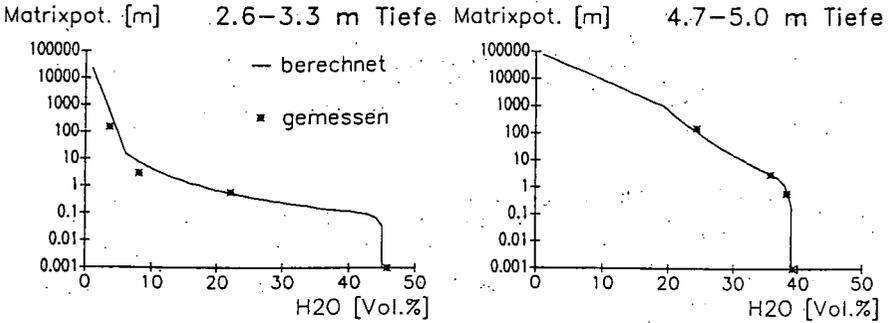


Abb. 2: Vergleich gemessener und berechneter pF-Kurven (Tertiärsand, Löß)

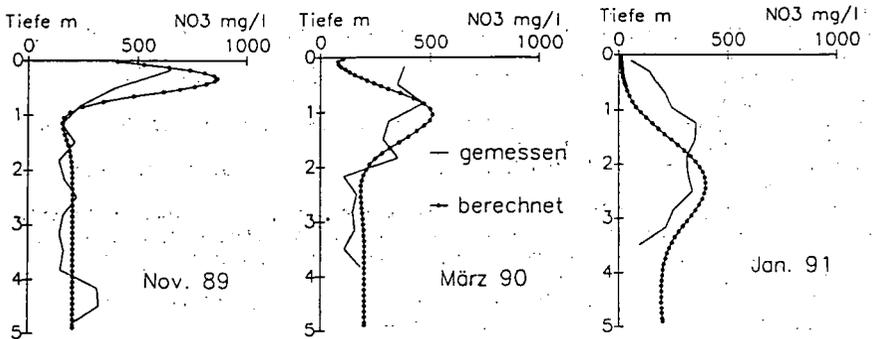


Abb. 3 Gemessene und berechnete Tiefenverlagerung von Nitrat

Über wechselnde Nitrat-Abbauverhältnisse in der norddeutschen Tiefebene und Folgen für den Regelungsbedarf in Grundwasserschutzgebieten

W. Walther*)

1. Einführung

Bei Problemen mit Nitrat in landwirtschaftlich genutzten Grundwassereinzugsgebieten wird Handlungsbedarf oft allein davon abhängig gemacht, ob im Grundwasser oder im Rohwasser bzw. im Reinwasser eines Wasserwerkes eine bestimmte Nitrat-Konzentration, z.B. der EG-Richtwert von 25 mg/l NO_3 erreicht oder überschritten wird. In diesem Werkstatt-Bericht soll deutlich gemacht werden, daß für viele Grundwasserleiter der norddeutschen Tiefebene, und dies betrifft in weiten Bereichen ebenso die Niederlande und Dänemark, die Nitrat-Konzentration als Entscheidungskriterium allein unzureichend ist. Anhand laufender Untersuchungen werden Hinweise über die Verteilung von Nitrat-Abbaumechanismen über das Land Niedersachsen gegeben werden.

2. Nitrat-Auswaschung

Die Nitrat-Auswaschung aus dem Wurzelraum und damit die Anlieferung an das Grundwasser ist bekanntlich von der Art der Pflanzendecke bzw. von der Kulturart abhängig. Nach den Ergebnissen der N_{min} -Untersuchungen an 322 Ackerstandorten in Niedersachsen (N_{min} - Raster), die in den Jahren 1985 - 1987 durchgeführt wurden, lagen die N_{min} -Werte (Bodentiefe 0-90 cm) im November bei 38 % der Standorte unter 50 kg N/ha, 41 % der Standorte lagen zwischen 50 und 100 kg N/ha und 21 % über 100 kg N/ha, SEVERIN et al. (1990). Die Autoren weisen darauf hin, daß bei Berücksichtigung aller Maßnahmen zur Verminderung der Stickstoffreste im Boden ein Wert von 40 kg N/ha kaum zu unterschreiten sein wird. Bei den Sandböden der norddeutschen Tiefebene ist davon auszugehen, daß die N_{min} -Gehalte, die im November gemessen werden, weitgehend vollständig der Auswaschung unterliegen. Bei einer Grundwasserneubildungsrate von 200 l/m² · a entsprechen 40 kg N/ha ca. 90 mg/l NO_3 und 50 mg/l NO_3 20 kg N/ha. Das heißt, auf dem Weg zwischen der Unterkante des Wurzelraumes und der Wasserfassung muß noch zwingend ein Nitrat-Abbau erfolgen, um eine Trinkwassergewinnung zu ermöglichen.

3. Nitrat-Verminderung

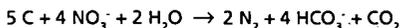
Für die Bewirtschaftung des Grundwassers stellt sich die Frage

- (a) nach welcher Reaktion der Abbau bzw. eine Nitrat-Umwandlung erfolgt und
- (b) welches Abbaupotential zur Verfügung steht.

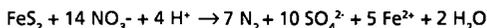
*) Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall, An der Scharlake 39, 32 Hildesheim

Aus der Literatur sind 6 Reaktionstypen bekannt. In Norddeutschland werden bislang am häufigsten nachstehende Typen beobachtet:

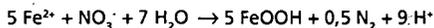
(1) Heterotrophe-chemoorganotrophe Denitrifikation



(2) Autotrophe-chemolithotrophe Denitrifikation



Fe²⁺ kann nach Kölle (1982) weiter reagieren mit NO₃⁻



Eine Voraussetzung für den Ablauf beider Reaktionen ist nach eigenen Messungen ein O₂-Gehalt ≤ 5 mg/l in den durchströmten Porenzwickeln des Grundwasserleiters. Die heterotrophe Denitrifikation erfolgt mit Hilfe fakultativ lebender Organismen, die ubiquär auftreten. Als Energiequelle dient leicht verfügbarer Kohlenstoff (ca. 0,5 g C/g NO₃⁻). Voraussetzung für den Ablauf der Reaktion (2) sind Eisen-Schwefel-Verbindung, z.B. Pyrit, in deren Gesellschaft häufig Arsen-, Nickel-, Bleisulfide oder auch Spuren-Metalle wie Cd, Co, Cu, Zn u.a. auftreten und die neben Eisen und Sulfat dann frei werden können. KÖLLE (1982, 1990) und auch die Arbeitsgruppe BÖTTCHER/STREBEL/DUYNISFELD (1985) hat in mehreren Arbeiten diese Reaktion ausführlich für das Fuhrberger Feld bei Hannover beschrieben. KÖLLE (1990) gibt z.B. Mengen von reaktivem Material an, um 1 kg NO₃⁻ in elementaren Stickstoff umzuwandeln. Es ist seit langem bekannt, daß diese Reaktion in verschiedenen Grundwasserleitern mit Lockersedimenten in Norddeutschland, in den Niederlanden und in Dänemark anzutreffen ist. Als Folge der permanenten Nitratbelastung und der daraus resultierenden Reaktionen können auf der Seite der Wasserversorgung nachstehende Probleme auftreten, z.B. KOELLE (1990), VAN BEEK et al. (1991)

Folge der Reaktionen	Auswirkung bzw. notwendige Maßnahmen auf der Seite der Wasserversorgung
- Härteanstieg	weitergehende Enthärtung
- Abstieg Fe	Verockerung der Brunnen, Verkürzung der Filterlaufzeit, Vergrößerung der Eliminationsstufe
- Anstieg SO ₄	Rohrnetzkorrosion
- Anstieg der Spurenstoffe	Filterschlämme = Sonderabfall

Für die Grundwasserbewirtschaftung und für die Wasserversorgung stellt sich die Frage

- (a) wie die Reaktionen (1) und (2) über die Flächen verteilt sind und
- (b) wie lange das Stoff-Depot für den Nitrat-Abbau ausreicht.

Diese Fragen lassen sich nicht kurzfristig und nicht von einer Fachdisziplin allein beantworten. Im Rahmen von Fallstudien, die vom Verfasser oder von Kollegen anderer Institutionen durchgeführt werden und im Zusammenhang mit dem Aufbau des Grundwassergüte-Meßnetzes Niedersachsen werden alle Informationen gesammelt, die die Kenntnisse über die Situation in der Fläche verdichten.

Reduzierende Verhältnisse und die vorstehend beschriebenen Reaktionen sind überwiegend in Lockersedimenten der Talgrundwasserleiter der Flüsse und in den Grundwasserleitern der Lockersedimente anzutreffen, die nördlich der Linie Hannover - Osnabrück liegen. Hier ist anscheinend in Folge der eiszeitlichen Ablagerung häufig reaktives Material an Ton- Mergel- und Schluffbänken oder in Form von Kohlen- und Pyrit-Ablagerungen anzutreffen. Außerdem sind hier häufig ausreichend große Reaktionszeiten vorhanden, da hier niedrige Abstandsgeschwindigkeiten von 0,5 bis 1 m/d bzw. in den Schmelzwasserrinnen von weniger als 1 mm/d angetroffen werden können. Vom Institut für Wasserforschung (Dr. W. Koelle) wird die Reaktion (2) über das Fuhrberger Feld hinaus an 9 weiteren Grundwasser-Gewinnungsgebieten nachgewiesen. Von der Arbeitsgruppe des Verfassers wird Denitrifikation in 7 Grundwassergebieten festgestellt; die Reaktion (2) wird zum Teil in diesen Gebieten von der Reaktion (1) überlagert. Alle zuvor genannten Gebiete liegen entweder in den Flußtälern oder in Gebieten mit Sandgrundwasserleitern.

Wie zuvor schon angesprochen, ist das Auftreten der Reaktion (1) und (2) abhängig von der räumlichen Verteilung (Fläche und Tiefe) des reaktiven Materials und der räumlichen Zuordnung zum wasserwegsamem Teil des Grundwasserleiters. Eigene in-situ-Messungen zeigen folgende Fälle

- (a) wechselnde oxidierende/reduzierende Verhältnisse im oberen Grundwasserleiter auf einer Entfernung von oft weniger als 100 m, s. auch WALTHER (1991)
- (b) An einer Meßstelle
 - (b1) über das Jahr konstantes reduzierendes Milieu an der Grundwasseroberfläche und in der Tiefe und
 - (b2) oxidierendes Milieu in der Periode der Grundwasserneubildung an der Grundwasseroberfläche, welches im Laufe des Jahres in reduzierendes Milieu übergeht.

4. Schlußbetrachtung und Zusammenfassung

- Diese Abhandlung soll die komplexe Situation in der norddeutschen Tiefebene im Zusammenhang mit Nitratproblemen deutlich machen.
- Die Reaktion (2) ist anscheinend weiter verbreitet als bis vor wenigen Jahren von Mikrobiologen noch angenommen wurde. Sie tritt aber nicht flächendeckend auf.
- Ohne das Naturpotential „Denitrifikation“ wäre eine Trinkwassergewinnung in Gebieten mit

intensiver Viehhaltung praktisch nicht möglich. Unbekannt ist allerdings, wie lang das Potential reicht.

- Auf der Seite der Wasserversorgung treten in Folge der Reaktion (2) noch beträchtliche Aufbereitungsprobleme auf und
- der Handlungsbedarf für die Regelung des Nitratproblems darf nicht von der Nitrat-Konzentration im Grundwasser, Rohwasser, Reinwasser abhängig gemacht werden. Zur Bewertung der Situation ist eine ganzheitliche Betrachtung der Wasservorkommen notwendig.

5. Literatur

- VAN BEEK, C. G. E. M. und P. J. STUYFZAND, 1991: Sporenelementen in Groundwater. KIWA - medeling Nr. 118. KIWA, Postbus 1072, 3430 BB Nieuwegein, Niederlande
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O. und W. H. M. DUYNISFELD, 1985: Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers und deren Interpretation. Z. dt. geol. Ges., 136, 543-552
- KÖLLE, W. 1982: Reduktion von Nitrat in einem reduzierenden Untergrund. Veröffentl. Inst. f. Stadtbauwesen, TU Braunschweig, 34, 146-149
- KÖLLE, W. 1990: Nitratelimination im Aquifer, Reaktionspartner und Mechanismen. In: Walther, W. (Hrsg.): Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien. Veröffentl. Inst. f. Stadtbauwesen, 48, 129-145
- SEVERIN, K. BAUMGÄRTEL, G. und P. FOERSTER, 1990: Ergebnisse des Nitratraster-Programms in Niedersachsen und Folgerungen. Veröffentl. Inst. f. Stadtbauwesen, 48, 173-190
- WALTHER, W. 1991: Einfluß von Wirtschaftsdünger auf die chemische Beschaffenheit des Grundwassers. Dtsch. tierärztl. Wschr. 98, H. 7, 245-292.

Ermittlung, Bewertung und Darstellung der potentiellen
Nitratauswaschungsgefahr landwirtschaftlich genutzter
Böden im Maßstab 1: 25 000

W. Weinzierl *)

1. Einleitung

Seit Jahren bemühen sich seitens der Wissenschaft Modellierer, Bilanzierer, Kartierer und jüngst auch Sanierer, das Nitratproblem in den Griff zu bekommen. In Baden-Württemberg wurde zusätzlich eine Verordnung des Umweltministeriums über Bestimmungen in Wasser- und Quellschutzgebieten (ANONYM, 1991) geschaffen, die u. a. den Nitrataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Böden minimieren soll (WEINZIERL, 1992). Allen Lösungsansätzen gemeinsam ist, daß sie sich fast ausschließlich auf bereits rechtskräftige Wasserschutzgebiete beschränken. Da insbesondere ältere Wasserschutzgebiete oftmals kleiner als die entsprechenden Wassereinzugsgebiete sind und in manchen Bundesländern bis jetzt Wasserschutzgebiete noch spärlich ausgewiesen sind, bedarf es dringend eines flächendeckenden Grundwasserschutzes im Rahmen des Vorsorgeprinzips. Die Rolle der landwirtschaftlichen Bodennutzung bei der Befruchtung des Grundwassers mit Nitrat ist hinlänglich bekannt (BACH, 1987). Daher sind dringend flächendeckende Richtlinien für einen grundwasserschonenden Landbau gefordert. Dem Autor sind die derzeitigen ökonomischen Sachzwänge bei der Landbewirtschaftung durchaus nicht fremd, es wird hier jedoch aus der Sicht des Grundwasserschutzes Stellung bezogen.

Im folgenden wird in Kurzfassung eine Auswertungsreihe im Rahmen der Bodenkundlichen Landesaufnahme Baden-Württemberg vorgestellt, die auf Grundlage der Bodenkarte über mehrere Auswertungsschritte die standörtliche potentielle Nitratauswaschungsgefahr aus landwirtschaftlich genutzten Böden bewertet und die Grundlage für einen flächendeckenden grundwasserschonenden Landbau bilden könnte.

2. Methode

2.1 Grundlagen

Ausgehend von den Informationen, die bei der Erstellung der "Bodenkarte" in Flächendatensätzen abgelegt wurden, werden alle weiteren Bodenkennwerte abgeleitet. Die für den Bodenwasserhaushalt bedeutenden Bodenkennwerte, wie z. B. nFK (nutzbare Feldkapazität) und FK (Feldkapazität), beschreiben die statischen Größen des Bodenwasserhaushalts und sind in der Karte "Wichtige Faktoren des Bodenwasserhaushalts" dargestellt.

Die Dynamik des Bodenwasserhaushalts, wie z. B. Sickerung und

*) Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Albertstr. 5,
7800 Freiburg i. Br.

Verlauf der hydraulischen Wasserscheide, wird bei vorgegebenen standörtlichen Bodenkennwerten im wesentlichen von Klimafaktoren gesteuert. Unter Einbeziehung der Klimafaktoren Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchtigkeit entstand in Verknüpfung mit der zuletzt genannten Karte die Auswertungskarte "Grundwasser-neubildung Niederschlag" (WEINZIERL u. ZWÖLFER, 1992).

2.2 Die potentielle Nitratauswaschungsgefahr aus landwirtschaftlich genutzten Böden

Die potentielle Nitratauswaschungsgefahr wird nach den klimatisch - bodenkundlichen Gegebenheiten bewertet, die in Auswaschungsfaktoren dargestellt werden. Die Auswaschungsfaktoren werden aus den Quotienten Sickerung/ Feldkapazität (0-1m) errechnet. Bei Auswaschungsfaktoren >1 werden die zu Beginn des Winterhalbjahres im Boden (0-1m) gelösten Stoffe mit der winterlichen Sickerung (Okt. - März) zum größten Teil aus dem Bereich 0-1m Tiefe ausgetragen.

Bei Auswaschungsfaktoren <1 wird nur ein Teil der zu Beginn des Winterhalbjahres im Boden (0-1m) gelöst vorliegenden Stoffe mit der winterlichen Sickerung ausgewaschen. Beispiel: Auswaschungsfaktor 0.3 besagt, daß etwa die untersten 30% des Nitrats ausgetragen werden.

Dieser Berechnungsansatz ist ein hinreichend genaues Näherungsverfahren, daß jedoch Diffusion, Dispersion und eventuellen sommerlichen kapillaren Rücktransport des bereits aus dem Bereich 0-1m ausgetragenen Nitrats unberücksichtigt läßt.

Die Auswaschungsfaktoren können abschließend festgelegten Gefahrenstufen zugeordnet werden und beschreiben dann eine standörtliche potentielle Gefährdung des Grundwassers durch Nitrateintrag. Quantitative Angaben zur Nitratauswaschung können daraus nicht abgeleitet werden, da die angebauten Kulturarten, die zu und abgeführten Stickstoffmengen und der Verlauf der winterlichen Nitratgehalte im Boden nicht bekannt sind. Die üblicherweise gewählte Abstufung der Gefahr von "sehr hoch" bis "gering" ist relativ und gibt die klimatisch - bodenkundlichen Unterschiede der Standorte wieder.

3. Liste der hierzu gedruckt vorliegenden Karten

Die unter 2.1 und 2.2 beschriebene Auswertungsreihe liegt bis jetzt mit vier Karten exemplarisch für das Kartenblatt 6417 Mannheim-Nordost im Maßstab 1: 25 000 in gedruckter Form vor. Da es hier bei begrenzter Seitenzahl sehr schwer ist, komplexe Karteninhalte ausführlich zu erläutern, wird an dieser Stelle dem geeigneten Leser empfohlen, die unten angeführten Karten zum Einzelpreis von DM 30.-- (Stand 1992) beim Geologischen Landesamt Baden-Württemberg zu erwerben. Die Karten enthalten im Erläuterungsteil jeweils kurzgefaßte Methodenbeschreibungen.

Bodenkarte von Baden-Württemberg 1: 25 000

Hrsg.: Geologisches Landesamt

6417 Mannheim-Nordost

- Bodenkarte

Bearbeiter: P. Hummel, 1990

- Wichtige Faktoren des Bodenwasserhaushalts

Bearbeiter: F. Zwölfer u. W. Vogl, 1989

- Grundwasserneubildung aus Niederschlag

Bearbeiter: W. Weinzierl, 1990

- Potentielle Nitratauswaschungsgefahr aus landwirtschaftlich genutzten Böden

Bearbeiter: W. Weinzierl, 1990

4. Literatur

ANONYM, 1991: Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung - SchALVO). - Gesetzblatt für Baden-Württemberg 22, 545-574; Stuttgart.

BACH, M., 1987: Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers in der Bundesrepublik Deutschland.- Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1-186; Göttingen.

WEINZIERL, W., 1992: Bodennutzung, Standorteigenschaften und Grundwasserqualität am Beispiel von drei in Baden-Württemberg gelegenen Wasserschutzgebieten.- Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 33, 236-241; Berlin u. Hamburg.

WEINZIERL, W. u. F. ZWÖLFER, 1992: Berechnung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag unter Berücksichtigung der realen Verdunstung und der nutzbaren Feldkapazität der Böden.- Tagungsband zu "Workshop Grundwasserneubildung" vom 13.5.1992 in Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz; (im Druck).

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der AG 3 - BODENEROSION

Bodenerosion im Alpenraum

am 21. und 22. September 1992

in

WEIHENSTEPHAN

Erosion von Wanderwegen in den Alpen

K. Auerswald⁺ & W. Sinowski⁺

Einführung:

Immer mehr Menschen suchen Erholung und Ausgleich in den Alpen. Die Belastung dieser sensiblen Landschaft nimmt dadurch zu. Durch die Erosion von Wegen können irreparable Schäden entstehen. Es wurde daher untersucht, welchen Einfluß natürliche Standortfaktoren und die Zahl der Wanderer auf die Erosion von Wanderwegen haben.

Material und Methoden:

Das Untersuchungsgebiet um die Rappensee-Hütte in den Allgäuer Alpen wird von Wanderern sehr geschätzt. Manche Wege werden von 18000 Wanderern in der nur drei Monate dauernden Saison benutzt.

Natürliche Standortgegebenheiten

Gebietsgröße:	7 km ²
Niederschläge:	2500-3000 mm/a
Hangneigungen:	0 - 42°
Ausgangsgesteine:	Mergel (Allgäuer Schichten), Hauptdolomit, Hangschutt
Böden:	Rohboden, Rendzina, Terra fusca, Braunerde

Eigenschaften der untersuchten 111 Wegabschnitte

Parameter	Meßmethode	Mittel n=111	Std.- abw.
Wegneigung: längs [°]	Neigungsmesser	10	6
quer [°]	Neigungsmesser	2	3
Wandererzahl [1/a]	Hüttenbucheinträge	5766	5127
Steinbedeckung [%]	Meterstab	49	27
Wegtiefe [cm]	Meterstab	27	11
Wegbreite [cm]	Meterstab	100	44
Bodenverlust [m ³ /m]	Breite-Tiefe	0,24	0,24

Das untersuchte Gebiet weist eine hohe Variabilität der Einflußfaktoren auf (s. Tab.). Es liegt über der Waldgrenze auf 1760 bis 2275 m ü.NN. Die Vegetation dieses

Grenzstandortes reagiert sehr empfindlich. Trittschäden werden praktisch ausschließlich

⁺) Lehrstuhl f. Bodenkunde der TU München, W-8050 Freising

durch Wanderer verursacht, da die Weidezeit auf dieser Höhe sehr kurz ist (12 Tage/Jahr).

Zusätzlich zu den tabellierten Standort- und Wegeigenschaften wurden folgende Parameter erhoben: Bodenart (Fingerprobe), Rauigkeit der Wegoberfläche (Kettchenmethode), Intensität der Wegpflege, Hindernisse, Lage des Weges zum Gefälle, Exposition, Hangform.

Ergebnisse:

1. Wegbreite

Die Breite des Weges (in cm) konnte am besten mit folgender Regression erklärt werden ($r^2_{\text{adj.}} = 0,515$; $n = 111$):

$$\text{Breite} = 0,0050 \cdot W - 37,2 \cdot H + 3,8 \cdot S + 66$$

W: Zahl der Wanderer [1/a]

S: S-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung [-]

H: Hindernisse : 0 = ohne, 1 = mit Hindernis am Wegrand (Eine Varianzanalyse mit W und S als Covariaten zeigte bei 95% Irrtumswahrscheinlichkeit keinen signifikanten Unterschied zwischen ein- und zweiseitiger Begrenzung des Weges).

INTERPRETATION:

- Die Zahl der Wanderer bestimmte am stärksten die Breite des Weges (höchstes β -Gewicht). 1000 Wanderer zusätzlich verbreitern die Wege um 5 cm. Bereits wenige Wanderer ($N < 300$), die den Hauptweg verlassen, schaffen einen neuen Weg (s. Interzept).
- Hindernisse am Wegrand verhindern das Verbreitern der Wege sehr effektiv. Werden die Wege entlang von natürlichen (Felsen, Bäume) oder künstlichen Hindernissen (Zäune, Steinwälle) geführt, läßt sich die Breite des Weges um 40% verringern.

2. Wegtiefe

2.1 Quer zum Hang verlaufende Wege

Die Tiefe (in mm) der quer verlaufenden Wege konnte am besten durch folgende Regression erklärt werden ($r^2_{\text{adj.}} = 0,619$; $n = 90$):

$$\text{Tiefe}_{\text{quer}} = 0,014 \cdot W + 292 \cdot \tan \Theta - 0,26 \cdot \text{NN} + 121 \cdot Q + 492$$

Θ : Hangneigung [°]

NN: Höhe ü.NN [m]

Q: Quotient aus Hangneigung und Wegneigung (= Indikator für den Verlauf des Weges zum Hang) [-]

INTERPRETATION:

- Auch die Wegtiefe wird am stärksten durch die Zahl der Wanderer bestimmt.
- Die Wegtiefe wird stärker durch die Neigung des Hanges als durch die des Weges bestimmt, da die quer verlaufenden Wege weniger durch Ausspülung sondern durch Abrutschen tiefer werden. Das Abrutschen wird durch den Tritt der Wanderer und durch Schneekriechen bewirkt. Dies geht bei quer verlaufenden Wegen besonders leicht, da sie lange feucht und damit verformbar bleiben (verzögerter Abfluß; Zufluß von Hangzug- und Oberflächenwasser aus dem Oberhang).
- Mit zunehmender Höhenlage nimmt die Pfadtiefe ab, da die Böden flachgründiger werden.

2.2 In Gefällerrichtung verlaufende Wege

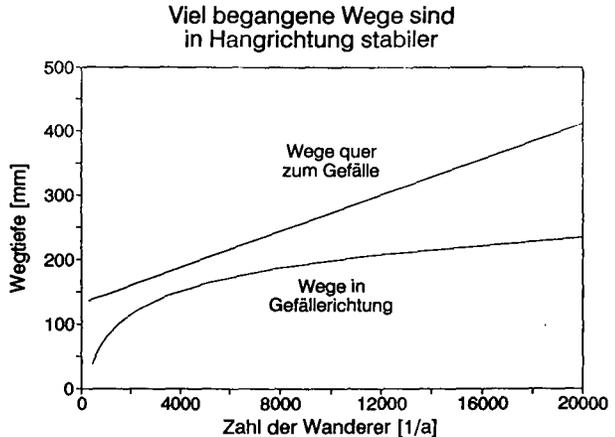
Die Tiefe längs zum Gefälle verlaufender Wege ließ sich durch folgende Regression erklären ($r^2_{adj.} = 0,653$; $n = 21$):

$$\text{Tiefe}_{\text{längs}} = 119 \cdot \log(W) + 6,3 \cdot \alpha + 2 \cdot U - 260$$

α : Gefälle des Weges [°]
U: Schluffgehalt des Gesamtbodens [%]

INTERPRETATION:

- Die Eintiefung des Weges erfolgt durch Wassererosion. Dies belegen der Schluffgehalt, der ein guter Indikator für die Boden-erodierbarkeit ist, und die Wegneigung, die die erosive Kraft des Abflusses bestimmt.
- Der Abfluß kann angreifen, wenn die Vegetationsbedeckung zerstört ist. Dies geschieht durch den Tritt der Wanderer. Der logarithmische Zusammenhang zeigt, daß dazu bereits wenige Tritte ausreichen.
- Bei hohen Wandererfrequenzen nehmen die Schäden dann aber nur noch gering zu (s. Graphik). Besonders stark begangene Wege sollten daher möglichst steil und nicht quer zum Hang angelegt werden.



Diese Interpretation wird gestützt durch die Regression des verlagerten Bodenvolumens (Tiefe · Breite; in m^3/m) der in Gefällerrichtung verlaufenden Wege ($r^2_{\text{adj.}} = 0,614$; $n = 21$):

$$\text{Volumen}_{\text{längs}} = 0,28 \cdot S + 0,03 \cdot U - 0,86$$

Die Regression enthält nur Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung. Dies zeigt, daß Wasserosion der schädigende Prozeß ist. Die Zahl der Wanderer ist für Wege in Gefällerrichtung von untergeordneter Bedeutung.

Schlußfolgerungen:

- Die Wanderwege im Untersuchungsgebiet sind z.T. stark erodiert und weisen Breiten bis zu 2,6 m und mittlere Tiefen bis zu 0,7 m auf.
- Zwei Prozesse dominieren:
 - Quer verlaufende Wege werden vor allem durch Kriechschnee und den Tritt der Wanderer hangabwärts geschoben.
 - In Gefällerrichtung verlaufende Wege werden vom Oberflächenabfluß ausgespült.
- Die Schäden nehmen mit zunehmender Zahl der Wanderer zu. Es nahm sowohl die Wegbreite wie auch die Wegtiefe zu. Vor allem stieg mit zunehmender Wandererzahl die Tendenz, neue Trampelpfade anzulegen. Da bereits weniger als 300 Wanderer genügen, um einen neuen Trampelpfad zu erzeugen, geht von hohen Wandererzahlen eine erhöhte Gefahr aus. Es kann daher nicht empfohlen werden, die Wanderer in besondere Gebieten zu konzentrieren, um andere Gebiete zu schonen, wenn nicht durch massive wegbauliche Maßnahmen erreicht wird, daß die Wege nicht verlassen werden.
- Besonders stark begangene Wege sollten nicht quer zum Hang oder in engen Serpentinaen angelegt werden.

Danksagung:

Der Fam. Geisler, den ehemaligen Pächtern der Rappensee-Hütte, wird für ihre Unterstützung herzlich gedankt.

Stoffhaushalt und Stoffbilanz zweier Kleineinzugsgebiete im Flysch bei Marienstein (Tegernseer Alpen)

von

Rupert Bäumler¹ und Wolfgang Zech¹

1 Forschungsgegenstand und Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des BMFT-Schwerpunktförderprogramms "Bodenforschung im Deutschen Alpenraum" zur Erfassung und Quantifizierung von Systemzusammenhängen und Abhängigkeiten zwischen dem Zustand des Waldes und Erosionsformen und -vorgängen durchgeführt.

Im Vordergrund dieser Studie stehen eine allgemeine Charakterisierung des Stoffhaushalts und die Erstellung von Stoffbilanzen für zwei bewaldete Kleineinzugsgebiete (4,2 bzw. 6,3 ha). Die Ergebnisse bilden die Grundlage für eine 2. Projektphase (1992-1995), in der die Auswirkungen eines Katastrophenszenarios (geregelter forstlicher Eingriff) auf die Stabilität dieser Alpenökosysteme untersucht werden.

2 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete sind ausführlich im Forschungsbericht des o.g. Verbundprojekts beschrieben (Nationalparkverwaltung Berchtesgaden (1991)).

Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden die Einzugsgebiete Flysch Sonnseite 1 (FLSON1) und Sonnseite 2 (FLSON2) bei Marienstein ausgewählt. Der forstliche Eingriff wird im Oktober 1992 auf FLSON1 durchgeführt, FLSON2 dient aufgrund der kurzen Vorlaufphase als Kontrolle.

3 Versuchsaufbau

Die beiden Ökosysteme wurden in einzelne Kompartimente unterteilt, deren Zusammenhänge sich über Wasser- bzw. Stoffflüsse und Bilanzierungen direkt messen oder berechnen lassen.

Als Inputgrößen werden neben dem Streufall die Niederschläge getrennt in Freiland (FNS)- und Bestandesniederschlag (BNS) erfaßt, um die Veränderung des Chemismus beim Passieren des Kronenraums (Pufferung, Leaching) zu erfassen. Veränderungen im Boden werden durch die Analyse von Bodenlösungen aus 10 cm, 30 cm und 50 cm Tiefe erfaßt (B10, B30, B50). Ein Einbau in größerer Bodentiefe war aufgrund des steigenden Skelettgehalts (Tonstein) nicht möglich. Der Gebietsaustrag (A) wird an eigens dafür errichteten Meßwehren erfaßt.

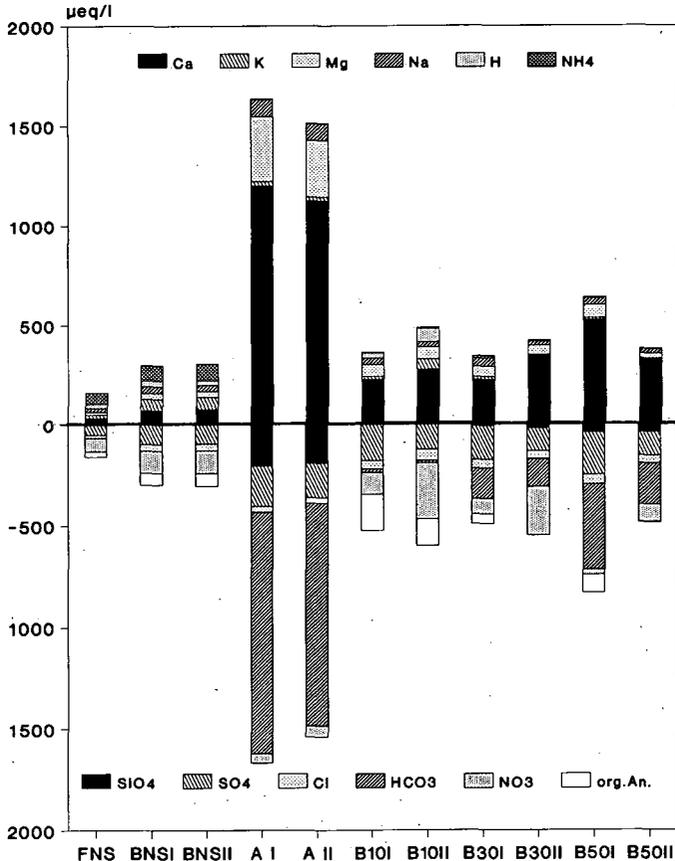
4 Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die Gesamtionenbilanz. Dargestellt sind Kationen und Anionen in $\mu\text{eq/l}$ für Freilandniederschlag (FNS), Bestandes-NS Fläche 1 und 2 (BNSI und BNSII), Output (AI und AII) und die Bodenlösungen in 10 cm, 30 cm und 50 cm Tiefe (B10I und B10II, B30I und B30II, B50I und B50II). Kationenüberschuß bei sauren Lösungen deutet auf das Vorhandensein von organischen Anionen hin, die nicht erfaßt worden sind. Sie errechnen sich aus der Differenz der Summe aus Kationen und Anionen.

Es zeigt sich eine starke chemische Veränderung des Niederschlagswassers auf dem Weg durch das Ökosystem und die stark negative Bilanz zwischen Eintrag über die Niederschläge und Austrag über die Vorfluter, was die Bedeutung der Fließstrecke in der Zersetzung- bzw. Verwitterungszone unterstreicht.

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth

Abb. 1: Gesamtionenbilanz für Freiland(FNS)- und Bestandesniederschlag (BNSI, BNSII), Bodenlösungen (B10I - B50II) und Vorfluter (A I, AII) für die Einzugsgebiete FLSON1 (I) und FLSON2 (II) in $\mu\text{eq/l}$.



Input

Da mit Ausnahme der Stickstoff-Quellen lokale Emittenten fehlen, spielt beim Niederschlag vor allem der Ferntransport eine Rolle. Im FNS sind Ammonium und Nitrat die dominanten Ionen. Ammonium ist leicht gegenüber Nitrat erhöht, im BNS wird das Verhältnis zugunsten von Nitrat verschoben. Die Passage durch den Kronenraum führt zu einer Erhöhung der Gesamtionenkonzentration, wobei praktisch alle Ionen betroffen sind. Verantwortlich für diesen Anstieg sind Leachingprozesse (Kalium) und die Ablösung trocken deponierter Substanzen von der Nadeloberfläche. Vor allem der Anstieg von Sulfat und Chlorid gegenüber dem FNS ist auf trockene Deposition zurückzuführen. Bei den Kationen dominiert neben Kalium und Kalzium v.a. Ammonium, bei den Anionen zu etwa gleichen Anteilen Nitrat und Sulfat.

Bodenlösung

Die Zusammensetzung der Bodenlösung im Oberboden wird in der Regel durch biogene Prozesse gesteuert, im tieferen Mineralboden spielen Sorptions- und Verwitterungsprozesse eine zunehmende Rolle. Der im Vergleich zum BNS starke Anstieg der Kalzium-Konzentration bereits in 10 cm Tiefe ist eine direkte Folge fortlaufender Oberbodenversauerung; die pH-Werte liegen im Oberboden im sauren bis stark sauren Bereich. Zum anderen zeigt sich bereits der Einfluß des Ausgangsmaterials (Gault-Grenzmergel). Ammonium und Kalium nehmen sehr stark ab. Ammonium wird praktisch vollständig im Oberboden umgesetzt. Dies bewirkt

einen zusätzlichen Versauerungsschub und damit eine starke Belastung der Böden, da bei der Oxidation zu Nitrat Protonen freigesetzt werden. Nitrat wird entweder ausgewaschen (FLSON2) oder umgesetzt durch Aufnahme über die Wurzeln oder Immobilisierung durch Mikroorganismen (FLSON1). Kalium wird zu einem erheblichen Anteil gegen Ca und Mg in den Tonmineralen ausgetauscht und fixiert (Tongehalt der Böden 30-50 %), in 50 cm Tiefe ist Kalium nur noch in Spuren nachweisbar. Natrium verhält sich im Boden weitgehend indifferent. Bei den Anionen kommt es zu einem weiteren Anstieg der Sulfat- und Chlorid-Konzentrationen. Dies ist vermutlich eine Folge der Verdunstung und des Wasserverbrauchs des Bergmischwaldbestandes. Eine Sulfat-Sorption findet aufgrund der zeitweiligen Stauwassereinflüsse nicht statt, da oxidische Fe-Formen reduziert werden. Nitrat nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab, der Gehalt an Hydrogencarbonat steigt parallel zum pH. Die pH-Werte in der Bödenlösung steigen im Mittel von 4,5 in 10 cm Tiefe über 5,5 (30 cm) auf 6,5 in 50 cm Tiefe. FLSON2 unterscheidet sich bei der Sickerwasserzusammensetzung zum Teil erheblich von FLSON1. Als Ursache kommen unterschiedliche bodenphysikalische und -mineralogische Verhältnisse in Frage (Fließwege oberflächennah - in der tieferen Zersatzzone). Zudem scheint entweder die mikrobielle Umsetzung von Nitrat im Oberboden von FLSON2 gehemmt oder Nitrat wird auf FLSON1 verstärkt umgesetzt bzw. von der Vegetation aufgenommen.

Output

Der Austrag über den Vorfluter stellt das gesamte Integral über das Einzugsgebiet dar, abhängig von klimatischen und biogenen Faktoren und unterschiedlichen Fließwegen. Im Flysch scheinen nach ersten Beobachtungen vor allem laterale, oberflächennahe Fließwege die Abfließbildung zu steuern. Entsprechend dem Anteil an der Abfließbildung beeinflussen die einzelnen Kompartimente auch die chemische Zusammensetzung des Abfließwassers. Aus Abb.1 ist ersichtlich, daß die geologischen Verhältnisse den Chemismus erheblich beeinflussen. Ca und Mg sind die dominanten Kationen, wobei im Vergleich zur Bodenlösung Mg überwiegend in der tieferen Zersatzzone durch Verwitterungsprozesse freigesetzt wird. Dasselbe gilt auf einem etwas geringeren Niveau für Natrium. Hydrogencarbonat ist das korrespondierende Anion zu Ca. Sulfat erfährt eine weitere Aufkonzentration, während Chlorid im Vergleich zu den anderen Kompartimenten abnimmt. Der starke Anstieg der Silikationen im Vergleich zur Bodenlösung in 50 cm Tiefe von durchschnittlich 40 µeq/l auf 200 µeq/l unterstreicht die Bedeutung von Verwitterungsprozessen (Silikatverwitterung; Magnesiumfreisetzung) in der tieferen Zersatzzone.

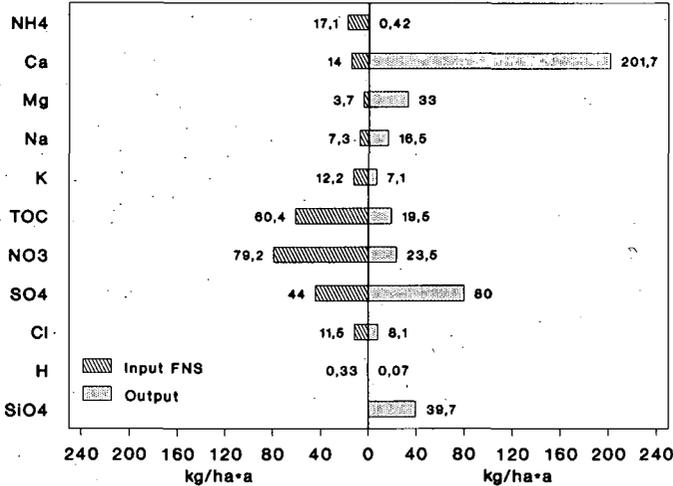
Ein Vergleich der Stoffdepositionsraten ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) mit dem Freilandniederschlag zu anderen Standorten in Deutschland ist in Tab. 1 dargestellt. Allerdings besteht zwischen der Stoffkonzentration und der Niederschlagsmenge oft eine negative Beziehung, da z.B. die Protonenmenge stark von der Niederschlagshöhe beeinflusst wird. Das zeigt sich im Unterschied zwischen dem Protoneneintrag und den Säurebildnern S und N im Solling und am Standort Kälbelescheuer im Schwarzwald. Die Untersuchungsgebiete am Tegernsee weisen im Gegensatz dazu relativ niedrige H-Einträge auf. Ähnlich niedrige Werte wurden am Standort Schluchsee im Schwarzwald gemessen. Die $\text{SO}_4\text{-S}$ -Depositionsraten liegen mit $14.2 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ auf dem Niveau des Standorts Kälbelescheuer, aber unterhalb der stark belasteten Standorte im Fichtelgebirge und Solling. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition ist dagegen mit 18.5 bzw. $15.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ zum Teil mehr als doppelt so hoch wie auf den Vergleichsstandorten. Diese extrem hohen Gesamt-N-Einträge sind auf die starke Weide- und Viehwirtschaft in diesem Raum zurückzuführen.

Tab. 1: Vergleich der Freilanddepositionsraten für H^+ , S und N ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) in den Tegernseer Alpen, Fichtelgebirge (Oberwarmensteinach, Kaupenjohann 1989), Solling (Matzner 1988) und Schwarzwald (Kälbelescheuer, Mies 1986 und Schluchsee, Zöttl et al. 1989).

Standort	Niederschlag (mm)	H	$\text{SO}_4\text{-S}$ ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$
Tegernsee (01/90 - 12/91)	1845	0.40	14.2	18.5	15.4
Fichtelgebirge (07/84 - 06/86)	1270	0.61	24	9.6	8.6
Solling (1969 - 1985)	1032	0.82	23	8.7	11.9
Kälbelescheuer (1983 - 1984)	1342	0.81	15	6.7	4.5
Schluchsee (06/87 - 05/88)	2300	0.31	8.9	4.9	7.2

In Abb. 2. ist die Massenbilanz zwischen Eintrag und Austrag für FLSON1 dargestellt. Es ist eine klare Differenzierung in zwei Gruppen von Stoffen erkennbar, für die das Ökosystem eine Senke bzw. eine Quelle darstellt. Ammonium, Kalium, TOC, Nitrat und Protonen werden in das System eingetragen und größtenteils innerhalb des Systems umgesetzt bzw. sorbiert. Kalzium, Magnesium, Natrium, Sulfat und Silikat werden dagegen überkompensiert und zum Teil quantitativ aus dem Ökosystem ausgetragen. Die starke Desorption und Auswaschung basisch wirkender Kationen führt langfristig zu einer starken Versauerung und Degradation der Böden. Sulfat als eine der Hauptursachen für Säureschäden in bewaldeten Ökosystemen (Kaupen)Johann 1989) scheint auf diesen Untersuchungsflächen nur von untergeordneter Bedeutung. Chlorid verhält sich als einziges Ion weitgehend indifferent mit einer Tendenz zur Akkumulation im Ökosystem.

Abb. 2: Gegenüberstellung von Input über den Freilandniederschlag und Output am Meßwehr (kg ha⁻¹ a⁻¹) für das Einzugsgebiet FLSON1 (Massenbilanz).



5 Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Forschung und Technologie für die großzügige finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens.

6 Literatur

- Kaupen)Johann, M. (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immisionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther Bodenk. Ber., 11, 1-258.
- Matzner, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen, 40, 1-217.
- Mies, E. (1986): Elementeinträge in tannenreiche Mischbestände des Südschwarzwaldes. Freiburger Bodenk. Abhandlungen, 18.
- Nationalpark Berchtesgaden (1991): Bodenforschung im Deutschen Alpenraum - Zwischenbericht 1991. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- Zöttl, H.W., Brahmer, G. und Feger, K.-H. (1989): Projekt ARINUS : III. Stoffbilanzen und Düngung der Einzugsgebiete. Ber. KfK-PEF 50, 1, 23-34.

Hangabtrag in den nördlichen Kalkalpen

M. Becht u. K.-F. Wetzels

1. Einleitung

Die Bodenerosion im Hochgebirge wie auch auf landwirtschaftlichen Nutzflächen des Vorlandes unterliegt den Einflüssen von Relief, Ausgangssubstrat (Geologie), Vegetationsbedeckung, klimatischen Faktoren (Niederschlag) und Nutzungsart. Im Hochgebirge sind neben dem Relief vor allem die klimatischen Faktoren auf engstem Raum hochvariabel verteilt. So tritt eine rasche Abnahme der Niederschläge vom Alpenrand zu den Zentralalpen hin auf (zentral-peripherer Wandel). Dieser Trend wird durch die Zunahme der Niederschläge mit der Höhe überlagert. Hier fällt mit abnehmenden Temperaturen ein wachsender Anteil der Niederschläge als Schnee (hypsometrischer Wandel). Im folgenden soll anhand einiger Beispiele aus den nördlichen Kalkalpen (Kocheler Berge) und den nördlichen Kalkalpen (Vorkarwendel, Wetterstein; Abb. 1) der Einfluß dieser Faktoren auf die Intensität der Bodenerosion gezeigt werden. Die Untersuchungen zum Bodenabtrag in alpinen Kleinstzugsgebieten (Dimension $10^2 - 10^0$ ha) werden durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert.

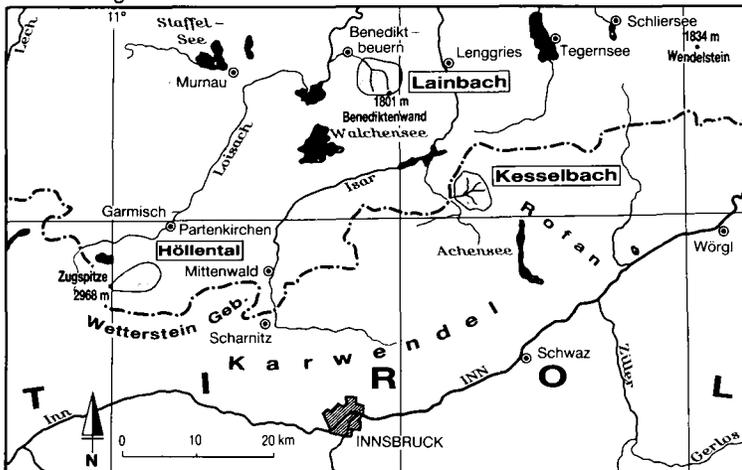


Abb. 1: Die Lage der Untersuchungsgebiete

2. Abtrag unter Wald in den Kocheler Bergen und dem Vorkarwendel

Weite Teile der Kocheler Berge und des Vorkarwendels sind auch heute von Wald bedeckt. Die natürliche Waldgrenze reicht bis nahe an die Gipfellagen (< 2000 m ü.NN). Die Schutzfunktion des Waldes wird im Zusammenhang mit möglichen Folgen des Waldsterbens im

Hochgebirge oft hervorgehoben (Mayer 1989). Hohe Infiltrationskapazitäten der Waldböden führen zu einer Dämpfung von Hochwasserabflüssen. Unterschiedliche Flußdichten unter Wald bei gleichen Niederschlagssummen weisen aber auch auf den Einfluß des Substrates hin. Während die Flußdichten auf durchlässigen Kalken weit unter $1 \text{ km}^2/\text{km}^2$ liegen, erreichen sie im Flysch und auf dichten glazigenen Sedimenten Werte über $4 \text{ km}^2/\text{km}^2$.

Unter Wald dominiert linearer Abtrag und führt zur Entstehung kleiner Runsen und im Zusammenfluß von Runsen zur Ausbildung von Kerbtälchen. Außerhalb der Runsen und Kerben (vgl. Abb.2, Testgebiete Fütterung 1, Hirschshule und Flysch) ist der fluviale Abtrag um mehrere Zehnerpotenzen geringer (vgl. Abb. 2, Testgebiet Fütterung 2). Die Höhe der Sedimentfrachten unter Wald wird vorwiegend durch die Niederschläge bestimmt. Dabei wirken langanhaltende Niederschläge hoher Intensität aufgrund des höheren Abflusses in den Rinnen stärker als kurze Schauer mit hohen Intensitäten, bei denen das Wasserdargebot zur Erzeugung einer genügend hohen Abflußwelle nicht ausreicht.

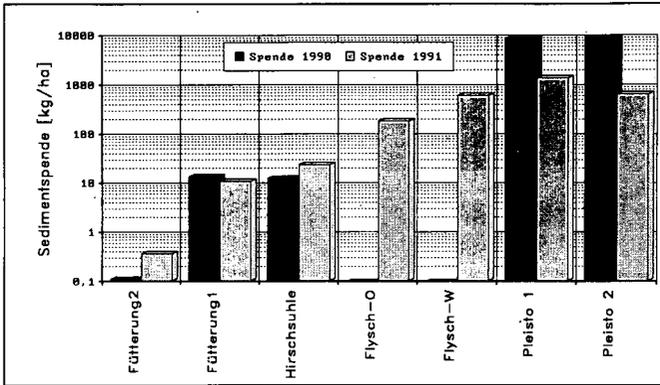


Abb. 2: Sedimentspenden verschiedener Testgebiete im Lainbachtal und Kesselbachtal unter Wald

Die Unterschiede zwischen den Testflächen lassen sich auf mehrere Faktoren zurückführen. Die Flächen Fütterung 1 und 2 sowie Hirschshule liegen unter Hochwald (90 % Fichte) im Kesselbachtal (Vorkarwendel). Während die Sedimentfalle zur Bestimmung der Frachten bei den Flächen Hirschshule und Fütterung 1 jeweils in einer gut ausgebildeten Runse liegt, weist Fütterung 2 nur eine flache Muldentälchen auf. An dieser Testfläche wird daher eher der flächenhafte und deutlich niedrigere Abtrag erfaßt, während die Frachten der anderen beiden Gebiete durch lineare Erosion in den Abflußrinnen dominiert werden.

Die Flächen Flysch-O und -W, sowie Pleisto-1 und -2 liegen im Lainbachgebiet (Kocheler Berge) und repräsentieren Waldstandorte auf Flysch (Hochwald, Fichte, 90 % Deckung) und auf pleistozänen Lockersedimenten (Mischwald, z.T. Grasbedeckung). Alle Flächen haben ausgeprägte Abflußrinnen. Die höheren Abträge der Flächen auf pleistozänen Lockergesteinen lassen sich auf das Substrat zurückführen. Dagegen sind die Unterschiede zwischen den Flächen im Lainbachgebiet und denen im Kesselbachtal durch die höheren Niederschläge am Alpenrand zu erklären. Das Lainbachgebiet erhält mit einem Mittel von 2100 mm gegenüber 1650 mm im Kesselbachtal erheblich höhere Jahresniederschläge.

Der gemessene Abtrag unter Wald im Hochgebirge zeigt, daß die Runsen und kleinen Täler hinsichtlich ihres Beitrages zur Erosionsleistung eines Einzugsgebietes stärker beachtet werden müssen. Im Verlauf von extremen Starkregen können sie zu den Hauptliefergebieten von Feststoffen werden (Becht 1991).

3. Der Einfluß der Nutzung auf den Abtrag

Die Hangbereiche in den Alpen werden flächenhaft almwirtschaftlich oder waldwirtschaftlich genutzt. Ackerbauliche Kulturen treten nur in Tallagen auf. Auf Almflächen können flachgründige Verletzungen des Bodens (Blaiken) besonders in steilen Lagen beobachtet werden. Derart geschädigte Hänge gelten als besonders abtragsgefährdet (Mößmer 1985). Die Sedimentfrachten der Runsen in Blaikengebieten (Rethalmen, Abb. 4) übersteigt allerdings nicht die Sedimentfracht der Runsen aus Waldgebieten, da die Blaiken oft keinen direkten Anschluß an das Gerinnenetz haben. Auf den gut wasserwegigen Kalksteinen der Blaikengebiete treten nur selten echte Oberflächenabflüsse auf, so daß das Erosionsmaterial nur über kurze Strecken am Hang umgelagert wird. Der Sedimentabtrag findet im direkten Umfeld der Abflußrinnen statt, die sich oft an episodisch schüttende Karstquellen anschließen und bis auf den anstehenden Fels eingetieft sind. Auch unter Wald stammen die Sedimente aus den Runsen, so daß das erodierte Substrat leicht mit dem Abfluß transportiert werden kann.

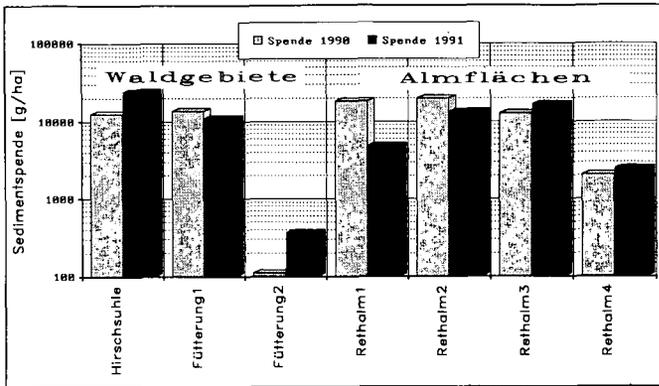


Abb. 3: Der Sedimentabtrag in Waldgebieten und von Almweiden im Kesselbachtal

4. Erosion in unterschiedlichen Höhenlagen

Für den Vergleich der fluvialen Erosion in unterschiedlicher Meereshöhe wurden Testflächen auf Lockergesteinen (Moränensedimente) herangezogen. Es handelt sich dabei um drei Testflächen an neuzeitlichen Moränen des Höllentalferners an der Zugspitze (Kar 1-3) und um zwei Testflächen auf vegetationslosen Erosionsanrissen in stark kompaktierten glazigenen Sedimenten im Lainbachgebiet (Lain-1 und -2). Wie Abbildung 3 zeigt, liegen die Sedimentspenden der Testflächen im Lainbachtal trotz vergleichbar hohen Jahresniederschläge (ca. 2000 mm) um eine Zehnerpotenz über denen des Höllentalkares (Abb. 3). Die Ursache der differierenden Sedimentspenden ist hier eine Folge der langen Schneebedeckung im Höllentalkar. Die Erosionsflächen im Lainbachgebiet (in ca. 900 m ü.NN) sind bereits im April aper und unterliegen der Abspülung bei heftigen Schauerniederschlägen über mehr als 7 Monate bis in den November hinein. Im Höllentalkar (in ca. 2200 m ü.NN) beschränkt sich dieser Zeitraum auf die Monate August und September. Von Oktober bis Juli schützt die Schneedecke die darunterliegende Oberfläche vor Abtrag, da die Splash-Wirkung der Regentropfen aufgefangen wird und das Niederschlagswasser nur verzögert zum Abfluß kommt. Die Schneeschmelze führt in beiden Gebieten nur zu minimalem Abtrag, da aus der Schneedecke nur geringe Mengen Schmelzwasser pro Zeiteinheit abfließen, die größtenteils in den Untergrund versickern.

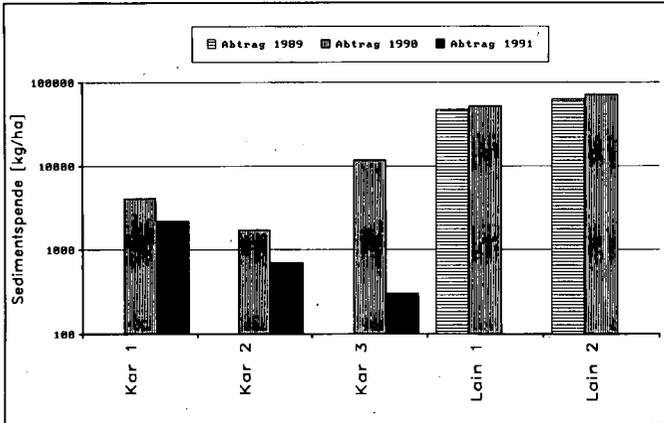


Abb. 4: Der Einfluß der Meereshöhe auf die jährlichen Sedimentspenden

5. Schlußfolgerung

Die Bodenerosionsforschung im Hochgebirge darf sich nicht an Vorurteilen und Meinungen orientieren, sondern muß auf der Basis von Geländemessungen die räumliche Differenzierung des Abtrages quantifizieren und dessen Ursachen erforschen. Durch die Überlagerung verschiedener Faktoren (Klima, Relief, Substrat, Vegetation) und mit ihren oft gegenläufigen Wirkungen auf den Abtrag wird die Übertragung der Ergebnisse erschwert. Die regionale Differenzierung des Abtrages in den Alpen wird stark durch Klimaparameter dominiert. So sind die Erosionsraten am Alpenrand bei sonst gleichen Parametern infolge hoher Niederschlagssummen und -intensitäten am größten. Bei kleinräumiger Betrachtung variiert die Abtragsleistung lokal durch Relief-, Substrat- und Vegetationseinflüsse (z.B. Wasserwegigkeit der Böden), so daß der Faktor Klima zurücktritt.

Literatur

- Becht, M. (1991): Auswirkungen und Ursachen von Katastrophenhochwassern in kleinen, alpinen Einzugsgebieten. - Z. f. Geomorph., Suppl.Bd.89: 49-61.
- Fliri, F. (1975): Das Klima der Alpen im Raume Tirol. - Monogr.z. Landeskunde Tirols. Hrsg. v. A. Leidmaier & F. Hutter, Innsbruck - München.
- Mayer, H. (1989): Die Gebirgswälder in den Alpen. Funktionen - Entwicklungen - waldbauliche Folgerungen. - Informationsberichte d. Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft 4/1989: 29-46, München.
- Mößmer, E.-M. (1985): Blaikenbildung auf beweideten und unbeweideten Almen.- Jb.d. Ver. z.Schutz d.Bergwelt, 50: 79-94.

Von der ABAG zur ÖBAG
- Die Isoerodentenkarte von Österreich -

von

BLÖHBERGER, G.*) und E. KLAGHOFER**)

Kurzfassung

Es wird die Isoerodentenkarte von Österreich vorgestellt. In Anbetracht fehlender Daten mußte zur Berechnung der Niederschlagsfaktoren die Regressionsgleichung der ABAG abgeändert werden. Auch bei der Festlegung der Isoerodentengruppen und bei der Grenzziehung zwischen den einzelnen Gruppen wurden neue Wege beschritten.

Die Berechnung des Niederschlagsfaktors

Um eine gesamtösterreichische Isoerodentenkarte nach den Vorschriften der in der Universal Soil Loss Equation von Wischmeier und Smith (1978) festgelegten Bedingungen zur Erfassung der Produktsumme der kinetischen Energie und der maximalen 30-Minuten-Intensität eines Einzelniederschlags erstellen zu können, bedürfte es einer landesweiten Erfassung der Niederschlagsmessung in 5-Minuten-Intervallen während eines mehrjährigen Zeitraumes. Diese Daten stehen in Österreich nicht zur Verfügung. Gerade im Alpenraum ändern sich, bedingt durch die Höhenunterschiede und die unterschiedlichen Klimaeinflüsse, die Niederschlagshöhen auf engstem Raum. Es besteht aber trotzdem eine große Übereinstimmung in der zeitlichen Abfolge der Niederschläge.

*) Günther Blühberger
Institut für Geologie an der Universität Wien
Adresse des Autors: A-1030 Wien, Beatrixgasse 25/2/24

**) Eduard Klaghofer
Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt
A-3252 Petzenkirchen

Die Berechnung des Niederschlagsfaktors "R" nach der in der ABAG (Schwertmann et al., 1987) festgehaltenen Regressionsgleichung, basierend auf der Summe der Sommerniederschläge von Mai - Oktober, ist daher naheliegend. Im Verlaufe unserer Untersuchung zeigte sich allerdings, daß der in der ABAG-Regressionsgleichung einbezogene Monat Oktober extrem niedrige Niederschlagswerte aufweist, während im April ein deutliches Ansteigen der Niederschläge festzustellen ist. Da es uns anhand eines zu geringen Datenbestandes nicht möglich ist, eine eigene Regressionsgleichung auszuarbeiten, wurde der Versuch unternommen, die ABAG-Regressionsgleichung für den Vegetationszeitabschnitt von April - September beizubehalten.

Zusätzlich wurden die flächendeckend zur Verfügung stehenden 90 %-Tagesniederschlagswerte (Starkregen und Starkregenstatistik, H. Krebs & G. Schimpf, 1965) in die Gleichung einbezogen. Bei den 90 %-Tagesniederschlagswerten handelt es sich um Niederschlagshöhen, die in den bis 1950 beobachteten Jahreshöchstwerten in 90 % aller Fälle erreicht bzw. überschritten wurden. Durch die Einbeziehung der Werte (in cm) in die Gleichung wird der Faktor "R" in Extremfällen um 3 Punkte erhöht bzw. bei Gebieten mit geringer Starkregenneigung um 2 Punkte vermindert.

Die neue Regressionsgleichung lautet nun:

$$R_v = 0,141 * VNS - 5,18 + 90 \% TN$$

R_v = Niederschlagsfaktor bezogen auf die Vegetationszeit
VNS = Vegetationszeitniederschlag April - September
90 % TN = 90 %-Tagesniederschlagswert

Da nunmehr keine Übereinstimmung mit der ABAG-Regressionsgleichung besteht, wurde - im Zusammenhang mit der neuen Gleichung - für die Berechnung des Bodenabtrages nach dem Vorbild der USLE der Name auf Ö B A G - Österreichische Bodenabtragungsgleichung abgeändert.

Ein Vergleich mit einem nach der USLE bestimmten Faktor "R" (70) in Petzenkirchen ergab eine signifikante Übereinstimmung mit dem nach der ÖBAG berechneten Faktor "R_v" (69,7). Die danach ermittelten R-Faktoren in den Grenzgebieten zu Bayern ergaben eine erfreuliche Übereinstimmung mit jenen in den bayerischen Grenzgebieten.

Die Gruppierung der Niederschlagsfaktoren

Für die Berechnung der Niederschlagsfaktoren "Rv" wurden die Daten von 682 Meßstationen in Österreich mit einem durchgehenden Aufzeichnungszeitraum von 1971 bis 1990 erfaßt.

Bei der Gruppierung der Faktoren mußte darauf Rücksicht genommen werden, daß sie einerseits mit der Bayerischen Isoerodentenkarte verglichen werden können, andererseits aber auch den österreich-spezifischen Verhältnissen entsprechen.

Bedingt durch die stärkeren Niederschläge in den höher liegenden Gebieten und den eher regenarmen im Osten Österreichs war es notwendig, eine Erweiterung der ABAG-Gruppeneinteilung um je eine Gruppe im unteren und oberen R-Faktor-Bereich vorzunehmen. Gleichzeitig wurde auch auf die statistische Aufteilung der Stationen in Form einer flachen Glockenkurve geachtet. Der statistische Mittelwert des Niederschlagsfaktors "Rv" aller 682 Stationen in Österreich liegt bei 86 und fällt somit in die 6. Gruppe.

Vergleich der Isoerodenten-Gruppen ÖBAG und ABAG

Gruppe	Rv (ÖBAG)	Intervall	Anz.d. Stat.	R (ABAG)	Int.
1	< 45	--	41	--	--
2	45 - 54	10	50	< 48	--
3	55 - 63	9	53	48 - 55	8
4	64 - 70	7	73	56 - 62	7
5	71 - 77	7	78	63 - 69	7
6	78 - 86	9	86	70 - 83	14
7	87 - 98	12	88	84 - 97	14
8	99 - 110	12	81	98 - 111	14
9	111 - 128	18	74	> 112	--
10	> 128	--	58	--	--

Die Festlegung von Gruppengrenzen

Die ursprünglich vorgesehene Korrelation der R-Faktoren mit den Isohypsen bei der Grenzziehung zwischen den einzelnen Gruppen führte zu nicht befriedigenden Ergebnissen. Im Raum Salzburg ergaben sich durch die vorherrschende NW-Strömung in niedrigen Höhenlagen hohe R-Werte, während z.B. hochgelegene Gebiete im Süden Österreichs, die submediterranen Einflüssen ausgesetzt sind, verhältnismäßig niedrige R-Werte aufweisen.

Durch Einbeziehung der Klimakarte von Österreich (Bobek et al. 1971) war es möglich, eine Anpassung der Isoerodenten-Gruppengrenzen einerseits an die verschiedenen Klimaeinflüsse (Alpin, Oberdeutsch, Submediterran, Illyrisch, Pannonisch) und andererseits an die Isohypsen innerhalb der Klimazonen vorzunehmen.

Trotz des Maßstabes von 1:500.000 ergab sich speziell im alpinen Bereich eine hohe Strichdichte. Dieser Umstand weist auf die innerhalb geringer Entfernungen stark unterschiedlichen Niederschlagsverhältnisse. Durch den hohen Anteil alpiner Gebiete in Österreich ist eine Darstellung in einem kleineren Maßstab kaum durchführbar.

Da der Niederschlagsfaktor "Rv" mit dem Fournier-Wert (empirisches Maß für die Niederschlagsintensität) korreliert ($r = 0,86$), können anhand der ÖBAG-Isoerodentenkarte auch Hinweise bezüglich der Absicherung gegen Starkregen beim Wege- und Straßenbau, bei Schlägerungen, Rodungen und Trassierungen etc. mit ausreichender Genauigkeit gegeben werden. Sobald genaue, nach den in der USLE festgelegten Vorschriften erarbeitete Meßdaten von einer größeren Anzahl Stationen vorliegen, wird eine Überarbeitung der Isoerodentenkarte noch genauere Ergebnisse erbringen.

Literatur

- Bobek, H., Kurz, W. und F. Zwittkovits, 1971: Atlas der Republik Österreich, 5. Lieferung, Blatt III/9, Klimatypen, Österr. Akademie der Wissenschaften, Wien 1971.
- Krebs, H. und H. Schimpf, 1965: Starkregen und Starkregenstatistik, Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich, Nr. 42, Wien.
- Schwertmann, U., Vogl, W. und M. Kainz, 1987: Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Wischmeier, W.H. und D.D. Smith, 1978: Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. USDA, Agric. Handbook No. 537.

Organische Substanz und Aggregation in Böden unter Almweide und Bergwald im Nationalpark Berchtesgaden

Jürgen C. Forster und W. Zech¹

Fragestellung

Auf Almflächen unter geregelter Beweidung sollten die Einflußgrößen der Makroaggregatstabilität bestimmt und mit Waldböden verglichen werden. Ein weiterführender Teil der Arbeit beschäftigt sich mit der Untersuchung der Qualität der organischen Substanz in den strukturbildenden Mikroaggregaten.

Material und Methoden

Es werden zwei Testgebiete im Jennergebiet (östl. Königsseeufer) des Nationalparks Berchtesgaden betrachtet. Jedes Testgebiet beinhaltet Teilflächen unter Almweide und Fichtenwald in unmittelbarer Nachbarschaft, die sich in ihren sonstigen Geoökofaktoren gleichen (Tabelle 1). Pro Teilfläche wurden Untersuchungen an den obersten beiden Horizonten (ca. 0-10 und 10-25 cm) in fünffacher Wiederholung durchgeführt.

Tabelle 1: Kennzeichnung der Testflächen im Nationalpark Berchtesgaden.

Probe- fläche	Höhe ü. NN	Exposition	Hang- neigung	Ausgangs- substrat	Nutzung	Kurz- bezeichnung
Holzstube	1250 m	SW	21°	Dachsteinkalk- Hangschutt	Almweide Bergwald	HSA HSW
Büchsenkopf	1150 m	ONO	32°	Jungmoräne	Almweide Bergwald	BKA BKW

Als Einflußgrößen wurden bestimmt: pH, org. C und Gesamt-N (trockene Veraschung/Wärmeleitfähigkeitsdetektion mit Carlo Erba ANA 1500), Textur (Siebpipettmethode), heißwasserlösliche Zucker n. Metzger et al. (1987) mit nachfolgender MBTH-Analyse (Johnson und Sieburth 1977), aliphatische organische Verbindungen (superkritischer Hexanextrakt n. Spiteller 1982), mikrobielle Biomasse (Fumigation-Extraktion-Methode, Vance et al. 1987). Die Aggregatstabilität wurde in einem modifizierten Naßsiebeverfahren nach Hénin (1976) ermittelt; die Mikroaggregatfraktionierung erfolgte nach einem von Brückert (1982) beschriebenen Verfahren.

Ergebnisse und Diskussion

Almweideböden haben in beiden Probenahmetiefen engere C/N-Verhältnisse als Waldböden und sind im Oberboden weniger versauert; bei den organischen Bodeneigenschaften zeigen sich keine auffälligen regelhaften Unterschiede zu Waldböden (Tabelle 2), auch in der Textur unterscheiden sich die Nutzungsformen innerhalb eines Testgebiets nicht (Tabelle 3).

¹Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, PF 10 12 51, W-8580 Bayreuth

Tabelle 2: Chemische und mikrobiologische Eigenschaften der untersuchten Böden (Durchschnittswerte von jeweils fünf beprobten Bodenprofilen).

Probe- fläche	Horizont	pH	org. C	N	C/N	Mikrob. Biomasse g kg ⁻¹	Zucker g kg ⁻¹	Aliphaten g kg ⁻¹
			%	%				
HSA	0-10	6.23	9.35	0.90	10.4	1.38	0.57	6.6
	10-25	6.45	6.45	0.63	10.2	1.19	0.26	4.1
HSW	0-10	4.86	7.40	0.55	13.6	1.45	0.53	3.7
	10-25	6.40	2.80	0.22	12.9	0.52	0.08	0.8
BKA	0-10	5.94	7.43	0.65	11.4	1.32	0.28	2.4
	10-25	6.76	2.84	0.27	9.6	0.85	0.17	0.7
BKW	0-10	5.18	8.39	0.56	15.2	1.73	0.57	3.0
	10-25	6.78	2.92	0.20	14.3	0.65	0.13	0.9

Die Regressionsanalyse ergibt einen engen nichtlinearen Zusammenhang der Aggregatstabilität mit dem Humusgehalt (Abbildung 1); die Regressionsgleichung hierfür lautet

$$\% \text{ stabile Aggregate} = 86.86 - 116.8 * (1.722 - \log C_{org})^2$$

und liefert ein Bestimmtheitsmaß (R²) von 0,883. Es ergibt sich also für ansteigende Kohlenstoffgehalte über 6 % ein Absinken der Aggregatstabilität. Molope et al. (1987) sowie Capriel et al. (1990) und Cheshire et al. (1983) hatten signifikante lineare Zusammenhänge mit mikrobieller Biomasse, Aliphaten- bzw. Zuckergehalt gefunden, während hier auch eine Kombination dieser Faktoren keine befriedigenden Ergebnisse hervorbringt. Da es sich durchweg um lehmig-tonige Böden handelt, äußert sich hier der grundsätzlich zu erwartende Textureinfluß nicht. Almweide- und Waldböden verhalten sich ähnlich.

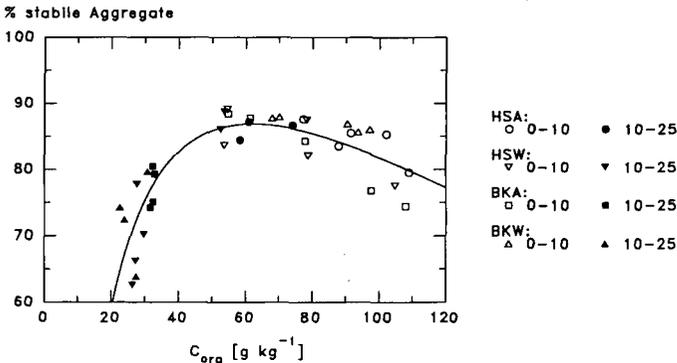


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen org. C-Gehalt und Aggregatstabilität.

Aus diesem Zwischenergebnis wird abgeleitet, daß nicht direkt quantifizierte (und nur eingeschränkt quantifizierbare) höhermolekulare organische Verbindungen (Huminstoffe) entscheidend an der Strukturstabilisierung mitwirken müßten. Das beobachtete Stabilitätsverhalten bei hohen Humusgehalten könnte auf in Makroaggregate eingebaute

organische Partikel zurückzuführen sein, die bei Beanspruchung zum teilweisen Aggregatzerfall führen.

Tabelle 3: Verteilung von Korn- und Mikroaggregatgrößen.

Probe- fläche	Korngrößenverteilung (μm)				Mikroaggregatverteilung (μm)				Index I_{MA}
	63-200	20-63	2-20	< 2	50-250	20-50	2-20	< 2	
HSA	4.23	10.96	33.09	45.5	19.39	18.98	48.47	4.31	0.532
HSW	4.42	11.08	31.46	45.69	13.33	18.89	47.13	13.14	0.412
BKA	6.41	8.34	27.91	44.03	15.00	19.71	39.03	9.91	0.445
BKW	9.55	9.1	26.43	39.65	15.09	13.97	39.93	13.25	0.313

Tabelle 3 offenbart eine Verschiebung des Größenspektrums bei Mikroaggregaten aus dem Oberboden gegenüber der konventionellen Texturanalyse vom Ton- in den Schluffbereich, wobei dieser Effekt bei Waldböden weniger deutlich ausfällt. Dies findet seinen Niederschlag im Mikroaggregationsindex I_{MA} , der auf beiden Standorten für Almweideböden um etwa ein Drittel höher liegt. Hierbei erhält man I_{MA} aus

$$I_{MA} = \frac{\sum (w_{m,i} * \log (1 + x_{m,i})) - \sum (w_{k,i} * \log (1 + x_{k,i}))}{100}$$

mit w_i = Anteil der i-ten Fraktion in %, x_i = mittlerer Korndurchmesser in μm , m = Mikroaggregatverteilung, k = Korngrößenverteilung.

Die Qualität der erhaltenen Mikroaggregatfraktionen wurde zunächst über org. C und Gesamt-N gekennzeichnet. Die Darstellung der Ergebnisse wurde so gewählt, daß jeweils die absolute Veränderung gegenüber der nichtfraktionierten Gesamtprobe (Abbildung 2) angegeben ist. Für beide Nutzungstypen ergaben sich in den Fraktionen < 2 und 20-50 μm deutlich verringerte Humusgehalte, während die Fraktionen 2-20 μm hierin kaum von der Gesamtprobe abweichen. Almweideböden enthalten in den feineren Fraktionen tendenziell mehr organische Substanz.

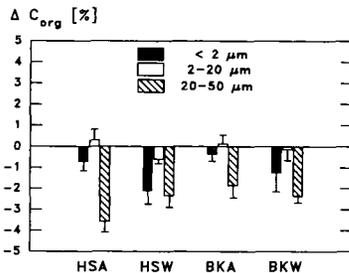
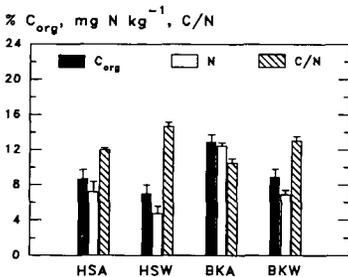


Abbildung 2: C_{org}, Gesamt-N und C/N-Verhältnis von Gesamtproben der Oberböden.

Abbildung 3: Abweichung der C_{org}-Gehalte der Fraktionen von den Gesamtproben.

Die größte Fraktion zeigt bei den N-Gehalten ein Defizit gegenüber der Gesamtprobe, während die feineren Fraktionen durchweg mehr N enthalten. Auf dem Standort Holzstube ergeben sich signifikante Nutzungsunterschiede. Das C/N-Verhältnis wiederum ist nur bei Waldböden in der größten Fraktion gegenüber der Gesamtprobe deutlich erweitert, während in den feineren Fraktionen nutzungsunabhängig eine Verengung des C/N-Verhältnisses zu verzeichnen ist. Diese ist bei Waldböden in der Tonfraktion deutlich, in der Schlufffraktion nur tendenziell stärker als bei Almweideböden.

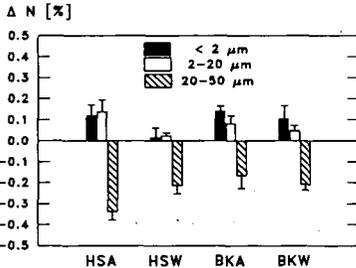


Abbildung 4: Abweichung der Gesamt-N-Gehalte der Fraktionen von den Gesamtproben.

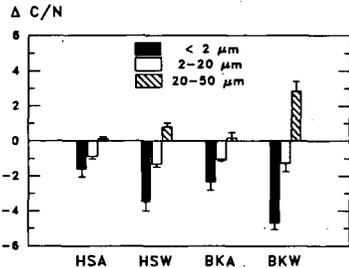


Abbildung 5: Abweichung der C/N-Verhältnisse der Fraktionen von den Gesamtproben.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die organische Substanz erweist sich bei ähnlicher Textur als die entscheidende Einflußgröße der Aggregatstabilität der untersuchten Gebirgsböden. Abweichend von bisherigen Befunden ist von einem bedeutenden Beitrag der hochmolekularen Huminstoffe auszugehen. Als erstes Ergebnis einer Mikroaggregatfraktionierung ist eine qualitative Annäherung der organischen Substanz unterschiedlich genutzter Böden mit abnehmender Mikroaggregatgröße festzuhalten. Die bei dem Trennverfahren freigesetzte partikuläre organische Substanz könnte Aufschluß über die sinkende Stabilität humusreicher Proben geben.

Literatur

- Brückert S (1982): Analysis of the organo-mineral complexes of soils. In M Bonneau und B Souchier, Constituents and Properties of Soils. Academic Press, London, 214-237.
- Capriel P, Beck T, Borchert H, und Härter P (1990): Relationship between soil aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass, and soil aggregate stability. SSSAJ 54, 415-420.
- Cheshire MV, Sparling GP und Mundie CM (1983): Effect of periodate treatment of soil on carbohydrate constituents and soil aggregation. J. Soil Sci. 34, 105-112.
- Hénin (1976): Cours de Physique du Sol. I. Texture, Structure, Aération. ORSTOM, Paris.
- Johnson KM und Sieburth JM (1977): Dissolved carbohydrates in seawater. I. A precise spectrophotometric analysis for monosaccharides. Marine Chem. 5, 1-13.
- Metzger L, Levanon D und Mingelgrin U (1987): The effect of sewage sludge on soil structural stability: microbiological aspects. Soil Sci. Soc. Am. J., 51, 346-351.
- Molope MB, Grieve IC und Page ER (1987): Contributions by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. J. Soil Sci. 38, 71-77.
- Spiteller M (1982): Ein neues Verfahren zur Extraktion von organischen Stoffen aus Böden mit überkritischen Gasen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 145, 483-492.
- Vance ED, Brookes PC und Jenkinson DS (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19, 703-707.

Bodenumlagerungen infolge von Hangrutschungen
im Bonner Raum

von

HARDENBICKER, U.*), J. GRUNERT*) und A. SKOWRONEK**)

1. Gravitative Massenbewegungen - ein Thema für die
Bodenerosionsforschung

Rutschereignisse betreffen nicht nur den geologischen Untergrund sondern auch Oberflächenböden. Der episodische Versatz, der Transport und die strukturelle Veränderung von Böden durch ein Rutschereignis haben über den eigentlichen gravitativen Prozeß hinaus weitreichende Folgen. So sind Rutschgebiete vor allem durch Wassererosion gefährdet: die neu entstandenen Oberflächenformen bedingen zusammen mit durchnäßten Rutschmassen besonders am Unterhang linienhafte Abtragung und subterrane Materialabfuhr. Betroffenen sind sowohl waldbestandene als auch landwirtschaftlich genutzte Hänge, so daß man auch von "gravitativer Bodenerosion" spricht (HEINZE & FIEDLER 1990, S. 110). Identifizierung und Quantifizierung von umgelagerten Bodenmassen sind wegen der Vermischung mit anderen Substraten schwierig.

2. Einflußfaktoren der Rutschungen im Bonner Raum

Die Rutschungen im Bonner Raum werden durch folgende natürliche Faktoren begünstigt:

- steile Hänge, an denen tertiäre Tone und Feinsande, verwitterte devonische Schichten sowie vertonte oligo-miozäne Trachyttuffe ausstreichen;
- hangparallel verlaufende tektonische Störungen;
- verschiedene Grundwasserhorizonte, die von den Hängen angeschnitten werden.

*) Geographische Institute, Meckenheimer Allee 166, 5300 Bonn 1.

**+) Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Ausgelöst werden die Rutschungen in der Regel durch hohe Niederschläge sowie durch Baumaßnahmen verschiedenster Art.

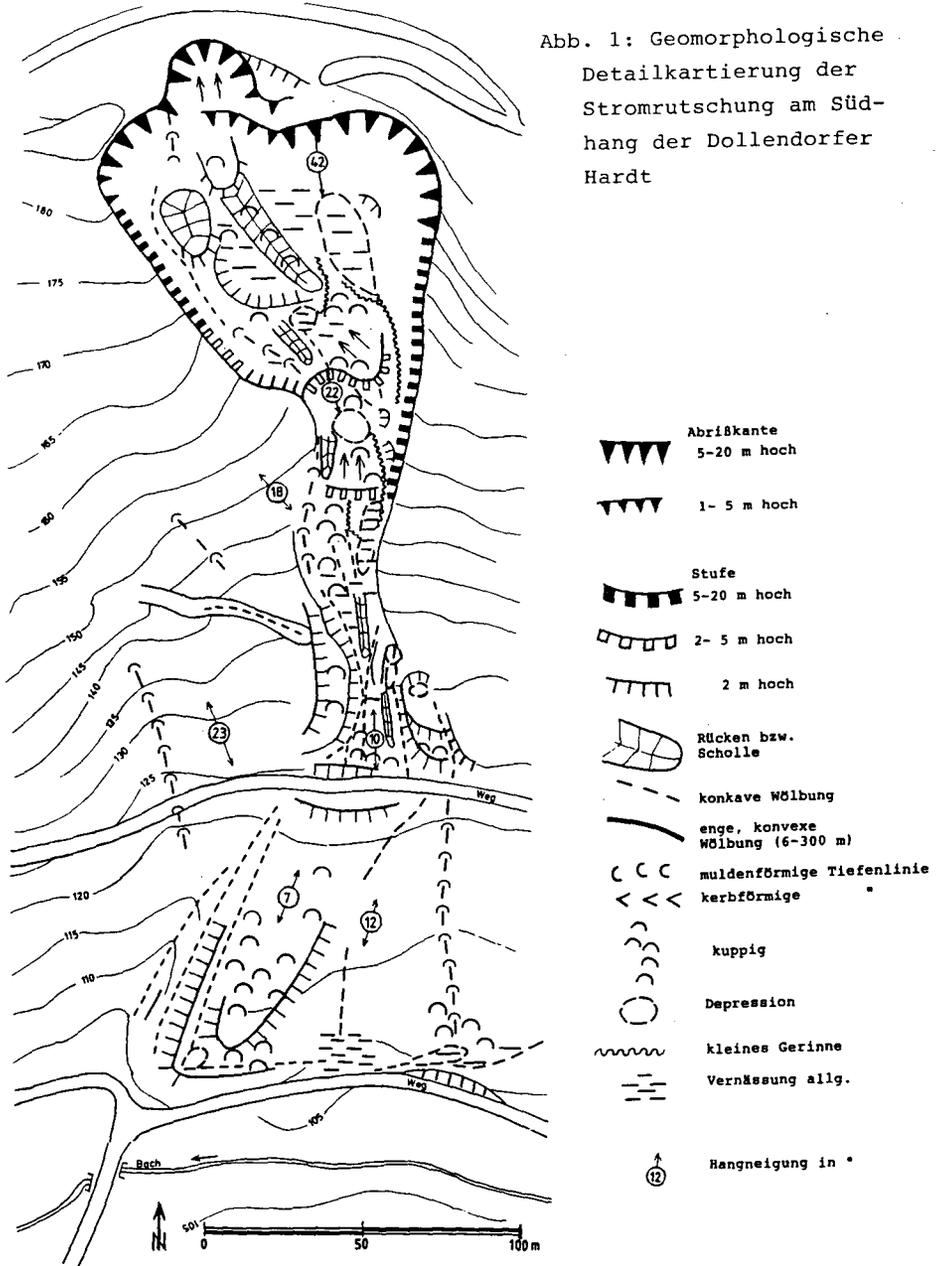
3. Kartierung und Untersuchung der Rutschgebiete

In ausgesuchten Rutschgebieten wurden sämtliche Rutschungen mit Hilfe geomorphologischer Detailkartierungen (1:1 000) aufgenommen und nach Typen und Alter gegliedert. Um den Bewegungsablauf und die Verbreitung der Rutschmassen zu klären, wurden Bohrungen niedergebracht und Schürfgruben angelegt. In der Bewegungszone der Rutschungen waren die Böden völlig zerstört und in die Rutschmasse eingearbeitet. Je nach Rutschgebiet weisen Holzreste, teilweise hohe Humusgehalte sowie ein wechselnder CaCO_3 -Gehalt auf verlagertes Solum und Lößsubstrat hin. Besondere Bedeutung besitzen verschüttete Ah-Horizonte, die nur in den Rutschungsloben (Akkumulationsgebiet) gefunden werden. Anhand von übereinanderlagernden Ah-Horizonten konnten bisher zwei Rutschphasen sicher nachgewiesen werden.

4. Beispiel Dollendorfer Hardt

Im vorgestellten Rutschgebiet, am Südhang der Dollendorfer Hardt bei Oberdollendorf im nördlichen Siebengebirge, konnte durch Bohrprofile (bis 7 m Tiefe) die Gleitfläche einer Rutschung räumlich festgelegt werden. Nach ZARUBA & MENCL (1969) handelt es sich um eine Stromrutschung. An das ausgedehnte, durch Schollen gegliederte Abrißgebiet schließt hangabwärts das stromförmige Bewegungsgebiet an, wobei die Rutschmassen hier einer älteren Talform folgen (s. Abb. 1). Am Unterhang bildete sich eine Rutschungszunge aus. Vor dem ersten Rutschereignis im Frühjahr 1957 war die südliche Dollendorfer Hardt fast flächenhaft mit Löß und Lößlehm in unterschiedlicher Mächtigkeit überdeckt. Im Abrißgebiet und im mittleren Teil der Rutschung werden die CaCO_3 -haltigen Lössе daher als ehemals oberflächennah anstehend gedeutet. Noch deutlicher läßt sich diese Grenze tonmineralogisch festlegen.

Abb. 1: Geomorphologische
Detailkartierung der
Stromrutschung am Süd-
hang der Dollendorfer
Hardt



Die Rutschmassen, die im wesentlichen aus Trachyttuff aufgebaut sind, enthalten überwiegend quellfähige Smectite, während die liegenden tertiären und devonischen Gesteine smectitfrei sind und überwiegend Kaolinite besitzen. Daraus resultiert die hohe Rutschanfälligkeit der Trachyttuffe.

5. Ausblick

In der Bodenerosionsforschung wurden die episodisch auftretenden gravitativen Hangbewegungen bisher wenig beachtet. Dennoch stellen sie örtlich ein Gefährdungspotential dar, weil gewachsene Oberböden umgelagert bzw. zerstört werden können. Häufig sind Vernäsungen die Folge, an denen die Wassererosion ansetzen kann. Der von Bodenerosion betroffene Bereich kann demnach wesentlich ausgehnter sein als der von der Rutschung betroffene Hangabschnitt.

6. Literatur

- GRUNERT, J. & U. HARDENBICKER (1991): Hangrutschungen im Bonner Raum - ihre Genese und Kartierung für Planungszwecke. - Z. Geomorph. N.F., Suppl.- Bd. 89, S. 35-48.
- HARDENBICKER, U. (1991): Verbreitung und Chronologie der Rutschungen im Bonner Raum. - Arb. z. Rhein. Landeskd., H. 60, S. 9-18.
- HEINZE, M. & H. J. FIEDLER (1990): Belastung und Belastbarkeit von Böden. -In: FIEDLER, H. J. (Hrsg.) (1990): Bodennutzung und Bodenschutz, S. 106-136, Basel, Boston u. Berlin.
- ZARUBA, Q. & V. MENCL (1969): Landslides and their Control, Prag.

Kartierung und Quantifizierung von Erosionsschäden auf ackerbaulich genutzten Auenböden der Unteren Sieg nach einem Hochwasserereignis

von

Heusch, K., Th. Conzen, J. Botschek u. A. Skowronek *)

1. Einführung

Dem Agrarmeteorologischen Wochenbericht für Nordrhein-Westfalen zufolge (DEUTSCHER WETTERDIENST/AGRARMETEOROLOGISCHE BERATUNGS- UND FORSCHUNGSSTELLE BONN 1991) durchquerte am 16. Dezember 1991 ein lebhaftes Tiefdruckgebiet mit "Rekordniederschlägen" den bis dahin von trockener Kälte geprägten nördlichen Mittelgebirgsraum, in dem auch das Einzugsgebiet der Sieg liegt. Bei der Passage von zwei Warmfronten fielen an der Station Siegen im Zeitraum vom 16. bis 26. Dezember täglich bis zu 37 mm Regen. Der Abfluß der Sieg, die im Rothargebirge entspringt und nach 144 km Lauflänge nördlich von Bonn in den Rhein mündet, reagierte am Pegel Kaldauen im Untersuchungsgebiet mit einer zeitlichen Verzögerung von 3 bis 4 Tagen. Am 19. Dezember stieg die Sieg über den definierten "Mittelwasserstand" von 104 cm ($MQ = 33,0 \text{ m}^3/\text{s}$) auf 160 cm ($62,4 \text{ m}^3/\text{s}$) und trat deshalb über die Ufer. Das Hochwasser erreichte am 23. Dezember mit 440 cm ($423 \text{ m}^3/\text{s}$) seinen Höhepunkt, um dann zum Monatsende allmählich wieder abzufachen. Das Siegwasser stand im Untersuchungsgebiet am Deich etwa ein Meter über der Aue.

2. Schadenskartierung

Während des Hochwassers kam es zur Ausbildung von Erosions- und Akkumulationsprozessen sowie deren Formen, die sich fast ausschließlich auf eine der letzten noch ackerbaulich genutzten Flächen im Außendeichbereich beschränkten. Mit Hilfe der Schadenskartierung nach LESER & SCHMIDT (1980) und einer Legendenvorlage von JENNE & STAUSS (1988) sowie von ROHR et al. (1990) wurden im Februar 1992 alle sichtbaren Erosions- und Akkumulationsformen des Ereignisses im Maßstab

*) Inst. f. Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

1:1000 kartiert und vermessen. Das Resultat bildet die hier nur ausschnittsweise dargestellte Karte (Abb. 1). Hinsichtlich der Erosion sind flächenhafte, lineare sowie flächenhaft-lineare Formen und Prozesse ausgewiesen, während bei den Akkumulationen mehr Wert auf flächenhafte Verteilungen und Mächtigkeiten gelegt wird.

3. Quantifizierung des Feststoffumsatzes

Die einzige Möglichkeit, Bodenerosion auf größeren Flächen systematisch aufzunehmen, besteht in der Kartierung von Formen und Schäden sowie in deren Vermessung (ROHR et al. 1990). Diese Erhebungen gestatten es, das bewegte Bodenvolumen näherungsweise zu berechnen und damit zu einer Abschätzung der Feststoffmassen zu gelangen.

Die von dem Hochwasserereignis betroffene Ackerfläche umfaßt ein Areal von etwa 9,5 ha Größe. Die Summe der vermessenen Hohlraumvolumina aller Erosionsformen beträgt etwa 1000 m³; die Gesamtmenge der in 5 Mächtigkeitsstufen auskartierten und vermessenen Sedimentkörper wird auf 950 bis 1000 m³ geschätzt. Bei einer durchschnittlichen Lagerungsdichte von 1,3 g/cm³ (= 1,3 t/m³) ergibt das eine Feststoffmasse von:

$$1000 \text{ m}^3 * 1,3 \text{ t/m}^3 = \underline{1300 \text{ t}}$$

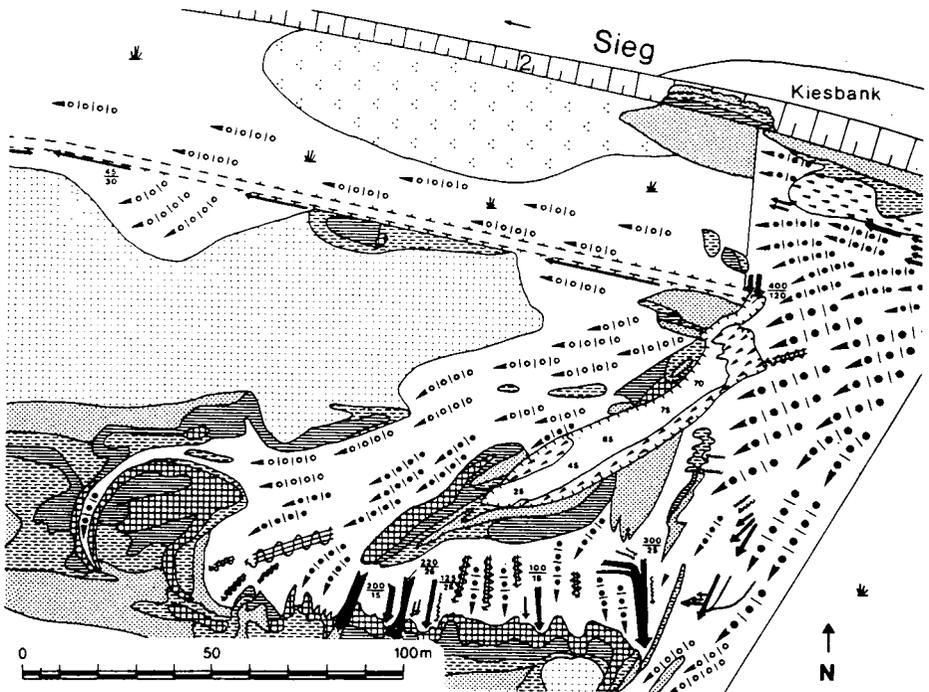
Dies entspricht 136,8 t pro Hektar. Die volumenmäßige Verteilung der Kornfraktionen in den Sedimenten setzt sich wie folgt zusammen:

- 15 bis 20 Vol.% Kies,
- 60 bis 70 Vol.% Sand und
- 10 bis 15 Vol.% toniger Schluff.

Anhand der Körnung der anstehenden Böden in den ausgeräumten Arealen kann geschlossen werden, daß etwa 90 % des akkumulierten Materials tatsächlich nur umgelagert wurden.

4. Ökonomische Folgen

Obwohl die geschädigte Fläche 9,5 ha umfaßt, bewiesen die jungen Winterweizenpflänzchen, deren Wurzeln z.T. freigespült bzw. mit Sedimenten überlagert wurden, eine hohe Regenerationskraft. Der Ausfall des Feldaufganges beschränkte sich insgesamt nur auf einen halben Hektar. Kein Aufwuchs erfolgte auf der 760 m² großen



LEGENDE

Nutzung

-  Winterweizen (Wuchshöhe < 10 cm)
-  Grünland

Erosionsprozesse/-formen

- $\frac{b}{t}$ Maße von Einzelformen (in cm)
b = Breite; t = Tiefe
-  Rille : über 5 - 15 cm tief und bis 20 cm breit
 -  Rinne : über 15 cm tief oder mehr als 20 cm breit
 -  Runsenspülung : viele parallel verlaufende Rillen
 -  Flächenspülung durch dichte Scharang von Kleinstrillen bis 1 cm tief
 -  s.o., kleinere Fläche betroffen
 -  Flächenspülung durch dichte Scharang von Kleinstrillen 1 - 3 cm tief
 -  s.o., kleinere Fläche betroffen
 -  Flächenspülung in Bearbeitungsspuren

-  Flächenspülung : Tiefe > 10 cm, starke Erosion des Ap-Horizonts mit Rippen und Furchenbildung
-  Gräben mit Angabe der Tiefe in cm

Akkumulation

-  Akkumulation mit durchschnittlicher Mächtigkeit von < 1 cm
-  Akkumulation mit durchschnittlicher Mächtigkeit von 1 - 3 cm
-  Akkumulation mit durchschnittlicher Mächtigkeit von 3 - 8 cm
-  Akkumulation mit durchschnittlicher Mächtigkeit von 8 - 15 cm
-  Akkumulation mit durchschnittlicher Mächtigkeit von > 15 cm
-  Akkumulation von Mittel - Grobsand in Strömungsrichtung hinter Grashorsten

Abb. 1: Schadenskartierung nach dem Sieghochwasser bei Hennef im Dezember 1991

Fläche des durch Auskolkung und Erosion gebildeten Grabens sowie in Bereichen, die mit mehr als 8 cm Sediment bedeckt waren. Der Ertragsausfall beträgt somit nur 35 dz, bezogen auf eine durchschnittliche Ernte von 70 dz Winterweizen/ha. Der monetäre Verlust des Landwirtes beläuft sich bei einem Verkaufspreis von 34,- DM/dz dann auf 1190,- DM. Nicht betrachtet wurden hierbei Mehrarbeitsstunden infolge Ernteschwierigkeiten, die durch die neue Geländemorphologie verursacht wurden. Erhebliche Kosten werden jedoch bei der Sanierung der landwirtschaftlichen genutzten Auenfläche entstehen, nach vorsichtiger Schätzung etwa 10 000,- DM.

5. Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft, die im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 350 "Wechselwirkungen kontinentaler Stoffsysteme und ihre Modellierung" das Teilprojekt B 3-1 "Transport und Sedimentation/Umlagerung von Feststoffen sowie Reliefbildung auf flußnahen Auenböden der Sieg" finanziert. Ebenso gilt unser Dank dem Deutschen Wetterdienst, dem Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen und dem Staatlichen Amt für Wasser und Abfall Bonn für die großzügige Überlassung von Datenmaterial.

6. Literatur

- DEUTSCHER WETTERDIENST/AGRAMETEOROLOGISCHE BERATUNGS- UND FORSCHUNGSSTELLE BONN (1991): Agrarmeteorologischer Wochenbericht für Nordrhein-Westfalen.- Jahrgang 13, Nr. 49-52, Bonn.
- JENNE, TH. & TH. STAUSS (1988): 8 Jahre Bodenerosionsforschung in einem Kleinzugsgebiet des Basler Tafeljuras (Anwil/BL): Extremereignisse, Bodenerosionsgefährdung, Gegenmaßnahmen.- Regio Basiliensis, XXIX/1 + 2, S. 29-41, Basel.
- LESER, H. & R.-G.SCHMIDT (1980): Probleme der großmaßstäblichen Bodenerosionskartierung.- Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 21, S. 357-366, Berlin u. Hamburg.
- ROHR, W., TH. MOSIMANN & R. BONO (1990): Kartieranleitung zur Aufnahme von Bodenerosionsformen und -schäden auf Ackerflächen.- Materialien zur Physiogeographie (= Basler Beiträge zur Physiogeographie), 14, S. 9-39, Basel.

Vergleich erosionsrelevanter Eigenschaften inner- und außeralpiner Ackerböden

R. Hofmann⁺, K. Auerswald⁺, M. Kainz⁺

1. Einleitung:

Im Alpenraum, besonders im Bereich der Zentralalpen, betreiben Landwirte auch an Steilhängen Ackerbau. Bei der Steilheit der Äcker, der hohen Regenintensität und dem hohen Anteil an Reihenkulturen wäre ein hoher Bodenabtrag zu erwarten, der jedoch nicht beobachtet wird.

Ziel dieser Untersuchung ist es daher, Gründe für die geringere Erodierbarkeit inneralpiner Ackerböden zu finden. Durch die Egartenwirtschaft mit dem Wechsel von Acker- und mehrjähriger Wiesenutzung könnte die Aggregatstabilität erhöht sein. Die fehlende Befahrung beim Einsatz eines Seilwindenpflugs könnte die Verdichtung vermindern. Daher werden im folgenden die Eigenschaften inneralpiner Oberböden unter Ackernutzung mit Ackerböden außerhalb des Alpenraums verglichen.

2. Material und Methoden:

2.1 Material:

Im zeitigen Frühjahr 1992 wurden an 38 Standorten im Alpenraum zwischen Kufstein und Rovereto Ackerböden beprobt, deren Hangneigung 5% überschreitet. Hanglänge und -neigung, Exposition, Höhe über NN, Niederschlag und Temperatur dienen zur Charakterisierung der Böden. Sie wurden mit 69 außeralpinen Böden (ANGERMÜLLER, 1991; HÖFER, 1990; WEIGAND, 1992) verglichen, die repräsentativ für bayrische Ackerflächen sind.

2.2 Methoden:

Textur: Tonfraktionen ($< 2\mu\text{m}$) durch Pipettieren, Sandfraktionen 63-100 μm , 100-200 μm , 200-630 μm , 630-2000 μm durch Siebung, Schluff durch Differenzrechnung.

pH: Mit Glaselektrode in 0,01 molaren CaCl_2 .

Gesamtkohlenstoff (C_t) und organische Substanz (OS): Thermische Veraschung im Induktionsofen; bei Proben mit

⁺) Lehrstuhl f. Bodenkunde der TU München, W-8050 Freising

ph>7, wurde die organische Substanz im Muffelofen (550°C) verbrannt und der Carbonat-C-Gehalt im Induktionsofen bestimmt. Die OS errechnete sich aus $(C_1 - C_{carb}) * 1,724$.

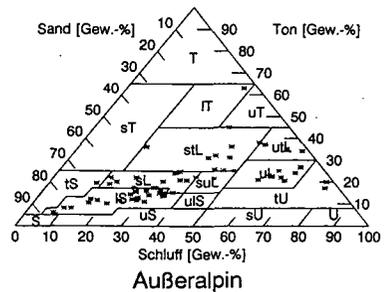
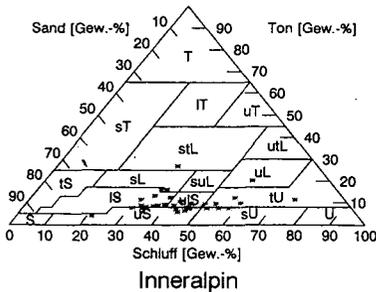
Aggregatstabilität: Perkulationsstabilität nach BECHER & KAINZ (1983) an lufttrockenen, 1-2 mm großen Aggregaten unter einem hydrostatischen Druck von 20 cm WS über 10 min. Da die inneralpinen Ackerböden einen sehr hohen Anteil an Sand besitzen, wurde die Perkulation mit Hilfe der Gleichung $y = -83 + 1263 * x$ bereinigt (x = mittlere Sandgröße in mm, y = sand-bedingte Perkulation).

Kerndichteschätzung: Die Häufigkeitsverteilungen der Grundgesamtheiten wurde mit Hilfe der Kerndichteschätzung nach VICTOR (1978) geschätzt (Normalverteilungskerne; Basisbreite ca. 1/10 der Spannweite).

3. Ergebnisse:

3.1 Textur:

Die inneralpinen Äcker enthalten nur halb soviel Ton wie die außeralpinen Ackerböden. Es herrschen Sande mit einem Tongehalt um 10% vor. Außerhalb der Alpen wird dagegen ein wesentlich weiteres Bodenartenspektrum ackerbaulich genutzt.



3.2 Organische Substanz und pH:

Die **pH-Werte** lassen deutlich die Carbonat- und die Aluminiumpufferbereiche erkennen. Es überwiegen Böden im Neutralbereich. Ein wesentlicher Unterschied zu außeralpinen Böden tritt nicht auf (Tabelle).

		T	U	S	OS	pH	Perko-
		%	%	%	%	CaCl ₂	lation
							ml/10min
MIN	inneralpin	4	21	14	2,0	5,3	267
	außeralpin	5	8	2	0,9	4,5	20
MITTEL	inneralpin	10	43	47	5,7	6,6	887
	außeralpin	21	38	40	2,5	6,3	171
MAX	inneralpin	27	75	75	10,8	7,5	1489
	außeralpin	63	79	86	5,1	7,5	473

Die alpinen Böden enthalten im Schnitt doppelt so viel **organische Substanz** wie die Vergleichsböden. Die hohen Gehalte der inneralpinen Böden sind auf die hohen Stallmistgaben, die Egartenwirtschaft und die Kontinentalität des Klimas (kalte Winter, trockene Sommer) zurückzuführen.

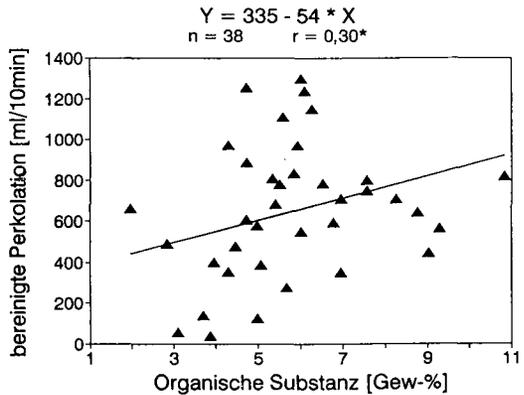
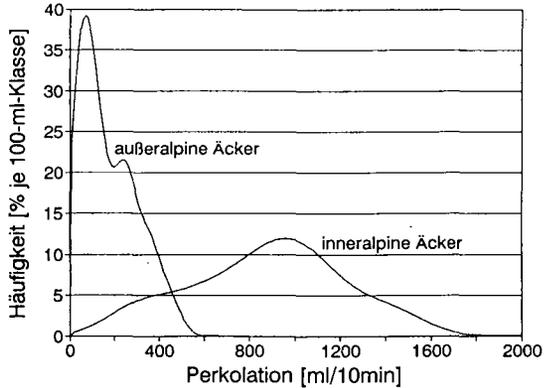
Eine enge Beziehung besteht bei den inneralpinen Böden zwischen der Höhe über NN und der organischen Substanz ($OS = 2,3 + 0,004 \cdot \text{Höhe}$; $n = 38$; $r = 0,62^{***}$). Dies ist vor allem auf die Abbauehemmung durch die niedrigen Jahrestemperaturen zurückzuführen ($OS = 11,2 - 0,68 \cdot \text{Temp}$; $n = 38$; $r = 0,66^{***}$). Ein Einfluß der Niederschläge konnte nicht nachgewiesen werden ($r = 0,00^{n.s.}$).

3.3 Aggregatstabilität:

Die Perkulationsstabilität der inneralpinen Ackerböden ist im Mittel mehr als viermal so hoch wie die der außeralpinen Ackerböden.

Die hohe Perkulationsstabilität der wesentlich humusreicheren inneralpinen Böden lassen eine aggregatstabilisierende Wirkung der organischen Substanz vermuten. Die statistische Analyse zeigt jedoch nur eine relativ lockere Beziehung innerhalb der beiden Kollektive.

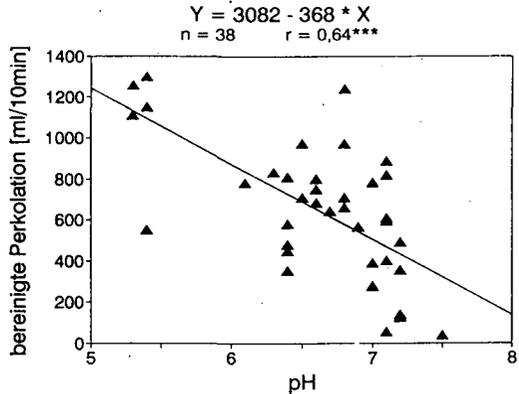
Die beste Beziehung besteht zum pH. Mit zunehmendem pH sinkt die Stabilität. Gerade Carreiche Böden sind am instabilsten, obwohl Kalzium flockend wirkt. Es wird vermutet, daß mit zunehmendem pH und dadurch zunehmender Dissoziation schwacher organischer Säuren die Oberflächen hydrophiler werden. Dies hätte eine verstärkte Luftsprengung zur Folge.



Die berechnete Erodierbarkeit K der alpinen Böden liegt im mittleren Bereich und spiegelt nicht deren ca. vierfach höhere Aggregatstabilität wieder. Dieser Faktor entspricht jedoch gut dem vorhergesagtem Unterschied im C-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung. Er sagt für Egartenbewirtschaftung einen um den Faktor drei bis vier niedrigeren Abtrag voraus als bei konventionellem Anbau.

4. Schlußfolgerungen:

- Die 38 inneralpinen Ackerböden sind wesentlich stabiler als die 69 außeralpinen.
- Die inneralpinen Böden weisen einen deutlich niedrigeren Tongehalt (~10% Ton) auf als die außeralpinen (~20% Ton).
- Die organische Substanz ist dagegen im Mittel dreimal so hoch wegen der besonderen Bewirtschaftung und der Kontinentalität des Klimas.
- Die Aggregatstabilität dürfte daher stärker durch die organische Substanz als durch den Ton beeinflusst sein.
- Der pH-Wert weist die höchste Korrelation mit der Aggregatstabilität auf.
- Die berechneten K-Faktoren spiegeln die hohe Aggregatstabilität nicht wieder. Der Unterschied in der Aggregatstabilität zwischen inner- und außeralpinen Böden entspricht jedoch gut dem geringeren Erosionsrisiko (C-Faktor) bei Egartenbewirtschaftung.



5. Literatur:

- BECHER, H.H.; KAINZ, M. (1983): Auswirkung einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubing. Z. Acker- Pflanzenbau 152: 152-158.
- ANGERMÜLLER, S. (1991): Der Einfluß von Gülle auf die Erosionsanfälligkeit von Böden. Diplomarbeit; Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM.
- HÖFER, C. (1992): Die Auswirkung biologischer Landbewirtschaftung auf die Aggregatstabilität von Ackerböden. Diplomarbeit; Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM.
- VICTOR, N. (1978): Alternativen zum klassischen Histogramm. Meth. Inform. Med. 17: 120-126
- WEIGAND, S. (1992): Aggregatstabilität und bodenbiologische Parameter von Oberböden unter langjähriger Schwarzbrache - Jahreszeitliche Variabilität und Beziehung zu anderen Bodeneigenschaften. Diplomarbeit; Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM.

Danksagung:

Ein Teil der Standorte wurde freundlicherweise von Herrn G. Markert, subalpine Waldforschung Innsbruck, beprobt.

Bodenerosion auf Wanderwegen

Bewertung und Sanierung von Erosionserscheinungen im Rahmen von Umweltbaustellen durch die Jugend des deutschen Alpenvereins

von

G. Kemper ⁺

Einleitung

Die Bodenerosion auf Wanderwegen gerade im Alpenraum wurde bislang unterschätzt, zumal sie im Schatten von Skipisten, Wildbächen, Rutschungsflächen, Weiden usw. stand. Auf Wanderwegen wird eine permanente Störung der Vegetationsdecke infolge der Trittbelastung verursacht, die schließlich zu einem Verlust der oberen Bodenhorizonte sogar oft bis hin zum anstehenden Gestein führen kann. Alpine Wanderwege werden während der gesamten Vegetationsperiode begangen, beginnend mit der Schneeschmelze bis hin zum Wintereinbruch. Eine Schädigung des Pflanzenkleides ist daher meist nicht zu vermeiden, vielmehr gilt es die Bodenerosion und die Rinnenbildung zu minimieren. Gerade auf Wanderwegen entstehen sehr schnell Formen der fluvialen Dynamik wie Kolke, Unterspülungen u.a.. Wege mit tiefen Rinnen werden vom Wanderer nicht mehr begangen sondern er sucht sich einen, meist parallel führenden Steig. Ein neuer Weg mit gleichen Problemen entsteht. Ein ebenfalls großes Problem sind "Abkürzer" an Serpentinwegen, die aufgrund ihrer Hangneigung meist tiefe, bis auf das Anstehende erodierte Rinnen bilden.

Während bei Skipisten das Verursacherprinzip noch Möglichkeiten für Sanierungsmaßnahmen eröffnet, ist die Situation auf den Wanderwegen weitaus schwieriger. Die Alpenvereinsjugend hat sich diesen Wanderwegen in den letzten Jahren angenommen und einige Bereiche in Form sogenannter "Umweltbaustellen" saniert. Im Rahmen der Jugendbildungsziele ist daran auch eine Sensibilisierung der Jugendlichen für die Ökologie alpiner Landschaften geknüpft. Ferner ist ein drittes Ziel die Information Dritter, eben jenen Begehern alpiner Wanderwege.

⁺ Fachbereich Geowissenschaften der Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt, c/o Professur für Bodenkunde Prof.Dr.W.Plass, Arndtstraße 11, D-6000 Frankfurt 1

Die Bewertung der Erosionsgefährdung

ist ein neuer Aspekt im Konzept der Umweltbaustellen der JDAV. Wenn bisher die Sanierungsprojekte auf Erfahrungswerten aufbauten, soll nun ein wenigstens halb-quantitativer wissenschaftlicher Ansatz folgen. Ein in Entwicklung befindliches Rechnerprogramm soll dabei die Erosionsgefährdung anhand der Einflußgrößen Bodenart, Steinbedeckung, Verdichtungserscheinungen, Ausgangsgestein, Niederschlagshöhe, Naturraum (Gebietsauswahl), Hanglänge und -neigung, Vegetationsbedeckung, Erosionsformen u.a. abschätzen helfen. Dieses Programm wird auch auf preiswerten Notebooks lauffähig sein, so daß die im Gelände erhobenen Daten direkt ausgewertet werden können.

Die im Gelände zu erhebenden Faktoren basieren auf einer einfachen Kartieranleitung. Die Berechnung und Gewichtung dieser folgt dann einer speziellen Anpassung der allgemeinen Bodenabtragsgleichung und liefert für Hanglänge und -neigung entsprechende Sanierungsvorschläge bzw. Vorschläge zur Wege-Neuanlage. Dabei gilt es drei, sich zum Teil widersprechende Größen zu einem Grenzwertebereich zu kombinieren, die Flächeninanspruchnahme, die Akzeptanz durch Wanderer und die Erosionsminimierung. Steile Wege haben einen geringen Flächenbedarf, dagegen fehlt meist die Akzeptanz beim aufsteigenden Wanderer und die Erosionsgefahr ist deutlich erhöht. Bei flach geneigten Wegen wird der Flächenanspruch erhöht, die Akzeptanz der absteigenden Wanderer wird geringer (Wegeabschneider entstehen), dafür ist aber die Erosionsgefahr reduziert. Als weiterer Schritt ist eine Anpassung des Programms an verschiedene alpine Gebiete sowie an Mittelgebirge (z.B. Zustiege zu Klettergärten) geplant.

Sanierung von Wanderwegen

Ursprüngliches Ziel der Umweltbaustellen war das Sanieren von erosionsgeschädigten Wanderwegen. Dabei geht es in erster Linie um eine Kanalisierung des Wanderstroms und um eine Minimierung der Bodenabspülung. Aufbauend auf der Bewertung der Erosionsgefährdung wird dieses Ziel durch Befestigen des Originalweges erreicht. Stufen und Wasserauskehren stabilisieren diesen und verkürzen die erosive Hanglänge auf ein tolerierbares Maß. In kritischen Bereichen muß der Weg zum Teil neu angelegt werden, weil der alte entweder zu steil oder bereits zu stark zerstört ist. Gerade hierfür macht das Programm nützliche Vorschläge zur Länge der Wegsegmente sowie zu ihrer Neigung.

Besonders sanierungsbedürftig sind sogenannte "Alternativwege", die meist durch Abkürzen des originalen Serpentinweges im Abstieg entstanden sind. In solchen oft tiefen Rinnen werden Holzrechen zum Rückhalten von Grobmaterial eingebaut und die ganze Rinne schließlich mit Nadelreisig ausgedacht. So wird das Begehen des Alternativweges verhindert und der Splasheffekt des Regenniederschlages minimiert. Ferner wirken die Dachsen als Sedimentfallen und bewirken ein relativ feucht-warmes Mikroklima, was gerade in alpinen Bereichen für die Wiederbesiedlung mit Pflanzen günstig ist. Außerdem bilden die langsam zerfallenden Dachsen eine Ol-Lage aus, die für die nächst höhere Pflanzengesellschaft den notwendigen Nährboden liefert.

Diese Arbeit an den Umweltbaustellen wird von Jugendlichen der JDAV unter wissenschaftlicher Betreuung ehrenamtlich ausgeführt. Das benötigte Holz wird mit Zustimmung des Forstes im Wald geschlagen, zur Baustelle transportiert und dort eingebaut. Diese Möglichkeit des aktiven Umweltschutzes wird von Jugendlichen gerne und mit großem Engagement angenommen.

Sensibilisieren der Teilnehmer

Ein weiteres Ziel von Umweltbaustellen ist die fachgerechte Information der Mitwirkenden. Alpine Ökosysteme und ihre Wirkungsweise gerade auch in Hinblick auf Nutzung und Bodenerosion sollen vorgestellt werden. Der Einblick in die vielfältigen ökologischen Zusammenhänge und das Zusammenwirken biotischer und abiotischer Faktoren läßt die Umweltbaustellenteilnehmer erkennen, wie schwierig, mühsam und aufwendig die Sanierung von oft leichtfertig verursachter Umweltschäden ist.

Der Praxisbezug beim Mitarbeiten an einer Umweltbaustelle - "Nicht nur reden, sondern handeln" - ermöglicht eine Wissensvermittlung vor Ort ohne Verwissenschaftlichung. Jugendliche, die so Theorie und Praxis verknüpfen lernen, Natur hautnah erfahren und begreifen und das Ergebnis ihrer Arbeit unmittelbar sehen und erleben, sind motiviert aktiv für den Schutz und die Erhaltung ihrer noch intakten Umwelt einzutreten.

Informieren Dritter

Wegesanierungen können nur punktuell durchgeführt werden. Die Akzeptanz bei den Betroffenen und ein Einwirken auf umweltgerechtes Verhalten ist daher ein weiterer wichtiger Schritt zur Erosionsminderung. Ausführliche Infotafeln an zentralen Zustiegen sowie kurze Hinweisschilder direkt vor Ort sollen dem Verursacher (Wanderer, Kletterer,...) die Tragweite seines Verhaltens in der Natur verdeutlichen. Jeder einzelne muß auf die Problematik von Eingriffen in den Naturhaushalt durch seine Nutzung und auf die Beseitigung von Umweltschäden hingewiesen werden. Meist ist es Unachtsamkeit, zum Teil auch Unwissenheit der Wanderer, die zu weitreichenden Schäden führt. Die Bereitschaft des Verursachers, sein bisheriges Verhalten in der Natur zu ändern, ist oft viel größer als man gemeinhin vermutet !

Nur über die Entwicklung eines Problembewußtseins jedes einzelnen kann unser alpines Ökosystem vor weiterer Zerstörung bewahrt werden.

Literatur

COLE, D. N. (1983): Assessing and monitoring backcountry trail conditions.
United States Department of Agriculture - Forest Service,
Res.Paper INT-303, S. 1-10

COLEMAN, R. (1981): Footpath erosion in the English Lake District.
Appl. Geography 1, S. 121-131

FRIEDEL, M. (1991): Sanierung von Erosionsrinnen im Rahmen einer Umwelt-
baustelle der Jugend des Deutschen Alpenvereins am Herzogstand/Oberbayern.
Jb. Verein zum Schutz der Bergwelt 56, S. 153-164, München

SCHIECHTL, H. M. (1973): Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau
- Grundlagen, lebende Baustoffe, Methoden. München

SCHWERTMANN, U., VOGL, W., KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser
- Vorhersage des Abtrages und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart

Erosionsschutz von Straßenböschungen und Steilhängen durch biologisch abbaubare Geotextilien

von
Sinowski, W.^{†)}; Auerswald, K.^{†)}

1. EINLEITUNG

Die beste Möglichkeit, unbedeckte Steilhänge und Böschungen zu stabilisieren und gegen Erosion zu schützen, ist eine geschlossene Vegetationsdecke. Gerade das hohe Erosionsrisiko solcher Standorte vereitelt aber häufig den Erfolg von Begrünungsmaßnahmen. Dies trifft in besonderen Maße bei alpinen Standorten zu, da sich hier die Vegetation nur langsam ausbreitet und erosive Regen häufig und stark auftreten.

Biologisch abbaubare Geotextilien können hier für eine Übergangszeit wirksamen Erosionsschutz leisten. Es wurden daher Vliese aus Flachsabfällen und Kokosarmierungen auf ihre Schutzwirkung untersucht. Im Hinblick auf eine Begrünung ist neben dem Erosionsschutz auch der Einfluß der Vliese auf den Vegetationsaufgang und den Bodenwasserhaushalt von Bedeutung.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1. Wasserhaushaltsuntersuchungen

An 10 Varianten von Flachs-Vliesen unterschiedlicher Grammatur (200-600 g/m²) und Aufbaus wurden in zwei Intensitätsstufen (50 und 33 mm/h bei 38.7 und 8 J/m² kinetischer Energie) Beregnungen mit einem Laborregner nach AUERSWALD ET AL. (1984) durchgeführt.

Die Vliesunterseite wurde während den Beregnungen minütlich auf Durchfeuchtung und Oberflächenanpassung bonitiert. Zwei Stunden nach den Beregnungen wurde die Wasseraufnahme der Geotextilien gravimetrisch gemessen. Anschließend wurde die Austrocknung von Vlies und Boden im Labor und Freiland verfolgt.

2.2 Erosionsschutzwirkung

Ein aufgrund der Ergebnisse der Laborversuche entwickeltes Flachs-Jute-Vlies mit 180 g/m², sowie eine Kokos-Armierung mit einer Maschenweite von 20 mm aus 3

^{†)} Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München/Weihenstephan, 8050 Freising

mm starken Fäden (480 g/m^2) wurden im Feldversuch berechnet. Auf einer 34 Grad steilen, neuangelegten Straßenböschung wurde mit einem Rotationsregensimulator (AUERSWALD, 1984) eine 1 h Erst- und 0.5 h Zweitberegnung mit einer Regenintensität von 27 mm durchgeführt. Die Hanglänge betrug 4.4 m, der K-Faktor des Gesamtbodens 0.18.

3. ERGEBNISSE

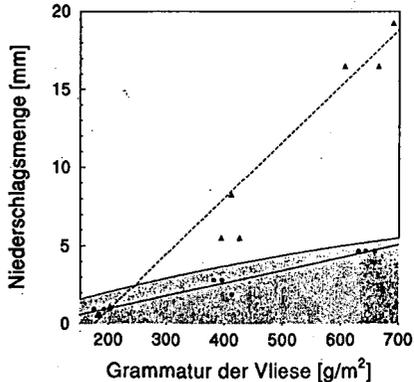
3.1 Wasserhaushaltuntersuchungen

Mit zunehmender Grammatur können die Vliese mehr Wasser speichern und es dauert länger bis sie durchfeuchtet sind. Bei Regen geringer kinetischer Energie ("Landregen") werden die Vliese wegen der hydrophoben Oberfläche der Flachsabfälle erst sehr spät durchfeuchtet. Das Überschußwasser fließt lateral im Vlies ab. Bei hoher kinetischer Energie ("Starkregen") wird dagegen die Hydrophobie überwunden und die Vliese sind durchfeuchtet, sobald ihre Wasseraufnahmekapazität überschritten wird (Abb. 1).

Kombinationen aus Vlies und Kokosarmierung benötigten besonders lange bis zur Durchfeuchtung.

Dünne Vliese mit geringer Grammatur paßten sich besser der Bodenoberfläche an.

Durch die Vliese wird die Verdunstung deutlich vermindert. Dadurch sind die Keimbedingungen unter dem Vlies günstig (Abb. 2).



- Maximale Wasseraufnahme der Vliese ($r^2=0.83$)
- Durchfeuchtungsbeginn bei Starkregen ($r^2=0.96$)
- ▲ Durchfeuchtungsbeginn bei Landregen ($r^2=0.95$)

Abb. 1

Durchfeuchtungsverhalten der Vliese in Abhängigkeit vom Vliesgewicht und der Regenintensität

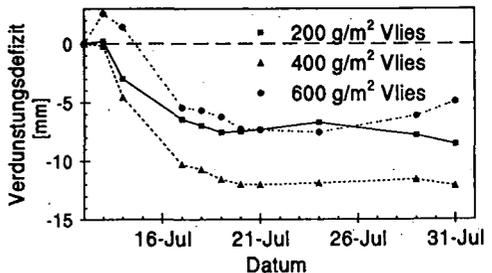


Abb. 2

Verdunstung gegenüber Schwarzbrache

Die Vliese selbst trocknen sehr schnell aus (bei Schönwetter nach 2 Tagen). Dadurch sind die Keimbedingungen für in die Vliese eingearbeitete Samen schlecht (Abb. 3).

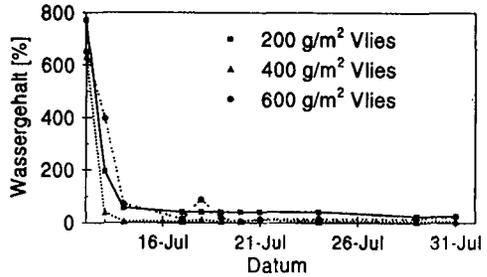


Abb. 3

Wassergehalt der Vliese in % des Vliesgewichtes

Die Vliese lassen sich in einem weiten Bereich in ihrem Befeuchtungsverhalten variieren, das Austrocknungsverhalten und der Verdunstungsschutz sind weitgehend unabhängig von der Grammat

der Vliese. Dicht vernetzte Vliese verhindern ein Durchwachsen der Vegetation auf Skipisten, Straßenböschungen und selbst in optimierten Topfversuchen (STOCKER, 1991). Für den Erosionsschutz sind somit besonders in Hinblick auf eine Begrünung möglichst leichte und lockere Vliestypen interessant. Für die Feldbegrünungen wurde daher ein mit 180 g/m² sehr leichtes Flachs-Jute-Vlies mit lockerem Strukturaufbau gewählt.

3.2 Erosionsschutzwirkung

Tabelle 1: Relativer Bodenabtrag (RBA) und Gesamtabfluß im Feldversuch

Variante	RBA		Abfluß in % des NS	
	Erst-berechnung	Zweit-berechnung	Erst-berechnung	Zweit-berechnung
Schwarzbrache	0.72	0.73	55.6	65.4
Vlies	0.02	0.03	58.0	58.1
Kokosarmierung	0.15	0.13	26.6	28.1

Das Kokosnetz vermindert den relativen Bodenabtrag gegenüber der Brache um 80 % (Tab. 1). Bei einem Bedeckungsgrad von 35% durch das Netz entspricht dies recht gut der Wirkung, die bei dieser Bedeckung zu erwarten ist (SINOWSKI & AUERSWALD, (1991). Das Vlies mit 100% Bedeckung senkte den RBA gegenüber der Brache ebenfalls erwartungsgemäß um 97%.

Der Oberflächenabfluß ist bei Vlies und Brache gleich hoch (Tab. 1). Der hohe Oberflächenabfluß bei der Vliesvariante erklärt sich durch einen starken lateralen Abfluß innerhalb des Textilverbandes.

In der Zweitberechnung nahm der Abfluß in % des Niederschlages bei der Bracheparzelle zu, bei den bedeckten Parzellen dagegen nicht. Da die Bodenoberfläche unter den Vliesen nicht verschlämmt, ist bei Folgeregen eine Verminderung des Oberflächenabflusses gegenüber der Brache zu erwarten. Kokos, bei dem die Oberfläche nur zwischen den Armierungen verschlämmt, nimmt bei Folgeregen eine Zwischenstellung ein (Tab. 1).

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

- Vliese lassen sich in ihrem Wasseraufnahmevermögen und in der Durchfeuchtungsgeschwindigkeit je nach Anwendungsgebiet variieren.
- Die geprüften Flachvliese stellen wegen ihrer schnellen Wasserabgabe (=Austrocknung) einem in sie eingewebten Samen in Hanglagen nicht ausreichend Wasser für eine rasche Keimung zu Verfügung.
- Dünne Vliese mit einer lockeren Struktur sind daher für den Erosionsschutz bei gleichzeitiger Begrünung durch untergesäten Samen besser geeignet als dicke Vliese.
- Der Erosionsschutz der geprüften Geotextilien beruht vorwiegend auf der Wirkung der Bedeckung, die ab 30% ausreichenden Schutz gewährleistet.
- Die Bodenabdeckung durch Geotextilien wirkt der Bodenverschlämmung entgegen und verbessert langfristig die Infiltration des Bodens im Vergleich zu Brache.

5. LITERATUR

- AUERSWALD, K. (1984): Die Bestimmung von Faktorenwerten der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung durch künstliche Starkregen; Diss. TU München/ Weihenstephan, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, 1984
- AUERSWALD, K.; BECHER, H. H.; VOGL, W.; HAFEZ, M. (1984): Ein Laborregner zur Erodibilitätsbestimmung von Böden (K-Faktor); Zeitschrift f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 25: 300-307
- SINOWSKI, W.; AUERSWALD, K. (1991): Erosionsschutz von Straßenböschungen durch biologisch abbaubare Geotextilien. Rasen-Turf-Gazon 22: 41-44
- STOCKER, B.; (1991): Untersuchungen zur Begrünung von Erosionsflächen mit Hilfe von neuartigen Flachvliesen. Diplomarbeit, FH Weihenstephan Fachbereich Landwirtschaft I.

Dankesagung: Die Untersuchungen wurden im Auftrag der Vliesstoff GmbH, Memmingen, durchgeführt.

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der Kommissionen II und VII

Reaktionen an Oberflächen - Mineralveränderung
durch Umwelteinflüsse

am 23. bis 26. September 1992

in

OLDENBURG

CHEMISCH - MINERALOGISCHE VERÄNDERUNGEN IN Ah- UND Al-HORIZONTEN
SAUERER PARABRAUNERDEN DES WESTLICHEN INNVIERTELS (OBERÖSTERREICH)

von

Alge, G., E.M. Unger und W.W. Wenzel ^{†)}

Einleitung

In der Moränen- und Terrassenlandschaft des westlichen Innviertels sind Typische und Rötliche Parabraunerden sowie deren Übergänge zu Braunerden weit verbreitet. Bedingt durch die starke Versauerung (pH-Werte in Ah- und Al-Horizonten <4.5 bzw. <4) und die geringe Austauschkapazität in Verbindung mit hoher Al-Sättigung ist unter forstlicher Nutzung zumindest im Oberboden mit intensiver Mineralverwitterung zu rechnen. Unter Berücksichtigung semiquantitativer Horizontbilanzen der Tonminerale sowie der Bilanzierung pedogener Oxide wird im folgenden versucht die Richtung und Intensität der Mineralverwitterung darzustellen.

Material und Methoden

Die forstlich genutzten Untersuchungsstandorte befinden sich im Würmendmoränenbereich des Salzachgletschers, das Ausgangsgestein ist schottrig-blockiges Moränenmaterial. Auf der Kuppe hat sich eine Rötliche (Profil 1), auf dem Unterhang eine Typische Parabraunerde (Profil 2) entwickelt. Die Profilbeschreibung erfolgte nach AG Bodenkunde (1982).

Die Bestimmung der physikalischen und chemischen Bodenkennwerte wurde nach BLUM et al. (1989), die der pedogenen Oxide nach MEHRA & JACKSON (1960) bzw. SCHWERTMANN (1964) sowie die der Tonminerale nach SCHULTZ (1964) durchgeführt.

Die Homogenität des Ausgangsgesteins wurde nach STAHR (1975) geprüft. Zur Bilanzierung der pedogenen Oxide und der Tonminerale kam eine modifizierte Methode nach RUPPERT (1991) zur Anwendung (siehe Formel). Dabei wurden die Mineralmengen im Gesamtboden ($g\ m^{-2}\ cm^{-1}$) aus den Tonmineralgehalten in der Tonfraktion sowie die der pedogenen Oxide unter Berücksichtigung der Lagerungsdichten und Horizontmächtigkeiten errechnet und die entsprechenden Mengen im C-Horizont hiervon in Abzug gebracht.

$$Pedog. MA = \frac{(TM_A - TM_C)}{100} \times \{[(LG \times M) - \%Skel.] - \%org.Sub.\} \times \frac{Ton}{100}$$

Pedog. MA: pedogener Mineralanteil

$TM_{A,C}$: Tonmineral in % der Tonfraktion im A- bzw. C-Horizont

LG: Lagerungsdichte in $g\ cm^{-3}$

M: Horizontmächtigkeit in cm

%Skel.: Skelettgehalt in % m/m

%org.Sub.: Gehalt an organischer Substanz in %m/m

Ton: Tongehalt in %m/m des mineralischen Feinbodens

^{†)} Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

Ergebnisse und Diskussion

Die Tiefenfunktionen von pH-Wert, Austauschkapazität und Fe_o (Tab.1) weisen auf ein Verwitterungsmaximum im Al-Horizont hin (BLUME und SCHWERTMANN 1969). Sowohl die Gehalte (Abb.1) als auch die Bilanzen der Tonminerale (Abb.3) zeigen Chloritmaxima in diesen Horizonten. Die hohe Aluminiumsättigung sowie die geringe Austauschkapazität deuten auf eine Bildung von sekundärem Chlorit (Abb.4) im Al-Horizont hin.

In den ebenfalls stark versauerten Ah-Horizonten konnte bei geringerer Aluminiumsättigung (Tab.1) keine wesentliche Erhöhung der Chloritgehalte (Abb.2) festgestellt werden. Dies dürfte auch auf die Inaktivierung des Aluminiums durch die Bildung metallorganischer Komplexe zurückzuführen sein.

Die Al-Horizonte beider Profile weisen deutliche Illitminima (Abb.1 und 3) auf, zugleich nimmt aufgrund der Basenverarmung (Tab.2) der Gehalt an Vermiculit und Kaolinit zu (Abb.3 und 4). Demgegenüber dürfte die Illitumwandlung im Ah-Horizont (Abb.2) durch ständige Basenzufuhr mit dem Bestandesabfall abgeschwächt bzw. verhindert worden sein.

Die Fe_o -Maxima im Al-Horizont und Fe_d -Maxima im Bt-Horizont (Tab.1) können als für Parabraunerden typisch angesehen werden. Die Fe_o - und Al_o -Bilanzen weisen jedoch keine deutlichen Maxima in den Al-Horizonten aus, sodaß geschlossen werden kann, daß zur Zeit noch keine nennenswerte Umwandlung von Kaolinit in Gibbsit bzw. Goethit stattfindet (vgl. Abb.4 und Tab.3).

Tab.1: Physikalisch-mineralogische Kennwerte - Profil 1

Horizont	Tiefe cm	Skelett Ki - % m/m -	Textur			Pedogene Oxide		
			S ----	U % m/m	T -----	Fe_d -----	Fe_o mg/kg	Al_o -----
Ah	-5	5.2	26.4	44.4	29.2	11580	3000	2090
Al	-25	26.6	30.5	32.9	36.6	16560	3323	2035
Bt	-60	28.8	24.7	25.7	49.6	30100	3003	2043
lCvc	>60	58.7	46.3	32.1	21.6	6500	1563	648

Tab.2: Chemische Parameter - Profil 1

Horizont	pH	C_{org} %m/m	$CaCO_3$ %m/m	Austauschbare Kationen						KAK Σ
				Ca	Mg	K	Al	Fe	Mn	
	CaCl2			----- mM IÄ/kg -----						
Ah	3.9	13.3	0.0	123	33.4	4.8	30.8	2.0	3.2	197
Al	3.8	2.1	0.0	11	3.1	0.7	56.2	0.7	0.9	73
Bt	5.8	0.7	0.0	165	28.8	1.7	<0.1	<0.1	1.1	195
lCvc	7.5	1.0	45.3	91	6.3	0.9	<0.1	<0.1	<0.1	98

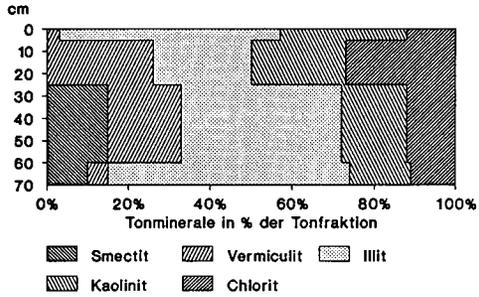


Abbildung 1: Tonmineralverteilung - Profil 1

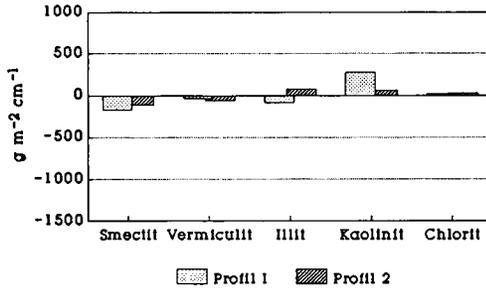


Abbildung 2: Tonmineralbilanzen für die Ah-Horizonte

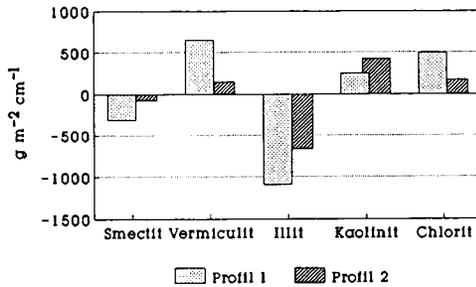


Abbildung 3: Tonmineralbilanzen für die Al-Horizonte

Rückschlüsse auf die Tiefenverteilung der Verwitterungsintensität aus der quantitativen Veränderung des Mineralbestandes in Waldböden

von

Dultz, S.*¹⁾ und H. Graf von Reichenbach*¹⁾

Einleitung

Das Ausmaß der Silikatverwitterung im Boden läßt sich als eine Funktion der Tiefe darstellen. Eine Quantifizierung der Umsetzungen in den Horizonten mit Hilfe der Neubildungen aus der Silikatverwitterung, wie Tonmineralen und Oxiden des Eisens, Aluminiums und Mangans, ist u. a. wegen deren Verlagerbarkeit problematisch. Diese Schwierigkeit wird bei der Erstellung von Stoffvorratsbilanzen, also der Feststellung der durch Silikatverwitterung hervorgerufenen quantitativen Veränderung des anfänglichen Mineralbestandes, umgangen. Dafür eignen sich beispielsweise die Minerale Glimmer und Feldspat. Für die Berechnung der Tiefenverteilung der Verwitterungsintensität ist es zweckmäßig, lediglich die Umsetzungen der weitgehend verlagerungsresistenten Sand- und Schlufffraktionen zu betrachten.

Für die pH-Pufferwirkung der Silikate ist die mineralogische Zusammensetzung und die Korngrößenverteilung bestimmend. Deshalb sind für Böden, deren Ausgangsgesteine diesbezüglich Unterschiede aufweisen, voneinander abweichende Tiefenverteilungen der Verwitterungsintensität anzunehmen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten an Bodenprofilen aus Löß (Parabraunerde, Profil Harste) und Geschiebedecksand (podsolierte Pseudogley-Braunerde, Profil K8, Bahrdorf). Sie werden hier am Beispiel der Umsetzungen von Glimmer an dem Bodenprofil aus Löß aufgezeigt.

Die mineralogische Zusammensetzung der Sandfraktionen wurde mittels Mineralfärbemethoden, Auszählung und chemischer Analyse, die der Schlufffraktionen mit Hilfe der temperaturgesteuerten Karl Fischer-Titration über die Wasserfreisetzung ab einer bestimmten Temperatur (DULTZ und REICHENBACH, 1990), der IR-Spektroskopie und chemischer Verfahren erhalten.

Als Voraussetzung für die Erstellung von Stoffvorratsbilanzen gilt nach Kundler (1959) die einheitliche Zusammensetzung des Ausgangsgesteins.

*¹⁾ Inst. f. Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Diese wurde durch Sandsummenkurven (soweit Sand im Ausgangsgestein vorhanden), die Quotienten der Quarzgehalte benachbarter Korngrößenfraktionen, sowie die Gehalte verwitterungsresistenter Schwerminerale bzw. der Elemente, die ausschließlich diesen Mineralen zuzuordnen sind, geprüft. Als Indexsubstanz für die Bilanzrechnung wurde Quarz der Korngrößenfraktionen 2-63 μm für Löß bzw. 2-2000 μm für Geschiebedecksand verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Für die ausgewählten Bodenprofile kann nach den Prüfungen auf Homogenität eine weitgehend einheitliche Zusammensetzung des Ausgangsgesteins aller Horizonte angenommen werden. Lediglich der Ahe-Horizont bei dem Bodenprofil aus Geschiebedecksand konnte wegen einer Beimengung, vermutlich von Flugsand, nicht in die Bilanzierung miteinbezogen werden. Die Quarzquotienten für das Profil Harste zeigen über die Profiltiefe hinweg weitgehend einheitliche Werte (Abb. 1).

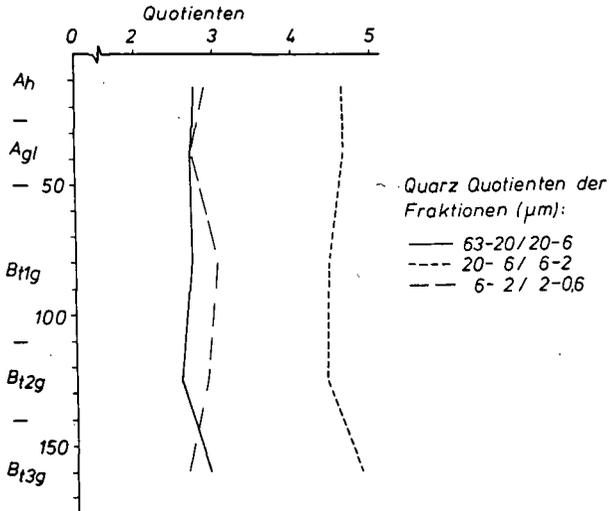


Abb. 1: Profil Harste, Kennzeichnung der Homogenität des Ausgangsgesteins: Quotienten der Gehalte an Quarz angrenzender Korngrößenfraktionen (0,6-63 μm)

Die Gehalte an Mineralen der Tonfraktionen können in die Stoffvorratsbilanzen nicht miteinbezogen werden, da für das Bodenprofil aus Löß in den Bezugshorizont (Bt3g) der Bilanzierung während der Pedogenese Ton eingelagert wurde und somit der ursprüngliche Zustand nicht mehr vorhanden ist. Aussagen über den Umfang des Erhalts von Glimmer bzw. Illit und Feldspat im Boden sind damit nicht möglich, da dafür die Gehalte in allen Korngrößenfraktionen bilanziert werden müssen.

Die Stoffvorratsbilanz für Glimmer der Schlufffraktionen ist für das Profil Harste in Abb. 2 dargestellt. Die Abbildung beschränkt sich auf die horizontweise Darstellung der Gewinne und Verluste der Korngrößenfraktionen. Durch die Angabe pro cm Tiefe ist ein direkter Vergleich der Umsetzungen zwischen den Horizonten möglich.

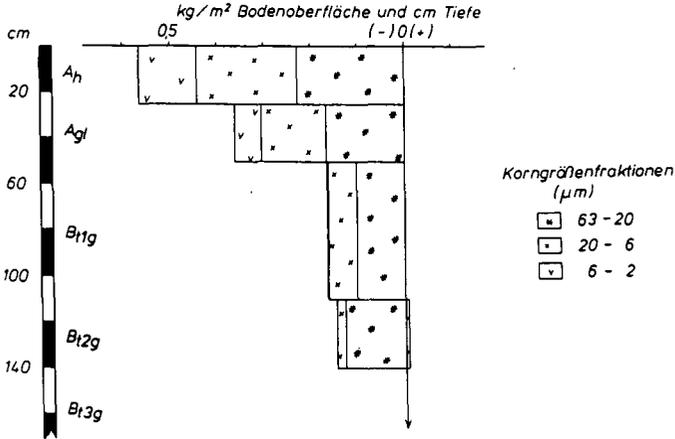


Abb. 2: Profil Harste, Massenbilanz für Glimmer Fraktion 2-63 µm, Darstellung der Verluste und Gewinne (kg/m² Bodenoberfläche und cm Tiefe), Bezugshorizont Bt3g, Indexsubstanz: Quarz der Fraktion 2-63 µm

Die Grobschlufffraktionen weisen die größten Verluste an Glimmer auf. In den Feinschlufffraktionen gehen mit der Bodentiefe die Abnahmen stark zurück. Im Bt2g-Horizont liegt für diese Fraktion sogar ein geringer Gewinn vor. Dies ist auf verwitterungsbedingte Überführung von Glimmern aus größeren Fraktionen in feinere Fraktionen zurückzuführen.

Die höchsten Abnahmen der Horizonte in allen drei Schlufffraktionen insgesamt, also die größte Intensität der Verwitterung, liegt im Ah-Horizont vor. Es folgt ein starker Rückgang über den Agl-Horizont zum Bt1g-Horizont, der in 50-110 cm Tiefe knapp ein Drittel der Verluste des Ah-Horizontes aufweist. Die in Stufen dargestellte Abnahme der Verwitterungsintensität dürfte in der Realität ein mehr oder weniger gleichmäßiger Gradient sein. Die Tiefenverteilung der Verwitterungsintensität ist also durch die höchsten Verluste im obersten Horizont, gefolgt von einem Bereich starken Rückgangs der Abnahmen und einem Bereich geringerer Intensität gekennzeichnet. Für das Bodenprofil aus Geschiebedecksand liegt ein ähnlicher Verlauf vor (Tab. 1).

Die vorhandenen Stoffvorräte an Glimmer in den Schlufffraktionen werden bei dem Lößprofil im Ah-Horizont und bei dem Bodenprofil aus Geschiebedecksand im Bs- und Bv1-Horizont zu jeweils etwa 50 % ausgeschöpft (Tab. 1).

Tab. 1: Bestand (B) und Verlust (V) an Glimmern der Fraktion 2-63 µm in Böden aus Löß und Geschiebedecksand (kg/m² Bodenoberfläche und cm Tiefe) (B + V = ursprünglicher Bestand)

Löß (Harste)					Geschiebedecksand (K8, Bahrndorf)				
Horiz. Mächt.	B	V	V(%)		Horiz. Mächt.	B	V	V(%)	
(cm)					(cm)				
Ah	0-25	0,47	0,57	54,8	Bs	5-12	0,11	0,12	52,2
Agl	25-50	0,74	0,36	32,7	Bv1	12-25	0,12	0,12	50,0
Bt1g	50-110	0,81	0,16	16,5	Bv2	25-48	0,17	0,08	32,0
Bt2g	110-140	0,85	0,14	14,1	Bv3	48-70	0,24	0,05	17,2
Bt3g	140-180	0,95			S1	70-90	0,34	0,04	10,5
					S2	90-110	0,27		

Der Bestand an Glimmern der Schlufffraktion ist im Bodenprofil aus Löß deutlich höher als in dem aus Geschiebedecksand. In den Horizonten gleicher Tiefe weisen die prozentualen Verluste an Glimmer ähnliche Größenordnung auf. Einschränkungen in diesem Ergebnis bestehen in Bezug auf die Vorverwitterung der Bezugshorizonte der Bilanzierung und deren unterschiedliche Tiefe. Den pH-Werten (1n KCl) nach (Löß, Bt3g: 4,1 / Geschiebedecksand, S2: 3,9) liegen beide Bezugshorizonte im Bereich intensiver Silikatverwitterung. Dadurch werden bei der Bilanzierung verringerte Umsetzungen beschrieben. Der Abstand des Bezugshorizontes von der Bodenoberfläche ist bei dem Boden aus Geschiebedecksand (S2) geringer als bei dem aus Löß (Bt3g). Eine stärkere Vorverwitterung für den S2-Horizont des Bodens aus Geschiebedecksand ist deshalb anzunehmen.

Zusammenfassung

Für Böden aus Löß und Geschiebedecksand wurde aus den Veränderungen der Stoffvorräte an Glimmer der Schlufffraktionen auf die Tiefenverteilung der Verwitterungsintensität geschlossen. Stoffvorratsbilanzen mit Quarz als Indexmineral wurden erstellt. Der obere Profilbereich ist durch die höchste Verwitterungsintensität gekennzeichnet. Mit zunehmender Tiefe liegt ein starker Rückgang vor. Im unteren Profilbereich ergeben sich geringe Umsetzungen. Innerhalb eines Horizontes ist ein erheblicher Gradient der Umsetzungen anzunehmen.

Literatur

DULTZ, S., REICHENBACH, H. Graf v., 1990: Die Mineralbestimmung in der Schlufffraktion von Böden mit Hilfe der temperaturgesteuerten Karl Fischer-Titration, Mitteilungen d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 62, 105-108

KUNDLER, P., 1959: Zur Methodik der Bilanzierung der Ergebnisse von Bodenbildungsprozessen (Profilbilanzierung), dargestellt am Beispiel eines Texturprofils aus Geschiebemergel in Norddeutschland, Z. Pflanzenern. Bodenkd., 86, 215-222

Abschätzung von Silikatverwitterungsraten aus Elementflüssebilanzen von Waldökosystemen und -einzugsgebieten

Feger, K.H. *

1. Einleitung und Problemstellung

Die Verwitterung von Silikaten spielt im Stoffumsatz von Ökosystemen eine wichtige Rolle. Bei diesem hydrolytischen Prozeß werden Protonen verbraucht und Metallkationen (M^+ , besonders Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+}) freigesetzt:



Die Nachlieferung dieser Elemente aus Primärsilikaten ist eine entscheidende Größe in der Mineralstoffversorgung der Bestände. Unter dem Einfluß saurer Depositionen ist es auf basenarmen, sauren Waldstandorten verbreitet zu Mangelerscheinungen bei K und Mg gekommen (ZÖTTL, 1985). Auch das Ausmaß der Pufferung von Protonen, die ökosystemintern gebildet und aus dem atmosphärischen Eintrag stammen können, hängt stark von der Silikatverwitterungsrate ab. Dieses Puffervermögen ist ausschlaggebend für die weitere Versauerung von Böden und Gewässern sowie die Stabilität der Ökosysteme (ULRICH, 1985). Die Kenntnis der Verwitterungsrate ist deshalb notwendige Voraussetzung, um die Bedeutung von atmosphärischen Einträgen und Bewirtschaftungseingriffen für die künftige Entwicklung des Standorts abschätzen zu können. Es erheben sich somit folgende Fragen, die nachfolgend am Beispiel eines Fichtenökosystems im Schwarzwald diskutiert werden:

- Wie hoch ist die aktuelle Protonenbelastung (atmosphärisch bzw. ökosystemintern) ?
- Wie hoch sind die aktuellen Silikatverwitterungsraten in Böden ?

2. Kritischer Vergleich von Untersuchungsansätzen

In Tab. 1 sind verschiedene zur Quantifizierung der Silikatverwitterung verwendete Untersuchungsansätze aufgeführt. Die Angabe von Verwitterungsraten für komplexe natürliche Systeme ist mit generellen Problemen verbunden. Mit Laborexperimenten lassen sich Aussagen über Einzelprozesse und Steuergrößen ableiten. Eine Übertragung auf reale Standorte ist damit jedoch kaum möglich. Die Bilanzierung des Mineralvorrats von Bodenprofilen ist an die Voraussetzung der Homogenität im Profil geknüpft, was meist nicht gegeben ist. Solche auf Mineral- und Elementinventuren basierenden Erhebungen integrieren über den gesamten Zeitraum der Bodenbildung, sodaß aktuelle Verwitterungsraten nicht angegeben werden können. Bei vergleichenden Mineralinventuren von archiviertem und aktuell gewonnenem Probenmaterial behindert die hohe standörtliche Variabilität eine Quantifizierung von Veränderungen und damit die Angabe von Raten (vgl. STAHR und ZAREI, 1992). Die Abschätzung von Verwitterungsraten aus der Eintrag-/Austrag-Bilanz von Ökosystemen bzw. Kleingebieten (Wassereinzugsgebiete), wie sie in der geochemischen Literatur häufig vorgenommen wird (vgl. MATZNER, 1988), ist ebenfalls mit Problemen verbunden. Soll die Kationenfreisetzung mit der Silikatverwitterung gleichgesetzt werden, muß von einem Gleichgewicht zwischen Kationenquellen und -senken ausgegangen werden. In einfache Eintrag-/Austrag-Bilanzen gehen jedoch sämtliche sich aus den internen Elementkreisläufen ergebenden Schwankungen ein. Dies betrifft die Aufnahme durch den Bestand, Ad- bzw. Desorption sowie die Mineralisation organischer Substanz im Boden.

* *Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, 7800 Freiburg i.Br.*

Tab. 1 Untersuchungsansätze zur Quantifizierung der Silikatverwitterung

Methode	Strukturebene	Prozessvariablen
Laborexperimente	z. B. Einzelmineral, Mineralgemisch, Bodensäule	z. B. Lösungsgleichgewichte, Kinetik, DOC-Einfluß
Bilanzierung Mineralvorrat	Bodenprofil	Verlust und Umlagerung von Elementen über den Zeit- raum der Bodenentwicklung
Eintrag-Austrag-Elementbilanz		
Waldbestand (-Ökosystem)	Ökotoop	aktuelle Raten der Elementfreisetzung
Wassereinzugsgebiet	Öko-/Pedochore (Landschaft)	<i>(mit/ohne Berücksichtigung biotischer Elementflüsse)</i>

Die relative Bedeutung dieser Prozesse hängt in Wirtschaftswäldern in erster Linie vom Bestandesalter ab. Ferner muß für Waldbestände die wirkliche Höhe des Kationeneintrags bekannt sein. Die zusätzlich zur nassen Deposition über die Interzeption im Kronenraum eingetragene Elementmenge (trockene Deposition) ist nicht direkt meßbar und kann nur über Modellrechnungen abgeschätzt werden. Bei Bilanzen auf der Skala eines Wassereinzugsgebiets sind auch Stoffumsätze in tieferen, nicht zum eigentlichen Ökosystem gehörenden Verwitterungsbereichen zu berücksichtigen.

3. Material und Methoden

Die Stoffumsatzmessungen im Rahmen des forstökologischen Projekts ARINUS erlauben eine Verknüpfung verschiedener Strukturebenen. Laborexperimente und Bilanzierungen des Mineralvorrats in Bodenprofilen werden vom Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim vorgenommen (STAHR und ZAHREI, 1992; ZAREI et al., 1992). Das Vorhaben arbeitet mit dem Konzept eines erweiterten Waldökosystems und verbindet Messungen der internen Stoffumsätze mit Eintrag-Austrag-Bilanzen geschlossener, vollständig bewaldeter kleiner Wassereinzugsgebiete. Innerhalb jedes Einzugsgebiets wird an einem repräsentativen Standort der Stoffumsatz gemessen. Standorteigenschaften, Instrumentierung und Methodik sind an anderer Stelle ausführlich dargestellt (FEGER et al., 1988; FEGER, 1992). Im folgenden werden Ergebnisse von Elementflüssebilanzen auf Ökosystem- und Landschaftsebene für das Versuchsgebiet Schluchsee (Feldberggebiet, 1200 m ü. NN; 5°C; 1800 mm; Eisenhumuspodsole aus Bärhaldegranit) gegenübergestellt und mit Ergebnissen anderer Fallstudien verglichen. Es wird diskutiert, inwieweit die Freisetzung basischer Kationen als Maß für die Silikatverwitterung im Boden herangezogen werden kann.

4. Darstellung und Diskussion von Ergebnissen

Die Belastung von Waldböden mit Protonen, deren Aktivität die Silikatverwitterungsrate stark bestimmt, ist regional sehr verschieden, wobei sich eine Schwankungsbreite zwischen 2 und 12 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹ ergibt (Abb. 1a). Auch der relative Anteil der atmosphären Einträge an der Gesamtprotonenbelastung ist in hohem Maße standortsabhängig. Die H⁺-Belastung des ARINUS-Standorts Schluchsee ist aufgrund der relativ geringen atmosphären Einträge insgesamt gering. Die H⁺-Pufferung auf den Standorten mit den am stärksten versauerten Böden (Schluchsee, Villingen, Solling, Gt. Smoky Mtns.) erfolgt überwiegend durch Al-Freisetzung (Abb. 1b). Der Netto-Austrag an "basischen" Kationen ist gering. Einige dieser Ökosysteme sind sogar durch eine hohe Retention dieser Kationen gekennzeichnet. Offensichtlich wird ein großer Teil der atmosphären eingetragenen und durch Silikatverwitterung bzw. Mineralisierung freigesetzten Menge dieser Elemente in der Bestandesbiomasse und u.U. in einer akkumulierenden Auflagedecke festgelegt. Diese Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung Ökosysteminterner Umsätze für die Beurteilung von Eintrag-Austrag-Bilanzen.

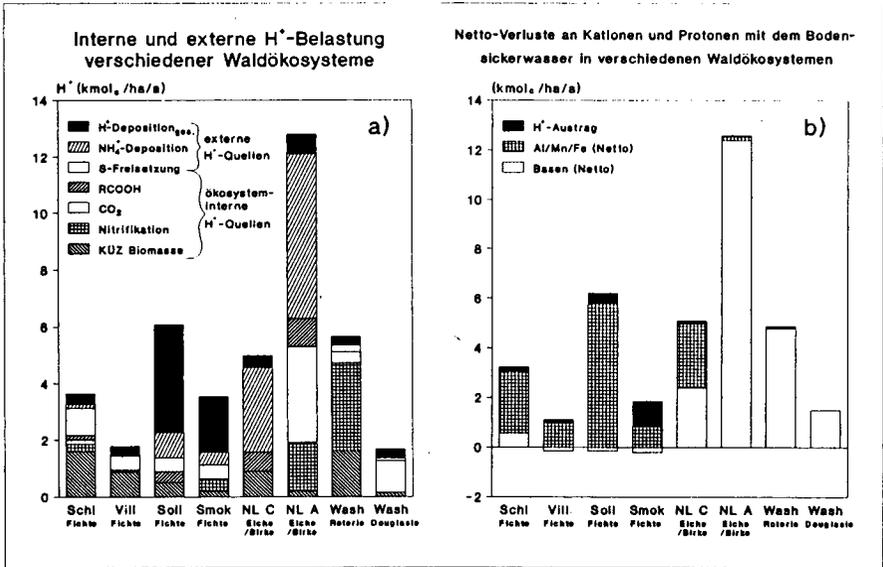


Abb. 1 Interne und externe H⁺-Belastung (a) sowie Netto-Kationenverluste (b) verschiedener Waldökosysteme: Schl = Schluchsee; Vill = Villingen beide Schwarzwald; Soll = Solling; Smok = Gt. Smoky Mtns./USA; NL C und NL A = Hackfort/Niederlande; Wash = Thompson Site bei Seattle/USA. Ausführliche Legende und Quellenverzeichnis in FEGER (1992).

Tab. 2 Fichtenökosystem Schluchsee - Flüßebilanz Na, K, Mg, Ca (kmol_c ha⁻¹ a⁻¹) (Bilanzierungszeitraum 11/87 - 10/90) 50jährige Fichte (IGZ = 15 Vfm D.m.R. ha⁻¹ a⁻¹)

	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Σ M _b ⁺
Freilandniederschlag	0,19	0,04	0,07	0,23	0,53
Kronentraufe	0,23	0,31	0,11	0,37	1,07
Kronenauswaschung	-	0,26	0,02	0,09	0,37
Gesamtdeposition	0,23	0,05	0,09	0,28	0,65
Festlegung Zuwachs	0,01	0,31	0,19	1,19	1,70
Flüßebilanz Auflagehumus	-0,02	-0,21	-0,13	-0,66	-1,02
Flüßebilanz Mineralboden 0-80cm	-0,11	-0,29	-0,19	-0,66	-1,25
Flüßebilanz "Untergrund"	-0,50	0,01	0,04	-0,30	-0,73

In Tab. 2 sind für das Fichtenökosystem Schluchsee Flüße und Flüßebilanzen differenziert nach einzelnen Kationen angegeben. Zur Berechnung der Gesamtdeposition wurde das "Kronenraum"-Modell von MATZNER (1988) verwendet. Der Bilanzierungsansatz ist detailliert bei FEGER (1992) dargestellt. Die Flüßebilanzen beinhalten im Gegensatz zu den reinen Eintrag-Austrag-Bilanzen auch die Elementaufnahme durch den Bestand. Die jährliche Festlegung an M_b⁺ im Zuwachs ist mit 1,70 kmol_c sehr hoch. Dies ist darauf zurückzuführen, daß sich der Bestand altersbedingt in der Phase maximalen Zuwachses befindet. Die Festlegung von Ca²⁺ ist mengenmäßig dabei am bedeutendsten. Demgegenüber ist die Freisetzung aus dem Auflagehumus mit ca. 1,0 kmol_c ha⁻¹ a⁻¹ deutlich

geringer. Die Freisetzung aus dem Mineralboden bis 80 cm Tiefe ist mit $1,25 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ recht hoch. Allerdings kann diese Rate nicht mit der Silikatverwitterung im Mineralboden gleichgesetzt werden, da diese neben der Verwitterung auch die mineralisationsbedingte Nachlieferung aus der organischen Substanz sowie einen gewissen Desorptionsanteil beinhaltet. Letzterer Teilfluß dürfte jedoch gering sein, da die Basensättigung dieser Böden mit Werten $< 4\%$ bereits extrem gering ist. Nach HILDEBRAND (1986) handelt es sich bei derartigen geringen Vorräten an austauschbaren Basen um einen "eisernen Bestand", der kaum mehr unterschritten wird. Hingegen dürfte in den tiefgründig humosen Mineralböden dieses Standorts die Mineralisation eine größere Bedeutung für die Nachlieferung von M_b^+ -Ionen besitzen. Aufgrund des um 1750 einsetzenden Bestockungswechsels vom natürlichen Bergmischwald mit einem hohen Anteil der tiefwurzelnden Baumarten Tanne und Buche in die heutigen Fichtenreinbestände ist von einer Überschuß-Mineralisation besonders im tieferen Solum auszugehen, das von der flachwurzelnden Fichte kaum erfaßt wird (FEGER, 1992). Eine Auftrennung der M_b^+ -Freisetzungsrates nach Silikatverwitterung bzw. Mineralisation ist aus der Flüßbilanz somit nicht möglich. Die so abgeleitete Basenfreisetzungsrates von $1,25 \text{ kmol}_c$ liegt in der Größenordnung der aus Mineralinventuren an Profilen bestimmten Werte. MATZNER (1988) ermittelte aus der Flüßbilanz für das Fichtenökosystem im Solling als maximale Silikatverwitterung einen Wert von $0,93 \text{ kmol}_c$, der sich unter zusätzlicher Berücksichtigung von periodisch wiederholten Bodeninventuren allerdings auf $0,44 \text{ kmol}_c$ reduziert.

Hingegen wird durch die reine Eintrag-Austrag-Bilanz unter Vernachlässigung der Elementaufnahme durch den Bestand die Basenfreisetzung im Boden klar unterschätzt ($0,67 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Eintrag-Austrag-Bilanz für das gesamte Einzugsgebiet liefert mit $1,40 \text{ kmol}_c$ zwar eine ähnliche Rate wie die Flüßbilanz des Bodens. Dies ist jedoch auf die relativ hohe Freisetzung von M_b^+ aus dem tieferen Untergrund zurückzuführen. In diesem Kompartiment werden hauptsächlich Na^+ und Ca^{2+} mobilisiert, was sich mit vorwiegender Plagioklas-Verwitterung erklärt. Dafür sprechen zum einen die stöchiometrischen Verhältnisse sowie die parallele Zunahme des SiO_2 -Flusses (hier nicht dargestellt; vgl. FEGER, 1992). Interessanterweise decken sich diese Befunde auch mit Ergebnissen von Verwitterungsexperimenten an Bärhaldedegranit im Labor (ZAREI et al., 1992). Aus dem Vergleich der auf unterschiedliche Weise ermittelten Kationenfreisetzungsrates wird deutlich, daß Eintrag-Austrag-Bilanzen von Wassereinzugsgebieten eher die chemischen Prozesse auf der tieferen Sickerstrecke als das Umsatzgeschehen im durchwurzelten Solum widerspiegeln. Für die Beurteilung solcher Werte ist deshalb die Kenntnis der Fließwege im Einzugsgebiet von entscheidender Bedeutung (FEGER et al., 1988). Insgesamt erscheint für die Abschätzung von Verwitterungsrates die Kombination mehrerer Ansätze sinnvoll, wobei Laborexperimente wichtige Hinweise auf der Prozessebene liefern können.

Literatur

- FEGER, K.H. (1992): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften (Habilitationsschrift Forstw. Fakultät Univ. Freiburg). - Freiburger Bodenkundl. Abh. (im Druck).
- FEGER, K.H.; G. BRAHMER und H.W. ZÖTTL (1988): Chemische Veränderungen des Niederschlagswassers auf seinem Weg durch zwei Einzugsgebiete im Schwarzwald. - Wasser und Boden 40, 574-580.
- HILDEBRAND, E.E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. - Forstw. Cbl. 105, 60-76.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Reihe A 40, 217 S.
- STAHR, K. und M. ZAREI (1992): Veränderung des Mineralbestands von Oberböden durch junge Versauerung? - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (dieser Band).
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/I, 159-187.
- ZAREI, M.; K.H. PAPENFUSS und K. STAHR (1992): Verwitterung von Granit in saurem Milieu: Ein Modellexperiment mit Modifikationen. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (dieser Band).
- ZÖTTL, H.W. (1985): Waldschäden und Nährelementversorgung. - Düsseldorf Geobot. Kolloq. 2, 31-41.

Das Forschungsprojekt *ARINUS* (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (PEF Karlsruhe).

Ermittlung der Selektivität
des Kationenaustausches durch Kurvenanpassung

W. R. Fischer*)

Zur Kennzeichnung des Kationenaustauschverhaltens von Bodenproben hat sich seit langer Zeit die Erstellung von Austauschkurven bewährt, wobei die Konzentration eines Kations konstant gehalten, die des anderen Kations von Null bis zu relativ hohen Werten variiert wird (BECKETT 1964).

Die numerische Auswertung der erhaltenen Kurven folgt beim Austausch von ein- gegen zweiwertige Kationen (z.B. K/Ca) meist dem von GAPON vorgeschlagenen Modell, nach dem der Anteil der durch Kalium am Austausch belegten Plätze (K_S/Ca_S) nach

$$Ca_S = k_G \cdot [K] / \sqrt{[Ca]} = k_G \cdot AR$$

proportional dem "Aktivitätenverhältnis AR in Lösung sein soll. Die grafische Auftragung von K_S (bzw. des im Versuch bestimmten δK_S) gegen AR sollte daher bei konstanter Selektivität (k_G) eine Gerade ergeben (NIEDERBUDE et al. 1969). Dies gilt allerdings nur für den Fall, daß sich Ca_S bei Experiment nicht merklich ändert. Hierfür wiederum ist Voraussetzung, daß die gesamte Menge des austauschbaren Ca relativ groß ist (verglichen mit der Veränderung der K-Belegung), was bei den meisten unserer Ackerböden auch zutrifft.

Es ist jedoch nicht selbstverständlich, daß in einem kurzzeitigen Austauschversuch alle austauschbar gebundenen Kationen auch tatsächlich teilnehmen. Sinkt dieser Anteil erheblich unter den Wert der Austauschkapazität ab, so ist die Veränderung der Ca-Belegung während des Experiments nicht mehr zu vernachlässigen.

Geht man davon aus, daß die Menge des insgesamt aufnehmbaren Kaliums durch die Kationenaustauschkapazität begrenzt wird, daß für jedes eingetauschte Kalium die äquivalente Menge Calcium ausgetauscht wird und daß der Rest der Austauschkapazität durch Calcium belegt ist (der Einfachheit halber wird hierzu auch der mit Mg be-

*) Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), D-7000 Stuttgart 70

legte Anteil der Austauschplätze gezählt), so ergibt sich die Austauschgleichung:

$$\frac{K_S + \delta K_S}{KAK' - K_S - \delta K_S} = K_G \cdot AR$$

Zur Unterscheidung von der analytisch bestimmten Kationenaustauschkapazität wird die hier verwendete entsprechende Größe mit KAK' bezeichnet. Nach Auflösen nach δK_S ergibt sich

$$\delta K_S = (AR \cdot K_G \cdot (KAK' - K_0) - K_0) / (1 + K_G \cdot AR).$$

Dies ist die Gleichung einer Sättigungsfunktion mit der Austauschkapazität KAK' als Grenzwert. Mit Hilfe eines numerischen Iterationsverfahrens sollte es bei Gültigkeit dieser Vorstellung nun möglich sein, die drei Parameter dieser Gleichung (KAK', K_G und K_0) für einen gegebenen Satz von (AR, δK_S)-Wertepaaren anzupassen.

Obwohl es sich hierbei also nicht um eine frei gewählte Funktion handelt, gelingt die Parameteranpassung erstaunlich oft mit hoher Qualität, gemessen an der Summe der Abweichungsquadrate. Ein Beispiel für eine solche Anpassung ist in Abbildung 1 wiedergegeben.

Bei hinreichend guter Anpassung kann AR_0 , das ja auch grafisch aus dem Kurvenverlauf ermittelt werden könnte, nun explizit angegeben werden.

Weiterhin ist die verwendete Funktion einfach differenzierbar, so daß neben BCK_e auch die Änderung der Pufferung mit AR über den ganzen Bereich angegeben und z.B. für Modellrechnungen eingesetzt werden kann.

Darüber hinaus liefert die angepaßte Funktion aber noch drei weitere Größen:

- Den Ordinatenabschnitt K_0 , der die Bedeutung des "am Boden bereits austauschbar gebundenen Kaliums" hat und über dessen Beziehung zum austauschbaren Kalium bereits berichtet wurde (FISCHER 1990).

- Den Grenzwert der Kurve, die Kationenaustauschkapazität KAK' . Im Sinne des Modells ist das die Summe der Austauschplätze, die unter den gegebenen Versuchsbedingungen am Austausch teilnehmen. Zwar ist über die Größe dieser "am Austausch beteiligten" KAK zunächst nichts bekannt, doch sollte sie stets unter der auf übliche Weise bestimmten Kationenaustauschkapazität bleiben, da die im Sorptionsexperiment verwendeten Konzentrationen relativ niedrig sind und eine Gleichgewichtseinstellung angestrebt wird. Wie bereits beschrieben wurde (FISCHER 1990), ist zwischen KAK' und der analytisch bestimmten Austauschkapazität (KAK) kein Zusammenhang erkennbar. Aus den oben dargelegten Gründen sollte sich jedoch die Summe der mit einem milderen Extraktionsverfahren ausgetauschten Kationen dem iterierten Wert für KAK' annähern. Zur Prüfung dieser Annahme wurde die einmalige Extraktion mit verdünnter $BaCl_2$ -Lösung (1 mmol/L) durchgeführt. Wie Abb. 2 zeigt, existiert eine solche Beziehung tatsächlich. Das Steigmaß der Regressionsgeraden von etwa 1.1 bei zu vernachlässigendem Ordinatenabschnitt weist auf eine numerische Übereinstimmung beider Größen hin, die aber auf Grund der gewählten Verfahren als zufällig zu bewerten ist.

Von Bedeutung ist auch, daß die gesamte Kurve mit einem einheitlichen Selektivitätskoeffizienten k_G angepaßt werden konnte. Wie Abb. 3 zeigt, stimmt diese Konstanz über relativ große Unterschiede im Kalium-Beladungsgrad, bezogen auf KAK' .

Die Existenz einer niedrigen "beteiligten" KAK' hängt dabei zwangsläufig mit der Konstanz von k_G zusammen, die ja beide in einer Drei-Parameter-Anpassung aufeinander abgestimmt wurden. Systematische Abweichungen der Kurvenform vom Verlauf der Meßpunkte sind daher im Ergebnis nicht zulässig, und an die Qualität der Anpassung müssen besondere Anforderungen gestellt werden.

Festzuhalten bleibt aber die Tatsache, daß sich die in der Kalium/Calcium-Austauschkurve ermittelten Gleichgewichtswerte mit Hilfe einer Sättigungsfunktion sehr gut beschreiben lassen. Ob dem Sättigungswert KAK' und damit den anderen Kurvenparametern eine reale physikalische Bedeutung zukommt und ob sich die Funktion damit zur Verwendung in deterministischen Modellen eignet, müssen weitere Untersuchungen ergeben.

Literatur:

- BECKETT, P.T.H. (1964): The immediate Q/I relations of labile potassium in the soil. - J. Soil Sci. 15: 9 - 23.
- FISCHER, W.R. (1990): Die Interpretation von K/Ca-Austauschkurven mit Hilfe einer einfachen GAPON-Gleichung. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, 93 - 95.
- NIEDERBUDE, E.-A., B. TODORCIC und E. WELTE (1969): Veränderungen von K-Formen und K-Ca-Aktivitätenverhältnissen des Bodens durch K-Düngung und K-Entzug der Pflanzen. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 123: 85 - 100.

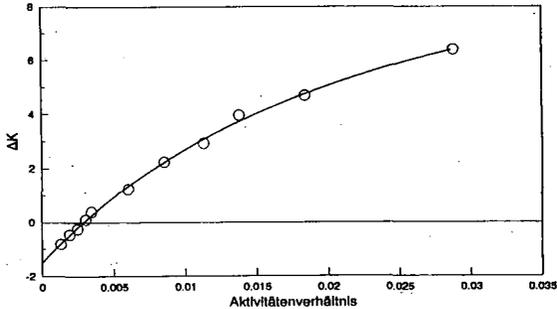


Abb. 1: Durch Drei-Parameter-Anpassung ermittelte Austauschkurve eines Bodens (durchgezogene Linie) mit den zugehörigen Meßwerten.

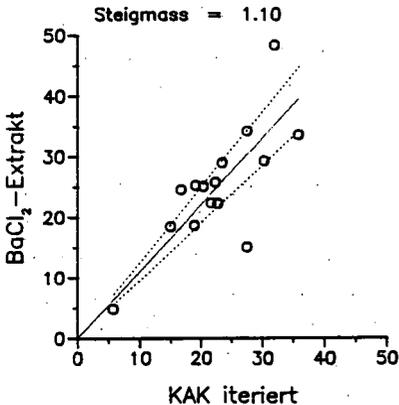


Abb. 2: Beziehung zwischen den durch $BaCl_2$ -Lösung (1 mMol/L) austauschbaren Kationen und der durch Iteration ermittelten Kationen-"Austauschkapazität" KAK' für 15 Oberböden. Angabe der Werte in mMol (z)/Kg; die gestrichelten Linien stellen das 95 %-Vertrauensintervall dar.

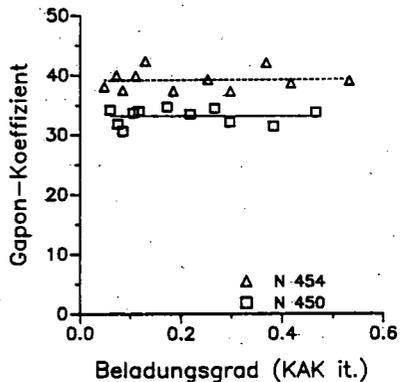


Abb. 3: Gapon-Koeffizient $[(L/mol)^{-\frac{1}{2}}]$ als Funktion des Kalium-Beladungsgrades, bezogen auf KAK', für zwei Böden.

Zur Entwicklung der Dreischicht-Tonminerale in extrem sauren Waldböden während der jüngeren Versauerungsphase

von

Frank, U. und Gebhardt, H.*)

Einleitung

Die Umwandlung und Zerstörung von Tonmineralen in extrem sauren Waldböden ist seit einigen Jahren Thema vielfältiger und häufig kontrovers geführter Diskussionen. Nach neueren Untersuchungen wird das Entwicklungsmilieu der Dreischicht-Tonminerale in naturbelassenen Böden des gemäßigt humiden Klimabereichs sehr stark von anthropogenen Säuredepositionen bestimmt (FRANK und GEBHARDT 1991). Sie haben in vielen Waldböden der Bundesrepublik Deutschland und anderen Industrieländern zu Milieubedingungen geführt (Übersicht s. ULRICH und MEYER 1987), in denen die ehemals als Endstufe der Tonmineralentwicklung angesehenen Al-Chlorite nicht mehr beständig sind. GEBHARDT et al. (1988) konnten in einem weiten Spektrum stark säurebelasteter Böden aus verschiedenem geologischen Ausgangsmaterial die Dechloritisierung dieser Tonminerale unter Bildung von extrem aufgeweiteten smectitischen Mineralen nachweisen. In diesem Beitrag wird am Beispiel eines braunen Plaggeneschs und einer podsoligen Braunerde die Entwicklung glimmerbürtiger Tonminerale a) im Profilverlauf und b) während der jüngeren Versauerungsphase beschrieben.

Material und Methoden

Bei den untersuchten Waldböden handelt es sich um eine podsolige Braunerde aus umgelagertem LÖß (0-60 cm) über Buntsandsteinverwitterungsmaterial aus dem Hochsolling (FAO: *Dystric Cambisol*) und einem braunen Plaggenesch (0-80 cm) über fluvioglazialen Sanden aus der näheren Umgebung Osnabrücks (FAO: *Fimic Anthrosol*).

Um den zeitlichen Verlauf der Tonmineralentwicklung während der jüngeren Versauerungsphase zu erfassen, wurden außerdem Bodenproben (Archivproben) der podsoligen Braunerde aus dem Jahre 1968 mit in die Untersuchungen einbezogen. Da der braune Plaggenesch bis zur Aufforstung im Jahre 1950 ackerbaulich genutzt und damit ständig homogenisiert worden ist, geben die Analysen dieses Bodens Auskunft über die in den letzten 40 Jahren im Tonmineralbestand stattgefundenen Veränderungen.

Die qualitative Analyse der Tonminerale erfolgte röntgenographisch und die quantitative Bestimmung amorpher Tonbestandteile durch NaOH-Extraktion nach HASHIMOTO und JACKSON (1960). Ergänzend wurden rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen zu Verwitterungsformen in den Tonfraktionen durchgeführt.

*) Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde, Universität, 2900 Oldenburg

Ergebnisse und Diskussion

Wie die in Tabelle 1 aufgeführten pH-Werte zeigen, sind die untersuchten Waldböden in den letzten Jahrzehnten unnatürlich stark versauert. So ist der pH in dem Ahe-Horizont der podsoligen Braunerde in nur 20 Jahren von 3,5 (1968) auf 2,6 (1988) gesunken. In dem oberen Bereich (ErAp1-Horizont) des ehemaligen Pflughorizonts des braunen Plaggeneschs hat der pH innerhalb von 40 Jahren von 3,4 (siehe ErAp2-Horizont) auf 2,9 abgenommen. Diese extreme und sehr schnelle Bodenversauerung muß hauptsächlich auf die hohe Deposition starker Säuren zurückgeführt werden. Sie ist daher zusammen mit den chemischen und mineralogischen Folgeerscheinungen als anthropogen induziert anzusehen.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Böden

Bodentyp	Horiz.	Tiefe cm	pH CaCl ₂	Fe ₀ Fe _d		C	C/M %)	Korngrößenverteilung (Gew.%)						
				mg/g ^{*)}				-630	-200	-63	-20	-6,3	-2	(2 µm
podsolige Braunerde (1968)	Ahe	0-10	3,5	5,6	11,9	4,8	17,2	0,6	3,2	11,4	29,2	20,2	9,1	26,3
	Bv1	10-20	3,7	5,5	12,7	2,5	15,3	0,9	4,0	13,6	31,6	19,2	7,2	23,4
	Bv2	20-40	4,0	3,9	11,1	1,2	12,9	0,8	4,1	14,0	33,0	18,4	7,4	22,3
	BvCv	40-	4,2	2,9	12,1	0,6	9,8	0,7	4,0	15,3	32,8	17,7	7,3	22,1
podsolige Braunerde (1988)	Ahe	0-10	2,6	4,5	8,2	15,0	22,6	0,6	2,7	11,2	30,1	22,0	8,7	24,8
	Bv1	10-20	3,7	4,6	10,1	2,4	17,2	1,0	4,3	11,0	31,6	19,0	8,4	25,8
	Bv2	20-40	4,0	3,7	10,7	1,2	12,6	0,8	3,8	10,7	32,3	19,2	8,2	25,0
	BvCv	40-	4,0	1,7	15,3	0,4	8,0	0,5	4,0	12,1	33,0	17,3	7,8	25,3
brauner Plaggenesch (1950 aufge- forstet)	ErAp1	0-3	2,9	2,0	4,2	6,7	15,2	0,8	41,4	43,2	4,2	2,7	1,5	6,1
	ErAp2	3-25	3,4	2,1	5,0	1,4	8,9	0,8	42,7	42,6	4,0	2,4	1,5	6,0
	E	25-80	3,9	1,5	2,7	1,2	9,2	0,6	43,6	44,8	3,2	1,8	1,1	5,0
	IIcV	80-	4,2	0,6	1,4	0,3	6,4	1,0	43,8	53,7	1,4	0,6	0,3	1,2

*) absolut trockener Feinboden (2 mm)

In den Abb. 1 und 2 sind die Röntgenbeugungsdiagramme der Ca-belegten Tonminerale dargestellt und die am Dreischicht-Tonmineralbestand der untersuchten Böden während der jüngeren Versauerungsphase stattgefundenen Veränderungen qualitativ erfaßt. Für die Identifizierung der Minerale wurden außerdem Analysen nach Ethylen-Glycol-Behandlung, K-Sättigung und Erhitzung auf 560°C durchgeführt.

Wie die Diffraktogramme in Abb. 1 zeigen, setzte sich der Dreischicht-Tonmineralbestand in dem BvCv-Horizont der podsoligen Braunerde 1968 und 1988 aus Illit und - gemäß den günstigen Reaktionsbedingungen (pH 4 - 4,2) für die Chloritisierung aufweitbarere Tonminerale - aus Al-Chlorit zusammen. Von diesem Horizont ausgehend nahm der Anteil der sekundären Chlorite 1968 zum Bv1-Horizont deutlich zu und dann zum Ahe-Horizont wieder deutlich ab. Die Abnahme des Al-Chlorit-Anteils in der Tonfraktion des Oberbodens ist mit der Ausbildung eines relativ weichen Röntgenreflexes bei 12,5 Å verbunden. Diese Veränderung im Dreischicht-Tonmineralbestand war 20 Jahre später bereits im Bv1-Horizont zu beobachten. In dem Ahe-Horizont hat bis 1988 mit der extremen Versauerung die Intensität des 12,5 Å-Reflexes sehr stark zugenommen und sich gleichzeitig eine deutliche Schulter im Kleinstwinkelbereich mit einem Strahlungsmaximum bei 25 Å ausgebildet. Der 12,5 Å-Reflex ist demnach als Reflex 2. Ordnung eines stark aufgeweiteten smectitischen Minerals zu deuten.

In dem unteren Bereich der braunen Plaggeneschauflage (E-Horizont) treten in den Fraktionen 0,2-2 μm und <0,2 μm bei einem pH von 3,9 hauptsächlich Al-Chlorite auf (Abb. 2). Daneben weist die Schulter im Kleinstwinkelbereich (001) und vor dem 14 \AA -Reflex (002) bereits auf Anteile eines stark aufgeweiteten Minerals hin. In beiden Fraktionen nehmen die Anteile des sekundären Chlorits zum oberen Bereich der Eschauflage zugunsten eines 25 \AA -Minerals stark ab, - wieder in deutlicher Beziehung zur zunehmenden Bodenversauerung. So hat sich in dem ErAp2-Horizont bei einem pH von 3,4 bereits eine deutliche Schulter im Kleinstwinkelbereich mit einem Strahlungsmaximum bei 25 \AA und einem 002-Reflex bei 12,3 \AA ausgebildet. Die Intensität dieser Reflexe nimmt in dem extrem sauren ErAp1-Horizont (pH 2,9) weiter zu. Hier haben sich die Al-Chlorite fast vollständig in 25 \AA -Minerale umgewandelt. Nach einer zusätzlichen Ethylen-Glycol-Behandlung des Ca-belegten Feintons ist auch der Reflex 3. Ordnung dieser stark aufgeweiteten smectitischen Minerale zu erkennen. Bei genauer Betrachtung der in Abb. 2 dargestellten Diffraktogramme wird offensichtlich, daß die beschriebene Umwandlung der sekundären Chlorite auch mit abnehmender Korngröße an Intensität gewinnt.

Weitere röntgenographische, rasterelektronenmikroskopische und chemische Analysen postulieren eine über die extreme Aufweitung hinausgehende partielle Auflösung des Schichtverbandes unter Bildung röntgenamorpher Tonsubstanzen. Die Ergebnisse sind bei FRANK und GEBHARDT (1991) dargestellt.

Schlußfolgerungen

Die hier am Beispiel von 2 Profilen beschriebene Umwandlung von sekundären Chloriten zu stark aufgeweiteten 25 \AA -Mineralen wird durch röntgenographische Tonmineralanalysen von zahlreichen weiteren extrem versauerten Waldböden bestätigt. Alle Untersuchungen postulieren einen zwischen der Stärke der Bodenversauerung und der Bildung stark aufgeweiteter smectitischer Minerale bestehenden engen Zusammenhang. Diese Beziehung und das sehr häufige Auftreten der 25 \AA -Minerale unter sehr stark bis extrem sauren Bedingungen läßt die auch in Diskussion befindliche Möglichkeit einer regelmäßigen Illit-Smectit-Wechsellaagerung als sehr unwahrscheinlich erscheinen. Vielmehr ist davon auszugehen, daß mit der bei pH <4 beginnenden säureinduzierten Auflösung der Zwischenschicht-Al-Komplexe auch O-Ionen der Silicatschichten protoniert werden und infolge der dadurch abnehmenden negativen Schichtladung die Minerale weit über das Smectit-Stadium aufweiten.

Literatur

- FRANK, U., GEBHARDT, H., 1991: Transformation and destruction of clay minerals caused by recent strong acidification. Proc. 7th Euroclay Conf., Dresden, Vol. 1: 369-374
- GEBHARDT, H., FRANK, U., PUSCH, F., 1988: Silicatverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung als Folge starker Bodenversauerung. Forschungsbericht FKZ 00039071 A, BMFT, Bonn
- ULRICH, B., MEYER, H., 1987: Chemischer Zustand der Waldböden Deutschlands zwischen 1920 und 1960, Ursachen und Tendenzen seiner Veränderung. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe B, Bd. 6

Exkursionsführer

**"Anthropogene Bodenveränderungen
im Raum Oldenburg und im Küstengebiet"**

**anläßlich der gemeinsamen Tagung
der Kommissionen II und VII
der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1992**

Leitung: H. Gebhardt und L. Giani

Anthropogene Bodenveränderungen im Raum Oldenburg und im Küstengebiet

U. Frank, H. Gebhardt, L. Giani, M. Mustafa, R. Raderschall

Während dieser Exkursion sollen Böden gezeigt werden, die anthropogen entstanden sind, die sich unter anthropogenen Einflüssen entwickelt haben oder anthropogen verändert wurden.

Zwei Standorte (Profil 1 und Profil 2) befinden sich auf der Geest. Es handelt sich dabei um Böden, die vom Menschen im Rahmen der sogenannten Plaggenwirtschaft aufgebaut wurden. Beide sind Graue Plaggenesche. Bei Profil 1 liegt Ackernutzung, bei Profil 2 Waldnutzung vor. Dadurch ergeben sich in Profil 2 in zweifacher Hinsicht anthropogene Einflüsse, nämlich in seiner Entstehung und in seinen säurebedingten Bodenveränderungen. Profil 1 befindet sich auf dem Universitätsgelände und wurde bereits während der Tagung gezeigt. Profil 2 liegt in Rastede, dem ersten Exkursionsstandort.

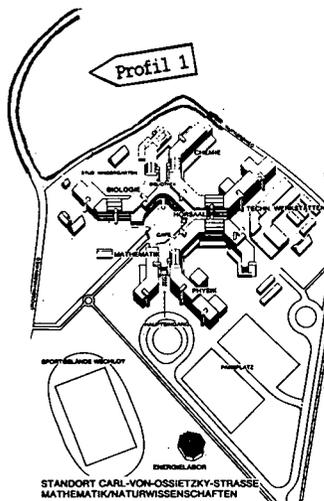
Im weiteren Verlauf der Exkursion sollen anthropogene bzw. anthropogen veränderte Böden des Küstengebiets gezeigt werden. Von Rastede geht die Fahrt weiter in den Riepster Hammrich bei Emden, einer Niederung mit Niedermoor- und Moormarschböden. Dort finden seit 1954 fortlaufend umfangreiche Aufspülungen mit marinen Sedimenten des Emdener Hafens statt, aus denen anthropogene Marschböden verschiedener Entwicklungsstufen entstanden sind. Hier soll sowohl ein Boden im Initialstadium seiner Entwicklung (Profil 3) als auch ein weiter entwickelter, 24 Jahre alter Boden (Profil 4) gezeigt werden.

Nach dem Mittagessen in Greetsiel führt die Exkursion ins Deichvorland der Leybucht. Dort soll der Einfluß der Nutzung bzw. "Nichtnutzung" auf die Bodeneigenschaften gezeigt werden. Dazu sind zwei Profile (Nr. 5 und Nr. 6) gleicher Entfernung von der MTHW-Linie und vergleichbarer Höhe über MTHW aufgegraben, die sich in ihre Nutzung unterscheiden. Während Profil 5 unter bisher normalerweise immer durchgeführter Weidenutzung entstanden ist, hat sich Profil 6 seit 12 Jahren unter quasi natürlichen Bedingungen (keine Beweidung).

Profil Nr. 1

Bodentyp: Grauer Plaggenesch
 Ort: Versuchsfeld der Universität am Standort
 Carl von Ossietzky Straße
 Bodennutzung: Acker
 Datum der Profilaufnahme: 02.10.1990

Lage des Profils:



Bodenkundliche Kenndaten

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Korngrößenverteilung (%)					
			gS	mS	fS	gU	mU	T
1.1	EAp	-30	1,2	19	70	5,7	2,2	2,3
1.2/3	E	-60	1,2	21	67	6,1	2,3	3,0
1.4/5	f Ahe/Bh	-85	1,4	17	70	6,9	1,9	2,4
1.6	f Bs	-95	1,1	18	74	4,4	0,6	1,6
1.7	f Bsv	-125	0,8	17	77	4,1	0,4	0,9
1.8	f Gr	>125	0,2	14	81	4,5	0,3	0,4

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Corg (%)	N (‰)	TRD (g/cm ³)	PV (Vol.%)	FK
1.1	EAp	-30	5,6	2,5	1,6	1,39	47	44
1.2/3	E	-60	5,3	3,2	2,3	1,55	40	37
1.4/5	f Ahe/Bh	-85	5,0	2,1	1,2	1,51	41	38
1.6	f Bs	-95	4,6	0,6	0,4	1,52	41	38
1.7	f Bsv	-125	4,7	0,4	0,3	1,55	40	35
1.8	f Gr	>125	5,0	0,1	0,1	1,56	40	32

Dieses Profil stellt einen typischen ackerbaulich genutzten Plaggenesch dar, dessen Eschauflage (EAp- und E-Horizont) bisher keine über das normale Maß hinausgehende Versauerung erkennen läßt (s. pH-Werte in nebenstehender Tabelle). Im Gegensatz dazu finden sich in der Umgebung Oldenburgs (z.B. Gemeinden Bad Zwischenahn und Rastede) zahlreiche forstlich genutzte Eschböden (Baumschulen, Kiefernforsten), deren Eschauflage erst in jüngster Zeit stark versauert ist (s. Profil Nr. 2). Letztere sind im gewissen Sinne einem "doppeltem anthropogenen Einfluß" unterlegen.

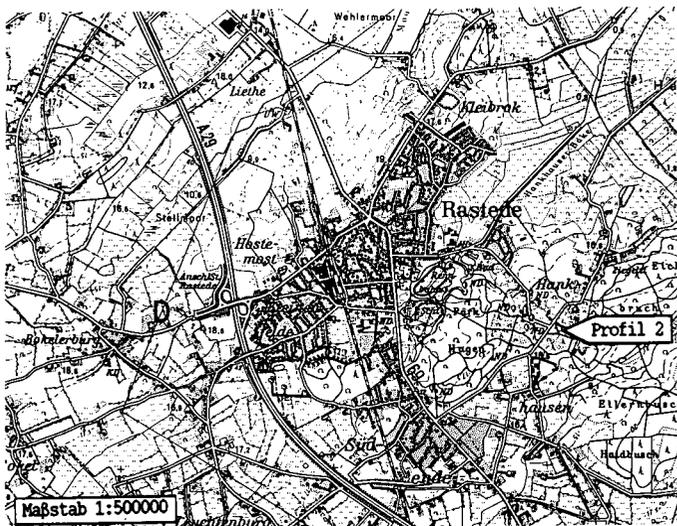
Beim grauen Plaggenesch des Versuchsfeldes findet sich unter einer etwa 60 cm mächtigen Eschauflage ein fossiler Podsol, dessen Ahe- und Bh-Horizont meistens nur noch als Relikte vorhanden sind. Offenbar wurden diese Horizonte schon vor bzw. zu Beginn der Eschkultur aufgebrochen bzw. mit aufgearbeitet.

Neben den relativ hohen pH-Werten (pH 5,0-5,6) zeichnen sich EAp- und E-Horizont sowie der fossile, reliktsiche Ahe/Bh-Horizont durch hohe C- und N-Gehalte aus. Porenvolumen (PV) und Feldkapazität (FK) sind im EAp am höchsten. Das Korngrößenmaximum liegt mit 67-81 % in allen Horizonten in der Feinsandfraktion (63-200 μm). Die Eschauflage (EAp- und E-Horizont) zeichnet sich durch einen etwas höheren Feinschluff- und Tongehalt aus. Als Tonminerale wurden im fossilen Podsol im wesentlichen Kaolinite nachgewiesen. Daneben treten geringe Anteile von illitischen und smectitischen Mineralen auf. Neben Kaoliniten und Illiten sind in der Plaggenauflage Dreischichttonminerale angereichert, die im Untergrund nicht feststellbar waren.

Profil Nr. 2

Bodentyp: Grauer Plaggenesch
 Ort: Schloßpark Rastede (Verbindungspark)
 Bodennutzung: Fichten, bis 1860 Ackerland
 Datum der Profilaufnahme: Januar 1990

Lage des Profils:



Bodenkundliche Kenndaten

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Korngrößenverteilung (%)						
			gS	mS	fS	gU	mU	fU	T
2.1	E1	- 3	2,8	24,6	46,3	12,6	4,9	2,3	6,4
2.2	E2	-25	3,5	27,5	46,7	11,3	4,3	2,0	4,8
2.3	E3	-45	3,9	28,2	47,0	11,0	3,8	1,9	4,2
2.4	f Bhs	-70	6,2	32,0	47,8	8,8	2,1	0,8	2,2
2.5	f Go	>70	5,5	31,2	36,3	8,7	7,5	4,2	6,5

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Feo (g/kg*)	Fed (g/kg*)	C (%*)	C/N
2.1	E1	- 3	2,9	1,6	2,4	5,4	15,4
2.2	E2	-25	3,6	1,2	1,8	1,7	13,2
2.3	E3	-45	4,1	0,6	0,8	1,7	13,0
2.4	f Bhs	-70	4,2	0,1	0,3	0,9	12,7
2.5	f Go	>70	4,2	0,1	0,7	0,2	4,5

* absolut trockener Feinboden < 2 m

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Ionen der Bodenlösung (GBL)									
			Ca	Mg	K	Na	NH ₄	Al	Fe	Mn	H	KÄΣ
			-----µmol IÄ/l-----									
2.1	E1	- 3	344	163	116	206	267	420	90	17	794	2417
2.2	E2	-25	700	518	28	653	65	1918	10	65	200	4157
2.3	E3	-45	746	309	13	420	58	2334	-	78	100	4058
2.4	f Bhs	-70	608	176	15	230	75	1631	-	37	63	2835
2.5	f Go	>70	1071	432	30	174	125	402	-	23	50	2307

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Austauschbare Kationen				
			H ₂ PO ₄	Cl	NO ₃	SO ₄	AÄΣ*
			-----µmol IÄ/l-----				
2.1	E1	- 3	42	285	300	1005	1632
2.2	E2	-25	20	320	228	3030	3598
2.3	E3	-45	-	270	208	3120	3598
2.4	f Bhs	-70	-	305	237	2321	2863
2.5	f Go	>70	-	265	235	1688	2188

* ohne organische Anionen

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Austauschbare Kationen							
			Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Mn	KAKeff
			-----mmol IÄ/kg TB-----							
2.1	E1	- 3	7,8	2,0	1,3	1,8	54,2	0,8	0,5	75
2.2	E2	-25	2,2	0,6	0,4	1,4	32,5	-	-	46
2.3	E3	-45	1,5	0,4	0,3	0,9	23,9	-	-	36
2.4	f Bhs	-70	1,0	0,4	0,3	0,9	16,5	-	-	25
2.5	f Go	>70	1,8	0,7	0,3	0,9	10,1	-	-	14

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Mineralbestand								
			---mS---		---fS---			-----gU-----			
			Qu	Af	Qu	Af	Mu	Qu	Af	Mu	
2.1	E1	- 3	93,2	5,6	83,3	11,1	-	73,7	16,4	0,8	
2.2	E2	-25	92,2	6,1	81,3	14,6	-	67,5	25,6	2,1	
2.3	E3	-45	92,0	6,8	80,8	16,0	-	65,0	25,2	2,8	
2.4	f Bhs	-70	90,0	8,1	81,0	16,8	-	63,0	25,0	6,8	
2.5	f Go	>70	86,6	11,5	81,5	15,3	-	73,4	21,1	4,6	

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Mineralbestand							
			---mU---				---fU---			
			Qu	Af	Mu	Op	Qu	Af	Mu	Op
2.1	E1	- 3	59,5	20,7	3,6	14,9	50,4	17,8	12,4	17,8
2.2	E2	-25	46,9	33,5	8,5	9,3	44,0	26,0	19,5	7,8
2.3	E3	-45	48,3	29,4	9,0	6,6	39,7	31,7	21,9	4,8
2.4	f Bhs	-70	56,9	28,6	7,8	4,7	44,2	31,1	21,3	2,6
2.5	f Go	>70	45,8	33,2	15,8	2,2	33,0	23,6	40,6	0,9

Qu = Quarz, Af = Akalifeldspat, Mu = Muscovit, Op = Opal

Die Differenz zu 100 % ergibt sich aus den Anteilen an Schwermineralen und unbestimmbaren Teilchen

Das Profil befindet sich in einer Plaggeneschflur, die bis vor 130 Jahren ackerbäulich genutzt worden ist. Durch die "Plaggeneschdüngung" hat sich eine ca. 50 cm mächtige graue Eschauflage - der Name Esch geht auf das gotische Wort "atisk" = "essen" zurück - ausgebildet, unter der der reliktsche Bhs-Horizont eines fossilen Gley-Podsols gut zu erkennen ist. Nach 1862 wurden Teilbereiche dieser Ackerflur mit Fichten aufgeforstet, während angrenzende Teilbereiche bis heute unter landwirtschaftlicher Nutzung geblieben sind.

Seit der Aufforstung hat sich in der Eschauflage unter Fichtenbestand ein deutlicher pH-Gradient ausgebildet, der mit pH 2,9 eine extreme Versauerung des obersten Profilbereichs (0-3 cm) anzeigt. Dagegen weist der noch landwirtschaftlich genutzte Boden einen relativ hohen und in der Eschauflage konstanten pH-Wert von 5,0 auf. Ein vergleichbarer pH-Wert ist für den Plaggenesch für die Zeit bis zu seiner teilweisen Aufforstung wahrscheinlich.

Besonders die in einer relativ kurzen Zeitspanne stattgefundene extreme Versauerung in dem oberen Bereich der aufgeforsteten Eschauflage kann trotz der versauerungsfördernden Fichtenstreu nicht als natürlich angesehen werden. Die in der Tabelle der bodenkundlichen Kenndaten aufgeführten hohen SO_4 -Gehalte und ihre dominierende Stellung in dem gelösten Anionenpool unterstützen die Vermutung, daß hauptsächlich anthropogene Depositionen für die Versauerung des Bodens verantwortlich sind. Hierfür spricht auch die deutlich erkennbare Beziehung, die zwischen der SO_4 - und der Al-Konzentration der Bodenlösung (GBL) besteht.

Offensichtlich werden überwiegend H-Ionen der Schwefelsäure durch Reaktionen des hier vorherrschenden Al-Puffersystems unter Freisetzung von Al abgepuffert.

Neben den seit langem bekannten chemischen und physikochemischen Veränderungen führt die Säurepufferung auch zu starken Veränderungen am Mineralbestand extrem versauerter Böden. Der in der Tabelle dargestellte Mineralbestand der Sand- und Schluff-

Fraktionen des grauen Plaggeneschs setzt sich größtenteils aus Quarzen, Alkalifeldspäten und Muscoviten zusammen. Die Bilanzierung dieser Minerale zeigt für alle Korngrößenfraktionen ($> 2 \mu\text{m}$) des Feinbodens deutliche Abnahme der Silicatgehalte in dem extrem sauren oberen Abschnitt (E1-Horizont) der Eschauflage. In den letzten 130 Jahren haben hier die Muscovitanteile der Schluff-Fraktionen um 35 bis 70 % und die Alkalifeldspatanteile um 30 bis 45 % abgenommen.

Auch der Tonmineralbestand zeigt starke säurebedingte Veränderungen. So ist der Anteil stark quellbarer smectitischer Minerale mit Übergängen zu röntgenamorphen Tonbestandteilen im E-Horizont sehr hoch (s.a. Beitrag U. Frank in diesem Band).

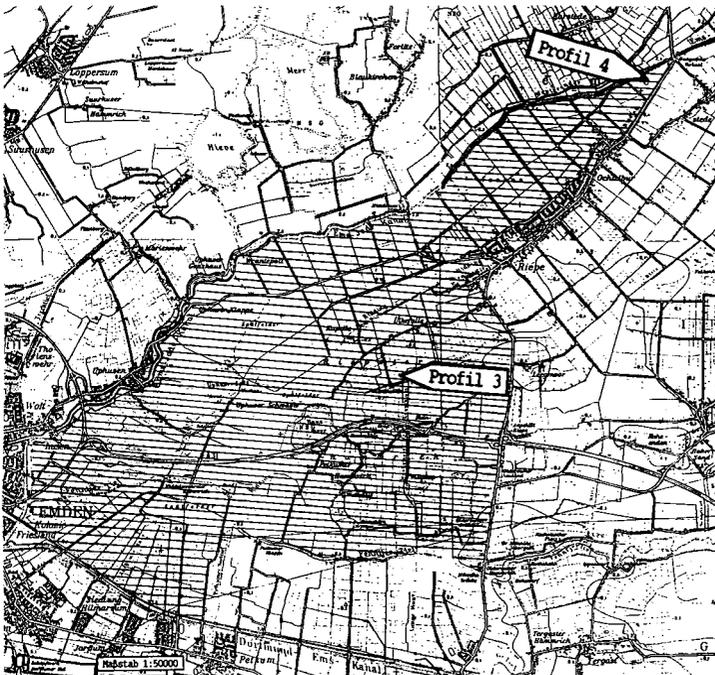
Profil Nr. 3

Bodentyp: Auftragsboden (Salzmarsch ähnlich)
Ort: Riepster Hammrich
Bodennutzung: Keine
Datum der Profilaufnahme: 29.07.1987
Jahr der Aufspülung: 1983

Profil Nr. 4

Bodentyp: Auftragsboden (Kalkmarsch ähnlich)
Ort: Riepster Hammrich
Bodennutzung: Acker
Datum der Profilaufnahme: 20.07.1987
Jahr der Aufspülung: 1968

Lage der Profile:



Profilbeschreibungen:

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	
3.1	zY/A/Go	0-20	hellrötlichbrauner (5 y R 5/6), stark humoser, schwach schluffiger Ton, kohärent-subpolyedr., naß, gut durchwurzelt
3.3	zY/Gr	ab 20	schwarzblauer (2,5 y N 3/), schwach schluffiger Ton, kohärenter Ton

4.1	jY/Ap	0-25	dunkelbrauner (10 y R 2/2), stark humoser, mittel toniger Lehm, subpolyedrisch, nach unten dichter werdend, gut durchwurzelt
4.2	jY/Go1	25-45	graubrauner (10 y R 5/2), humoser, mittel toniger, Lehm, polyedrisch, Schrumpfrisse, hellbraune (5 y R 5/8) Rostflecken, durchwurzelt, sedimentationsbedingte Schlufflage in 35 cm Tiefe
4.3	jY/Go2	45-80	dunkelolivbrauner (2,5 y R 3/1), mitteltoniger Lehm, Prismengefüge, Schrumpfrisse bei 75 cm, ab 60 cm Grundwasser
4.4	jY/Gr	80-90	dunkelgrauer (7,5 y R 3/2), schwach schluffiger Ton, kohärent
4.5	IIfAp	ab 90	fossiler A-Horizont einer Moormarsch

Bodenkundliche Kenndaten

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Korngrößenverteilung (%)						Wasser- gehalt (%)	TRD (g/cm ³)	NaCl (g/kg)
			mS	fS	gU	mU	fU	T			
3.1	zY/A/Go1	0-10	00	03	13	20	14	49	145,02	0,60	9,2
3.2	zY/A/Go2	10-20	-	-	-	-	-	-	176,31	0,47	28,9
3.3	zY/Gr	>20	01	01	12	21	15	50	195,94	0,43	35,9
4.1	Y/Ap	0-25	02	08	19	16	12	43	46,77	1,03	0,1
4.2	Y/Go1	25-45	02	09	18	16	13	42	63,49	0,86	0,1
4.3	Y/Go2	45-80	01	05	19	21	10	44	83,96	0,74	0,2
4.4	Y/Gr	80-90	02	09	17	13	11	47	-	-	1,6

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	pH		Carbonat (%)	Corg (%)	Fed (g/kg)	Feo	Feo/Fed
			(H ₂ O)	(CaCl ₂)					
3.1	zY/A/Go1	0-10	7,8	7,6	9,3	3,9	16,0	17,0	1,06
3.2	zY/A/Go2	10-20	7,8	7,7	8,9	3,5	19,8	18,1	0,91
3.3	zY/Gr	>20	7,8	7,7	10,5	3,9	20,2	18,5	0,92
4.1	Y/Ap	0-25	7,6	7,0	7,2	4,1	17,8	14,2	0,80
4.2	Y/Go1	25-45	7,7	7,1	6,9	3,4	17,9	13,9	0,78
4.3	Y/Go2	45-80	7,7	7,2	7,2	4,0	16,4	14,7	0,90
4.4	Y/Gr	80-90	7,5	7,2	6,2	4,3	18,2	14,6	0,80

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Austauschbare u. gelöste Kationen (mmol IA/kg)				KAK	Ca/Mg

			Na	K	Mg	Ca		
3.1	zY/A/Go1	0-10	173	8,2	132	246	332	1,9
3.2	zY/A/Go2	10-20	364	15,0	158	327	363	2,1
3.3	zY/Gr	>20	392	17,4	167	311	346	1,9
4.1	Y/Ap	0-10	1,9	2,3	36	290	311	8,1
4.2	Y/Go1	25-45	2,3	3,0	45	274	306	6,1
4.3	Y/Go2	45-80	5,3	3,7	45	283	282	6,3
4.4	Y/Gr	80-90	23	6,3	44	354	307	8,0

Der an der Emsmündung liegende Emdener Hafen ist einer ständigen, natürlichen Versandung und Verschlickung ausgesetzt. Zur Gewährleistung des Hafenbetriebes ist eine kontinuierliche Unterhaltungsbaggerung erforderlich. Die jährlich anfallenden Schlickmengen (4-5 Mio. m³) werden seit 1954 unweit des Emdener Hafens auf vorwiegend Niedermoor- bzw. Moormarschböden des Riepster Hammrichs (ca. 4000 ha) zwischen Emden und Riepe aufgetragen. Die in 2,5 Jahren bis zu 50 mal überschlickten Flächen werden 3 Jahre nach Beendigung der Maßnahme begrüßt. Nach nochmals 3 Jahren wird von einem Lohnunternehmer Sommergerste eingesät. Nach weiteren 4 Jahren werden die Flächen drainiert und der landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt.

Folgende Zielsetzungen wurden neben der Schlickentsorgung verfolgt:

- Schaffung leistungsfähiger Ackerstandorte.
- Gesundung der landwirtschaftlichen Betriebe durch Umkehrung des Gründland-Ackerlandverhältnisses.
- Regelung der Entwässerung bis zur vollen Beherrschung des Wasserhaushaltes.
- Verbesserung der inneren Verkehrslage durch Ausbau des Wegenetzes.
- Beseitigung des Splitterbesitzes durch Flurneuordnung.

Die untersuchten Böden (Profil 4 und 5) besitzen einen hohen Schluff- und Tonanteil, der Mittel-Feinsandanteil ist gering und die Grobsandfraktion fehlt gänzlich. Diese Körnung ist typisch für die im Riepster Hammrich aufgespülten Böden. Ausnahmen bilden Bereiche, die sich in der Nähe des ehemaligen Spülkopfes befinden. Dort kam es sogar zum Absatz von Grobsand.

Je nach Jahr der Aufspülung und somit Alter der Böden (Profil 3 4 Jahre und Profil 4 19 Jahre alt) besitzen sie unterschiedliche Eigenschaften, an denen wesentliche Prozesse der Marschbodenentwicklung erkennbar werden. Der junge Boden (Profil 3) zeichnet sich durch das Fehlen eines Ah-Horizontes aus. Der Gr-Horizont

beginnt bereits in 20 cm Tiefe. Ein kohärentes Gefüge ist vorherrschend. Dagegen ist beim älteren Boden (Profil 4) eine differenzierte Horizontierung ausgebildet. Ein Subpolyederggefüge ist im Oberboden vorhanden. Mit zunehmender Bodentiefe treten polyedrische und prismatische Gefüge mit Schrumpfrissen auf, während der unterste Bereich des Auftrags durch ein Kohärentgefüge gekennzeichnet ist.

Der junge Boden weist sehr hohe Wassergehalte auf, die mit zunehmender Tiefe noch zunehmen. Umgekehrt verhält es sich mit dem Trockenraumgewicht. Der ältere Boden weist dagegen niedrigere Wassergehalte sowie niedrigere Trockenraumgewichte auf. Mit zunehmender Tiefe sind die Eigenschaften des älteren Bodens ähnlich denen des jungen Bodens. Die im Vergleich zum älteren Boden höheren Carbonatgehalte und vor allem die engeren Ton/Carbonat-Verhältnisse im jungen Boden deuten auf eine geringere Entkalkung hin. Die Bodenreaktion ist in beiden Böden schwach alkalisch. Ein schnelles Absinken des pH-Wertes wird durch die Pufferkapazität verhindert.

Die Salinität ist im jungen Boden hoch. Mit zunehmender Bodentiefe treten höhere Salinitäten auf. Vorherrschendes Kation in der Bodenlösung ist Natrium mit $> 70 \%$. Auch beim älteren Boden nimmt die Salinität mit zunehmender Bodentiefe zu, wenngleich die Gehalte wesentlich niedriger als beim jungen Boden sind. Dominierendes Kation der Bodenlösung ist Ca mit $> 50 \%$.

Die KAK ist in den beiden untersuchten Böden hoch. Unterschiede in den Gehalten austauschbarer und in Lösung befindlicher Kationen verdeutlichen wiederum den verschiedenen Entwicklungsstand beider Böden. Während im jungen Boden meistens Na dominiert, gefolgt von Ca, bestehen beim älteren Boden in der Folge $Ca > Mg > Na = K$ abnehmende Kationengehalte. Daraus ergeben sich auch die unterschiedlichen Ca/Mg-Verhältnisse von 1,9-2,1 im jungen und 6,1-8,0 im älteren Boden.

Neben hoher potentieller Fruchtbarkeit weisen Schlicke aus Hafengebieten und entsprechend auch die daraus aufgespülten Auftragsböden hohe Gehalte an Schadstoffen, insbesondere Schwermetalle, auf. Um den Grad der Schwermetallbelastung abschätzen zu können, wurden die Sedimentproben (Schlick) aus dem Emdener Hafen als auch Proben der landwirtschaftlich genutzten Auftragsböden des Riepster Hammrichs laufend untersucht. Neben eigenen Untersuchungen wurden weitere Untersuchungen von der LUFA Oldenburg im Auftrag des Niedersächsischen Hafenamtes Emden und des Wasser- und Bodenverbandes Emden-Riepe durchgeführt.

Die Schwermetalldaten aus dem Emdener Hafen, die in den Jahren 1986 bis 1988 entnommen wurden, liegen unter den Grenzwerten der Klärschlammverordnung von 1991.

Tabelle 1: Schwermetallgesamtgehalte in den Profilen 3 und 4

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Cr	Zn	Cd	Cu	Pb
			----- (mg/g) -----				
3.1	zY/A/Go1	0-10	99,69	198,77	0,36	20,82	105,68
3.2	zY/A/Go2	10-20	99,32	193,11	0,30	43,27	86,80
3.3	zY/Gr	>20	91,87	205,09	0,33	18,26	85,85
4.1	Y/Ap	0-10	106,84	256,70	0,42	24,76	96,87
4.2	Y/Go1	25-45	98,84	217,99	0,47	24,98	93,03
4.3	Y/Go2	45-80	96,88	217,80	0,40	23,12	95,73
4.4	Y/Gr	80-90	89,04	203,22	0,34	22,55	89,02

Wie die Tabelle 1 zeigt, gilt dies auch für die dargestellten Profile 3 und 4 und darüber hinaus auch für die anderen aufgespülten Böden des Riepster Hammrichs. Die Werte der Klärschlammverordnung werden - abgesehen von Blei und Chrom in wenigen Fällen - nicht überschritten.

Tabelle 2: Vergleich der Schwermetallgehalte der Böden im Untersuchungsgebiet mit anderen Spülfeldern, mittleren Gehalte, geogene Gehalten und den Gehalten der Klärschlammverordnung.

	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr	Hg
	----- (mg/kg) -----						
mittlere Gehalte in Hamburger Spülfeldern (Herms et. al., 1984)	237	1238	9,0	268	45	90	8,7
mittlere Gehalte in ausgewählten Marschböden (Herms et.al., 1984)	26	117	0,95	52	20	32	0,13
geogener Ausgangsgehalt (Lichtfuß & Brümmer, 1981)	16	94	0,4	30	21	59	(0,2)
Abf. Klär.V. 1991	60	200	1,5	100	50	100	1
mittlere Gehalte in Spülfeldern Emden-Riepe (Nds. Hafenamts Emden, Boden- u. Wasserverband Emden-Riepe)	20	192	0,43	75	35	74	0,87
Anreicherungsaktoren							
Hamburg	15	13	22	9	2,1	1,5	44
Emden-Riepe	1,3	2,0	1,1	2,5	1,7	1,3	4,4

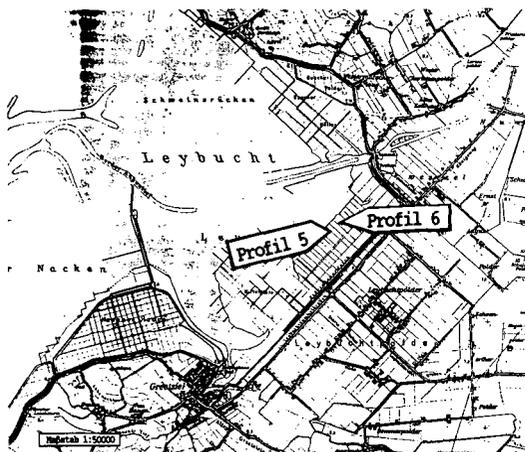
Damit weisen die Auftragsböden des Riepster Hammrichs wesentlich geringere Schwermetallgehalte aus als andere aufgespülte Böden aus Hafensedimenten. So sind die Schwermetallgehalte in Auftragsböden aus Sedimenten des Hamburger Hafens zum Teil mehr als 10 x höher als in denen des Riepster Hammrichs (Tabelle 2).

Allerdings zeigt der Vergleich der Schwermetallgehalte der Auftragsböden des Riepster Hammrichs mit diskutierten geogenen Backgroundwerten (Tabelle 2), daß auch hier eine Schwermetallanreicherung vorliegt.

Profile Nr. 5 und 6

Bodentyp: Unreife Seemarsch oder Salzmarsch
 Ort: Deichvorland, südliche Leybucht
 Bodennutzung: Profil 5 intensiv beweidet (>2 Rind/ha, begrüpft)
 Profil 6 unbeweidet, begrüpft
 Datum der Profilaufnahme: Profil 5: Mai 1989, Profil 6: Juli 1990,

Lage der Profile:



Bodenkundliche Kenndaten

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	Korngrößenverteilung					TRD (g/cm ³)	PV (%)
			gms	fs	gU	mfV	T		
5.1	zA/Go	-6	0	0,9	16,7	43,2	39,2	0,78	67
5.2	zGro	-20	0	3,8	34,1	32,1	30,0	1,03	57
5.3	zGor	-50	0	4,2	22,1	36,2	37,5	0,88	64
5.4	zGr	>50	0	6,9	20,6	33,8	38,7	n.b.	n.b.
6.1	zA	-7	0	0,8	14,9	35,3	49,0	0,58	76
6.2	zGo	-30	0	0,9	22,0	32,2	44,9	0,71	70
6.3	zGor	-45	0	5,8	34,5	24,8	34,9	0,82	66
6.4	zGr	>45	0	4,3	23,7	27,5	44,5	0,83	n.b.

Pr. nr.	Hor.	Tiefe (cm)	pH (H ₂ O)	Carbonat (%)	Corg (%)	N (%)	Fed Feo	
							---g/kg---	
5.1	zA/Go	-6	7,4	12,8	3,8	4,1	13,5	15,9
5.2	zGro	-20	7,5	12,5	2,7	2,6	11,2	11,5
5.3	zGor	-50	7,5	10,3	2,8	2,7	15,7	19,9
5.4	zGr	>50	7,6	11,7	2,9	2,6	9,6	10,9
6.1	zA	-7	7,9	11,6	4,7	4,7	14,2	9,0
6.2	zGo	-30	7,8	10,9	3,3	3,1	15,6	8,4
6.3	zGor	-45	7,7	8,9	2,3	2,0	13,5	10,4
6.4	zGr	>45	7,5	9,6	2,7	2,4	11,0	8,4

Im südlichen Bereich der Leybucht wurden 1980 vom Staatlichen Amt für Insel- und Küstenschutz (Norden) auf einer ungefähr 30 ha großen Fläche, die vom Deich zur MTHW-Linie ca. 800 m lang ist, Versuchsfelder mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen (Beweidungsintensität und künstlicher/natürlicher Entwässerung) eingerichtet. Diese Flächen dienen seitdem verschiedenen zoologischen, botanischen, hydrologischen und bodenkundlichen Untersuchungen. Hier vorhandene Böden sind unreife und auch unentwickelte Seemarschen oder Salzmarschen. Sie sind aus schluffig-tonigen Sedimenten aufgebaut, wobei die seenahen Böden charakteristischerweise geringere Tongehalte aufweisen (30-40 %) als die Böden näher am Deich (35-55 %). Bodenkundliche Untersuchungen wurden 1989 im Rahmen eines BMFT-Verbundprojektes in Zusammenarbeit mit weiteren Forschungseinrichtungen begonnen. Es wurden bereits 9 Jahre nach Einrichtung der Versuchsfelder nutzungsinduzierte Unterschiede in charakteristischen Bodeneigenschaften festgestellt. Mit dem Profil 5 wird der Boden einer intensiv beweideten und mit Profil 6 einer unbeweideten Parzelle vorgestellt. Beide Standorte sind in ihrer Entfernung von der MTHW-Linie und Höhe über MTHW vergleichbar.

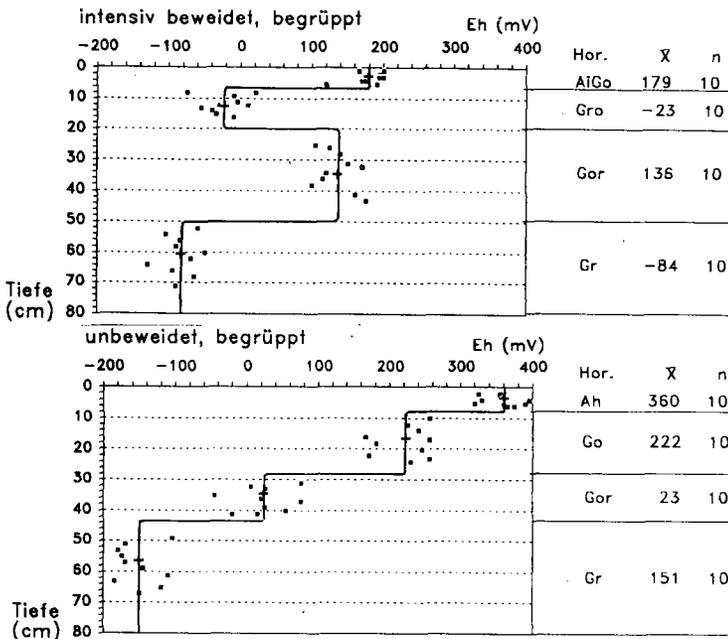


Abb. 1: Tiefenfunktion der Redoxpotentiale in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform (Dez. 1990)

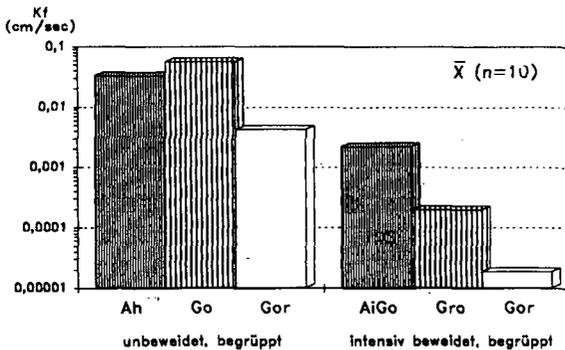


Abb. 2: Wasserleitfähigkeit in dem Profil der unbeweideten und der intensiv beweideten Versuchsfläche

Im wesentlichen unterscheidet sich der Boden des beweideten Standortes (Profil 5) von dem des unbeweideten Standortes (Profil 6) durch:

- die Gefügeform des Oberbodens. Sie ist kohärent bis polyedrisch statt subpolyedrisch bis krümelig,
- eine höhere Trockenraumdichte bis in 20 cm Tiefe (s. Tabelle),
- ein geringes Porenvolumen innerhalb des gleichen Profilabschnitts (s. Tabelle),
- niedrigere Redoxpotentiale. In 7-20 cm Tiefe hat sich eine auch morphologisch erkennbare Reduktionszone (Gro-Horizont) ausgebildet (s. Abb. 1),
- eine geringe Wasserleitfähigkeit in dem gesamten Profilverlauf (s. Abb. 2),
- einen meistens höheren Salzgehalt, zurückzuführen auf die schlechtere Dränung dieses Bodens. Auf beiden Flächen unterliegt die Ionenkonzentration der Bodenlösung starken jahreszeitlichen Schwankungen. In der Regel ist sie in den niederschlagsreichen Herbstmonaten am niedrigsten, steigt infolge der Überflutungen in den Wintermonaten deutlich an und erreicht in den trockenen Sommermonaten (erhöhte Evaporation) ihr Maximum (s. Abb. 3),
- einen bis in 20 cm Tiefe um 10-15 Gew.% niedrigeren Tongehalt (s. Tabelle). Offensichtlich führt der höhere Pflanzenbewuchs der unbeweideten Fläche während der Überflutungen zu einer selektiven Tonablagerung.

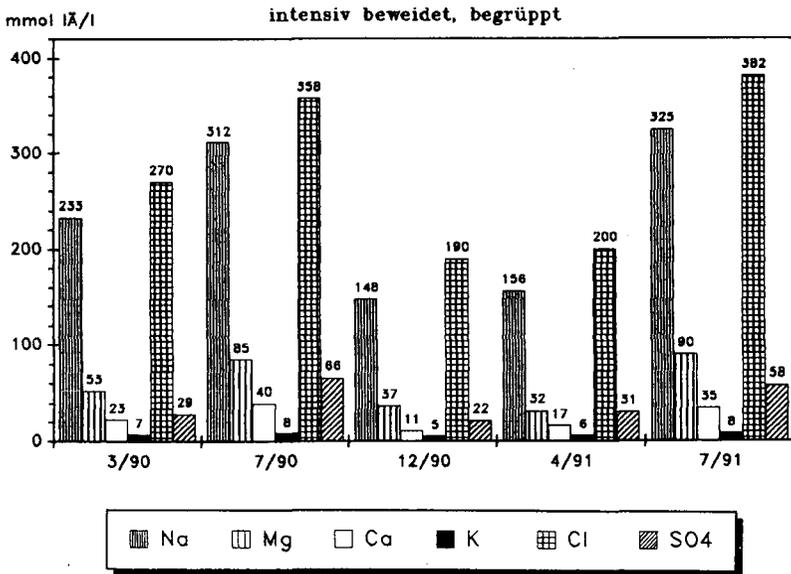
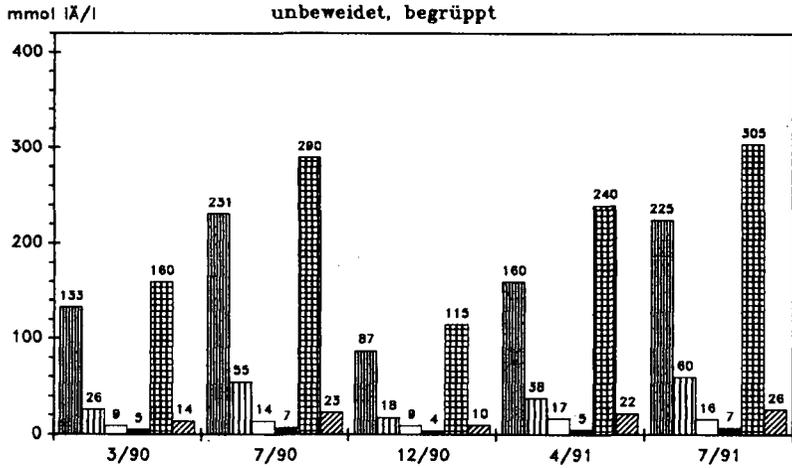


Abb. 3: Jahreszeitliche Veränderungen im Ionengehalt der Gleichgewichtsbodenlösung in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform

Literaturhinweise

- Fastabend, H., v. Raupach, F., 1961: Zur Kenntnis der Plaggenböden in Nordwestdeutschland. Geologisches Jahrbuch, 78, 139-172.
- Frank, U., Gebhardt, H., 1990: Weathering of silicates and destruction of clay minerals as a consequence of severe soil acidification. 14th Int. Congr. of Soil Science, Kyoto, VII, 60-65.
- Frank, U., Gebhardt, H., 1991: Datierung und Quantifizierung jüngerer Versauerungs- und Mineralverwitterungsprozesse in forstlich genutzten Eschböden Nordwest-Deutschlands. Mittlg. Dtsch. Bodenk. Gesellsch., 66/II, 1081-1084.
- Frank, U., Gebhardt, H., 1991: Transformation and destruction of clay minerals caused by recent strong acidification. Proc. 7th Euroclay Conf., Dresden, 1, 369-374.
- Giani, L., Gebhardt, H., 1986: Verlust landwirtschaftlich wertvoller Flächen - Am Beispiel des Nutzungswandels des 'Plaggeneschs' in der Gemeinde Bad Zwischenahn, Verhandl. Gesellschaft für Ökologie, 14, 203-210.
- Giani, L., Giani, D., 1990: Characteristics of a marshland soil built up from marine and peat material. Geoderma, 47 (1-2), 151-157.
- Giani, L., Massau, C., Schröder H., Unger, S., 1990: Initiale Bodenbildung aus marinen Sedimenten in Lysimeterversuchen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 153, 183-189.
- Giani, L., 1992: Entwicklung und Eigenschaften von Marschböden im Deichvorland. Habilitationsschrift, Universität Oldenburg.
- Herms, U., Scheffer, B., Bartels, R., 1984: Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen von Hafenschlick-Spülfeldern, Fachseminar Baggergut, Hamburg (ISSN 0177-1191).
- Kloke, A., 1980: 80 Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. - Mittlg. VDLUVA, 1-3, 9-11.
- Lichtfuß, R., Brümmer, G., 1981: Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine, Catena, 8, 251-264.
- Mustafa, M., 1987: Versalzungserscheinung der Binnengewässer und des Grundwassers am Beispiel der Krummhörn und Emden-Riepe Niederung, STAWA-Aurich.
- Pápe, J.C., 1970: Plaggensoils in the Netherlands. Geoderma, 4, 229-256.
- v. Raupach, F., 1955: Die Plaggenböden des südwestlichen Ammerlandes. Oldenburger Jahrbuch, 55, 125-138.
- Wasser- und Bodenverband Emden-Riepe, 1974: 20 Jahre Überschlickung, Festschrift.
- Niedersächsisches Hafenamts Emden, Wasser- und Bodenverband Emden-Riepe, 1989: Überschlickung Emden-Riepe, Untersuchung von Schlick und Boden.

Die Bedeutung der organischen Substanz für die Phosphatadsorption und Phosphatverfügbarkeit in Böden

von

GERKE, J.*)

Einleitung

Die P-Adsorptionsfähigkeit wird in sauren und neutralen Böden vielfach durch Ad- und Desorptionsreaktionen an Fe- und Al-Gruppen kontrolliert. In umfangreichen Untersuchungen wurde dabei eine positive Beziehung zwischen C_{org} und der P-Adsorption gefunden (Harter, 1969; Mizota et al., 1982), die wesentlich auf die höhere P-Adsorptionskapazität von Huminstoff-Fe(Al)-Gruppen (Gerke und Hermann, 1992; White und Thomas, 1982) im Vergleich zu amorphen Oxiden (Gerke und Hermann, 1992), oder kristallinen Fe-Oxiden (Torrent et al., 1990) zurückgeführt werden kann. Auch wird durch Anionen wie z.B. organische Säuren oder Silikate die Kristallisation amorpher Verbindungen verhindert (Schwertmann et al., 1986), so daß die reaktive Oberfläche größer bleibt. Dies erklärt nach Borggard et al. (1990) den indirekt fördernden Einfluß des C_{org} auf die P-Adsorption.

Huminstoffe als wesentlicher Anteil des stabilen C_{org} in Böden können andererseits durch Ligandenaustausch dieselben Adsorptionsplätze wie Phosphat belegen und dadurch die P-Adsorption reduzieren (Yuan, 1980; Sibanda und Young, 1986). In Abhängigkeit von den dominierenden Prozessen kann die organische Substanz die P-Adsorption also erhöhen oder erniedrigen.

Im Folgenden werden Versuchsergebnisse zur P-Adsorption an Fe-Oxid mit und ohne Huminstoffzusatz dargestellt und die Bedeutung für die Phosphatverfügbarkeit diskutiert.

Material und Methoden

Amorphes Fe-Oxid wurde durch Einstellen einer 10 mM $FeCl_3$ -Lösung auf pH 6 hergestellt. Die Suspension wurde nach 12 Stunden mehrfach dekantiert und nachgewaschen. Zwei Teile wurden mit einer Huminstoffsuspension (bei pH 10.5 aus einem Humuspodsol extrahiert) versetzt und auf pH 4 oder pH 7 eingestellt. Die Suspensionen alterten bei 20°C. In Zeitabständen wurden aus den Suspensionen Proben entnommen, die für P-Adsorptionsmessungen verwendet wurden. Die Messungen wurden bei pH 6.2 in 0.01 M $CaCl_2$ durchgeführt, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Nach 4 Stunden Alterung wurde auch die Adsorption von Huminstoff an Fe-Oxid bei pH 4 und pH 7 untersucht. Die Huminstoffkonzentration wurde über die Messung der Extinktion bei 400 nm, die P-Konzentration photometrisch nach Murphy und Riley bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Huminstoffadsorption an Fe-Oxid ist nach 4 Stunden bei pH 4 deutlich stärker als bei pH 7 (Abb. 1). Dieses Ergebnis steht in Einklang mit den Ergebnissen von Bartoli et al. (1992) für Huminstoffe und deckt sich auch mit den Ergebnissen für

* Inst. f. Agrikulturchemie, von Siebold Str. 6, 3400 Göttingen

Malat (Stumm et al., 1985). Die bei niedrigem pH verstärkte Adsorption der Säuren sollte dazu führen, daß die P Adsorption an Fe-Oxid durch Huminstoff bei pH 4 stärker reduziert wird, als bei pH 7.

Dies ist aber nicht der Fall (Abb.2). Huminstoffzusatz reduziert nach einem Tag Alterung die P Adsorption deutlich, aber bei pH 7 mehr als bei pH 4 (Abb. 2). Dies lässt sich damit erklären, daß Huminstoff-Fe Komplexe schon nach einem Tag in größeren Anteilen bei pH 4 gebildet wurden, nicht aber bei pH 7. Es wurden also neue P Adsorptionsoberflächen geschaffen, die der kompetitiven Reduktion der Adsorption durch Huminstoffe entgegenwirkten.

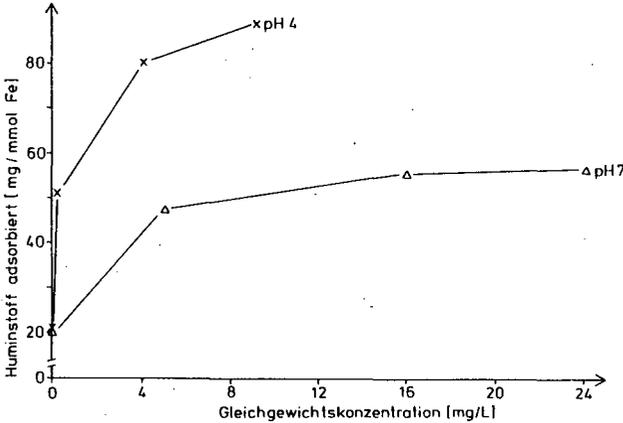


Abb.1: Huminstoffadsorption an Fe-Oxid nach 4 Stunden Equilibrierungszeit.

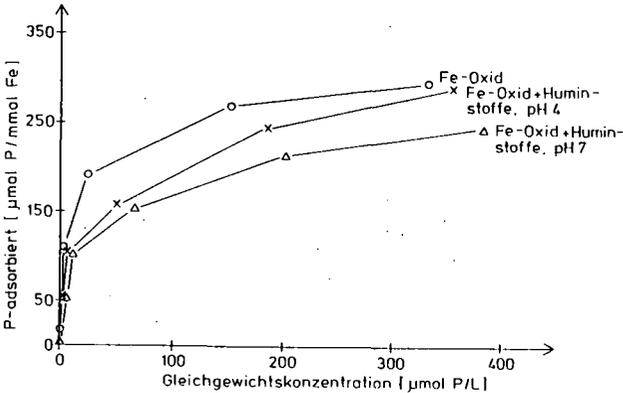


Abb. 2: P Adsorption an Fe-Oxid und Fe-Oxid mit Huminstoffzusatz bei pH 4 und pH 7 einen Tag gealtert.

Kurzfristig reduziert der Huminstoffzusatz die P Adsorption insbesondere im unteren Bereich der Adsorptionskurve. Im weiteren Verlauf der Alterung der Suspensionen wurde durch Huminstoffe die P Adsorption erhöht, während die Adsorption an Fe-Oxid abnahm. Dies wird durch die Veränderung des P Adsorptionsmaximums nach Langmuir dokumentiert (Tab. 1).

Tab.1: P Adsorptionsmaximum von Fe-Oxid mit und ohne Huminstoff in Abhängigkeit von der Zeit der Alterung

Adsorbens	Reaktionszeit (Tage)	Adsorptionsmaximum ($\mu\text{mol P/mmol Fe}$)
Fe- Oxid	1	260
	7	199
	56	161
Fe-Oxid/ Huminstoff pH 7	1	256
	7	233
	28	286
	56	294
Fe-Oxid/ Huminstoff pH 4	1	289
	7	299
	28	314
	56	333

Es zeigt sich, daß sich in den Varianten mit Huminstoffzusatz das Adsorptionsmaximum im Zeitverlauf erhöht, während es für die Fe-Oxid Suspension abnahm. Dabei ist das Adsorptionsmaximum in der Mischung bei pH 4 zu jedem Zeitpunkt höher, als bei pH 7. Die Richtung des Einflusses von Huminstoffen auf die P Adsorption ist also wesentlich von der Reaktionszeit abhängig. Damit lassen sich möglicherweise Widersprüche zur Rolle der organischen Substanz auf die P Adsorption klären.

Huminstoffe sollten also in Böden nach diesen Ergebnissen längerfristig die P Adsorption erhöhen und damit die P Verfügbarkeit verringern. Dem stehen jedoch mindestens 3 weitere bis jetzt nicht betrachtete Faktoren gegenüber.

Die Höhe des P Adsorptionsmaximums sagt noch nichts über die Bindungsstärke aus, mit der P an Huminstoff-Fe Gruppen oder an Fe-Oxid gebunden ist.

Zum anderen können Huminstoff-Fe(Al)-P Komplexe in Lösung gehen und damit eine zusätzliche Form darstellen, in der P zur Wurzel transportiert wird. Dabei wird die Löslichkeit durch den pH beeinflusst und auch durch niedermolekulare organische Säuren massiv erhöht (Gerke, 1992). Auch hohe Konzentrationen an P in in Düngungsbändern erhöhen offenbar in zwei Oxisolen mit hohen Gehalten an pyrophosphatlöslichen (org. komplexierten) Fe und Al die Löslichkeit von Huminstoff-P Spezies stark (Scherer u. Werner, Poster, präsentiert zur VDLUFA Tagung, 1992).

Huminstoffe erhöhen die Mobilisierbarkeit von Phosphat schließlich auch dadurch, daß der Effekt von Komplexbildnern auf die P Löslichkeit im Boden erhöht wird. So desorbiert z.B Citrat mehr P aus Huminstoff-Fe-P Komplexen, als aus Fe-Oxid-P Komplexen.

Diese Beispiele verdeutlichen, daß die komplexen Wechselwirkungen zwischen anorganischen und organischen Bodenphasen zur Veränderung der Phosphatverfügbarkeit und Mobilisierbarkeit führen. Die daran beteiligten Reaktionen sind bis heute weder qualitativ noch quantitativ ausreichend geklärt.

Durch Huminstoffe wird langfristig die Phosphatadsorption erhöht, kurzfristig eher reduziert. Andererseits stellt Huminstoff-P unter bestimmten Bedingungen wichtige Spezies der Bodenlösung dar, und erhöhen damit die Beweglichkeit des Phosphates im Boden.

Literatur

- Bartoli et al. (1992), J. Soil Sci., 43, 47.
Borggard et al. (1990), J. Soil Sci., 41, 443.
Gerke (1992), Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 155, 339.
Gerke u. Hermann (1992), Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 155, 233.
Harter (1969), Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 33, 630.
Mizota et al. (1982), Geoderma, 27, 225.
Schwertmann et al. (1986). In: Huang, Schnitzer (Hrg.), Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. SSSA, Madison.
Sibanda u. Young (1986), J. Soil Sci., 37, 197.
Stumm et al. (1985). In J. Dreyer (Hrg.), The chemistry of weathering. D. Reidel, Dordrecht.
Torrent et al. (1990), Soil Sci. Soc. Am. J., 54, 1007.
White u. Thomas (1981), Fert. Res., 2, 159.
Yuan (1980), Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 951.

Bindung von Schwermetallen durch modifizierte Goethite

von

J. Gerth

1. Problemstellung

Schwermetalle werden in Böden besonders stark durch Eisenoxide gebunden. Diese seit langem bekannte Tatsache war Anlaß für zahlreiche Untersuchungen mit dem Ziel, die Bindungsmechanismen aufzuklären. Wegen seiner starken Verbreitung in Böden wurde dazu häufig reiner synthetischer Goethit verwendet. Wenig beachtet wurde bisher, daß Goethit in der Natur in unterschiedlichen Kristallgrößen und -formen vorkommt und außerdem Fremdionen enthalten kann, die durch isomorphen Ersatz des Fe^{3+} -Zentralions in den Oktaedern fest in die Struktur eingebaut sind. Neben Al, das bis zu ca. 1/3 des Fe ersetzen kann [1], werden auch verschiedene andere Metalle durch isomorphen Ersatz in die Goethitstruktur inkorporiert [2]. Dabei kommt es je nach Unterschied zwischen dem Ionenradius (IR) des Fe^{3+} -Ions (IR 64.5 pm) und des inkorporierten Fremdions zu mehr oder weniger starken Veränderungen der Elementarzelle und der Oberflächeneigenschaften [3].

In vorliegender Arbeit wurde die pH-abhängige Sorption von Co, Ni, Zn, Cd und Pb sowie Arsenat durch verschieden modifizierte Goethite untersucht. Reiner Goethit wurde in den Kristallmodifikationen leistenförmig (längliche Kristalle, ca. 300 nm lang, spez. Oberfläche: 62 m²/g) und sternenförmig (sechszackige Sterne, ca. 2 µm Durchmesser) hergestellt. Die Kristalle des sternenförmigen Goethits (spez. Oberfläche: 20 m²/g) weisen Mikroporen (ca. 1 - 2 nm) und damit innere Oberflächen unbekannter Größe auf. Als Modelle für strukturell stark veränderte Goethite wurden ein Cd^{2+} - und ein Pb^{4+} -substituierter Goethit mit jeweils 4 bzw. 2 Mol% isomorphem Ersatz als leistenförmige Kristalle synthetisiert. Durch Inkorporation des Cd^{2+} -Ions (IR 95 pm) wird die größte Veränderung der Elementarzelle pro Mol% Fremdion erzielt [3]. Dabei werden wahrscheinlich auch die Abstände zwischen den Hydroxyl-Gruppen an der Oberfläche gegenüber reinem Goethit stark verändert. Durch Einbau des Pb^{4+} -Ions (IR 77.5 pm) in die Goethitstruktur wird neben einer vergrößerten Elementarzelle zusätzlich eine permanente positive Ladung (in diesem Fall: 10 µmol/g) erzeugt. Unter natürlichen Bedingungen kann der Einbau von Cd^{2+} in die Goethitstruktur als möglich angesehen werden. Dagegen erfolgt der Einbau von Pb^{4+} in die Goethitstruktur nur unter hochalkalischen Reaktionsbedingungen.

2. Vorgehensweise

Die Goethite wurden aus $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$ -Lösungen hergestellt. Die Synthese der leistenförmigen Kristalle erfolgte durch Titration mit NaOH bis pH 7 und anschließender Lagerung des Fällungsproduktes in 0.5M NaOH bei 20°C. Sternenförmige Kristalle entstehen, wenn das Fällungsprodukt in 70°C warme 0.5M NaOH überführt

und bei dieser Temperatur ebenfalls mehrere Tage gelagert wird. Zur Herstellung substituierter Goethite wird die Ausgangslösung mit dem jeweiligen Fremdion entsprechend dotiert.

Die Metallsorption wurde im Batch-Verfahren bei zwei Schüttelzeiten (16 h und 14 d), einer konstanten Anfangskonzentration von 10^{-6} M und einer Goethitkonzentration von 2 g/l in $0.1\text{M Ca(NO}_3)_2$ untersucht. Zur Bestimmung einer pH-Sorptionskurve wurden bis zu 14 Sorptionsexperimente bei unterschiedlichem pH vorgenommen. Beim Arsenat wurde die Anfangskonzentration zwischen 10^{-6} und 10^{-3} M variiert. Außerdem wurde 0.1M NaNO_3 als Begleitelektrolyt gewählt. Die Konzentrationsbestimmung erfolgte durch Einsatz von Radionukliden.

3. Ergebnisse

Schwermetallsorption durch reine Goethite: Die pH-abhängige Schwermetallsorption nimmt innerhalb eines engen pH-Bereichs von 0 auf 100% in Form einer für alle Metalle fast gleichförmigen, sigmoiden Kurve zu. Die Lage dieser Kurven auf der pH-Achse läßt sich mit Hilfe des pH-Wertes bei 50%iger Sorption (pH_{50}) beschreiben und korreliert eng mit der Neigung der Metalle zur Bildung von Hydroxokomplexen. Dabei nimmt der pH_{50} -Wert mit Zunahme der ersten Hydrolysekonstanten ($K_1 = \text{ML}/\text{M.L}$) ab. So verläuft z.B. die Sorptionskurve von Pb ($\log K_1 = 6.3$) im Bereich tieferer pH-Werte (pH_{50} für leistenf. Goethit bei 16 h: 4.4) als die für Cd ($\log K_1 = 3.9$) ermittelte Kurve (pH_{50} : 6.4), d.h. Pb wird z.B. bei pH 5 unter den gewählten Bedingungen zu ca. 90%, Cd dagegen nur zu 4% sorbiert.

Beim leistenförmigen Goethit steigt der sorbierte Anteil von Co, Ni, Zn und Cd mit Zunahme der Schüttelzeit von 16 h auf 14 d an. Die pH_{50} -Werte nehmen bei den vier Metallen um ca. 0.2 pH ab. Dagegen wird die Position der Pb-Sorptionskurve nicht verändert, so daß Pb nach 16 h und 14 d Schüttelzeit gleich hohe sorbierte Anteile in Abhängigkeit vom pH aufweist. Beim sternförmigen Goethit steigt die Bindung von Co, Ni, Zn und Cd in Abhängigkeit von der Reaktionszeit stärker an als beim leistenförmigen Goethit. Die pH_{50} -Werte nehmen um ca. 0.4-0.7 pH ab. Auch beim Pb wird die pH-abhängige Sorption zwischen 16 h und 14 d Reaktionszeit um 0.3 pH-Stufen in den Bereich tieferer pH-Werte verlagert. Dieser Effekt ist auf die Diffusion der Metall-Ionen einschließlich des Pb^{2+} -Ions in die Mikroporen der sternförmigen Goethitkristalle zurückzuführen. Die weniger stark ausgeprägte zeitabhängige Zunahme der Sorption von Co, Ni, Zn und Cd durch den leistenförmigen Goethit wird wahrscheinlich durch eine Diffusion der Metalle in Feinstporen hervorgerufen, die so bemessen sind, daß besonders große Ionen wie Pb^{2+} (IR 118 pm) nicht eindringen können.

Schwermetallsorption durch Cd-Goethit: Die pH_{50} -Werte für Ni nach 16 h (5.9) und 14 d (5.7) sind fast identisch mit den beim reinen leistenförmigen Goethit ermittelten Werten. Die Sorptionskurven des Ni^{2+} -Ions (IR 70 pm) haben bei beiden Goethiten den gleichen Verlauf. Beim Pb treten, wie beim reinen Goethit, keine zeitabhängigen Effekte auf. Die Sorptionskurve verläuft

jedoch bei deutlich höheren pH-Werten (pH_{50} reiner Goe. 4.4; Cd-Goe. 4.7), so daß z.B. bei pH 5 statt 90% (reiner Goe.) nur noch 70% in sorbierter Form vorliegen. Die durch Cd-Substitution in der Goethit-Struktur bedingten Veränderungen der Oberfläche (z.B. im Abstand der OH-Gruppen) erschweren die Sorption des sehr großen Pb^{2+} -Ions. Dagegen wird die Bindung von Co (pH_{50} (16 h) reiner Goe. 5.9; Cd-Goe. 5.2) und insbesondere Zn (pH_{50} (16 h) reiner Goe. 5.6; Cd-Goe. 3.1) stark erhöht. Die Zn-Sorption nimmt zwischen pH 3 und pH 4.5 von 8 auf 95% zu. Die Co-Sorption steigt zwischen 16 h und 14 d noch relativ stark an, so daß sich der pH_{50} -Wert von 5.2 (16 h) auf 4.3 (14 d) verringert.

Als Ursache für die starke Bindung beider Metalle durch Cd-Goethit können metallspezifische Eigenschaften und spezifische Bindungspositionen an der Oberfläche dieses strukturell stark veränderten Minerals angenommen werden. Wahrscheinlich handelt es sich dabei um "Löcher", in die nur kleine Ionen hineinpassen. Das Zn^{2+} -Ion koordiniert sich vorzugsweise tetraedrisch und weist in dieser Koordination einen relativ kleinen IR von 60 μm auf. Das Co^{2+} -Ion (IR 73.5 μm) wird wahrscheinlich nach Adsorption und Stabilisierung durch OH-Gruppen an der Oberfläche durch Luft- O_2 (Versuchsgefäße enthielten 10 ml Suspension und 10 ml Luft) zu dem sehr viel kleineren Co^{3+} (IR 52.5 μm) oxidiert und gelangt erst in dieser Form an die hochspezifischen Bindungsstellen. Dabei ist die Oxidation der geschwindigkeitsbestimmende Schritt. Dies wird auch daran erkennbar, daß die Bindung von Co langsamer verläuft als die von Zn. Im Gegensatz zu Ni und Pb sind Zn und Co kaum durch 1M HNO_3 (15 min) extrahierbar. Die Bindung von Zn und Co hat daher den Charakter einer strukturellen Inkorporation.

Schwermetallsorption durch Pb-Goethit: Die permanente positive Ladung dieses Goethits von 10 $\mu mol/g$ führt bei allen Metallen zu einer Verlagerung der Sorptionskurven in den Bereich höherer pH-Werte um ca. 0.8 pH, d.h. bei pH 6 verringert sich z.B. die Co- und Ni-Sorption von 55% beim reinen Goethit auf ca. 10% beim Pb-Goethit. Die Zn-Sorption ist nur oberhalb pH 5.6 geringer als beim reinen Goethit. Unterhalb dieses pH-Wertes wird Zn vom Pb-Goethit zu höheren Anteilen gebunden. Dieser Effekt deutet auf die Gegenwart hochspezifischer Bindungsplätze ("Löcher") hin, die bei tieferem pH und geringerer Oberflächenbelegung die Sorption von Zn bestimmen.

Sorption von Arsenat: Bei einer Anfangskonzentration von $10^{-6} M$ ergeben sich Hinweise auf eine Diffusion von Arsenat in die Mikroporen des sternenförmigen Goethits. Gebundenes Arsenat ist bei diesem Material trotz seiner geringen Oberfläche von 20 m^2/g am wenigsten durch 1M NaOH (1 h) extrahierbar. Bei höheren Konzentrationen ist dieser Effekt jedoch nicht mehr zu erkennen. Die verschiedenen Goethite weisen bei unterschiedlicher Oberfläche nahezu gleiche Sorptionsmaxima von ca. 3 $\mu mol/m^2$ (pH 5) auf. Lediglich der Pb-Goethit mit permanenter positiver Ladung bindet mit 5 $\mu mol/m^2$ (pH 5) deutlich mehr Arsenat. Dabei wird gegenüber reinem Goethit wesentlich mehr Arsenat

zusätzlich gebunden als dem positiven Ladungsüberschuß entspricht (10 $\mu\text{mol/g}$ Ldg. und zusätzlich 180 $\mu\text{mol/g}$ Arsenat).

4. Schlußfolgerungen

Durch Verwendung von mikroporösen und strukturell modifizierten Goethiten lassen sich folgende Vorgänge bei der Sorption verschiedener Schwermetalle und Arsenat aus wässriger Lösung verdeutlichen:

- Diffusion in Mikroporen poröser Kristalle
- Diffusion von Co, Ni, Zn und Cd in Feinstporen, in die Pb nicht hineinpaßt
- hochspezifische Bindung von Zn und Co durch strukturell stark modifizierten Cd-Goethit
- Verminderung der Sorption von Co, Ni, Zn, Cd und Pb durch permanente positive Ladung in Pb-Goethit
- Erhöhung der Arsenat-Sorption durch permanente positive Ladung in Pb-Goethit.

Gezielt modifizierte Goethite können damit wesentlich zum Verständnis von Oberflächenreaktionen, insbesondere der Adsorption und Festlegung von Schwermetallen durch Eisenoxide beitragen.

5. Literatur

- [1] Norrish, K. und Taylor, R.M. (1961): The isomorphous replacement of iron by aluminium in soil goethites. J. Soil Sci. 12, 294-306.
- [2] Kühnel, R.A., Roorda, H.J. und Steensma, J.J. (1975): The crystallinity of minerals - A new variable in pedogenic processes: A study of goethite and associated silicates in laterites. Clays Clay Mineral. 23, 349-354.
- [3] Gerth, J. (1990): Unit-cell dimensions of pure and trace metal-associated goethites. Geochim. Cosmochim. Acta 54, 363-371.

Mobilisierung von Ca^{2+} - und Cd^{2+} - Ionen aus Böden und
Bodenkomponenten durch Tenside

J. González, A. Pohlmeier, H. D. Narres und M. J. Schwuger
Institut für Angewandte Physikalische Chemie,
Forschungszentrum Jülich (KFA), D-5170 Jülich

Einleitung

Tenside gehören zu den am meist verbreiteten- und verwendeten organischen Chemikalien [1]. Durch zum Teil nur unzureichend gereinigte Abwässer aus Industrie und Haushalten [2] gelangen sie in die Sedimente. Eine Verwendung von Klärschlamm als Düngemittel führt zu einem Eintrag von Tensiden in die Oberböden [2]. An der Mineral-Elektrolyt-Grenzfläche treten sie in Wechselwirkung mit essentiellen und toxischen Kationen.

Dieser Beitrag beschreibt die Mobilisierung von Ca^{2+} - und Cd^{2+} - Ionen aus Böden und Bodenkomponenten (Parabraunerde, Ca-Bentonit, Kaolin und Aluminiumoxid) durch kationische, anionische und nichtionische Tenside.

Material und Methoden

Folgende Böden und Bodenkomponenten werden verwendet:

Sorbentien	CEC [meq/100g]	BET [m ² /g]	Huminstoffe [%]	Standort, bzw. Firma
Parabraunerde (A_b)	4,6	10,8	2,1	Jülich
Parabraunerde (B_t)	7,0	19,2	0,6	Jülich
Ca-Bentonit	90,0	73,3	-	Südchemie
Kaolin	7,1	13,7	-	Fluka
Aluminiumoxid	0,1	7,9	-	Keramitech

Tab. 1: Kenndaten der verwendeten Böden und Bodenkomponenten

Für die Mobilisierungsexperimente werden folgende Tenside verwendet: Cetylbenzyl-dimethylammoniumchlorid (CBDMACl), Cetylpyridiniumchlorid (CPCl), Didodecyl-dimethylammoniumbromid (DDDMABr), Hexadecyltrimethylammoniumbromid (HTMABr), Natriumdodecylsulfat (NaDS) und Triton-X-100. Sämtliche Chemikalien werden von der Firma Fluka AG mit einer Reinheit > 98% geliefert (Ausnahme: Triton-X-100, technisches Produkt).

Ca^{2+} - und Cd^{2+} - Mobilisierungsexperimente werden nach dem Batch-Verfahren durchgeführt. Die Suspensionen werden 24 h bis zur Gleichgewichtseinstellung geschüttelt und 30 min. bei 20000 U.p.M. zentrifugiert.

Die Metallanalyse erfolgt mittels AAS, die Tensidanalytik durch Photometrie und 2-Phasentitration [3].

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1. zeigt ein Beispiel für den Austausch von kationischem Tensid ($DDMA^+$) gegen Ca^{2+} . Parabraunerde, Ober- bzw. Unterboden weisen ein ähnliches Ca^{2+} - Mobilisierungsverhalten auf, während aus Ca-Bentonit deutlich weniger Ca^{2+} mobilisiert wird.

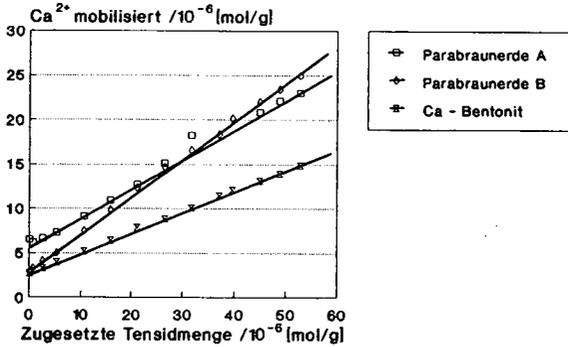


Abb. 1: Ca^{2+} - Mobilisierung aus verschiedenen Böden und Bodenkomponenten durch $DDMA^+$

Der Austausch von Nährstoffionen gegen kationische Tenside verläuft stöchiometrisch, d.h. ein Äquivalent $DDMA^+$ vermag nur ein Äquivalent an Ca^{2+} (Mg^{2+}) auszutauschen (Abb. 2.). Dabei kommt dem Einfluß der Tensidstruktur nur eine untergeordnete Rolle zu: Sowohl die aromatischen Kationtenside, $CBDMA^+$ und CP^+ , als auch die aliphatischen Tenside, $DDMA^+$ und $HTMA^+$, zeigen ähnliche Mobilisierungseigenschaften. Entscheidend ist die Bifunktionalität der kationischen Tenside, - eine positiv geladene Kopfgruppe und ein hydrophobes Molekülgerüst -, welche zu einer starken Bindung an der Oberfläche führt.

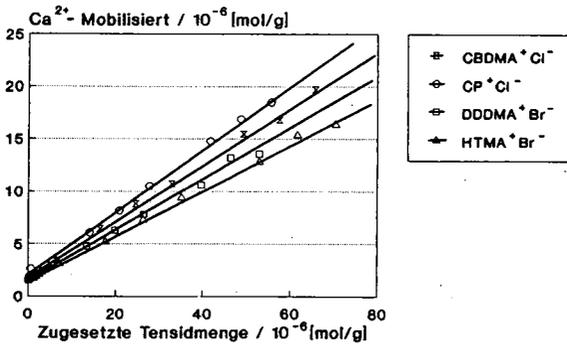


Abb. 2: Ca^{2+} - Mobilisierung aus Ca-Bentonit durch verschiedene Tenside

Abb.3. zeigt die Mobilisierungseigenschaften von (mit 50 mg/kg Cd^{2+} dotierter) Parabraunerde (B_1 -Horizont) durch verschiedene Tensidklassen. Nur kationische Tenside vermögen Cd^{2+} durch einen Ionenaustauschmechanismus zu mobilisieren. Dabei werden sie quantitativ an der Mineraloberfläche adsorbiert und sind in der Gleichgewichtslösung nicht nachweisbar. Triton-X-100 adsorbiert wesentlich schwächer an Parabraunerde durch van der Waals-Wechselwirkung zwischen hydrophoben Molekülbereichen und Mineraloberfläche. Dabei findet keine Cd^{2+} -Mobilisierung statt. Anionische Tenside bilden mit Cd^{2+} ein schwerlösliches Salz, $\text{Cd}(\text{DS})_2$, es erfolgt also eine Cd^{2+} -Immobilisierung durch Präzipitation.

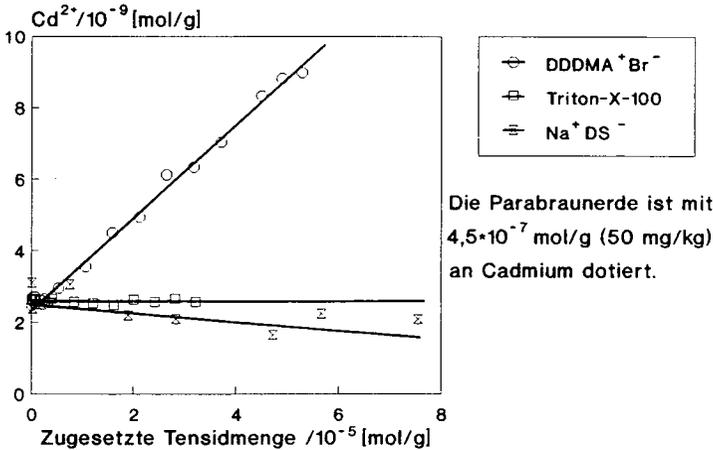


Abb. 3: Cd^{2+} -Mobilisierung aus Parabraunerde durch verschiedene Tensidklassen

Abb. 4 zeigt ein stark unterschiedliches Mobilisierungsverhalten von Cd^{2+} -Ionen aus verschiedenen Bodenkomponenten durch das kationische Tensid DDDMA⁺. Parabraunerde und Ca-Bentonit sind tonmineralhaltige Sorbentien, Cd^{2+} wird daher bevorzugt in den Zwischenschichten adsorbiert. Die spezifische Ionenaustauschkapazität bei Kaolin und Aluminiumoxid ist dagegen um mindestens eine Größenordnung geringer [4], die Austauschplätze bestehen aus Hydroxylgruppen an den Mineraloberflächen. Somit wird für diese Mineralien ein größerer Anteil der Austauschplätze von Cd^{2+} besetzt. Damit resultiert für den Cd^{2+} -Austausch gegen DDDMA⁺ an Kaolin und Aluminiumoxid eine größere Wahrscheinlichkeit als bei den tonmineralhaltigen Bodenkomponenten.

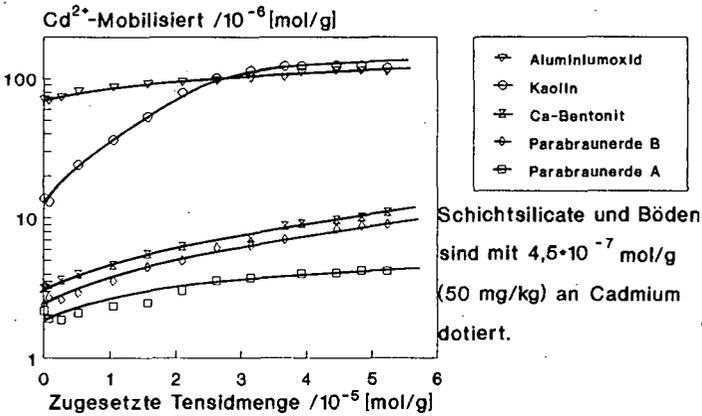


Abb. 4: Cd^{2+} -Mobilisierung aus verschiedenen Böden und Bodenkomponenten durch DDDMA[†]

Zusammenfassung

1. Kationische Tenside mobilisieren essentielle Ionen im stöchiometrischen Verhältnis, dabei adsorbieren sie quantitativ. Es ist kein wesentlicher Einfluß der Tensidstruktur auf die Mobilisierung essentieller Ionen nachweisbar, entscheidend ist die Bifunktionalität der Tenside.
2. Nur kationische Tenside vermögen Cd^{2+} in analytisch nachweisbaren Mengen zu mobilisieren, während nichtionische keinen, und anionische Tenside einen Immobilisierungseffekt aufweisen.

Literatur

1. E. Klumpp, B.S. Struck, M.J. Schwuger; *Nachr. Chem. Tech. Lab.*, **40**, 428 (1992)
2. G. Täuber; *Tenside, Surfactants, Detergents* **25**, 2 (1988)
3. A. R. Hoffmann, W.W. Böer, G.W-G. Schwarz; *Fette, Seifen, Anstrichmittel* **78**, 367 (1976)
4. J. García-Miragaya, R. Cardenos, A. L. Page; *Water Air and Soil Pollution*, **27**, 181 (1986)

Spezifische Interaktionen von nitroaromatischen Substanzen mit Tonmineralien

Stefan Haderlein und René Schwarzenbach*

Einleitung

In Böden und Grundwasserleitern mit geringem Gehalt an organischer Substanz können Mineraloberflächen eine entscheidende Rolle für Transport und Transformationen von organischen Umweltchemikalien spielen. Zur Zeit existieren jedoch nur für wenige Substanzklassen (z.B. N-heterozyklische Aromaten, Alkylammonium-kationen, aliphatische and aromatische Karbonsäuren) mechanistische Modellvorstellungen zur Beschreibung der Adsorption an Mineraloberflächen. In dieser Arbeit wurde das Adsorptionsverhalten einer Vielzahl von substituierten Nitrobenzolen und Nitrophenolen an mineralischen Oberflächen eingehend untersucht.

Nitroaromatische Substanzen (NAS) werden in großem Umfang als Industrie- und Agrochemikalien eingesetzt, z.B. als Sprengstoffe, als Zwischenprodukte für die Herstellung von Farbstoffen und Pestiziden oder direkt als Insektizide und Herbizide. Hohe Produktionsmengen und vielfältiger, zum Teil unkontrollierter Einsatz haben zu einer weiten Verbreitung von NAS in der Umwelt geführt, besonders in Böden und Grundwasser.

Experimentelles

Als Sorbentien wurden Siliziumoxide, Aluminium(hydr)oxide sowie homoionische Tonmineralien (Kaolinit, Illit und Montmorillonit) verwendet (Tab. 1). Die Auswahl der Mineralien erfolgte unter zwei Hauptgesichtspunkten: zum einen sollten die Sorbentien möglichst homogene und gut definierte Oberflächen aufweisen, um dadurch eine prozeßorientierte Interpretation der Adsorptionsexperimente zu ermöglichen. Andererseits sollten sie repräsentativ sein für wichtige mineralische Oberflächen in natürlichen Böden und Aquiferen. In Batchexperimenten wurde der Einfluß von physikalischen und chemischen Systemparametern (Temperatur, pH, Ionenstärke und -zusammensetzung der Gleichgewichtslösung) auf die Adsorption der nitroaromatischen Substanzen (NAS) untersucht.

Sorbens	Spez.Oberfläche (m ² g ⁻¹)	KAK (pH 4) (mmol / 100 g)	f _{oc} (%)
<i>Tonminerale</i>			
Kaolinit	12 (H ₂ O)	3	0.06
Illit	70 (H ₂ O)	16	0.12
Montmorillonit	820 (Glycerol)	120	0.11
<i>(Hydr)Oxide</i>			
(γ-Al(OH) ₃)	2.8 (N ₂)	-	< 0.01
δ-Al ₂ O ₃	96 (N ₂)	-	< 0.01
SiO ₂	380 (N ₂)	-	0.032
SiO ₂	2.5 (N ₂)	-	< 0.01

* Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), CH-6047 Kastanienbaum und CH-8600 Dübendorf.

Ergebnisse und Diskussion

Aluminium(hydr)oxide wiesen keine meßbare Affinität für NAS auf, während an Siliziumoxiden schwache Affinitäten festgestellt wurden. Unter den untersuchten Festphasen erwiesen sich jedoch Tonmineralien mit Abstand als die wichtigsten Sorbentien.

Unterschiedliche Feststoffkonzentrationen hatten keinen Einfluß auf die Ergebnisse der Adsorptionsversuche und die Adsorption an den untersuchten Sorbentien erwies sich für alle organischen Sorbanten als schneller und vollständig reversibler Prozeß.

Hydrophobe Adsorption von NAS an SiO_2 und an Na^+ , H^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} -Tone

Tonmineralien, an denen stark hydratisierte Kationen adsorbiert waren, wiesen für NAS ähnlich schwache Affinitäten auf wie Siliziumoxidoberflächen. Abb. 1 zeigt eine Lineare Freie Energie (LFE)-Beziehung von oberflächennormierten Adsorptionskonstanten (i.e. K_{min} -Werte, L m^{-2}) (aromatischer und aliphatischer) organischer Substanzen mit deren Oktanol-Wasser-Verteilungskonstanten (Maß für die Hydrophobie). Als Sorbentien dienten Tonminerale, Siliziumoxide und Sandböden mit sehr geringem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Die offenen Kreise symbolisieren eigene Daten, vorwiegend NAS adsorbiert an stark hydratisierte Kaolinite und ergeben zusammen mit Literaturdaten eine signifikante Korrelation zwischen $\log K_{\text{min}}$ und $\log K_{\text{ow}}$. Hydrophobe Wechselwirkungen, d.h. die Tendenz aus der gelösten Phase zu entweichen, dominieren offenbar die Sorption an stark hydratisierten Mineraloberflächen. Dabei spielt die Art der Oberfläche für alle repräsentierten organischen Substanzklassen offenbar nur eine untergeordnete Rolle.

Spezifische Adsorption von NAS an NH_4^+ , K^+ , Rb^+ - und Cs^+ -Tone

Ein völlig anderes Bild ergibt sich für die Adsorption von NAS an Tonmineralien, an denen schwach hydratisierte Kationen wie z.B. NH_4^+ , K^+ , Rb^+ oder Cs^+ adsorbiert sind. Abb. 2 zeigt, daß hier kein Zusammenhang von Adsorptionskonstanten und Hydrophobie feststellbar ist. Starke spezifische Interaktionen zwischen NAS und den Tonmineraloberflächen dominieren die Adsorption. Für viele NAS lagen die gemessenen Feststoff/Wasser Verteilungskonstanten (K_d Werte) z.T. um Größenordnungen über den Verteilungskonstanten für die Adsorption von NAS an die organische Bodenmatrix (K_{oc} Werte).

Die Adsorptionsisothermen von NAS strebten im höheren Konzentrationsbereich einem Sättigungsgrenzwert zu und konnten durch eine Langmuir-Gleichung modelliert werden (Abb. 3). Im niedrigen Konzentrationsbereich waren die Isothermen linear und konnten durch einen Adsorptionskoeffizienten, K_d , beschrieben werden. Kompetitives Adsorptionsverhalten sowie übereinstimmende maximale Oberflächenkonzentrationen für Nitrobenzole und Nitrophenole deuten darauf hin, daß beide Substanzklassen an den gleichen Sorptionsstellen adsorbieren.

Unterschiedliche pH Werte der Suspensionen hatten keinen Einfluß auf die Adsorption von Nitrobenzolen, während Nitrophenole im Bereich der pK_a Werte eine starke pH-Abhängigkeit aufwiesen. Diese pH-Abhängigkeit konnte gut modelliert werden, wenn für die undissoziierte Nitrophenol-Spezies (HA) ein konstanter K_d -Wert angenommen und die Sorption der Phenolat Spezies (A^-) vernachlässigt wurde.

Abb. 4 zeigt K_d -Werte für die Adsorption verschiedener NAS an homoionischen Kaoliniten in Abhängigkeit der Freien Hydrationsenergie ΔG_{hydr} des adsorbierten Kations. Die stark hydratisierten Li^+ und Na^+ Ionen erlauben offenbar nur schwache Wechselwirkungen zwischen NAS und Tonoberfläche. Im Gegensatz dazu ist bei schwächer hydratisierten Kationen ein deutlicher Anstieg der K_d -Werte für NAS mit abnehmendem ΔG_{hydr} des adsorbierten Kations zu verzeichnen. Die Steigungen der Regressionsgeraden, d.h. die relative Zunahme der $\log K_d$ -Werte mit abnehmender Freier Hydrationsenergie, ist für alle dargestellten NAS gleich. Folglich können aus den K_d -Werten für Cs^+ -Kaolinit (diese Werte wurden für ca. 40 verschiedene NAS bestimmt) auch K_d -Werte für andere schwach hydratisierte homoionische Kaolinite (z. B. K^+ -Kaolinit) mit Hilfe der Steigung der Regressionsgeraden in Abb. 4, abgeschätzt werden. (Ausnahme: NAS mit voluminösen Substituenten, s. unten).

Kationenaustausch und somit auch die Adsorption von NAS finden an den Siloxanflächen von Kaolinit statt, deren Hydrationszustand gemäß Abb. 4.6a und 4.6.b die Affinität für Nitroaromaten bestimmt. Cs⁺-Kaolinit ist am schwächsten hydratisiert und erlaubt daher die stärkste Annäherung der NAS an die Siloxanfläche. Sukzessiv stärkere Hydratisierung der Siloxan-Kavitäten (in Rb⁺ bis NH₄⁺-Kaolinit) vergrößert den Abstand zwischen adsorbierten NAS und den Sauerstoffionen an der Oberfläche, respektive erhöht die Energiebarriere für NAS, welche durch etwaige Verdrängung von hydratisierten Wassermolekülen überwunden werden muß.

Substituenteneinflüsse und Sorptionsmechanismus

Abb. 5 zeigt, daß Art und Position von Substituenten einen starken Einfluß auf die K_d-Werte von NAS besitzen. NAS mit Substituenten in meta und para Position relativ zur NO₂-Gruppe weisen deutlich höhere K_d-Werte als das unsubstituierte Nitrobenzol (links) auf. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt für stark elektronenziehende und delokalisierende Substituenten (z.B. -NO₂, -CN, -CHO, -COCH₃). Dinitrophenole, Dinitrobenzole aber auch Dinitronaphtaline besitzen daher besonders hohe Affinitäten zu Cs⁺-Kaolinit. NAS mit Substituenten in para-Stellung zur NO₂-Gruppe weisen durchwegs die höchsten K_d-Werte auf, was z.T. durch zusätzliche Resonanzeffekte erklärt werden kann.

Fast alle NAS mit Substituenten in ortho-Position zur NO₂-Gruppe weisen sehr kleine K_d-Werte auf. Analog zu para-substituierten NAS würde man auch für die ortho-Substitution hohe K_d-Werte durch zusätzliche Resonanzeffekte erwarten, wenn keine negativen sterischen Einflüsse vorliegen. Einzig Hydroxyl (-OH) und Carboxyl (-COOH) Substituenten besitzen auch in ortho-Stellung zur NO₂-Gruppe hohe K_d-Werte, die mit denen der para-Substituenten vergleichbar sind (vgl. K_d-Werte für 2NP und 4NP). Diese Substituenten bilden in ortho-Stellung eine intramolekulare H-Bindung zur NO₂-Gruppe aus: Diese zusätzliche Bindung bewirkt eine koplanare Ausrichtung von Substituenten und Benzolring und somit eine optimale Möglichkeit zur Resonanz.

Aus dem drastischen ortho-Effekt für Substituenten ohne Möglichkeit zur intramolekularen H-Brückenbindung kann gefolgert werden, daß für die spezifische Adsorption von NAS an der Kaolinitoberfläche eine besondere Ausrichtung von NO₂-Gruppe und Benzolring erforderlich ist und die NAS daher vermutlich koplanar zur Kaolinitoberfläche adsorbieren. Elektronen Donor-Akzeptor (EDA) Komplexe zwischen Sauerstoffatomen der ditrigonalen Kavitäten an den Siloxanflächen (e⁻-Donoren) und NAS (e⁻-Akzeptoren) werden als Erklärungsmodell für die spezifische Adsorption an Tonmineralien postuliert.

Ausblick

Einfache Abschätzungen zeigen, daß solche EDA-Komplexe mit schwach hydratisierten Tonmineralien auch in natürlichen Systemen einen signifikanten Einfluß auf den Transport von NAS (und möglicherweise auch anderer aromatischer e⁻-Akzeptoren) haben können (siehe Haderlein 1992).

Eine genaue Kenntnis des Adsorptionsmechanismus ist unerlässlich für die Entwicklung quantitativer Struktur-Adsorptivitäts-Beziehungen. In Vorversuchen wurde abgeklärt, daß oberflächenspektroskopischen Messungen (insbesondere CIR-FTIR) in den untersuchten Tonmineralsuspensionen erfolgreich eingesetzt werden können und wertvolle direkte Rückschlüsse auf den Adsorptionsmechanismus zu erwarten sind.

Literatur

Ein ausführliches Literaturverzeichnis findet sich bei:

- Haderlein, S.B. (1992): Die Bedeutung mineralischer Oberflächen für die Mobilität von substituierten Nitrophenolen und Nitrobenzolen in Böden Und Grundwasser. Diss. ETH Nr. 9744.
 Haderlein, S.B., Schwarzenbach, R.P. (1992): Adsorption of Substituted Nitrobenzenes and Nitrophenols to Mineral Surfaces, accepted for publication in Environ. Sci. Technol.

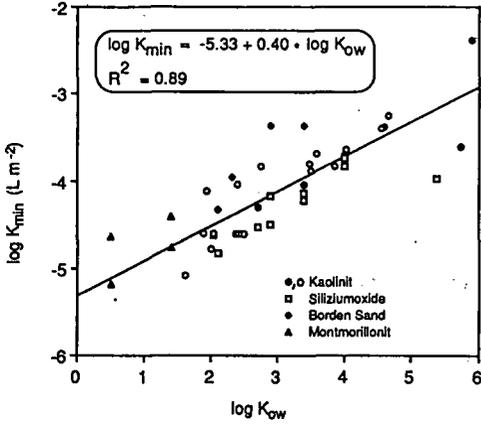


Abb. 1: Hydrophobe Adsorption an stark hydratisierte Oberflächen

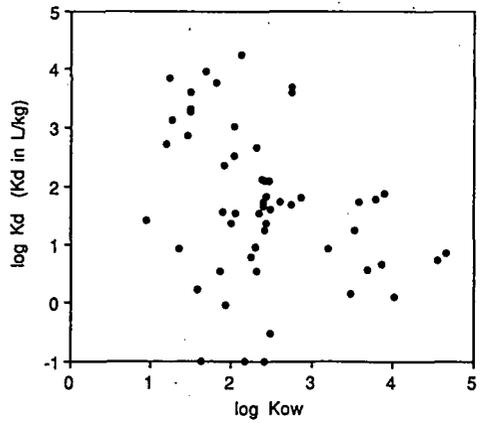


Abb. 2: Spezifische Adsorption von NAS an schwach hydratisierte Kaolinite

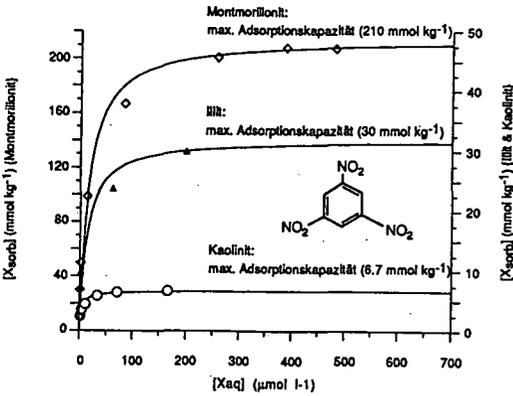


Abb. 3: Sorptionsisothermen von 1,3,5-Tri-nitrobenzol an K⁺-Tonen

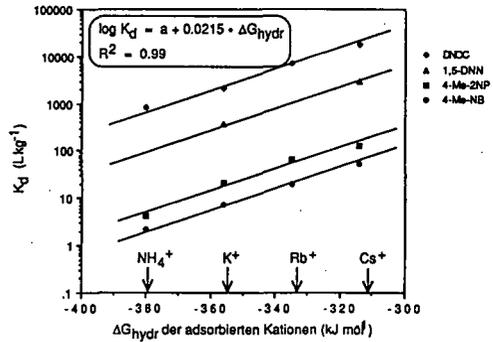


Abb. 4: Korrelation von Hydrationsenergie und Sorptionskonstanten für homoionische Kaolinite

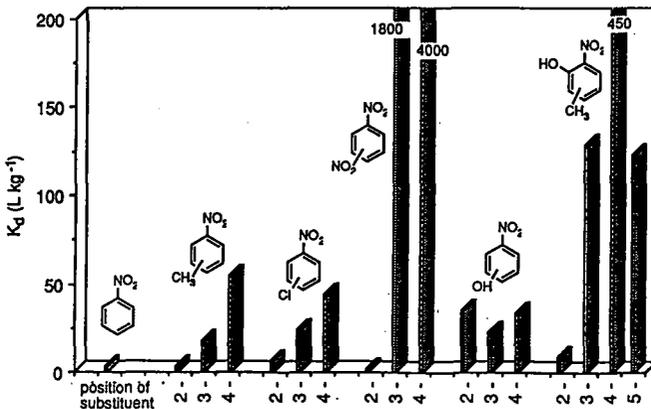


Abb. 5: Einfluß von Substituenten auf die Adsorption von NAS an Cs⁺-Kaolinit

Mineralveränderungen holozäner Staubeinträge eines
norddeutschen Hochmoores

von

K.-G. Hartmann, H.-P. Blume, E. Kalk u. H. Lange
Universität Kiel

Gegenwärtig werden in deutsche Böden Stäube anthropogenen und natürlichen Ursprungs eingetragen. Letztere sind teils gröberkörnige lokale Einwehungen benachbarter Böden, teils feinerkörnige ferntransportierte Stäube vor allem der Sahara (Reiff et al. 1986, Littmann et al. 1990). Entsprechende Einträge erfolgten in der Vergangenheit und könnten für die Bodenentwicklung von Bedeutung gewesen sein. Auskunft über die Intensitäten und Mineralarten solcher Erträge könnte die Untersuchung datierter, aufgewachsener Hochmoorschichten geben, (sofern die Minerale später nicht nennenswert verwitterten).

Im folgenden soll über eine entsprechende Untersuchung an Bohrkernen des Dosenmoores bei Neumünster auszugsweise berichtet werden. Dabei wurden der Torf schichtweise mittels 35% H_2O_2 bei 60° C oxidiert, die Siltfraktionen phasenoptisch und polarisationsmikroskopisch und die Tonfraktion röntgengraphisch untersucht (Einzelheiten s. Hartmann 1992).

Abb. 1 sind Alter und Eigenschaften der Torflagen zu entnehmen, Abb. 2 die in den Torfschichten gefundenen Mineralmengen. Im Mittel der letzten 360 Jahre waren 2,8 g je m^2 im jährlichen Aufwuchs enthalten, davor nur 0,6-1,4g. Die Mengen der Fraktion < 6 μ m, die nennenswert ferntransportiertem Staub entstammen dürften, nehmen mit zunehmendem Schichtalter stark ab. Die 35. Probe enthielt die geringsten Sandmengen: ältere Schichten könnten bereits Wassersedimente enthalten; die höheren Mengen der jüngeren korrespondieren demgegenüber mit Kulturpflanzenpollen, so daß wohl Ackernutzung eine Sandumlagerung begünstigte (die sehr hohen Mengen der Probe 15 korrespondieren nach Hingst, 1980, mit dem Nachweis einer benachbarten dichten Besiedlung der vorrömischen Eisenzeit).

Die Tonfraktion enthielt viel Quarz, während sich Tonminerale in den jüngeren, hingegen nicht mehr in den älteren Torfen nachweisen ließen (Tab. 1). In rezenten saharabürtigen Stäuben Mitteleuropas wurden die gleichen Tonminerale sowie z. T. der (leicht verwitterbare) saharaspezifische Palygorskit festgestellt (Tab.1). Der größere Anteil der eingetragenen Tonminerale, vor allem der älteren Schichten, dürfte verwittert sein.

Auch im Grobschluff dominiert der relativ verwitterungsstabile Quarz (Tab. 2): Vom älteren Subatlantikum zum Atlantikum zunehmende Quarz- und abnehmende Glimmeranteile könnten durch

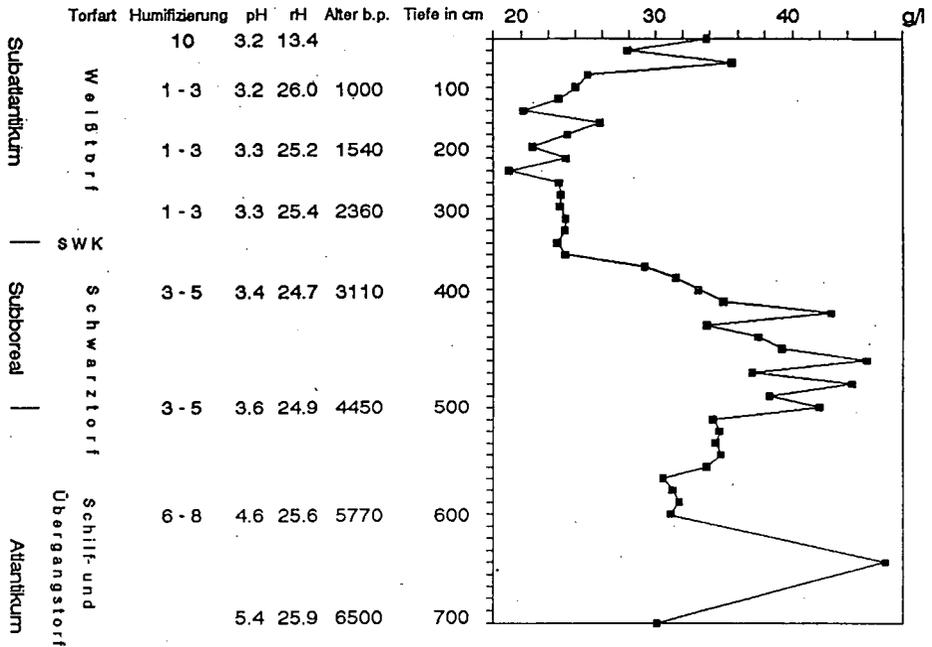


Abb. 1: Humifizierungsgrad, pH- und rH-Werte, Lagerungsdichten sowie Alter (n. ¹⁴C-Datierungen seitens W. Dörfler und H. Willkomm sowie Pollenanalysen seitens A. Schuschan und H. Usinger, alle Univ. Kiel) eines Dosenmoorprofils

Tab. 1: Mineralbestand der Fraktion 2µm verschiedener Torflagen des Dosenmoores (Mittel mehrerer Entnahmetiefen) sowie rezente Stäube

Zeitalter	Alter b.p.	Quarz	Feldspat	Illit	Kaolinit	Smektit	Chlorit	Polygorskit	röntgenamorph
seit 1180	- 770	+++	+	+	++		++	-	++
Subatlant.	- 2550	+++	+	+	+		+	-	+++
Subboreal	- 4450	+++	+	+	+		+	-	++
Atlantik.	- 5770	+++	+	-	-		-	-	++
rezenten	Reiff et al.	+++	+	++	++	+	++	++	
sahara-	Litmann et al.	+++	++	++	++		++		
staub	Hartmann	+++	-	++	++	-	+	-	

+++ stark, ++ mäßig, + kaum vertreten, - nicht nachweisbar

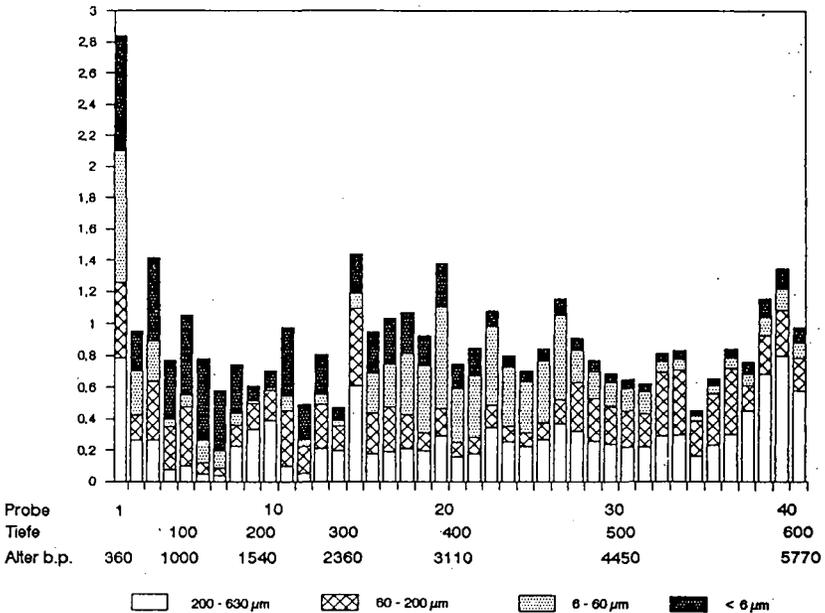


Abb. 2: Mittlere Mineralmengen der Kornfraktionen des jährlichen Torfzuwachses (im g/m²)

Tab. 2: Mineralbestand der Fraktion 20 - 63 µm verschiedener Torflagen des Dosenmoores (Mittel mehrerer Entnahmetiefen) sowie eines (wenig verwitterten) Talsandes (Angaben in % der Fraktion)

Zeitalter	Alter b. p.	Quarz	Feld- spät	Phyllo- silicate	Opal ¹⁾	Schwer- min.	sonstiges ²⁾
seit 1180	- 770	63	23	0.7	4.3		9.0
Subatlant.	- 2550	30	20	4.7	24	0.7	21
Subboreal	- 4450	43	25	1.9	9.5	1.0	20
Atlantik	- 5570	58	16	2.2	5.2	0.9	18
Talsand (kaum ver- wittert)		46	21	14	0.7	4.0	14

1) und amorphes SiO₂, 2) u. a. opake Min., Konkretionen, Gesteinsreste, Verwachsungen

zunehmende Verwitterung verursacht sein, die besonders hohen Quarz- und niedrigen Glimmeranteile des Jüngsten hingegen dadurch, daß der Eintrag benachbarten Podsol-Gleyen entstammt und bereits vor der Erosion stärker verwitterte. Die geringen Unterschiede in den Feldspatanteilen könnten darauf beruhen, daß verstärkte Verwitterungsverluste durch Gewinne aus den (mengenmäßig stark vertretenen) Sandfraktionen (Abb. 2) kompensiert wurden. Auch im Subatlantikum ist wohl viel Glimmer verwittert, da benachbarter Talsand als eine wichtige Sedimentquelle des Moores deutlich höhere Glimmeranteile und kaum (das Verwitterungsprodukt) Opal enthält (Tab. 2). Ein Teil der Verwitterungsprodukte dürfte durch Zugwasser lateral ausgetragen worden sein, vor allem aus dem locker gelagerten Weißtörf (Abb. 1).

Derzeit gelangen ca. $0,4 \text{ g/m}^2$ an Saharastaub jährlich nach Mitteleuropa (Littmann et al. 1990). Die in der jüngsten Probe ermittelten $0,75 \text{ g/m}^2$ im Jahreszuwachs des Dosenmoores dürften demnach etwa zur Hälfte der Sahara entstammen. Das wären im gesamten Holozän unter der Voraussetzung ähnlicher jährlicher Mengen ca. 5 kg/m^2 , d. h. ein hoher Anteil der in norddeutschen Böden aus Dünen- und Talsand enthaltenen Ton- und Feinsiltfraktion. Im Dosenmoor verwitterte der Hauptteil des eingetragenen Feinstaubs und trug damit (neben anthropogenen Stäuben sowie meeresbürtigem gelöst (Eingetragenen) zur Nährstoffversorgung der Moorpflanzen bei.

Literatur

Hartmann, J. (1992): Stoffeinträge in schleswig-holsteinische Böden während des Holozäns. Schriftenr. Inst. Pflanzenern., Bodenkde. Univ. Kiel, Nr. 17

Littman, T., Steinbrücke, I., Gasse, T. (1990): African mineral aerosol desposition in West-Germany 1987-1989. Geoökodynamik 11, 163-189

Reiff, I., Forbes, G., Reynders, I., Spiexsma, T. (1986): African dust reaching NW Europe. J. Climat., Appl. Meteorol. 25, 1543-1567

Zum Einfluß von Tensiden auf die Adsorptionseigenschaften von Tonmineralien gegenüber organischen Umweltchemikalien

VON

HEITMANN, H., E. KLUMPP, Th. RHEINLÄNDER, H. D. NARRES, M. J. SCHWUGER

Institut für Angewandte Physikalische Chemie (IPC), Forschungszentrum Jülich (KFA), Postfach 1913, 5170 Jülich

Einleitung

Tenside, die aus dem Verbrauch von Wasch- und Reinigungsmitteln stammen, stellen mengenmäßig den größten Stoffstrom an organischen Chemikalien dar, der in die Umwelt entlassen wird. Aus Gründen des vorsorgenden Umweltschutzes sind mögliche Wege, Wirkungen und der Verbleib dieser Stoffe eingehend zu untersuchen. Über Pflanzenschutzmittel-Ausbringung erfolgt ein großflächiger Eintrag der als Formulierungshilfsmittel eingesetzten Tenside direkt auf den Oberboden; ein weiterer Eintragspfad stellt die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlämmen (Kationtensid-Gehalte 3000-12000 mg/kg) dar. Ähnlich wie bei den Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukten ist auch eine Verlagerung der Tenside in tiefere Bodenhorizonte nicht auszuschließen. Ihr Wirkungspotential, auch bei kleineren Konzentrationen, resultiert aus ihrer Fähigkeit, sich sowohl an hydrophilen als auch an hydrophoben Oberflächen stark anzureichern [1]. Demzufolge ändern sich grundsätzlich die Adsorptionseigenschaften von Bodenmineralen, und der Transport von organischen Schadstoffen im Boden wird beeinflusst.

Der vorliegende Beitrag beschäftigt sich daher mit der Auswirkung von kationischen und nichtionischen Tensiden auf die Wechselwirkung zwischen nichtionischen organischen Chemikalien (Phenolderivate und Biphenyl) und den aktivsten Tonmineral-Komponenten (Montmorillonit, Illit) des mineralischen Bodenhorizonts.

Material und Methoden

Als Adsorbens wurden Ca-Bentonit (95% Montmorillonit, KAK=92 meq/100g, BET-Oberfläche= 73.6m²/g) von der Fa. Südchemie und Illit (KAK= 27 meq/100g, BET-Oberfläche= 36m²/g) von der Fa. Erbslöh verwendet. Die eingesetzten Tenside wurden von der Fa. Fluka geliefert. Als Modellschadstoffe wurden 2-Naphthol, 4-Nitrophenol und Biphenyl der Fa. Merck verwendet. Vor den Adsorptionsuntersuchungen erfolgte eine Vorquellung des Bentonits über 24h. Die Suspensionskonzentration betrug, wenn nicht anders angegeben, 1g/l, die Temperatur 298°K und der pH-Wert der Schichtsilikatsuspensionen entsprach dem natürlichen pH zwischen 5,5 und 6,5. Zur Aufnahme der Adsorptionsisothermen wurden die Gleichgewichtskonzentrationen mit konventionellen Techniken wie UV-Spektroskopie, Radiotracer und 2-Phasen-Titration, jeweils nach Entfernung der Schichtsilikate mittels Zentrifugation, bestimmt. Für kinetische Untersuchungen ist die Zentrifugation der Proben ungeeignet, da die Dauer der Abtrennung in der Größenordnung der Zeit für die Gleichgewichtseinstellung liegt. Aus diesem Grund wurde eine kontinuierliche Methode zur Abtrennung der Kolloide verwendet [2]. Die Messung der Adsorptionenthalpie erfolgte in einem hochempfindlichen Titrationskalorimeter der Fa. Tronac, Modell 1250. Für die röntgendiffraktometrischen

Untersuchungen kam ein XRD 3000 Theta/Theta Diffraktometer der Fa. Seifert zum Einsatz. Weitere Einzelheiten der verwendeten Meßtechnik und Nomenklatur finden sich in [2,3].

Ergebnisse und Diskussion

Die Adsorption des 4-Nitrophenols an Ca-Bentonit ist, wie Abb. 1 zeigt, ein langsamer Prozess, mit Halbwertszeiten in der Größenordnung mehrerer Stunden. Anstieg und Amplitude (Lage des Adsorptionsgleichgewichts) der Kinetikkurven nehmen jedoch deutlich zu, wenn Kationensid im System enthalten ist. Wird die Schichtsilikatoberfläche mit Kationensiden unterschiedlicher Hydrophobizität beladen (DTAB (Dodecyltrimethylammoniumbromid): eine einzige C_{12} -Alkyl-Kette, DDDAB: (Didodecyldimethylammoniumbromid): zwei C_{12} -Alkylreste), unterscheiden sich die Kurven nur in den adsorbierten Mengen. Das Gleichgewicht wird in beiden Systemen innerhalb von 30 Min. erreicht, d.h. der Mechanismus der Adsorption ist gleich, aber die adsorbierte Menge des Nitrophenols ist an stärker hydrophobiertem DDDA⁺-Bentonit deutlich größer.

Den Einfluß der Tensidzugabe auf die Gleichgewichtszustände zeigt Abb.2 in Form von Adsorptionsisothermen für 2-Naphthol. Die Isothermen lassen sich in diesem Konzentrationsbereich gut durch Nullpunktgeraden beschreiben, was auf eine konstante Verteilung des Naphthols zwischen fester und flüssiger Phase hinweist [4]. Die Adsorption des 2-Naphthols steigt mit zunehmender Tensidbeladung (bezogen auf die KAK) an, bis die Austauschkapazität erreicht ist. Bei noch höheren Tensidzugaben (600% der KAK) sinkt die adsorbierte Menge des 2-Naphthol wieder deutlich ab. Hydrophobe Volumenphasen (Mizellen) bilden sich jetzt in der Lösung, die dann mit den adsorbierten Tensidfilmen um die Schadstoffmoleküle konkurrieren, was zu einer Abnahme der eingelagerten, adsorbierten Schadstoffmoleküle führt (Wirkungsweise einer Bodenwäsche) [5].

Die röntgendiffraktometrischen Untersuchungen geben weitere Informationen über den Bindungsort der Schadstoffe und über den Aufbau der Adsorbatschicht. Beim DTA⁺-Bentonit (100% der KAK ausgetauscht) ist das Lückenvolumen zwischen den adsorbierten Tensidmolekülen groß genug [6], um die in den Bentonit-Zwischenschichten interkalierten 4-Nitrophenolmoleküle aufzunehmen, so daß eine Schichtaufweitung durch 4-Nitrophenol nur bei großen adsorbierten Mengen festgestellt werden kann. Anders ist es beim DDDA⁺-Bentonit. Hier führt die Adsorption des 4-Nitrophenols auch bei kleinen adsorbierten Mengen zu einer deutlichen Schichtaufweitung.

Während die geringe Adsorptionswärme von Phenolen an hydrophilen Tonoberflächen kaum zu messen ist, wurden deutlich exotherme Enthalpien der Adsorption für 4-Nitrophenol an Tensid-Bentonit Komplexen gefunden [7]. Dies ist ein weiterer Beweis dafür, daß die hydrophoben Wechselwirkungen ("hydrophobic bond") zwischen Tensidalkylketten und aromatischem Anteil der Schadstoffmoleküle in diesen Adsorptionsprozessen von entscheidender Bedeutung sind.

Neben den Kationensiden bewirken auch die nichtionischen Tenside mit steigender Menge eine zunehmende Hydrophobierung der Schichtsilikatoberfläche, wodurch die Adsorption des hydrophoben Fungizids Biphenyl begünstigt wird (Abb.4.). Die auch an einem sehr schwach hydrophobierten Bentonit (10 µmol Niotensid/g

Abb.1: Adsorptionskinetik des 4-Nitrophenols an Kationensid/Bentonit Komplexen (Ausgangskonz.: 0,1 mmol/l Nitrophenol)

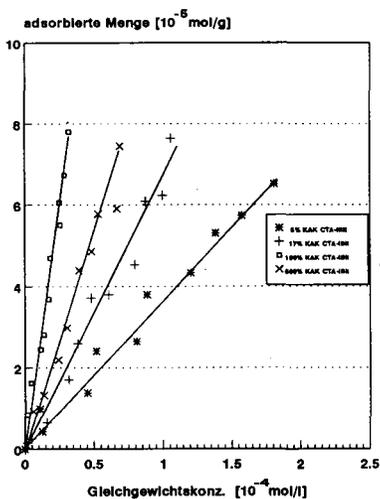
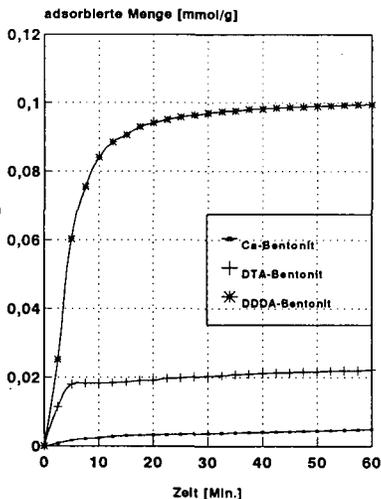
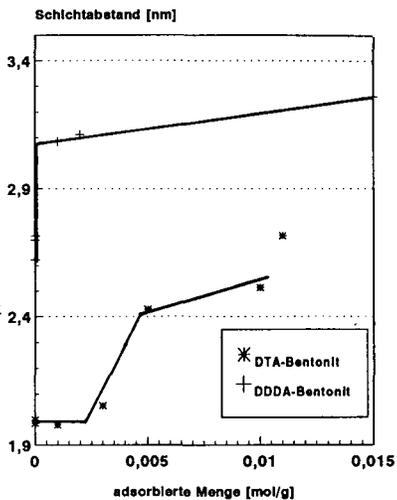


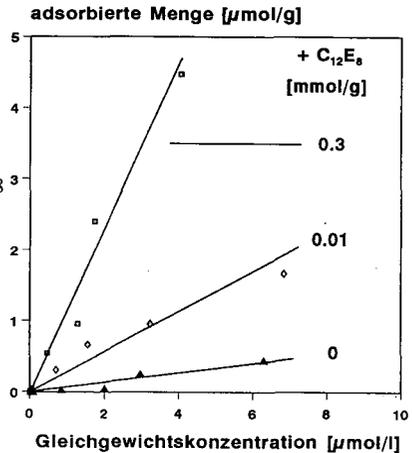
Abb.2: Adsorptionsisothermen von 2-Naphthol an Cetyltrimethylammonium(CTA)-Illit mit zunehmender Tensidbeladung (bezogen auf die KAK)

Abb.3: Schichtabstände von Kationensid/Bentonit Komplexen als Funktion der adsorbierten Menge von 4-Nitrophenol



Bentonit) gemessene verstärkte Biphenyl Adsorption ist ein Indiz dafür, daß diese Effekte auch bei sehr kleinen (umweltrelevanten) Tensidkonzentrationen vorhanden sind.

Abb.4: Adsorptionsisothermen von Biphenyl an Bentonit in Gegenwart des Niotensids $C_{12}E_8$



Die bisherigen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Durch die Adsorption von Kation- und Niotensiden wird die ursprünglich hydrophile Oberfläche der Schichtsilikate hydrophobiert; der Schichtzwischenraum des quellfähigen Montmorillonits wird aufgeweitet. Die Adsorption von hydrophoben Umweltchemikalien wird am Tensid-Tonmineral Komplex verstärkt bzw. beschleunigt (Kinetik). Das Ausmaß der Verstärkung ist vom Hydrophobierungsgrad der Oberfläche abhängig. Sie steigt daher mit zunehmender Tensidbelastung, Tensidkettenlänge [7] und Anzahl der Alkyl-Ketten pro Tensidmolekül an.

Literatur

- [1] E. Klumpp, B.D. Struck, M.J. Schwuger; Nachr. Chem. Tech. Lab., **40**, 428 (1992)
- [2] E. Klumpp, H. Heitmann, H. Lewandowski, M.J. Schwuger; Progress in Colloid and Polymer Sci., **89**, 181 (1992)
- [3] T. Rheinländer, E. Klumpp, M. Rossbach, M.J. Schwuger; Progress in Colloid and Polymer Sci. **89**, 190 (1992)
- [4] J.-F. Lee, J.R. Crum, S.A. Boyd; Environ. Sci. Technol., **23**, 1365 (1989)
- [5] E. Klumpp, H. Heitmann, M.J. Schwuger; Tenside Surf. Det., **28**, 6 (1991)
- [6] G. Lagaly, R. Witter, Ber. Bunsenges. Physik. Chemie, **86**, 74 (1982)
- [7] H. Heitmann; Dissertation, Univ. Dortmund (in Vorbereitung)

Zur Cadmium-Adsorption an Goethit: Der Einfluss von Sulfat

von

Hoins, U. und H. Sticher*

1. Einleitung

Sulfat wird zum einen für eine beschleunigte Kationenauswaschung (Ulrich et al., 1980) und eine erhöhte Mobilität von Schwermetallen (Bingham et al., 1986) in Böden verantwortlich gemacht. Andererseits können sulfatadsorbierende Böden offensichtlich eine zusätzliche Kationen-Retention induzieren (Marcano Martinez und McBride, 1989). Für diese unterschiedlichen Beobachtungen sind entweder Komplexierungsreaktionen in der Lösung und/oder Wechselwirkungen an der adsorbierenden mineralischen Oberfläche verantwortlich.

In dieser Arbeit wurde der Einfluss von Sulfat auf die Adsorption von Cadmium an Goethit unter definierten Bedingungen experimentell ermittelt und mit Modellrechnungen - dem sogenannten Triple-Layer-Oberflächenkomplexierungsmodell (TLM) nach Hayes und Leckie (1987) - untersucht. Dieses mechanistische Modell berücksichtigt sowohl spezifische (innersphärische Oberflächenkomplexe) als auch unspezifische (aussersphärische Oberflächenkomplexe) Bindungen von Ionen.

2. Material und Methoden

Der verwendete Goethit hat eine Oberfläche von 21.3g/m². Die Konzentration reaktiver Oberflächenhydroxylgruppen beträgt 5.36·10⁻⁵Mol/g und wurde in Rücktitrationsexperimenten nach Schindler und Kamber (1968) bestimmt. Potentiometrische Titrations unter N₂-Atmosphäre bei verschiedenen Ionenstärken (NaNO₃-Salz) wurden durchgeführt, um die TLM-Parameter und -Konstanten zu erhalten, welche die Säure-Base-Eigenschaften der Goethit-Oberfläche beschreiben (Tabelle 1).

Die Adsorptionsexperimente wurden mit einem Dialysegerät (DIANORM, München) im Batchverfahren durchgeführt (12.5g Goethit/l; 4 Stunden Equilibrationszeit; 21±1°C). Cadmium wurde mit AAS (SpectraAA-400) und Sulfat ionenchromatographisch (SYKAM) gemessen.

Die Anpassung der Adsorptionskonstanten an die experimentellen Daten erfolgte mit dem Optimierungsprogramm FITEQL (Westall, 1984). Die Konstanten, welche die Cadmium- bzw. Sulfat-Adsorption beschreiben, wurden in separaten Experimenten aus reinen NaNO₃-Lösungen ermittelt. Die so bestimmten Konstanten fanden Eingang in die Modellrechnungen zur gleichzeitigen Adsorption beider Ionen an Goethit. Konstanten für die relevanten Komplexe in der Lösung wurden Lindsay (1979) entnommen.

Tabelle 1: Zusammenfassung der TLM-Parameter

Elektrolyt	S	N _s	pK _{a1}	pK _{a2}	logK _{NO₃}	logK _{Na}	C ₁	C ₂
	m ² /g	OH/nm ²	(intr.)	(intr.)			F/m ²	F/m ²
NaNO ₃	21.3	1.52	6.53	9.33	2.16	2.46	1.0	0.2

$$\log K_{\text{Kation}} = \rho K_{a2}(\text{int}) - {}^* \rho K_{\text{Kation}}; \log K_{\text{Anion}} = \log K_{a1}(\text{int}) - \log {}^* K_{\text{Anion}}$$

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

3. Ergebnisse

Der Einfluss von Sulfat auf die Adsorption von Cadmium an Goethit wurde für verschiedene Sulfatkonzentrationen und Ionenstärken ermittelt. Folgende Effekte wurden beobachtet: Die Cadmium-Adsorption stieg mit zunehmender Sulfatkonzentration, wobei diese Zunahme relativ mit steigender Sulfatkonzentration abnahm (Abb. 1A). Gleichzeitig kam es zu einer leichten Zunahme der Sulfat-Adsorption in Gegenwart von Cadmium. Wurde die Ionenstärke im System Cadmium-Sulfat-Goethit erhöht, so zeigte sich eine Abnahme der Cadmium Adsorption (Abb. 1B) - ohne allerdings unter die Referenzwerte der sulfatfreien Suspensionen zu sinken - bei einer gleichzeitigen Abnahme der Sulfat-Adsorption. Die Sulfat-Adsorptionsdaten sind bei Hoins et al. (1992) nachzusehen. Diese Beobachtungen sprechen für synergistische Wechselwirkungen an der adsorbierenden Goethit-Oberfläche. Das Wechselwirkungen in der Goethit-Wasser-Zwischenschicht für die beobachteten Effekte verantwortlich sind, ergibt sich auch aus Spezierungsrechnungen (SOILCHEM, Sposito und Coves, 1988) von Cadmium in den Gleichgewichtslösungen dieser Suspensionen. Die Lösungen werden von Cd-Aqua-Komplexen dominiert (>90%). Negativ geladene Cd-Komplexe (z.B. $\text{Cd}(\text{SO}_4)_2^{2-}$) spielen keine Rolle, so dass der Entzug des Cadmiums durch Goethit als Cd^{2+} -Aqua-Ion angenommen wird.

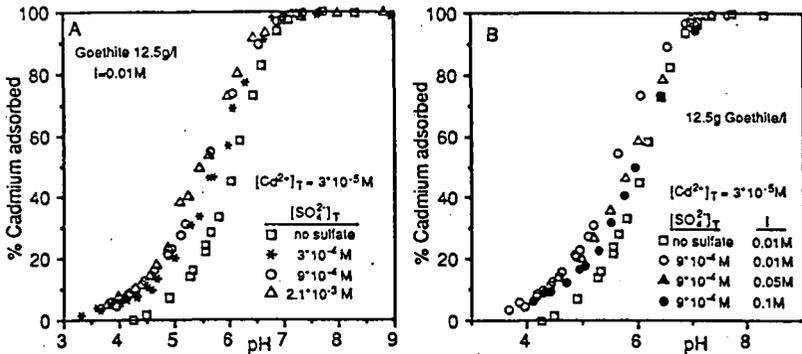


Abb. 1: Cadmium-Adsorption in Gegenwart von Sulfat. Unterschiedliche Sulfatkonzentrationen (A) und Ionenstärken (B).

Die Modellierung der Adsorptionsdaten erfordert neben den Modellparametern aus Tabelle 1 eine Festlegung der Typen der Cd- bzw. SO_4 -Oberflächenkomplexe (innersphärisch oder aussersphärisch), eine bestimmte Stöchiometrie der Adsorptionsreaktion sowie die Grösse der Komplexbildungskonstanten. Diese Parameter wurden in separaten Adsorptionsexperimenten bestimmt (Hoins, 1991; Hoins et al., 1992):

- Die Cadmium-Adsorption wird als kompetitive Komplexbildung verstanden, bei der ein Cadmium-Ion ein Proton einer Oberflächenhydroxylgruppe (SOH) verdrängt (Reaktion 5 in Tab. 2). Die Stöchiometrie dieser Reaktion liess sich aus Cd-Adsorptionskurven abschätzen.
- Die Sulfat-Adsorption vollzieht sich ausschliesslich an der positiv geladenen Goethit-Oberfläche und zeigt eine im Vergleich zur Schwermetall-Adsorption spiegelbildliche Abhängigkeit vom pH-Wert. Mit steigender Sulfatkonzentration wurde eine graduelle Sättigung der Goethit-Oberfläche mit Sulfat beobachtet, was die nicht lineare Abhängigkeit der zusätzlichen Cd-Adsorption von der Sulfatkonzentration erklärt (Abb. 1A). Die Sulfat-Adsorption wird als Ligandaustauschreaktion interpretiert. Als Grundlage für die Abschätzung der Adsorptionsstöchiometrien dient der Protonenverbrauch während der Adsorption, der mit 1-2 Protonen pro adsorbiertem Sulfat-Ion angenommen wurde (u.a. Davis und Leckie, 1980). Auf dieser Basis wurden die in Tabelle 2 zusammengestellten Reaktionen (6 und 7) zur Modellierung der Sulfat-Adsorption in Betracht gezogen.

Modellrechnungen zur gleichzeitigen Adsorption von Cadmium und Sulfat an Goethit unter Berücksichtigung der Parameter, Gleichungen und Konstanten aus den Tabellen 1 und 2 führten zu folgenden Effekten. Die Adsorption von Sulfat vermindert das positive Potentials der Goethit-Oberfläche was die Attraktivität der Oberfläche für Cadmium erhöht. Die Cd-Adsorption steigt (Abb. 2A). In Gegenwart der höchsten Sulfatkonzentration wird allerdings eine im Gegensatz zu den experimentellen Beobachtungen stehende Abnahme der Cd-Adsorption vorausgesagt (Abb. 2B).

Tabelle 2: TLM-Reaktionen und Gleichgewichtsausdrücke

Reaction	Equilibrium expression	logK ^{int}
<u>Surface protolysis reactions</u>		
(1) $\text{SOH}_2^+ \xrightleftharpoons{K_{a1}} \text{SOH} + \text{H}^+$	$K_{a1}^{\text{int}} = \frac{[\text{SOH}][\text{H}^+]}{[\text{SOH}_2^+]} \exp(-F\psi_s/RT)$	-6.53
(2) $\text{SOH} \xrightleftharpoons{K_{a2}} \text{SO}^- + \text{H}^+$	$K_{a2}^{\text{int}} = \frac{[\text{SO}^-][\text{H}^+]}{[\text{SOH}]} \exp(-F\psi_s/RT)$	-9.33
<u>Electrolyte surface reactions</u>		
(3) $\text{SOH} + \text{Na}^+ \xrightleftharpoons{K_{Na}} \text{SO}^- \text{Na}^+ + \text{H}^+$	$K_{Na}^{\text{int}} = \frac{[\text{SO}^- \text{Na}^+][\text{H}^+]}{[\text{SOH}][\text{Na}^+]} \exp(-F(\psi_s - \psi_p)/RT)$	-6.87
(4) $\text{SOH} + \text{H}^+ + \text{NO}_3^- \xrightleftharpoons{K_{\text{NO}_3}} \text{SOH}_2^+ \text{NO}_3^-$	$K_{\text{NO}_3}^{\text{int}} = \frac{[\text{SOH}_2^+ \text{NO}_3^-]}{[\text{SOH}][\text{H}^+][\text{NO}_3^-]} \exp(F(\psi_s - \psi_p)/RT)$	8.69
<u>Cadmium surface complexation</u>		
(5) $\text{SOH} + \text{Cd}^{2+} \xrightleftharpoons{K_{\text{Cd}}} \text{SOCd}^+ + \text{H}^+$	$K_{\text{Cd}}^{\text{int}} = \frac{[\text{SOCd}^+][\text{H}^+]}{[\text{SOH}][\text{Cd}^{2+}]} \exp(F\psi_s/RT)$	-1.09
<u>Sulfate surface reactions</u>		
* "innersphere"		
(6) $\text{SOH} + \text{SO}_4^{2-} \xrightleftharpoons{K_{\text{SO}_4}} \text{S-SO}_4^- + \text{OH}^-$	$K_{\text{SO}_4}^{\text{int}} = \frac{[\text{S-SO}_4^-][\text{OH}^-]}{[\text{SOH}][\text{SO}_4^{2-}]} \exp(-F\psi_s/RT)$	8.85
(7) $\text{SOH} + \text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-} \xrightleftharpoons{K_{\text{HSO}_4}} \text{S-HSO}_4 + \text{OH}^-$	$K_{\text{HSO}_4}^{\text{int}} = \frac{[\text{S-HSO}_4][\text{OH}^-]}{[\text{SOH}][\text{H}^+][\text{SO}_4^{2-}]}$	13.38

In diesem Fall wird die Cadmium-Sulfat-Komplexbildung in der Lösung überschätzt. Dieser erste Modellierungsansatz, in dem die Cadmium-Adsorption über eine Änderung des Oberflächenpotentials aufgrund der gleichzeitigen Sulfat-Adsorption und durch Komplexbildungsreaktionen in der Lösung beeinflusst wird, vermag also die experimentell beobachteten Effekte alleine nicht zu erklären. Aus diesem Grund wurde die Bildung neuer Oberflächenkomplexe in Betracht gezogen.

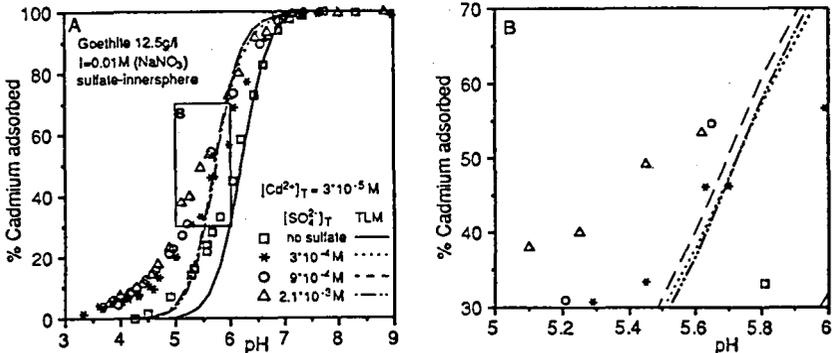
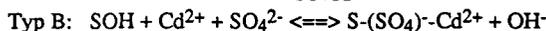
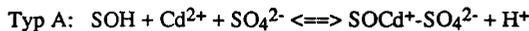


Abb. 2A,B: Cadmium-Adsorption als Funktion des pH-Wertes und der Sulfatkonzentration. Die Linien sind mit den Konstanten und Parametern aus Tabelle 1 und 2 berechnet.

Bei der gleichzeitigen Adsorption von Metallen und Liganden durch oxidische Oberflächen sind prinzipiell zwei Koordinationen möglich, die zur Bildung sogenannter ternärer Oberflächenkomplexe zwischen der Oberfläche, dem Liganden und dem Metall führen (u.a. Schindler, 1990):



Im ternären Oberflächenkomplex Typ A adsorbiert Cadmium spezifisch und Sulfat coadsorbiert in der Sternschicht. Im Falle des ternären Komplexes Typ B verhält es sich umgekehrt. Cadmium wird als Ionenpaar durch ein spezifisch adsorbiertes Sulfat-Ion komplexiert. Beide Komplexe würden zu

synergistischen Wechselwirkungen beitragen zeigen aber aufgrund entgegengesetzter Ladungen in den Schichten der Adsorption eine unterschiedliche Ionenstärkeabhängigkeit und lassen sich somit differenzieren. Eine Übereinstimmung zwischen kalkulierten und beobachteten Ionenstärkeeffekten wird nur erreicht, wenn ternäre Oberflächenkomplexe des Typs A ($\log K_{CdSO_4}=3$) angenommen werden (Hoins et al., 1992). Werden diese Komplexe in den Modellrechnungen bei unterschiedlichen Sulfatkonzentrationen berücksichtigt, so zeigt sich eine qualitative Übereinstimmung zwischen beobachteten und kalkulierten Effekten (Abb. 3). Die Cadmium-Adsorption steigt mit zunehmender Sulfatkonzentration, wobei die zusätzliche Cadmium-Adsorption relativ abnimmt.

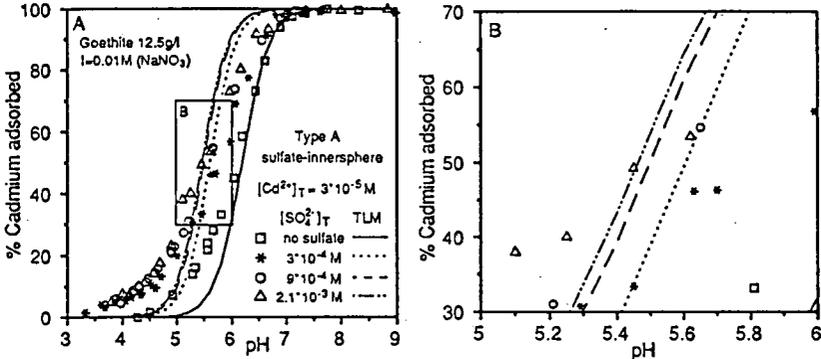


Abb. 3: Cd-Adsorption in Gegenwart von Sulfat. Modellvorhersagen basieren auf der Annahme ternärer Oberflächenkomplexe (Typ A).

Schlussfolgerungen

Adsorptionsdaten bei verschiedenen Sulfatkonzentrationen und Ionenstärken ermöglichten eine Differenzierung zwischen verschiedenen Modellierungsansätzen. Danach ist der Einfluss von Sulfat auf die Adsorption von Cadmium an Goethit auf elektrostatische Wechselwirkungen und auf die Bildung von $Cd-SO_4$ -Oberflächenkomplexen zurückzuführen. Die Annahme ternärer Oberflächenkomplexe wird durch Ergebnisse spektroskopischer Untersuchungen unterstützt, die eine Änderung der Koordinationssphäre adsorbierter Kupfer-Ionen in Gegenwart von Sulfat anzeigen (Charlet et al., 1992).

Literatur

- Bingham F.T., Spósito G., Strong J.E. (1986). The effect of sulfate on the availability of cadmium. *Soil Science* 141, 172-177.
- Charlet L., Karthein R., Hoins U., Spadini L., Sticher H. (1992). Effect of coadsorbed sulfate ions on the coordination sphere of adsorbed Cu(II) ions on $\delta-Al_2O_3$: An ESR, ENDOR and Electron Spin Echo study. *Langmuir*, in press.
- Davis J.A., Leckie J.O. (1980). Surface ionization and complexation at the oxide water interface. III. Adsorption of anions. *Journal of Colloid and Interface Science* 74, 32-43.
- Hayes K.F., Leckie J.O. (1987). Modelling ionic strength effects on cation adsorption at hydrous oxide/solution interfaces. *Journal of Colloid and Interface Science* 115, 564-572.
- Hoins U. (1991). Zur Schwermetall-Adsorption an oxidischen Oberflächen - Der Einfluss von Sulfat. Dissertation ETH-Zürich, Nr. 9628.
- Hoins U., Charlet L., Sticher H. (1992). Ligand effect on the adsorption of heavy metals: The sulfate - Cadmium - Goethite case. *Water, Air and Soil Pollution*, special issue, in press.
- Lindsay W.L. (1979). *Chemical equilibria in soils*. John Wiley and Sons, New York.
- Marcano-Martinez E., McBride M.B. (1989). Calcium and sulfate retention by two oxisols of the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal* 53, 63-69.
- Schindler P.W., Kamber H.R. (1968). Die Acidität von Silanolgruppen. *Helv. Chimica Acta* 51, 1781-1786.
- Schindler P.W. (1990). Co-adsorption of metal ions and ligands: Formation of ternary surface complexes. In *Mineral-Water Interface Geochemistry*. Hochella M.F. and White E.F., Eds., *Reviews in Mineralogy* 23.
- Spósito G., Coves (1988). Soilchem: A computer program for the calculation of chemical speciation in soils. Kearny Foundation of Soil Science, University of California, Riverside.
- Ulrich B., Mayer R., Khanna P.R. (1980). Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe. *Soil Science* 130, 193-199.
- Westall J. (1984). A program for the determination of chemical equilibrium constants from experimental data. Chemistry Department Oregon State University Corvallis, Oregon 97331.

Zur Eignung von Triethylammoniumchlorid als Extraktionsmittel zur Bestimmung der Austauschkapazität äußerer Oberflächen

von

Jahn, R., Stahr, K. und K.-H. Papenfuß¹⁾

1. Einführung und Problemstellung

Zum Nachweis sekundärer (Mg)Chloritbildung in Serpentinböden wurden Extraktionsverfahren gesucht, um neben der mineralogischen Charakterisierung der Tonfraktion auch eine Charakterisierung der Austauscheigenschaften vornehmen zu können.

KHADER (1966) behandelte Mg-gesättigte Lagerstätten Tone mit 0,68n Triethanolamin (TEA) bei pH 8,1 und 1n NH₄-Acetat (NH₄-A) und stellte dabei TEA/NH₄-A Quotienten von >0,9 für Kaolinit, Illit und Montmorillonit, von 0,5 für Vermikulit und von 0,3 für Chlorit fest, wobei er Mg_{TEA} als Oberflächen-Mg und Mg_{NH₄-Acetat-TEA} als Zwischenschicht-Mg interpretierte. Ebenso verfuhr SHADFAN (1976), verwendete aber Triethylammoniumchlorid (TEAC) zur Bestimmung des Oberflächen-Mg und fand TEAC/NH₄-A Quotienten von >0,9 für Kaolinit und Illit, von 0,84 für Montmorillonit, von 0,56 für Chlorit und von 0,42 für Vermikulit.

Tab. 1: Charakterisierung der Böden

	Tiefe cm	Grus Vol. %	Ton %	C _{org} %	pH CaCl ₂	KAK meq/kg	Ca S %	Mg S %	BS %	Fe _d ‰	Fe _{o/d}	Fe _{d/t}	A _b ‰
Haplic Alisol (metam. Sandstein), 2030m NN, 1300 mm N, 5°C													
AO	- 5	25	27,2	9,6	4,9	365	46	7	56	11,0	0,43	0,24	2,5
E	- 40	30	30,2	1,4	4,2	161	13	6	22	15,3	0,34	0,29	2,9
Bt	- 90	50	34,9	0,8	4,1	156	9	5	17	17,7	0,32	0,28	5,3
Btw	- 130	50	27,3		4,1	123	5	3	11	16,3	0,34	0,27	6,1
Chromic Luvisol (Serpentinit), 890m NN, 1200 mm N, 14°C													
Ah1	0-18	41	29,9	4,1	5,9	309	27	49	78	33,2	0,14	0,24	1,5
Ah2	- 43	45	31,6	1,2	6,1	239	14	67	82	28,7	0,11	0,21	1,1
Ah3	- 77	12	49,8	0,9	6,1	399	10	77	88	36,2	0,15	0,28	2,0
Bt	- 92	5	64,7	0,7	6,0	635	8	82	91	51,2	0,23	0,37	1,9
BC	- 97	13	43,3	0,5	6,1	623	7	84	92	22,7	0,40	0,17	1,4
FC	- 140	90			6,2	447	7	83	91	16,6	0,26	0,15	1,2

Die hier untersuchten Böden bzw. Tonfraktionen entstammen einem Untersuchungsgebiet im Amanosgebirge in der Südtürkei (PFANNSCHMIDT et al., 1991). Es handelt sich hierbei um einen stark versauerten Haplic Alisol aus metamorphem Sandstein und einem Chromic Luvisol aus Serpentin (Tab.1). Die Tonfraktionen der beiden Böden sind deutlich verschieden, wobei die Tonfraktionen des Alisol vor allem aus Kaolinit, Illit und Chlorit gebildet werden, während die Tonfraktionen des Luvisol von Smektit dominiert sind (Tab.2).

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

Tab.2: Charakterisierung der Tonfraktionen (<2µm)

X	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	K ₂ O	KAK	Kao	Serp	Illit	Ill/Sm	Chl	Chl/Sm	Sm
X	%	%	%	%	%	meq/kg	%	%	%	%	%	%	%
Haplic Alisol (metam. Sandstein)													
E	53,2	26,2	10,5	2,6	3,59	390	35	0	10	30	20	<5	5
Bt	47,4	23,9	12,0	2,5	2,65	446	35	0	10	10	20	<5	20
Bwt	50,0	24,9	11,5	2,6	3,00	419	30	0	30	10	15	<5	10
Chromic Luvisol (Serpentinit)													
Ah2	48,1	9,5	14,7	19,7	0,71	422	15	45	<5	<5	10	5	30
Ah3	50,0	12,5	17,3	15,2	0,69	520	10	10	<5	<5	10	5	60
Bt	40,0	10,8	21,3	5,0	0,65	787	5	5	<5	<5	<5	10	80
BC	53,7	12,0	20,3	9,9	0,48	779	<5	<5	<5	<5	5	5	85

2. Methoden

Die Tonfraktionen wurden nach Gewinnung mit CaCl₂ gefällt, mit H₂O bis zur Chloridfreiheit gewaschen, getrocknet und pulverisiert. Je 0,5 g wurden zunächst in 25 ml H₂O mit Ultraschall dispergiert und dann mit zusätzlichen 25 ml 1m TEAC (= effektiv 0,5m) 2 h geschüttelt, zentrifugiert und dekantiert, der Bodensatz mit 40 ml H₂O versetzt, 15 Min geschüttelt, abermals zentrifugiert und dekantiert. Die vereinigten Lösungen wurden auf 100 ml aufgefüllt und daran Ca, K (Flammenphotometer) und Mg (AAS) bestimmt. Parallelproben wurden nach identischer Behandlung anschließend in gleicherweise mit (effektiv) 1m NH₄-Acetat extrahiert und die Elemente wie oben bestimmt. Parallel hierzu wurde die potentielle Austauschkapazität mit 1m Na-Acetat und 1m NH₄-Acetat (bei pH 7) bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

In allen Proben wurden mit TEAC 60 bis 80 % der mit TEAC + NH₄-A austauschbaren Kationen als Ca_{TEAC} extrahiert (Tab.3), wobei im Bt und Btw des Alisol deutlich höhere Werte auftreten.

Tab.3: Ergebnisse der Extraktionen an den Ca-gesättigten Tonfraktionen (<2µm)

	Ca		Mg		K		Σ TEAC	Σ TEAC + NH ₄ -Acetat	
	TEAC	+NH ₄ -A	TEAC	+NH ₄ -A	TEAC	+NH ₄ -A		meq/kg	% v. KAK _{Ton}
% von Σ TEAC + NH ₄ -A									
Haplic Alisol (metam. Sandstein)									
E	65,4	29,9	1,5	1,1	0,8	1,4	68	313	80
Bt	75,5	20,2	1,4	0,9	0,7	1,4	78	387	87
Btw	79,3	17,6	0,7	0,8	0,4	1,1	80	333	80
Chromic Luvisol (Serpentinit)									
Ah2	62,6	19,7	8,2	8,6	0,4	0,4	71	567	134
Ah3	66,6	17,2	5,3	10,4	0,2	0,4	72	759	146
Bt	64,6	14,5	9,9	9,7	0,5	0,7	75	848	108
BC	67,1	11,3	11,6	9,3	0,3	0,3	79	873	112

Die darauffolgende NH₄-Acetat Extraktion erbrachte nochmals 10-30 % Ca, wobei in beiden Böden eine deutliche Abnahme dieses Anteils von oben nach unten, sowie ein niedrigeres Niveau beim Luvisol gegenüber dem Alisol festzustellen ist. Nach der

Tiefenfunktion zu urteilen ist ein Zusammenhang mit der organischen Substanz in der Tonfraktion zu vermuten. Für den Ah2 des Luvisols und alle Horizonte des Alisols konnten je 1% organischer Substanz ca. 60 meq Ca/kg Ton ausgetauscht werden, für die unteren 3 Horizonte des Luvisols sogar etwa das doppelte (Abb.1). Dies scheint auf eine wesentlich bessere Austauschfähigkeit von NH_4 -Acetat gegenüber TEAC hinzuweisen, wobei jedoch unklar bleibt wie die bessere Austauschfähigkeit hinsichtlich bestimmter Stoffgruppen der organischen Substanz begründet ist.

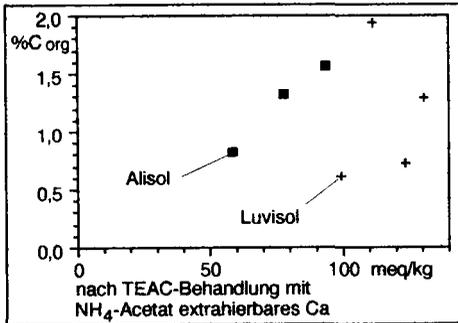


Abb.1:

Zusammenhang zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und nach TEAC mit NH_4 -Acetat extrahierbares Ca von Ca-gesättigten Tonfraktionen

Im Alisol sind nur geringfügige Mengen an Mg und K mit beiden Austauschern zu extrahieren. $\text{K}_{\text{NH}_4\text{-A}}$ dürfte weitgehend den Illiten entstammen. Im Luvisol lassen sich dagegen noch jeweils etwa 10 % Mg sowohl mit TEAC als auch darauffolgend mit NH_4 -Acetat extrahieren. Dies könnte auf eine mangelnde Ca-Sättigung dieser von Natur aus stark Mg-gesättigten Tonminerale (Tab.2) hinweisen, könnte aber auch relativ unspezifisch von instabilen Mg-Positionen vom Serpentin oder der Mg-reichen Smekтите entstammen.

Insgesamt werden bei allen Tonfraktionen mit TEAC 70 bis 80 % der NH_4 -Acetat löslichen Kationen erfaßt, ohne daß sich hierbei interpretierbare Unterschiede entsprechend der Tonmineralzusammensetzung ergeben.

Die nach den jeweiligen Extraktionen durchgeführten Röntgenanalysen (auch nach zusätzlicher Behandlung mit 0,1 und 0,25 m HCl) zeigten keine Änderungen im Tonmineralbestand.

Nach der TEAC-Behandlung war jedoch festzustellen, daß Smekтите mit Glycerin nicht mehr aufzuweiten waren und ihre Reflexe bei 14,7 Å aufwiesen (Abb.2). Dieser Vorgang ist reversibel, da die Smekтите nach darauffolgender NH_4 -Acetat-Behandlung mit Glycerin wieder aufweitbar waren.

Hieraus wird deutlich, daß TEAC entgegen der Annahme von SHADFAN (1976) als relativ großes Molekül dennoch in Zwischenschichten eindringen kann. Dies ist auch anzunehmen, da die Alkyl-Seitengruppen des TEAC nicht sphärisch sondern planar angeordnet sind. Bei Oberflächen mit hoher Ladungsdichte können aber offensichtlich Kationen zwischen den Alkyl-Seitengruppen an den Austauschflächen verbleiben, so daß dann eine geringere Austauschfähigkeit des TEAC gegenüber dem NH_4 -Acetat vorgetäuscht wird.

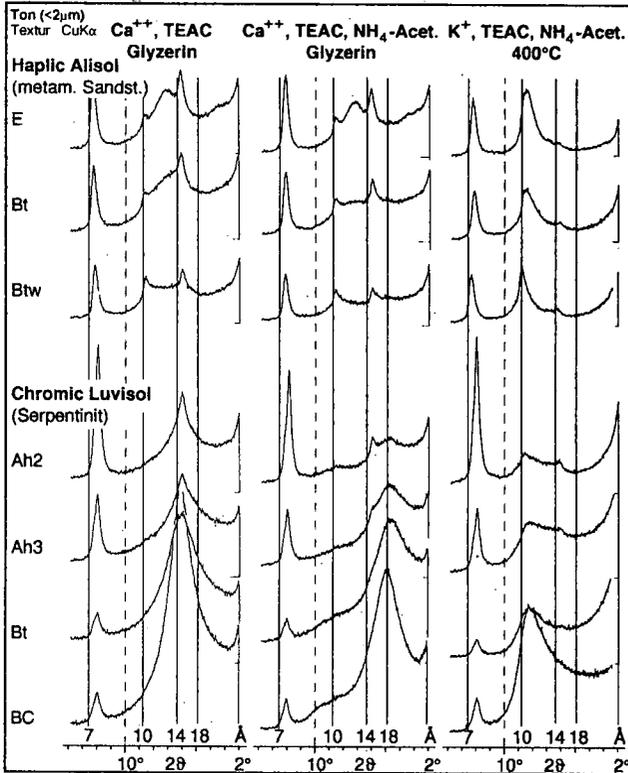


Abb.2:
Röntgendiffraktogramme
der Tonfraktionen nach
unterschiedlichen Be-
handlungen

Literatur

- KHADER, S. (1966): Tonmineralbestand und -umwandlung in Pelosolen und ihre Bedeutung für deren Kalium- und Magnesiumhaushalt. Diss. Hohenheim, 119 S.
- PFANNSCHMIDT, TRAPP, H., GRYSCHKO, R. UND STAHR, K. (1991): Bodenverbreitung im Amanus-Gebirge in der SO-Türkei in Abhängigkeit von Höhenlage, Reliefposition und Ausgangsgestein. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 66/II, S. 835-838.
- SHADFAN, H. (1976): Mg-Chloritbildung und ihre Bedeutung für den Mg-Haushalt von Böden. Diss. Hohenheim, 102 S.

Danksagung

Wir danken Fr. K. Breuer für die Durchführung der Extraktionsversuche, sowie D. Pfannschmidt, R. Gryschko und Herrn G. Antoni, die die Geländearbeit und erste Analysen durchführten, für die Überlassung der Proben und der vorhandenen Daten.

Spektroskopische Untersuchungen der Koordinationssphäre von
Übergangselementen bei der Adsorption an Mineraloberflächen

von
Karthein, R. *

Die Spektroskopie ist eine grundlegende analytische Technik, die zur Bestimmung des statischen wie dynamischen Verhaltens von atomaren und molekularen Strukturen benutzt werden kann. Mit den bekannten spektroskopischen Techniken lassen sich Prozesse beobachten, die aufgrund der Wechselwirkung zwischen der Materie, ihren energetischen Zuständen und der für die jeweilige spektroskopische Methode charakteristischen elektromagnetischen Strahlung zustande kommen.

Diese physikalischen Prozesse sind auch verantwortlich für die äußerst effiziente Aussagekraft spektroskopischer Untersuchungen:

Aus dem breiten elektromagnetischen Spektrum (Abb. 1) benutzt man nämlich die Strahlung (d.h. die spektroskopische Technik), die einem ausgehend von der zu beantwortenden Fragestellung die empfindlichsten Aussagen liefert. Beispielsweise benutzt man bei der Mößbauer-Spektroskopie energiereiche Gammastrahlung oberhalb einer Frequenz von 10^{18} Hz, um Aussagen über die unmittelbare Umgebung von Atomkernen zu treffen (Beobachtung von Übergängen zwischen dem energetischen Grundzustand von Atomkernen). Will man die Ligandensphäre von Atomen und Molekülen charakterisieren, d.h. Übergängen in den Energieniveaus des Elektronensystems untersuchen, bedient man sich am besten der wesentlich energieärmere elektromagnetische Strahlung im Bereich des sichtbaren Lichtes (ca. $3 \cdot 10^{14}$ Hz - $8 \cdot 10^{14}$ Hz).

Die heute technisch verfügbare elektromagnetische Strahlung überdeckt dabei den Bereich von nahezu 20 Zehnerpotenzen (Abb.1).

* TÜV Rheinland, Abteilung Strahlenschutz, Postfach 10 17 50, 5000 Köln 1

Energy	Wavelength	Frequency	Regions	Phenomena causing absorption
$\log_{10} E$ (eV)	$\log_{10} \lambda$ (m)	$\log_{10} \nu$ (Hz)		
5	-11	20	γ radiation	Nuclear transitions
4	-10	19		
3	-9	18	X radiation	Core electrons transitions
2	-8	17		
1	-7	16	vacuum ultraviolet	Loss of valency electrons
0	-6	15	ultraviolet visible	
-1	-5	14	infrared	Molecular vibrations
-2	-4	13		
-3	-3	12	far infrared	Molecular rotations
-4	-2	11	microwave	
-5	-1	10		radio frequency
-6	0	9		
-7	+1	8	radio frequency	Nuclear spin resonance
-8	+2	7		
-9	+3	6	radio frequency	Nuclear quadrupole resonance
-10	+4	5		
		4		

Abb.1 Das elektromagnetische Spektrum mit den entsprechenden Meßmethoden, die die verschiedenen Bereiche der elektromagnetischen Strahlung zur Charakterisierung von Übergängen zwischen energetischen Zuständen des betrachteten Systems nutzen.

Die Spektroskopie liefert aber nicht nur eine Beschreibung energetischer Zustände, sondern indirekt über die Energiezustände auch Aussagen über die molekularen Strukturen des betrachteten Systems. Zusätzlich kann man, wenn man Gruppen von reaktiven Molekülen betrachtet, durch reaktionsbedingte Änderungen der Energiestrukturen ebenfalls wesentliche Informationen über die Dynamik von Systemen erhalten. In den letzten Jahren werden von daher zur Strukturaufklärung wie zu physikalisch-chemischen Analysen im verstärkten Maße spektroskopische Methoden eingesetzt.

In der vorliegenden Arbeit werden, ohne detailliert auf die physikalischen Grundlagen einzugehen, folgende spektroskopische Untersuchungsmethoden anhand von zwei Beispielen vorgestellt:

- Continuous wave Elektronenspinresonanz-Spektroskopie (cw-ESR-Spektroskopie)
- Zeitaufgelöste ESR-Spektroskopie (ESEEM-Spektroskopie)
- Mößbauerspektroskopie
- UV-VIS-Reflektionselektronenspektroskopie.

Theoretische Grundlagen können in vielen spektroskopischen Standardwerken nachgesehen werden, von denen nur einige hier zur zitiert werden sollen [Wertz & Bolton], [Poole], [Schweiger], [Gütlich et al.], [Greenwood & Gibb], [Trautwein et al.], [Delgass et al.].

Im ersten Beispiel wird durch Untersuchungen mit Hilfe der cw-ESR-Spektroskopie und Mößbauerspektroskopie der Vermutung über die Existenz von Mischphasen aus kopräzipitierten amorphen Fe(III)-Cr(III)-Hydroxiden nachgegangen [Gehring et al.].

Die ESR-Spektroskopie hat in den letzten Jahren ein breitgefächertes Anwendungspotential in Physik, Mineralogie, Chemie, Bodenkunde, Biologie und Medizin gefunden. Mit ihrer Hilfe lassen sich paramagnetische Verbindungen sowohl in Gasen, Lösung, polykristallinen und heterogenen Proben sowie in Einkristallen charakterisieren. Diese sehr empfindliche und spezifische Untersuchungsmethode ermöglicht es nämlich, gezielt die nähere Umgebung von ungepaarten Elektronen zu "durchleuchten". Die aus ESR-Spektren ermittelten Parameter (g-Faktor, Linienbreite, Spinkonzentration, Hyperfeinkopplungen) bilden dabei die Grundlage für die Bestimmung von Struktur, Symmetrie, Grundzustand und Oxidationszustand der zu untersuchenden Spezies, in diesem Beispiel des kopräzipitierten, amorphen Fe(III)-Cr(III)-Hydroxid-Gemischs.

Abb. 2 zeigt im Temperaturbereich zwischen Raumtemperatur und 150° C die ESR-Spektren von α -FeOOH (Goethit) (Abb.2 A), $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (Abb.2 B) und einer kopräzipitierten Mischphase zwischen beiden Hydroxiden (Abb 2 C). Während das ESR-Spektrum der reinen Cr-Phase (Abb. 2 B) sich in Abhängigkeit von der Temperatur irreversibel ändert (irreversible Verbreiterung der Linienbreite, Abnahme der Signalthöhe), sind die Veränderungen bei den beiden anderen Proben in Abhängigkeit beim gleichen Temperaturlauf reversibel (Abb. 2 A, Abb. 2 C). Dies bedeutet, daß kopräzipitiertes, amorphes Fe(III)-Cr(III)-Hydroxid eine einzige feste Mischphase und keine separierten Einzelphasen bildet.

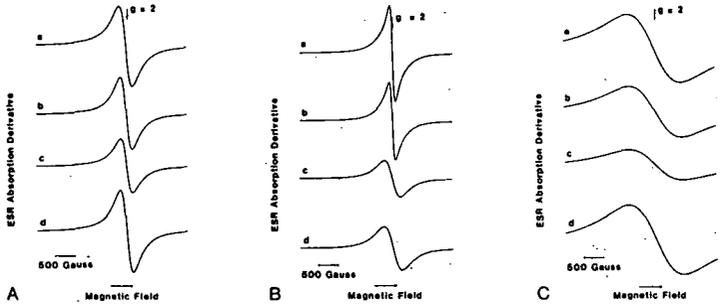


Abb.2

ESR-Spektren von A) α -FeOOH, B) Cr(OH)₃, C) der kopräzipitierten, amorphen Mischphase bei a) Raumtemperatur, b) 70^o C, c) 150^o C und d) wieder bei Raumtemperatur nach der thermischen Behandlung.

Da es sich bei dieser Untersuchung um Material handelt, das Fe⁵⁷ als aktiven Mößbauerkern in genügender, natürlicher Konzentration enthält, lassen sich von der reinen Fe-Phase und der Mischphase Mößbauer-Spektren aufnehmen. Diese sind in Abb. 3 dargestellt. Dabei zeigt das Spektrum der Mischphase (Abb. 3 B) deutlich, daß das aufgenommene Spektrum zwei unterschiedliche Eisenzentren besitzt: ein Fe⁵⁷-Zentrum, das nahezu das gleiche Spektrum liefert wie das des reinen Goethits (Abb. 3 A) und ein Fe⁵⁷-Zentrum mit veränderten Mößbauer-Parametern (Isomer-Shift, Quadrupolaufspaltung, Linienbreite, usw.). Letzteres spiegelt die durch die Mischphase mit dem Cr-Hydroxid verursachte, veränderte Umgebung um den Kern gegenüber der reinen Goethitphase wieder.

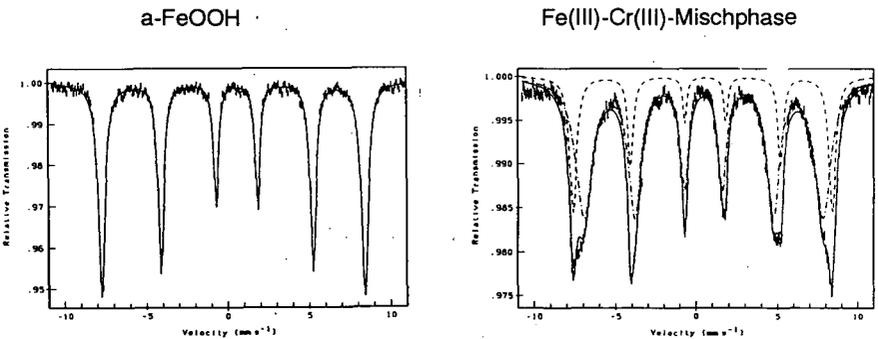


Abb. 3

Mößbauer-Spektren von α -FeOOH und der kopräzipitierten, amorphen Mischphase von Fe(III)-Cr(III)-Hydroxiden (vergleiche die Spektren in Abb. 2 A und C)

Die Kombination von ESR- und Mößbauer-Spektroskopie ist insbesondere auch dadurch wertvoll und angebracht, da beide spektroskopischen Untersuchungsmethoden zur theoretischen Berechnung auf dem gleichen physikalisch-mathematischen Mechanismus (Spin-Hamiltonian-Formalismus) aufbauen. Es lassen sich aus beiden Spektroskopien Parameter ermitteln, wie sie z.B. zur theoretischen Berechnung von Spektren (Simulation) erforderlich sind.

Im zweiten Beispiel wird dargestellt, wie sich mit Hilfe der cw- und der gepulsten ESR-Spektroskopie, der Atomabsorptionsspektroskopie und der UV-VIS Reflektionselektronenspektroskopie die Wechselwirkungen von Cr(III)-Komplexen an δ -Al₂O₃ als mineralische Oberfläche untersuchen lassen [Karthein et al.]

Adsorptionsprozesse von Übergangsmetallionen an Oberflächen sind im allgemeinen mit Freisetzungen von Protonen verbunden. Dies läßt sich durch einfache pH-Messungen zeigen, bedeutet aber gleichzeitig auch, daß Adsorptions- und Desorptionsgleichgewichte ebenfalls pH-abhängig sind. Mit Hilfe von Oberflächenkomplexbildungsmodellen lassen sich zudem die Adsorptionsisothermen erklären und verstehen, wenn man die Adsorption als Bildung eines Komplexes zwischen Metallionen und oberflächenaktiven Gruppen auffaßt. Die bekannten Modelle sind zwar thermodynamisch konsistent, liefern aber keine Informationen über die Bindungscharakteristiken des entstehenden Oberflächenkomplexes [Wersin et al.].

Mit Hilfe der cw- und der modernen zeitaufgelösten ESR-Spektroskopie läßt sich diese Informationslücke schließen, d.h. Strukturdaten über Oberflächenkomplexe gewinnen [Möhl et al., Charlet et al.].

Adsorptionsisotherme von Cr(H₂O)₆³⁺ und Cr(Oxalat)₃³⁻ Komplexen lassen sich mit Hilfe der konventionellen Analyse der Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) oder durch Messung der Spinkonzentration adsorbierter Spezies aus den pH-abhängigen ESR-Spektren ermitteln. Abb. 4 zeigt die ESR-Spektren von Cr(H₂O)₆³⁺ in wässriger Lösung (Abb. 4 a)) und adsorbierter Cr(aquo)₃³⁺- Fragmentkomplexe an δ -Al₂O₃ (Abb. 4 b)). Abb. 5 zeigt die Adsorptionsisotherme von Cr(III) an δ -Al₂O₃, einmal gemessen über die Spinkonzentration des ESR-Signals und einmal gemessen mit Hilfe der AAS (♦).

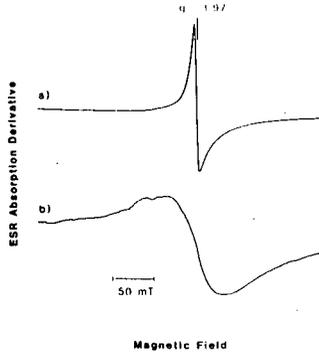


Abb. 4

a) ESR-Spektrum von $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ in wässriger Lösung, b) ESR-Spektrum adsorbierter $\text{Cr}(\text{aq})_3^{3+}$ Fragmentkomplexe an $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$

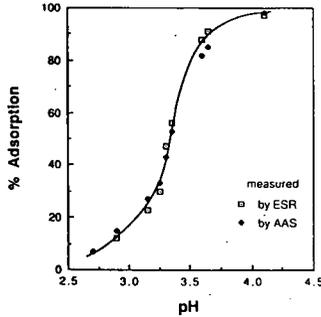


Abb. 5

Adsorptionsisotherme von $\text{Cr}(\text{III})$ an $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$, einmal gemessen über die Spinkonzentration des ESR-Signals \square und einmal gemessen mit Hilfe der AAS \blacklozenge

Aufgrund der Inertheit von $\text{Cr}(\text{III})$ -Spezies (Ligandenaustauschreaktionen mit $t_{1/2} \sim 10^7$ s) bietet $\text{Cr}(\text{III})$ ein exzellentes Modellsystem, die Kinetik der Hydrolyse gegenüber des Ligandenaustausches oder der Polymerisation zu untersuchen. Um Hydrolyse-Einflüsse zu vermeiden, wurden im folgenden die Veränderungen in der Koordinationssphäre von $\text{Cr}(\text{Oxalat})_3^{3-}$ -Komplexen bei der Adsorption an $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ untersucht. Tabelle 1 zeigt die Bandenpeaks von Reflexionselektronenspektren verschiedener Cr -Komplexe im sichtbaren Bereich.

Tabelle 1

Bandenpeaks der Elektronenspektren im sichtbaren Bereich verschiedener Cr -Komplexe (Wellenlänge in nm)

	$\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$		$[\text{Cr}(\text{oxalate})_3]^{3-}$	
	solution	surface complex	solution	surface complex
λ_{min}	341	338	351	339
λ_{max}	409	408	420	410
λ_{min}	496	499	487	498
λ_{max}	576	579	570	580
λ_{fwb}	668	672	697	684

Wie aus der Tabelle 1 ersichtlich, tritt eine Verschiebung der Bandenpositionen zwischen wässriger Lösung und Oberflächenkomplexierung ein. Zudem sind die Bandenpositionen der beiden Oberflächenkomplexe sehr ähnlich, d.h. daß die Koordinationssphäre beider Spezies ebenfalls ähnlich ist.

Wesentlich detaillierte Daten bei diesen Koordinationsveränderungen lassen sich jedoch aus den in Abb. 6 dargestellten ESR-Spektren gewinnen. Abb. 6 zeigt graduell anhand des Wechsels verschiedener ESR-Signale den Übergang von einem outer-sphere zu einem inner-sphere Oberflächenkomplex. Das anfängliche Signal von $\text{Cr}(\text{Oxalat})_3^{3-}$ an $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ mit den g-Werten 5,86, 3,72 und 1,97 (Abb. 6 b)), das nahezu identisch mit dem ESR-Signal einer gefrorenen Lösung von $\text{Cr}(\text{Oxalat})_3^{3-}$ (Abb. 6 a)) ist, verändert sich mit zunehmender Äquilibrationszeit an der Oberfläche zu einem ESR-Signal mit den g-Werten 5,46, 2,00 und 1,46 und einem breiten Signal bei $g = 2$ (Abb. 6 c) und d)).

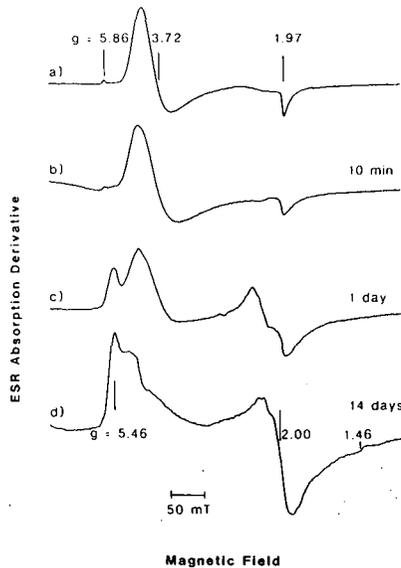


Abb. 6

ESR-Spektren von $\text{Cr}(\text{Oxalat})_3^{3-}$: a) in gefrorener Lösung, b - d) adsorbiert an $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ bei pH 4,2 für 3 verschiedene Äquilibrationszeiten, b) 10 min, c) 1 Tag und d) 14 Tage.

Das 2-Puls ESEEM-Spektrum der Cr-Spezies, die nach einer Äquilibrierungszeit von 14 Tagen mit $\text{Cr}(\text{Oxalat})_3^{3-}$ an $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ adsorbiert haben, zeigt Abb. 7. Abb. 7 b) verdeutlicht durch die Dominanz der Kern-Zeeman-Frequenz von Al^{27} bei 3,7 MHz im Fourier-Transformierten Spektrum die unmittelbare Nähe zwischen Oberfläche und Cr-Ionen.

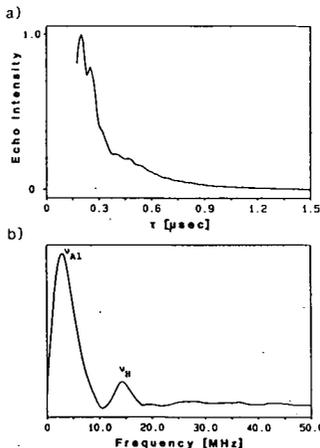


Abb. 7

a) 2-Puls ESEEM-Spektrum von Cr-Spezies, die nach einer Äquilibrierungszeit von 14 Tagen mit $\text{Cr}(\text{Oxalat})_3^{3-}$ an $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ adsorbiert haben, b) Fourier-Transformierte des ESEEM-Spektrums.

Literatur:

- Charlet, L., Karthein, R., Hoins, U., Spadini L., Sticher, H., Effect of Co-Adsorbed Sulfate Ions on the Coordination Sphere of Adsorbed Cu (II) Ions on $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$: an ESR, ENDOR and Electron Spin Echo Study (im Druck)
- Delgass, W.N., Haller, G.L., Kellermann, R., Lonsford, J.H., Spectroscopy in Heterogeneous Catalysis, Academic Press, 1979
- Gehring, A.U., Karthein, R., ESR-Study of Fe(III)-Cr(III)-Hydroxides, Naturwissenschaften
- Greenwood, N.N., Gibb, T.C., Mößbauer-Spectroscopy, Chapman & Hall, 1971
- Gütlich, Ph., Link, R., Trautwein, A., Mößbauer Spectroscopy and Transition Metal Chemistry, Inorg. Chem. Concepts 3, Springer, 1978
- Karthein, R., Motschi H., Schweiger, A., Ibric, S., Sulzberger, B., Stumm, W., Interactions of Chromium(III) Complexes with Hydrus $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$: Rearrangements in the Coordination Sphere Studied by Electron Spin Resonance and Electron Spin-Echo Spectroscopies, Inorg. Chem. 30, 1606-1611, 1991
- Möhl, W., Schweiger, A., Motschi, H., Modes of Phosphate Binding to Copper(II): Investigations of the Electron Spin Echo Envelope Modulation of Complexes on Surfaces and in Solutions, Inorg. Chem. 29, 1536-1543, 1990
- Poole, Ch.P., Electron Spin Resonance, A Comprehensive Treatise on Experimental Techniques, Wiley & Sons, 1983
- Schweiger, A., Moderne methodische Entwicklungen in der Elektronenspinresonanz-Spektroskopie, Chimia 40, 11-123, 1986
- Trautwein, A., Bill, E., Bomimaar, E.L., Winkler, H., Iron Containing Proteins and Related Analogs - Complementary Mößbauer, EPR and Magnetic Susceptibility Studies, Structure and Bonding 78, Springer, 1991
- Wersin, P., Charlet, L., Karthein, R., Stumm, W., From Adsorption to Precipitation: Sorption of Mn^{2+} on $\text{FeCo}_3(\text{s})$, Geochim. Cosmochim. Acta Vol. 53, 2787-2796, 1990
- Wertz, J.E., Bolton, J.R., Electron Spin Resonance, Elementary Theory and Practical Applications, McGraw-Hill Book, 1972

Einfluß der Tonmineralzusammensetzung einer Braunerde aus Basalt auf die Ni-Mobilität

von
Koch, D.*; Grupe, M.** und H. Kuntze*

Einleitung

Das DVWK-Merkblatt 212 "Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen" berücksichtigt bei einer Beurteilung der relativen Bindungsstärke der Böden für Schwermetalle und einer daraus resultierenden Gefährdungsabschätzung für das Grundwasser die Bodenparameter pH-Wert, Ton- und Humusgehalt sowie den Gehalt an Sesquioxiden. Ein Einfluß der Tonmineralzusammensetzung der Böden auf die Schwermetallmobilität wird nur dadurch mit einbezogen, daß beim Vorherrschen kaolinitischer Tonminerale die relative Schwermetallbindungsstärke, über den Einfluß des Tongehaltes bzw. der Bodenart, leicht verringert wird. Mit diesem Beitrag wird untersucht, ob neben den kaolinitischen Tonmineralen auch der Illit-Gehalt der Böden einen Einfluß auf die Schwermetallmobilität ausüben kann.

Material und Methoden

In einem zweijährigen Kleinlysimeterversuch ist der Ni-Gehalt im Sickerwasser zweier Ap-Bodenmaterialien einer Braunerde aus Basalt aus geogener (lithogener + pedogener) Herkunft sowie mit einer zusätzlichen anthropogenen Ni-Belastung in Höhe von 50 bzw. 100 mg Ni/kg als NiO untersucht worden (GRUPE u. KOCH, 1991). Die ausgewählten Ap-Bodenmaterialien zeigen deutliche Unterschiede in ihren geogenen Ni-Gehalten. Im Hinblick auf die Bodenparameter, welche die Schwermetallmobilität beeinflussen, läßt sich nur ein Unterschied in den Gesamteisengehalten erkennen (Tab. 1).

Als ein Ergebnis des Kleinlysimeterversuches zeigte sich, daß im Sickerwasser des Ap-2 Bodenmaterials keine erhöhten Ni-Gehalte, trotz höherer geogener Grundgehalte, im Vergleich zum Ap-1 Bodenmaterial festzustellen waren. Das in Form von NiO zugebene Ni zeigte eine deutlich höhere Mobilität, so daß auch die Ni-Gehalte im Sickerwasser infolge der anthropogenen Belastung signifikant anstiegen. Die erhöhten Ni-Gehalte im Sickerwasser waren dabei jedoch im Ap-2 Bodenmaterial signifikant niedriger im Vergleich zum Ap-1 Bodenmaterial (GRUPE u. KOCH, 1991).

Zur Klärung dieses Sachverhaltes sind Ni-Sorptions- und anschließende Desorptionsversuche mit den Ap-Bodenmaterialien durchgeführt worden.

* NLFb, Bodentechnologisches Institut,
Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 2800 Bremen

** Universität Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter
An der Wilhelmshöhe 44, 3470 Höxter 1

Tab. 1: Bodenkundliche Kenndaten der Ap-Bodenmaterialien

Ort:	Freiensteinau (Vogelsberg)	
Ausgangsgestein:	Tertiärer Basalt	
Bodentyp:	Braunerde (uL)	
Bodenmaterial:	Ap-1	Ap-2
Ton (%)	21,6	21,7
Humus (%)	2,3	2,1
pH (CaCl ₂)	5,7	5,8
KAK (mmol/100 g Boden)	26	24
Fe _t (%)	5,5	6,4
Mn (mg/kg)	1670	1580
.....		
Ni (mg/kg)	296	460
Cr (mg/kg)	279	287
Cd (mg/kg)	0,1	0,2

Zur Charakterisierung der Ni-Sorptionsquantität wurden Sorptionsisothermen von beiden Ap-Bodenmaterialien erstellt. Hierfür wurden jeweils 5 g luftgetrocknetes Bodenmaterial (< 2 mm) mit 25 ml einer Ni-Lösung 48 h geschüttelt. Die Ni-Konzentrationen der Schüttellösungen betragen: 1, 10, 100, 1000, 2500 und 5000 μmol in 0,01 mol Ca(NO₃)₂ als Begleitelektrolyt. Nach der Gleichgewichtseinstellung wurden die Lösungen abzentrifugiert und jeweils 15 ml Aliquot zur Bestimmung der Ni-Gehalte abpipettiert. Der Rest der Lösung wurde vorsichtig abgesaugt und verworfen. Als gelöstes Ni wurde dabei sämtliches in der klaren überstehenden Lösung befindliches Ni angesehen. Das sorbierte Ni wurde aus der Differenz der Ni-Konzentration der Schüttellösung zu Versuchsbeginn und nach der Gleichgewichtseinstellung berechnet. Zur Kennzeichnung unterschiedlich stark gebundener Ni-Fractionen der beiden Ap-Bodenmaterialien wurde das sorbierte Ni anschließend mittels einer sequentiellen Extraktion desorbiert. Als aufeinanderfolgende Extraktionsmittel dienten: 0,01 mol Ca(NO₃)₂-, 1 mol NH₄-OAc- und 0,7 mol HNO₃-Lösungen. Die Desorptionsvorgänge wurden analog der Sorption ausgeführt, wobei das Bodenmaterial in der 0,01 mol Ca(NO₃)₂-Lösung nur kurz suspendiert und mit den anderen Extraktionslösungen 24 h geschüttelt wurde. Der mit den ausgewählten Extraktionsmitteln nicht desorbierbare Ni-Anteil wurde als Residualgröße aus der Differenz zur Summe der extrahierten Fraktionen und des insgesamt sorbierten Ni berechnet. Weiterhin erfolgte eine Differenzierung der Fe-Oxide nach Schwertmann in die oxalat- bzw. dithionitlöslichen Anteile. Die Bestimmung der Tonmineralzusammensetzung der Ap-Bodenmaterialien erfolgte mit Hilfe der Röntgenbeugungsanalyse (freundlicherweise durchgeführt vom Institut für Bodenkunde, Bonn).

Ergebnisse und Diskussion

Die im Batch-Versuch experimentell ermittelten Werte der Ni-Sorption lassen sich mit Hilfe einer nicht linearen Regression gut durch eine Freundlich Gleichung ($S = k \cdot C^n$) beschreiben. Dabei zeigen beide Ap-Bodenmaterialien nahezu identische Ni-Sorptionsisothermen (Ap-1: $y = 17,02 C^{0,51}$, $r = 0,994$; Ap-2: $y = 16,56 C^{0,51}$, $r = 0,995$). Im Hinblick auf die Ni-Sorptionsquantität besteht also kein Unterschied zwischen den Ap-Bodenmaterialien.

Die Ergebnisse der anschließenden sequentiellen Extraktion sind vergleichend für drei Ni-Sorptionsstufen (18,5-, 170-, 395,2 $\mu\text{mol/g}$ Boden) in der Abbildung 1 dargestellt.

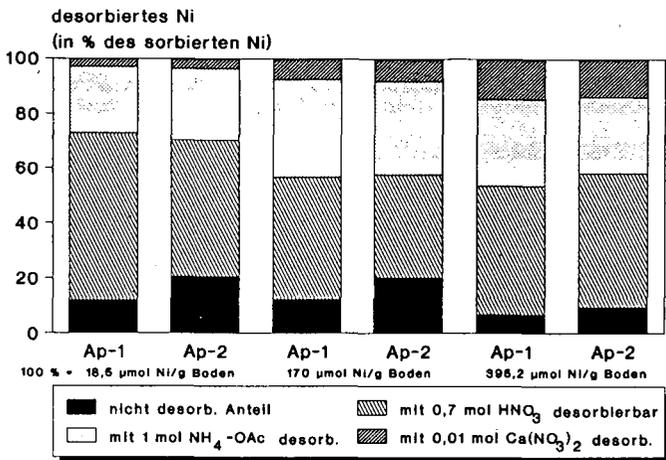


Abb. 1: Unterschiedlich stark gebundene Ni-Fractionen der Ap-Bodenmaterialien der Braunerde aus Basalt

Zunächst läßt sich erkennen, daß bei einer Zunahme der an die Bodenfestphase sorbierten Ni-Menge gleichzeitig der mit 0,01 mol $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ extrahierbare Ni-Anteil steigt. Mit einer zunehmenden Ni-Sorption wird also relativ mehr Ni leichter austauschbar (un-spezifisch) sorbiert. Ein Vergleich beider Ap-Bodenmaterialien zeigt weiter, daß im Ap-2 Material über alle Sorptionsstufen eine größere nicht desorbierbare Ni-Fraktion zu verzeichnen ist. Daraus wird deutlich, daß sich die Ap-Bodenmaterialien in der Qualität ihrer Ni-Sorptionsplätze voneinander unterscheiden. Mit Hilfe der Differenzierung der Fe-Oxide in die oxalat- (röntgenamorpher Anteil) und die dithionitlöslichen Anteile (Gesamtmenge freier Fe-Oxide) und die in diesen Extrakten enthaltenen Ni-Konzentrationen, sollte geklärt werden, ob ein Zusammenhang zwischen den Fe-Oxiden und den unterschiedlichen Ni-Bindungsqualitäten der Ap-Bodenmaterialien besteht. In Übereinstimmung mit den höheren Gesamteisengehalten zeigen sich auch höhere Gehalte an oxalat- und dithionitlöslichem Fe im Ap-2 Bodenmaterial (Tab. 2). Betrachtet man dagegen die Ni-Gehalte dieser beiden Extrakte, so sind im Ap-2 Material, trotz jeweils höherer Fe-Gehalte, geringere Ni-Gehalte im Vergleich zum Ap-1 Material erkennbar. Die Unterschiede im Ni-Desorptionsverhalten lassen sich somit nicht anhand der Unterschiede in den Fe-Oxidgehalten erklären.

Neben dem Tongehalt kann auch die Tonmineralzusammensetzung der Böden die Sorption von Schwermetallen beeinflussen.

Der Tabelle 3 ist die Tonmineralzusammensetzung der beiden Ap-Bodenmaterialien zu entnehmen. Es zeigt sich ein deutlicher Unterschied in den Gehalten an Smectit und Illit. Mit 59 % vom Gesamttonmineralgehalt enthält das Ap-2 Bodenmaterial ca. doppelt so viel Illit im Vergleich zum Ap-1 Bodenmaterial.

Tab. 2: Oxalat- und dithionit lösliche Fe- und Ni-Fraktionen der Ap-Bodenmaterialien der Braunerde aus Basalt

Bodenmaterial	oxalatlösliches		dithionitlösliches	
	Fe (%)	Ni (mg/kg)	Fe (%)	Ni (mg/kg)
Ap-1	0,48	15,9	1,80	31,0
Ap-2	0,75	12,4	2,00	26,5

GERTH (1985) ermittelte nach vorheriger Adsorption deutliche Unterschiede im Ni-, Cd- und Zn-Desorptionsverhalten verschiedener Tonminerale. Dabei zeigten sich in der Reihenfolge Illit > Montmorillonit > Kaolinit zunehmend schwerer extrahierbare bzw. nachlieferbare Fraktionen. Insbesondere wies Illit eine außerordentlich große schwer nachlieferbare Ni-Fraktion auf. HILLER u. BRÜMMER (1989) konnten in Kalium verarmten illitischen Toncutanen einer pseudovergleyten Parabraunerde aus dem Raum Stolberg eine deutlich erhöhte Zn-Anreicherung nachweisen. Sie schließen aus den Ergebnissen, daß Zn, begünstigt durch den geringen Ionendurchmesser von 74 pm, in Zwischenschichtpositionen randlich aufgeweiteter Illite eindringt und dort festgelegt wird.

Tab. 3: Tonmineralzusammensetzung der Ap-Bodenmaterialien der Braunerde aus Basalt (% vom Gesamttonmineralgehalt)

Bodenmaterial	Kaolinit	Smectit	Chlorit/ Vermiculit	Illit
Ap-1	14	43	10	33
Ap-2	20	8	13	59

Schlußfolgerung

Die Unterschiede in der Ni-Bindungsqualität der beiden Ap-Bodenmaterialien einer Braunerde aus Basalt werden auf die Unterschiede in der Tonmineralzusammensetzung zurückgeführt. Das Ap-2 Bodenmaterial ist aufgrund der deutlich höheren Illit-Gehalte in der Lage Ni schwerer extrahierbar zu sorbieren. Ni (Ionendurchmesser 69 pm) wandert dabei vermutlich in randlich aufgeweitete Zwischenschichtpositionen des Illits ein und wird dort festgelegt.

Literatur

- Gerth, J. (1985): Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedene Bodenkomponenten. - Diss. Universität Kiel.
- Grupe, M. und Koch, D. (1991): Austrag von Ni geogener und anthropogener Herkunft - Ergebnisse eines Kleinlysimeterversuches -. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Band 66/I, 311-314.
- Hiller, D.A. und Brümmer, G.W. (1989): Untersuchungen an Toncutanen von lessivierten Böden aus LÖB. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Band 59/II, 1179-1182.

Kryogene Verwitterung der Quarzsandkörner im Gletschermilieu Spitsbergens

von
Kowalkowski, A.* & J. Kocor**

Problemstellung

Die meisten periglaziären Prozesse sind hochkomplex, und die meisten Periglaziärscheinungen polygenetisch (KARTE 1979). Daher können sie nicht immer eindeutig einer Prozessgruppe zugeordnet werden. Die kryogene Verwitterung des Mineralmaterials findet sowohl im periglazialen wie auch im glazialen Milieu statt. Quarzkörner 1-0,5 mm sind nach KONISCHTCHEV u.A. (1983) weniger als Limonit, Magnetit, Microclin und Muscovit auf die Frostverwitterung beständig. Optimale Bedingungen für ihre maximale Disintegration sind bei voller Wassersättigung im Temperaturbereich von -20 bis +20°C geschaffen. Also auch im beständig gefrorenen Milieu ist die Frostverwitterung möglich, doch ist die Feinsandfraktion für diesen Prozess mehr suszeptibel. Es ist bekannt, dass in kalt-sauren verhältnissen Prozesse der mechanischen Disintegration dominieren und in kalt-alkalischen die Anteilnahme des chemischen Zersatzes vorherrscht (KOWALKOWSKI 1988). Ziel der vorgestellten Arbeit ist das im Gletschereis eingefrorene Material mit Hilfe der Rasterelektronmikroskopie untersuchen, ob im Gletschermilieu Verwitterungsprozesse tätig sind und in welchen Ausmass ihre Merkmale erkennbar sind.

Material und Methoden

Das Untersuchungsmaterial wurde im Laufe der Toruń-Polarexpedition Spitsbergen 1985 aus dem Eis in der Temperaturaktiven Zone 5-20cm an der Stirn des Aavatsmarkgletschers im Oscar II Land ausgeschmolzen. Im so gewonnenen Material wurden laborgemäss bestimmt: pH-elektrometrisch mit der Glasselektrode, Corg.-nach Lichterfelde, Ntot. nach Kjeldahl, CaCO₃-volumetrisch nach Scheibler, Kornzusammensetzung aräometrisch nach Casagrande modifiziert durch Prószyński. 50 Quarzsandkörner 0,6-0,8mm im Durchmesser wurden für die morphoskopische Analyse, unter Anwendung des SEM IS 11-35 JEOL, ausgesondert. Das untersuchte Material ist schluffiger Lehm, karbonathaltig (6% CaCO₃) alkalisch (pH_{KCl} 7,06), und enthält 0,26% organischer Substanz sowie 0,0014%N. Die dunkel olive Farbe, 5Y 4/4 nach Munsell, zeigt auf beständige starke Feuchtigkeit verbunden mit Reduktionsprozessen.

Ergebnisse der SEM-Untersuchung

Im Mikroskopenbild sind alle untersuchten Quarzsandkörner angular, scharfkantig, poliwändig mit unruhigen Oberflächenrelief innerhalb aller Wände. Die Wandoberflächen in der Regel sind durchlaufend mattiert und uneben als Folge der fortgeschrittenen grossmasstäblichen langandauernden kryohydrothermischen Mikroabschuppung, die im periglaziären Milieu in solchem Umfang nicht feststellbar ist. Die Wände der Quarzkörner sind mit mächtigen Schuppenhüllen bedeckt, die meistens aus scharfkantigen Quarzplättchen 0,02-0,0003mm im Querschnitt bestehen. An konvexen Stellen wurden in den Schuppenhüllen Mikropolygonfelder der kryogenen Segregation ausgebildet, deren gehobene Zentralteile mit Durchmesser 0,01-0,02mm öfters durch dünne Siliziumkrusten stabilisiert sind. In den polygonalen Vertiefungen dieser mikrostrukturen haben die segregierten Quarzschuppen, mit der Dicke von 0,00014 bis 0,00090mm und der Länge von 0,0050 bis 0,0065mm, meistens eine zur Kornoberfläche senkrechte Anordnung.

* Institut für Geographie, Pädagogische Hochschule, Konopnickiej 21, 25-406 Kielca, Polen

** Lehrstuhl für Physik, Landwirtschaftliche Akademie, Rakowiecka 26/30, 02-528 Warszawa, Polen

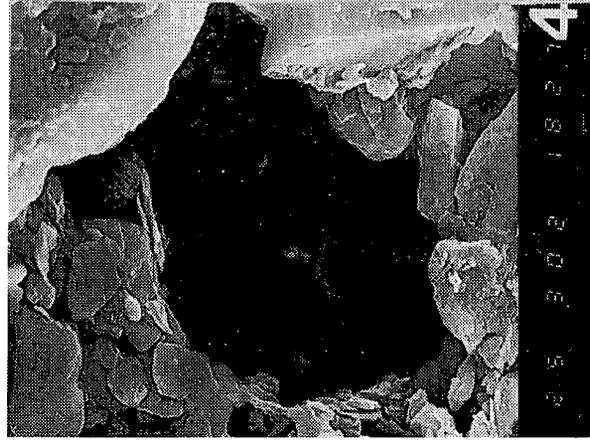
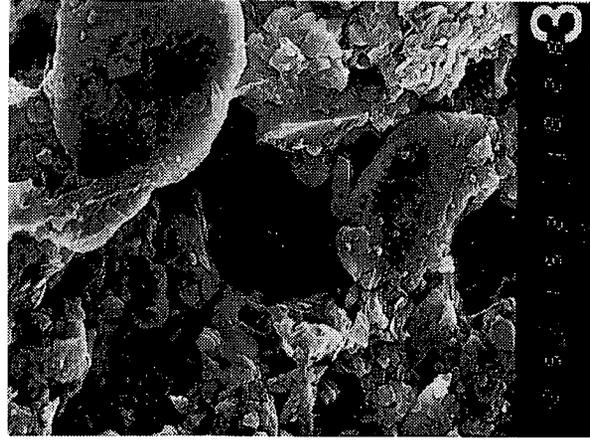
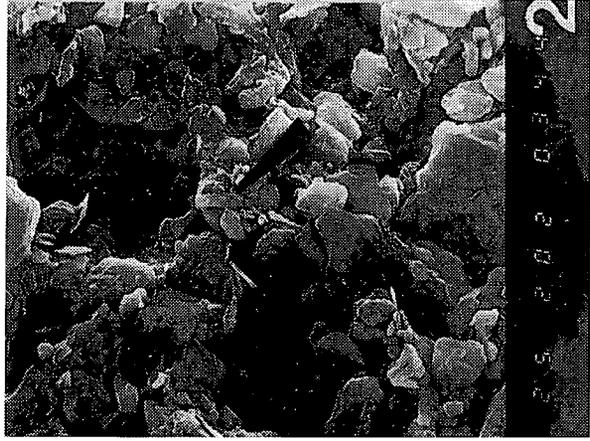
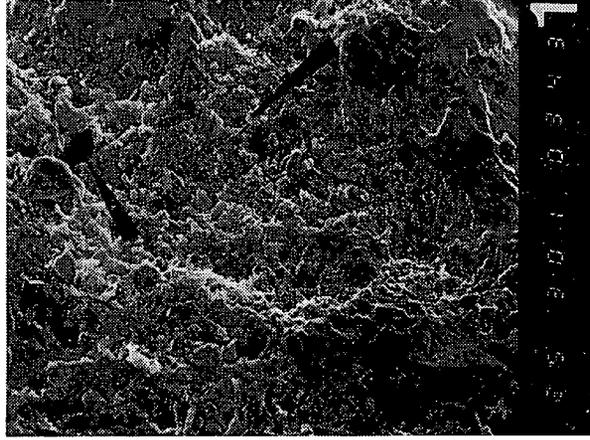
Ausser diesen schon früher bekannten Strukturen (KOWALKOWSKI, KOČOŇ 1991), an den mit Schuppen bedeckten concaven Wänden wurden andere Mikroformen festgestellt (Photo.1), deren Morphologie nachfolgend geschildert wird. Schon bei einer Makroübersicht in Vergrößerung 300x (Photo.1) wird am Schuppenecutan eine zellenähnlich Anordnung ersichtlich, in der dunkle, glatte, schuppenfreie sphäroidale in Gestalt und differenzierte von 0.025 bis 0,004 mm im Querschnitt Mineraloberflächen von gerundeten aufgestauchten Quarzschuppenwällen mit 0.007 bis 0.005mm Breite umsäumt sind (Photo 2,3). Die inneren Randzonen der grösseren Mikrowälle sind von dicht aneinander senkrecht aufgestellten Schuppen, die stellenweise mit dünnen Silikatfilmen zementiert sind, aufgebaut (Photo.4). An anderen Stellen sind diese Wälle aus schräg dachziegelartig gegliederten Quarzschuppen zusammengestellt.

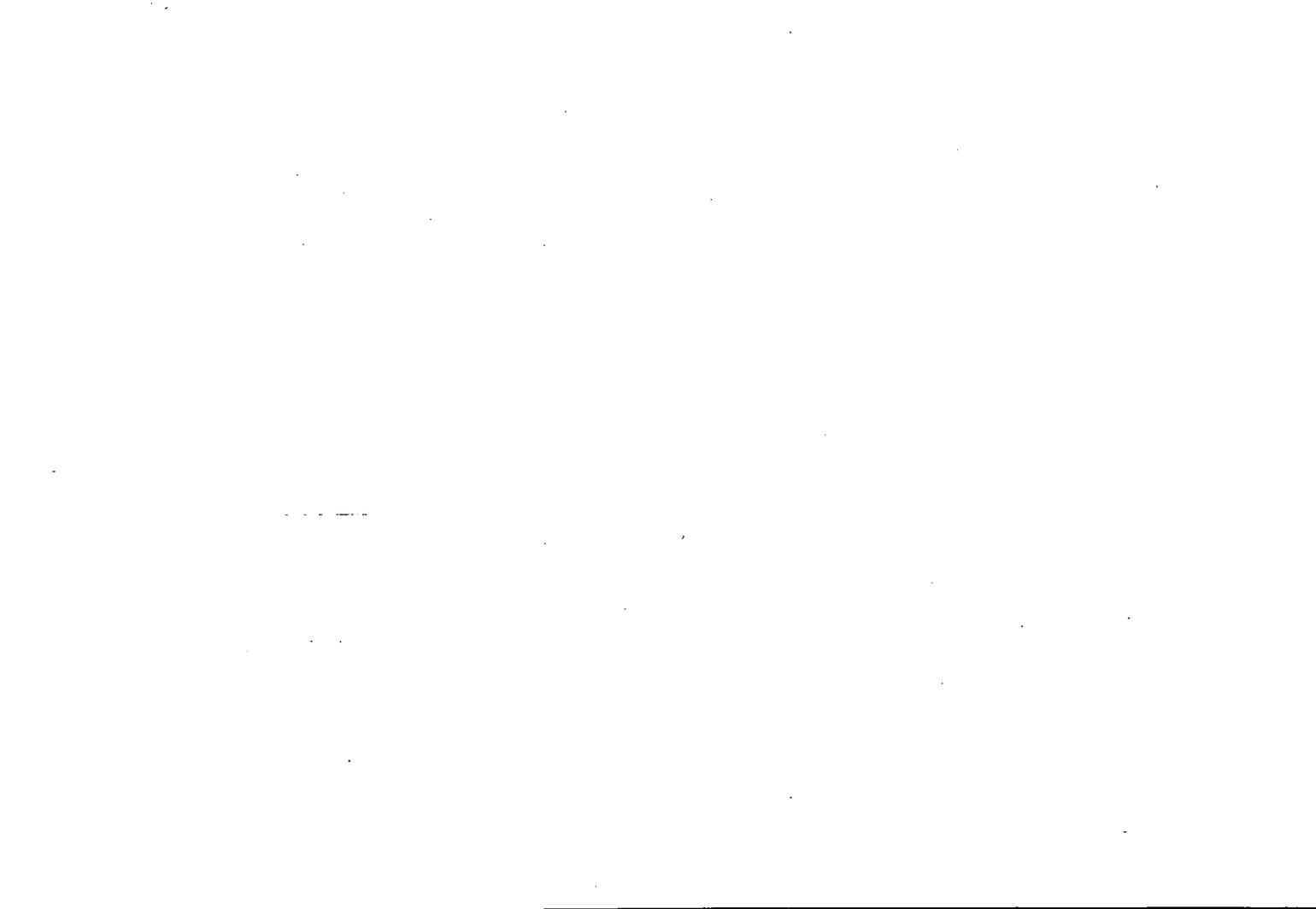
Diskussion

Unzweifelhaft an den Wändenoberflächen der Quarzsandkörner befinden sich Mikrokryosortierungsformen, deren Morphologie der Polygonseen in humiden Bereichen der kontinuierlichen Dauerfrostgebiete ähnelt (JAHN 1972, KARTE 1979). Die concave-Mineraloberfläche mit der mächtigen Schuppendecke kann als schlecht drainiertes, dauernd wassergestättigtes Mikrostandort angesehen werden, in dem flache kryogene Zeitweise wassergefüllte Mulden entstanden sind. In warmen Jahreszeiten ist das stark gebundene Wasser in flüssiger Form, bei kurzperiodischen Kälteeintritten geht es ins Eis über, mit der Auslösung der Mikrosegregierungsprozesse die durch Feinschluff- und Tonverwitterung in der Schuppendecke begünstigt werden. Es muss betont werden, dass in dieser spezifischer Verwitterung kalte Lösungen, reich an Humussäuren und Al, Fe, Mg, Ca, Mn-Jonen anwesend stark mineralisiert sind. Die Einfrierungstemperatur in diesen Bedingungen ist niedrig, ein Teil dieser Lösung wahrscheinlich kann nicht ins Eis übergehen. Ein Reichtum an Kavernen der chemischen Korrosion an den Quarzsandoberflächen (KOWALKOWSKI, KOČOŇ 1991) suggeriert eine Zusammenwirkung der Kryohydrochemischen und der Kryochemischen Verwitterung im Gletschermilieu, deren Mechanismen noch nicht ausreichend erkannt sind. Nach PULINA (1974, 1986) im Abflussgebiet des Warenskjöldgletschers die chemische Denudation $5-20 \text{ m}^3 \text{ km}^2 \text{ a}^{-1}$ ist 10-40-Mal kleiner als die mechanische. Als Folge dieser gekoppelten Prozesse, der Mikroabschuppung und der Mikrozersetzung, an den Kornoberflächen entstehen feinkrönige Hüllen, die im Eis stark mineralisierte, nicht gefrorene Lösungen adsorbieren. Dank der Adhensionskräfte bleibt im Eis die Verwitterungshülle an den Kornwänden, wo sie in Folge des Temperaturwandels und Mineralisation zyklischen Prozessen der Migration, Mikrosegregation und Koagulation unterzogen wird. Erst bei der Befreiung aus dem Eis fällt die Verwitterungshülle von der Kornoberfläche ab.

Literatur

- JAHN, A. (1972): Tundra polygons in the Mackenzie Delta area. *Götting. Geogr. Abh.* 60, Göttingen: 285-292.
- KARTE, J. (1979): Räumliche Abgrenzung und regionale Differenzierung des Periglaziärs. *Ferd. Schönningh., Bochumer Geogr. Arbeiten*, Paderborn: 211.
- KONISCHTCHEV, V.N., S.F.KOLESNIKOV u. V.V.ROGOV, (1983): *Issledovanie osnovnykh faktorov i mehanizma kriogennogo prieobrazovaniya mineralov. Problemy Geokriologii*. Nauka, Moskva.
- KOWALKOWSKI, A. (1988): Textural features of the surface of Quartz sand grains in acid and alkaline soils of the cold climate. In (Ed. E. Mycielska-Dowgiałło) *Genesis of sediments and soils in light of electron microscope investigation*. Warsaw Univ. Warsaw: 87-100.
- KOWALKOWSKI, A., u. J. KOČOŇ, (1991): Procesy wietrzenia na Spitsbergenie na podstawie badań w skaningowym mikroskopie elektronowym. *Geografia* 50, Poznań, Univ. Press: 77-104.
- PULINA, M. (1977): Uwagi o zjawiskach krasowych w południowej części Spitsbergen. *Kras i Speleologia* 9: 104-129.
- PULINA, M. (1986): Problematyka geomorfologiczna i hydrologiczna polskich wypraw na Spitsbergen w latach 1979 i 1980. *Czasop. Geogr.* 57(3): 366-392.





VERÄNDERUNG PEDOGENER FE-, AL- UND MN- OXIDE DURCH VERSAUERUNG UNTER BUCHENWALD

von
Rampazzo N.⁺⁾ und W.E.H. Blum⁺⁾

Zusammenfassung

Der Einfluß der Bodenversauerung auf pedogene Oxide des Fe, Al und Mn wurde anhand des "Stammabfluß-Modells" im stadtnahen Wienerwald untersucht. Bodenproben aus 4 Tiefenstufen aus dem durch Luftimmissionen stark versauerten Stammabflußbereich (pH KCl 2.5-3.0) sowie aus dem Zwischenstammbereich (pH KCl 3.5-5.5) von 5 verschiedenen Altbuchenstandorten wurden chemisch-mineralogisch untersucht. Die intensive Bodenversauerung im Stammabflußbereich führte zur verstärkten Verwitterung primärer Minerale und zu einer Neubildung und Akkumulation von Fe-Oxiden im Oberboden, welche zum Großteil noch schlecht kristallisiert bzw. organisch gebunden sind. Gleichzeitig waren im Stammabflußbereich aller Standorte geringere Al- und Mn-Gehalte als im Zwischenstammbereich extrahierbar, was auf das Fehlen von Al-Chloriten bzw. auf eine pH-abhängige Mobilität zurückzuführen sein dürfte. Außerdem war eine Fe-Anreicherung sowohl im Feinboden wie auch in der Tonfraktion festzustellen.

Einleitung

Bodenversauerung wird sowohl durch natürliche wie anthropogene Säureinträge verursacht und hat einen großen Einfluß auf Verwitterungsprozesse, wie zum Beispiel die Neubildung von Fe-, Al- und Mn-Oxiden und Hydroxiden.

Für bodengenetiche Fragestellungen werden oft Fe-Oxide herangezogen, da ihre Entstehung und Erhaltung von der Intensität und Richtung bestimmter Prozesse geprägt sind. Eine übliche Methode, pedogene Oxide in ihrer Gesamtheit quantitativ zu bestimmen, ist die chemische Extraktion des Fe, Al und Mn aus dem Feinboden bzw. aus der Tonfraktion mittels DCB (MEHRA und JACKSON, 1960). Die zusätzliche Extraktion mittels Oxalat und Pyrophosphat (SCHWERTMANN, 1964)) ermöglicht Aussagen über den Anteil an schlecht kristallisierten bzw. amorphen Fe-Verbindungen. Qualitative Aussagen über die Art der Fe-Verbindungen können jedoch nur mittels Mössbauer-Spektroskopie bzw. Röntgendiffraktometrie getroffen werden.

Ziel dieser Arbeit war, den Einfluß der Bodenversauerung auf Bildung, Erhaltung und Veränderung pedogener Fe-, Al- und Mn-Oxide in Buchenstandorten zu untersuchen.

Material und Methodik

In 5 Buchenstandorten des stadtnahen, stark durch Luftimmissionen belasteten Wienerwaldes wurden Bodenproben gestörter Lagerung in 4 Tiefenstufen (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) aus dem Stammablaufbereich (S) von je 10 Bäumen und aus dem Zwischenstammbereich (Z) gezogen. Es handelt sich bodentypologisch um saure, pseudovergleyte Braunerden auf Kalksandstein der Flyschzone. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, auf 2 mm Korndurchmesser gesiebt (Feinboden), bei 105°C getrocknet und wie folgt analysiert:

chemische Untersuchungen:

- Bestimmung des Fe in der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) (MEIWES et al., 1984)
- Bestimmung des austauschbaren Fe im ungepufferten 0.1 N BaCl₂-Extrakt
- Bestimmung des Gesamteisens in der Tonfraktion in alkalischer Schmelze.

⁺⁾ Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, Wien
Gregor Mendel-Straße 33, 1180 Wien, Österreich.

mineralogische Untersuchungen:

- DCB-lösliche, NH_4 -oxalatlösliche und Na-pyrophosphatlösliche Fe-, Al- und Mn-Gehalte.
- Röntgendiffraktometrische Analyse der Tonfraktion.

Ergebnisse und Diskussion

Die Bodenversauerung (pH 2.5-3.0) im Stammabflußbereich ist vorwiegend anthropogen bedingt, und führt u.a. zu chemisch-mineralogische Zustandsänderungen wie Akkumulation von C, N und S und Schwermetallen, Abnahme der KAK und der Basensättigung, Zunahme der Al-Sättigung, Auflösung des (Al)-Chlorites mit Schichtladungsverlust der quellfähigen 2:1-Minerale (RAMPAZZO und BLUM, 1992). Die folgenden Ergebnisse beziehen sich auszugsweise auf den Standort "Rieglerhütte".

Der Stammabflußbereich weist in verschiedenen Extrakten des Feinbodens stets einen höheren Fe-Gehalt als der Zwischenstammabereich auf, vgl. Tab.1.

Tab. 1: Fe-Gehalte des Feinbodens in der GBL, im ungepufferten BaCl_2 -Extrakt und im NaOH-Gesamtaufschluß.

Tiefenstufe cm	GBL mval/l		BaCl_2 mval/kg Fb		NaOH-Aufschluß Gew%	
	S	Z	S	Z	S	Z
0-5	0.73	0.34	12.3	0.2	3.2	1.6
5-10	n.b.	n.b.	12.7	0.6	2.4	1.9
10-20	n.b.	n.b.	8.7	0.5	1.7	1.7
20-30	0.10	0.13	4.5	0.1	1.5	1.5

S = Stammabflußbereich

Z = Zwischenstammabereich

Bei der Verteilung der Eisenoxide zeigt sich ebenfalls eine sehr starke Akkumulation in den oberen Horizonten des kontaminierten Stammabflußbereiches, wobei ein sehr hoher Anteil des oxalatlöslichen Fe organisch gebunden sein dürfte, vgl. Abb. 1.

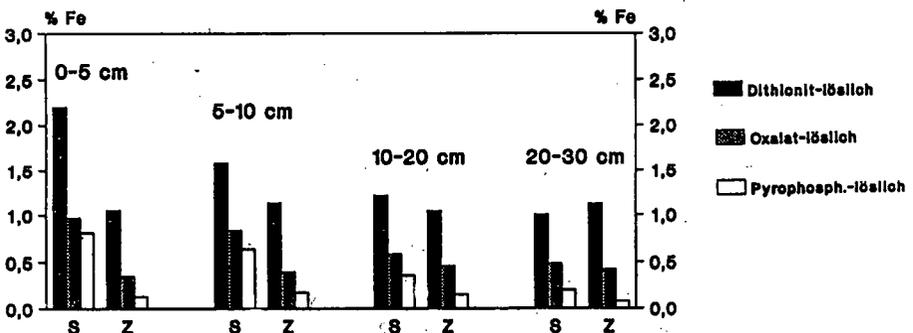


Abb.1: Dithionit-, oxalat- und pyrophosphat-lösliche Fe-Gehalte im Stammabfluß-(S) und im Zwischenstammabereich (Z).

Wöchentliche Analysen des fraktionierten Niederschlages (Stammabfluß und Kronentraufe) über ein Jahr bei einem der 5 untersuchten Standorte ergaben, daß der Fe-Eintrag durch den Stammabfluß geringer war (171 g Fe/ha) als jener über die Kronentraufe (192 g Fe/ha), die im wesentlichen den Zwischenstammbereich beeinflusst. Die Neubildung von Fe-Oxiden im stark sauren Bodenbereich läßt sich daher vorwiegend über die Verwitterung primärer Silikate erklären. Verwitterungsindices aus der Tonfraktion bestätigen diese Annahme, wonach ersichtlich wird, daß im Stammabflußbereich fast 100 % des gesamten Eisens pedogen ist während im Zwischenstammbereich ca. 36 gew.% noch silikatisch gebunden ist. Die Fe_o/Fe_d -Werte deuten darauf hin, daß jedoch noch 50% des pedogenen Eisens im S-Bereich amorph bzw. schlecht kristallisiert ist, während im Zwischenstammbereich scheinbar bessere Bedingungen für gute Kristallisation vorherrschen. Der Anteil an organisch gebundenem Fe im Feinboden ist im Stammabflußbereich sehr viel höher als im Zwischenstammbereich, vgl. Tab.2.

Tab.2: Verwitterungsindices der Tonfraktion* bzw. des Feinbodens** des Stammabflußbereiches (S) und des Zwischenstammbereiches (Z) in der Tiefenstufe 0-5 cm.

Probe	Fe_o/Fe_d^*	Fe_t^* %	$Fe_d \times 100^*$	$(Fe_t - Fe_d) \times 100^*$	Fe_p/Fe_o^{**}
			Fe_t	Fe_t	
(S)	0.50	3.43	99.7	0.3	0.84
(Z)	0.24	2.80	63.6	36.4	0.37

In beiden Bodenbereichen ist der Goethit nach Entfernung der röntgenamorphen Substanzen sichtbar (33.3Å-Peak). Es sind keine qualitative Unterschiede zwischen S und Z festzustellen, vgl. Abb.2.

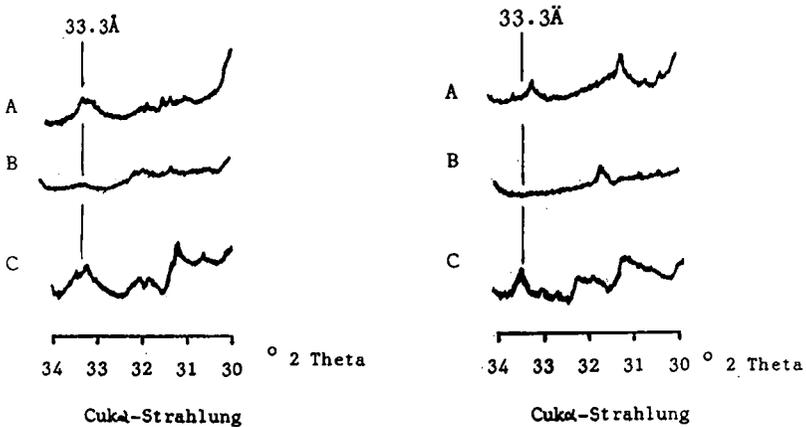


Abb. 2: Röntgendiffraktogramme der Tonfraktion des Stammabfluß- (links) und Zwischenstammbereiches (rechts). A = unbehandelt, B = Dithionit-behandelt, C = Oxalat-behandelt.

Im kontaminierten Stammabflußbereich waren bei allen Standorten geringere Al-Gehalte als im Zwischenstammbereich extrahierbar, vgl. Abb. 3, wo vermutlich auch die Hydroxo-Al-Polymere des (Al)-Chlorits (vgl. RAMPAZZO und BLUM, 1992) mitextrahiert werden.

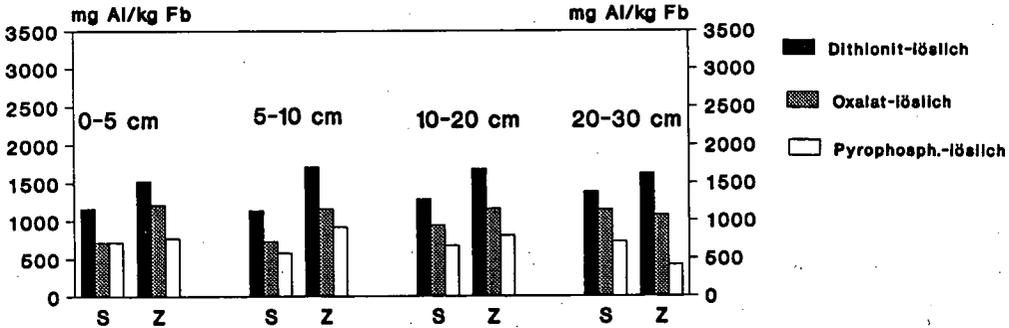


Abb.3: Dithionit-, oxalat- und pyrophosphat-lösliche Al-Gehalte im Stammabfluß-(S) und im Zwischenstammabereich (Z).

Die Mn-Oxide waren in den stark sauren Böden des Stammabflußbereiches ebenfalls nur in sehr geringen Mengen vorhanden, vgl. Abb. 4. Es konnte noch nicht geklärt werden, ob sie entweder ausgewaschen oder überhaupt in ihrer Bildung gehemmt werden

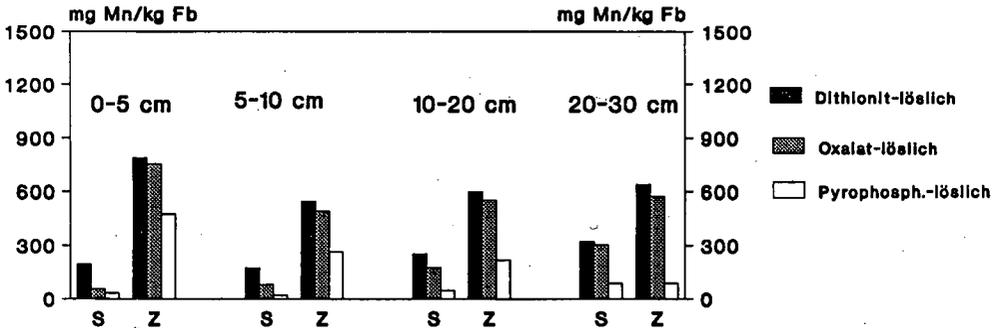


Abb.4: Dithionit-, oxalat- und pyrophosphat-lösliche Mn-Gehalte im Stammabfluß-(S) und im Zwischenstammabereich (Z).

Literatur

MEHRA, O.P. und JACKSON, M.L., (1960): Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate buffered with sodium bicarbonate.- Proc. Conf. Clays Clay Miner., 7th, pp. 317-318.

MEIWES, K.J., N. KÖNIG, P.K. KHANNA, J. PRENZEL und B. ULRICH (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden.- Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 7, Univ. Göttingen.

RAMPAZZO, N. und W.E.H. BLUM, (1992): Changes in chemistry and mineralogy of forest soils by acid rain.- Water, Air and Soil Pollution, 61, 209-220.

SCHWERTMANN, U., (1964): Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung.- Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 105, 194-201.

Beschichtung von Silikasand mit Eisenoxiden: Herstellung und analytische Identifikation

von

A. Scheidegger, H. Sticher⁺

Einleitung

Die Beschichtung von Partikeln ist ein bekanntes Phänomen im Boden. So sind Bodenpartikel häufig von Tonmineralien, Eisenoxiden, Calcit, Siliciumoxiden, Manganoxiden und Mikroorganismen umhüllt (Fitzpatrick, 1980) und determinieren so Eigenschaften der Bodenpartikel wie das Adsorptions- und Ionenaustauschvermögen (Hendershot und Lavkulich, 1983) sowie das Koagulations- und Transportverhalten von Stoffen. Die Beschichtung von Sandkörnern mit Sesquioxiden und Tonmineralien stellt einen wichtigen Prozess der Podsolierung dar (Anderson et al., 1982; Farmer, 1984). Wegen der Bedeutung beschichteter Bodenpartikeln für die Bodeneigenschaften wurde eine heterogene Beschichtungsreaktion von Silikasand mit Eisenoxiden entwickelt. Diese führt zu gut definierten, kristallinen Oxidbeschichtungen, was mittels Elektronenmikroskopie und FTIR-Spektroskopie verdeutlicht werden kann. Ablösungsexperimente zeigen, dass die Eisenoxidpartikel stark und irreversibel auf der Silikaoberfläche haften. Röntgen-Photoelektronen-Spektroskopie (XPS) Messungen deuten auf eine Ausbildung chemischer Fe-O-Si Bindungen hin.

Methodik:

Zur Herstellung verschiedener Eisenoxidbeschichtungen (Goethit, Hämatit, Lepidokrokit, Ferrihydrit und Maghemit) auf Silikasand (Cristobalit oder Quarzsand) wurden die Eisenoxide in wässriger NaNO_3 -Lösung bei gewünschter Ionenstärke und pH dispergiert, mit Silikasand (gesiebt auf 125 - 250 μm) versetzt und während 24 h geschüttelt (25°C). Das nicht adsorbierte Eisenoxid wurde danach mit entsprechender Salzlösung gut ausgewaschen (63 μm Nygonsieb) und der beschichtete Sand gefriergetrocknet.

Resultate und Diskussion

Analytische Charakterisierung von Eisenoxidbeschichtungen

Abb. 1 zeigt Elektronenmikroskopieaufnahmen von mit Goethit und von mit Hämatit beschichtetem Cristobalitsand. Adsorbierte Goethitpartikel können als Nadeln von 0.5 - 1 μm Länge und 0.05 - 0.1 μm Breite identifiziert werden. Adsorbierte Hämatitpartikel sind als helle Sphäroids auf der Silikaoberfläche erkennbar.

Tabelle 1 zeigt die Resultate der Oberflächenmessungen und den Eisengehalt von stark beschichtetem Cristobalitsand. Die experimentelle Oberfläche von mit Goethit beschichtetem Sand wird gut durch die theoretische Summe der Oberfläche von reinem Cristobalitsand und derjenigen von Goethit (entsprechend der adsorbierten Menge) wiedergegeben.

⁺ Institut für Terrestrische Oekologie,
ETH Zürich,
Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren

Tabelle 1: Spezifische Oberfläche und Eisengehalt von mit Goethit beschichtetem Sand

Probe	Totalgehalt Eisen mg/g Sand	Goethit ads. mg/g Sand	spezifische Oberfläche m ² /g	
			exp.	berechnet
reiner Sand	<0.1		0.08	
reiner Goethit			21.3	
mit Goethit beschichteter Sand	9.2	14.4	0.38	0.39

Die DRIFT Spektren (diffuse reflectance infrared Fourier transform) in Abb. 2 zeigen klar, dass die Oberflächenbeschichtung des Silikasandes aus reinem Goethit besteht. Das berechnete Differenzspektrum zwischen beschichtetem und unbeschichtetem Silikasand (Abb. 2c) mit einem optimalen Subtraktionsfaktor SC = 3.4 zeigt Absorptionsbanden bei 902 cm⁻¹, 802 cm⁻¹, 628 cm⁻¹. Diese Bandpositionen stimmen gut mit dem Spektrum von reinem Goethit überein (Abb. 2d).

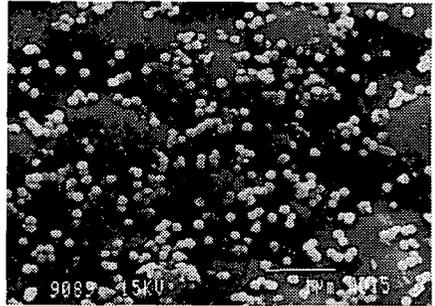
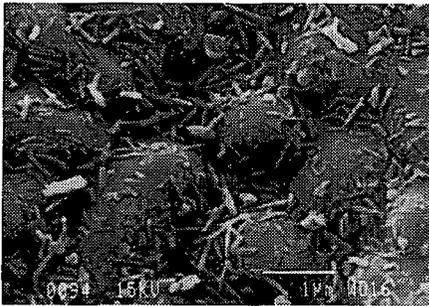


Abb. 1: Rasterelektronenmikroskopieaufnahmen von mit Goethit und mit Hämatit beschichtetem Cristobalitsand. Der Masstab repräsentiert 1 µm.

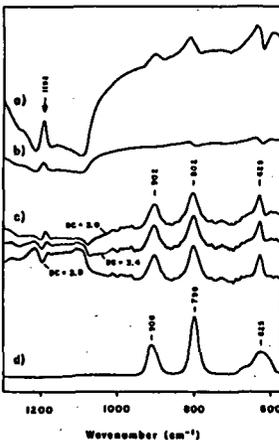


Abb. 2: DRIFT Spektren im Wellenzahlbereich von 1300 - 580 cm⁻¹ von a) reinem Cristobalitsand, b) mit Goethit beschichtetem Cristobalitsand, c) Differenzspektrum zwischen beschichtetem und unbeschichtetem Sand und d) reinem Goethit. Der Pfeil im Spektrum a) zeigt die Position einer charakteristischen Silikabande, welche zum Auffinden des optimalen Subtraktionsfaktors SC = 3.4 für das Differenzspektrum c) ausgewählt wurde. Zum Vergleich werden auch andere Subtraktionsfaktoren (SC = 3.0 und SC = 3.8) gezeigt. Die markierten Banden in den Spektren c) und d) stimmen mit charakteristischen Goethitbanden überein.

Die Beschichtungsreaktion von Cristobalitsand mit Goethit

Abb. 3 zeigt die Partikel-Adsorptionsisotherme von Goethit auf Cristobalitsand. Der Exponent der gefitteten Freundlichisotherme ist sehr klein. Eine Erklärung für diese Art Isothermen ist die hohe Oberflächenheterogenität, welche in Abb. 1 erkennbar ist. Die pH-Abhängigkeit der Beschichtungsreaktion (Abb. 4) zeigt eine charakteristische Zunahme adsorbierten Goethits mit steigendem pH, gefolgt von einer abrupten Abnahme bei pH Werten über dem Ladungsnullpunkt des verwendeten Goethits (pHPZC = 7.9). Diese charakteristische pH-Abhängigkeit der Beschichtungsreaktion kann mit einem einfachen elektrostatischen Modell (Scheidegger et al., 1992) beschrieben werden. Das Modell beruht auf der Annahme, dass positiv geladene Goethitpartikel die negative Ladung der Silikaoberfläche durch ihre Anlagerung neutralisieren. In Anbetracht der Einfachheit des Modells und der Tatsache, dass keine Parameter angepasst wurden, vermag die Modellvorausage (Abb. 4, dicke Linie) den experimentellen Verlauf befriedigend zu beschreiben. Im weiteren wird eine deutliche Ionenstärkeabhängigkeit der Beschichtungsreaktion beobachtet. Im sauren pH-Bereich wird ein Maximum an adsorbiertem Goethit bei einer Ionenstärke von 0.01 M beobachtet (Abb. 4, linke Seite). Diese beträchtliche Beschichtung bei intermediären Ionenstärken kann weder vom Modell vorausgesagt, noch mit der Abhängigkeit der Oberflächenladung von der Ionenstärke erklärt werden.

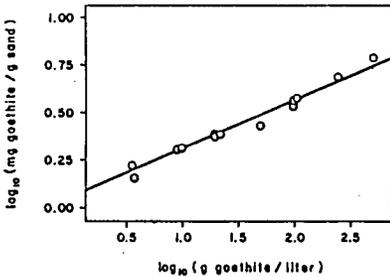


Abb. 3: Partikel-Adsorptionsisotherme mit der Menge adsorbierten Goethits (mg Goethit/g Silikasand) als Funktion der Goethitkonzentration in Suspension (g Goethit/Liter) bei einem konstanten pH = 2.5 und einer Ionenstärke von 0.01 M. Die ausgezogene Linie zeigt den Fit der Daten mit einer Freundlichisotherme (Steigung $\alpha = 0.254$).

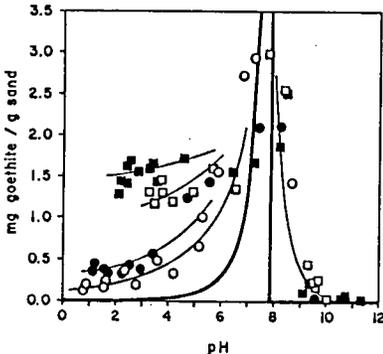


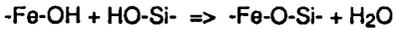
Abb. 4: pH-Abhängigkeit der Beschichtungsreaktion von Cristobalitsand mit Goethit (mg Goethit/g Sand). Experimentelle Datenpunkte bei verschiedenen Ionenstärken (□) 0.001 M, (■) 0.01 M, (●) 0.1 M, (○) 1 M sind mit einer dünnen Linie verbunden. Die dicke Linie ist die Voraussage des Modells.

Bindungsverhältnisse an der Silikaoberfläche

Elektrostatische Wechselwirkungen vermögen zwar den Verlauf der Beschichtungsreaktion befriedigend zu beschreiben, können aber aufgrund von Ablösungsexperimenten mit beschichtetem Sand nicht allein für die starke und irreversible Haftung des Goethits auf der Silikaoberfläche verantwortlich sein. Weder mit gebräuchlichen Dispergierungsmitteln (z.B. Calgon), noch in Medien, in welchen sich die Partikel aufgrund ihrer Oberflächenladung abstossen müssten (z.B. 1 M HNO₃, 10 M NaOH !), kann eine Goethit-ablösung vom beschichteten Sand beobachtet werden.

Werden als weitere Wechselwirkungen. *Van-der-Waals Kräfte* in Betracht gezogen, so stellt die ausgeprägte Temperaturabhängigkeit der Beschichtungsreaktion einen Widerspruch dar.

Aufgrund von XPS Resultaten postulieren wir, dass die Ausbildung *chemischer Fe-O-Si Bindungen* gemäss der Reaktion



für die starken Bindungskräfte zwischen Eisenoxidpartikeln und Silikasand verantwortlich ist. Abb. 5 zeigt das Fe ($2p_{3/2}$) Spektrum von reinem Goethit (Abb. 5a) und Goethit beschichtetem Cristobalitsand (Abb. 5b), Abb. 6 das Si ($2p$) Spektrum von reinem Silikasand (Abb. 6a) und Goethit beschichtetem Silicasand (Abb. 6b). Die wichtigsten Erkenntnisse sind die zusätzlichen Fe ($2p_{3/2}$) und Si ($2p$) Spektrallinien des beschichteten Materials bei Bindungsenergien von 710.4 eV respektiv 101.0 eV.

Da XPS Messungen bezüglich der chemischen Umgebung eines betreffenden Elements sensitiv reagieren (Perry, 1986), sind solch zusätzliche Spektrallinien bei der Bildung von chemischen Fe-O-Si Bindungen verständlich.

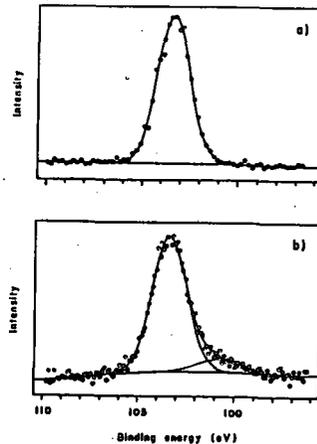
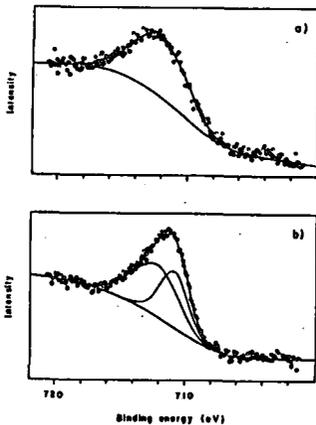


Abb. 5: XPS Messungen der Fe ($2p_{3/2}$) Spektrallinie im Bindungsenergiebereich von 720 bis 700 eV für a) reinen Goethit und b) mit Goethit beschichteten Sand.

Abb. 6: XPS Messungen der Si ($2p$) Spektrallinie im Bindungsenergiebereich von 110 bis 96 eV für a) reinen Sand und b) mit Goethit beschichteten Sand.

Experimentelle Datenpunkte (O) sind in den Abbildungen mit einem Gausspeak (dicke Linie) mit polynomialer Grundlinie gefittet. Die Aufspaltung der Spektrallinie in zwei Peaks in den Spektren (Abb. 5b und Abb. 6b) aufgrund der Beschichtung ist zu beachten.

Literatur

- Anderson, H.A., Berror, M.L., Farmer, V.C., Hepburn, A., Russell, J.D. and Walker, A.D., 1982. A reassessment of the podzol formation processes. *J. Soil Sci.*, 33: 125-136.
- Farmer, V.C., 1984. Distribution of allophane and organic matter in podzol B horizons: reply to Buurman and Van Reeuwijk. *J. Soil. Sci.*, 35: 453-458.
- Fitzpatrick, E. A., 1980. Soils. Their formation, classification and distribution. Longman, London.
- Hendershot, W.H. and Lavkulich, L.M., 1983. Effect of sesquioxide coatings on surface charge of standard mineral and soil samples. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 1252-1260.
- Perry, D.L., 1986. Applications of surface techniques to chemical bonding studies of minerals. In K. Häyes and J. Davis (Editors), *Geochemical processes at mineral surfaces*, American Chemical Society.
- Scheidegger, A., Borkovec, M. and Sticher, H., 1992. Coating of silica sand with goethite: preparation and analytical identification. *Geoderma*, in press.

**'Kritische' K-Konzentrationen und K-Freisetzungsraten von Biotit
- Bestimmung, Bedingungsgrößen, kinetisches Modell -**

von

SPRINGOB, G., Barbara DEGEN und H. GRAF von REICHENBACH[→]

Ziele

Die Freisetzung des Kaliums aus den Zwischenschichten von Glimmern und Tonmineralen ist ein Prozess, der im Rahmen der Mineralverwitterung eine grundsätzliche und bei der Ernährung der Pflanzen eine praktische Rolle spielt. Anlaß für unsere Untersuchungen sind Bestrebungen, für Böden mathematisch-kinetische Terme (Modelle) abzuleiten, die sowohl die K-Freisetzung als auch die gegenläufige K-Fixierung quantifizierbar machen. Solche Teilmodelle sollen dann z.B. in Rhizosphärenmodelle eingegliedert werden. Bei der Arbeit mit Böden ergibt sich naturgemäß eine Reihe von Problemen, die mit der Kompliziertheit des Systems zusammenhängen. Diesbezügliche Untersuchungen sollten deshalb von Arbeiten mit definierten, fraktionierten Mineralen unter sehr genau kontrollierten Umgebungsbedingungen begleitet werden. Hieraus können Grundsätze und Randbedingungen für die mathematische Modellierung abgeleitet werden. Ein vorläufiges kinetisches Modell wird in dieser Arbeit dargestellt.

Konkret wurde geprüft, welchen Einfluß K- und Ca-Konzentration der Lösung auf die Geschwindigkeit der K-Freisetzung (Kinetik) und auf die Lage von K/Ca-Austauschgleichgewichten (Thermodynamik) haben. Bei letzteren interessieren insbesondere die 'kritischen K-Konzentrationen'. Sie geben die Konzentration der Umgebungslösung an, bei deren Unterschreiten Kalium vom Mineral - bei der jeweiligen Konstellation der übrigen Einflußgrößen - abgegeben wird.

Material und Methoden

Biotit 'Moen' der Korngröße 5-20 µm mit der Zusammensetzung (%)

SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	FeO	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O
36.5	3.13	14.3	4.57	15.0	0.066	11.83	0.44	0.23	9.70

wurde in PE-Enghalsflaschen in verschiedenen Verhältnissen von Mineral (mg):CaCl₂ (ml) eingewogen (Verhältnisse in Abb. 1 vermerkt). Aus dem Anstieg der K-Konzentrationen der Lösung wurden die Summenkurven der K-Freisetzung berechnet und als Funktion der Zeit aufgetragen. Der Anstieg erfolgt bis zu einem Gleichgewicht, da keine Senke für freigesetztes K vorgehalten

[→]Institut für Bodenkunde der Universität Hannover
Herrenhäuser Str. 2, D-3000 Hannover 21

wird. Wird das Verhältnis Lösung/Mineral weiter, dann liegen die K-Konzentrationen der Lösung niedriger; es geht mehr K bis zum Erreichen des Gleichgewichtes in Lösung. Vorversuche zeigten, daß die Intensität, mit der die Lösung durchmischt wird, erheblich variierend auf die Geschwindigkeit der K-Freisetzung wirkt. Auf das Schütteln wurde deshalb bei allen Langzeitversuchen verzichtet. Nur die Daten, die zur Ableitung des kinetischen Modells verwendet wurden, beziehen sich auf Versuche, bei denen ständig über Kopf geschüttelt wurde. Die Ca-Konzentration der Austauschlösung lag mit 5 und 20 mmol Ca l⁻¹ in einem Rahmen, der auch in der natürlichen Bodenlösung anzutreffen ist (Versuche mit 10 mmol Ca wurden durchgeführt, werden an dieser Stelle aber nicht mit dargestellt).

Ergebnisse und Diskussion

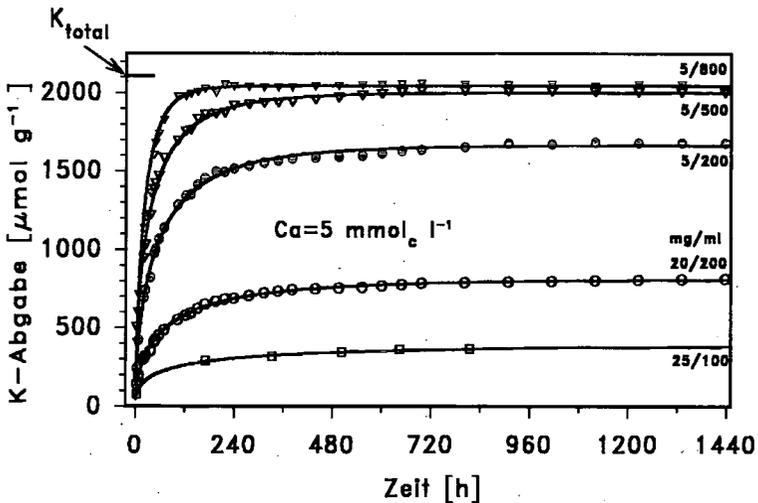


Abb. 1: Summenkurven der K-Freisetzung aus Biotit 'Moen' (5-20 μm) bei 5 mmol_c Ca l⁻¹, pH 6.8 und 20°C.

Die in Abb. 1 gezeigten Kurven wurden durch Anpassung der Gleichung

$$(1) \quad K_{\text{kum}}(t) = K_{\infty} (1 - \exp(-At)^B)$$

mittels Levenberg-Marquardt-Optimierung errechnet. K_{kum} ist die jeweils freigesetzte Menge zum Zeitpunkt t , K_{∞} ist die maximal mögliche K-Freisetzung zum Zeitpunkt t_{∞} (Gleichgewicht). A und B bestimmen Steigung und Form der Kurven. Es ließen sich *alle* Kurven mit Gl. (1) sehr gut wiedergeben. Der Term dient zum einen zur reinen Beschreibung der Versuchsdaten, zum anderen eignet er sich zur Identifizierung des Gleichgewichtes (K_{∞}) und damit zur Berechnung der kritischen K-Konzentrationen. Die Parameter K_{∞} , A und B sind das Resultat der Kurvenanpassung. Sie sind zusammen mit Versuchsdaten und berechneten kinetischen und thermodynamischen Kenngrößen in Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 1: Versuchsdaten und einige berechnete Kenngrößen der K-Freisetzung bzw. des Austauschgleichgewichtes.

Versuchsdaten				Parameter Gl. (1)			berechnete Kenngrößen			
(Ca)	Ew.	Vol.	Zeit	K_{∞}	A	B	t_{99}	C_k	AR	ΔG
mM	mg	ml	h	$\mu\text{mol g}^{-1}$			h	$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\sqrt{M}10^{-3}$	kJ mol^{-1}
5	5	800	1436	2044.8	0.0870	0.751	96	12.8	0.277	-19.9
5	5	500	1436	2001.8	0.1147	0.601	460	20.0	0.433	-18.9
5	5	200	1436	1666.0	0.0857	0.609	700	41.6	0.900	-17.1
5	20	200	1436	812.4	0.0843	0.564	1200	81.2	1.750	-15.5
5	25	100	815	394.4	0.1254	0.452	2900	98.5	2.130	-15.0
20	5	800	1436	2057.8	0.1254	0.802	88	12.9	0.147	-21.5
20	5	500	1436	2059.4	0.1749	0.657	145	20.5	0.233	-20.4
20	5	200	1436	1854.7	0.1018	0.619	478	46.3	0.526	-18.4
20	20	200	1436	1116.9	0.0805	0.586	1000	112	1.270	-16.3
20	25	100	815	591.7	0.1199	0.496	1560	147	1.670	-15.6

t_{99} ist der Zeitpunkt (h), zu dem K_{cum} nach Gl. (1) 99% von K_{∞} erreicht. C_k ist die kritische Konzentration, berechnet aus K_{∞} und dem zugehörigen Lösungsvolumen. AR sind die reduzierten K/Ca-Aktivitätenverhältnisse (aK/aCa) und ΔG gibt die Gibbs'schen freien Austauschenergien an: $\Delta G = -RT \ln AR$ ($AR = aK/aCa$)

Bei höherer Ca-Konzentration ist die K-Entleerung des Biotits vollständiger und die Gleichgewichte stellen sich schneller ein. Die kritischen Konzentrationen (C_k) sind eine Funktion der K-Sättigung des Minerals. Bei halber Sättigung und 5 mmol/l Ca liegt C_k bei etwa $70 \mu\text{mol K l}^{-1}$. Dieser Wert liegt höher als die K-Konzentration in der Bodenlösung von nicht oder wenig K-gedüngten Lössböden (Oberböden). Unterböden können noch wesentlich niedrigere Konzentrationen aufweisen. Bei ausreichender Zugänglichkeit wird Biotit dieser Korngröße im Boden also schon während der Bodengenese entleert. Die höhere Ca-Konzentration von 20 gegenüber 5 mmol/l Ca erhöhte die kritische Konzentration etwa um den Faktor 1.6 - unabhängig von der K-Sättigung des Minerals. Der Effekt einer höheren K-Konzentration auf die Kinetik läßt sich aus den t_{99} -Werten entnehmen. Er macht sich vor allem bei den höheren K-Konzentrationen bemerkbar, die durch die engen Verhältnisse von Biotit zu Lösung eingestellt wurden. Für die Variante 20/200 in Tabelle 1 errechnet sich eine um den Faktor 1.8 schnellere Gleichgewichtseinstellung bei der höheren Ca-Konzentration.

Kinetisches Modell

Zur Ableitung des unten gezeigten Termes (2) wurden die Basisdaten nicht als Zeit-Summenkurven, sondern zunächst als Isochronen/Isothermen dargestellt (Abb. 2). Es ist dann möglich, hieraus Summenkurven für **konstante** K-Konzentrationen zu interpolieren. Es wurde sozusagen eine "theoretische Senke" eingeführt, die K in der gleichen Geschwindigkeit aus dem System Mineral/Lösung entfernt wie es vom Mineral abgegeben wird. Solche Summenkurven können für beliebig viele K-Konzentrationen berechnet und zur Gewinnung der Parameter genutzt werden, die in Gleichung (2) eingehen.

Die Freisetzungsraten $\Delta K/\Delta t$ errechnen sich nach

$$(2) \quad \Delta K/\Delta t = \frac{f(K\text{-Sättigung})}{f(K\text{-Konzentration})}$$

mit

$$(3) \quad f(\text{Sätt.}) = (1.5 \cdot \text{Sätt.})^2 \quad (4) \quad f(\text{Konz.}) = \exp(-8.51 + 0.0134 \cdot \text{Konz.} + \ln \text{Konz.}),$$

wobei die Sättigung hier relativ eingeht, also zwischen 0 und 1 liegt. Die Dimension der Konzentration ist $[\mu\text{mol l}^{-1}]$. Mit diesem kinetischen Modell wurden die Kurven in Abb. 3 berechnet. Die Symbole dort sind die aus Abb. 2 interpolierten Werte für konstante K-Konzentrationen. Das Modell ist nicht direkt auf Freilandbedingungen übertragbar. Es dient zur Darstellung der Gesetzmäßigkeiten und vor allem zum Nachweis der exponentiellen Abhängigkeit der K-Freisetzung von der K-Konzentration der Umgebungslösung. In der Literatur sind bereits eine Reihe von Modellen der K-Freisetzung dokumentiert. Keines von diesen Modellen berücksichtigt die dominierende Rolle der K-Konzentration der Außenlösung.

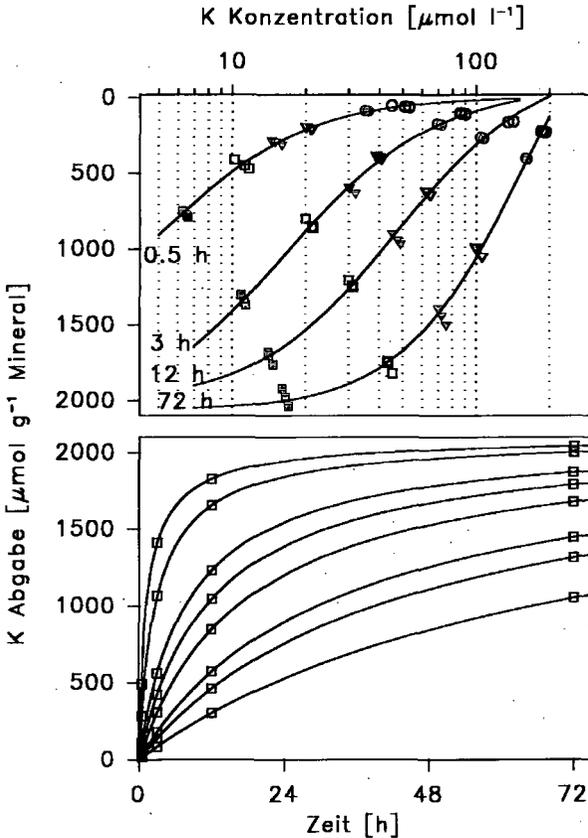


Abb. 2: K-Freisetzung aus Biotit Moen im Batch-Versuch. Darstellung als Isochronen Senkrechte Interpolation ergibt Linien gleicher Konzentration —> Symbole in Abb. 3

12.5 mmole Ca l^{-1} , pH 6.8, 20°C

Abb. 3: Interpolierte Werte aus Abb. 2. (Symbole= "Meßwerte") im Vergleich mit Freisetzungsverläufen (Linien), die mit einem kinetischen Modell berechnet wurden

VERÄNDERUNG DES MINERALBESTANDES
VON BÖDEN DES SCHWARZWALDES
DURCH JUNGE VERSAUERUNG

von

Karl Stahr und Mehdi Zarei*)

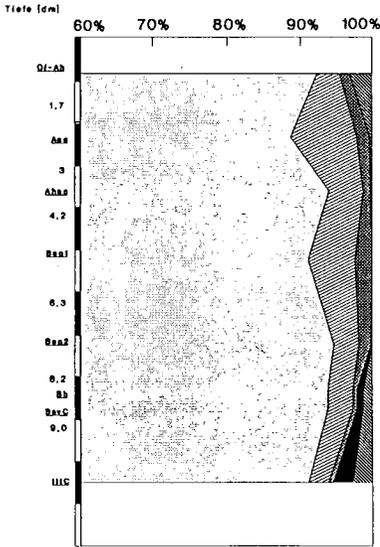
Es sollte untersucht werden, inwieweit die junge Versauerung (saurer Regen) den Mineralbestand in Böden des Schwarzwaldes verändert hat. Dabei war zunächst zu prüfen, welche Methoden sich am besten zum Nachweis solcher Veränderungen eignen. In den letzten Jahren wurde mit verschiedenen Methoden versucht, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen auf den Mineralbestand zu quantifizieren. Dazu wurde verwandt:

- a) Der historische Vergleich von Bodenproben bzw. Profilen aus Archiven gegenüber Proben, die an gleicher Stelle erneut entnommen wurden (FRANK UND GEBHARDT, 1990). In gleicher Weise läßt sich auch die Veränderung des Elementbestandes mit pedochemischen Methoden vergleichen.
- b) Ein Profilvergleich aktueller Proben (Mineralbestand oder Elementbestand) ist dann möglich, wenn die Veränderung nur einen Teil einer Landschaft (Nutzungsgradienten) erfaßt hat und davon ausgegangen werden kann, daß vor der Änderung gleiche Verhältnisse geherrscht haben (VERHOFF UND BRÜMMER, 1991).
- c) Die morphologische Methode versucht, durch die Veränderung begünstigte Mineralneubildungen oder geänderte Formen der Mineralzerstörung zu identifizieren.
- d) Durch Messung von Eh-, pH-Bedingungen und in Kenntnis von Gleichgewichtsreaktionen bestimmter wichtiger Prozesse läßt sich eine Veränderung des Gleichgewichtszustandes stöchiometrisch ableiten (FURRER, 1991).
- e) Kurzfristige Veränderungen lassen sich am besten aus Flüssebilanzen der betroffenen Bodenbereiche oder Ökosysteme erkennen. Auch hierbei ist ein Vergleich der langfristigen Verwitterungsbilanz mit den aktuellen Flußraten hilfreich.

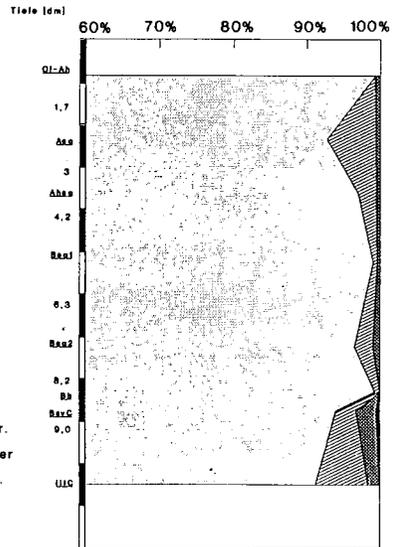
*) Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), D-7000 Stuttgart 70

Nur die Methoden a) - c) erlauben genauere Aussagen über Ort und tatsächlichen Verlauf der Verwitterungsprozesse (FEGER, BRAHMER, ZÖTTL, 1988). Für diese Untersuchung wurden zwei Profile ausgewählt: der Bändchen-Stagnogley, Schliffkopf 1 und der Humus-Eisen Podsol, Bärhalde. Bei beiden konnte in früheren Untersuchungen gezeigt werden, daß sie fast ausschließlich aus dem Liegenden entstanden sind und ihre Bodenentwicklung und ihr Mineralbestand bereits früher charakterisiert wurden (STAHR, 1973; KEILEN, 1978; STAHR, 1979). Die Profile wurden erstmalig im August 1969 bzw. Juni 1973 erneut von derselben Person im Mai 1992 in einem horizontalen Abstand von weniger als 3 m und dort, wo die Horizonte und Horizontgrenzen gleich wie ursprünglich ausgebildet waren. Sämtliche Analysen wurden an den Archivproben und an den neu gewonnenen Proben parallel und mit denselben Methoden durchgeführt. Ein Vergleich der pH-Werte (CaCl_2) zeigt, daß der bereits 1969 extrem saure Bändchen-Stagnogley nur noch wenig zusätzlich versauert ist (Oh/Ah 3,1/2,9; C 4,0/3,8), der Podsol, Bärhalde, dagegen stärker (Ahe 3,1/2,6; Cv 4,2/3,8). Die Versauerung und damit auch die Pufferleistung der Minerale ist auf die gesamten Profile verteilt, weshalb die Untersuchung alle Horizonte umfaßte.

Mineralauszählungen der Sandfraktionen beider Profile zeigten in allen Fraktionen einen generellen Trend der Zunahme von Quarz, der Abnahme von Gesteinsbruchstücken, sowie der Abnahme von Glimmern und Feldspäten (vgl. Abb. 1a und 1b). Im Profil Bärhalde kam es zu nicht plausiblen Veränderungen innerhalb der Feldspäte, wobei Plagioklase stark abnahmen und eine absolute Zunahme der Orthoklase festgestellt wurde. Aus diesem Grunde wurde für dieses Profil zunächst keine Mineralbilanz erstellt (GUDMUNDSSON UND STAHR, 1981). Im Profil Schliffkopf konnte dagegen in erster Näherung eine Mineralbilanz aufgemacht werden, da alle Veränderungen im Rahmen der erreichbaren Genauigkeit plausibel waren. Aufgrund der Feldspatgehalte im C-Horizont und vergleichbarer Gehalte in anderen C-Horizonten lassen sich $270 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ für die Ausgangssituation errechnen. 1969 betrug der Feldspatvorrat im Gesamtprofil nur noch $153 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, 1992 nahm er auf $121 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ab. Geht man vereinfachend davon aus, daß lediglich Kalium an der Säurepufferung beteiligt ist, so ergibt sich mit $0,42 \text{ kval} \cdot \text{m}^{-2}$ für die Zeit bis 1969 und $0,54 \text{ kval} \cdot \text{m}^{-2}$ bis 1992 jeweils ein plausibler Wert für die Entbasung bzw. Feldspatverwitterung ($\text{kval} \cdot \text{m}^{-2} = \text{kval} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Jahr}^{-1}$). Die Differenz von $0,14 \text{ kval} \cdot \text{m}^{-2}$ bedeutet aber eine Entbasung bzw. Säurepufferung von ca. $60 \text{ kval} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ für den Zeitraum 1969 bis 1992. Dieser Wert übersteigt alle bekannten Daten (FEGER, BRAHMER, ZÖTTL, 1992). Der Grund kann in der ungenauen Auszählung (± 3 Korn %) oder aber in der Tatsache, daß die Feldspäte unterschiedliche Kaliumgehalte enthalten können, begründet sein. Deshalb wurde für das gleiche Profil auch eine Kalium-Bilanz erstellt (vgl. Abb. 2a und 2b). Der Kaliumvorrat des Gesteins betrug $31 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$. 1969 waren noch $22,4$ und 1992 $20,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ zu finden. Dies bedeutet eine Säurepufferung durch Kaliumfreisetzung von $0,22 \text{ kval} \cdot \text{m}^{-2}$ bis 1969 und $0,27 \text{ kval} \cdot \text{m}^{-2}$ bis 1992. Der Unterschied von $0,05 \text{ kval} \cdot \text{m}^{-2}$ macht mit $22 \text{ kval} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ immer noch wesentlich mehr aus als erwartet werden kann.

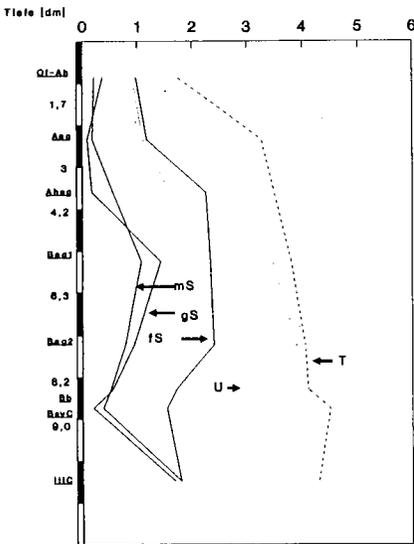


a) Archivprobe von 1969

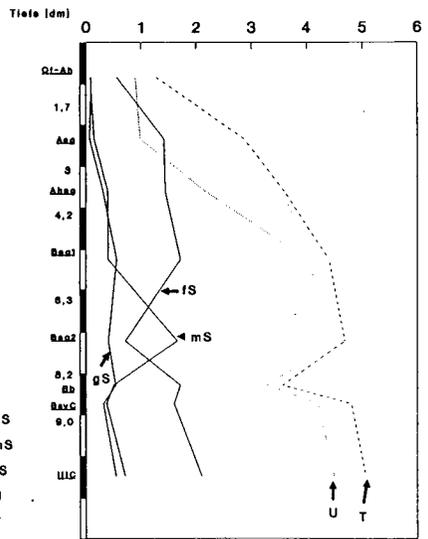


b) Probenahme 1992

Abb. 1: Mineralbestand (Korn %) der Mittelsandfraktion im Bändchen-Stagnogley (Schliffkopf 1)



a) Archivprobe von 1969



b) Probenahme 1992

Abb. 2: Tiefenfunktionen der Kalium-Gesamtelementgehalte der Kornfraktionen des Bändchen-Stagnogley (Schliffkopf 1)

Auch im Profil Bärhalde läßt sich mit Hilfe von Elementbilanzen die Säurepufferung für den Gesamtzeitraum der Bodenentwicklung gut abschätzen. Dabei ist anders als in den Buntsandstein-Gebieten hauptsächlich Natrium aus Plagioklasen die Puffersubstanz. Eine Gesamtbilanz des $1,5 \text{ t} \cdot \text{m}^{-2}$ schweren Profils ergibt Verluste von Natrium $40,7 \text{ kg} = 1,70 \text{ kval}$; Kalium $11,7 \text{ kg} = 0,30 \text{ kval}$; Magnesium $0,1 \text{ kg} = 0,004 \text{ kval}$; Kalzium $0,8 \text{ kg} = 0,02 \text{ kval}$. Insgesamt beträgt hier also die Säurepufferung durch Freisetzung von Alkalien und Erdalkalien $2,0 \text{ kval} \cdot \text{m}^{-2}$ bzw. $\text{kval} \cdot \text{ha}^{-1}$ und Jahr^{-1} . Dieser Wert ist wiederum für die Gesamtbilanz plausibel und deckt sich mit Ergebnissen an anderen Profilen aus dem gleichen Gebiet.

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, daß die Verwitterung während des Holozäns mit quantitativer Mineralanalyse wie durch pedochemische Bilanzen mit genügender Genauigkeit bestimmt werden kann. Eine Bestimmung über kurze Zeiträume von ca. 20 Jahren ist nur dann möglich, wenn durch Mehrfachprobennahme und Einbeziehen höherer Kornzahlen sowohl der Fehler der Einzelanalyse erfaßt als auch verringert werden kann. Es ist also zu erwarten, daß mit entsprechendem Analysenaufwand aktuelle Verwitterungsraten aus Messungen an Bodenprofilen abgeleitet werden können.

Literatur

- FEGER, K.H., BRAHMER, G. & ZÖTTL, H.W. (1988): Chemische Veränderungen des Niederschlagswassers auf seinem Weg durch zwei Einzugsgebiete im Schwarzwald. Wasser und Boden 40, S. 574-580.
- FEGER, K.H., BRAHMER, G. & ZÖTTL, H.W. (1992): Projekt ARINUS: VI. Stickstoffumsatz und Auswirkungen der experimentellen Ammonsulfatgabe. KfK/PEF-Berichte 94, S. 199-211.
- FRANK, U. & GEBHARDT, H. (1990): Weathering of Silicates and Destruction of Clay Minerals a Consequens of Severe Soil Acidification in Selected Forest Locations of Northern Germany. 14th International Congress of Soil Science, Vol. VII, p. 60-65 Kyoto, Japan.
- FURRER, G. (1991): Theorie der Bodenversauerung: Das Zusammenspiel verschiedener Ursachen. Bulletin der Bodenkl. Gesellsch. der Schweiz 15, S. 5-18.
- GUDMUNDSSON, TH. & STAHR, K. (1981): Mineralogical and geochemical alteration of the Podsol Bärhalde. Catena 8, S. 49-69.
- KEILEN, K. (1978): Spurenelementverteilung und Bodenentwicklung im Bärhadegranitgebiet (Südschwarzwald). Freiburger Bodenkd. Abh. 8, S. 278.
- STAHR, K. (1973): Die Stellung der Böden mit Fe-Bändchen-Horizont (thin-iron-pan) in der Bodengesellschaft der nördlichen Schwarzwaldberge. Arb. Inst. Geol. Paläont. Uni. Stuttgart 69, S. 85-183.
- STAHR, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkd. Abh. 9, S. 273.
- VERHOFF, M. & G. W. BRÜMMER (1991): Mineralogische und chemische Charakterisierung von Abbauprodukten der Silicatverwitterung unter stark sauren Bedingungen. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66, II, S. 1123 - 1126.

Kristalline Überzüge aus Calciumphosphaten auf Aggregatflächen einer Mullrendzina

von

R. Tippkötter *)

EINLEITUNG

Mullrendzinen besitzen in der Regel einen hohen Anteil an Calcium und Phosphor in der Lösungsphase. Quelle für das Calcium ist das Ausgangssubstrat, für den Phosphor der häufig hohe Anteil an organischer Substanz. Auf den Oberflächen der Aggregate einer Mullrendzina wurden kristalline (Abb. 1) und amorphe (Abb. 2) Beläge gefunden, die Calcium und Phosphor enthalten. Es wird der Frage nachgegangen, welcher Art die kristalline Phase der Calciumphosphatbeläge ist.

MATERIAL UND METHODEN

Aus einem Ah-Horizont einer Mullrendzina (Hildesheimer Wald; $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 7.1, Org. C 9.9%, Basensättigung 98.2%) wurden ungestörte Bodenproben (6x6x9cm) entnommen, die mit einer aufsteigenden Aceton:Wasser-Reihe dehydriert, mit Kunstharz imprägniert und von denen Dünnschliffe (20 μm) hergestellt wurden. Die Bodenproben wurden vor der Dünnschliffpräparation mit einem Fluorchrom (Sigma, FB 28) angefärbt.

Von abgedeckten Dünnschliffen wurden im Rasterelektronenmikroskop (Cambridge Mark IIa) Elementverteilungsbilder mit einer wellenlängendispersiven Mikrosonde (Microspec) hergestellt.

Röntgenographische Untersuchungen (Stoe Stadi P mit ortsempfindlichem Detektor; 15 min. Co-Transmissionsmessung, Guinier-Methode *) wurden an abgedeckten Dünnschliffen und an Pulverproben durchgeführt.

*) Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover

ERGEBNISSE

Die amorphen Beläge der Aggregate aus der Mullrendzina zeigen einen Ca-Gehalt von ca. 5%. Phosphor ist mit etwa 3% vertreten (Abb. 3).

Die kristallinen Formen der Calciumphosphate (Abb. 1, 5), die oft faserige Aggregate bilden oder in Schichten auf den Aggregaten liegen, besitzen eine Größe von etwa 5×50 bis $10 \times 100 \mu\text{m}$. Ihr Calciumgehalt liegt bei ca. 40%, der des Phosphors bei etwa 20%. Al, F, Si, Pb, Mg und Fe wurden nicht gefunden. Die Minerale zeigen einen negativen optischen Charakter. Der Brechungsindex liegt bei etwa 1.65. Beides deutet auf apatitähnliche Formen hin.

Die röntgenographische Untersuchung der Dünnschliffe führte zu keinem verwertbaren Ergebnis. Für eine endgültige Zuordnung der beschriebenen Minerale wäre eine Elektronenbeugung nötig. Hierfür sind jedoch die Dünnschliffe zu dick.

Röntgenographische Transmissionsmessungen am Feinboden (Abb. 4) lassen jedoch den Schluß zu, daß es sich bei den kristallinen Formen möglicherweise um Calciummetaphosphat [$\text{Ca}(\text{PO}_3)_2$] der Gammaphase handeln könnte, das bei McIntosh und Jablonski (Anal. Chem., 28, 1424-27, 1956) mit folgenden Standard-Werten angegeben wird: 3.49 \AA_{100} , 2.76 \AA_{65} , 4.76 \AA_{45} . Die eigenen Messungen zeigen leicht veränderte Intensitäten: 3.49 \AA_{100} , 2.76 \AA_{50} , 4.76 \AA_{40} (geschätzt). Für Apatit, Hydroxylapatit, Calciumhydrogenphosphate und Octacalciumphosphat liegen keine röntgenographischen Nachweise vor.

Die mikromorphologischen Untersuchungen am Lichtmikroskop ergaben einen Massenanteil des kristallinen Calciumphosphats von weniger als 5%. Demzufolge ist die absolute Intensität der Röntgenreflexe nicht besonders hoch. Die Peaks können jedoch aufgrund des günstigen Verhältnisses des Signals zum Untergrundrauschen als gesichert angesehen werden.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die relativ hohen Ca- und P-Konzentrationen führen in der untersuchten Mullrendzina zu möglicherweise edaphisch verursachten jungen Calciumphosphatbelägen auf Aggregatoberflächen. Entweder aus diesen Belägen oder aus der Lösungsphase des Bodens entstehen nadelförmige, kristalline Calciumphosphate, die kristallographisch nicht endgültig zugeordnet werden können und im Boden möglicherweise eine Zwischenstufe zum Apatit oder

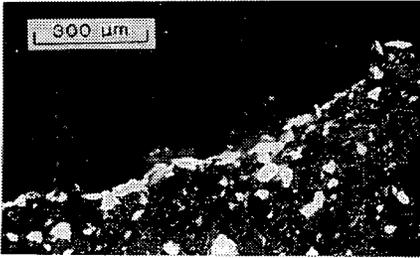


Abb. 1 Kristalliner Calciumphosphatbelag auf einem Aggregat

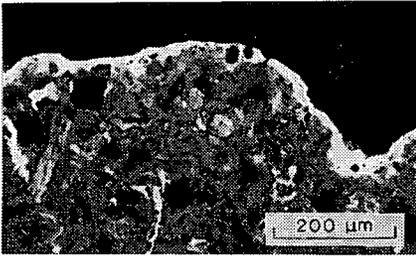
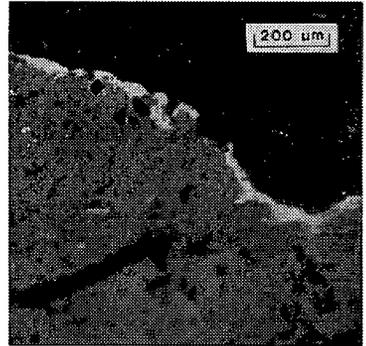


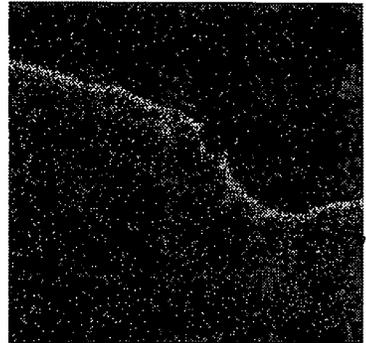
Abb. 2 Amorpher Calciumphosphatbelag auf einem Aggregat

anderen Calciumphosphaten darstellen. Durch ihre Anordnung auf den Aggregaten tragen diese Minerale oft auch zum Schutz dieser Strukturelemente bei.

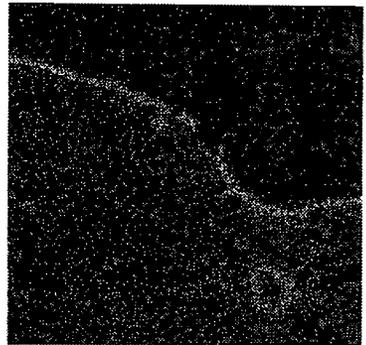
*) Der Autor dankt Prof. Graf v. Reichenbach und Dipl.-Min. J.Beyer für ihre freundliche Unterstützung.



a



b



c

Abb. 3 Amorpher Calciumphosphatbelag: a) fluoreszenzmikroskopische Darstellung nach Anfärbung mit Sigma FB 28, b) Phosphorverteilung (WDX), c) Calciumverteilung (WDX).

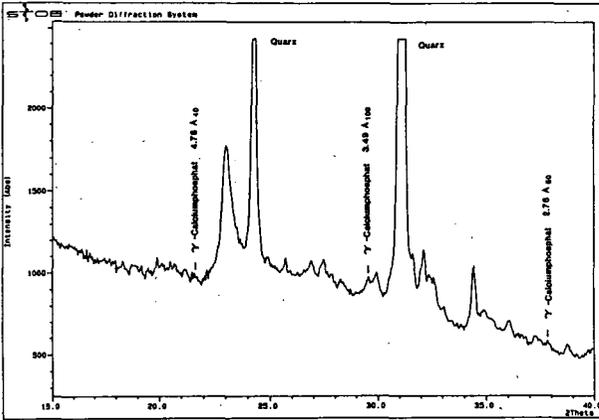
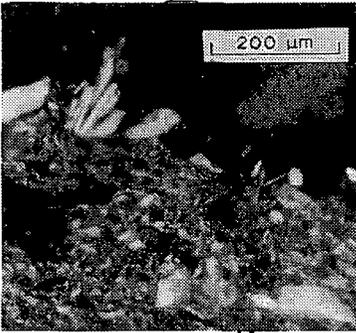
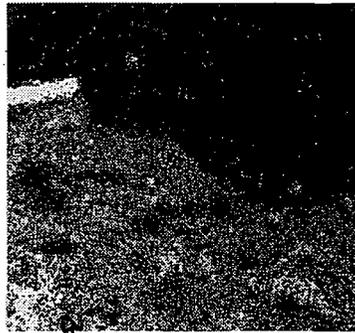


Abb. 4 Röntgendiagramm des Feinbodens der Mullrendzina



a



b



c



d

Abb. 5 Kristalline Calciumphosphate auf Aggregatoberflächen: a) fluoreszenzmikroskopische Darstellung nach Anfärbung mit Sigma FB 28, b) Phosphorverteilung (WDX), c) Calciumverteilung (WDX), d) Siliziumverteilung (WDX).

Zur Beteiligung wasserlöslicher organischer Substanzen an der Mineralverwitterung

von Eva Tolksdorf-Lienemann *)

Zusammenfassung:

Bei der Untersuchung des Tonmineralbestandes stark saurer Waldböden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands konnten für Vermiculite und nach NaOH-Behandlung rekonstruierbare sekundäre Chlorite Unterschiede im Aufweitverhalten festgestellt werden, die in Zusammenhang mit ihrer Entstehung unter Beteiligung organischer Substanzen gestellt werden.

Einleitung und Problemstellung:

Nach HATTON et al (1987), SCHWERTMANN u. MURAD (1990), ROSS et al. (1990) ist die Mineralentwicklungreihe Glimmer-Vermiculit podsoltypisch und führt zu Vermiculiten tetraedrischer Ladungskonzentration.

Die Bildung sekundärer Chlorite ist nach TRIBUTH (1976) Prozess sukzessiver natürlicher Versauerung. Weitergehende extreme anthropogene Versauerung führt zur Wiederauflösung fixierter Zwischenschicht-Al-Hydroxy-Polymere und dem Auftreten von Vermiculiten bzw. sog.

'Übergangsmekrite'. (GJEMS 1970, KAPOOR 1973, OLSSON u. MELKERUD 1989) Smekite aus Glimmern sind durch ihr Aufweitverhalten eindeutig charakterisiert. (ROBERT 1972) VICENTE et al. (1977) unterscheiden durch Zuckersäuren entstandene Smekite anhand ihres spezifischen Aufweitverhaltens von Mineralen anderer Genese. Darüberhinaus ist die Wechselwirkung zwischen organischer und mineralischer Bodenkomponente im Hinblick auf eine spezifische Verwitterungswirkung wenig untersucht.

In der vorliegenden Untersuchung soll der Frage nachgegangen werden, in wie weit Unterschiede im Aufweitverhalten von Vermiculiten und sekundären Chloriten mit natronlauglöslichem Zwischenschicht-Al-Hydroxy-Polymeren saurer Waldböden aus pleistozänen Sedimenten mit dem Einfluß wasserlöslicher organischer Substanzen parallelisiert werden können.

Materialien und Methoden:

In die Untersuchung einbezogen waren 14 stark saure Waldböden, typische Podsole und saure Braunerden, aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands. Zur Untersuchung kamen Mischproben aller im Gelände nach BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG (1982) angesprochenen Horizonte.

Laboruntersuchungen:

Die pH-Bestimmung erfolgte elektrometrisch nach Dispergierung in A.dest. und 0,02n CaCl₂-Lösung im Verhältnis 1:2,5 nach Gleichgewichtseinstellung.

Die Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung erfolgte nach Dispergierung mit Natriumpolyphosphat präparativ nach ATTERBERG.

Die röntgenographische Untersuchung der Tonfraktion wurde im K-H₂O, Ca-H₂O-System und nach Ethylen-Glykolbehandlung an Tonproben vor und nach Natronlaugebehandlung nach HASHIMOTO u. JACKSON (1960) durchgeführt.

Die wasserlösliche organische Substanz wurde durch Ausschütteln über Nacht (16 h) im Verhältnis Boden/A.dest. 1:2,5 extrahiert und durch Vakuumtrocknung eingengt.

Die Bestimmung der C-Gehalte erfolgte am Trockenrückstand im C/N-Analyser.

Die Charakterisierung der organischen Substanzen erfolgte durch NMR-Spektroskopie in D₂O.

*) Kummerkamp 107, 2900 Oldenburg

Ergebnisse:

Die Ergebnisse werden exemplarisch dargestellt an einem typischen Eisenhumuspodsol und einer sauren Braunerde. (Tk 1:25000 3419 Uchte ³²98820 ³²28080, Tk 1:25000 3111 Sögel ³⁴04280 ³⁸59270) .

In Braunerden sind bei pH-Werten von über 4 Al-Chlorite stabile Mineralentwicklungsformen mit Basisabständen von bis zu 1,43 nm. (s. Abb.1) Natronlauge-Behandlung löst das Zwischenschicht-Al und führt zu rekontrahierbaren Al-Chloriten. Ethylen-Glykol-Behandlung zeigt, daß in Ah-Horizonten mit hohen Gehalten wasserlöslichem Kohlenstoff neben Vermiculiten Minerale smektitischen Charakters, in Bv-Horizonten und Ausgangsmaterial ausschließlich Vermiculite bzw. aus diesen entstandene sekundäre Chlorite auftreten. (s. Tab.1)

In Podsolen ist in den Horizonten eine differenzierte Mineralentwicklung nachzuweisen. In A-Horizonten bei pH-Werten von 3,5 fehlen Al-Chlorite, in Ae- und Bh-Horizonten treten nach Natronlauge-Behandlung rekontrahierbare Al-Chlorite auf. Nach dem Aufweitverhalten in Ethylen-Glykol sind die Vermiculite und 'regressiven' Al-Chlorite der A-Horizonte eindeutig als Smektiten zu charakterisieren. In Bh-Horizonten treten Mineralentwicklungsformen von vermiculitischem bis smektitischen Charakter auf. (s. Abb.2, Tab.1) In Bhs- und C-Horizonten sind Vermiculite bzw. Al-Chlorite stabile Mineralzustandsformen. (s. Tab.1)

Übereinstimmend konnten in Horizonten mit 'Übergangsmektiten' vergleichbar höhere Gehalte wasserlöslichen Kohlenstoffs bestimmt werden. (s. Tab.1.)

Die wasserlöslichen organischen Substanzen wurden durch NMR-Spektroskopie als Neutralzucker bestimmt. Ein Charakteristikum von Podsol-A-Horizonten bildet die Dominanz furanoider Zucker. In Braunerden und Podsol-Bh-Horizonten sind Pyranosen verhältnismäßig stärker vertreten. (s. Abb.3)

Diskussion:

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß 'Übergangsmektite' kombiniert mit C-H₂O-Gehalten und furanoiden Zuckern auftreten.

Die Dominanz furanoider Zucker ist nach ANGYAL (1971) eindeutig als interdependent mit der Komplexierung von Metallkationen zu bezeichnen. Eine Erhöhung der Metallkationenkonzentration bewirkt eine Verschiebung des Lösungsgleichgewichtes komplexierungsfähiger Zucker mit axial-äquatorial-axialen OH-Gruppen von Pyranosen zu Furanosen. Ebenso charakteristisch wie die Dominanz von Furanosen in Podsol-A-Horizonten konnte in Verbindung mit wasserlöslichem organischen Kohlenstoff eine selektive Desorption von Aluminium zugunsten von H⁺ festgestellt werden. (TOLKSDORF-LIENEMANN 1992)

Von der durch die Dominanz der Furanosen angezeigte Komplexierung von Metallkationen (Al), ist demnach eine katalytische Wirkung auf die Mineralverwitterung durch Protonisierung zu folgern. Ob die Komplexierung von Metallkationen durch Furanosen auch innersilikatisch erfolgt, ist nach den vorliegenden Ergebnissen nicht zu beurteilen.

VICENTE et al. (1977) konnten mit in-vitro-Versuchen den Beweis antreten, daß wasserlösliche organische Verbindungen eine spezifische Mineralentwicklung zu Vermiculit - 'Übergangsmektit' bewirken. Als wesentlicher Mechanismus der Transformation wird eine direkte Säurewirkung angenommen. Aus den vorliegenden Untersuchungsergebnissen wird demgegenüber eine durch Komplexierung induzierte Säurewirkung abgeleitet.

Schlußfolgerung:

Für die Mineralverwitterung in stark sauren Waldböden Nordwestdeutschlands (vor allem Podsolen) wird eine Beteiligung wasserlöslicher komplexierender Zucker postuliert, die durch induzierte Säureverwitterung die Entwicklungsreihe Vermiculit - 'Übergangsmektit' begünstigt. Ob eine innersilikatische Komplexierung Bestandteil der Transformation ist, ist durch weitere Untersuchungen zu prüfen.

Literatur:

- ANGYAL, S.J. (1973): Complexes of Sugars with Cations. Advances in Chemistry Series 117, 106 - 120
- Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe u. Geologische Landesämter i.d. Bundesrep. Deutschland (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover
- CHESHIRE, M.V. (1979): Nature and Origin of Carbohydrates in Soils. London, New York, Toronto, Sidney, San Francisco.

-FRANK, U. u. GEBHARDT, H. (1989): Mineralverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung als Folge starker Bodenversauerung auf ausgewählten Waldstandorten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/II, 1163 - 1168

-GJEMS, O.(1970): Mineralogical Composition and Pedogenic Weathering of the Clay Fraction in Podzol Soil Profiles in Zalesine, Yugoslavia. *Soil Science* 110, 237 - 243.

-HASHIMOTO, I. u. JACKSON, M.L. (1960): Rapid Dissolution of Allophanes and Kaolinite-Halloysite after Dehydration. *Clay and Clay Minerals* 7.

-HATTON, A., RANGER, J., ROBERT, M., NYS, C. u. BONNAUD, P.: Weathering of a mica introduced into four acidic forest soils. *Journal of Soil Science*, 1987, 38, 179 - 190.

-KAPOOR, B.S. (1973): The Formation of 2:1 - 2:2 Intergrade Clays in some Norwegian Podzols. *Clay Minerals* 10, 79 - 86.

-OLSSON, M. u. MELKERUD, P.-A. (1989): Chemical and Mineralogical Changes during Genesis of a Podzol from Till in Southern Sweden. *Geoderma* 45, 267 - 287.

-ROBERT, M. (1973): The experimental Transformation of Mica toward Smectit: Relative Importance of total Charge and tetrahedral Substitution. *Clays and Clay Minerals* 21, 167 - 174.

-ROSS, G.J., WANG, C.u. KODAMA, H. (1990): Mineralogy of Spodosols. In: KIMBLE, J.M. u. YECK, R.D.: *Proceedings of the fifth International Soil Correlation Meeting (ISCOM) Characterization, Classification, and Utilization of Spodosols.* Maine, Massachusetts, New Hampshire, New York, Vermont, and New Brunswick. 289 - 302.

-SCHWERTMANN, U. u. MURAD, E. (1990): Forms and Translocation of Iron in Podzolised Soils. In: KIMBLE, J.M. u. YECK, R.D.: *Proceedings of the fifth International Soil Correlation Meeting (ISCOM) Characterization, Classification, and Utilization of Spodosols.* Maine, Massachusetts, New Hampshire, New York, Vermont, and New Brunswick. 319 - 341.

-TOLKSDORF-LIENEMANN, E. (1992): *Genese und Klassifizierung von Podsolen im Nordwestdeutschen Flachland.* Dissertation Universität Oldenburg.

-TRIBUTH, H. (1976): *Die Umwandlung der glimmerartigen Schichtsilikate zu aufweitbaren Dreischicht-Tonmineralen.* Z. Pflanzenern. Bodenk., 7 - 25.

-VICENTE, M.A., RAZZAGHE, M. u. ROBERT, M. (1977): Formation of Aluminium Hydroxy Vermiculite (Intergrade) and Smectite from Mica under acidic Conditions. *Clay Minerals* 12, 101 - 112.

-Wada, K., KAKUTO, Y. u. FUKUHARA, K. (1987): "Chloritized" Vermiculite and Smectite in some Inceptisols and Spodosols. *Soil Sci. Plant Nutr.* 33, 317 - 326.

Abbildungen
und Tabellen:

Tab. 1:
Aufweitverhalten von Vermiculiten und 'regressiven' Al-Chloriten
(nm), pH(H₂O)-Werte und wasserlösliche C-Gehalte (mg/kg Boden).

	Hor.	T _{Ca}	T _K	T _{NaOHca}	T _{NaOHk}	T _{Eth.}	pH _{H2O}	C _{H2O}
Braunerde								
	Ah	1,40	1,31-0,99	1,43	1,43-0,99	1,70-1,43	4,11	205,4
	Bv	1,43	1,40-1,00	1,43	0,99	1,52-1,43	4,33	63,2
	Bv	1,40	1,39-0,99	1,45	0,99	1,43	4,32	39,3
	IISW	1,43	1,38-0,99	1,48	0,99	1,43	4,15	24,2
Podsol								
	Ah	1,47	1,26-1,00	1,50	1,26-1,00	1,80	3,52	149,7
	Ahe	1,38	1,32-0,99	1,50	1,23-0,99	1,73	3,86	121,9
	Bh	1,43	1,43-1,06	1,50	1,38-1,00	1,70-1,45	3,82	133,5
	Bhs	1,41	1,41-1,00	1,47	1,42	1,41	4,04	39,0
	Bhb	1,40	1,41-1,00	1,43	1,43	1,43	4,30	28,5
	Cv	1,43	1,40-0,99	1,48	1,40	1,43	4,40	19,5

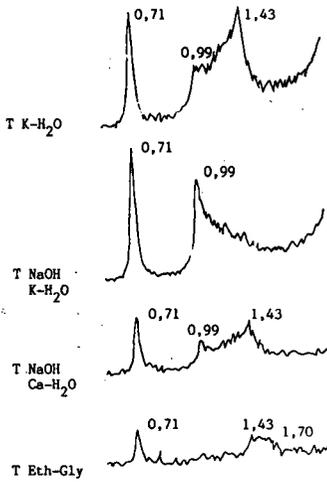


Abb. 1.: Basisabstände von Vermiculiten, 'regressiven' Al-Chloriten und 'Übergangsmektiten' des Ah-Horizontes einer sauren Pseudogleybraunerde

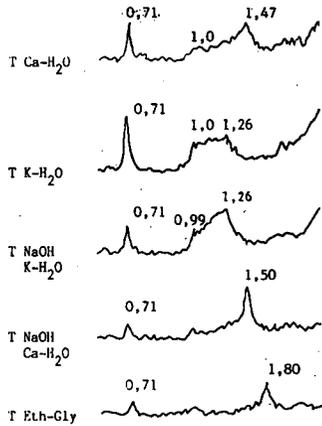
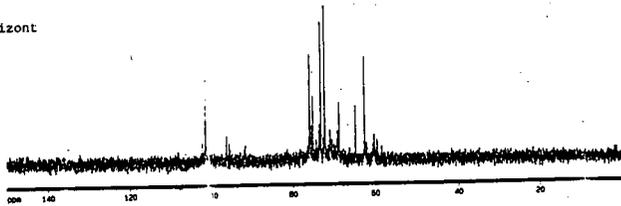


Abb. 2: Basisabstände von Vermiculiten, 'regressiven' Al-Chloriten und 'Übergangsmektiten' des Ah-Horizontes eines Eisenhumuspodsols

Ahe-Horizont



Bh-Horizont

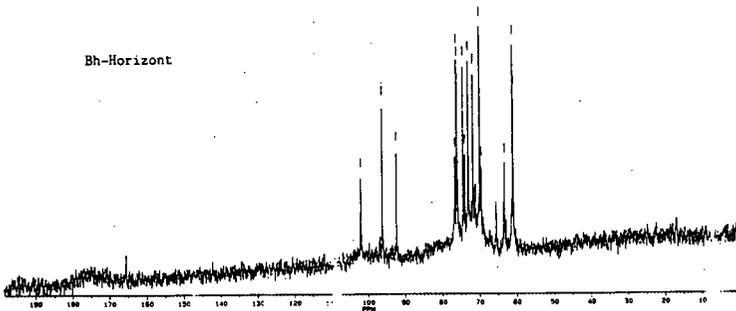


Abb. 3: C-NMR -Spektren der was erlöslichen organischen Substanz des Ahe- und Bh-Horizontes eines Eisenhumuspodsols

Kationenaustausch in künstlich ölkontaminierten Bodenmaterialien

von

A. Wagner und G. Miehlich¹

Im Rahmen des 1989 eingerichteten Sonderforschungsbereichs 188 "Reinigung kontaminierter Böden" werden die Veränderungen bodenchemischer Eigenschaften durch Ölverunreinigung und -dekontamination untersucht. Ein Schwerpunkt der Arbeiten liegt auf der Bestimmung des Einflusses von Öl auf die Nährstoff-Verfügbarkeit im Boden.

Ausgehend von der Annahme, daß durch Ölkontamination im Boden die Benetzbarkeit der Feststoffoberflächen und deren Ladungsverhältnisse verändert werden, ist zu erwarten, daß damit der Austausch von Bioelementen zwischen den Austauschern (Tonminerale, Oxide, Huminstoffe) und der Bodenlösung in Abhängigkeit von Intensität und Art der Ölkontamination sowie den abiotischen und biotischen Bodenmerkmalen behindert wird.

Material und Methode

In Perkolationsversuchen wurde der Kationenaustausch von künstlich ölkontaminierten Bodenmaterialien untersucht. Dazu wurden unterschiedlich zusammengesetzte Bodenmaterialien (lufttrocken, 2mm gesiebt) mit steigenden Gehalten eines Modell- und eines Schmieröls versetzt, als Normpackung in einen Stechzylinder (250 cm³) der Perkolationsapparatur eingebaut und mit einer Austauschlösung (1 M NH₄NO₃-Lösung) perkoliert. Die in mehreren Fraktionen aufgefangenen Perkolate wurden auf die ausgetauschten Kationen Ca, Mg, K, Na und Al hin untersucht. Um die steuernden Faktoren zu erfassen, wurden einzelne Bodenfraktionen (Lagerstätten-Tonminerale, Ferrihydrit, org. Substanz) eingesetzt.

Bodenmaterialien (zu unterstrichenen Materialien werden Ergebnisse vorgestellt)

--> Unterschiede in Körnung und im Gehalt an Austauscherfraktionen

- Ah-Horizont einer Parabraunerde (schwach lehmiger Sand, 6 % Ton, 1,1 % C_{org.})
- Bt-Horizont einer Parabraunerde (stark lehmiger Sand, 16 % Ton, 0,1 % C_{org.})
- Klei-Mischmaterial einer Kleimarsch (schwach schluffiger Ton, 56 % Ton, 2,3 % C_{org.})
- Klei/Torf-M. einer Kleimarsch ü. Niedermoor (schluffig toniger Lehm, 35 % Ton, 11 % C_{org.})

Bodeneinzelkomponenten

- Lagerstätten-Tonminerale (Ca-Bentonit, Illit, Kaolin)
- org. Substanz (Oh-Material einer Rohhumus-Auflage, Bunkerde)
- Eisenoxid (Ferrihydrit)

¹ Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde, Allende-Platz 2, 2 Hamburg 13

Öl-Kontaminanten: --> Unterschiede in Zusammensetzung und physik. Eigenschaften

- Modellöl aus 8 Komponenten (n-/iso-/bi-cyclo-Alkane, PAK's)
- Schmieröl (Motorschmieröl, v.a. hochsiedende Substanzen)
- Dieselöl

Ergebnisse

Für die Untersuchungen mit den Bodenmaterialien und den Bodeneinzelkomponenten werden die Ergebnisse für den Calcium-Austausch dargestellt. Der Austausch weiterer Kationen wird am Beispiel des Ah-Materials gezeigt. Die %-Angaben der Kontaminationsstufen sind gewichtsbezogen.

Der Verlauf der Kurven der unkontaminierten Varianten zeigt, daß der größte Teil des Austausches relativ rasch, innerhalb des ersten 0,5 Liter erfolgt. Entsprechend erfolgte eine Aufteilung in kleinere Perkolatfraktionen. Bei einer Kontamination des Ah-Materials mit Modellöl ist der Austausch durch 1% bzw. 3% Öl leicht vermindert, bei einer 10% Kontamination deutlich herabgesetzt. Diese Effekte werden durch eine Schmieröl-Kontamination verstärkt. Bei 1% Öl entspricht die Calciummenge nach vollständigem Austausch zwar der der Nullvariante, der Austausch ist aber bereits verzögert. Ab 3% über 6% zu 10% Schmieröl ist eine kontinuierlich verstärkte Behinderung des Ca-Austausches festzustellen. Die Calciummenge der 10% Variante entspricht nur noch 5% der Menge der unkontaminierten Probe (s. Abbildung 1a+b).

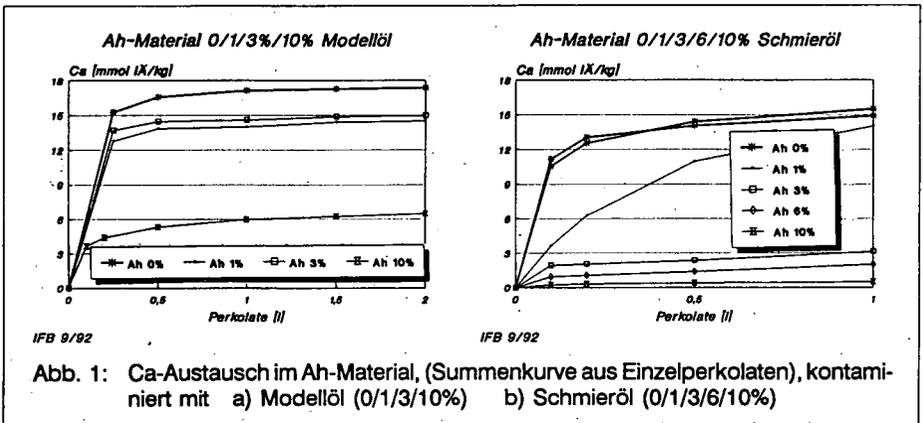


Abb. 1: Ca-Austausch im Ah-Material, (Summenkurve aus Einzelperkolaten), kontaminiert mit a) Modellöl (0/1/3/10%) b) Schmieröl (0/1/3/6/10%)

Bei den Versuchen mit Material des Bt-Horizonts, indem nahezu ausschließlich die Tonminerale die Austauscher-Fraktion stellen, fand der Kationenaustausch bei einer Modellöl-Kontamination von 10% noch ungehindert statt. Er war hingegen bei einer Schmieröl-Kontamination, wie beim Ah-Material, stark herabgesetzt (s. Abbildung 2).

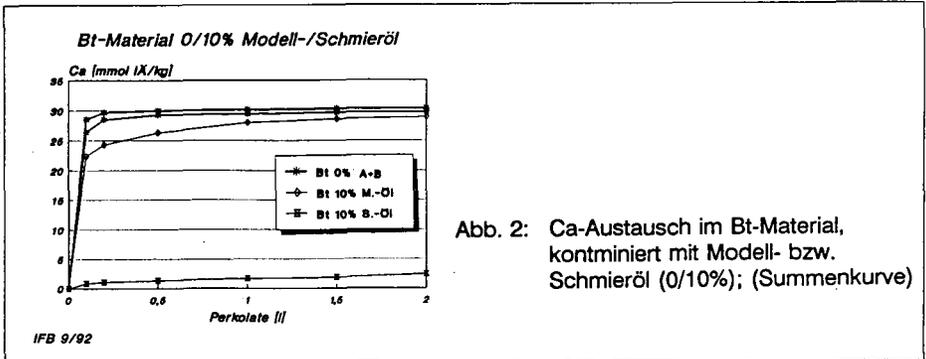


Abb. 2: Ca-Austausch im Bt-Material, kontaminiert mit Modell- bzw. Schmieröl (0/10%); (Summenkurve)

Die Präparation der Bodenmaterialien und deren Feuchtgewichte nach der Perkolation zeigen, daß bei einer Schmieröl-Kontamination ab 3% praktisch keine Durchfeuchtung der 2 mm Aggregate mit der Austauschlösung stattfindet. Diese läuft an den äußeren Oberflächen der Aggregate ab. Damit liegt die Hauptursache der Verminderung des Kationenaustausches durch Schmieröl in der Blockierung der inneren Oberflächen der gesiebten Aggregate bzw. in der Herabsetzung der Zutrittsmöglichkeit der Austauschlösung. Beim Modellöl findet eine Durchfeuchtung des eingesetzten Materials statt, dementsprechend kann hier die Behinderung des Kationenaustausches auf eine partielle Belegung innerer und äußerer Aggregatoberflächen zurückgeführt werden. Die Hauptursache für das unterschiedliche Verteilungsverhalten der Öle und damit die verschiedenen Blockierungsmechanismen ist vor allem in der differierenden Viskosität der Öle begründet. Das Schmieröl ist sehr viel viskoser als das Modellöl. Neben der Eigenschaft der Ölkontaminanten ist offensichtlich der Anteil der verschiedenen Austauscher in den Bodenmaterialien von Bedeutung, wobei insbesondere die aufgetretenen Modellöl-Effekte zeigen, daß der organischen Substanz eine wichtige Rolle zukommt.

Die Ergebnisse wurden anhand von eingesetzten Bodeneinzelkomponenten überprüft. Bei den Versuchen mit Bentonit wurden die bereits beim Bt-Material festgestellten Öleffekte bestätigt. Das Modellöl hatte keine, das Schmieröl dagegen deutlich abschwächende Wirkung auf den Kationenaustausch (s. Abbildung 3a). Die prozentuale Verringerung der ausgetauschten Kationenmengen durch das Schmieröl war jedoch beim Bentonit weniger weitreichend als beim Bt-Material. Aufgrund der größeren Oberfläche des Lagerstättentons wird hier ein höherer Anteil nicht ölbelegter Flächen vorliegen. Das Ausmaß des Öleinflusses wird demzufolge auch durch das Verhältnis Ölmenge und spezifische Oberfläche bestimmt.

Mit organischem Material (Bunkerde) konnte die beim Ah-Material erkennbare Tendenz, daß die Verminderung des Kationenaustausches besonders an der organischen Substanz ansetzt, verdeutlicht werden. Sowohl das mit Modellöl als auch das mit Schmieröl kontaminierte Material zeigte deutlich geringere Austauschraten als die Null-Varianten (s. Abbildung 3b), wobei die Wirkung der Öle in etwa gleich groß war. Bei beiden ölkontaminierten Varianten traten Benetzungswiderstände, dh. eine direkte Blockierung der Oberflächen gegen-

der Oberflächen gegenüber der Austauschlösung, auf. Dies wird durch die Beschaffenheit des stark sauren organischen Materials bedingt und weist darauf hin, daß auch die Materialeigenschaft eine wichtige Einflußgröße ist.

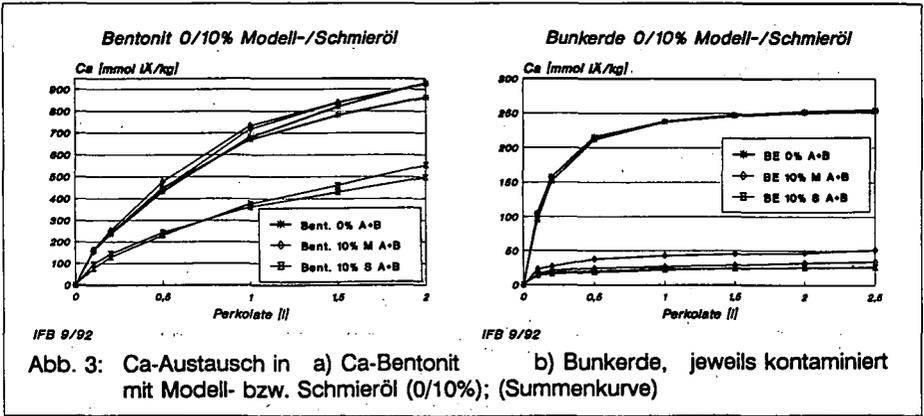
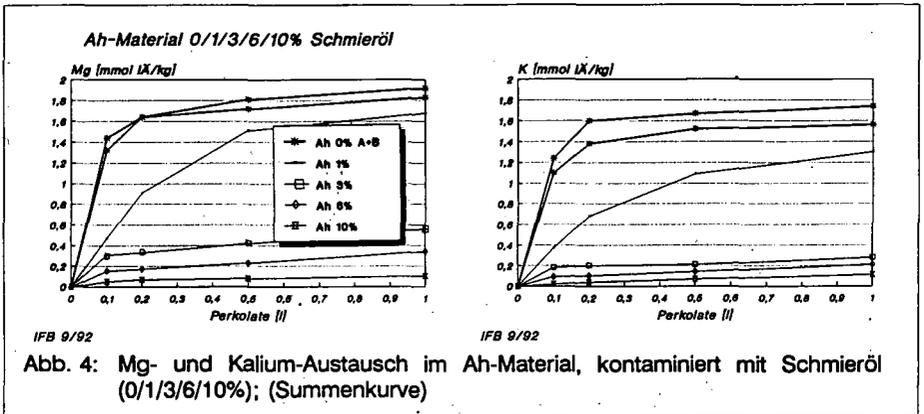


Abbildung 4 zeigt das Austauschverhalten weiterer Kationen für das Ah-Material bei einer Schmieröl-Kontamination. Beim Magnesium- und Kaliumaustausch ist gegenüber dem Calcium-Austausch (s. Abbildung 1b) keine Abhängigkeit des Öleinflusses von Wertigkeit- bzw. Austauschstärke der Kationen erkennbar.



Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß Ölkontaminationen in Abhängigkeit von Art und Höhe der Kontamination zu verringerten Kationenaustauschraten im Boden führen, die durch verschiedene Zugänglichkeiten der Oberflächen verursacht werden. Dabei bestehen deutliche Unterschiede, je nach vorherrschender Austauscherfraktion. Die verschiedenen Einflußfaktoren verstärken sich, sind z.T. aber auch gegenläufig. Weitere Arbeiten zur Aufklärung dieser Vorgänge sind notwendig.

Oberflächen- und Größenverteilungen in Böden

Q. Wu¹, M. Borkovec¹, G. Degovics², P. Laggner², H. Sticher¹

Größenverteilungen in verschiedenen Böden (siehe Tabelle 1) sind mit komplementären Methoden bestimmt worden. Eine typische Teilchendichte ist in Fig. 1 als Funktion des Teilchenradius dargestellt. Die Teilchendichte ist proportional zur Ableitung der Anzahl Teilchen $N(r)$ pro Volumen des Bodenkörpers, die grösser als ein gegebener Radius r sind,

$$n(r) = -\frac{dN(r)}{dr} \propto r^{-D-1}. \quad (1)$$

Die letzte Proportionalität definiert die fraktale Dimension der Fragmentierung D . In Fig. 1 kann man deutlich solches Skalierungsverhalten über mehrere Größenordnungen erkennen. Die für vier verschiedene Böden experimentell bestimmten fraktalen Dimensionen der Fragmentierung D sind in der Tabelle 2 zusammengestellt. In allen Fällen ist $D = 2.8 \pm 0.1$ beobachtet worden.¹

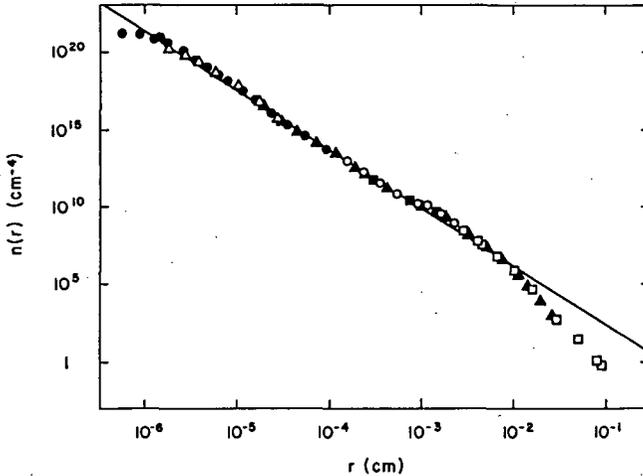
Abweichungen vom Skalierungsverhalten können bei kleinen wie auch grossen Teilchenradien festgestellt werden. Bei Teilchenradien, die kleiner als ein typischer unterer kritischer Radius r_1 , mit Werten von 10 – 100 nm flächt die Teilchenverteilung aus. Dies ermöglicht, dass die Teilchenzahl pro Volumen endlich bleibt. Die gemessenen Verteilungen lassen auf typische Teilchenzahlen von $10^{17} - 10^{19} \text{cm}^{-3}$ schliessen. Bei Teilchenradien, die grösser als ein oberer kritischer Radius r_2 sind, fällt die Teilchenverteilung viel stärker als das Potenzgesetz Gl. (1) ab. Dies hat zur Folge, dass die Massendichte ($\propto r^3 n(r)$) integrierbar bleibt. Die Position des oberen kritischen Radius variiert zwischen 10 μm und 5000 μm und hängt kritisch von Bodentyp ab.¹

Tabelle 1. Kenngrößen der verwendeten Böden.

Boden	<i>Buchberg</i>	<i>Alpthal</i>	<i>Mattenweg</i>	<i>Kiesgrube</i>
	Orthic Luvisol	Eutric Gleysol	Calcic Fluvisol	Glossic Luvisol
Textur (US)	loam	silty clay	clay loam	sandy loam
Ton <1 μm^*	23	46	28	8
Schluff 1-25 μm	46	49	41	16
Sand 25 μm -1mm	31	4	30	32
Kies >1mm	<0.1	<0.01	<0.5	44
ρ_s (g/cm ³)	2.63	2.64	2.65	2.61
C_{org} (%)	0.13	6.6	0.10	0.50
pH (CaCl ₂)	4.1	4.3	7.4	6.2
CaCO ₃ (%)	<0.2	<0.4	14.3	<0.2

* Teilchenradius und % Masse.

¹Institut für Terrestrische Ökologie, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), CH-8092 Zürich, Schweiz.²Institut für Biophysik und Röntgenstrukturforschung, Österreichische Akademie der Wissenschaften, A-8010 Graz, Österreich.



Figur 1. Anzahlteilchendichte des Buchberg Bodens als Funktion des Teilchenradius gemessen mit Siebung (\square), Pipettenanalyse (\blacksquare), statische Lichtstreuung (\triangle), dynamische Lichtstreuung (Δ), Sedimentation im Schwerfeld (\circ) und Zentrifuge (\bullet). Durchgezogene Linie entspricht der fraktalen Dimension der Fragmentation $D = 2.8$.

Die Frage, ob Bodenteilchen eine raue oder eine glatte Oberfläche aufweisen, kann am einfachsten mittels Kleinwinkelröntgenstreuung (small angle X-ray scattering, SAXS) entschieden werden. Für grosse Streuvektoren erwartet man einen Abfall der Intensität (bei der Schlitzgeometrie)

$$I(q) \propto q^{-\alpha} \quad (2)$$

wobei q der Betrag des Streuvektors ist, der vom Streuwinkel θ und der Wellenlänge λ abhängt, nämlich $q = (4\pi/\lambda) \sin(\theta/2)$. Der Exponent α ist bei glatten Oberflächen $\alpha = 3$ und $\alpha = 5 - D_s < 3$ ($D_s > 2$) bei Oberflächenfraktalen.² Die Gl. (2) kann man experimentell gut bestätigen. Die gemessenen Exponenten sind in der Tabelle 2 wiedergegeben. Innerhalb der Fehlergrenze, waren sämtliche Werte der Exponenten α für alle Fraktionen ($< 20 \mu\text{m}$) gleich und sind auch gleich (wenn auch mit einem anderen Wert) bei allen unfraktionierten Bodenproben. Die Streuspektren der fraktionierten Proben zeigen unmissverständlich, dass Bodenteilchen *rauh* sind.

Tabelle 2. Experimentell beobachtete fraktale Dimensionen der untersuchten Böden.

Boden	Buchberg	Alpthal	Mattenweg	Kiesgrube
D (Größenverteilung)	2.75	2.94	2.81	2.76
$5 - \alpha$ (SAXS, total)	2.77	2.73	2.80	2.86
$5 - \alpha$ (SAXS, Fraktion)	2.43	2.46	2.38	2.30
D_s (N_2 -BET)	2.40	2.38	2.44	2.37
D_s (Methylenblau)	2.43	—	—	—

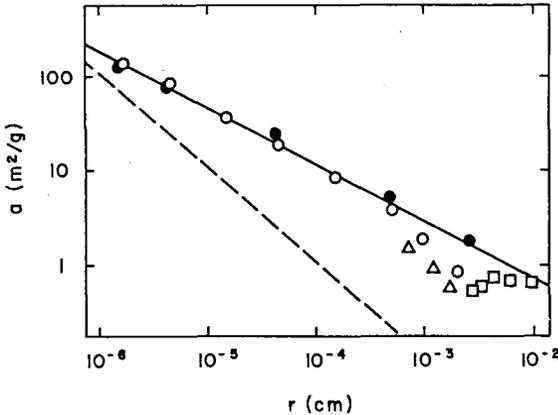
Die Resultate können als Streuung von Oberflächenfraktalen mit einer fraktalen Dimension der Oberfläche von $D_s = 2.4 \pm 0.1$ interpretiert werden. Die Exponenten in den unfraktionierten Proben sind mittels $\alpha = 5 - D$ gut wiedergegeben (siehe Tabelle 2). Dies ist für eine Potenzgrößenverteilung Gl. (1) mit $D > D_s$ zu erwarten.²

Die spezifische Oberfläche a (auf Masse bezogen) von rauen (fraktalen) Teilchen mit einem Radius r , die mit Molekülen der Grösse λ in eine Adsorptionsexperiment gemessen wird, ist³

$$a = C\lambda^{2-D_s}r^{D_s-3}. \quad (3)$$

Bei glatten Kugeln (oder Würfeln) $D_s = 2$ und $C = 3/\rho_s$, wobei ρ_s die reelle Dichte ist.

Die spezifische Oberfläche a gemessen mit Stickstoffadsorption (BET) oder mit Methylblauadsorption aus wässriger Lösung ist als Funktion des Teilchenradius r in Fig. 2 für den Boden *Buchberg* dargestellt. Man stellt ein deutliches Potenzgesetz über fast drei Grössenordnungen fest, und die Steigungen sind für zwei verschiedene Adsorbate praktisch identisch.⁴ Ähnliche Beobachtungen wurden bei den anderen Böden gemacht und die gemessenen fraktalen Dimensionen D_s sind in der Tabelle 2 zusammengefasst. Innerhalb der experimentellen Fehler fallen sämtliche Werte innerhalb von $D_s = 2.4 \pm 0.1$. Dieser Wert stimmt mit den SAXS-Messungen sehr gut überein.



Figur 2. Spezifische Oberfläche der Bodenteilchen als Funktion des Teilchenradius beim *Buchberg* Boden. Stickstoffadsorption an Fraktionen (Siebung □, Mikrosiebung △ und Sedimentation ○). Methylblauadsorption (●). Durchgezogene Linie entspricht einer fraktalen Dimension der Oberfläche $D_s = 2.4$. Gestrichelte Linie stellt die zu erwartende spezifische Oberfläche für glatte Kugeln ($D_s = 2$, $\rho_s = 2.65 \text{ g/cm}^3$).

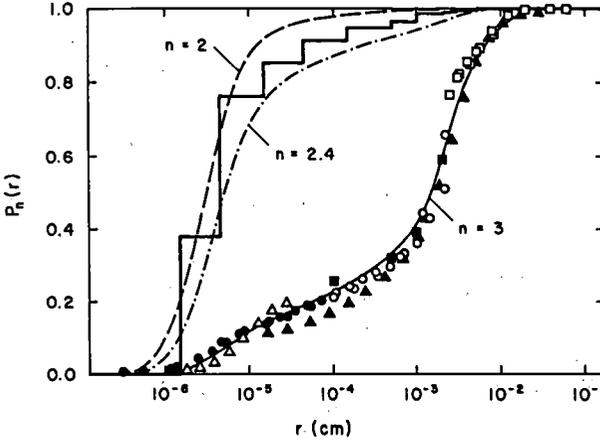
In Fig. 3 sind die gewichteten Unterkornverteilungen

$$P_n(r) = \frac{\int_0^r dr n(r)r^n}{\int_0^\infty dr n(r)r^n} \quad (4)$$

dargestellt. Der Wert $n = 3$ entspricht der klassischen "Korngrößenverteilung" oder, genauer, der kumulativen Massendichte. Die gemessene Teilchenverteilung $n(r)$ ist in Gl. (4) verwendet worden, um die erwarteten kumulativen Oberflächenverteilungen zu berechnen. Wenn die beobachtete fraktale Dimension der Oberfläche $n = D_s = 2.4$ verwendet wird, ist die Voraussage in guter Übereinstimmung mit dem gemessenen Histogramm (siehe Fig. 3). Im unrealistischen Fall glatter Oberflächen $n = D_s = 2$ ist die Oberflächenverteilung zu kleineren Teilchen verschoben.⁴

Referenzen

- ¹ Q. Wu, M. Borkovec and H. Sticher, Soil. Sci. Soc. Am. J. (1992, im Druck).
- ² P. W. Schmidt, J. Appl. Cryst., 24 (1991) 414.
- ³ P. Pfeiffer and D. Avnir, J. Chem. Phys., 79 (1983) 3558.
- ⁴ M. Borkovec, Q. Wu, G. Degovics, P. Laggner, H. Sticher (1992, eingereicht).



Figur 3. Kumulative Verteilungen der Bodenteilchen als Funktion des Teilchenradius beim *Buchberg* Boden. Experimentelle Daten (gleiche Symbole wie Fig. 1) mit Interpolation ($n = 3$). Berechnete Oberflächenverteilung aus der Teilchendichte für glatte ($n = D_s = 2$) und raue ($n = D_s = 2.4$) Oberflächen. Das Histogramm stellt die experimentell bestimmte Oberflächenverteilung dar.

DIE VERWITTERUNG VON GRANIT IM SAUREN MILIEU: EIN MODELLEXPERIMENT MIT MODIFIKATIONEN

von

M. Zarei, K. Stahr und K.-H. Papenfuß*

Problemstellung

Säurebildende Emissionen in den letzten 20 Jahren haben zu einer deutlichen Boden- und Gewässerversauerung geführt. Dies kann zu chemischen, physikochemischen und auch mineralogischen Veränderungen in Böden führen (FRANK und GEBHARDT 1989, DULTZ & GRAF VON REICHENBACH 1991).

Aus Untersuchungen im Schwarzwald auf zwei Standorten des Projekts ARINUS (ZÖTTL et al. 1987) auf Granit (Schluchsee) und oberem/mittlerem Buntsandstein (Villingen) wurden in den oberen Horizonten (Aeh, Ah und Ah, Bv) Elementverluste (Natrium, Calcium und Kalium) mit deutlicher Abnahme zur Tiefe festgestellt (ZAREI et al. 1992).

Um über die Verwitterungsintensität der gesteinsbildenden Minerale, Elementverluste, Mineralneubildung, Zerstörung und Umwandlung im sauren Milieu bessere Aussagen treffen zu können, wurden drei verschiedene Modellversuche mit unterschiedlichen pH-Werten (pH 3, 4 und 5) durchgeführt. Es soll erklärt werden, wieweit die Elementverluste gesteins- und pH-abhängig sind.

Methoden

Es wurde extrem basenarmer unverwitterter Bärhaldegranit aus dem Schwarzwald verwendet, in Würfel gesägt, gewogen und deren Oberflächen bestimmt. Die Proben wurden in die Extraktionsapparaturen bei pH 3, 4 und 5 (Einfach- und Säuretropfen-Extraktion) und 6,5 (Soxhlett-Extraktion) eingesetzt (Abb. 1).

Die Einfach-Extraktion wird in einem Rundkolben mit Rückflußkühler durchgeführt. Die Granitwürfel werden dauernd von verdünnter Schwefelsäure umspült.

Bei der Soxhlett-Extraktion werden die Würfel kontinuierlich mit bidest. Wasser extrahiert, die Lösung wird regelmäßig abgesaugt.

Bei der Säuretropfen-Extraktion wird ein Rundkolben mit drei Schlifften verwendet. Im ersten Schliff befindet sich ein Rückflußkühler, im zweiten ist ein Gefäß eingebaut, worin sich die Granitwürfel befinden. Auf die Gesteinsproben wird verdünnte Schwefelsäure getropft. Alle 6 Stunden wird durch einen Saugheber 20 ml Säure abgesaugt und die Gesteine werden erneut umspült. In allen Kolben wurde wöchentlich der pH-Wert gemessen und mit Schwefelsäure auf die entsprechenden pH-Werte wieder eingestellt. Monatlich wurden die Granitwürfel aus den Extraktionsapparaturen entfernt, gewogen, und die Oberflächenveränderung unter dem Stereomikroskop beobachtet sowie die Lösung aus der Extraktionsapparatur entnommen und folgende Elemente analysiert: Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, Si und P.

*) Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), D-7000 Stuttgart 70

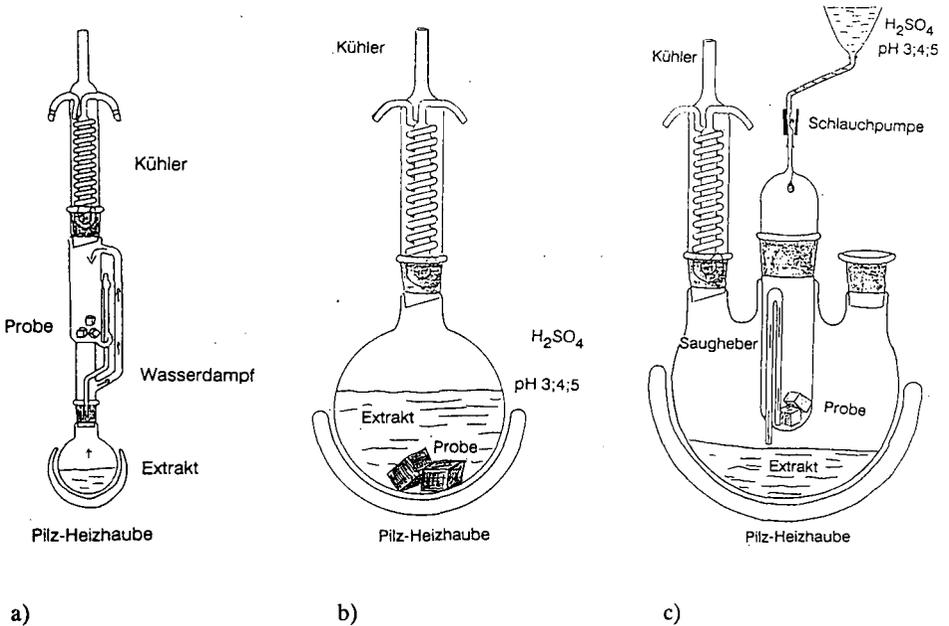


Abb. 1: Aufbau der Verwitterungsexperimente: a) Soxhlett-Apparatur, b) Einfach-Extraktion, c) Säuretropfen-Extraktion

Ergebnisse und Diskussion

Die Versuchsreihe der Einfach-Extraktion zeigt kontinuierliche Massenverluste bei pH 3, die mit steigendem pH abnehmen (Abb.2). Sowohl in der Versuchsreihe der Einfach-Extraktion bei pH 5 als auch in der Soxhlett-Extraktion bei pH 6,5 ist eine leichte Gewichtszunahme zu sehen, die auf Mineralneubildungen zurückzuführen ist (Wasseraufnahme). Auch bei der Säuretropfen-Extraktion sind die Massenverluste der Granitwürfel bei pH 5 minimal und nehmen mit abnehmendem pH stark zu (Abb. 3). Im Vergleich mit der Einfach-Extraktion liegt der Verlust im Säuretropfenversuch bei pH 3 um das Dreifache höher. Bei der Säuretropfen-Extraktion bleibt der pH-Wert während des ganzen Versuchs relativ konstant, wogegen bei der Einfach-Extraktion die Säure teilweise gepuffert wird und dadurch die Mineralverwitterung und -zerstörung bzw. die Massenverluste verlangsamt ablaufen. Die höheren Massenverluste bei der Säuretropfen-Extraktion entsprechen den Elementkonzentrationen der Extrakte (Tabelle 1). Im Ausgangsmaterial ist das Na : Ca Verhältnis 5 : 1, während in den Extraktionslösungen der Versuchsreihen Na etwa doppelt so hoch liegt wie Ca. Bei Berechnung auf mol/kg ist Na : Ca in Extrakt etwa 1 : 1. Daraus läßt sich erkennen, daß Calcium aus dem Plagioklasgitter leichter herausgelöst wird als Natrium. Trotz niedrigem Ca-Anteil im Ausgangsmaterial wird erst Calcium verbraucht d.h. solange an der Mineraloberfläche Calcium vorhanden ist, reagieren die Protonen erst hiermit. Die Calcium- und Natriumanteile fallen in der Extraktionslösung mit

steigendem pH ab. Solange noch Plagioklas zur Pufferung vorhanden ist, wird er schneller verwittert bzw. zersetzt und Orthoklas oder Glimmer bleiben "verschont," weshalb niedrigere Kalium- als Calcium- und Natriumkonzentrationen vorliegen. Die niedrigeren Kaliumwerte sind damit zu begründen, daß Orthoklas verwitterungsbeständiger als Plagioklas ist.

Der höchste Aluminiumwert liegt beim Säuretropfenversuch (pH 3) nach sechs Monaten bei 1,8 g/kg, der mit steigendem pH stark zurückgeht. Die niedrigen Aluminiumwerte können einerseits durch Neubildungen in Form weißer Niederschläge an den Würfeloberflächen (Aluminiumhydroxide?) erklärt werden und andererseits kann Aluminium auch wieder leicht in neue Al-O-Si-Bindungen eingehen.

Im stark sauren Milieu sind die Glimmer entlang der Spaltflächen zerfressen und die Feldspäte zersetzt (FUNG & SANIPELLI 1982). Demgegenüber lassen sich im neutralen Bereich auf Glimmer Eisenoxid- und -hydroxidneubildungen und auf Feldspäten weiße, aluminiumhaltige Niederschläge erkennen.

Die Massenverluste und die Elementgehalte in der Verwitterungslösung zeigen die gleiche Tendenz. Alle in den Extraktionslösungen gemessenen Elemente erreichen ihre höchste Anreicherung bei pH 3 und gehen mit steigendem pH stark zurück.

Die Herauslösung der Elemente aus den Granitwürfeln in der Säuretropfen- und Einfach-Extraktion verlaufen bei pH 3 in folgender Reihenfolge (vgl. KEILEN et al. 1976):

Si > Na > Ca > Al > K > Mg > Fe > Mn.

Das stark saure Milieu fördert hauptsächlich den Abbau von gesteinsbildenden Mineralen, während im schwach sauren Bereich Neubildungen von Oxiden und Hydroxiden (und Tonmineralen ?) zu beobachten sind.

Zunehmende Versauerung des Bodens insbesondere unterhalb pH 4 muß sich also stark auf die Verwitterung auswirken.

Tab. 1: Elementherauslösung aus den Granitwürfeln bei drei verschiedenen Modell-experimenten mit unterschiedlichen pH nach 6 monatiger Behandlung in [g/kg]

	pH	Na	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Al	Si
Soxhlett-Extraktion	6,5	0,3	0,07	0,12	0,02	0,003	0,01	0,05	1,8
Einfach-Extraktion	3	0,5	0,2	0,9	0,08	0,015	0,08	0,02	1,2
	4	0,4	0,15	0,25	0,02	0,003	-	-	1,1
	5	0,08	0,06	0,03	0,002	0,005	-	-	1,6
Säuretropfen-Extraktion	3	2,5	0,8	1,3	0,35	0,07	0,55	1,8	11
	4	0,8	0,35	0,6	0,08	0,025	0,05	0,02	3
	5	0,4	0,18	0,15	0,001	0,005	-	0,002	0,8

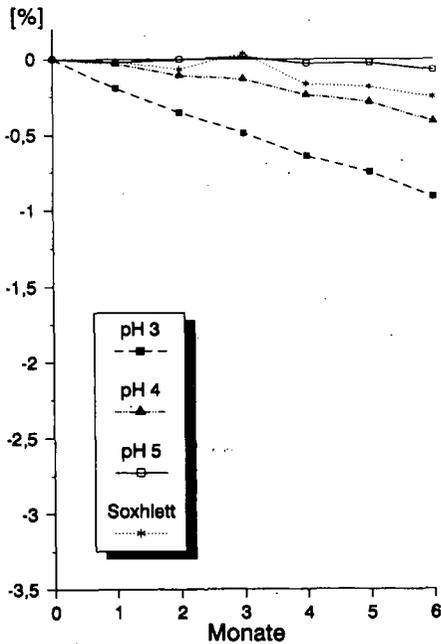


Abb. 2: Massenverlust der Granitwürfel in der Soxhlett-Apparatur (pH 6,5) und in den Einfach-Extraktionsapparaturen bei pH 3, 4 und 5 (geometr. Mittel)

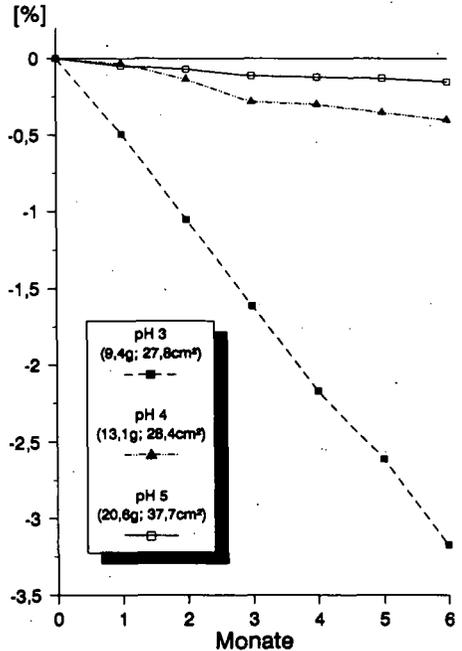


Abb. 3: Massenverlust der Granitwürfel bei der Säuretropfen-Extraktion (pH 3, 4 und 5)

Literatur

DULTZ, S. & GRAF VON REICHENBACH, H. (1991): Quantitative Veränderungen des Mineralbestandes in Waldböden durch Bodenversauerung. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66 II, S. 1077-1080.

FRANK, U. & GEBHARDT, H. (1989): Mineralverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung als Folge starker Bodenversauerung auf ausgewählten Waldstandorten. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/II, S. 1163-1168.

FUNG, P.C. & SANIPELLI, G.G. (1982): Surface studies of feldspar dissolution using surface replication combined with electron microscopic and spectroscopic techniques. Geochim. et Cosmochim. Acta 46, p. 503-512.

KEILEN, K., STAHR, K. & ZÖTTL, H. W. (1976): Elementselektive Verwitterung in Böden auf Bärhaldegranit und ihre Bilanzierung. Z. Pflanzenern. Bodenk. 1976, S. 565-579.

ZAREI, M., STAHR, K. & PAPENFUSS, K.-H (1992): Veränderungen der gesteinsbildenden Minerale und des Elementbestandes von Böden der Standorte Schluchsee und Villingen. In 8. Statuskolloquium des PEF von 17.-19. März 1992 im Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-PEF 81, Band 1, S. 235-250.

ZÖTTL, H.W., FEGER, K.-H. & BRAHMER, G (1987): Projekt ARINUS I: Zielsetzung und Ausgangslage -KfK-PEF Berichte 12 (1), S. 269-281.

THE INFLUENCE OF PARENT MINERAL STRUCTURE
AND COMPOSITION ON THE MICROFABRIC
OF WEATHERING PRODUCTS IN SOILS

by

R. J. Gilkes*)

Secondary minerals in soils that have been produced by weathering are mainly clay minerals and various oxides, oxyhydroxides and hydroxides of Fe^{3+} , Al, Mn and Ti (henceforth called oxides). The crystal habit and textural association/microaggregation of these secondary minerals is frequently determined by the nature of the particular weathering process that altered primary igneous and metamorphic minerals. In this paper the various types of weathering mechanism are discussed and related to their influence on the crystal morphology and textural associations of secondary minerals.

Five distinct alteration (weathering) pathways can be distinguished as follows:

I. Congruent dissolution and removal of all constituents by leaching.

A common example of this type of weathering reaction is the dissolution of soluble salts such as halite or gypsum which may leave a crystal-shaped void within the matrix. These voids, which have been described as negative crystals, may subsequently become filled with clay minerals or other secondary minerals that then form a pseudomorph of the original crystal. An important criterion of this type of alteration is that the pseudomorph is composed of constituents that were not derived from the original crystal. In some very stable but highly weathered soils quartz crystals may be replaced by this type of weathering reaction.

II. Congruent dissolution and precipitation of some original constituents in the resultant void.

The most common example of this type of reaction is the replacement of feldspar crystals by clay minerals or gibbsite. This reaction differs from reaction I in that sufficient residual elements (Al, Fe^{3+} , Si, Mn etc.) are released from the primary

*) Soil Science and Plant Nutrition - University of Western Australia, Nedlands, Western Australia 6009

mineral to form secondary minerals to occupy the void created by dissolution. The void-filling crystals are commonly randomly orientated since there is no possibility of inheritance of structural information (ie axes or structural units) from the primary mineral due to the entirely dissimilar structures of primary and secondary minerals. In the case of feldspars altering to kaolinite or halloysite the clay matrix varies from highly porous (e.g. about 75 % porosity) to densely packed (about 30 %) depending on the amount of Al provided by the feldspar. For example Al - rich plagioclase produces much more kaolinite per unit volume than low - Al alkali feldspars, and consequently a much less porous pseudomorph. Similar alteration processes may apply to many ferromagnesian silicates.

III. Epitaxial growth of secondary minerals upon the primary mineral substrate.

Many secondary minerals including clay minerals and oxides have structures based on approximately close-packed sheets of O and OH ions. Where the primary mineral also contains close packed sheets it may be energetically favourable for secondary minerals to nucleate and grow on the surface of the primary mineral. Note that this reaction involves dissolution of the primary mineral and that structural units of the primary mineral are not retained within the secondary mineral. The occurrence of epitaxy promotes a high degree of parallel growth of crystals of secondary minerals. For example, biotite crystals may alter to pseudomorphs composed of a mixture of kaolinite, gibbsite and goethite. The (001) surface of biotite consists of nearly close packed oxygen ions which resembles the O/OH anion sheets at the (001), (001) and (100) surfaces of kaolinite, gibbsite and goethite respectively. Thus, the pseudomorph has an internal fabric that is porous but made up of arrays of these secondary minerals showing a very high degree of parallel alignment. Such alteration processes might be considered to be examples of topotaxial alteration but the extensive removal of K, Mg and other mobile constituents of biotite is too disruptive to enable the inheritance of large components of the biotite structure by the secondary minerals. Other examples of this type of alteration occur during weathering of chlorite and vermiculite.

IV. Pseudotopotaxial replacement.

In this type of alteration structural constituents of the primary mineral appear to be extensively incorporated into the secondary mineral. An excellent example is the replacement of muscovite by kaolinite. The cation chemical composition of muscovite only differs from that of kaolinite by the presence of K ions in muscovite.

Furthermore the octahedral sheet in muscovite and kaolinite are almost identical and the tetrahedral sheets in both minerals have a similar geometry but that in muscovite has about one quarter of the Si ion replaced by Al whereas there is little or no comparable substitution in kaolinite. Thus, muscovite can in principle, alter to kaolinite by retaining the octahedral sheet intact, retaining some tetrahedral sheets in which Al will be replaced by Si and by losing all K. Such a transformation would appear to be topotaxial with a crystal of muscovite being replaced by a single crystal of kaolinite. In practise, where such pseudomorphs are examined, crystallographic axes of kaolinite do show an exact correspondence to those of the parent muscovite, but the kaolinite consists of many perfectly orientated crystals in an open porous fabric. Furthermore, some minor elements such as Fe and Cr that were present in the octahedral sheets have been completely or partly removed. This evidence indicates that the alteration process has probably proceeded via complete (congruent) dissolution of the muscovite. Kaolinite has crystallized from solution, and probably topotaxy and interface contact with the muscovite alteration front have imposed a very high degree of parallel orientation on the weathering product. Other micas and some ferromagnesian silicates probably also weather to porous but highly orientated arrays of secondary minerals by this mechanism although it is difficult in practise to discriminate between mechanisms III and IV.

V. True topotaxial alteration.

Weathering products produced by topotaxial alteration should inherit much of the structure and composition of the parent mineral. This type of alteration is probably restricted to solid state reactions promoted by the solid state diffusion of ions due to oxidation and concentration gradients. Indeed, the author is not aware of any natural weathering product that is the result of this process. Topotaxial alteration of magnetite (FeO , Fe_3O_4) to hematite (Fe_2O_3) is readily achieved in the laboratory by heating magnetite in air. Close packed oxygen sheets alter from FCC to HCP geometrics and some iron ions diffuse through the crystal into new sites. In soils magnetite also alters to hematite (the martite alteration) but electron microscopic examination of the hematite shows that although the crystallographic orientation required for topotaxial alteration is strictly adhered to the fabric of the hematite is microporous so that water would inevitably have been present throughout the weathering grain and at the alteration front. Thus, oxidation, diffusion and recrystallization could have been effected via solution rather than by solid state processes. Consequently Fe and other ions could have been exported and imported from the grain by mass flow and diffusion. A similar situation applies to the alteration of ilmenite to pseudorutile in soils. This potentially solid state reaction appears to

proceed at least partly by dissolution and precipitation, and so should not be considered a true solid state topotaxial reaction.

A further consideration is that a primary mineral may alter simultaneously by two or more of the mechanisms described above with the consequent formation of various fabrics and mineral associations. The five alteration processes described in this paper relate to factors that determine the first weathering products of primary minerals and in particular to the micro fabrics generated and the intimate associations of secondary minerals in weathered grains. Such materials are abundant in *in situ* saprolitic materials. However, these micrometre and nanometre size fabrics will be at least partly preserved in soils where bioturbation and other physical disturbance occurs. Thus, the interactions of roots, water, plant nutrients and microorganisms with the soil will to some extent be influenced by the weathering processes that were determined by the structure and composition of primary minerals and the initial weathering mechanism.

References

- Anand, R. R. and Gilkes, R. J. (1984): Mineralogical and chemical properties of weathered magnetite grains from lateritic saprolite. *J. Soil Sci* **35**, 559-567.
- Gilkes, R. J. and Suddhiprakarn, A. (1979): Biotite alteration in deeply weathered granite. II The oriented growth of secondary minerals. *Clays Clay Miner.* **27**, 361-367.
- Gilkes, R. J., Anand, R. R. and Suddhiprakarn, A. (1986): How the microfabric of soils may be influenced by the structure and chemical composition of parent materials. p. 1093-1106. In: *Trans. XIII Congr. Int. Soc. Soil Sci.*, Hamburg.
- McCrea, A., Anand, R. R. and Gilkes, R. J. (1990): Mineralogical and physical properties of laterite pallid zone materials developed from granite and dolerite. *Geoderma* **47**, 33-57.
- Sidhu, P. S.; Gilkes R. J. and Posner, A. M. (1977): Mechanism of the low temperature oxidation of synthetic magnetites. *J. Inorg. Org. Chem.* **39**, 1953-1958.
- Singh, B. and Gilkes, R. J. (1991): Weathering of a chromian muscovite to kaolinite. *Clays Clay Miner.* **39**, 571-579