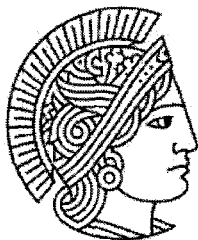


Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft

Technische Universität Darmstadt



MITTEILUNGEN

Heft 111

2000

DARMSTÄDTER WASSERBAULICHES KOLLOQUIUM 1999

„Fließ- und Ausbreitungsvorgänge in aquatischen Grenzräumen“

DISCLAIMER

Portions of this document may be illegible in electronic image products. Images are produced from the best available original document.

Diese Mitteilungsreihe hat zwei Wurzeln:

- die "Wasserbau-Mitteilungen" (41 Hefte), begründet 1966 von Prof. Dr.-Ing. Friedrich Bassler, später fortgeführt von Prof. Dr.-Ing. Josef Mock,
- die "Technischen Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik" (54 Hefte), herausgegeben seit 1965 von Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E. h. Otto Kirschmer, später fortgeführt von Prof. Dr.-Ing. Ralph C. M. Schröder und Prof. Dr.-Ing. Manfred Ostrowski.

Mit dem Dienstantritt von Prof. Dr.-Ing. Ulrich Zanke als Nachfolger von Prof. Mock sind diese beiden Reihen zusammengeführt worden. Die drei Fachgebiete des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft

- Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung
- Wasserbau
- Hydromechanik und Hydraulik

dokumentieren damit auch nach außen ihre Zusammengehörigkeit. Die neue Numerierung ergibt sich aus der Summe der Hefte beider Vorgängerreihen.

Die "Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt" (ISSN 1430-3434) erscheinen in unregelmäßiger Folge im Eigenverlag des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft. Ein Nachdruck, auch auszugsweise, ist nur mit Genehmigung des Geschäftsführenden Institutsdirektors gestattet.

FG Ingenieurhydrologie

u. Wasserbewirtschaftung

FG Hydromechanik und Hydraulik

Petersenstraße 13

64287 Darmstadt

Tel.: 0 61 51/16 21 43

FAX: 0 61 51/16 32 43

e-mail: ostrowski@ihwb.tu-darmstadt.de

FG Wasserbau

Rundeturmstraße 1

64283 Darmstadt

Tel.: 0 61 51/16 25 23

FAX: 0 61 51/16 32 23

e-mail: wabau@hrzpub.tu-darmstadt.de

Aktuelle Informationen über das Institut und seine Lehrangebote finden Sie im World Wide Web unter: <http://www.tu-darmstadt.de/fb/bi/wb/>

Herausgeber:

Prof. Dr.-Ing. habil. U. Zanke (Wasserbau)

Prof. Dr.-Ing. M. Ostrowski (Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung)

Prof. Dr.-Ing. M. Oberlack (Hydromechanik und Hydraulik)

VORWORT

Als Folge anthropogener Eingriffe in den Wasserkreislauf, z. B. infolge Landnutzungsänderungen, Gewässerausbau, Siedlungstätigkeit usw. haben sich die Art und die Intensität des Stoffeintrages in Boden, Grundwasser sowie in die Oberflächengewässer erheblich gewandelt. Entsprechend sind zahlreiche wasserwirtschaftliche Fragestellungen im Spannungsfeld zwischen steigenden Ansprüchen bei der Wassernutzung und dem Gebot einer nachhaltigen Bewirtschaftung dieser begrenzten Ressource zu behandeln.

Es ist bekannt, daß aufgrund der periodisch wechselnden Milieubedingungen gerade den aquatischen Grenzräumen eine besondere Bedeutung für den Stoffhaushalt zukommt. Neuere Entwicklungen bei den Prozeßuntersuchungen in den Grenzräumen zwischen:

- **ungesättigter Bodenzone und Grundwasser**
- **Grundwasser und Fließgewässer**
- **Fließgewässer und Sohle (Interstitial)**

standen im Mittelpunkt des diesjährigen Darmstädter Wasserbaulichen Kolloquiums (DAWAKO), das am 14. und 15. Oktober 1999 vom Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt veranstaltet wurde. Der Begriff „Grenzräume“ wurde bewußt gewählt und ist nicht nur räumlich aufzufassen. Lösungsansätze für ein nachhaltiges Umweltmanagement werden zunehmend in Kooperation zwischen Ingenieur-, Natur- und Sozialwissenschaftlern entwickelt. Entsprechend zeichnen sich die Vorträge durch weitgehend transdisziplinäre Problembetrachtungen aus.

1 Grenzraum ungesättigte Bodenzone

Fließ- und Ausbreitungsprozesse in natürlichen Böden stellen einen wesentlichen Eintragspfad dar, dessen Abschätzung in nahezu allen umweltrelevanten Fragestellungen von großer Bedeutung ist. Die vorgestellten Ansätze zur Beschreibung maßgebender Mechanismen reichen von Feldbeobachtungen (Harres, Darmstadt; Gimmi, Zürich) über großskalige Laborexperimente (Gimmi, Zürich; Kämpf, Darmstadt) bis zur numerischen Simulation (Hammel, Hohenheim; Kämpf, Darmstadt).

Die herausragende Bedeutung der räumlichen Variabilität der bodenhydraulischen Eigenschaften auf die Stoffverlagerung wird in allen Vorträgen deutlich. Vor dem Hintergrund des enormen Aufwandes, die räumliche Variabilität von Böden hinreichend zu erfassen, stellt sich immer noch die Frage nach der Vorhersagefähigkeit deterministischer und stochastischer Modelle. Im Zusammenhang mit der Bodenvariabilität wurde das Problem der unterschiedlichen Skalen von allen Referenten herausgearbeitet. Einerseits ist man gezwungen, immer kleinere Betrachtungsskalen zu wählen, um Einzelprozesse isoliert betrachten zu können. Gleichzeitig müssen auf der Ebene der Wirkungsforschung integrierende Betrachtungen im hydrologischen Maßstab (z. B. Einzugsgebiet) durchgeführt werden, um die Wechselwirkungen zwischen den unterschiedlichen Prozessen besser zu verstehen.

2 Grenzraum Grundwasser - Fließgewässer

Schadstoffeinträge über die ungesättigte Bodenzone erreichen früher oder später das Grundwasser, das Gegenstand des zweiten Themenblocks ist. In diesem werden Aspekte von Grundwasserkontaminationen (Koch, Kassel), des Einsatzes natürlicher Tracer zur Bestimmung von Fließgeschwindigkeiten und Aufenthaltszeiten bei der Uferfiltration (Dehnert, Dresden) sowie der Erfassung der Schadstoffquelle bei mineralölbelasteten Schadensfällen (Thullner, Zürich) vorgestellt. Rolland, Cottbus, geht in seinem Beitrag auf die Probleme bei der geochemischen Charakterisierung von Braunkohlekippen im Lausitzer Braunkohlerevier und deren Bedeutung für ein nachhaltiges Grundwassermanagement ein. Die Beschreibung von Methanmigrationsvorgängen im Untergrund (Breiting, Braunschweig) schließen das Themenkomplex Grundwasser ab.

Dieser Beitragsblock zeigte, daß gerade bei Untersuchungen zur Stoffausbreitung ein detailliertes Monitoring bei der Durchführung von Tracereperimenten erforderlich ist. Was die Beschreibung des reaktiven Stofftransportes anbelangt, werden derzeit große Anstrengungen unternommen, um bessere Prozeßvorstellungen zu entwickeln. Die Übertragung und Verifizierung dieser Ansätze im Feldmaßstab erweisen sich als außerordentlich schwierig. Der Grund hierfür sind die Vielzahl von Einflußgrößen (z.B. Redoxpotential, mikrobielle Aktivität usw.), dynamische Randbedingungen und letztlich die Unkenntnis der genauen Beschaffenheit des Aquifers.

3 Grenzraum Gewässersohle - Uferbereich

Der letzte Themenbereich befaßt sich mit den hydraulischen und stofflichen Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser, Uferbereich und Interstitial. Fischer, Kassel und Lenk, Darmstadt, stellen eine Erkundungsmethode basierend auf Multilevel-Sonden vor, um die Austauschprozesse im Interstitial, dem Grenzraum zwischen Fluß und Grundwasser zu quantifizieren. Auf einer größeren Skala stellt Holfelder, Darmstadt, den hydraulischen Austausch zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser in einer eingedeichten Flußaua an der Elbe vor. Kern, Stuttgart, geht in seinem Beitrag auf fluviale Sedimentaltlasten und die Gefahr einer Freisetzung ein. Aus einem Forschungsvorhaben an der an der Elbe präsentieren Thiel, Marburg und Krebs, Darmstadt, eine Vorgehensweise, um die Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Biotope zu quantifizieren.

Die Beiträge dieses Themenbereiches demonstrieren, wie die Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser, Sediment und Grundwasser vor allem von den Sedimenteigenschaften geprägt werden. Hierbei wird zwischen hydraulisch regulierten (turbulentes Fließen über grobkörnigen Substraten) und biochemisch regulierten (Stillwasserzonen in Auen, Flußmündungsbereichen mit Feinsedimentablagerungen) Systemen unterschieden und ihre Relevanz für den Gewässerstoffhaushalt anhand von Fallbeispielen verdeutlicht. Die Untersuchungen belegen, daß der Austausch zwischen Bettsedimenten und Flußwasser eine wesentliche Stellgröße bei der natürlichen Nährstoffretention ist. Gleichmaßen ist das Interstitial als Grenzraum zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser ein Lebensraum von enormer Bedeutung für die ökologischen Funktionalität und Integrität von Fließgewässern.

Alle Beiträge machen deutlich, daß ein weitgehendes Verständnis der relevanten Fließ-, Transport- und Umsetzungsprozesse - gerade in aquatischen Grenzräumen - die

Voraussetzung für ein nachhaltiges Umweltmanagement ist. Aufgrund der Komplexität der vorgefundenen Prozesse ist dieses Verständnis nur interdisziplinär zu erarbeiten. Die vorgestellten Beiträge dokumentieren integrative Ansätze und deuten die zukünftige wasserwirtschaftliche Forschungskonzeption an.

Das gesamte DAWAKO 1999 wurde von Herrn Dr.- Ing. Hector Montenegro konzipiert, organisiert und durchgeführt. Ich danke Herrn Dr. Montenegro für seine hervorragende Leistung und sein großes Engagement.

Darmstadt, August 2000

Prof. Dr.- Ing. Ulrich Zanke

INHALTSVERZEICHNIS

Ulrich Zanke	Vorwort	1
Hans - Peter Harres	Der Einfluß unterschiedlicher Landbewirtschaftung auf den Stoffhaushalt in der ungesättigten Bodenzone	8
Klaus Hammel, Jochen Gross, Gerd Wessolek, Kurt Roth	Ausbreitungsprozesse in natürlichen Böden: Tracerexperimente und Modellierung	31
Thomas Gimmi, Hannes Flühler	Stofftransport in der ungesättigten Zone	41
Markus Kämpf, Tilman Holfelder Hector Montenegro	Bodenfeuchtedynamik in geschichteten Böden (Oberflächenabdichtungssysteme)	47
Manfred Koch	Hydraulic Delineation of Possible Groundwater Pollution from an Industrial River	60
Martin Thullner, Christof Bolliger, Wolfgang Kinzelbach, Josef Zeyer	Vertikale Konzentrationsprofile in mineralölbelasteten Aquifern	78
J. Dehnert, K. Kuhn, W. Nestler, K. Freyer, H.C. Treutler	Hydraulische Aspekte bei der Untersuchung der Uferfiltration in der Elbaue bei Torgau	87
Wolfgang Rolland	Zur Problematik der Ermittlung geochemischer Parameter und deren Verteilungsmuster in den Kippen des Braunkohlebergbaus	93
T. Breiting, R. Hinkelmann, S. Manthey, R. Helmig	Methanausbreitungsvorgänge im Untergrund	104
Jochen Fischer Dietrich Borchardt	Wechselwirkung zwischen Interstitial und Oberflächenwasser	113

Martin Lenk, Nicole Saenger, Klaus Träbing	Hydraulische Austauschvorgänge im Interstitial	127
Ulrich Kern, Ingo Haag, Bernhard Westrich	Ökologische Bewertung der Sohlbettstabilität	140
Tilman Holfelder Hector Montenegro Ben Wawra	Interaktion zwischen Fluß- und Grundwasser in einer Flußaue an der Elbe bei Lenzen	146
Martin Krebs	Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen – Feldbeprobung und numerische Modellierung	158
Carsten Thiel, Michael T. Dirksen, Elisabetz Wunsch, Tom Assmuth	Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen – Makrozoobenthos und Carabidozönose der Buhnenfelder	163
Vladimir Krejci	Ist die Interdisziplinarität mehr als ein Schlagwort ?	169
GESAMTVERZEICHNIS DER BISHERIGEN INSTITUTS- VERÖFFENTLICHUNGEN		179

REFERENTEN DES DARMSTÄDTER WASSERBAULICHEN KOLLOQUIUMS 1999

Dr. Jörg Dehnert Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Referat Grundwasser Zur Wetterwarte 11 01109 Dresden	Dr.-Ing. Reinhard Hinkelmann Institut fuer ComputerAnwendungen im Bauingenieurwesen TU Braunschweig Pockelsstrasse 3 38106 Braunschweig
Dr. Jochen Fischer Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft Universität GhK Kassel Kurt-Wolters-Straße 3 34125 Kassel	Dipl.-Ing. Tilman Holfelder Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft Fachgebiet Wasserbau TU Darmstadt Rundeturmstraße 1 64289 Darmstadt
GTZ Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit Abt. Wasser, Abfallwirtschaft und Ressourcenschutz Dag-Hammerskjöld-Weg 1 65796 Eschborn	Dr.-Ing. Markus Kämpf Brandt Gerdes Sitzmann Umweltplanung GmbH An der Eschollmühle 28 64297 Darmsadt
Dr. Thomas Gimmi ETH Zürich Institut für Terrestrische Oekologie Grabenstrasse 3 CH-8952 Schlieren	Dr.-Ing. Ulrich Kern DFG Senatskommission für Wasserforschung c/o Institut für Wasserbau Universität Stuttgart D-70550 Stuttgart
Dr. Klaus Hammel Institut für Bodenkunde und Standortslehre Universität Hohenheim D-70599 Stuttgart	Prof. Dr. Manfred Koch Fachbereich Geohydraulik und Ingenieurhydrologie Universität GhK Kassel Kurt-Wolters-Strasse 3 D-34109 Kassel
Dr. Hans-Peter Harres Institut für Physische Geographie TU Darmstadt Schnittspahnstr. 9 D-64287 Darmstadt	Dipl.-Ing. Martin Krebs Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft Fachgebiet Wasserbau TU Darmstadt Rundeturmstraße 1 64289 Darmstadt

Dr. Vladimir Krejci EAWAG, Überlandstrasse 133 CH-8600 Dübendorf Telefon 01 823 55 11, Fax 01 823	Dipl.-Biol. Carsten Thiel Institut für Biologie und Spezielle Zoologie Fachbereich Biologie Philipps-Universität D-35032 Marburg
Dipl.-Geogr. Martin Lenk Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft Fachgebiet Wasserbau TU Darmstadt Rundeturmstraße 1 64289 Darmstadt	Dr. Martin Thullner Institute of Terrestrial Ecology Swiss Federal Institute of Technology Zurich (ETHZ) Grabenstrasse 3 CH-8952 Schlieren Switzerland
Dr. Wolfgang Rolland Lehrstuhl für Hydrologie und Wasserwirtschaft Brandenburgische Technische Universität Cottbus Theodor Neubauer Straße 6 03046 Cottbus	Prof. Dr.- Ing. habil. U. Zanke Fachgebiet Wasserbau Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft TU Darmstadt Rundeturmstraße 1 64289 Darmstadt



DE01598601X



DE01GE646

Hans - Peter Harres

Der Einfluß unterschiedlicher Landbewirtschaftung auf den Stoffhaushalt in der ungesättigten Bodenzone

Mit dem Einfluß von Bewirtschaftungsmethoden auf den Stoffhaushalt in Agrarökosystemen und damit auf das Grundwasser befassen sich seit Jahren zahlreiche agrarwissenschaftliche- und bodenkundliche Institute im In- und Ausland. Daneben existiert neuerdings ein Sonderforschungsbereich der DFG zu diesem Themenkomplex. Im folgenden werden dazu - nach einem Überblick über einige grundlegende Gesichtspunkte - neue Ergebnisse eines interdisziplinären Forschungsprojektes der TU Darmstadt vorgestellt. Dabei wird versucht, die mit der jeweiligen Wirtschaftsweise (konventionell oder biologisch-dynamisch) auf Sandflächen in Verbindung zu bringenden Unterschiede in Stoffhaushalt und Stofftransport zu erarbeiten.

1 Konzept und Ziele des Projektes

In den Diskussionen über Umweltprobleme nehmen kritische Äußerungen gegenüber der konventionellen Landwirtschaft zu. Dieser wird vorgeworfen, dass sie zahlreiche Umweltbelastungen verursacht, weil sie u.a. durch Flurbereinigungsmaßnahmen, Bewirtschaftungsmethoden, Überdüngung und Einsatz von Gülle und Pflanzenschutzmitteln eine Fülle negativer Folgewirkungen erzeugt. Dazu zählt nicht nur die Ausräumung einzelner Landschaften, die Vernichtung von Biotopen oder die Initiierung einer Bodenerosion, sondern auch die Verdichtung des Bodens, die Störung des Luft- und Wasserhaushaltes, die Reduzierung der Bodenfruchtbarkeit, die Anreicherung von Schadstoffen in Kulturpflanzen und Trinkwasser, die Eutrophierung von Fließ- und Stillgewässern, die Versauerung des Bodens und vieles mehr. Frederic Vester geht sogar davon aus, dass dies alles in letzter Konsequenz zu einer Schädigung der Volkswirtschaft sowie der menschlichen Nahrung, Gesundheit und Erholung führt.

Nicht bedacht werden dabei i.d.R. die Zwänge, die auf der Landwirtschaft lasten (insbesondere durch EG-Richtlinien und politische Vorgaben) und an denen sie sich - aus Gründen der Existenzsicherung - orientieren muß. Demgegenüber steht eine auf einer allgemeinen Gesellschaftskritik und einer diffusen Zukunftsangst beruhende - manchmal fast ideologisierte - positive Hervorhebung alternativer Wirtschaftsweisen. Methoden des biologisch-dynamischen Landbaus werden als nachhaltige und umweltschonende Formen der Landbewirtschaftung betrachtet. Es wird in zahlreichen Publikationen aufgeführt, dass diese Wirtschaftsweisen u.a. zu einer Erhöhung der Artendiversität pflanzlicher, tierischer und mikrobieller Organismengesellschaften und damit zu einer höheren Stabilität der Agrarökosysteme führt und vor allem, dass durch sie eine Verminderung von Stofftransfers sowohl ins Grundwasser als auch in Nahrungspflanzen verbunden ist. Letzteres wird als hilfreich zur Verminderung von Umweltproblemen und zur Verbesserung der Grund-, Trinkwasser- und Nahrungsqualitäten angesehen. Häufig wird nicht mehr gefragt ob dies wirklich in allen Fällen auch so ist.

Dies hat dazu geführt, dass unter Federführung des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt seit 1994 eine interdisziplinäre Forschungsgruppe¹ das Projekt „Sanierung der landwirtschaftlichen Flächen und des Grundwassers in der Rhein - Main - Region durch ökologischen Landbau sowie Vermarktung der Anbauprodukte“ bearbeitet. Eingebettet war dieses Projekt zunächst in den Forschungsschwerpunkt „Ökologische Zukunftsforschung in Hessen“. Nach dem Rückzug des Landes aus diesem Programm übernahm dankenswerterweise die Faudi-Stiftung die Restfinanzierung.

Das Projekt besteht aus einem sozialwissenschaftlichen und einem natur- und ingenieurwissenschaftlichen Teil. Letzterer beschäftigt sich mit Bodeneigenschaften und Durchsickerung von Wasserrinhaltsstoffen bei ökologischer und herkömmlicher Landbewirtschaftung. Dabei interessiert insbesondere die Frage, ob und wie verschiedene Methoden der Landbewirtschaftung Stoffhaushalt und Stoffverlagerungen in der ungesättigten Bodenzone beeinflussen und ob aus den Erkenntnissen Handlungsstrategien zum Schutz und zur Sanierung landwirtschaftlich genutzter Flächen und des Grundwassers für den Untersuchungsraum entwickelt werden können.

2 Merkmale der verschiedenen Anbaumethoden

Neben den Begriffen biologisch-dynamischer- bzw. ökologischer Landbau werden in der Literatur häufig synonym die Bezeichnungen biologischer -, organisch-biologischer oder alternativer Landbau verwendet, obwohl sich jede dieser Wirtschaftsweisen - allerdings meist nur punktuell - in Zielen und Methoden unterscheidet. In der hier dargestellten Untersuchung wird eine konventionelle mit einer biologisch-dynamisch bewirtschafteten Parzelle verglichen. Daher sollen hier kurz die wichtigsten Merkmale des biologisch - dynamischen Landbaus skizziert werden.

Unter **biologisch - dynamischem Landbau** wird eine auf Rudolf Steiner zurückgehende Wirtschaftsweise verstanden. Bei dieser wird der landwirtschaftliche Betrieb (vielseitig, mit Viehhaltung) als ein Organismus mit geschlossenem Kreislauf angesehen, in welchem dem Boden die wichtigste Rolle zukommt.

Als oberstes Ziel wird die Bodenfruchtbarkeit formuliert. Der Energie- und Rohstoffeinsatz soll dabei auf ein Minimum reduziert werden. Durch schonende Bearbeitung soll die Bodenfauna geschützt werden. Synthetische Düngemittel und Unkrautbekämpfungsmittel kommen nicht zum Einsatz. Bei der organischen Substanz hat die Rottelenkung mit Kompostpräparaten eine zentrale Bedeutung. Die Unkrautbekämpfung erfolgt überwiegend mechanisch sowie durch breite Fruchtfolgen.

Der Pflanzenschutz geschieht möglichst vorbeugend, vor allem durch Schonung und Pflege von Nützlingen. Daneben werden Homkiesel-, Hommist- und Schachtelhalmpräparate sowie natürliche Substanzen (z. B. Pyrethrum, Schwefel u.a.) verwendet. Gedüngt wird weitgehend über Kompost. Vor allem Stickstoff wird nur organisch gebunden eingesetzt (Stallmist, Hornspäne, Brennnesseljauche) oder durch Leguminosenanbau im Boden angereichert.

¹ Diese bestand von Seiten der TU Darmstadt aus dem Inst. f. Wasserbau und Wasserwirtschaft (W. Schröder, D. Kunze, H. Montenegro), dem Inst. f. Geographie (O. Seuffert, H. P. Harres, L. E. Harres), dem Inst. f. Botanik (A. Schwabe-Kratochwil, C. Storm), dem Fachgebiet Wasserversorgung und Grundwasserschutz (J. Jäger, C. Brockmann) und der Arbeitsgruppe Chemische Analytik aus dem Fachbereich Materialwissenschaften (H. Ortnet, P. Hoffmann, H. Hock). Daneben waren das Inst. f. ländliche Strukturforshung (H. Priebe, A. Höll) von der J.W.-Goethe-Universität Frankfurt, die Südhessische Gas- und Wasser AG und die Stiftung „Land um die Stadt“ (E. Mühlich) beteiligt.

Insgesamt werden Nährstoffe in organischer Bindung bevorzugt (z. B. tierische Abfälle); daneben werden Algenkalk, Rohphosphat, Basaltmehl usw. benutzt. Zur Förderung der Bodenprozesse werden zusätzlich spezifische Pflanzenpräparate (u.a. Kamille, Eichenrinde, Baldrian) verwendet (KEIPERT, K. 1990, S. 7). Die Schädlingsbekämpfung wird auf ein Mindestmaß beschränkt. „Hauptziel des Wirtschaftens ist neben der landwirtschaftlichen Erzeugung die Gesunderhaltung dieses ganzen Kreislaufes (zwischen Boden - Pflanze - Tier - Mensch). Dabei wird ganz bewußt auf die Erzielung von Höchsterträgen und Höchstleistungen verzichtet, um eine möglichst umweltschonende Produktion von gesundheitlich unbedenklichen und biologisch hochwertigen Lebensmitteln zu ermöglichen“ (ARBEITSGEMEINSCHAFT ÖKOLOGISCHER LANDBAU, 1995, S. 2).

Ein Vergleich dieser typischen Merkmale mit denen des konventionellen Landbaus zeigt Tabelle 1. Insgesamt lässt sich feststellen, dass sich die konventionellen und alternativen Landbaumethoden hauptsächlich im Hinblick auf **Düngung** und **Pflanzenschutz** unterscheiden. Dies bedeutet allerdings nicht, dass sich bei den alternativen Landbaumethoden potentielle Gefahren für den Naturhaushalt (etwa durch Nitratauswaschungen in das Grundwasser) zwangsläufig ausschließen. Dies zeigt sich auch in bisher durchgeführten Vergleichsuntersuchungen.

3 Ergebnisse anderer Vergleichsuntersuchungen

Solchen Untersuchungen kann man entnehmen, dass sich eine - bezogen auf stoffhaushalts- und stofftransportbeeinflussende Parameter - vielseitige konventionelle landwirtschaftliche Bewirtschaftung in zahlreichen bodenphysikalischen und bodenchemischen Parametern nur unwesentlich von einer alternativen Bewirtschaftung unterscheidet (Tabelle 2). Bei einigen dieser Vergleichsuntersuchungen wurde nicht auf die Existenz weitgehend identischer Bodenverhältnisse geachtet. Nach Ansicht der Projektgruppe können jedoch pedogenetische Differenzierungen durchaus gravierende Folgen für den Stofftransfer haben. Daher müssen nicht unbedingt Anbauunterschiede für Abweichungen im Stoffhaushalt verantwortlich sein. Möglicherweise kommt (neben den klimatischen Rahmenbedingungen) den vorgegebenen Naturraumfaktoren (v. a. Bodenart, Bodentyp) ein nicht zu unterschätzender Stellenwert zu. Auch um dieser Frage nachzugehen, wurde das hier beschriebene Projekt durchgeführt.

4 Regionaler Bezug und Rahmenbedingungen

Die Messungen wurden in einem ausgewählten Gebiet in Griesheim westlich von Darmstadt vorgenommen² (Bild 1). Das Untersuchungsgebiet liegt in einem seit langer Zeit landwirtschaftlich genutzten Raum (insbesondere Gemüse und Sonderkulturen). Im hoch verdichteten Wirtschaftsraum Rhein-Main kommen Standorten wie diesem besondere Bedeutung zu, zumal solche für die Versorgung der Zentren mit unterschiedlichsten Agrarprodukten, Brauch- und Trinkwasser, Erholungs- und Regenerationsräumen etc. multifunktional beansprucht werden. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Nähe zu Entnahmepunkten eines Wasserwerkes der Südhessischen Gas- und Wasser AG.

² Es muß hier vorausgeschickt werden, dass sich die Ergebnisse auf diesen Raum, seine Naturraumstrukturen und vor allem auf die untersuchten Betriebe und Ackerschläge beziehen und daher nur bedingt auf andere Standorte übertragen werden können. Daneben werden - wie auch bei anderen Vergleichsuntersuchungen - „nur Teilaspekte bzw. Einzelkomponenten der Bewirtschaftungsweisen in Form von Exaktvergleichen (Parzellenversuche) ... und nicht die Systeme in ihrer Ganzheit untersucht“ (LINDENTHAL, T. und HEß, P., 1993, S. 78).

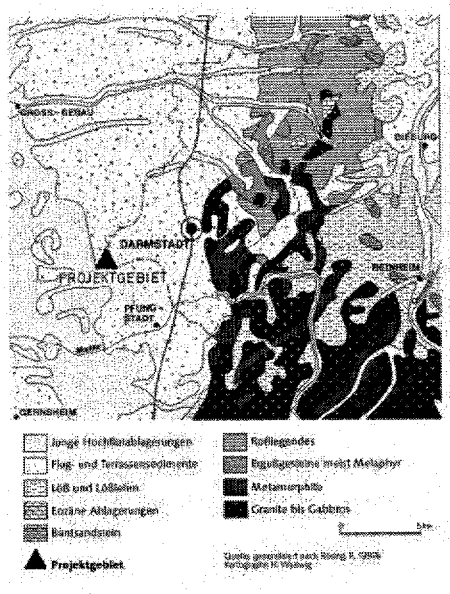


Bild 1: Geologische Übersicht und Lage des Projektgebietes

Tabelle 1: Vergleich typischer Merkmale im konventionellen und biologisch-dynamischen Landbau (verändert nach Harres, L.E., 1997)

	KONVENTIONELLE LANDWIRTSCHAFT	BIOLOGISCH –DYNAMISCHE LANDWIRTSCHAFT
Stoffeinträge	Hauptsächlich durch mineralische Düngung (v.a. NPKM) und Agrochemikalien, daneben org. Düngung (u.a. Gülle, Komposte, Klärschlamm)	Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel, Agrochemikalien u. Hormone, Einsatz spez. Pflanzenpräparate, organische Dünger (z.B. Mist, Kompost, Jauche), gezielte Rottesteuerung, natürliche Stickstoffanreicherung, Hornspäne
Beregnung	Abhängig von der angebauten Kultur; bei Sonderkulturen (Gemüsen, z. T. Obst) regelmäßig und intensiv	Selten (nie)
Mechanisierung Bodenbearbeitung	/ sehr hoher Grad der Mechanisierung in allen Arbeitsstufen (u. a Bearbeitung, Pflege und Ernte), häufig schwere Geräte	Abhängig von der Feldgröße gering bis ebenfalls hoch; überwiegend schonende mechanische Bodenbearbeitung
Fruchtfolge	Eng	Ausgewogen und vielseitig mit hohem Anteil bodenverbessernder Pflanzen
Heterogenität der Produkte	gering (Monokulturen)	Hoch (viele verschiedene Produkte auf engem Raum)
Durchschnittliche Betriebsgröße	hoch (oftmals Produktionsgenossenschaften)	Klein (Familienbetriebe)
Personaleinsatz	Gering	Deutlich erhöht
Natürliche biologische Artenvielfalt auf den Nutzflächen	relativ gering	Überwiegend hoch durch vielseitige Fruchtfolge und Nutzung (u. a. auch als Brachfläche)
Anfälligkeit der Kulturen und Erzeugnisse	extrem hoch (wegen Monokulturen schnelle Verbreitung von Schädlingen)	Gering (wegen Diversität und Fruchtfolgen) und natürlicher biologischer Artenvielfalt; „biologische Schädlingsbekämpfung“
Akzeptanz in der Öffentlichkeit	hoch, aber abnehmend („unbedingt notwendig zur Versorgung der Massen“)	Mittel, aber ansteigend (alternative Methoden sind zunehmend „in“)
Transport und Vermarktung	Transport z. T. über weite Strecken; Vermarktung fast ausschließlich über Zwischenhändler	Überwiegend dezentral (Direktvermarktung); minimale Transportwege
Erträge	bei optimalen Bedingungen sehr hoch	Auch bei optimalen Bedingungen unter dem Niveau der konventionell betriebenen Landwirtschaft
Zielsetzung der Erzeuger „Philosophie“	Maximierung der Erträge (bzw. Maximierung der Unternehmensgewinne)	Schaffung von geschlossenen Stoffkreisläufen, Schonung der natürlichen Ressourcen, Unternehmensgewinn

Tabelle 2: Auf Anbaumethoden zurückführbare Unterschiede verschiedener bodenchemischer und bodenphysikalischer Parameter. (verändert nach Harres, L.E., 1996)

Bodenchemie und Bodenphysik			
Parameter	Anbaubedingte Unterschiede	Böden/ Standorte	Quelle
KAK	* keine * keine	nicht identische Bodentypen * s. o.	* Diez u. Weigelt (1986) * Gehlen (1987)
Basen- sättigung	* keine * keine	* s. o. * s. o.	* Diez u. Weigelt (1986) * Gehlen (1987)
PH-Werte	* > auf altern. Flächen * > auf altern. Flächen * > auf altern. Flächen * keine * keine	* s. o. * Parabraunerden auf Löß * nicht identische Bodentypen * Lößstandorte * nicht identische Bodentypen	* Diez u. Weigelt (1986) * Mäder et al. (1995) * L. anst. f. Pflanzenbau Forchheim (1986) * König u. Sunkel (1989) * Gehlen (1987)
Phosphor- gehalte	* > auf konv. Flächen * > auf konv. Flächen * keine	* s. o. * Parabraunerden auf Löß * nicht identische Bodentypen	* Diez u. Weigelt (1986) * Mäder et al. (1995) * Gehlen (1987)
Kalium- gehalte	* > auf konv. Flächen * > auf konv. Flächen * > auf konv. Flächen * keine	* s. o. * Parabraunerden auf Löß * nicht identische Bodentypen* * s. o.	* Diez u. Weigelt (1986) * Mäder et al. (1995) * L. anst. f. Pflanzenbau Forchheim (1986) * Gehlen (1987)
Magnesium - gehalte	* > auf altern. Flächen * > auf altern. Flächen * keine	* s. o. * s. o. * s. o.	* Diez u. Weigelt (1986) * L. anst. f. Pflanzenbau Forchheim (1986) * Gehlen (1987)
Gesamt N	* keine * keine	* Lößstandorte * nicht identische Bodentypen	* König u. Sunkel (1989) * Gehlen (1987)
C/N – Verhältnis	* keine * keine * keine	* Lößstandorte * nicht identische Bodentypen * s. o.	* König u. Sunkel (1989) * Welp (1993) * Gehlen (1987)
Pot. Nitrat- auswaschun g	* > auf konv. Flächen * > auf konv. Flächen	* Lößstandorte * nicht identische Bodentypen	* König u. Sunkel (1989) * Paffrath (1993)
Ammonium - gehalte	* keine	* s. o.	* Paffrath (1993)*
Schwermeta ll- gehalte	* keine * keine * keine	* s. o. * Lößstandorte * nicht identische Bodentypen	* Diez u. Weigelt (1986) * König u. Sunkel (1989) * Welp u. Brümmer (93)
N min Gehalte	* keine	* s. o.	* Paffrath (1993)*
Porengröße n	* keine * keine	* s. o. * s. o.	* Borchert (1986) * Gehlen (1987)
Poren- volumen	* keine * keine * keine	* s. o. * Parabraunerden auf Löß * nicht identische Bodentypen	* Borchert (1986) * Mäder et al. (1995) * Gehlen (1987)
Bodendicht e	* keine * keine	* s. o. * Parabraunerden auf Löß	* Borchert (1986) * Mäder et al. (1995)
Aggregat- stabilität	* < auf altern. Flächen * keine * keine	* nicht identische Bodentypen * Lößstandorte * Parabraunerden auf Löß	* Borchert (1986) * König u. Sunkel (1989) * Mäder et al. (1995)

Da es sich im Untersuchungsgebiet um ausgedehnte Sandflächen handelt (Bild 1), setzt die agrarwirtschaftliche Nutzung eine regelmäßige Düngung und Bewässerung voraus. Die Sande (v. a. „Ältere“ - und „Jüngere Flugsande“) verfügen über eine geringe Wasserhaltefähigkeit und eine schlechte Nährstoffspeicherung. Eine Auswaschung aufgebrachtter Stoffe ist daher leicht möglich.

Da - wie erwähnt - bei bisherigen Vergleichsuntersuchungen häufig nicht auf die Homogenität wichtiger stoffhaushaltsbeeinflussender Parameter (wie beispielsweise Bodenaufbau und Bodendifferenzierung) geachtet wurde, hat die Arbeitsgruppe Wert darauf gelegt, dass auf den Untersuchungsflächen in Griesheim weitgehend gleiche Rahmenbedingungen herrschten. Um solche zu erhalten, wurden vor Beginn der eigentlichen Untersuchungen die Böden mit Hilfe eines engmaschigen Proberasters kartiert. Es zeigte sich, dass auf den völlig ebenen Sandflächen gravierende Unterschiede im Bodenaufbau existieren, die dadurch zustande kommen, dass es sich um ein eingeebnetes ehemaliges Dünenrelief handelt, bei dem häufig ältere kalkhaltige Flugsande unter jüngeren kalkfreien Sanden liegen. Bodentypologisch ließen sich die meisten Böden als gebänderte Sandbraunerden ansprechen. Die Tiefenlage der kalkhaltigen Horizonte wechselt kleinflächig. Gleiches gilt auch für Tiefenlage, Mächtigkeit und Ausbildung von Bt-Horizonten. Da beiden Parametern eine wichtige Rolle sowohl bei Stoffverlagerungen als auch bei Mobilisierungen/Immobilisierungen zukommt, wurden die Meßparzellen auf weitgehend gleichen Böden angelegt (Bild 2).

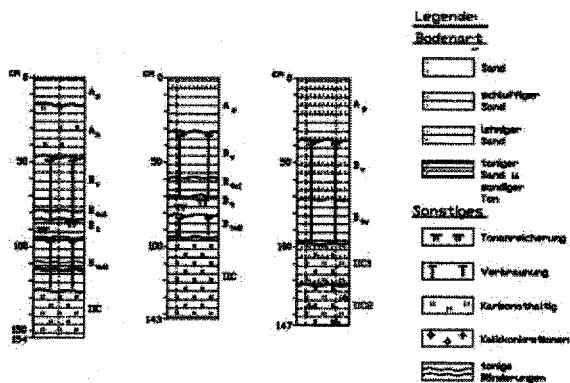


Bild 2: Bodenprofile an den drei Standorten; Links: BRA, Mitte: ÖLB, Rechts: KLB

Alle Böden verfügen über mehrere, meist geringmächtige Bt-Horizonte sowie unterlagernde kalkhaltige (und dichter gelagerte) „Ältere Flugsande“. Die biologisch-dynamische bewirtschaftete Versuchsparzelle befindet sich auf einem Acker des Eichwaldhofes, der seit 1948 nach den oben beschriebenen Richtlinien bewirtschaftet wird. Bearbeitet werden knapp 100 ha. Davon entfallen etwa 2/3 auf Ackerland und 1/3 auf Grünland. Der Viehbesatz beträgt zur Zeit 1,3 Großvieheinheiten je Hektar.

5 Material und Methode

Auf einer der ackerbaulich genutzten Parzellen des biologisch-dynamischen Landbaus sowie auf einem konventionell bewirtschafteten Acker und auf einer Fläche mit Dauerbrache (NSG

Griesheimer Düne) wurden 3 Meßfelder angelegt. Aussehen und Aufbau der Meßfelder sind in den Bildern 3 und 4 dokumentiert. Um ein Betreten der Meßparzelle zu verhindern, (Verdichtung des Oberbodens, Zerstörung des Bewuchses etc.) wurde ein Holzsteg angelegt, von dem aus die Geräte abgelesen und gewartet worden sind. Auf den Parzellen fand eine kontinuierliche Erfassung folgender Parameter statt

- des Niederschlags- (und Beregnungs)eintrags (Pluviometer, Niederschlagsschreiber, Sammelgefäße),
- der Bodenfeuchte (Neutronensonde 25 cm - Abschnitte bis 320 cm unter der GOF sowie graphimetrisch),
- der Bodensaugspannung³ (Tensiograph/Tensiogeber in 55 und 110 cm Tiefe).
- und der Bodentemperaturen (Thermofühlern/Thermoschreiber in 5, 20 und 55 cm Tiefe).

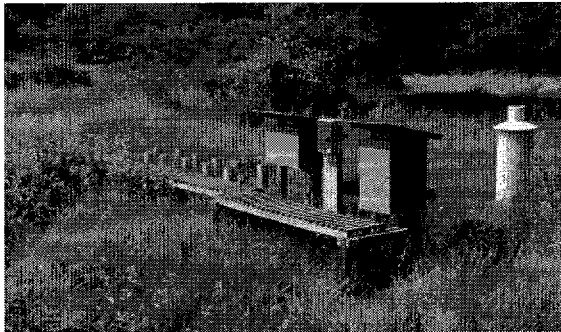


Bild 3: Foto Meßfeld in der Brache

³ Die Saugspannungswerte wurden alle 3 Minuten aufgezeichnet und viertelstündlich als arithmetisches Mittel dieser Werte im Datalogger gespeichert.

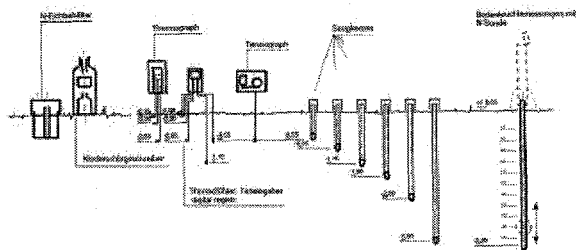
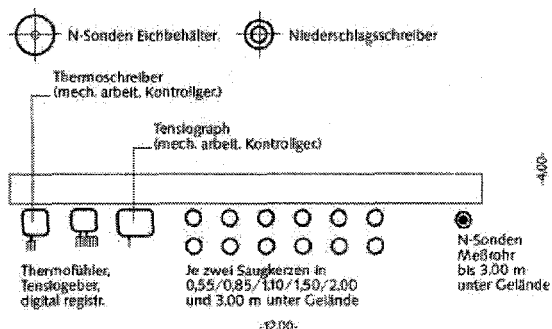


Bild 4: Aufbau der Messfelder im Grundriss und Schnitt

Daneben wurden die Infiltrationsraten (Doppelringinfiltrrometer) erfasst. Regelmäßig (sechsmal pro Jahr) wurden Bodenwasserproben (je zwei Saugkerzen in 55, 85, 110, 150, 200 und 300 cm Tiefe) und Bodenprofile (bis 300 cm Tiefe, je Profil 8 Horizonte/Schichten) gewonnen. Darüber hinaus fand eine horizontbezogene Ermittlung der Bodendichte (Stechzylinderproben) statt. Außerdem wurden regelmäßig die biologischen und mikrobiologischen Parameter (ober- und unterirdische Biomasse, pflanzensoziologische Aufnahmen der Kultur- und Segetalpflanzen, Diasporenbank, Lebendkeimzahlen der Böden) erfasst und kartiert.

Analysiert wurden die Boden-, Wasser- und Pflanzeninhaltsstoffe (Ernteprodukte) sowie die Düngemittel und das Bergnusswasser. Dabei wurde Chlorid, Phosphat, Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium, org. N-Verbindungen, N_{min} , Na, K, Mg, Ca, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg (Gesamtgehalte und Eluate) sowie der Korngrößenverteilungen, pH-Werte, Humusgehalte, Glühverluste, Carbonatgehalte und Pestizide bestimmt. Nach Abschluß der Geländeuntersuchungen fand eine numerische Modellierung der Bodenwasserverhältnisse mit dem Programm Hydrus 2D statt.

6 Ergebnisse⁴

Niederschlagsuntersuchungen

Die Messungen des Input-Parameters Niederschlagseintrag (Menge und Qualität) ergab die in Tabelle 3 dargestellten Ergebnisse. Trotz unterschiedlicher Niederschlagsstrukturtypen und stellenweise kleinräumig begrenzter Niederschlagsfelder zeigte es sich, dass die Niederschlagseinträge auf allen Parzellen annähernd gleich hoch waren. Lediglich die im konventionellen Landbau wesentlich höheren Beregnungsgaben im Sommer 1995 (im August doppelt soviel Beregnungswasser wie natürliche Niederschläge) modifizierten dieses Bild. Wie sich bei den Untersuchungen zum Stoffhaushalt zeigte, kommen diesen erhöhten Wassergaben eine zentrale Rolle für den Stofftransport in der ungesättigten Zone zu, da sie die effektive Sickerwassermenge stark erhöhen. Dadurch steigen - trotz z.T. ähnlicher Grundgehalte in den Böden - die verlagerten Stoffmengen insbesondere auf der konventionell genutzten Fläche deutlich an.

Bemerkenswert waren jedoch neben diesen Mengenunterschieden vor allem die Unterschiede in den Konzentrationen der einzelnen Verbindungen. Durch Multiplikation der Konzentrationen mit den Wassermengen in den einzelnen Sammelgefäßen (Summe aus trockener und nasser Deposition) wurde die eingetragene Stoffmenge in g/ha x Monat für die einzelnen Parzellen ermittelt (Tabelle 4). Auch wenn diese Werten nur als semiquantitativ anzusehen sind, machen sie doch deutlich, dass

- sich die Werte im biologisch-dynamischen Landbau und auf der Dauerbrache weitgehend gleichen, und dass sie
- auf der konventionellen Fläche z.T. beträchtlich über denen der beiden anderen Parzellen liegen (grau hervorgehobene Flächen).

Somit finden sich bereits bei diesen - meist als konstant betrachteten Inputparametern - grundlegende Unterschiede, die für Stoffhaushaltsdifferenzierungen eine wichtige Rolle spielen können.

⁴ Die chemischen Analysedaten wurden größtenteils im FG Chemische Analytik (FB materialwissenschaften der TUD) von Hock, H., Hoffmann, P. und Ortner, H.M. erarbeitet

Tabelle 3: Niederschläge und Beregnungen auf den Meßparzellen im Untersuchungszeitraum

Jahr	Monat	Niederschlags-(+ Beregnungs) menge (mm)		
		KLB	ÖLB	BRA
1995	01.-27. Juli	45 (+ 29)	44	44
	August	51 (+ 91)	53 (+ 8)	53
	September	92	90	92
	Oktober	41	40	41
	November	32	34	33
	Dezember	46	46	46
1996	Januar	03	02	01
	Februar	37	38	38
	März	17	15	16
	April	14 (+17)	14	14
	Mai	76	79	77
	Juni	40 (+8)	40	40
	Juli	69	73	61
	August	51	49	52
	Summe			
	15.6.-31.12.95 (ohne 28.07.- 31.07)	307 (+ 120)	307 (+ 8)	309
	1.1. - 31.08.1996	307 (+25)	310	299

Tabelle 4: Über den Gesamtzeitraum der Untersuchung gemittelte monatliche Einträge trockener und nasser Depositionen (Niederschläge + Beregnung)

Anion/Kation/ Verbindung	Parzelle	Eingetragene Stoffmengen in (g / ha x Monat)	Verhältnis der eingetr. Stoffmengen (BRA = 1)
Chlorid:	KLB	6813	7,3
	ÖLB	1139	1,2
	BRA	914	1,0
Nitrit:	KLB	47	1,2
	ÖLB	46	1,2
	BRA	39	1,0
Nitrat:	KLB	2344	1,1
	ÖLB	2065	1,0
	BRA	2121	1,0
Phosphat:	KLB	213	3,4
	ÖLB	87	1,4
	BRA	62	1,0
Sulfat:	KLB	52504	21,8
	ÖLB	4100	1,7
	BRA	2410	1,0
Na	KLB	3462	10,4
	ÖLB	309	0,9
	BRA	334	1,0
K	KLB	1562	3,3
	ÖLB	520	1,1
	BRA	479	1,0
Mg	KLB	3611	22,2
	ÖLB	200	1,2
	BRA	163	1,0
Ca	KLB	15252	21,1
	ÖLB	1137	1,6
	BRA	726	1,0
NH4	KLB	869	1,6
	ÖLB	655	1,2
	BRA	539	1,0

Als Ursache lassen sich zwei Randbedingungen erkennen. So zeigt sich an den Chloridkonzentrationen (Bild 5) im Niederschlagswasser, dass diese auf der Fläche des konventionellen Landbaus jeweils nach den Beregnungen im Sommer 1995 extreme Peaks aufweisen. Dies gilt auch für die Juliwerte im biologisch-dynamischen Landbau.

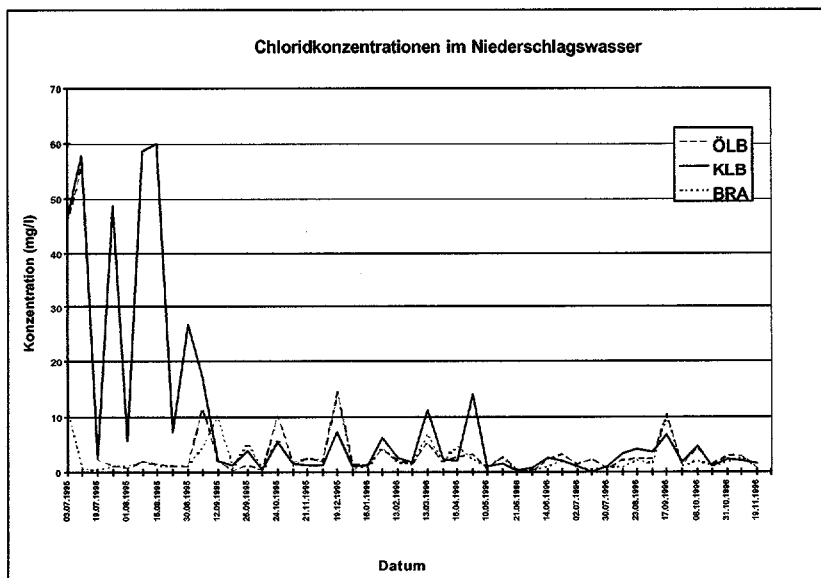


Bild 5: Chloridkonzentrationen in den Niederschlagsproben des Untersuchungszeitraums

Das Beregnungswasser stammt aus dem obersten Grundwasserleiter, der durch Versickerungen von aufbereitetem Rheinwasser aufgefüllt wird. Die Ergebnisse zeigen, dass nicht nur die Beregnungsmenge, sondern auch die Wasserqualität bei Stoffflüssen in der ungesättigten Zone zu berücksichtigen ist.

Der zweite wichtige Faktor lässt sich an den pH-Werten der Niederschlagsproben erkennen (Bild 6). So liegen auf der Brache in den Sommermonaten die pH-Werte durchwegs deutlich unter denen der landwirtschaftlichen Flächen, weil die geschlossene Vegetationsdecke und die umgrenzenden Heckenzüge sommerliche Verwehungen kalkhaltiger Sande eingrenzen. Daher können diese die Niederschlags-pH-Werte hier nur unwesentlich abpuffern. Dies zeigt sich v.a. im Sommer 1995 und abgeschwächt auch im Sommer 1996. Während dieser Zeit wird auch deutlich, dass das nicht windgeschützte freie Feld der konventionellen Landwirtschaft verstärkt dem Input von Stoffen aus den benachbarten Äckern ausgesetzt ist, was z.T. beträchtliche Modifikationen bei den Eintragsparametern verursacht, obwohl die Parzellen nur wenige 100 Meter voneinander entfernt liegen.

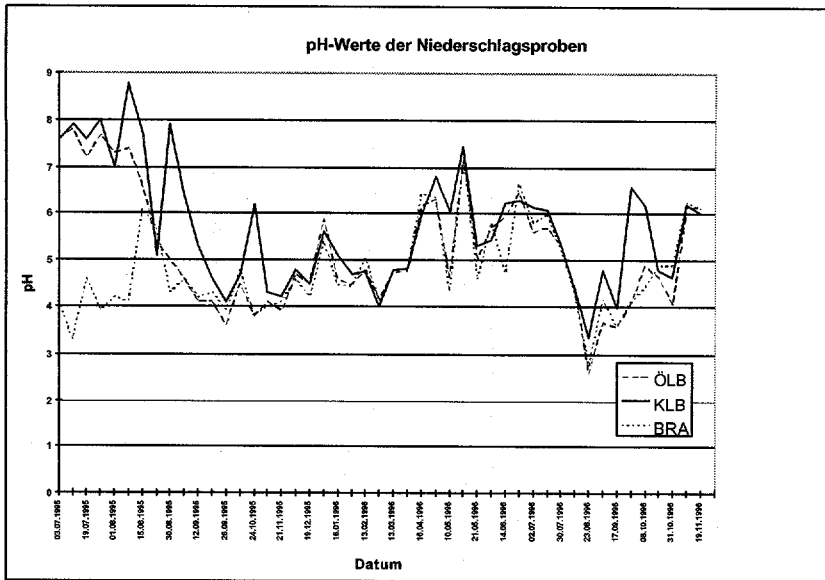


Bild 6: pH-Werte in den Niederschlagsproben des Untersuchungszeitraums

Bodenuntersuchungen

In dem gekappten und eingeebneten Dünenrelief des oberflächennahen Untergrunds variieren die Basislagen der karbonathaltigen Älteren Flugsande - und somit die **Carbonatgehalte** - auf allen Flächen (Bild 7). Diese standörtlichen Differenzierungen bedingen auch Abweichungen in den Tiefenkurven der pH-Werte und beeinflussen durch Immobilisierungsvorgänge die Verlagerung einzelner Stoffe (z. B. Cadmium).

Während sich diese Parameter weitgehend unabhängig von der Bearbeitungsmethode darstellen, lassen sich die **Humusgehalte** mit Nutzungsaspekten korrelieren. Zwar variieren diese untereinander ebenfalls, dennoch wird deutlich, dass sie in den oberen Schichten generell in der Reihenfolge Brache, biologisch-dynamische Fläche, konventionelle Fläche fallen. Somit verfügt - beim Vergleich der beiden agrarisch genutzten Parzellen - die alternativ genutzte Fläche im Oberboden über signifikant höhere Humusgehalte (Bild 8). Die kleineren Werte auf der konventionell bewirtschafteten Fläche werden mit starkem Pflanzenentzug und geringerer organischer Düngung in Zusammenhang gebracht. Diese Sachverhalte spielen - wie noch gezeigt wird - eine wichtige Rolle bei Stoffhaushaltsfragen.

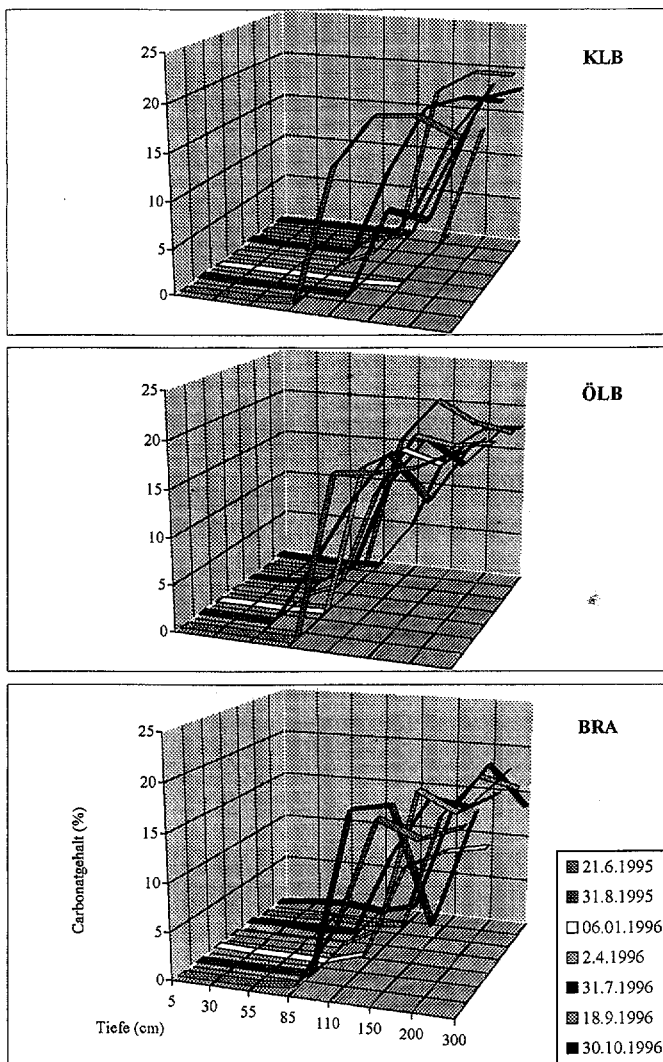


Bild 7: Carbonatgehalte in den Böden der drei Meßparzellen (die fortlaufenden Probenahmetermini erfassen die Längserstreckung der jeweiligen Parzelle) aus: Hock, H., 1999, S.187)

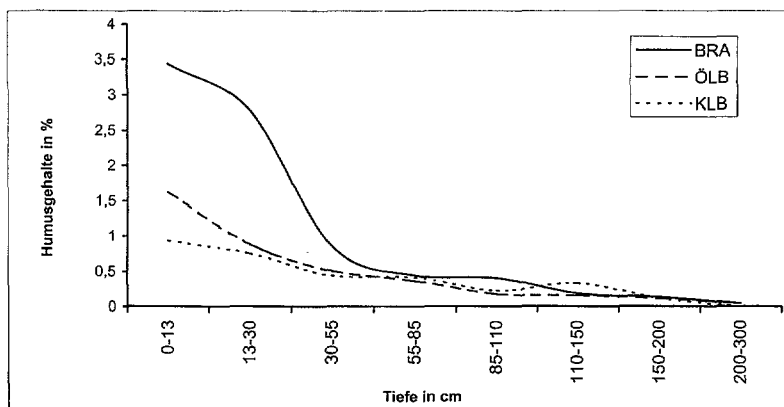


Bild 8: Humusgehalte auf den drei Parzellen

Neben diesen Parametern wurden bei den **Bodenproben** die Konzentrationen von Kationen, Anionen sowie verschiedenen organischen Verbindungen gemessen. Der Gehalt an den untersuchten **Organochlorpestiziden, Stickstoff-Phosphor-Pestiziden, Phenylharnstoff-Pestiziden und Phenoxyalkancarbonsäuren** lag dabei bis auf das **Insektizid DIMETHOAT** unterhalb der Nachweisgrenze. Letzteres wurde in den oberen 5 cm der konventionell bewirtschafteten Fläche in einer Konzentration von 2200 µg/kg nachgewiesen. Es handelt sich um ein seit 1991 zugelassenes Insektizid, das jedoch in Wasserschutzgebieten nicht erlaubt ist. Der Einsatz ist kritisch zu beurteilen, da bisher keine sicheren Informationen über dessen Rückstandsverhalten vorliegen (KOCH, R., 1989, S. 213; EBING, W., 1985, S. 53).

Aus den **Schwermetallanalysen** ließen sich nur schwache anbaubedingten Unterschiede nachweisen. Trotz der, in der konventionellen Landwirtschaft verstärkt praktizierten, sommerlichen Beregnungen sind langjährige Verarmungen des Bodens an den untersuchten Kationen nicht zu beobachten (Tabelle 5), obwohl bei einzelnen Elementen größere Verlagerungsmengen auffielen. Die substratabhängigen hohen Carbonatgehalte in Tiefen ab ca. 1 Meter (d. h. mit Beginn der kalkhaltigen älteren Flugsanddecken) wirken hierbei durch ihre pH-Wert erhöhenden Eigenschaften als Zonen der Immobilisation. Damit sind v. a. Standorteigenschaften dominant, während unterschiedliche Einflüsse der Anbaumethode untergeordnet bleiben. Anzumerken ist allerdings, dass sich an den Schwermetallkonzentrationen die frühere militärische Nutzung des gesamten Untersuchungsgebietes als Schießplatz vielfach erkennen läßt (u.a. durch deutlich über der geogenen Grundlast liegende Bleigehalte).

Auch bei den mittleren Konzentrationen von **Natrium** zeigen sich kaum Unterschiede zwischen allen Parzellen. Lediglich **Kalium** weist auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen deutlich höhere Gehalte auf als auf der Brache. Allerdings unterscheiden sich auch hier die beiden Wirtschaftsweisen kaum.

Tabelle 5: Mittlere Konzentrationen einzelner Kationen in den Böden in mg/kg TG

Element	Mittlere Konzentrationen einzelner Kationen in den Böden in mg/kg TG		
	KLB	ÖLB	BRA
Blei	27,0	21,9	26,9
Kupfer	4,7	5,0	4,4
Cadmium	0,519	0,497	0,392
Nickel	6,5	7,3	7,0
Zink	24,6	24,6	23,1
Chrom	15,1	16,7	13,1
Natrium	90,0	88,7	83,8
Kalium	3288	3188	1344

Während sich somit in den über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelten Konzentrationen kaum Differenzen ergeben, weisen die Tiefenverteilungskurven aber – zumindest bei einzelnen Elementen – auf die Existenz anbaubedingter Unterschiede hin. Exemplarisch sei dies für Cadmium dargestellt (Bild 9), welches düngungsbedingt auf der konventionell genutzten Fläche über deutlich höhere Gehalte in den Oberböden verfügt als auf dem biologisch-dynamisch genutzten Acker.

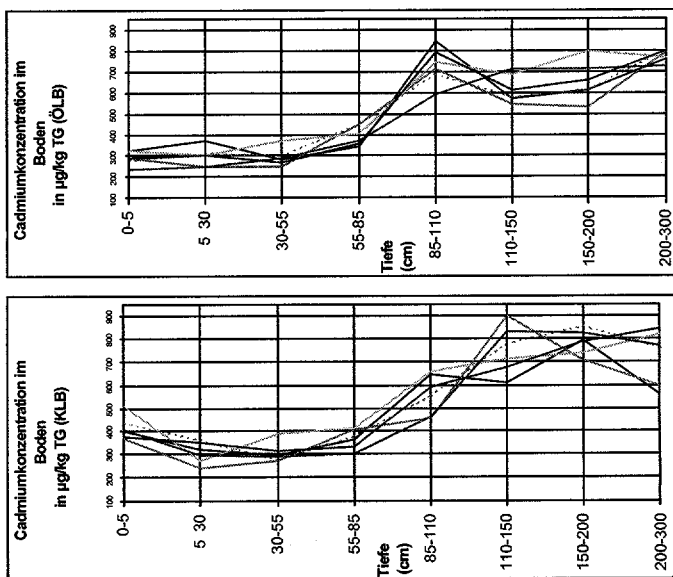


Bild 9: Tiefenverteilungskurven der Cadmiumkonzentrationen auf den beiden agrarwirtschaftlich genutzten Parzellen zu 6 verschiedenen Zeitpunkten (aus: Harres, L.E., 1997)

Vorräte an mineralischem Stickstoff ($N_{\min}$)⁵

Zusätzlich zu den bisher beschriebenen Untersuchungen auf den Meßflächen fanden 1996 elf Probenahmen auf den Ackerschlägen statt, um den $N_{\min}$ -Gehalt (Nitrat- und Ammonium-Stickstoff) zu ermitteln (HERGET 1997). Erfasst wurden die Bodenhorizonte 0-30 und 30-60 cm. Es zeigte sich, daß die Ammonium-Gehalte (mit Ausnahme des Frühjahres) sehr gering sind, da die Nitrifikation aufgrund der neutralen bis schwach sauren Bodenverhältnisse nahezu vollständig verläuft. $N_{\min}$ wird folglich durch das Nitrat und seine Dynamik geprägt. Bild 10 zeigt den Jahresverlauf.

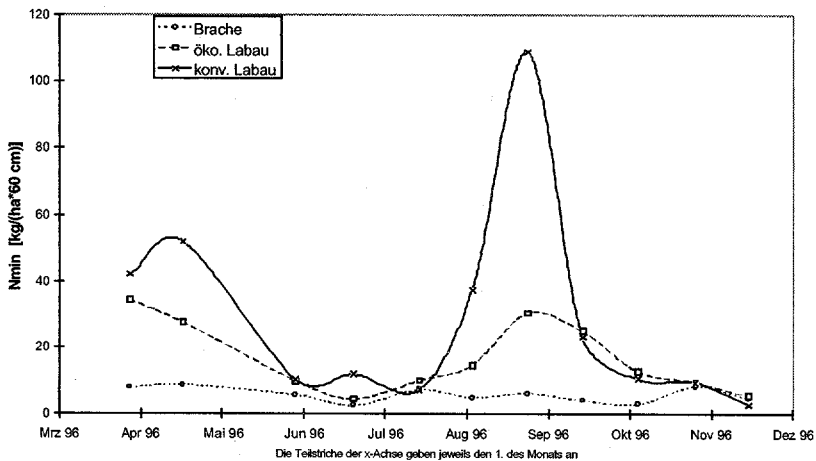


Bild 10: Jahresgang des $N_{\min}$ -Vorrates in den Böden in kg/ha

Man erkennt die auf der Brache ganzjährig niedrigen Gehalte. Beim KLB und ÖLB zeigt sich demgegenüber die für ackerbaulich genutzte Standorte typische Dynamik mit Maxima im April (Düngung) und Ende August (Mineralisation der Ernterückstände). Der KLB weist dabei erheblich höhere Werte auf als der ÖLB; im Herbst kommt hier zum mineralisationsbedingten Nitratschub noch die mineralische Düngung der Nachfrucht.

Hohe $N_{\min}$ -Gehalte im Frühjahr sind notwendig für die Entwicklung der Kulturpflanzen. Auf den sandigen Böden mit geringer Sorptionskapazität unterliegt Nitrat aber auch potentiell der Auswaschung. Dies gilt vor allem für die $N_{\min}$ -Vorräte im Herbst und Winter, da hier keine Aufnahme durch die Anbaufürchte mehr erfolgt.

Im Hinblick auf eine mögliche Grundwassergefährdung durch Nitrat-Auswaschung lassen sich die Ergebnisse wie folgt bewerten: Die $N_{\min}$ -Vorräte der Brache sind mit durchschnittlich 6 kg/(ha*60 cm) sehr niedrig, so daß ganzjährig kaum eine Auswaschungsgefahr bestehen dürfte. Demgegenüber werden nach der Ernte beim ÖLB 30 kg/(ha*60 cm) und beim KLB sogar 109 kg/(ha*60 cm) erreicht. Biomasse-Untersuchungen (HERGET 1997 und unpublizierte Daten) haben jedoch gezeigt, daß zu diesem Zeitpunkt der Bedarf der

⁵ Autor: Dr. Christian Storm, Institut für Botanik, TU Darmstadt

aufwachsenden Nachfrucht sehr niedrig ist. Diese Nitrat-Vorräte sind daher stark auswaschungsgefährdet.

Bodenwasseruntersuchungen

Aus zahlreichen Arbeiten (z.B. WESSOLEK, G. u. REENTS, H. J.; 1990) ist bekannt, dass besonders unter gedüngten landwirtschaftlich genutzten Sandböden ohne Zwischenfruchtanbau mit hohen Auswaschungsraten speziell von Stickstoffverbindungen⁶ zu rechnen ist. Darauf lassen auch die zu verschiedenen Zeitpunkten aufgenommenen Tiefenprofile der Nitratkonzentrationen schließen von denen hier exemplarisch die Kurvenverläufe zwischen dem 21.06. und 05.09.1995 dargestellt sind (Bild 11).

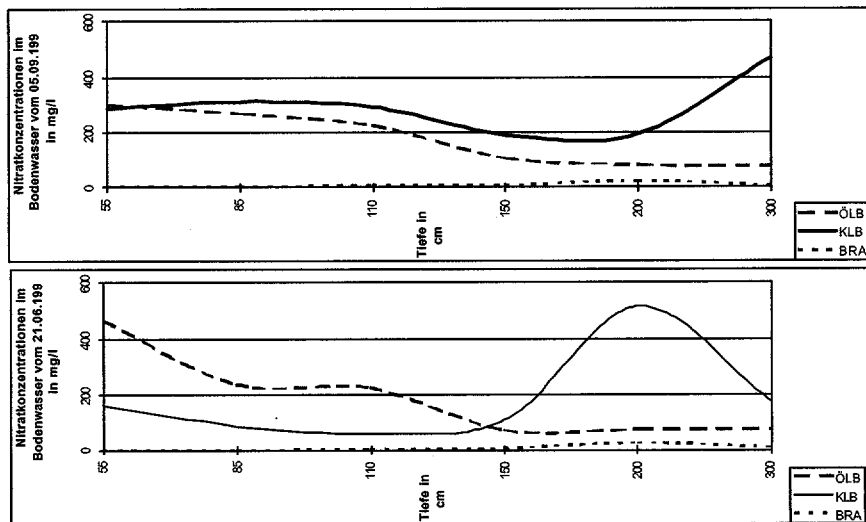


Bild 11: Ausgewählte Tiefenprofile der Nitratkonzentrationen

Die Hauptauswaschungsperiode von Nitrat auf den Ackerböden liegt zwischen der Ernte einer Frucht und der Hauptvegetationsperiode der darauffolgenden Frucht. Denn die descendente Sickerwasserbewegungen sind außerhalb der Vegetationsperiode (geringer bzw. fehlender Pflanzenbewuchs) im Winterhalbjahr am stärksten ausgeprägt. „Während dieser Zeit steigt die Sickerwassermenge auch parallel zur Gesamtniederschlagshöhe des Standortes an“ (HEß, J., ET AL., 1992, S. 11). Während der Vegetationsperiode verhindert die Evapotranspiration einen derartigen Bodenwasserverlauf meist vollständig. Ein hoher Wasserbedarf der Kulturpflanzen kann ggf. mit einer sommerlichen Beregnung abgedeckt werden.

Aus Bild 11 lassen sich zwar Differenzen zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen erkennen. Es wird aber deutlich, dass sich die Maximalkonzentrationen kaum unterscheiden. Lediglich am 05.09.1995 übertrifft die Nitratkonzentration in 200 cm Tiefe auf der

⁶ Daher wurden, um den Nitratanteil im Bodenwasser zu verringern, Minimierungsansätze (z. B. DIERCKS, R., 1986) vorgeschlagen. Dazu zählen: Vermeidung unnötiger Überdüngung ($N_{\min}$ -Methode), Düngerstaffelung, Blattdüngung, Beachtung des Löslichkeitsgrades der Stickstoff-Dünger, Zwischenfruchtanbau und die Reduktion des Aufbringens von Jauche und Gülle in der vegetationsfreien Zeit.

konventionell bewirtschafteten Fläche die Werte auf der biologisch-dynamischen Bewirtschaftung deutlich. Der Einfluß der unterschiedlichen Dünger und Bearbeitungsmaßnahmen ist demnach, bezogen auf die Quantität der Nitratproblematik vernachlässigbar. Allerdings scheint die Verlagerung der Nitratspitzen bei der konventionellen Bewirtschaftung schneller zu verlaufen. Dafür sind jedoch vermutlich die Beregnungen verantwortlich. Es muß offen bleiben, inwiefern sich diese Prozesse bei einer gleichartigen Beregnung im biologisch-dynamischen Landbau verhalten würden und ob es dann dort zu einer ähnlichen Verlagerung kommen würde.

Bezogen auf Nitrat ergab sich, dass 1995 auf dem konventionell genutzten Acker im Vergleich mit der alternativ bewirtschafteten Parzelle vor allem die beregnungsbedingten größeren Sickerwasserraten die Verlagerungsmengen⁷ erhöht haben. Da 1995 die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser durchschnittlich weitgehend gleich waren (Bild 12), muß man davon ausgehen, dass diese offenbar ziemlich anbaumethodenunabhängig sind. Damit kommt der Beregnung durch die dadurch ausgelösten höheren Sickerwasserraten eine zentrale Rolle für die Nitratauswaschung aus dem Wurzelraum zu. Der Einfluß der Beregnung war somit größer als die unterschiedlichen Mengen und Eigenschaften der Düngemittel.

Die künstliche Erhöhung der Bodenwassermenge durch Beregnung ist allerdings kein Merkmal der konventionellen Anbaumethode. Auch im biologisch-dynamischen Landbau wurde - allerdings in viel geringerem Maße - beregnet. Der ausschließliche Einsatz von hofeigenen organischen Düngern kann im biologisch-dynamischen Landbau - auf die Nitratproblematik bezogen - zu einem ähnlichen Konfliktpotential führen wie in der konventionellen Landwirtschaft. Die Untersuchung im beregnungsarmen Jahr 1996 zeigen darüber hinaus den großen Einfluß, den die Wahl des Anbauproduktes für die Nitratproblematik besitzt (Bild 12). Pflanzliche Eigenschaften (Wurzelsystem, Transpirationsrate, Primärproduktion) spielen dabei eine wichtige Rolle. Unter dem 1996 angebauten Roggen war die Sickerwassermenge deutlich geringer als unter Kartoffeln. So kam es - trotz der z.T. höheren Konzentrationen - nur zu geringen Verlagerungen der oberflächlich eingebrachten Stickstoffverbindungen.

Ähnliche Zusammenhänge ergaben sich bei den anderen Anionen sowie bei den Kationen, deren mittleren Gehalte Bild 13 zeigt. Auffällig ist hier allerdings, dass einzelne Ionen (bei annähernd gleichen Gehalten auf den verschiedenen Parzellen) im Boden der humusreicheren Oberbodenschicht der alternativen Fläche verstärkt adsorbiert werden, so dass hier weitaus geringere Mengen in das Bodenwasser übertreten als im Bereich der konventionellen Landwirtschaft. Daher kommt es dort zu schnelleren Verlagerungen, die stark mit den Beregnungen und der zu vermutenden Übersättigung der vorhandenen Austauschplätze korrelieren. Bild 14 zeigt dies am Beispiel der Tiefenverteilungskurven von Kalium.

⁷ Da die Sickerwassermengen mit den installierten Meßeinrichtungen nicht erfasst werden konnten, können keine detaillierten Angaben über die Mengen der verlagerten Stoffe gemacht werden.

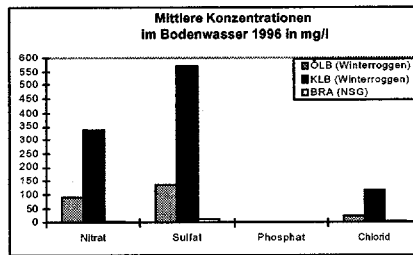
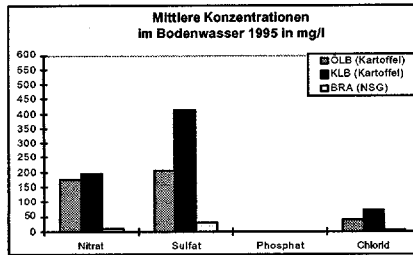


Bild 12: Mittlere Konzentrationen ausgewählter Verbindungen im Bodenwasser (gemittelt über alle Tiefenstufen und Zeitpunkte)

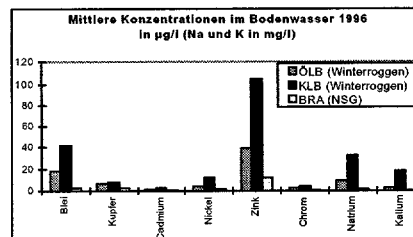
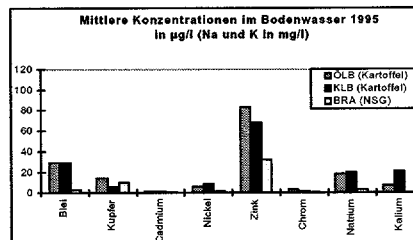


Bild 13: Mittlere Konzentrationen ausgewählter Kationen im Bodenwasser (gemittelt über alle Tiefenstufen und Zeitpunkte)

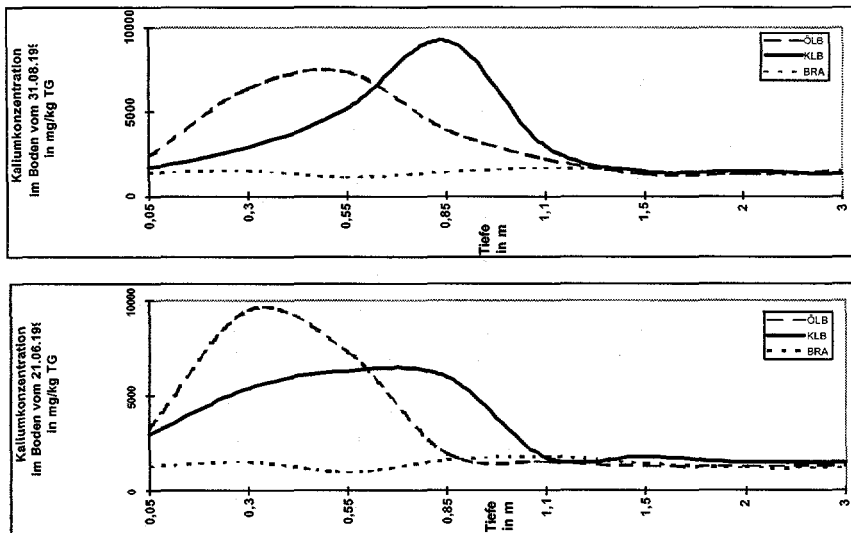


Bild 14: Ausgewählte Tiefenprofile der Kaliumkonzentrationen

Bodenwasserhaushalt

Um den Bodenwasserhaushalt zu erfassen und zu modellieren, wurden die Speichereigenschaften der Böden (Wassergehalts- und Saugspannungskurven) sowie die ungesättigten Leitfähigkeiten (Durchlässigkeitseigenschaften) im Labor ermittelt.

Die bisher durchgeführten Wasserhaushaltsuntersuchungen zeigen, dass die Bodenfeuchte auf der Parzelle des biol.-dyn. Landbaus während eines Trockenjahres im Oberboden signifikant größer ist als im konventionellen Landbau. Dadurch erhöhen sich gegenüber diesem die Evaporationswerte während sich die Tiefensickerung verringert. Haupteinflussfaktoren dafür sind offenbar die höheren Humusgehalte sowie bodenstrukturelle Unterschiede. Die Modellierung ist noch nicht abgeschlossen.

Obwohl der Boden im biol.-dyn. Landbau ein höheres Wasserhaltevermögen hat, zeigt sich in Versickerungsversuchen, dass hier bei Wasserüberstau pro Zeiteinheit mehr Wasser schneller in den Untergrund abgeführt wird als im konv. Landbau (Bild 15). Dies kann einerseits auf Bodenverdichtungen (schwere Geräte) im konv. Landbau und andererseits auf günstigere Porenverhältnisse (durch höhere Bioturbation, schonendere Bodenbearbeitung u.a.) im biol.-dyn. Landbau zurückgeführt werden. Die Sickergeschwindigkeiten sind in der Brache am schnellsten. Eine mögliche Erklärung ist durch den im Naturschutzgebiet vermutlich erhöhten (Durchwurzelung, Bodenfauna) Grobporenanteil gegeben, der bevorzugte Sickerleitbahnen markiert. Die Entwicklung der Eindringtiefe verläuft entsprechend, am raschesten in der Brache, am langsamsten im konventionellen Landbau. Der ökologische Landbau liegt dazwischen.

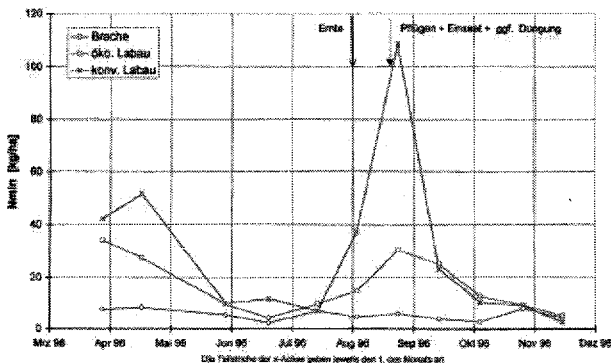


Bild 15: Eindringtiefen und Infiltrationsraten auf den drei Parzellen

Auch aus den Untersuchungen der Schwermetallgehalte von Roggenpflanzen (Körner, Stroh, Wurzeln) ergaben sich keine eindeutigen Unterschiede. Hier lagen bei Nickel, Kupfer und Blei die Konzentrationen in den konventionell produzierten Pflanzen über denen der biologisch-dynamischen. Bei Chrom war es genau umgekehrt. Die zulässigen Grenzwerte werden jedoch bei allen Elementen bei weitem nicht erreicht

7 Schlußfolgerungen

Insgesamt wird deutlich, dass offenbar - bezogen auf die anfangs aufgeworfene Leitfrage - künstliche sommerliche Beregnungen im Bereich der betrachteten Sandflächen besonders bei den Anionen Nitrat, Sulfat und Chlorid sowie den mobilen Alkalimetallen Natrium und Kalium durchweg einen größeren Einfluß auf die pedogene Stoffdynamik ausüben als Modifikationen der Landbewirtschaftung, wie sie durch die beiden unterschiedlichen Anbaumethoden repräsentiert werden. Wahrscheinlich spielen die Beregnungsereignisse nicht nur deshalb eine besondere Rolle, weil sie die Sickerwassermenge unmittelbar erhöhen, sondern auch, weil die ganzjährige Durchfeuchtung der Grobporen den Versickerungsanteil des Niederschlags erhöht.

Es wurde deutlich, dass Vergleichsuntersuchungen dieser Art die Existenz weitgehend gleicher Rahmenbedingungen (u.a. Bodentypen, Horizontmerkmale) und die genaue Kenntnis der Inputparameter (v.a. bei Unterschieden) erfordern.

Die These, dass der ökologische Landbau nachhaltiger ist, muß allerdings differenziert betrachtet werden. So zeigen die mittleren Sickerwasserkonzentrationen des Nitrats keinen prägnanten Unterschied zwischen ÖLB und KLB. Beide überschreiten den Grenzwert der Trinkwasserverordnung erheblich und führen zu beträchtlichen Grundwasserbelastungen – im Gegensatz zur Brache. Daher muß man folgern, dass auf sandigen Böden jede Art von Ackerbau, unabhängig von der Bewirtschaftungsform, nicht als nachhaltige Wirtschaftsweise betrachtet werden kann.

Es zeigte sich weiterhin, dass die beim KLB stärker eingesetzten Beregnungen die Sickerwassermengen und damit die Nitratfracht signifikant erhöhen. Hinzu kommen einzelne, vermeidbare Belastungsspitzen insbesondere beim Düngen der Nachfrucht im KLB Nitratbelastungen des Grundwassers lassen sich aber nur durch Brache oder extensive

Grünlandnutzung wirksam vermeiden. Sulfat weist beim KLB zwar deutlich höhere Sickerwasserkonzentrationen auf als beim ÖLB, aber dies bedeutet keine zusätzliche Belastung des Grundwassers.

Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT ÖKOLOGISCHER LANDBAU (Hrsg.) (1995): Ökologische Landwirtschaft. Eine Einführung. Aktuelles Infoblatt der Stiftung Ökologie und Landbau (SÖL), Bad Dürkheim
- BORCHERT, H. (1986): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen, Bodenphysikalische Untersuchungen. In: Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, Nr. 63, H. 8, S. 991-996. München
- DIERCKS, R. (1986): Alternativen im Landbau: eine kritische Gesamtbilanz. Stuttgart
- DIEZ, TH. und WEIGELT, H. (1986): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. Einführung, Untersuchungskonzept, spatendiagnostische und chemische Untersuchungen. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, Bd. 63, H. 8, S. 979-991, München
- Gehlen, P., (1987): Bodenchemische, bodenbiologische und bodenphysikalische Untersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst und Weinbauflächen. – Diss. Univ. Bonn
- HARRES, L.E. (1996): Die Rolle der Anbaumethode auf den Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone. Mögliche Unterschiede bei konventioneller und biologisch-dynamischer Wirtschaftsweise auf Bodeneigenschaften und Durchsickerung von Wasserinhaltsstoffen. Vergleichende Untersuchung dreier Meßparzellen in Griesheim bei Darmstadt. Unveröff. Staatsexamensarbeit am Geogr. Inst. der TU Darmstadt
- HARRES, L.E. (1997): Stoffmobilität auf unterschiedlich genutzten Sandstandorten unter Berücksichtigung von Niederschlag, Beregnung und Anbaumethode. Unveröff. Magisterarbeit am Geogr. Inst. der TU Darmstadt
- HEß, J., PRIOR, A. und SCHMIDTKE, K. (1992): Grundwasserschonende Landbewirtschaftung durch ökologischen Landbau? Eine Bewertung des Leguminosenanbaus und des Wirtschaftsdüngereinsatzes im Anbausystem Ökologischer Landbau. In: Veröffentlichungen des Institutes für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 45, Dortmund
- HOCK, H. (1999): Charakterisierung von Wasser-, Boden- und Pflanzenproben aus ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung unter besonderer Berücksichtigung der standortspezifischen Ausgangsbedingungen. Unveröff. Dissertation im FB Chemie der TU Darmstadt
- KEIPERT, K. (1990): Alternativer Anbau von Äpfeln und Gemüse. In: Schriftenreihe der Landwirtschaftskammer Rheinland, H.66, Bonn
- KÖNIG, W. und SUNKEL, R. (1989): Alternativer und konventioneller Landbau. Vergleichsuntersuchungen von Ackerflächen auf Lößstandorten im Rheinland. Untersuchungen zu Bodenphysik, Humusversorgung und Nährstoffhaushalt auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen. Recklinghausen
- LINDENTHAL, T. und HEß, P. (1993): Kritik an Vergleichsuntersuchungen. In: SÖL-Sonderausgabe Nr. 58, Bad Dürkheim
- MÄDER, P., HÜSCH, S. und NIGGLI, U. (1995): Der Einfluß der Bewirtschaftung auf die mikrobielle Biomasse und Aktivität sowie auf den metabolischen Quotienten (qCO_2) von Bodenmikroorganismen-Populationen. In: Beitr. 3. Wiss.-Tagung Ökologischer Landbau, Kiel
- PAFFRATH, A., (1993): N-Dynamik auf ausgewählten Flächen des Boshheide Hofes und des konventionellen Vergleichsbetriebes. In: Landesausschuß für landwirtschaftliche Forschung, Erziehung und Wirtschaftsberatung beim Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) - Abschlußbericht: Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Alternativer Landbau Boshheide Hof“ 1979-1992. S. 108-115
- WELP, G. (1993): Bodenmikrobiologische und humuschemische Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen. In: Forschung und Beratung. Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in NRW, Reihe C, H. 49, S. 56-66
- WELP, G. UND BRÜMMER, G. W. (1993): Schwermetallgehalte in Boden- und Pflanzenproben von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen. In: Forschung und Beratung. Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in NRW, Reihe C, H. 49, S. 29-35
- WESSOLEK, G. und REENTS, H. J. (1990): Untersuchungen zur Nitrattiefenverlagerung und zum Wasserhaushalt im Bereich des Wasserwerkes I in Darmstadt-Griesheim, Berlin

Ausbreitungsprozesse in natürlichen Böden: Tracerexperimente und Modellierung

Zusammenfassung

DE01GE645

Die räumliche Heterogenität der Wassergeschwindigkeiten ist von zentraler Bedeutung für den Stofftransport in natürlichen Böden. Gegenwärtig von ein-dimensionalen Modellen nur unzureichend beschrieben, sollte man bessere Prognosen erhalten, wenn die spezifische räumliche Variabilität eines Bodens direkt berücksichtigt wird. Um diese Hypothese zu testen, simulierten wir den zwei-dimensionalen Transport eines Bromid-Tracers mit räumlich und zeitlich variablem Wasserfluss. Dazu benutzten wir Eingabedaten, die in einem Feldexperiment zum Bromidtransport erhoben wurden. Heterogenität wurde auf zwei unterschiedlichen räumlichen Skalen angenommen. Auf der größeren Skala wurden die Bodenhorizonte als Gebiete mit konstanten mittleren Eigenschaften definiert. Dieser Grobstruktur wurden feinere Strukturen überlagert, die aus einem räumlich korrelierten und mit gemessenen hydraulischen Eigenschaften konditionierten Zufallsfeld von Skalierungsfaktoren abgeleitet wurden. Simulationen mit homogenen und heterogenen Horizonten zeigen, dass sowohl grobe als auch feine Strukturen zu den beobachteten experimentellen Phänomenen beitragen. Solche sind die horizontale Umverteilung des Tracers, besonders in der Nähe von gekrümmten Horizontengrenzen, und präferentielle Stoffdurchbrüche, welche die Felddispersion wesentlich bestimmen. Der Vergleich zwischen Simulations- und experimentellen Ergebnissen zeigt, dass charakteristische Eigenschaften der Konzentrationsverteilung reproduziert werden können, wenn die hydraulische Variabilität des Bodens berücksichtigt wird. Allerdings ist die quantitative Übereinstimmung begrenzt, weil die Konzentrationsverteilung sehr empfindlich auf die lokalen hydraulischen Verhältnisse reagiert. Diese wurden durch die Messungen nur unvollständig beschrieben.

1 Einführung

Sogar für einen Tracer, einen Stoff, für den weder chemische noch biologische Prozesse zu berücksichtigen sind, ist die quantitative Beschreibung des Transports im Boden relativ unsicher. Diese ist ein Folge der für ungesättigte Böden typischen extremen Spanne der Wassergeschwindigkeiten zwischen trockenen und feuchten Bedingungen und zwischen (hydraulisch) unterschiedlichen Materialien, die häufig und stark wechseln können. Dadurch wird die direkte Messung aufwendig wenn nicht unpraktikabel. Eine Reihe von Feldexperimenten (Schulin et al., 1987; Flury et al., 1994) hat gezeigt, dass die lokale vertikale Dispersion stark vom Messvolumen abhängt. Sie ist im allgemeinen für ein kleines Volumen, etwa eine Bohrlochprobe, kleiner als für ein Feld. Typischerweise wird der Tracer während des Transports kontinuierlich horizontal umverteilt, sodass Tracermasse dort konzentriert wird, wo Stromlinien konvergieren. Diese Phänomene sind offensichtlich die Folge von größeren Strukturen wie Bodenhorizonten (van Wessenebeck and Kachanoski, 1994), die zu entsprechenden Mustern der Konzentrationsverteilung führen. Deshalb sind die Probenvolumina, wie sie normalerweise im Labor verwendet werden, oft zu klein, um die transportrelevanten Strukturen ausreichend zu erfassen. An solchen Proben gemessene

Transportparameter sind, zumindest für den Transport auf der Feldskala, von geringerer Bedeutung. Ein-dimensionale Transportmodelle gehen von idealtypischen Verteilungen der Wassergeschwindigkeiten aus, die beispielsweise zur vollständigen Durchmischung (Konvektions-Dispersions Gleichung) führen oder laterale Durchmischung ausschließen (Stromröhrenmodell (Jury and Roth, 1990)). Diese Bedingungen sind in natürlichen Böden selten anzutreffen, entsprechend oft liefern diese Modelle unbefriedigende Vorhersagen. In dieser Arbeit haben wir untersucht, wie gut der Tracertransport in einem Boden mit ausgeprägter Horizontierung unter Feldbedingungen modelliert werden kann, wenn die räumliche Struktur der hydraulischen Bodeneigenschaften zugrundegelegt wird. Ausgehend von lokalen, hydraulischen Messungen und der Erfassung der Horizontengrenzen benutzen wir eine hierarchische Beschreibung von Heterogenität. Anhand dieser Beschreibung haben wir hoch aufgelöste Verteilungen der hydraulischen Parameter zu erzeugt, wie sie für die Simulation benötigt werden. Eine ausführlichere Darstellung gibt Hammel et al.(1999).

2 Material und Methoden

Experiment und Probenahme

Das Transportexperiment fand in Blumberg, 15 km nordöstlich von Berlin statt. Unter glazialen und periglazialen Bedingungen entstanden, weist der Boden (Albic Luvisol nach FAO Klassifizierung) eine deutliche Horizontierung auf (Abb. 1). Der Oberboden (A) hat die Bodenart lehmiger Sand, der Unterboden (B) sandiger Lehm. Als Besonderheit treten sandgefüllte, im Gegensatz zu den anderen Horizonten, vertikal orientierte Eiskeile (S) auf. Der Standort ist eben und war während des Tracerexperiments unbewachsen. Klimatische Daten zur Berechnung der Nettoinfiltration aus Niederschlag und Evaporation wurden täglich erhoben.

Im Oktober 1992 wurde 5.63 g m⁻² Lithiumbromid zusammen mit etwa 1 mm Beregnung ausgebracht. Nach einer Transportzeit von 165 Tagen wurde das Transekt im April 1993 beprobt. Insgesamt wurden 869 Gewichtsproben zur Bestimmung der Bromidkonzentration entnommen, 110 Stechzylinder (100 cm³) für die Bestimmung von Wassercharakteristik und Lagerungsdichte, 80 Stechzylinder für die Bestimmung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, und schließlich 9 größere Stechzylinder (250 cm³) für die Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (Abb. 1).

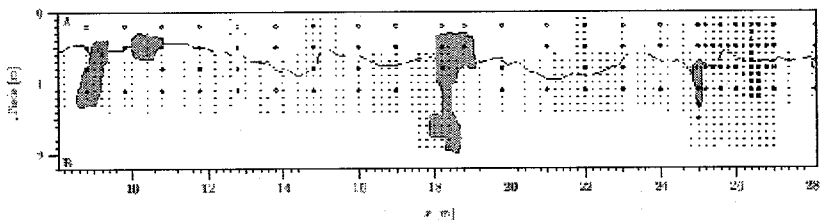


Abbildung 1: Untersuchtes Transekt mit Bodenhorizonten (Großbuchstaben) und Beprobungsraster (Kreise: 100 cm³ Stechzylinder zur Bestimmung der hydraulischen Funktionen, Punkte: Gewichtsproben zur Bestimmung der Bromidkonzentration).

Wir betrachten einen starren Boden auf der Kontinuums skala, der an einem beliebigen Punkt im Raum durch die hydraulischen Funktionen, die Wassercharakteristik und die (isotrope) hydraulische Leitfähigkeit beschrieben wird. Dabei vernachlässigen wir die Hysterese der hydraulischen Funktionen und gehen von der Richards-Gleichung zur Beschreibung der Dynamik des Bodenwassers aus. Die lokale Dynamik des Stofftransports beschreiben wir durch die Konvektions-Dispersions Gleichung, wobei wir annehmen, dass das gesamte Wasservolumen am Transport beteiligt ist. Fluss- und Transportproblem wurden mit einem Finite-Elemente Verfahren (Simunek et al., 1994) bzw. mit Particle Tracking (Roth and Hammel, 1996) gelöst.

Hydraulische Heterogenität und Parameterisierung

Um die Variabilität der hydraulischen Funktionen zu beschreiben, haben wir einen Skalierungsansatz gewählt. Hierbei werden die lokalen hydraulischen Funktionen zu einem Referenzzustand mit Hilfe eines Skalierungsvektors in Beziehung gesetzt. Folglich werden die hydraulischen Funktionen an einem beliebigen Ort durch diesen Vektor und die Referenzfunktionen vollständig beschrieben. Wir nahmen an, dass die Horizonte A, B und S schwach stationär sind, d.h. dass innerhalb eines Horizonts Mittelwert und Varianz einer hydraulischen Variable keinen räumlichen Trend besitzen. Da die Horizontabfolge gerichtet ist und so notwendigerweise ein Trend entsteht, ist das betrachtete zwei-dimensionale System $\frac{3}{4}$ wenn auch aus stationären Elementen aufgebaut $\frac{3}{4}$ als ganzes instationär.

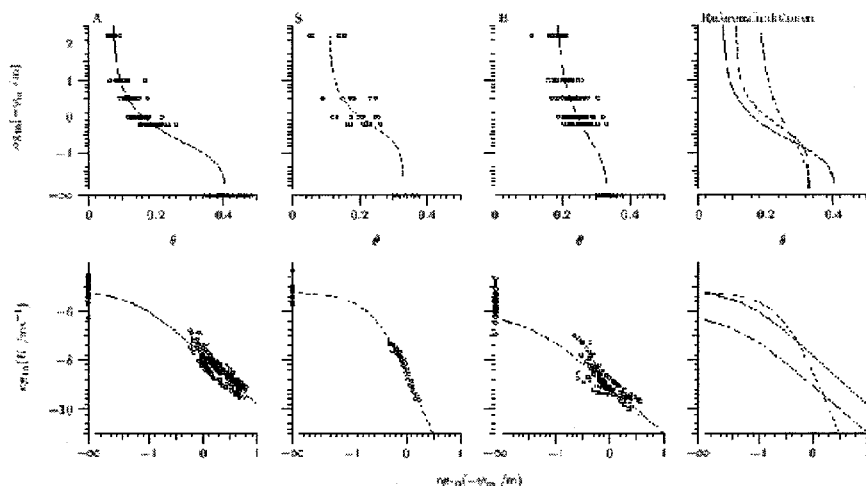


Abbildung 2: Wassercharakteristik ($\theta(\psi_m)$) (θ : Wassergehalt; ψ_m : Matrixpotential; obere Reihe) und hydraulische Leitfähigkeit $K(\psi_m)$ (untere Reihe) für die Horizonte A, S und B (Messwerte: Symbole; Linien: gefittete Referenzkurven).

Als Parametersierung haben wir das Modell von van Genuchten (1980) mit 6 Parametern benutzt. Die Referenzkurven und -parameter ergaben sich als Anpassung dieses Modells an

alle verfügbaren hydraulischen Daten aus einem Horizont. Entsprechend erhielten wir die lokalen Parameter aus der Anpassung der lokalen Messwerte, wobei zwei Parameter auf den Referenzwerten konstant gehalten wurden. Obwohl dadurch die Zahl der Freiheitsgrade der lokalen Parameterisierung eingeschränkt wurde, war die verbliebene Flexibilität ausreichend um die Variabilität der Messwerte gut abzubilden. Schließlich berechneten wir 4 Skalierungsfaktoren als Funktion von lokalen und Referenzparametern. Wie Abb. 2 zeigt, finden wir typische Unterschiede zwischen dem sandigen Oberboden und dem weniger sandigen Unterboden. Die Streuung innerhalb der Horizonte ist (vor allem in B) beträchtlich. Da uns nur wenige Messungen zur Verfügung standen, schien Interpolation zwischen den Messstellen wenig sinnvoll, um höher aufgelöste Verteilungen der hydraulischen Funktionen zu erhalten. Wir benutzten deshalb stochastische Simulation um realitätsnahe Repräsentationen (Realisierungen) der räumlichen hydraulischen Variabilität mit ausreichend großer Auflösung zu erhalten. Um räumlich korrelierte Zufallsfelder der Skalierungsfaktoren zu erzeugen, werden neben den Erwartungswerten die Auto- und Kreuzkorrelationsfunktionen benötigt. Wegen der geringen Datendichte pro Horizont waren die empirischen Funktionen zu unscharf, um Funktionstyp und -parameter zu identifizieren. Wir waren deshalb gezwungen, grobe Schätzungen vorzunehmen. Als Funktionstyp wählten wir das exponentielle Autokovarianzmodell mit der vertikalen Korrelationslänge ($z = 0.1$ m). Für die horizontalen Korrelationslängen wählten wir $\frac{3}{4}$ entsprechend der empirischen Bandbreite $\frac{3}{4}$ ($x = 0.2$ m und $x = 0.5$ m). Wir haben somit eine anisotrope Autokovarianzfunktion mit begrenzten Korrelationsskalen verwendet. Für Orte, deren Entfernung kleiner als die Korrelationslänge ist, sind die Skalierungsfaktoren ähnlich, während sie für größere Entfernungen räumlich unabhängig werden. Die empirischen Korrelationen zwischen Skalierungsfaktoren waren meist klein, sodass wir räumliche Kreuzkorrelationen nicht berücksichtigt haben. Nachdem wir autokorrelierte Realisierungen der Skalierungsfaktoren mit den empirischen Mittelwerten, Varianzen und den oben angegebenen Korrelationslängen erzeugt hatten, wurde diese noch mit den lokalen Messwerten konditioniert.

Simulationen

Wasserbewegung und Stofftransport wurden in einem 3.2 m tiefen und 20 m langen, zwei-dimensionalen Gebiet simuliert (Abb. 1). Dieses Gebiet wurde mit horizontalen und vertikalen Rasterabständen von 0.05 m bzw. 0.025 m diskretisiert. Der Wasserfluss durch den oberen Rand war räumlich homogen. Sein zeitlicher Verlauf folgte der Nettoinfiltration (Abb. 3). Die gesamte Simulationsdauer betrug 195 Tage, der Tracer wurde am 30. Tag als Stoffpuls auf den oberen Rand des Simulationsgebiets gegeben. Die kumulative Nettoinfiltration zwischen Tracerapplikation und Probenahme betrug etwa 200 mm. Um den Effekt der Horizontverteilung isoliert betrachten zu können, wurden Simulationen für Horizonte mit räumlich konstanten (homogene Horizonte) und variablen Eigenschaften (heterogene Horizonte) durchgeführt.

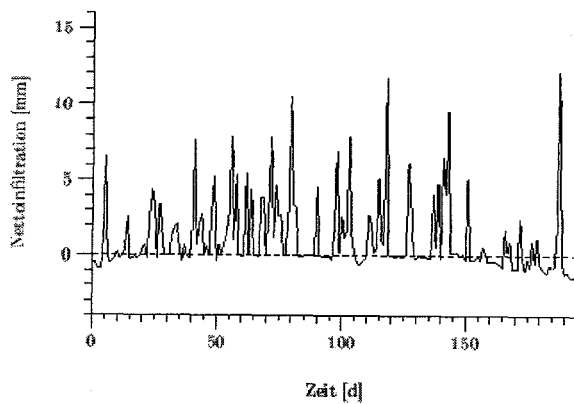


Abbildung 3: Nettoinfiltration auf dem Standort Blumberg während der Simulationsperiode.

Transport

Die simulierten Konzentrationsverteilungen für homogene und heterogene Horizonte sind stark unterschiedlich (Abb. 4). Im Falle homogener Horizonte ist die Stoffverlagerung eng mit der Horizontengrenze A-B korreliert. Diese ist makroskopisch horizontal, so dass die laterale Massenumverteilung klein ist und der Transport im wesentlichen ein-dimensional stattfindet. Nur an den Sandkeilen kommt es zu schnelleren Durchbrüchen. Diese führen beim Konzentrationsprofil zu einem kleinen Peak, der dem Hauptpeak sichtbar vorausseilt.

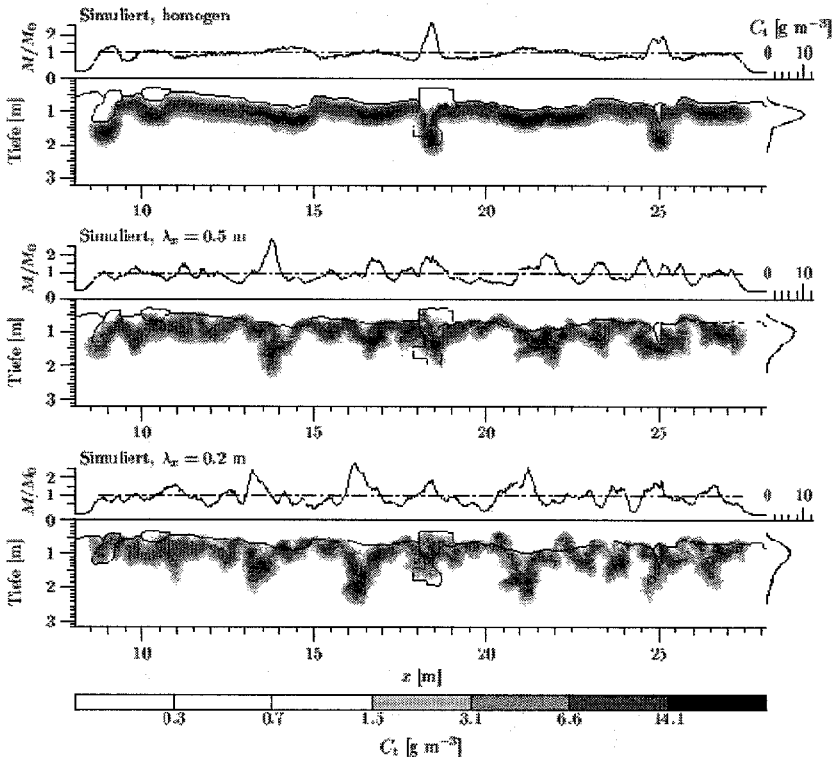


Abbildung 4: Simulierte Verteilung der Bromidkonzentration C_t , normalisierte horizontale Massenvverteilung M/M_0 , und mittlere Konzentrationsprofile (rechts) für homogene und heterogene Horizonte.

Für heterogene Horizonte zeigen die Simulationen deutliche horizontale Umverteilung. Schnelle Stoffdurchbrüche sind nicht nur an den Sandkeilen sondern auch an anderen Stellen zu beobachten. Dort haben sich aufgrund der lokalen hydraulischen Heterogenität Fließkanäle, d.h. Bereiche mit höheren Wassergeschwindigkeiten, ausgebildet. Die Konzentrationsprofile sind zwar wie zuvor asymmetrisch. Jedoch sind die Profile insgesamt glatter, was auf die intensivere Durchmischung der Stoffmasse zurückzuführen ist. Hinzu

kommt, daß der langsamere Teil der Tracermasse nahe der Bodenoberfläche durch zeitweilig aufsteigende Wasserbewegung (Evaporation) zusätzlich verlangsamt wird. Die (aus der gesamten Konzentrationsverteilung berechneten) Felddispersion liegt in allen Fällen weit über den (vorgegebenen) lokalen Werten.

Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Konzentrationsverteilungen

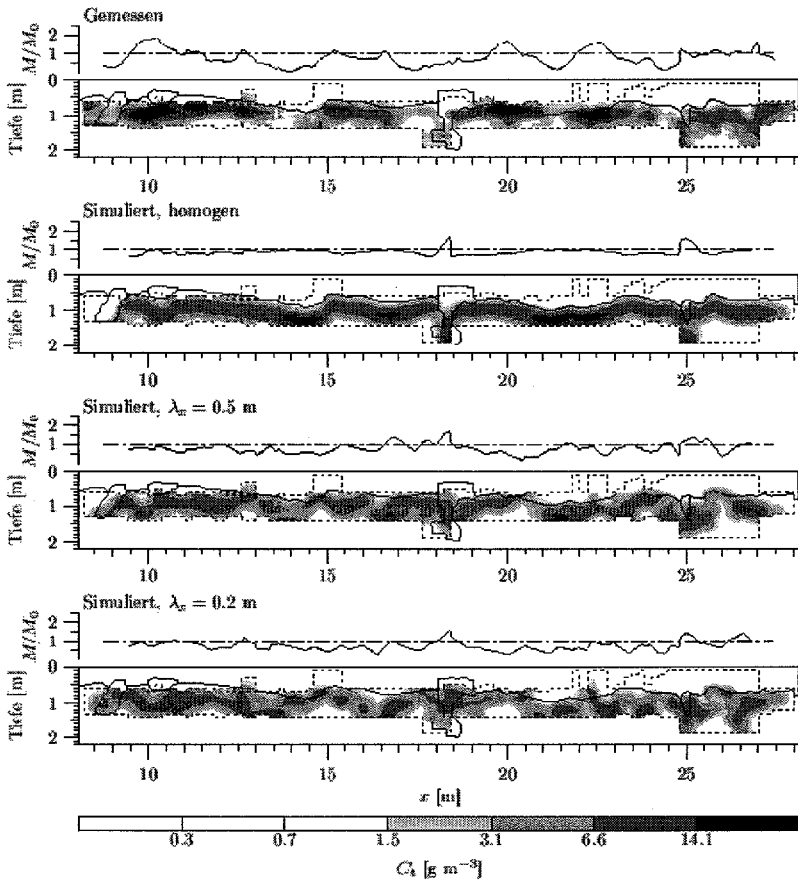


Abbildung 5: Gemessene und simulierte Konzentrationsverteilungen C_t und horizontale Massenverteilung M/M_0 am Ende der Simulationsperiode ($t = 195$ d). Die simulierten Verteilungen wurden in gleicher Weise beprobt wie im Experiment. Die gestrichelten Linien begrenzen das experimentelle „Messfenster“.

Um einen sinnvollen Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Verteilungen zu ermöglichen, haben wir die simulierten Konzentrationsverteilungen in gleicher Weise

„beprobte“ wie dies im Experiment geschah. Dadurch gingen Details der Verteilung und ein Teil der Tracermasse $\frac{3}{4}$ derjenige ausserhalb des experimentellen „Messfensters“ $\frac{3}{4}$ verloren. Die so zustande gekommenen Konzentrationsverteilungen (Abb. 5) unterscheiden sich deshalb von denjenigen in Abb. 4. Die experimentelle Wiederfindungsrate liegt bei 78 %. Wahrscheinlich hat ein Großteil der fehlenden Masse das untere Ende des „Messfensters“ bereits überschritten.

Konzentrationsverteilung

Die gemessene Konzentrationsverteilung zeigt ausgeprägte horizontale Umverteilung der Tracermasse. Dieses Phänomen wird qualitativ von den Simulationen mit heterogenen Horizonten reproduziert. In weit geringerem Maß trifft dies für die Simulationen mit homogenen Horizonten zu (Abb. 5). Allgemein ist die gemessene horizontale Umverteilung stärker, was zu höheren Spitzenkonzentrationen in Kumulationsgebieten (z.B. bei $x = 10$ m) und weiteren Abständen dazwischen führt. Folglich ist die Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung für die breiteren Strukturen ($x = 0.5$ m) besser. Dieses Ergebnis wird durch die horizontale Autokorrelation der Konzentrationen (nicht dargestellt), die einen quantitativen Vergleich der Konzentrationsmuster erlauben, bestätigt. Wesentlich schlechter als die Struktur der Konzentrationsverteilung wurden die lokalen Konzentration selbst reproduziert. Die mittleren quadratischen Fehler waren in allen Fällen hoch. Entsprechend niedrig (0.25 - 0.5) war auch die Korrelation zwischen gemessenen und simulierten Konzentrationen.

Tiefenprofile und Transportparameter

Wesentlich besser als bei den lokalen Konzentrationen war die Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten mittleren Tiefenprofilen (nicht dargestellt). Weniger beim mittleren quadratischen Fehler als bei der systematisch abweichenden Form der Tiefenprofile für homogene Horizonte zeigt sich, dass die Simulationen mit heterogenen Horizonten der gemessenen Konzentrationsverteilung näher kommen. Dieses Bild wird von den Massenwiederfindungsraten bestätigt. Experimentell wiedergefunden wurden (für einen ausgewählten Teil des „Messfensters“) 71 %, die entsprechenden simulierten Werte sind 78 % für homogene und 68 % für heterogene Horizonte ($x = 0.5$ m).

Zur weiteren Charakterisierung der Konzentrationsverteilung wurden die Transportparameter mittlere Transportdistanz (Verlagerung des Massenschwerpunkts) und Varianz der Transportdistanz (Stoffdispersion) berechnet. Um aussagefähige Werte zu erhalten, haben wir den Teil des „Messfensters“ zwischen $x = 25$ und 27 m (Abb. 1) ausgewählt, wo tiefer beprobt wurde und die experimentelle Wiederfindungsrate nahe bei 100 % lag.

Tabelle 1: Transportparameter

	Gemessen	Simuliert		
		Homogen	Heterogen	
			$\lambda_x=0,5 \text{ m}$	$\lambda_x=0,2 \text{ m}$
Massenwiederfindung [%]	104	101	98	101
Mittlere Transportdistanz [m]	1.22	1.15	1.17	1.19
Varianz der Transportdistanz [m ²]	0.077	0.086	0.089	0.100

Mittelwert und Varianz der Transportdistanz stimmen für das ausgewählte Teilgebiet gut mit den Messwerten überein (Tab. 1). Dies gilt auch für die Simulation mit homogenen Horizonten, was wir wegen den deutlichen Abweichungen bei der Konzentrationsverteilung und den Tiefenprofilen mehr als zufällig denn als kausal interpretieren.

3 Schlussfolgerungen

Ausgehend von der zugrundeliegenden hydraulischen Struktur wurde die komplexe räumliche Konzentrationsverteilung eines konservativen Stoffes in einem natürlichen Boden numerisch modelliert. Wenn auch dieser Ansatz aus konzeptioneller Sicht anderen überlegen ist, so erfordert er ein hohes Maß an standortspezifischer Information, die derzeit oft nicht verfügbar ist.

Für den hier betrachteten Fall wurden kontinuierliche Felder von hydraulischen Eigenschaften erzeugt, die auf wenigen lokalen Messungen, Annahmen über deren räumliche Struktur und der gegebenen räumlichen Anordnung der Bodenhorizonte basieren. Die Simulationen zeigen, dass grobe Strukturen wie die gut wasserdurchlässigen Sandkeile Pfade für schnellen Transport sein können und so die Felddispersion weit über die lokale Dispersion anwachsen lassen. Während diese Pfade vor allem in der Nähe von Horizontengrenzen wirksam sind, führt feinerskalige Variabilität zu zusätzlichen und kontinuierlicheren Pfaden für schnellen Transport. Dadurch wächst die Felddispersion weiter an und es kommt zu spürbarer horizontaler Massenumverteilung.

Die Charakteristika der gemessenen Konzentrationverteilung lassen sich durch die Simulationen zumindest qualitativ reproduzieren. Dies zeigt, dass solche Ansätze prinzipiell praktikabel und in der Lage sind, komplexe Transportvorgänge abzubilden. Es gibt jedoch einige kritische Annahmen, wie die Vernachlässigung der Gasphase und die Annahme einer starren Bodenmatrix, die ihre Anwendung unter entsprechenden Bedingungen einschränken. Während die qualitative Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation ermutigend ist, erfordert die Verbesserung der quantitativen Übereinstimmung die genauere Beschreibung der räumlichen Verteilung der hydraulischen Bodeneigenschaften. Fortschritte in dieser Richtung werden deshalb wesentlich von methodischen Entwicklungen abhängen, diese Parameter $\frac{3}{4}$ sei es direkt oder indirekt $\frac{3}{4}$ effektiver zu erfassen.

Literatur

- Flury, M., H. Flühler, W. A. Jury and J. Leuenberger, 1994: Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study, *Water Resour. Res.*, 30, 1945 - 1954.
- Hammel, K., J. Gross, G. Wessolek and K. Roth, 1999: Two-dimensional simulation of bromide transport in a heterogeneous field soil with transient unsaturated flow, *Europ. J. Soil Sci.*, 50, 1-16.
- Jury, W. A. and K. Roth, 1990: *Transfer Functions and Solute Movement through Soils. Theory and Applications*, Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland.
- Roth, K. and K. Hammel, 1996: Transport of conservative chemical through an unsaturated two-dimensional Miller-similar medium with steady state flow, *Water Resour. Res.*, 32, 1653 - 1663.
- Schulin, R., M. T. van Genuchten, H. Flühler and P. Ferlin, 1987: An experimental study of solute transport in a stony field soil, *Water Resour. Res.*, 23, 1785 - 1794.
- Simunek, J., T. Vogel and M. T. van Genuchten, 1994: The SWMS_2D code for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media, Research Report 132, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, Calif.
- van Genuchten, M. T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892 - 898.
- van Wessenbeeck, I. J. and R. G. Kachanoski, 1994: Effect of variable horizon thickness on solute transport, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58, 1307 - 1316.

Stofftransport in der ungesättigten Zone

1 Einleitung

Der Boden, d.h. die dünne, belebte Grenzschicht zwischen Atmosphäre und felsigem Untergrund, ist ein wichtiges Kompartiment im globalen Kreislauf des Wassers. Wie Wasser und damit auch gelöste Stoffe durch diese Grenzschicht verlagert werden und somit ins Grundwasser gelangen, wird jedoch erst ansatzweise verstanden; man ist noch weit davon entfernt, den Fluss von Wasser und Stoffen durch den Boden im allgemeinen Fall vorhersagen zu können.

Ein Teil der Probleme führt daher, dass der oberste Teil des Bodens meist nicht wassergesättigt ist. Für diese ungesättigte Zone hängen die hydraulischen Eigenschaften stark von der aktuellen Wassersättigung und somit vom Fliessregime ab, was zu Nichtlinearitäten bei der mathematischen Modellierung führt. Wesentlich gravierender ist jedoch die Tatsache, dass der Boden sehr viele Heterogenitäten *unterschiedlicher Grössenordnungen* aufweist – man denke beispielsweise an unterschiedliches geologisches Ausgangsmaterial, an Schichtungen in einem Bodenprofil, das Auftreten von Wurzeln oder unterschiedlicher Korngrössen – und zudem horizontal eine sehr grosse, vertikal jedoch nur eine relativ geringe Ausdehnung hat. Diese Eigenschaften machen bereits klar, dass es praktisch unmöglich ist, mit einem Laborexperiment das "typische" Verhalten eines Bodens in Bezug auf Wasserfluss und Stofftransport zu ermitteln.

2 Feldexperimente

Am Fachbereich Bodenphysik des Institutes für terrestrische Ökologie wurden in den letzten Jahren eine Reihe von Felduntersuchungen – z.T. im Stil von screening tests – durchgeführt, um die Variabilität des Ausbreitungsverhaltens von Stoffen in Böden auf der Profilskala (1-2 m²) zu erfassen. Zur Markierung der Fliesspfade wurden neben anderen Tracern immer auch Farbtacer eingesetzt. Typischerweise wurden steady state-Versuche durchgeführt, bei denen eine bestimmte Fläche zunächst während längerer Zeit mit gleichbleibender Rate mit Wasser beregnet wurde. Anschliessend wurde die Beregnung bei gleicher Rate mit einer Tracerlösung fortgesetzt. Neben steady state-Versuchen wurden auch einige transiente Experimente gemacht. Nach Aufgraben der Fläche wurden verschiedene Profilansichten oder horizontale Schnitte fotografiert, um die Farbstoffverteilung festzuhalten. Mit Methoden der Bildanalyse konnten diese Verteilungen schliesslich quantifiziert werden (Flury et al., 1994; Forrer, 1997, Kasteel, 1997). Abbildung 1 zeigt ein Beispiel eines solchen Farbstoffversuchs in einem Sandboden, bei dem in einer Zeitspanne von 7 h 41 mm Lösung ausgebracht wurde. Die unterschiedlichen Anfangswassergehalte im linken und im rechten Teil des Bildes (links tiefer als rechts) wirkten sich deutlich auf die Ausbreitungsmuster aus. Die Farbverteilung in einem schluffigen Boden nach 36 mm in 25 h sieht man in Abbildung 2. Die Resultate all dieser an unserem Institut durchgeführten Farbtacerversuche lassen sich mit den folgenden Aussagen zusammenfassen:



•Nichts scheint unmöglich: Praktisch jedes erdenkliche Fließmuster konnte beobachtet werden.

- Sehr heterogener Wasserfluss auf einer Skala von etwa 1 m^2 (Profilskala) scheint eher die Regel zu sein als die Ausnahme.
- Generell lassen sich Zonen mit verschiedenen Fließregimes unterscheiden: Konvergierender Fluss (funneling flow), präferentieller Fluss oder dispergierender Fluss. Ersterer führt zu einer Entmischungszone durch Konvergenz der Stromlinien, zweiter zu einer Transmissionszone mit stark eingeschränktem lateralem Austausch und letzterer zu einer Dispersionszone charakterisiert durch intensive laterale Durchmischung.

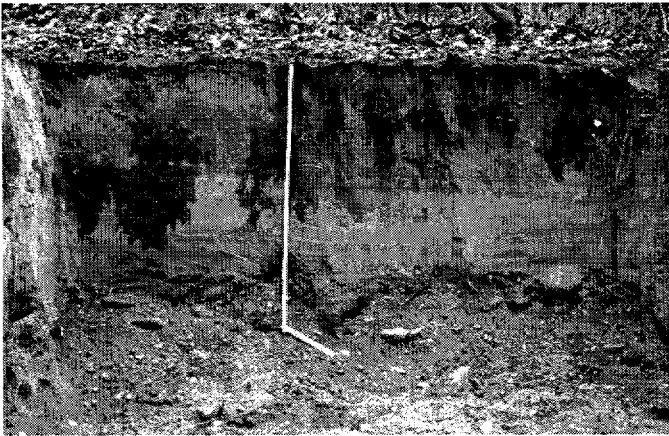


Abbildung 1: Farbstoffverteilung nach Infiltration von 41 mm Farblösung in 7 h in einen sandigen Boden. Der Bereich links im Bild war anfänglich trockener als der Bereich rechts im Bild (Anfangswassergehalte im oberen Bereich links etwa 0.05-0.12, rechts etwa 0.15-0.22).

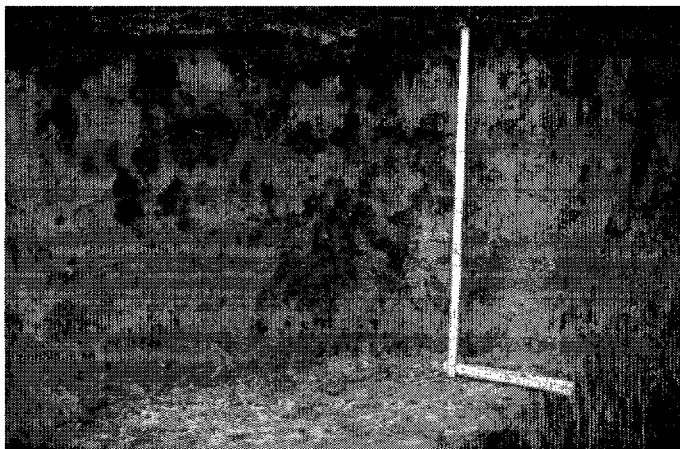


Abbildung 2: Farbstoffverteilung im Oberboden nach Infiltration von 36 mm Farblösung in 25 h in einen schluffigen Boden.

- Über Profildistanzen ist die laterale Durchmischung sehr oft relativ gering. Dies lässt auf relativ grosse vertikale Korrelationslängen der transportrelevanten Strukturen im Verhältnis zur gesamten Transportdistanz durch den Boden schliessen.

3 Modellierungsansätze

Neben solch phänomenologischen Aussagen möchte man aus den Experimenten natürlich auch quantitative Informationen ableiten, die für das Prozessverständnis und somit zur Beurteilung von Modellen nützlich sind. Es gibt bereits heute eine ganze Anzahl von Modellansätzen, die Flissmuster oder zumindest gemittelte Konzentrationsverteilungen in der Art der beobachteten generieren können. Dazu gehören beispielsweise Mehrregionenmodelle (z. B. Steenhuis et al., 1988; Durner und Flühler, 1996; siehe auch Flühler et al., 1996), Netzwerkmodelle, Zellautomaten oder diffusionslimitierte Aggregation (Flury und Flühler, 1995). Die für diese Modelle benötigten Parameterwerte können jedoch in der Regel nicht unabhängig bestimmt werden und hängen oft auch von spezifischen experimentellen Bedingungen (beispielsweise Flissrate) ab. Es wird natürlich auch versucht, Wasserfluss und Stofftransport durch ein heterogenes Medium mit stochastischen Methoden zu beschreiben, bei denen die Verteilung und Korrelationslänge der hydraulischen Parameter bekannt sein müssen. Die Ermittlung dieser Funktionen ist jedoch extrem zeitaufwendig. Zudem weist diese Methode mehrere kritische Punkte auf. Erstens ist die Messung der Parameterfunktionen an Proben einer bestimmten Minimalgrösse gebunden. Heterogenitäten auf kleinerer Skala können durchaus Fluss bestimmend sein, werden aber so nicht erfasst (siehe z.B. Kasteel, 1997; Forrer, 1997). Zweitens ist es nicht in jedem Fall möglich, korrekte Korrelationslängen entscheidender Strukturen mit quasi "blinder", regelmässigen Beprobung auf einem Gitter zu erfassen, da solche Strukturen u.U. tortuos sind. Und drittens wird bei einer stochastischen Modellierung meist von stationären und ergodischen Verhältnissen ausgegangen. Heterogenitäten auf einer Skala grösser oder gleich gross wie das Feldexperiment können so nicht adäquat berücksichtigt werden. Gerade Feldexperimente auf

einer Skala von etwa 1 m^2 bilden jedoch kaum ergodische Verhältnisse ab, weder in horizontaler noch in vertikaler Richtung.

Ein Feldexperiment in einem Pseudogley gab Hinweise, welche Art der Modellierung zukünftig mehr Erfolg versprechen könnte. Abbildung 3 zeigt ein Detail der Farbstoffinfiltration (36 mm in 25 h) in 60-80 cm Tiefe (Gähwiler, 1997; Gimmi et al., 1997). Es wurde klar ersichtlich, dass der Wasserfluss unter den gegebenen Verhältnissen praktisch nur in den ausgebleichten Zonen stattfand, wie das auch erwartet wurde. Eine deterministische Erfassung der dreidimensionalen Anordnung dieser gebleichten Strukturen

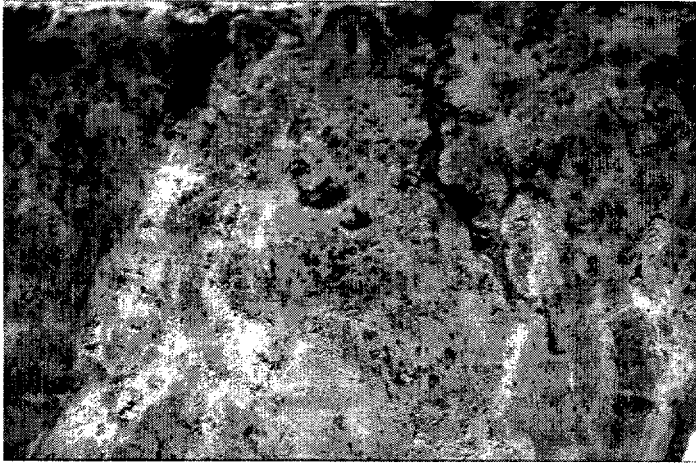


Abbildung 3: Farbstoffverteilung im Unterboden (60-80 cm) des schluffigen Bodens von Abbildung 2, nach Infiltration von 36 mm Farblösung in 25 h. Vor allem im rechten Teil des Bildes sieht man, dass die dunkle Farbe nur entlang der gebleichten Zonen zu finden ist.

zusammen mit einer Bestimmung der entsprechenden hydraulischen Parameter würde wohl eine wesentlich zuverlässigere Prognose des Stofftransportes durch diesen Boden erlauben, als dies aufgrund von in einem regelmässigen Raster ermittelten Eigenschaften möglich wäre.

4 'Intermediate Scale' Laborexperiment

Eine gute Möglichkeit zur Überprüfung solcher Ansätze sind Laborexperimente auf einer mittleren Skala, die sich zwischen der Feld- und der Skala kleiner Säulen bewegt. Wir füllten einen 70 cm x 45 cm x 5 cm (Länge x Höhe x Tiefe) grossen Tank mit Standardelementen dreier verschiedener Sande, wobei ein einzelnes Element jeweils eine Dimension von 5 cm x 0.5 cm x 5 cm hatte und mit einem Winkel von 45° zur Horizontalen eingebaut wurde (Ursino et al., 1999; Gimmi et al., 1999). Das Resultat war ein quasi zweidimensionales heterogenes Medium. Farbtacerversuche bei unterschiedlichen Flussraten gaben Auskunft über die Fliesspfade in diesem strukturierten Medium. Relativ schmale Stoffpulse wurden an verschiedenen Orten aufgegeben. In diesem Experiment ist das Verhältnis von Korrelationslängen der Strukturen zur Grösse des gesamten Tanks relativ gross, was nicht untypisch ist für viele Feldexperimente auf der Profilskala. Es ist deshalb nicht möglich, die lokale Tracerausbreitung ohne Kenntnisse der lokalen Strukturen zu prognostizieren. Die genaue, deterministische Beschreibung der Anordnung der Sandelemente bei gleichzeitiger Kenntnis der entsprechenden hydraulischen Eigenschaften erlaubt hingegen eine Prognose der Verlagerungsgeschwindigkeit und Dispersion über die relativ kurze Distanz zwischen Tankoberfläche und unterem Rand.

5 Ausblick

Oft ist man letztendlich nicht am Stofftransport auf der Profilskala interessiert, sondern möchte Aussagen über beispielsweise regionale Belastungen machen. Falls auf dieser regionalen Skala die auf der Plotskala beobachteten Strukturelemente gleichmässig auftreten, genügt eine Beschreibung der Auftretenswahrscheinlichkeiten für entsprechende Prognosen. Falls sie jedoch nicht gleichmässig auftreten oder weitere Strukturelemente auftauchen, müssen diese vermutlich wiederum deterministisch beschrieben und mit den effektiven Eigenschaften der Plotskala kombiniert werden.

Literatur

- Durner, W. and H. Flüßler. 1996. Multi-domain model for pore-size dependent transport of solutes in soils. *Geoderma* 70, 281-297.
- Flüßler, H., W. Durner, and M. Flury. 1996. Lateral solute mixing processes - A key for understanding field-scale transport of water and solutes. *Geoderma* 70, 165-183.
- Flury, M. and H. Flüßler. 1995. Modeling solute leaching in soils by diffusion-limited aggregation: Basic concepts and application to conservative solutes. *Water Resour. Res.* 31, 2443-2452.
- Flury, M., H. Flüßler, W. A. Jury, and J. Leuenberger. 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.* 30, 1945-1954.
- Förster, I. 1997. Solute transport in an unsaturated field soil: Visualization and quantification of flow patterns using image analysis. Diss. ETH No. 12476, Zürich.
- Gähwiler, P. 1997. Strukturen im Kleinbereich. Röntgentomographisches Bild der räumlichen Struktur eines marmorierten Braunerde-Pseudogley-Bodens in Rafz. Diplomarbeit Abteilung XB, ETH Zürich.
- Gimmi, T., R. Kretschmar, A. Papritz and H. Flüßler. 1997. Wasserbewegung und Bodenstruktur: Eine Fahrt ins Blaue. *Mitteiln. Deutsch. Bodenkundl. Ges.* 82, 169-186.
- Gimmi T., N. Ursino, and H. Flüßler. 1999. Estimation of water saturation fields in a heterogeneous sand tank. In: *Proceedings of the workshop on modelling of transport processes in soils at various scales in time and space.* Leuven, Belgium.

Kasteel, R. 1997. Solute transport in an unsaturated field soil: Describing heterogeneous flow fields using spatial distribution of hydraulic properties. Dis s. ETH No. 12477, Zürich.

Steenhuis, T. S., M. S. Andreini, and J. Y. Parlange. 1988. A numerical model for preferential solute movement. Am. Soc. Agric. Eng. Microfiche Collect, fiche no. 88-2631. St. Joseph, Michigan.

Ursino, N., T. Gimmi, and H. Flühler. 1999. The effect of lower scale anisotropy on transport in unsaturated porous media. In: Proceedings of the workshop on modelling of transport processes in soils at various scales in time and space. Leuven, Belgium.

Bodenfeuchtedynamik in geschichteten Böden (Oberflächenabdichtungssysteme)

1 Einführung

Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten haben primär die Aufgaben, den Eintrag von Niederschlagswasser in den Deponiekörper zur Immobilisierung der Schadstoffe und Gasemissionen in die Atmosphäre zu verhindern. Sie bestehen aus zwei Komponenten: Der Rekultivierungsschicht mit Vegetationsdecke (Wasserhaushaltsschicht) und dem eigentlichen Dichtungselement, meist mit Entwässerungsschicht. Die Zuordnung von hydraulischen Funktionen zu den einzelnen Elementen einer Oberflächenabdichtung führt allerdings zu gegeneinander sehr scharf abgegrenzten Horizonten mit völlig konträren bodenhydraulischen Eigenschaften. Bei Kapillarsperren beruht darüber hinaus die dichtende Wirkung auf dem ausgeprägten Texturunterschied. Die vertiefte numerische Analyse der Flüsse über derartige Texturgrenzen, die den Wasserhaushalt einer Oberflächenabdichtung maßgeblich beeinflussen, ist Gegenstand dieses Beitrages.

2 Kapillarsperren

Das Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt erforscht seit Beginn der 90iger Jahre Kapillarsperren als eine alternative Möglichkeit der Abdichtung zu den bindig-mineralischen Regelsystemen. In Kapillarsperren wird die bodenhydraulische Eigenschaft, daß im ungesättigten Zustand ein feinerer Boden bei gleicher Saugspannung durchlässiger sein kann als ein gröberer Boden, technisch genutzt. Hierbei wird das feinere Material, die Kapillarschicht, über dem gröberen, dem Kapillarblock, angeordnet wird. Die Abschirmwirkung beruht auf dem ausgeprägten Texturunterschied in der Schichtgrenze zwischen beiden Materialien. Im ungesättigten Zustand unterbrechen Kapillarkräfte die vertikale Wasserbewegung, da nur bei sehr niedrigen Saugspannungen Wasser in den grobkörnigen Kapillarblock eindringen kann, der ein sehr geringes Wasserhaltevermögen besitzt. Daher weist mit Ausnahme sehr niedriger Kapillardrücke die Kapillarschicht eine deutlich höhere Sättigung auf als der Kapillarblock. Entsprechend ist der fließwirksame Querschnitt in der Kapillarschicht wesentlich größer und es bildet sich ein Durchlässigkeitsunterschied von mehreren 10er Potenzen zwischen den beiden Schichten aus. Die Neigung der Schichtgrenze führt infolge der Gravitation zum lateralen Fluß. Die Barrierewirkung geht verloren, wenn bei absinkenden Kapillardrücken der Kapillarblock allmählich Wasser aufnimmt und dessen hydraulische Leitfähigkeit anwächst.

Um die hydraulische Belastung der Kapillarsperre auf ein systemverträgliches Maß zu minimieren, muß in einer Einfachdichtung die Wasserhaushaltsschicht (Rekultivierungsschicht) den einsickernden Niederschlag zwischenspeichern und perkolierendes Bodenwasser gedämpft an die Kapillarsperre abgeben (Bild 1). In Verbunddichtungen kann dies das zweite Dichtungselement wirkungsvoll übernehmen.



Um repräsentative Aufschlüsse über die Wirksamkeit von Kapillarsperrensystemen unter Deponiebedingungen zu gewinnen, wurden Versuchsfelder mit Kapillarsperren auf der als Altlast eingestuft Deponie "Am Stempel" (Landkreis Marburg-Biedenkopf) und auf der ehemaligen Deponie "Monte Scherbelino" bei Frankfurt a. M. errichtet. Beide Felduntersuchungen belegen die hohe Dichtwirkung von Kapillarsperrensystemen gegenüber versickerten Niederschlägen.

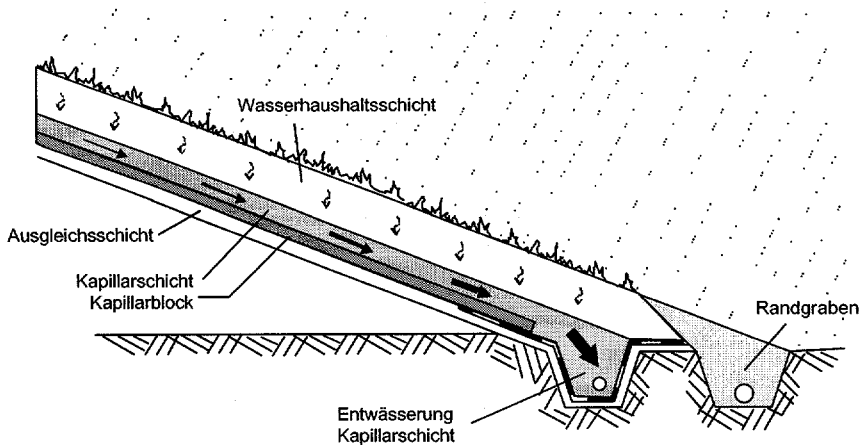


Bild 1: Skizze eines einfachen Kapillarsperrensystems

Insbesondere die langjährigen, kontinuierlichen und detaillierten Klima- und Abflußmessungen auf dem Versuchsfeld der Deponie "Am Stempel" gewähren einen hervorragenden Einblick in das Systemverhalten von Oberflächenabdichtungen. Das Versuchsfeld (Bild 2) bedeckt auf einem 10 m breiten Streifen einen Teil des nordwestlichen Deponiehanges auf seiner gesamten Länge (50 m). Der obere Hangabschnitt mit ca. 20 m Länge ist rund 10° bzw. 1:5,7 geneigt, der untere, rund 30 m lange Abschnitt ist mit einer Neigung von 16° (1:3,3) wesentlich steiler.

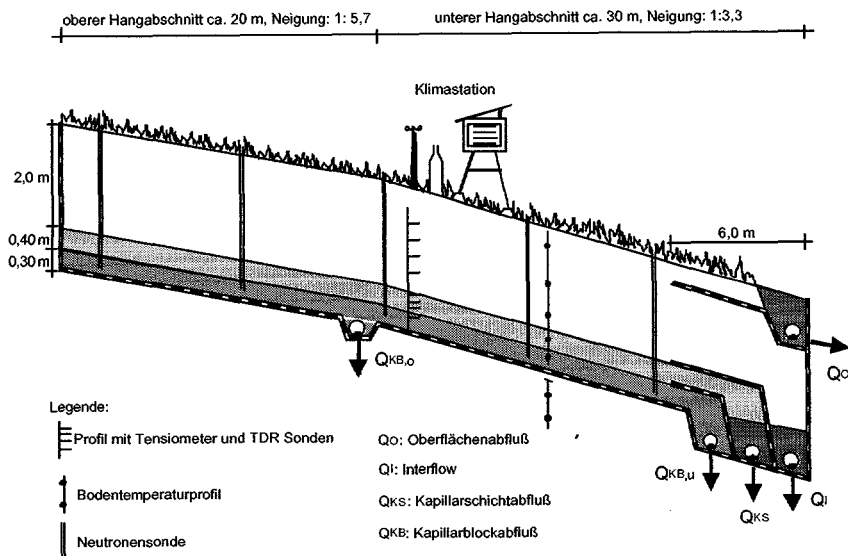


Bild 2: Skizze des Aufbaus des gekapselten Versuchsfeldes auf der Deponie "Am Stempel"

Mit der Einfassung in eine HDPE-Wanne und dem Einbau zusätzlicher Rigolen am Hangfuß können in diesem Versuchsfeld die integralen Abflüsse aus allen Elementen der Oberflächenabdichtung gemessen werden.

Zur Versuchsanlage zählt eine spezielle Beobachtungsstation, in der Tensiometer und TDR-Sonden exakt in den einzelnen Elementen der Abdichtung positioniert werden konnten. Die Bodenfeuchte im Versuchsfeld wird zusätzlich über 5 längs des Hanges niedergebrachten Neutronensondenmeßrohre verfolgt. Ein Profil zur Messung der Bodentemperatur reicht bis in 6 m Tiefe und erfaßt damit auch die Temperatur des oberen Deponiekörpers. Zentral in Feldmitte werden die meteorologischen Größen Luftdruck, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und -richtung sowie der Niederschlag gemessen.

Der Kapillarblock besteht aus einem Basalt-Edelbrechsand der Körnung 0,7/2 mm, ein Lahnsediment der Körnung 0/1 wurde als Kapillarschicht eingebaut. Die Filterstabilität zwischen beiden Materialien ist nach der Filterregel von Terzaghi gegeben. Die Wasserhaushaltsschicht ist aus einem einzigen, jedoch relativ heterogenen Substrat aufgebaut. Die Hauptbestandteile bilden Schluffe und Sande des Röts (verwitterter Buntsandstein) und Tonagglomerate (Harres 1996, in Jelinek 1997). Die Wasserhaushaltsschicht wurde nicht qualifiziert (sondern nur durch Überfahren mit den Baumaschinen) verdichtet. Bild 3 zeigt die mittleren Kornsummenkurven der beim Bau des Versuchsfeldes entnommenen Proben. Die Meßergebnisse zu Abflüssen, Bodenzustand und klimatischen Größen sind umfassend in Kämpf (1999) dargestellt.

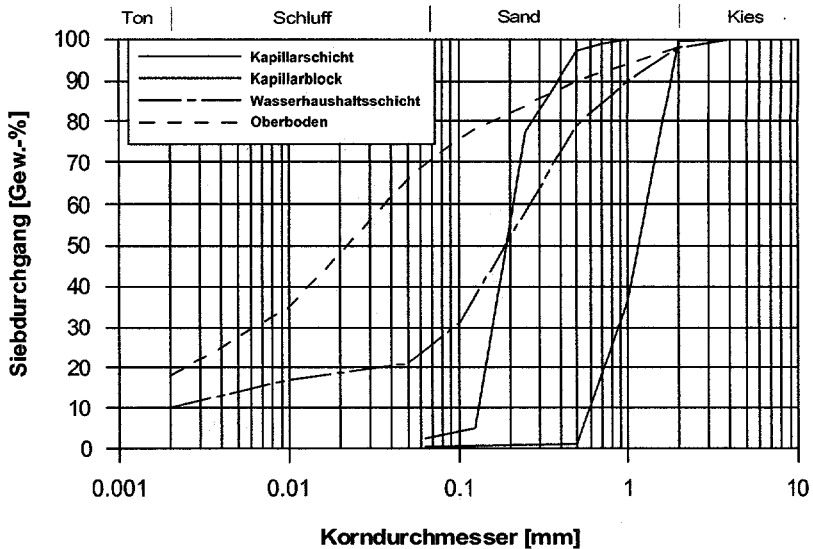


Bild 3: Mittlere Kornsummenkurven der Materialien von den Versuchsfeldern der Deponie "Am Stempel"

3 Numerische Simulation des Versuchsfeldes der Deponie "Am Stempel"

Die numerischen Untersuchungen zu den Felduntersuchungen haben als wesentliches Ziel, diese Daten mit Hilfe numerischer Methoden auszuwerten, um den Entwurf optimal auf die klimatischen Verhältnisse und die Standortparameter abzustimmen und damit deren Abschirmwirkung zu verbessern. Dies gilt in besonderem Maße für Kapillarsperren, da aufgrund deren Wirkungsweise das laterale Abfuhrvermögen begrenzt ist, während bei den übrigen Dichtungssystemen eine hochdurchlässige Entwässerungsschicht eine Dränage gewährleistet.

Strategie zur Parameteridentifikation

Grundsätzlich können die Fließprozesse im Versuchsfeld zweidimensional vertikal-ebenen behandelt werden. Die Auswertung aus großskaligen Versuchsfeldern deutet an, daß für eine Interpretation der beobachteten Bodenwasserdynamik eine Differenzierung der verschiedenartigen Fließmechanismen (Matrixfluß, Feuchteverlagerung entlang bevorzugter Fließpfade, Makroporenfluß; Jarvis 1991, Bronstert 1994, Germann und Bürgi 1996, Roth und Hammel 1996) erforderlich ist (Kämpf 1999). Für Grundsatzuntersuchungen ist ein **physikalisch fundiertes** Modell einzusetzen, mit dem die Auswirkungen unterschiedlicher Annahmen hinsichtlich Bodenaufbau, Anfangs- und Randbedingungen auf die Wasserbewegung untersucht werden können (Fayer u.a. 1992, Montenegro 1995). Diese Anforderungen erfüllt das Finite-Element-Modell (FEM) HYDRUS-2d (Simunek u.a. 1996). In HYDRUS-2D werden die bodenhydraulischen Eigenschaften mit dem auf 9 Parameter erweiterten Mualem-van Genuchten-Modell abgebildet, das eine flexible Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften eines Bodens gestattet. Temperatureinfluß und Hysterese werden jedoch nicht berücksichtigt.

Die Simulation der ungesättigten Bodenwasserbewegung erfordert aufgrund der auftretenden großen Gradienten eine relativ feine örtliche Auflösung (Diskretisierung). Dies gilt in besonderem Maße bei scharfen Texturgrenzen im Bodenaufbau, wie sie in Oberflächenabdichtungen grundsätzlich vorkommen. Infolge der daraus resultierenden großen Elementanzahl nimmt die Operationalität der numerischen Modellierung großskaliger Versuchsfelder ab. Ein intensives Parameterstudium ist nicht möglich. Die Strategie zur Parameteridentifikation zielte darauf ab zunächst zu überprüfen, ob die Entkopplung der Fließprozesse von Wasserhaushaltsschicht und Kapillarsperre eine geeignete Methode darstellt, die Operationalität der numerischen Behandlung zu steigern. Das intensive Parameterstudium am entkoppelten Modell und der anschließenden Gegenüberstellung mit den Ergebnissen des Gesamtmodells des Versuchsfeldes und den Feldmessungen sollten abschließend klären, ob auf diesem Wege die maßgebenden Prozesse identifiziert und geeignet parametrisiert werden können. Hierzu waren zunächst die bodenhydraulischen Parameter der Wasserhaushaltsschicht auf der Grundlage der Feldmessungen sowie der üblichen Laborverfahren zu schätzen. Die bodenhydraulischen Eigenschaften der Kapillarsperre (Kapillarschicht und Kapillarsblock) entstammen Kipprinnenversuchen, die für die bautechnische Eignungsprüfung durchzuführen sind. Die in derartigen großskaligen Laborversuchen identifizierten bodenhydraulischen Kenngrößen sind auch im Hangmaßstab einer Deponie gültig (Kämpf und Montenegro 1997, Kämpf 1999).

Entkopplung des Systems

In einer homogenen Wasserhaushaltsschicht findet überwiegend eine vertikale Feuchteverlagerung statt, die quasieindimensional behandelt werden kann, während die lateralen Fließvorgänge in der Kapillarsperre zwingend zweidimensional modelliert werden müssen. Bei der Entkopplung dieser beiden Kompartimente ist besonders darauf zu achten, daß die relevanten Fließvorgänge und Wechselwirkungen an der Schnittstelle hinreichend abgebildet werden. Günstige Voraussetzungen für eine Entkopplung eröffnen Bereiche wie die Unterkante der Wasserhaushaltsschicht, die von der Schwerkraftentwässerung dominiert werden. Zu beachten ist hierbei, daß an der Grenze zwischen Wasserhaushaltsschicht und Kapillarschicht der Texturunterschied die Wasserbewegung beeinflussen kann. Um mögliche Effekte am Übergang von der Wasserhaushaltsschicht zur Kapillarsperre zu erfassen, wurde der obere Bereich der Kapillarschicht in der eindimensionalen Modellierung mit berücksichtigt. Die Absickerung aus der Wasserhaushaltsschicht wurde deshalb an dem der Schichtgrenze zur Wasserhaushaltsschicht nächstgelegenen Knoten in der Kapillarschicht abgegriffen. Dieser Zufluß bildet die hydraulische Belastung der Kapillarsperre ab, mit der das Modell der 50 m langen Kapillarsperre in der anschließenden 2-d Simulation beaufschlagt wird. Die bodenhydraulischen Parameter der Wasserhaushaltsschicht wurden in einem ersten Schritt aus der Auswertung der Retentionsbeziehung geschätzt.

Um die Zulässigkeit des Ansatzes zu überprüfen, wurde die entkoppelte Berechnung, 1-d Simulation der Wasserhaushaltsschicht mit einer nachlaufenden 2-d Modellierung der Kapillarsperre, einer 2-d Simulation des gesamten Versuchsfeldes gegenübergestellt. In beiden Simulationen waren Anfangs- und Randbedingungen sowie die bodenhydraulischen Eigenschaften soweit möglich identisch.

Die Darstellungen der Isolinien der Saugspannung in der 2-d Simulation und die Saugspannungsverteilungen über die Höhe der Oberflächenabdichtung im oberen und unteren Hangabschnitt zeigt Bild 4.

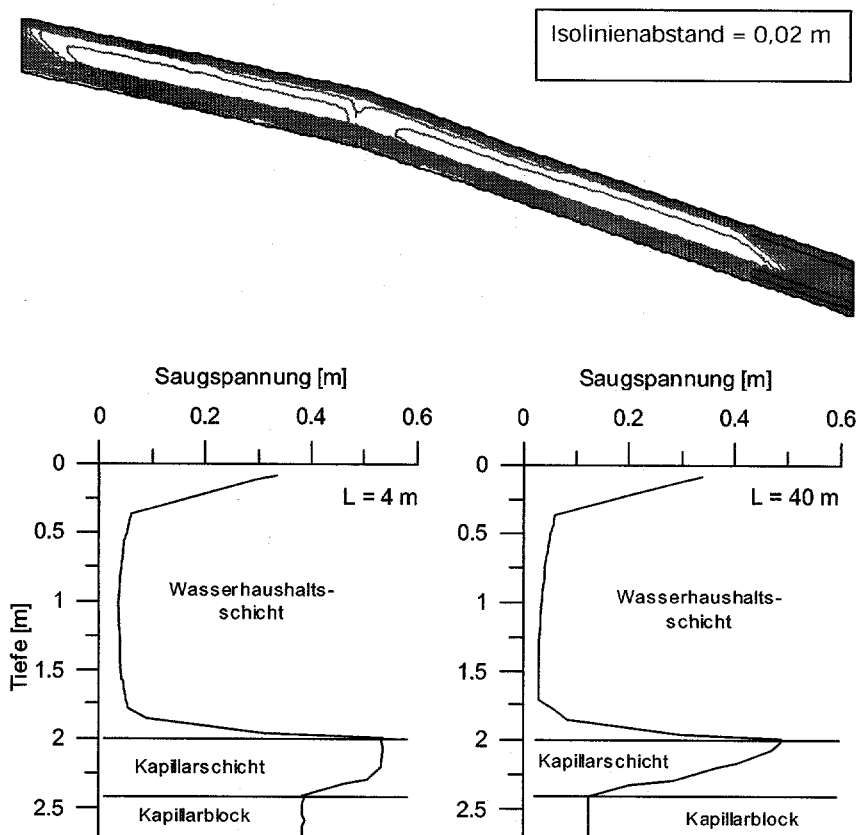


Bild 4: Isolinien der Saugspannung und Saugspannungsprofil am Hangkopf (L=4m) und am Hangfuß (L=40m)

Es wird deutlich, daß die Wasserhaushaltsschicht in weiten Bereichen vertikal durchsickert wird (konstante Saugspannung, hydraulischer Gradient = 1). Insbesondere gilt es darauf hinzuweisen, daß trotz der fein über grob Anordnung von Wasserhaushaltsschicht und Kapillarschicht an dieser Texturgrenze kein Kapillarsperreneffekt auftritt. Im Gegenteil, die Durchlässigkeitseigenschaften der Kapillarschicht bedingen, daß die Zusicke rung aus der Wasserhaushaltsschicht bereits bei relativ geringer Sättigung (hohe Saugspannung) in der Kapillarschicht abgeführt werden kann. In den maßgebenden Zeiträumen sind die Saugspannungen in der Wasserhaushaltsschicht stets deutlich niedriger als in den oberen Bereichen der Kapillarschicht. Infolgedessen bauen sich unmittelbar über der Schichtgrenze in der Wasserhaushaltsschicht vergleichsweise hohe hydraulische Gradienten in Richtung der Kapillarsperre auf, die die Zusicke rung zur Kapillarsperre beschleunigen. In der Kapillarschicht selbst wird dann die typische, auf den Kapillarsperreneffekt zurückzuführende hydrostatische Druckverteilung beobachtet. Die hydrostatische Druckverteilung hat am Hangkopf aufgrund der geringen abzuführenden Wassermenge nur im unteren Bereich der Kapillarschicht eingestellt, hangabwärts geht der Saugspannungsverlauf über die gesamte Mächtigkeit in eine hydrostatische Druckverteilung über. Die Saugspannungsverteilung im Kapillarblock ist in allen Abschnitten des Versuchsfeldes über die Höhe konstant. Sie nehmen zum Hangfuß infolge der sich in der Kapillarschicht akkumulierenden Abflüsse stetig ab.

Der Saugspannungsverlauf in der Kapillarschicht wirkt sich in geringem Umfang auf die hydraulische Belastung der Kapillarsperre aus. Durch die zunehmende Sättigung der Kapillarschicht hangabwärts nehmen bei höheren Abflüssen die Saugspannungen im unteren Hangbereich in einem Maße ab, daß sich die hydraulischen Gradienten an der Schichtgrenze zwischen Wasserhaushaltsschicht und Kapillarschicht etwas verringern. Da in der Wasserhaushaltsschicht nahezu Vollsättigung herrscht, bedeutet eine Abnahme der Gradienten gleichzeitig eine entsprechende Abnahme der Zusicke rung. In der 1-d Behandlung wird jedoch die Situation am Hangkopf mit den etwas höheren Gradienten für die hydraulische Belastung des Gesamtsystems nachgebildet (vollständige Gravitationsentwässerung).

Abweichungen in der Saugspannungsverteilung gegenüber der eindimensionalen Modellierung der Wasserhaushaltsschicht sind am Hangfuß, im Bereich des Neigungswechsels und am Hangkopf zu erkennen. An Hangfuß führt der geringe hangparallele Fluß dazu, daß ein Teil des Niederschlags, der unmittelbar vor der Kunststoffdichtungsbahn der Entwässerungsrigole versickert, als Interflow (Zwischenabfluß in der Wasserhaushaltsschicht abgeführt wird und nicht die Kapillarsperre hydraulisch belastet. Die geringen lateralen Flüsse führen direkt am Hangkopf zu geringeren Bodenfeuchten. In abgeschwächter Form gilt dies auch für den Bereich des Neigungswechsels, wo eine geringe Dränwirkung infolge des Gefälleanstieges im unteren Hangabschnitt erzielt wird. In diesen Bereichen ist die vertikale Perkulationsgeschwindigkeit geringfügig reduziert. Dies wirkt sich im Vergleich zur 1-d Simulation vor allem bei Absickerungsspitzen aus. Infolge der nicht konstanten Verteilung der vertikalen Fließgeschwindigkeiten über die Feldlänge fallen die Absickerungsspitzen in der 2-d Simulation um bis zu 20 % niedriger aus als in der 1-d Simulation. In der übrigen Zeit sind die Differenzen dagegen nur gering (Bild 5). Insgesamt zeigen die Ergebnisse, daß eine Entkopplung grundsätzlich möglich ist und die Zusicke rungsdynamik sehr gut abbildet.

Der wesentliche Vorteil einer 1-d Behandlung der Wasserhaushaltsschicht liegt in der enormen Einsparung von Rechenzeit. Während auf einem PC Pentium II 266 MHz die 1-d Simulation der Wasserhaushaltsschicht mit nachgeschalteter 2-d Simulation der Kapillarsperre von 3 Jahren nur wenige Tage in Anspruch nimmt, erfordert die 2-d Modellierung des gesamten Versuchsfeldes mehrere Wochen bei einem Simulationszeitraum von 4 Monaten. Nur durch die Entkopplung der Fließprozesse in Wasserhaushaltsschicht und Kapillarsperre war ein intensives Parameterstudium in der zur Verfügung stehenden Zeit möglich.

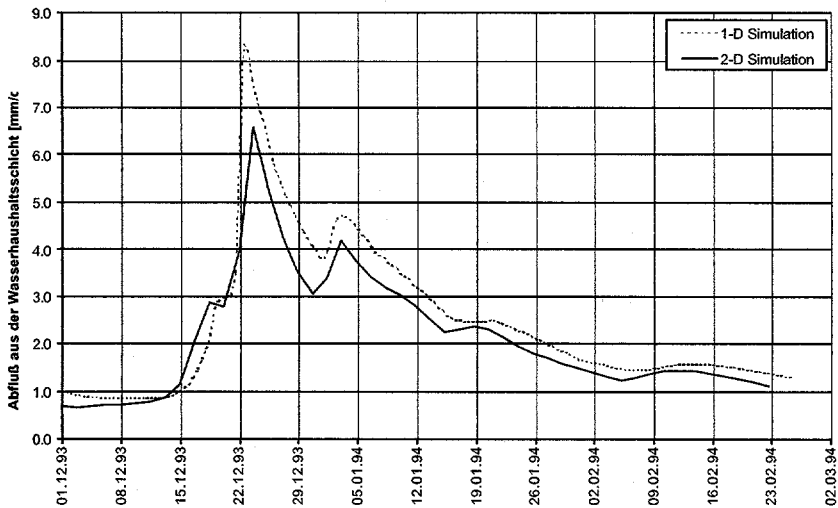


Bild 5: Absickerung aus der Wasserhaushaltsschicht in der 1-d und 2-d Simulation (gemittelte Absickerung)

Wasserbewegung in der Wasserhaushaltsschicht (Modellkalibrierung)

Am entkoppelten System wurde ein umfangreiches Studium der Systemparameter durchgeführt. Die besten Simulationsergebnisse wurde in denjenigen Läufen erzielt, in denen die Parametersätze der Wasserhaushaltsschicht aus den in-situ Messungen iterativ an die Abflußdaten angepaßt wurden (Witzsche 1998). Es war im wesentlichen eine leichte Erhöhung der im Feldmaßstab bestimmten gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit erforderlich, um die bestmögliche Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den berechneten Abflüssen zu erreichen. Auffällig gering ist das speichernutzbare Porenvolumen der Wasserhaushaltsschicht, das jedoch aufgrund der weiten Korngrößenverteilung und der maschinellen Verdichtung der Wasserhaushaltsschicht plausibel erscheint (Tabelle 1).

Tabelle 1: Bodenhydraulische Parameter des Versuchsfeldes der Deponie "Am Stempel" nach Mualem-van Genuchten

	bodenhydraulische Parameter				
	α [1/m]	n [-]	θ_r [-]	θ_s [-]	k_s [m/s]
Oberboden	10	1,4	0,14	0,28	$4 \cdot 10^{-6}$
Wasserhaushaltsschicht	3	1,4	0,14	0,26	$5 \cdot 10^{-8}$
Kapillarschicht	4,1	4,3	0,09	0,35	$3,2 \cdot 10^{-5}$
Kapillarblock	23	7,2	0,03	0,34	$6 \cdot 10^{-4}$

Dennoch kann die Beschreibung des Wasserhaushaltes des Versuchsfeldes der Deponie "Am Stempel" in der numerischen Simulation nur in Teilaspekten als sehr gut, in anderen wiederum nur als unbefriedigend bezeichnet werden (Bild 6).

Außerordentlich gut wird die Abflußcharakteristik der Kapillarsperre in der Simulation wiedergegeben. Auch im numerischen Modell bleibt die Abschirmwirkung der Kapillarsperre bis nahe an das maximale laterale Abfuhrvermögen der Kapillarsperre (Dränkapazität) erhalten und ist nach einem Durchbruchereignis rasch wiederhergestellt. Die Dränkapazität beträgt im Modell 101 l/(d m) und weicht damit nur geringfügig von dem in-situ bestimmten Wert von 106 l/(d m) ab. Auch die ansteigenden Kapillarblockabflüsse bei Kapillarschichtabflüssen nahe der Dränkapazität werden im Modell mit großer Übereinstimmung mit den Feldmessungen abgebildet. Insgesamt bestätigen die Simulationsergebnisse die Übertragbarkeit bodenhydraulischer Parameter für Kapillarsperren, die in maßstabsrelevanten Kipprinnenversuchen identifiziert werden.

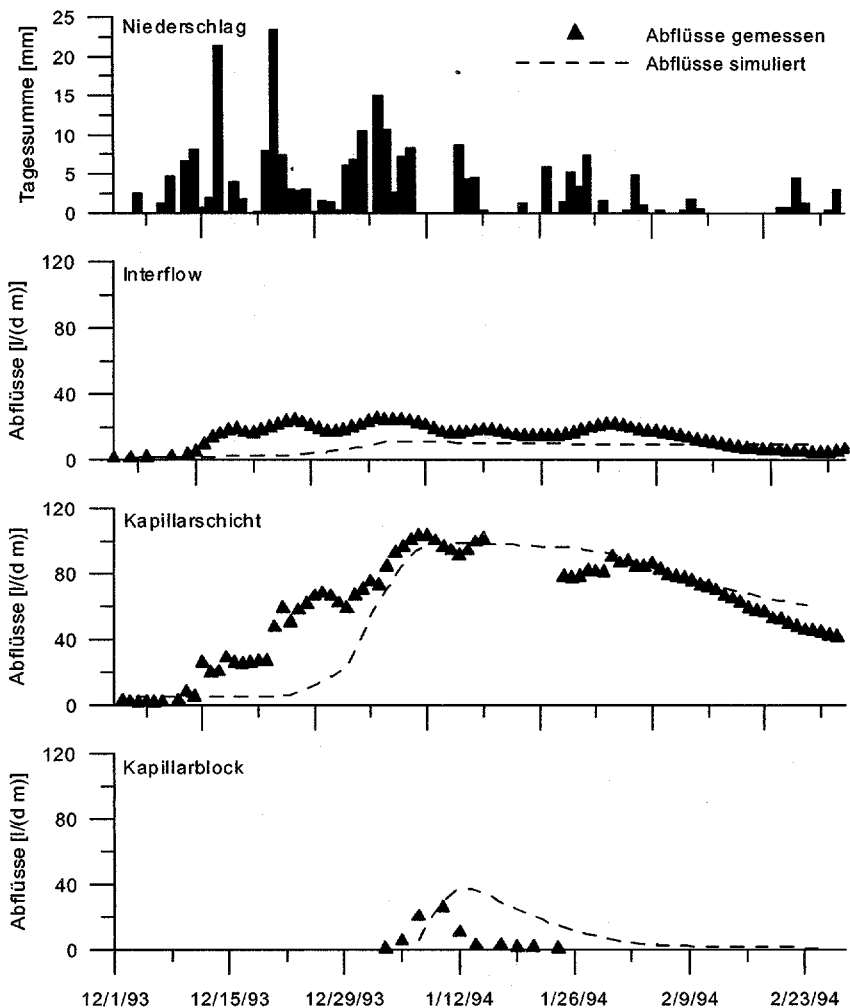


Bild 6: Gegenüberstellung der berechneten und der gemessenen Abflüsse der Kapillarsperre im Winter 1993/1994

Die Abflußmessungen auf den Versuchsfeldern zeigen, daß eine hangparallele Fließkomponente in der Wasserhaushaltsschicht in der Größenordnung von 10 % der Absickerung zur Kapillarsperre auftritt. Im Rahmen der Parameterbestimmung konnte dieses Fließverhalten im Modell nur über die Vorgabe einer makroskopischen Anisotropie im Verhältnis von 1:10 wiedergegeben werden, was ein ergänzendes Parameterstudium am Gesamtmodell erforderlich machte. Unter Berücksichtigung der vorherrschenden Gradienten führte die identifizierte rund 10-fach höhere hangparallele Durchlässigkeit bei der Perkololation zu näherungsweise identischen horizontalen und vertikalen Geschwindigkeitskomponenten. Die Fließbahnen in der Wasserhaushaltsschicht sind hierdurch um etwa 45° hangabwärts aus

der Vertikalen abgelenkt. Dieses Verhältnis der Geschwindigkeitskomponenten ist näherungsweise für alle relevanten Fließzustände bei der Perkolation gültig. Durch diese laterale Verlagerung wird die effektive Fließlänge in der Wasserhaushaltsschicht deutlich verlängert, wodurch die Infiltrationsfront langsamer in größere Tiefen vorrückt und die Absickerung aus der Wasserhaushaltsschicht später einsetzt. Ferner ergibt sich im unteren Bereich ein Streifen einer der Mächtigkeit der Wasserhaushaltsschicht entsprechenden Länge (infolge des 45° - Winkels), der nicht mehr die Kapillarsperre beaufschlägt sondern als Interflow aus der Wasserhaushaltsschicht im Versuchsfeld gefaßt wird.

Nicht ganz zufriedenstellend wird die Dynamik der Abflüsse wiedergegeben, die in den Feldmessungen deutlich ausgeprägter verläuft als in den numerischen Simulationen. Die Ursache für dieses weniger befriedigende Modellverhalten wird in der nicht vollständig korrekten Abbildung der Fließprozesse in der Wasserhaushaltsschicht gesehen. Es liegen jedoch keinerlei Hinweise hervor, daß die Ursache für dieses Modellverhalten in fehlerhaft bestimmten bodenhydraulischen Koeffizienten zu sehen ist. Verschiedene Parametersätze der Wasserhaushaltsschicht führten zu einer sehr ähnlichen Charakteristik der simulierten Kapillarschichtabflüsse. Auch mit der kleinräumigen Variation der bodenhydraulischen Eigenschaften in einem erweiterten eindimensionalen Modell der Wasserhaushaltsschicht konnten die simulierten Abflüsse den gemessenen Werten nur graduell angenähert werden. Wahrscheinlicher erscheint, daß eine nicht vollständig korrekte Modellstruktur diese Diskrepanzen verursacht. Es liegen begründete Hinweise vor, daß mit der Berücksichtigung großräumiger Strukturen in der Wasserhaushaltsschicht das Absickerungsverhalten deutlich verbessert abgebildet werden kann. Die ungleichmäßige Verteilung der Bodenfeuchte deutet an, daß in der Wasserhaushaltsschicht Zonen unterschiedlicher Durchlässigkeit vorliegen, die das Absickerungsverhalten in einem bislang unterschätzten Maße beeinflussen (Kämpf 1999). Denkbar ist auch, daß durch die lagenweise Verdichtung der Wasserhaushaltsschicht an diesen Lagegrenzen präferentielles Fließen begünstigt wird („funneling“, Kung 1990). Sowohl großräumige Strukturen als auch präferentielles Fließen führen zu einer Auflösung der Perkulationsfront, was die gemessenen Abflußkurven wesentlich verbessert zu beschreiben vermag.

Grundsätzlich einen geringen Einfluß auf die Simulationsergebnisse hat im Rahmen möglicher Datenunsicherheiten die Verteilung der Wurzeltiefe. Wesentlich für die Berechnungsergebnisse ist allerdings, ob die Wurzelverteilung über Texturgrenzen hinweg korrekt erfaßt wird. Nur durch die geringfügige Ausdehnung der Wurzeltiefe über die Texturgrenze zwischen Oberboden und Wasserhaushaltsschicht war es möglich, wesentliche Charakteristika der Kapillarschichtabflüsse aus den Feldmessungen im Modell wiedergeben zu können.

4 Schlussfolgerung

Die durchgeführten numerischen Untersuchungen zum Wasserhaushalt von Oberflächenabdichtungen erlauben Rückschlüsse auf grundsätzliche Aspekte der Wasserbewegung in geschichteten Böden. Eine große Bedeutung kommt der korrekten Erfassung der bodenhydraulischen Eigenschaften bei Teilsättigung zu, um die Wechselwirkungen zwischen den Bodenschichten hinreichend zu erfassen. Texturbedingte Unterschiede in den bodenhydraulischen Eigenschaften können die vertikale Verlagerung von Bodenwasser sowohl beschleunigen, wie an der Schichtgrenze zwischen Wasserhaushaltsschicht und Kapillarschicht beobachtet, als auch behindern. Insbesondere in Herbst und Frühjahr, wenn bei mittleren Bodenfeuchten auch eine hohe Verdunstung möglich ist, bestimmen in hohem Maße die bodenhydraulischen Eigenschaften der oberflächennahen Horizonte, ob Bodenwasser überwiegend zwischengespeichert wird und damit vermehrt der Verdunstung zur Verfügung steht oder erhebliche Anteile in tiefere Bodenzonen perkolieren. In den Sommermonaten beeinflussen bodenhydraulische Kontraste insbesondere den kapillaren Aufstieg. Allein bei weitgehender Sättigung waren die Einflüsse der Bodenschichtung von untergeordneter Bedeutung. Dann zeigt sich, daß ähnlich wie bei einem homogenen Bodenaufbau, daß die Wasserbewegung primär über die gesättigte Leitfähigkeit gesteuert wird.

Sind die Bodenschichten geneigt, so kann es darüber hinaus durch den Fluß entlang der Texturgrenzen zu einer deutlichen lateralen Verlagerung von Bodenwasser kommen. Dies gilt sowohl für fein-über-grob Schichtungen (Kapillarsperreneffekt) als auch für geringer durchlässige, stauende Bereiche. An den Endpunkten der Texturgrenzen wird das Wasser dann infolge der Aufsättigung durch den lateralen Fluß dann rasch in größere Tiefen verlagert. Infiltrationsfronten lösen sich hierdurch in schneller und langsamer fließende Abschnitte auf.

Die Simulationen zeigen, daß die gemessenen Abflußkurven erst mit der Kenntnis der bodenhydraulischen Eigenschaften mit ihrer räumlichen Variabilität mit dem numerischen Modell zufriedenstellend abgebildet werden können. Um dieses Ergebnis erzielen zu können, war ein erheblicher Aufwand bei der Modellerstellung sowie umfassende bodenhydraulische Informationen aus den Felduntersuchungen erforderlich.

In geschichteten Böden kommt den bodenhydraulischen Parameter eine zentrale Bedeutung für eine hinreichende Beschreibung der Wasserbewegung zu. Wenn ein hinreichendes Parameterstudium, z.B. wegen beschränkter Rechenleistungen, am Gesamtmodell nicht möglich ist, kann eine Entkopplung des Systems die Operationalität der numerischen Bearbeitung wesentlich steigern. Modelltechnisch bieten sich hierzu insbesondere Zonen an, die vom Gravitationsfluß dominiert werden (hydraulischer Gradient = 1). Nach den Untersuchungsergebnissen stellen sich derartige Situationen vor allem direkt unterhalb von Texturgrenzen ein. Derartige Schnittstellen gewährleisten auch, daß die Wechselwirkungen zwischen den Bodenschichten weitgehend berücksichtigt werden können.

Literatur

- Bronstert, A. 1994: Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 46.
- Fayer, M. J., Rockhold, M. L., Campbell, M. D. 1992: Hydrologic modeling of Protective Barriers: Comparison of Field Data and Simulation Results. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 56, p. 690-700.
- Germann, P., Bürgi, Th. 1996: Kinematischer Ansatz zur in-situ-Erfassung des Makroporenflusses in Böden während Infiltration. *Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung*, 37, 221-226.
- Jarvis, N. 1991: MACRO - A model of water movement and solute transport in macroporous soils. Reports and Dissertations 9, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Jelinek, D. 1997: Die Kapillarsperre als Oberflächenbarriere für Deponien und Altlasten - Langzeitstudien und praktische Erfahrungen in Feldversuchen. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TH Darmstadt, Heft 97.
- Kämpf, M. 1999: Fließprozesse in Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten - Grundlagen zur hydraulischen Berechnung. Dissertation, eingereicht am FB Bauingenieurwesen der TU Darmstadt.
- Montenegro, H. 1997: On the Performance of Capillary Barriers as Landfill Cover. *Hydrology and Earth System Sciences*, European Geophysical Society, vol. 4, p. 925-929.
- Kung, K.-J.S. 1990: Preferential Flow in a Sandy Vadose Zone: Mechanism and Implications. *Geoderma*, 46, 59-71.
- Montenegro, H. 1995: Parameterbestimmung und Modellierung der Wasserbewegung in heterogenen Böden. VDI-Verlag, Reihe 15: Umwelttechnik, Band 134.
- Roth, K., Hammel, K. 1996: Transport of conservative chemical through an unsaturated two-dimensional Miller-similar medium with steady state flow. *Water Resour. Res.*, 32- 1653-1663.
- Simunek, J., Vogel, T., van Genuchten, M. Th. 1996: The HYDRUS-2D code for simulating water flow and solute transport in two dimensional variably saturated media. Res. Rep. 132, U.S. Salinity Lab., U.S. Department of Agriculture, Riverside, California.
- Witzsche, A. 1998: Modellierung der Fließprozesse in einer Oberflächenabdichtung mit Kapillarsperre und Identifikation der bodenhydraulischen Parameter der Wasserhaushaltsschicht. Studienarbeit C am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt (unveröffentlicht).

Hydraulic Delineation of Possible Groundwater Pollution from an Industrial River

ABSTRACT

In most, but the driest regions in the world, the dominant rivers are *effluent*; i.e., are *gaining* water from the ambient groundwater aquifer during most seasons. However, there are instances where large volumes of wastewater discharge from an industrial plant create an 'unnatural' industrial river, shifting the natural balance between the river stream and the surrounding groundwater aquifer in such a way that sections of the river may become an *influent* or *loosing* stream during long dry seasons, thus creating the potential for aquifer contamination. This appears to be the case for the industrial *Fenholloway river* in Taylor county, Florida, which is loaded from the outfall of a paper mill plant. To investigate the interaction between this river and the ambient groundwater aquifer and to delineate a possibly contaminated corridor within the aquifer, a field investigation, followed by flow- and particle tracking modeling was carried out. The hydraulic interaction of the stream and the groundwater under seasonal recharge variations is simulated by the USGS MODFLOW model. Lateral 'stagnant' points of the hydraulic gradient computed through transient simulations are connected to delineate the maximal contamination corridor along both sides of the stream. As a second approach, particle tracking simulations based on a Green's function analytical solution of the 2-D transient groundwater flow equation is used. Both time-varying Dirichlet boundary conditions and recharge forcing conditions are employed to compute the dynamic movements of water particles out of the river and along its banks. The modeling results show that lateral migration of contaminants close to the industrial discharge point might be up to several thousands of feet in cross-river direction, during times when the normally gaining (effluent) stream becomes sectionally a loosing (influent) stream. The last situation occurs especially during multiyear-long time spans with less-than-normal precipitation which, for Florida, happens during times between major El Niño occurrences; i.e. during La Niña years.

1 INTRODUCTION

The Fenholloway river is a small industrial river located in Taylor county in Northwest Florida (Fig. 1). The river has an average flow discharge of $87.1 \text{ ft}^3/\text{s}$. Over the last twenty years strong seasonal variations have been measured at the USGS river gauge station 'AT FOLEY' US 19 bridge (Fig. 2). The Buckeye Florida cellulose factory (named henceforth the 'B'-plant) is located three hundred feet upstream of this gauge station. Buckeye Florida has been discharging approximately 50 million gallons/day ($= 77.5 \text{ ft}^3/\text{s}$) of wastewater into the river since operations began in 1954. This amount is approximately equal to the quantity of water Buckeye Florida pumps from underground sources by means of eight production wells (Fig. 2). Additional water entering the hydrological system from timber decomposition, appears to be essentially lost through evaporation.

The discharge water from the Buckeye Florida paper mill factory contains various organic constituents (Watts and Riotte, 1991) that are formed during the cellulose manufacturing process. The organic

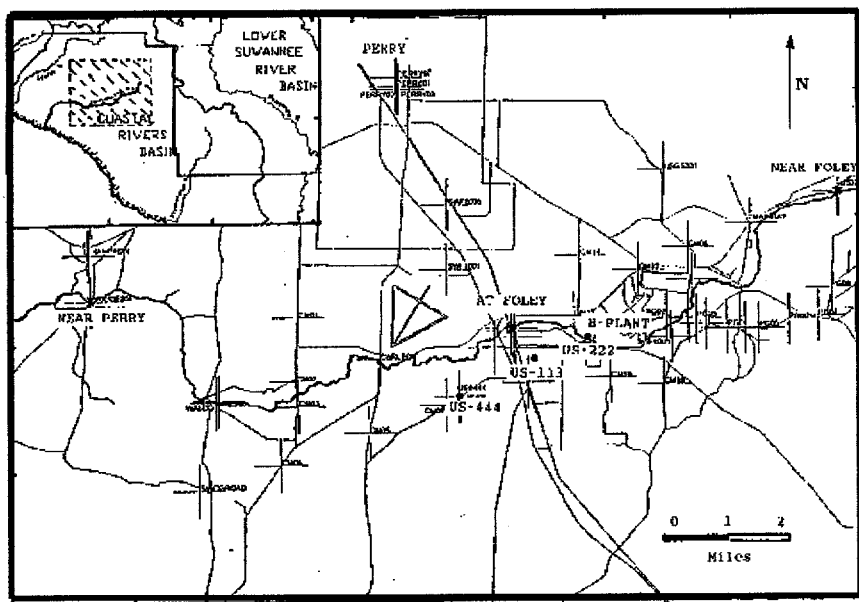


Fig. 2: Study region with Fenholloway river and location of 'B'-paper mill. Also depicted are the three USGS stream gauge stations, the major monitor wells used and the pumping wells of the plant.

constituents isolated from the lignin residue of Fenholloway river samples (the 'Fenextract') can be classified into purgeable, extractable and NPTOX (Non-Purgeable Total Organic Halogen) organic compounds. In spite of Watt's and Riotte's detailed chemical analysis of the Fenextract, in general, and of NPTOX, in particular, their exact chemical composition is far from being clarified, being often at the chemical detection limit.

In the summer of 1989, several residents living along the Fenholloway river complained about bad taste of their well water. A water quality survey of numerous private wells was undertaken by the Taylor County and the Florida Health Departments. Although most of the wells showed negative results, some of the wells were positive, i.e., had trace amounts of unidentified organic compounds. In the wake of these results, an additional long-term investigation of the flow and the water quality of the Fenholloway river/aquifer system was carried out over a period of about one year by FDEP that provided (1) a detailed analysis of the chemistry of the Fenextract (see above); (2) evidence that some wells contain trace amounts of NPTOX, and (3) some geohydrological information about the river/aquifer system. Nevertheless, in spite of these activities, a definite answer as to whether the Fenholloway industrial river water poses a health risk for adjacent residential water wells, could not be given.

Because of the present uncertainty of possible groundwater contamination due to the Buckeye effluent into the Fenholloway river, and in order to prevent future health risks from polluted residential water wells within a certain corridor along the river, FDEP is presently considering connecting those residents to public water supply lines. However, such a plan requires an 'engineering-approach' delineation of the possibly contaminated aquifer stripe along the Fenholloway river that can be established under various hydraulic and hydrological conditions as they (1) may have occurred in the past, (2) may be prevalent in the present and (3) may be imminent in the future under various best- and 'worst-case' scenarios.

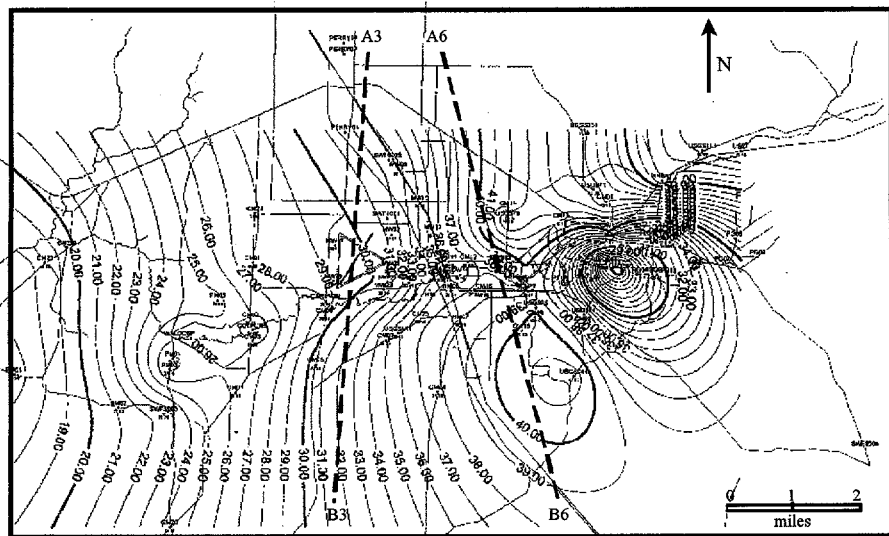
The major goal of the present study is to define the boundaries or 'water lines' of this possibly polluted corridor along the Fenholloway river. This goal will be achieved by means of 2D and 3D steady-state and transient analytical and numerical simulations of the coupled river/groundwater aquifer system. Various conceptual models of this system that may lead to hypothetical hydraulic conditions which could result in aquifer contamination from polluted river water were tested using hydrological and meteorological data from both historical records and recent data obtained from a five-month groundwater and stream survey of the study region. Estimates of the possible spatial extensions of a contaminant plume emanating from the river over the short and the long-term are established by these models.

2 ANALYSIS OF HYDROLOGICAL DATA

1994- hydrological field data

As a major part of data gathering, FDEP conducted a comprehensive hydrological field study of the Fenholloway river/aquifer system in the first six months of 1994. Beginning in January, 1994, over a timespan of about two months, about 40 surficial monitor wells were drilled in the study area. In addition, five stream gauges were installed along sections of the Fenholloway river, particularly at the mouths of some ephemeral springs and small tributaries. The data from these monitor wells was complemented by wells maintained by Buckeye Inc., by the Suwannee River Water Management District, and by the USGS.

Groundwater and river elevations at these monitor wells and stream gauges were sampled at intervals of approximately two weeks between January and June, 1994. In addition to the hydraulic data, chemical data for the concentrations of NaCl and of the Total Dissolved Solids (TDS) was gathered at some river locations and monitor wells. As a typical representative of the 5-month study period, contour plots for the piezometric heads (= the water table, since only the upper unconfined aquifer is considered in the present study) are shown for 5/25/1994 in Fig. 3. Similar plots are obtained for other sampling dates, with the common feature of a deep drawdown cone of the Buckeye well field in the east, which extends westwards close to the wastewater discharge ponds. Here the piezometric isolines begin to open under the influence of the westwardly directed regional groundwater flow, i.e. one observes a typical stagnation point behavior.



$b=300, K=250, \text{grad}=0.0014$, Kozeny corrected

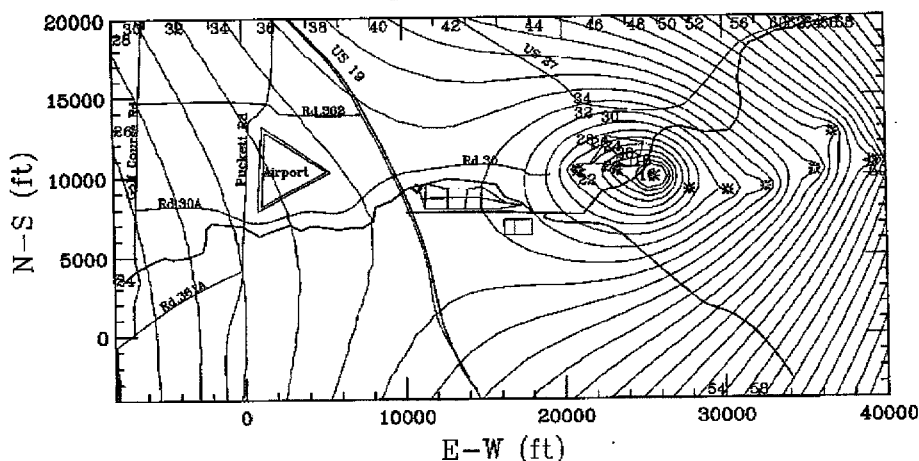


Fig. 3: Observed water table contours (in ft) for 5/25/1994. The two cross-sections are shown in Fig.5.

Fig. 4: Modeled water table contours (in ft) using the steady-state hydraulic flow model RESSQ.

Based on these observations, both the 2D analytical steady-state hydraulic flow model RESSQ (Javandel *et al.*, 1984) and the steady-state version of the MODFLOW model (McDonald and Harbaugh, 1984) were used to obtain a basic understanding of the regional

groundwater flow pattern and of the influence of the Buckeye production wells on the latter. Fig. 4 illustrates the modeled water table contours of the

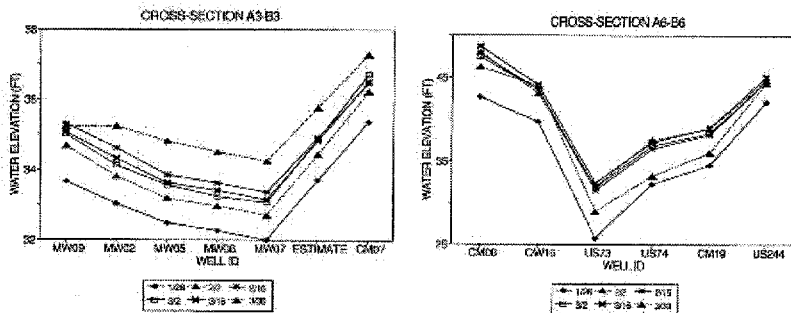


Fig. 5: Water table elevations along N-S cross-sections A-B (see Fig. 3) for various 1994-dates.

the calibrated RESSQ-model which has been modified to incorporate a Kozeny correction factor for the partially penetrating pumping wells of the paper mill (cf. Koch *et al.*, 1994, for details). These models provide preliminary estimates of the average hydraulic conductivity of the aquifer ($K = 250$ ft/day), of capture zones, and of the critical stagnation points of the well-field.

With regard to the objectives of the present study, namely showing evidence for a hydraulic gradient from the river towards the aquifer, the inclination of the piezometric isolines downstream of the Buckeye discharge point as they cross the Fenholloway river indicates that the latter is a *gaining* (*effluent*) stream over the total duration of the field survey. This is seen more clearly from a plot of the spatial variations of the water table elevations along two north-south cross-sections (Fig. 5). One observes the typical V-shape for the water table elevation, as is to be expected for a *gaining* river.

The reason for this unexpected behavior of the observed hydraulic stream-aquifer is that, unlike for normal climatic years in northern Florida, which usually have wet-seasonal precipitation in January and February, followed by drier months March, April and May, the spring of 1994 was unusually wet. Numerous days of extreme rainfall were recorded in March and April that even caused flooding of several low-lying plains and swamp-areas in the vicinity of the Fenholloway river. Under these circumstances the Fenholloway behaves as a 'normal' *effluent* stream.

Historical hydrological data

As the spring -1994 hydrological field data did not hint of a situation of river-groundwater interaction that may lead to seepage of river water into the aquifer, and given that the complaints of possible well water contamination had occurred in 1989, a detailed analysis of historical hydrological data was endeavored to better understand the river-aquifer system. The dataset analyzed comprises a) groundwater elevation; b) streamflow and gage heights; c) precipitation and d) *El Niño* sea-surface temperatures.

a) Groundwater elevation data

Fig. 6 depicts monthly groundwater table fluctuations at three wells in the vicinity of the Fenholloway river, (see Fig. 1, for location) over the 32-year timespan 1960-1992. Well USGS-444 is of particular interest here, since it is the furthest downstream of the B-plant's wastewater effluent point and is less likely to be affected by changes of the B-mill's pumping rate due to operational fluctuations of the factory's production. One noticeable feature of Fig. 6 is the persistent drop of the groundwater table during the 1966-1969 and 1987-1991 drought years. For the last drought period-at the end of which the instrumental study of *Watts and Ricotte (1991)* was conducted-one observes a rather monotonic drop in piezometric heads of up to five feet in all wells, especially in the USGS-444 well. A linear time-series regression analysis (*Koch et al, 1994*) indicates, moreover, a pronounced constant decrease of the groundwater table by several feet over the 30-years period 1962-1992. i.e. there is evidence that over the long-term the aquifer is slowly depleted by the huge amount of groundwater pumping of the B-factory.

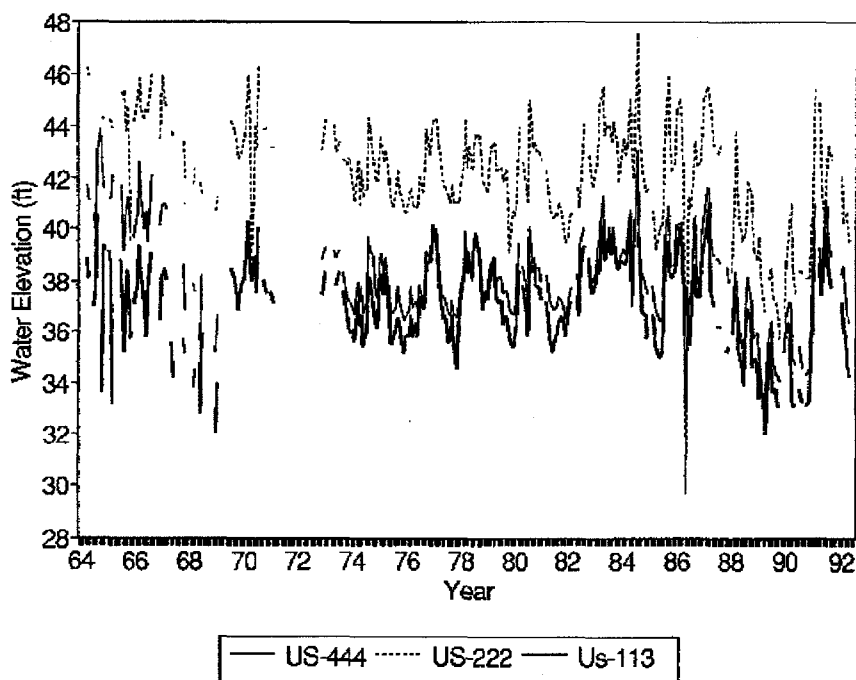


Fig. 6: 1960-1992 monthly groundwater table fluctuations in three wells

b) Streamflow and gage data

Daily gauge heights and, particularly, inferred streamflow discharge rates measured over the period 1964 to 1994 at the USGS river gauge stations 'NEAR FOLEY', 'AT FOLEY' and 'NEAR PERRY' give insight into the water budget of the Fenholloway river/aquifer system (Fig. 7). These plots illustrate convincingly that during most of the lengthy dry episode 1988-1990 the Fenholloway river has been completely dry at the upstream gauge station 'NEAR FOLEY'. Therefore, all of the streamflow at the station 'AT FOLEY', downstream of the effluent point, is made of wastewater itself. Though, even during these dry periods, the Fenholloway river could eventually have gained water at the far-downstream station 'NEAR PERRY', it may be expected that the upper portion of the stream section, closer to the station 'AT FOLEY', lost water into the aquifer. Thus, the river became influent intermittently and could have posed a potential risk for aquifer pollution. This is the 'dry-season' scenario and will be quantified later by the numerical models. The average monthly river gauge heights at the station 'AT FOLEY' (Fig. 8) illustrate also the various major dry periods of the last 20 years.

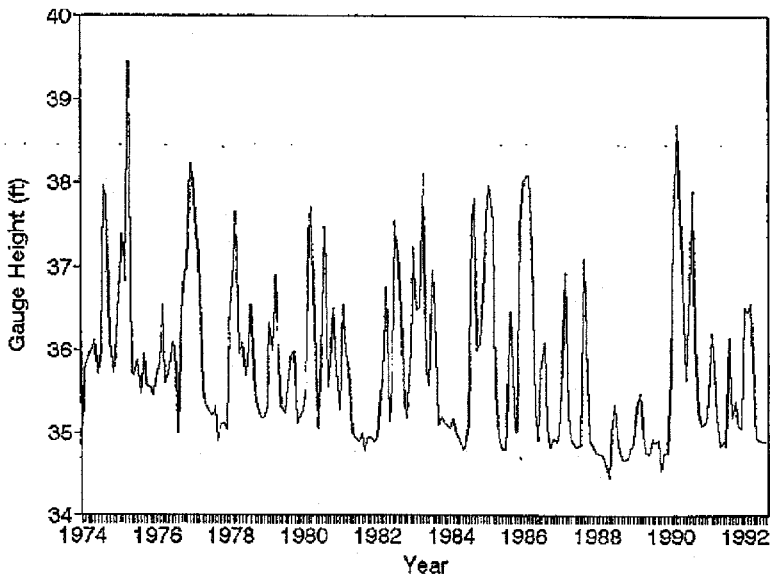


Fig. 7: 1974-1992 monthly-averaged, daily discharge rates of the Fenholloway river at USGS gauge Application to the delineation of dynamic water lines

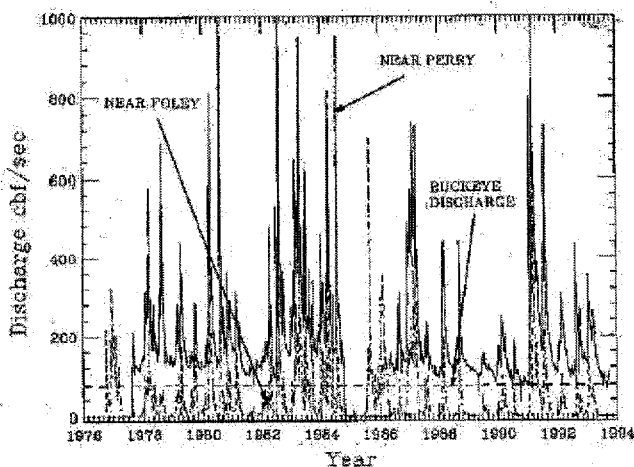


Fig. 8: 1974-1992 monthly river gauge heights at station 'AT FOLEY'.c) Precipitation data

Daily precipitation measured at the meteorological station PERRY for the last 30 years was processed by various integration-, trend- and filtering techniques, in order to extract the most salient seasonal and multiyear variations and trends of the rainfall in the region. Since groundwater table elevations are ultimately related to the effective recharge through rainfall, the analysis of the historical rainfall variations provides a basis of a proposed 'worst-case' drought scenario. The cumulative yearly precipitation rates shown in Fig. 9 (left panel) illustrate some cyclic recurrences of wet and dry years, with several dominant multiyear-periods of anomalously low precipitation, such as 1960-1963; 1966-1968; 1971-1973 and the most extreme period 1986-1990.

Koch *et al.* (1994) and Sun *et al.* (1997) performed both univariate and multivariate time-series analyses of the various data (cf. Maidment, 1992). Autocorrelations of groundwater table elevations and precipitation, as well as cross-correlations between these two variables were calculated. The latter hint of a significant lag-period of the groundwater table response to variations of the precipitation.

d) El Niño sea-surface data

While originally recognized as a local phenomenon in the eastern part of the Southern Pacific, *El Niño Southern Oscillation* (ENSO) effects are increasingly being made responsible for anomalous weather-pattern on a global scale, such as extremely high monsoon rains on the Indian subcontinent and above-average rainfall on the Australian continent and in some western regions of the North American continent (cf. Ropelewski and Halpert, 1986; 1987). On the other hand, some El Niño episodes (like the 1982-1983 event) appear to have produced opposite weather patterns; i.e., drought conditions. This has also been the case for parts of the continental U.S. during the 1986-1987 El Niño (Kahya and Dracup, 1993). It can be conjectured that the anomalously low precipitation — with a subsequent decrease of the

streamflow rate which because of its integrating effect is a better hydrological parameter for quantifying long-term climatic variations --- in northern Florida during 1986-1989 is related to this El Niño episode or, more exactly, to its alternating sister, La Niña.

The El Niño phenomenon is a direct manifestation of ocean-atmosphere coupling. It is usually quantified by various ENSO-indices, such as (1) the difference in the normalized atmospheric pressure between Tahiti

and Darwin, Australia, (2) the ocean surface elevation, and (3) the sea surface temperature (SST) measured in the eastern or western section of the Southern Pacific. *Fig.9 (right panel)* shows the variations of the average monthly SST, off the coast of Peru, between 1974 and 1993. Anomalously high SST with a cycle-period of 3-5 years---which appears to be also the dominant period of historical El Niño recurrences ---are clearly visible, with the 1982-1983 episode distinguishing itself by its strength.

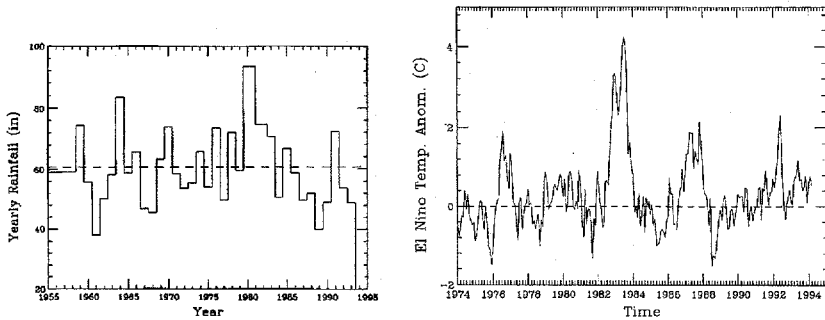


Fig. 9: Left panel: 1957-1994 cumulative yearly precipitation at station PERRY; Right panel: 1974- 1993 monthly anomalies of the sea surface temperature in the Pacific Ocean, off the coast of Peru.

3 HYDRAULIC MODELING OF THE STUDY SITE

MODFLOW modeling of stream-aquifer interaction: 'Static water lines'

Model concept and setup

Using a transient version of the well-known MODFLOW model (McDonald and Harbaugh, 1984) a pre-specified lowering of the groundwater table due to a recharge deficit and drainage during an extended dry season, as it has been observed at some of the wells close to the river during the long drought period of 1988-1991 (see Figs. 6 to 8), is simulated. We call this the 'static' model for the delineation of the extreme 'static water-lines' which can be considered as the outer hydraulic barrier on both sides of the stream, beyond which loaded river water seeping into the aquifer cannot flow. Therefore, the 'static' model attempts to mimic observed hydraulic conditions that are prone to infiltration of river water into the surrounding aquifer. It should be clear that it is the variation of the natural recharge of the aquifer through rainfall that is the physical trigger mechanism for the groundwater table fluctuations. A deficit of precipitation and increased evaporation during a long dry season is responsible for a groundwater table drop, with a minimum river gauge still sustained through the paper mill's high effluent of ~ 50 million gallons per day. This, of course, would not be the case for a natural stream which is in permanent equilibrium with the surrounding aquifer and where the stream-bed might be drying out completely during an extreme drought, as is often the case for the section of the Fenholloway river upstream of the paper mill's discharge point.

Prior to the transient simulation of the historical data records, steady-state MODFLOW calibration models, employing the 'river package', were run using the spring-1994 field data as calibration target (see previous section). Further details on these models and the setup of following transient models, i.e. grid, calibration parameters and boundary conditions used are presented in Koch (1994) and Sun *et al.* (1997).

Model results: Delineation of 'static water lines'

Numerous calibration simulations were executed, during which the hydraulic conductivity, the river conductance and the storativity are varied in the model over a reasonable range of values. Among these model cases we show results of a particular simulation model, with the most important hydraulic parameters as indicated: Hydraulic conductivity $K=90\text{--}120$ ft/day, river conductance $k_r=20000$ ft²/day, thickness of the upper (unconfined) aquifer $b=1000$ ft, and storativity (specific yield) $S=0.1$. Other models are discussed in Koch *et al.* (1994).

The panels of Fig. 10 show three snapshots of the simulated water table (hydraulic heads) during a prolonged drought season. Starting from an initially effluent stream-aquifer system (at time zero) the slow drop of the groundwater table elevation owing to the water drainage out of the aquifer is clearly recognized by following one particular isoline and watch it moving upstream (in eastern direction) as time increases. At simulation day 240 (*top panel*), the curvature of these isolines in the very close vicinity of the Fenholloway river is such, that lines orthogonal to the piezometric isolines (which by Darcy's law are the groundwater flow lines) are starting to be directed downstream (westward) and slightly away from the river, i.e., the latter is becoming *influent*, i.e., it becomes a *loosing* stream. Therefore, lateral migration of river contaminants into the aquifer becomes now possible.

Two envelopes on each side of the river that define the hydraulic boundaries (barriers) which river water cannot surpass are constructed by connecting those points on a head isoline where it curves toward the river again. These envelopes are what is called here the '*static water-lines*' and they define the most extreme corridors of possible Fenholloway river/aquifer pollution. The water lines move further outward, away from the river, as the water table continues to drop with increasing length of the dry season. After 448 days, when the groundwater table in the vicinity of the paper mill's discharge point has dropped by approximately 3 feet, as it was observed during the 1999-1990 drought season in US-well #444--- and, as *Figs. 6 to 8* show, also several times before in the period 1960-1990 during long dry seasons---, the water lines have extended to about 1.5 to 2 miles in northern and southern direction from the river. After 800 days of dry-season simulation, the groundwater table has decreased further (to rather unrealistic low values that have not been observed in the 30-year time span of interest) and the water lines extend to about 2.5 miles beyond the river. A sensitivity analysis (*Koch, 1994; Sun et al. 1997*) shows that the value of the specific yield *S* has the most tremendous effects on the location of the water lines, with the latter slightly moving closer to the river with increasing *S*.

Green's function particle tracking of stream-aquifer infiltration: 'Dynamic water lines'

Conceptual and theoretical approach

As a second, more conservative approach of delineating a maximally possible contaminated aquifer corridor along the Fenholloway river, particle tracking simulations with varying water sources and forcing conditions are conducted to compute the dynamic movements of water particles out and along the river banks. For this purpose, a new semianalytical hydraulic stream-aquifer model has been developed.

The two panels of *Fig. 11* illustrate the underlying conceptual model. The *left panel* of *Fig. 11* shows a 1D cross-section of the aquifer in a plane perpendicular to the stream. Assuming that a negative hydraulic gradient from the river to the aquifer is established after some time since the beginning of the dry season, a river particle will be advected 'down-gradient' (in the *y*-direction) into the aquifer. At the same time it will also be dragged downstream by the regional groundwater flow which, due to the topography of the area, is essentially in the (*x*)-direction of the average course of the Fenholloway river; i.e., perpendicular to the paper plane. The total horizontal particle movement will be the superposition of these two directional components, as illustrated in *Fig. 11, right panel*. The whole process is dynamic because, as the particle propagates into the aquifer, it will sense different piezometric heads which themselves are changing over time, due to seasonal variations of rainfall recharge. In fact, during the wet season, the hydraulic gradient will reverse itself (the river becomes a gaining stream again) and the river particle may partly move back towards the river bed. However, by then it already has irreversibly contaminated an aquifer corridor along the river. With this conceptual model, '*dynamic water lines*' are then defined by the extreme envelopes of the particle pathlines, as computed for various hydrological and meteorological scenarios and time periods. *aquifer dynamic interaction. Left: 1D cross-section perpendicular to the stream; Right: Superposition of particle movements perpendicular to the stream and parallel to the direction of the regional groundwater gradient.*

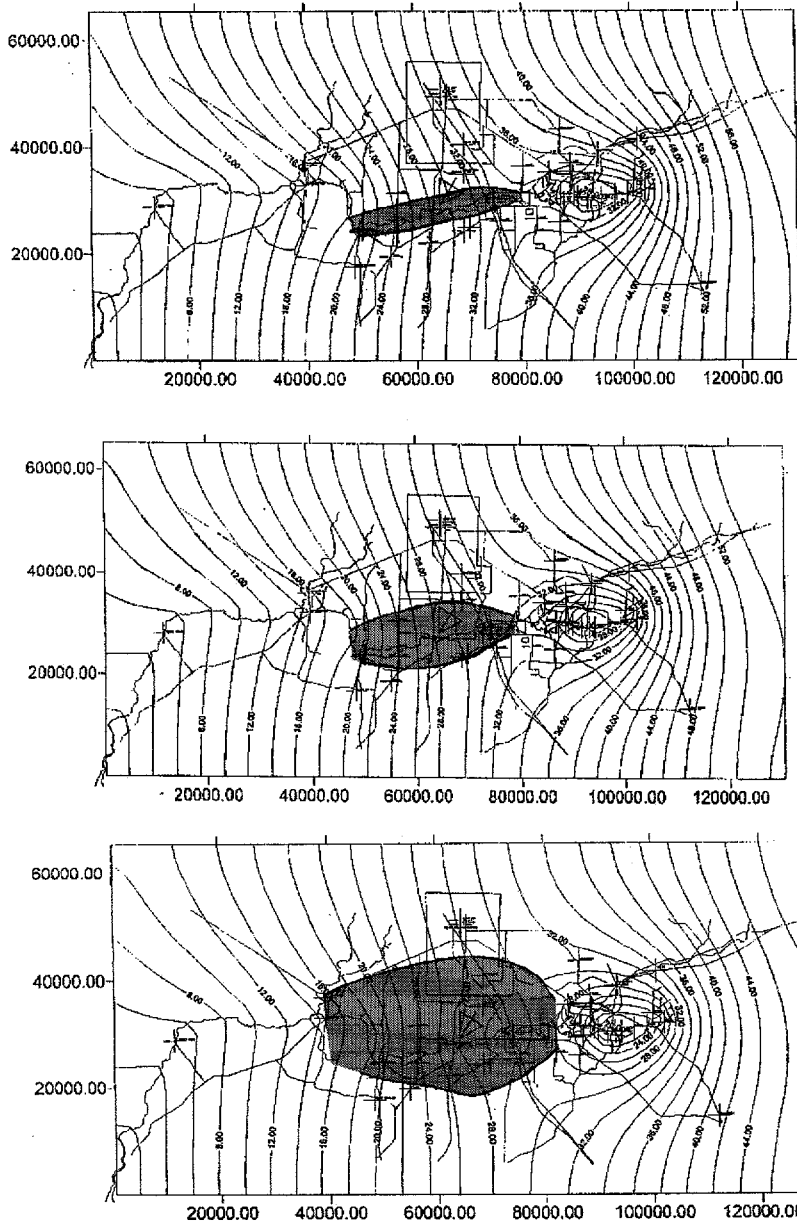


Fig. 10: Delineation of static water lines: Snapshots of the simulated water table drop after 240, 448 and 800 days (from the top), respectively, of a prolonged drought season (scales in ft).

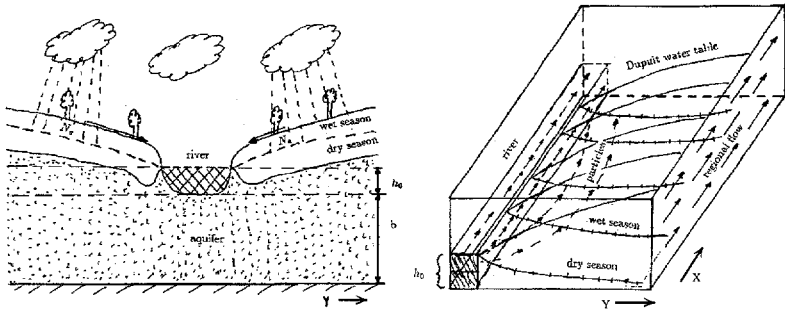


Fig. 11: Conceptual model for river / aquifer dynamic interaction. Left: 1D cross-section perpendicular to the stream; Right: Superposition of particle movements perpendicular to the stream and parallel to the direction of the regional groundwater gradient.

Mathematically, the model is based on a Green's function analytical solution of the 1-D transient groundwater flow equation for the hydraulic head $h(y,t)$, using the method of images and the superposition principle (cf. Koch *et al.*, 1994; Koch and Cekirge, 1996, for details). The method of images is used to incorporate assumed or measured river gauge heights as spatially and time-varying Dirichlet boundary conditions, whereas the superposition principle is employed to add the regional groundwater head $h_{reg}(x,y,t)$ to obtain the total solution $h_{tot}(x,y,t) = h(y,t) + h_{reg}(x,y,t)$. The model encompasses a time-dependent source/sink term $N(t)$ that is related to the effective infiltration recharge of the groundwater aquifer. Initial conditions for hydraulic heads are specified from assumed or measured aquifer water-table elevations fitted by a Dupuit-Forchheimer functional relationship for the water-table change $h(y,t_0)$ towards the river bed. Using Darcy's law, local flow velocities are computed from the total Green's function solution for the head $h_{tot}(x,y,t)$ and integrated over time to provide total path-lengths of stream particles through the groundwater aquifer. The positions of the two extreme envelopes on both sides of the stream for a large number of river particles will then delineate the two 'dynamic water lines'.

Implementation and setup of the model (wet/dry cycle).

The coding, numerical implementation and practical setup of the Green's function particle tracking model is described in detail in Koch *et al.* (1994) and Koch and Cekirge (1996). The simulations start at time zero when the river is still effluent. An initial groundwater table $h_i(y)$ is assumed and the boundary condition $h_B(t)$ is set equal to the river gage elevation above the average water table at the bottom of the stream bed. To mimic possible long-term changes of the net recharge of the aquifer owing to seasonal and multiyear variations of the climatic pattern in Florida (such as those due to El Niño and La Niña events), and especially cyclic changes from a wet to a dry season and vice versa, a time-dependent source function $N(t)$ of the form $N(t) = N_0 * \sin(2\pi t / T_0)$ is applied in the model. Here N_0 is the maximal source/sink rate of the net recharge process and T_0 is the period of the wet/dry season (multiyear) cycle. The choice of the latter is of ultimate importance for the simulation of possible 'worst-case' stream/aquifer pollution scenarios. In fact, only cycles with long periods T_0 for the wet/dry interchange will lead to a significant lateral penetration of river particles into the surrounding

aquifer, as soon as the groundwater table drops beneath the river gage level. If the drought interval of the cycle is short, the particles barely have time to move into the aquifer, before they are driven back by the reversed gradient that builds up again when the consecutive wet-season interval of the cycle begins.

The visual inspection of the time series groundwater table elevations, river gauge heights and precipitation in *Figs. 6- 9* illustrates that these variables have, in addition to the normal seasonal cycle (with a period of about six months), longer cycles with multiyear periods of changes from highs to lows and vice versa. As discussed in Section 2.2, for Florida, these long-term variations are most likely related to the El Niño/Southern Oscillation (ENSO)--- as indicated by the sea surface temperature variations in the south-eastern Pacific Ocean (cf. *Fig. 9*)--- whereby precipitation above and below the long-term average of up to 40% can be expected in an El Niño and a La Niña year, respectively (*Kahya and Dracup, 1993; Sun, 1996*). This, consequently, implies that in a La Niña year, a lower groundwater table is to be anticipated within the study region. Since the stream gauge elevations for the Fenholloway river remain relatively constant, due to the large industrial discharge (see *Figs. 7 and 8*), a reverse hydraulic gradient from the stream towards the aquifer; i.e. an influent stream, can be created over a relatively long time period. Therefore, a wider corridor of aquifer contamination ---as delineated by the 'dynamic water lines'--- along the river may be expected in a La Niña year.

A recurrence period T_0 of 1000 days for the wet/dry season cycle, which mimics approximately the length of the long-term El Niño/La Niña cycle (*Fig. 9*) and, therefore, represents a kind of 'worst-case' scenario, has been used in this calculation. The movements of the river particles have been tracked over a total time of 35 years, a timespan that comes close to the total time of operation of the paper mill. A rather high hydraulic conductivity of $K=50$ m/day which, from steady-state MODFLOW calibrations, was found to be the most appropriate for the upper confined, sandy aquifer with embedded limestone fractures, is used. The amplitude N_0 of the cyclic effective recharge function was adjusted during the calibration phase of the particle tracker in such a way that the observed historical, long-period groundwater table fluctuations of *Fig. 6* are roughly matched.

The two panels differ in the ratios of the lengths of the dry- versus the wet time periods within one cycle. The strong influence of the relative durations of the dry versus the wet years on the positions of the water lines is clearly observable in these plots. One notes that the ratio of the durations of the wet over the dry period has an effect on the total movements of the river particles. In the *top panel* of *Fig 12*, the dry period is much longer than the wet period and the particle will have more time to move into the aquifer before partly returning when the wet season follows. A detailed description of these and other considerations that are required for the appropriate calibration and verification of the particle tracking model can be found in *Koch et al. (1994)* and *Koch and Cekirge (1996)* where a sensitivity study is also presented.

The envelopes of the extreme endpoints of all particle tracers on each side of the stream delineate the 'dynamic water-lines' and 'sandwich' the maximal corridor of possible aquifer pollution caused by the industrial Fenholloway river. *Fig. 12* illustrates that the particle tracking simulations shown (and numerous other ones discussed in *Koch et al., 1994*) result in 'pollution corridors' that are somewhat narrower than those obtained from the 'static water lines' of the transient MODFLOW simulations in the previous section. The 'worst-case'

dynamic water lines of *Fig. 12* should, therefore, provide water-planning agencies with realistic guidelines for where to draw the 'safest' limits of the proposed public water supply lines for the residents that are living along the Fenholloway river.

4 CONCLUSIONS

Potential groundwater contamination adjacent to the Fenholloway river as a consequence of high outfall from a paper mill plant has been investigated. Physical modeling of the river/groundwater interaction has been undertaken in order to define the boundaries (*water lines*) of a possibly polluted aquifer-corridor along the Fenholloway river. 2D and 3D steady-state and transient simulation using analytical and numerical models of the coupled river/groundwater aquifer system were carried out. Various conceptual models of this system that might lead to hydraulic conditions prone to aquifer contamination

from river water were tested using hydrological and meteorological data from historical records as well as from a five-month groundwater and stream survey of the region. Ultimately, extreme estimates of the possible spatial extensions of a plume emanating from the river over the short and the long term (worst-case scenarios) were established by two different approaches. The first one is based on the use of transient MODFLOW simulations and mimics a drop of the water table elevations during a long dry season. This approach defines the '*static water lines*' as the saddle point of the hydraulic gradient. The second modeling option is based on a new model for dynamic stream/aquifer particle tracking, using a Green's function methodology. Using this technique '*dynamic water lines*' are defined by the end-locations of river particles tracked over a long time period for a specified dry- and wet season scenario. The water lines defined by the two model approaches are consistent with each other overall, though the static water lines define a narrower zone for the possibly contaminated corridor along the Fenholloway river than the dynamic water lines.

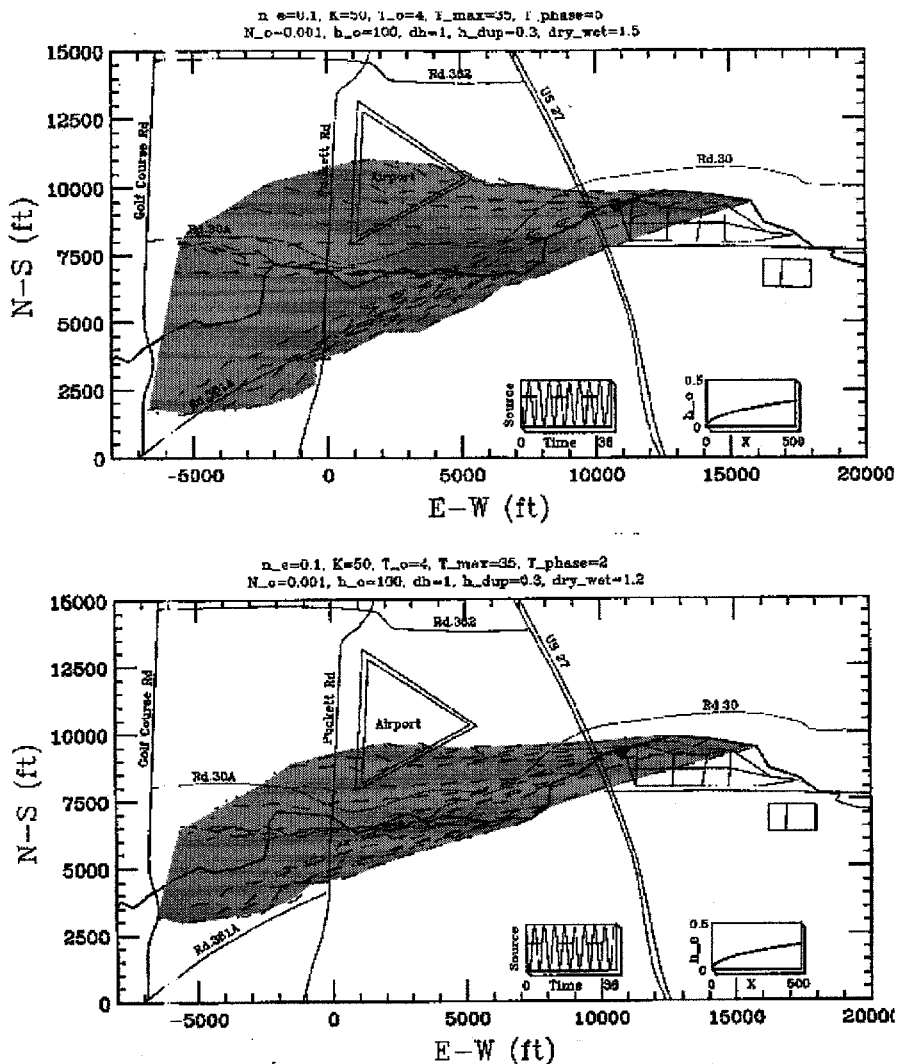


Fig. 12: Results of dynamic particle tracking over a total integration time of 35 years, a recurrence period of $T_0 = 1000$ days, and hydraulic conductivity of $K = 50$ m/day. The right inset shows the position of the initial free-surface groundwater table. The left inset illustrates the transient cycle of the recharge source function that mimics the changes from wet to dry years and vice versa. For further details see text.

The sensitivity analysis shows that hydraulic conditions pertinent to the movement of river pollutants into the aquifer occur during long drought periods, due to a deficit of groundwater recharge which entails an overall LOWERING of the groundwater table. Various models are run using observed historical climatic and hydrological conditions. In order to establish possible 'worst-case' contamination scenarios and to serve as a guideline for water-quality

management, the model is also executed with extreme dry and wet year climatic conditions which, for Florida, are encountered between major El Niño occurrences; i.e. during La Niña years. Under such extreme conditions the modeling results show that lateral migration of contaminants close to the industrial discharge point might be up to several km in cross-river direction during times when the normally gaining (effluent) stream becomes sectionally a losing (influent) stream.

5 EPILOGUE

Since the time of this investigation, numerous environmental and legal activities with respect to the Fenholloway river issue have been taking place. Besides the possibility of aquifer pollution from contaminated river water, which has been the emphasis of the present study, concern has been on the water quality of the Fenholloway river itself. The latter being originally classified as a purely industrial (class V) river, Florida EPA has rescinded this statute in 1997 and reclassified the Fenholloway to a class III, suitable for recreation and being able to serve as a habitat for fish and wildlife. To comply with such an upgrade and to achieve the water quality improvement required, various proposals have been made since that time which include

- a) Modifying the pulp plant's manufacturing process to improve wastewater quality, particularly color.
- b) Installing a system to inject supplemental oxygen into the treated wastewater to ensure natural levels of dissolved oxygen are maintained in the river.
- c) Relocating, via a 15.3-mile pipeline, the plant's discharge to the tidal portion of the Fenholloway in the Gulf of Mexico to reduce salinity and increase dissolved oxygen levels.

Among these three options, the pipeline option c) , with a cost of \$40 million, has been particularly favored by the paper mill company. While being originally considered as a viable approach, and also being permitted in 1997 by the Florida EPA, more recent concerns from other environmental offices and nature interest groups have been that such a pipeline will merely transfer pollution impacts to the Gulf estuary and lead to a significant deterioration of coastal waters, with subsequent detrimental biological effects on the aquatic ecosystem there. At the time of this writing , the US EPA has officially rejected the pipeline alternative and requested the paper mill to change its pulp manufacturing process, which in any case is not anymore up to the state-of-the-art technology.

ACKNOWLEDGMENTS

I am grateful to my former colleagues and friends Drs. H. M. Cekirge and H. Sun who contributed in an invaluable manner to the success of this project. Thanks are also due the Florida Department of Environmental Protection (FDEP) which financed the initial investigations, and in particular FDEP employees Richard Harvey, Paul Lee, John Purcell, Rick Copeland, and Richard Waikowicz for the fruitful discussions and their efforts in gathering much of the field data. Finally I acknowledge the Buckeye paper mill factory, the USGS, and the Florida Climate Center for providing us additional hydrological data indispensable for the outcome of this study.

REFERENCES

- Bear, J., *Dynamics of Fluids in Porous Media*, Elsevier Inc., New York, NY, 1972.
- Javandel, I., Doughty, C., Tsang, C., *Groundwater transport: Handbook of Mathematical Models*, American Geophysical Union, Washington, DC, 1984.
- Kahya, E. and J.A. Dracup, U.S. streamflow patterns in relation to the El Niño/Southern Oscillation, *Water Resour. Res.*, 29, 2491-2503, 1993.
- Koch, M. and H.M. Cekirge, A transient Green's function analytical flow and particle tracking model to quantify a coupled river-aquifer system: Application to the assessment of possible groundwater contamination from a Floridan industrial river, In: *Advances in Ground Water Pollution Control and Remediation*, M.A. Aral (ed.), NATO ASI Series, Kluwer Academic, Dordrecht, pp. 127-154, 1996.
- Koch, M., H.M. Cekirge and H. Sun, Modeling of flow and transport to assess groundwater contamination in the vicinity of the Fenholloway river, Taylor county, Florida, *Technical Report for the Florida Department of Environmental Protection*, Tallahassee, Florida, pp.150, 1994.
- Maidment D.R., *Handbook of Hydrology*, McGraw Hill, New York, NY, 1993.
- McDonald, M.G. and A.W. Harbaugh, A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model, *USGS Open-file Report 83-875*, 1984.
- Ropelewski, CF. and N.S. Halpert, North American precipitation and temperature pattern associated with the El Niño/Southern Oscillation (ENSO), *Mon. Weather Rev.*, 114, 2352-2362, 1986.
- Ropelewski, CF. and N.S. Halpert, Global and regional scale precipitation pattern associated with the El Niño/Southern Oscillation, *Mon. Weather Rev.*, 115, 1606-1626, 1987.
- Sun, H., Annual surface water resources in Florida in response to El Niño and La Niña- southern oscillation of sea surface temperature, *30th International Geological Congress Abstract*, Beijing, China, August, 1996.
- Sun, H., Koch, M. and Liu, X., Modeling of the interaction of river and groundwater to assess groundwater contamination by time series, flow modeling and particle tracking methods, In: *Hydrogeology, Proceedings of the 30th International Geological Congress, Volume 22, Hydrogeology*, Fei Jin and N.C. Krothe (eds), VSP, Utrecht, Netherlands, pp. 139-178, 1997, 335p.
- Watts, G.B. and W. Riotte, Ground Water Investigation Report Number 91-05, Proctor and Gamble Cellulose Perry, Taylor County, *Technical Report to Florida Department of Environmental Protection*, Tallahassee, FL, 1991.

Vertikale Konzentrationsprofile in mineralölbelasteten Aquifern

Bedeutung für die Bewertung des biologischen Schadstoffabbaus Die "Dual Pumping Technique" als neue Methode zur Messung von vertikalen Konzentrationsprofilen in vollverfilterten Grundwasserpegeln

Kurzfassung

Mineralöle bzw. Mineralölprodukte sind eine häufige Ursache von Grundwasserkontaminationen. Bei der Sanierung solcher Standorte nutzt man häufig die biologische Abbaubarkeit von Mineralölprodukten im Grundwasser. Da Öl auf Grund seiner geringeren Dichte auf dem Grundwasserkörper aufschwimmt, beschränkt sich die Grundwasserkontamination auf die Bereiche nahe des Grundwasserspiegels. Für eine genaue Untersuchung des Kontaminationsausmasses bzw. für eine Bewertung des Sanierungserfolges ist es daher erforderlich, die Konzentrationen der Schadstoffe und der an den Abbaureaktionen beteiligten Wasserinhaltsstoffe mit hoher vertikaler Auflösung zu messen. Da die meisten dieser Standorte nur mit vollverfilterten Grundwasserpegeln versehen sind, ist ein Vergleich von Konzentrationen, gemessen an Pegeln mit unterschiedlich langer Filterstrecke, zumindest erschwert.

Die „Dual Pumping Technique“ (DPT) wurde als neue und kostengünstige Methode zur Messung vertikaler Konzentrationsprofile im Grundwasser vorgestellt. Dabei werden die vollverfilterten Pegel gleichzeitig mit zwei Pumpen beprobt. Eine Pumpe befindet sich nahe des Grundwasserspiegels und die andere nahe des Pegelbodens. Ausserdem ist die Kenntniss der vertikale Verteilung des Zuflusses in den Brunnen erforderlich. Um die Anwendbarkeit der DPT für die Untersuchung von mineralölkontaminierten Standorten, ausgestattet mit Pegelfilterstrecken von weniger als 10m, zu untersuchen, wurde in Menziken, Schweiz ein Vergleichsexperiment in einem mit Diesel kontaminierten Kiesaquifer durchgeführt. Zusätzlich zur DPT wurde eine etablierte Rammsondentechnik als Referenzmethode angewandt. Der Vergleich der gemessenen Konzentrationen von acht verschiedenen Wasserinhaltsstoffen zeigte eine gute Übereinstimmung der vertikalen Konzentrationsprofile zwischen beiden Methoden. Dies zeigt, dass die DPT zur Messung von vertikalen Konzentrationsprofilen im Grundwasser geeignet ist.

1 Bedeutung von vertikalen Konzentrationsprofilen im Grundwasser für die Bewertung der biologischen Sanierbarkeit mineralölbelasteter Standorte

**Ausbreitung der Schadstoffe im Untergrund und Entstehung von
Konzentrationsprofilen**

Eine Hauptquelle für die Verschmutzung von Aquifern stellen Mineralölprodukte dar. Diese Schadstoffe gelangen meist in flüssiger Form in den Untergrund. Auf Grund der im Vergleich zu Wasser geringen Dichte der Mineralöle schwimmt die flüssige Ölphase auf der Grundwasseroberfläche auf ohne weiter in den Aquifer einzudringen.



Durch eine allmähliche Lösung gelangen die besser löslichen Mineralölbestandteile (z.B. Benzol, Toluol, Xylol) in das Grundwasser und werden durch die Grundwasserströmung weitertransportiert. Da die Ölphase jedoch nur mit dem in der Nähe des Grundwasserspiegels befindlichen Grundwasser in Kontakt treten kann, werden nur diese Wasserschichten kontaminiert. Dadurch entsteht ein deutlicher vertikaler Schadstoffkonzentrationsgradient mit hohen Konzentrationen im Bereich unmittelbar unter dem Grundwasserspiegel und mit zunehmender Tiefe abnehmenden Konzentrationen. Dieser vertikale Konzentrationsgradient wird bei Aquiferen mit vernachlässigbarer Vertikalströmung lediglich durch diffusiv-dispersive Prozesse verringert, sodass auch im Abstrombereich der Schadstofffahne mit einem deutlich ausgeprägten Konzentrationsprofil der Schadstoffe gerechnet werden muss.

Ein Grossteil der Mineralölbestandteile ist im Grundwasser biologisch abbaubar. Dabei werden die Schadstoffe bei Anwesenheit geeigneter Oxidationsmittel durch die in dem Aquifer vorkommenden Mikroorganismen oxidiert und dadurch mineralisiert. Zu wichtigsten Oxidationsmitteln im Grundwasser zählen Sauerstoff, Nitrat und Sulfat. Da diese mikrobielle katalysierten Abbaureaktionen nur in den durch die Schadstoffe belasteten Grundwasserschichten ablaufen, werden die dafür benötigten Oxidationsmittel auch nur in diesen Bereichen verbraucht. Dadurch entsteht auch für die Oxidationsmittel ein vertikales Konzentrationsprofil, mit geringen Konzentrationen nahe des Grundwasserspiegels und mit der Tiefe zunehmenden Konzentrationen (*Eganhouse et al.*, 96).

Messung von Konzentrationen im Grundwasser

Die Untersuchung des biologischen Abbaus von Mineralölbestandteilen in einem Aquifer und somit die Abschätzung des Risikos, das von solch einer Schadstofffahne ausgeht, basiert zu grossen Teilen auf der Auswertung von Grundwasserproben des belasteten Aquifers. Dabei wird zum einen der Abbau der organischen Schadstoffe und zum anderen die Zehrung oder Produktion der anorganischen Reaktionspartner untersucht. Bei vielen Standorten können diese Grundwasserproben nur aus vollverfilterten Beobachtungspegeln entnommen werden, da eine Ausrüstung der Standorte mit sogenannten Multi-Level-Pegeln zu kostenintensiv wäre. Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen in diesen Grundwasserproben stellen unabhängig von der Position der Pumpe in Pegel somit lediglich einen (zuflussgewichteten) Mittelwert über die Länge der Filterstrecke dar (*Barczewski und Marshall*, 89). Die vertikale Ausbreitung der zu untersuchenden Stoffe kann auf diese Weise nicht erfasst werden. Bei dem Vergleich von Werten verschiedener Beobachtungspegel mit unterschiedlich langen Filterstrecken kann somit nicht ermittelt werden, ob ein Unterschied in den gemessenen Konzentrationen durch eine mikrobiell katalysierte Abbaureaktion oder lediglich durch die Mittelung über unterschiedliche Wasserschichten zustande kommt. Eine genaue Bewertung des Schadstoffabbaus ist somit nicht möglich (*Martin-Hayden und Robbins*, 97).

Am Beispiel des heizölkontaminierten Standortes Studen, Schweiz lässt sich die Problematik, die bei fehlender Kenntnis der vertikalen Konzentrationsprofile entsteht, veranschaulichen. Konzentrationsmessungen in Grundwasserproben, entnommen aus Pegeln entlang der zentralen Strömungslinie, ergaben, dass für alle an den Abbaureaktionen beteiligten Substanzen einschliesslich der Schadstoffe bereits im unmittelbaren Abstrom des direkt mit Heizöl kontaminierten Aquiferbereiches die gleichen Konzentrationen gemessen wurden, wie im Anstrom der Kontamination (*Bolliger et al.*, 99). Dies würde darauf hindeuten, dass

lediglich der unmittelbar mit der flüssigen Ölphase in Kontakt tretende Grundwasserkörper kontaminiert ist und durch hohe Abbauraten bedingt eine über diesen Bereich hinausreichende Schadstofffahne nicht existiert. Für die Bewertung des von diesem Standort ausgehenden Risikos wäre dies ein positives Ergebnis. Vergleicht man die gemessenen Konzentrationen jedoch mit der Länge der Filterstrecke der jeweiligen Pegel, so stellt man bei vielen Substanzen eine deutliche Korrelation zwischen der Länge der Filterstrecke und den gemessenen Konzentrationen fest. Es lässt sich demnach nicht endgültig beurteilen, inwieweit die gemessenen Konzentrationsunterschiede durch den biologischen Abbau der Schadstoffe oder lediglich durch eine Durchmischung von Grundwasser aus verschiedenen tiefen Grundwasserschichten hervorgerufen wurden.

Um dennoch Informationen über die vertikale Ausbreitung von gelösten Stoffen im Grundwasser zu erhalten, wurde eine Vielzahl von Methoden (z.B. Packer Systeme, Multiport Sock Samplers, Passive Sampler, Separation Pumping Technique oder Rammsondenmethoden) entwickelt und deren Anwendbarkeit untersucht (*Lerner und Deutsch, 95*). Diese Methoden sind in der Anwendung jedoch mit erheblichem Aufwand verbunden, sodass sie selten zu Anwendung gelangen.

2 DIE DUAL PUMPING TECHNIQUE (DPT)

Beschreibung der Messmethode

Die DPT wurde erstmals von (*Rapp et al., 98*) vorgestellt und erfolgreich angewandt. Das Prinzip der DPT beruht darauf, einen vollverfilterten Grundwasserpegel mit zwei Pumpen gleichzeitig zu beproben. Dabei wird eine Pumpe nahe des Grundwasserspiegels und die andere nahe des Pegelbodens angebracht. Die Pumpraten der einzelnen Pumpen werden individuell variiert, wobei die Gesamtpumprate konstant gehalten wird. Die zentrale Grösse hierbei ist das Pumpratenverhältniss γ , definiert als $\gamma_t = \frac{Q_t}{Q_t + Q_b}$ mit Q_t und Q_b als der

Pumprate der oberen bzw. unteren Pumpe. Der Index t bezeichnet im folgenden immer Werte die der oberen Pumpe zugeordnet Werten, der Index b die der unteren Pumpe. Zwischen den Pumpen bildet sich eine Trennstromlinie im Pegel aus. Wasser, welches oberhalb der Trennstromlinie in den Pegel einströmt, gelangt zu der oberen Pumpe, wenn das Wasser unterhalb dieser Trennstromlinie in den Pegel strömt, wird es durch die untere Pumpe entnommen. Die Lage der Trennstromlinie hängt von dem jeweiligen Pumpratenverhältniss ab. Diese Lage kann entweder durch ein Flowmeter direkt gemessen oder aus der vertikalen Verteilung des Zustroms des Wassers in den Pegel errechnet werden. Bei der Beprobung des Pegels werden für verschiedene Pumpratenverhältnisse Wasserproben von beiden Pumpen gleichzeitig entnommen.

Die Umrechnung der gemessenen Konzentrationsdaten in ein vertikales Konzentrationsprofil erfolgt gemäss den Gleichungen

$$c_t(z(\gamma_t)) = C(\gamma_t) + \frac{dC(\gamma_t)}{d\gamma_t} \gamma_t$$

und

$$c_b(z(\gamma_b)) = C(\gamma_b) + \frac{dC(\gamma_b)}{d\gamma_b} \gamma_b$$

wobei $c_{...}(z(...))$ die berechnete Konzentration in der Tiefe $z(...)$ ist. $z(...)$ ist die Tiefe der Trennstromline des jeweiligen Pumpratenverhältnisses und $C(...)$ sind die gemessenen Konzentrationen. Die Ableitungen $\frac{dC(...)}{d...}$ erhält man durch Interpolation der gemessenen

Konzentrationen in Abhängigkeit vom Pumpratenverhältnis. Man erhält somit zwei Profile, die jeweils auf den Konzentrationsmessungen von einer der Pumpen abhängen. Um ein durch die Messdaten von beiden Pumpen abgestütztes Konzentrationsprofil zu erhalten, berechnet man abschliessend den gewichteten Mittelwert $c^{int}(z(...))$ aus diesen zwei Profilen gemäss der Gleichung:

$$c^{int}(z(\gamma_i)) = c_i(z(\gamma_i))(1 - \gamma_i) + c_b(z(\gamma_i))\gamma_i.$$

Feldexperiment Menziken

Da die DPT bisher nur in Grundwasserpegeln mit relativ langen Filterstrecken (ca. 40m) angewandt wurde und die dort untersuchten vertikalen Konzentrationsgradienten in hinreichendem Abstand vom Grundwasserspiegel lagen, war es notwendig die Anwendbarkeit der DPT unter für Mineralölkontaminationen typischen Bedingungen (Filterstrecken deutlich kleiner als 10m, Konzentrationsgradienten unmittelbar unterhalb des Grundwasserspiegels) zu überprüfen. Dazu wurde an einem mit Diesel kontaminierten Standort in Menziken, Schweiz (Abb. 1) ein Feldexperiment durchgeführt. Dieser Kiesaquifer wurde 1988 durch ca. 10000l Diesel verunreinigt, von denen nach den unternommenen Sofortsanierungsmassnahmen noch ca. 5000l im Untergrund verblieben. In der Vergangenheit wurden der biologische Abbau der Schadstoffe durch Nitratinjektion in das Grundwasser aktiv unterstützt (*Hunkeler et al., 99*). 1995 wurden diese Aktivitäten jedoch eingestellt und seither nur noch regelmässige Messung zu Beobachtung der Kontamination durchgeführt.

Der Pegel KB3 wurde für die DPT Messungen gewählt. Der Pegel liegt im Zentrum des kontaminierten Bereiches und ist über seine gesamte Länge von ca. 10m verfiltert, davon ca. 6m unterhalb des Grundwasserspiegels (Abb. 2). Bei einer Gesamtpumprate von 30l/min wurden bei den Pumpratenverhältnissen $\gamma=0; 0,05; 0,10; 0,15; 0,20; 0,25; 0,30; 0,35; 0,40; 0,50; 0,60$ und 1 Wasserproben entnommen. Da die räumliche Auflösung der durchgeführten Flowmetermessungen nicht ausreichend war, wurde die Lage der Trennstromlinien unter der Annahme einer über die Länge der Filterstrecke homogenen Zuflussverteilung errechnet.

Parallel zu den DPT Messungen wurden in unmittelbarer Nähe des Pegels KB3 Messungen mit einer Rammsondenmethode (*Kretzer, 92*) durchgeführt. Diese Methode wurde bereits erfolgreich zur Messung von vertikalen Konzentrationsprofilen im Grundwasser angewandt (*Kretzer und Niederleithinger, 95*) und diente als unabhängige Referenz für die Qualität mit der DPT bestimmten Profile. Das Prinzip dieser Rammsondentechnik beruht darauf, einen am Rammgestänge befestigten Sondenkopf sukzessive in den Untergrund hineinzurammen, um bei den gewünschten Tiefen eine Wasserprobe zu entnehmen. Die so gewonnenen Konzentrationsdaten sind für die jeweilige Tiefe repräsentativ mit einer Auflösung von lediglich 20cm. Auf diese Weise wurden Wasserproben aus den Tiefen 4,5m; 4,8m; 5,0m; 5,4m; 6,0m; 6,5m und 7,0m unterhalb der Geländeoberkante entnommen.

Die gewonnen Wasserproben wurden auf die Anionen Nitrat, Sulfat und Chlorid, die Kationen Natrium, Kalium, Magnesium und Kalzium sowie die Alkalinität hin analysiert.

Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Messmethoden zeigt grundsätzlich eine gute Übereinstimmung der mit der DPT bestimmten vertikalen Konzentrationsprofile mit den durch die Rammsonden gemessenen Referenzprofilen (Abb. 3-4). Bei einigen Substanzen ist eine konstante Verschiebung der DPT Profile gegenüber den Rammsondenprofilen festzustellen, die Konzentrationsgradienten stimmen jedoch sehr gut überein. Die gemessenen Konzentrationsgradienten stimmen mit der Annahme überein, dass der mikrobiell katalysierte Schadstoffabbau bei Mineralölkontaminationen des Grundwassers lediglich in den Aquiferbereichen nahe des Grundwasserspiegels stattfindet.

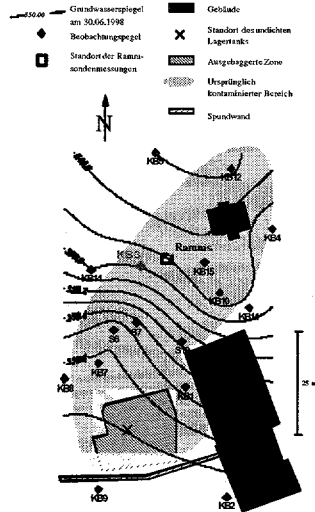


Abb. 1: Übersichtsplan des kontaminierten Standortes in Menziken, Schweiz

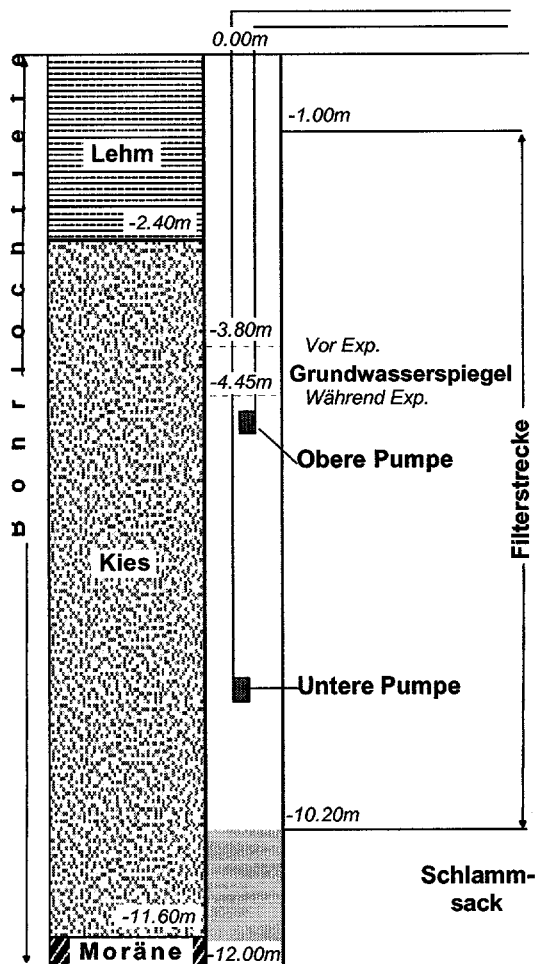


Abb. 2: Schematische Übersicht der Aquiferbeschaffenheit, des Bohrlocheaufbaus und des DPT Konzeptes

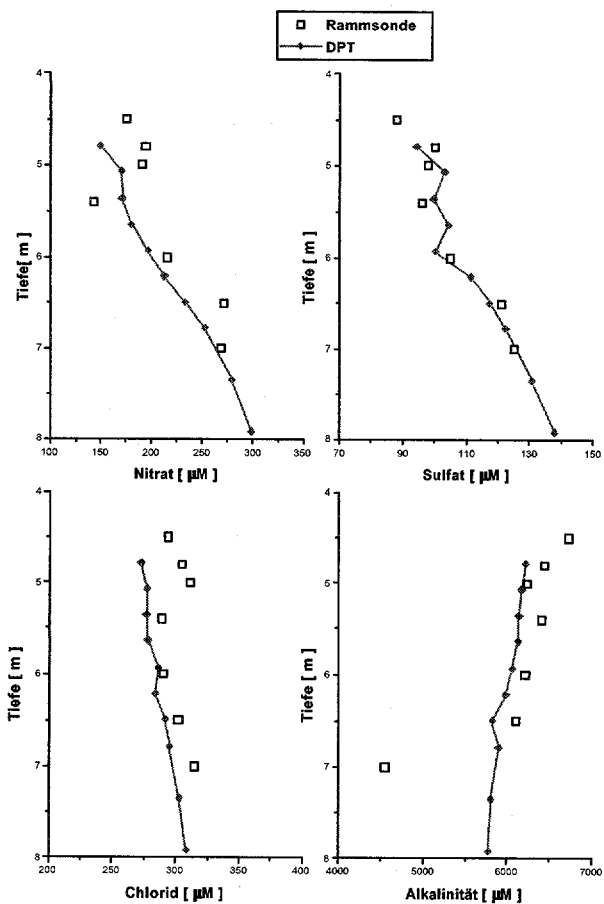


Abb. 3: Vertikale Konzentrationsprofile für Anionen und Alkalinität

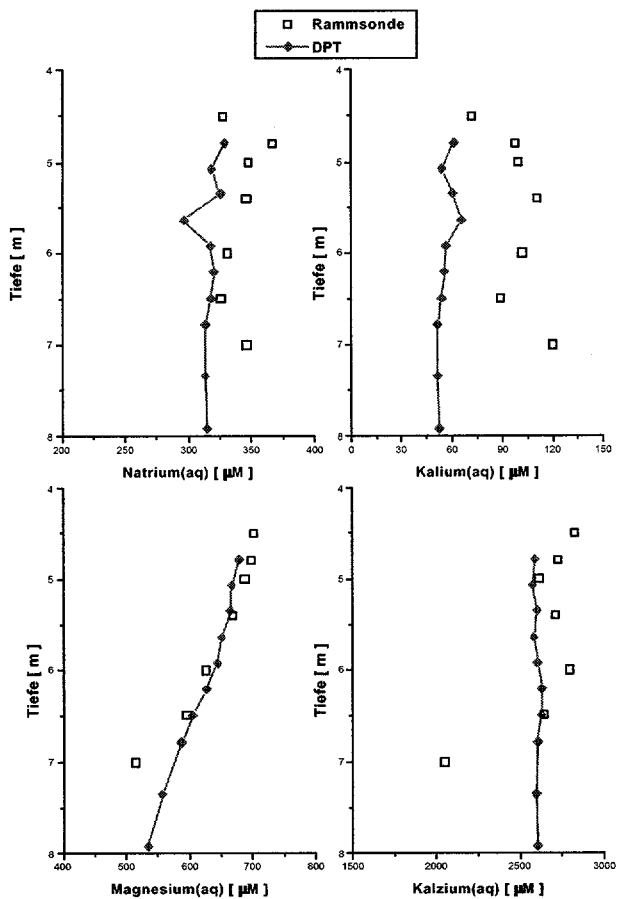


Abb. 4: Vertikale Konzentrationsprofile für Kationen

3 Schlussbetrachtung

Das in Menziken durchgeführte Feldexperiment deutet darauf hin, dass die DPT geeignet ist, vertikale Konzentrationsgradienten in Grundwasser auch unter den in Menziken vorherrschenden hydrogeologischen Bedingungen zu messen. Die DPT stellt demnach eine neue und kostengünstige Alternative zu bisherigen Messmethoden dar. Es ist somit möglich, bei durch Mineralölprodukte kontaminierten Aquiferen vertikale Konzentrationsprofile mit hoher räumlicher Auflösung zu messen und somit Messwerte von Grundwasserpegeln mit verschieden langen Filterstrecken adäquat zu vergleichen. Die Bewertung des Risikos, dass von so einem kontaminierten Standort ausgeht, wird damit erleichtert.

DANKSAGUNG

Die Autoren danken H. Montenegro, A. Kötting und U. Bauer (TU Darmstadt) für die Durchführung der Rammsondenmessungen und T. Keller (ETH Zürich) für die Unterstützung bei den DPT Messungen.

LITERATUR

Barczewski, B. und P. Marschall, 1989; The influence of sampling methods on the results of groundwater quality measurements; In: H. E. Kobus und W. Kinzelbach (Eds.) "Contaminant transport in groundwater", Balkema, Rotterdam, 33-39

Bolliger, C., P. Höhener, D. Hunkeler, K. Häberli und J. Zeyer, 1999; Intrinsic bioremediation of a Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Aquifer and Assessment of Mineralization Based on Stable Carbon Isotopes; Biodegradation, in press

Eganhouse, R. P., T. F. Dorsey, C. S. Phinney und A. M. Westcott, 1996; Processes affecting the fate of monoaromatic hydrocarbons in an aquifer contaminated by crude oil; Environmental Science and Technology, 30, 339-346

Hunkeler, D., P. Höhener, S. Bernasconi und J. Zeyer, 1999; Engineered in situ bioremediation of a petroleum hydrocarbon-contaminated aquifer: Assessment of mineralization based on alkalinity, inorganic carbon and stable isotope balances; Journal of Contaminant Hydrology, in press

Kretzer, H., 1992; Eine Methode zur tiefenorientierten Beprobung von Grund- und Bodenwasser; Wasser+Boden, 2, 77-89

Kretzer H. und E. Niederleithinger, 1995; Kombiniertes Einsatz von geoelektrischer Tiefensektion und tiefenorientierter Wasserprobennahme zur Erkundung einer Altlasten-Verdachtsfläche; Wasser & Boden, Vol. 47, No. 8, 51-55

Lerner, D. N. und G. Teutsch, 1995; Recommendations for level-determined sampling wells; Journal of Hydrology, 171, 335-377

Martin-Hayden, J. M. und G. A. Robbins, 1997; Plume Distortion and Apparent Attenuation Due to Concentration Averaging in Monitoring Wells; Ground Water, Vol. 35, No. 2, 339-346

Rapp, M. C., C. Fulda, W. Schäfer und W. Kinzelbach, 1998; The dual pumping technique (DPT) for level-determined sampling in fully screened groundwater wells; Journal of Hydrology, 207, 220-235.

Hydraulische Aspekte bei der Untersuchung der Uferfiltration in der Elbaue bei Torgau



DE01FE640

1 Einleitung

Zur Aufklärung von Fließ- Transport- und Umsetzungsprozessen in aquatischen Grenzräumen werden Grundwassermeßstellen errichtet, Wasserstände gemessen und Kennwerte im Grundwasser bestimmt. Aus den Ergebnissen lassen sich erste Erkenntnisse zum Strömungsregime im Grundwasserleiter gewinnen, die mit Hilfe von geohydraulischen Modellen überprüft und weiterentwickelt werden. Die Datengrundlage für diese Modelle ist unterschiedlich. Sie hängt von der Anzahl der Bohrungen, dem Bohrverfahren, der Güte der Auswertung u.a. ab. Nach der Kalibrierung stehen die Modelle für Untersuchungen von Strömung und Stofftransport zur Verfügung.

Aus Aufwandsgründen werden geohydraulische Modelle meist ausschließlich mit Hilfe von Wasserstandsdaten kalibriert. Das erhöht die Gefahr, Modellfehler zu übersehen. Zur Verifikation der Modelle ist es deshalb sinnvoll, die Grundwasserströmungsgeschwindigkeit an ausgewählten Meßstellen zu messen. Dafür stehen zahlreiche Markierungsverfahren zur Verfügung. In diesem Beitrag wird das natürliche Isotop Radon-222, im folgenden als Radon bezeichnet, als natürlicher Tracer im Grundwasser verwendet, um das Verhalten des Uferfiltrats zu untersuchen. Die Ergebnisse haben Auswirkungen auf das geohydraulische Modell und die Auswertung der Grundwasserbeschaffenheit am Standort Torgau.

2 Meßstellenbau und Grundwasserprobennahme

Koordinaten- und Höhensysteme

Wenn beim Meßstellenbau und der Grundwasserprobennahme Fehler gemacht werden, können nachfolgende Arbeiten, z.B. geohydraulische Modellierungen, ergebnislos bleiben oder zu falschen Schlußfolgerungen führen. Die hydraulische Situation in einem Grundwasserleiter kann anhand von zentimetergenauen Wasserstandsmessungen an mehreren Grundwassermeßstellen gut beschrieben werden. Um so wichtiger ist es, daß Lage und Höhe der Meßstellen fehlerfrei bekannt sind. In den neuen Bundesländern gibt es aus historischen Gründen verschiedene Koordinaten- und Höhensysteme, die bei der Zusammenstellung von Altdaten berücksichtigt werden müssen (Dehnert und Nestler 1996). Das Problem besteht vor allem darin, diese unterschiedlichen Koordinatensysteme in den Altdaten zu erkennen, da sie sich teilweise sehr ähnlich sind.

Bessel berechnete 1840 ein erstes Erdrotationsellipsoid. Die Bessel-Koordinaten sind ein 3°-Streifensystem. Sie sind in den alten Bundesländern ohne Unterbrechung amtliches Koordinatensystem und werden als System RD 83 bezeichnet. Topographische Karten werden als Normalausgabe (N) herausgegeben. In der DDR erfolgte 1970 eine Ausgabe topographischer Karten als Ausgabe AV (Ausgabe Volkswirtschaft).

Krassowski berechnete 1942 ein genaueres Erdrotationsellipsoid. Die Krassowski-Koordinaten gibt es als 3°-Streifensystem und als 6°-Streifensystem. Sie wurden in der DDR 1953 mit der Ausgabe AS (Ausgabe Staat) parallel zum weiterbestehenden Bessel-System eingeführt. Sie waren geheim und wurden hauptsächlich militärisch verwendet. Die Umrechnung des Krassowski-3°-Streifensystems in das System RD 83 für den Raum

Torgau erfolgt nach folgender Beziehung:

$$\text{neuer Hochwert} = \text{alter Hochwert} - 588,3 \text{ m}$$

$$\text{neuer Rechtswert} = \text{alter Rechtswert} - 22,2 \text{ m}$$

Seit 1991 arbeiten die Landesvermessungsämter an der Umstellung der Ausgaben (AS) und (AV) der DDR auf die bundesdeutsche Normalausgabe (N).

Auch bei der topographischen Höhe von Meßstellen ist Vorsicht geboten: Die topographischen Karten in den neuen Bundesländern beziehen sich unabhängig vom Koordinatensystem auf den Kronstädter Pegel, das "Höhennormal" (mHN). Die Wasser- und Schifffahrtsämter geben die Pegelstände der Elbe bezogen auf den Amsterdamer Pegel "NormalNull" (mNN) an. Das trifft auch auf viele Bohrungen und geologische Schnitte zu. Die Umrechnung vom HN- in das NN-System ist ortsabhängig und erfolgt mit einer Umrechnungskarte des Landesvermessungsamtes. Für die Umrechnung der Höhe im Raum Torgau gilt: $NN = HN + 18 \text{ cm}$. Im 35 km entfernten Riesa gilt $NN = HN + 15 \text{ cm}$.

Meßstellenarten

Nach der Systematisierung der Grundwassermessstellen des DVWK gibt es voll verfilterte Messstellen, mehrfach verfilterte Messstellen, Messstellenbündel, Messstellengruppen und Sondermessstellen (DVWK 1997). Die Wahl einer falschen Messstellenart kann das hydraulische System "Grundwasserleiter" empfindlich stören und zu falschen Untersuchungsergebnissen führen, weil vertikale Potentialunterschiede von wenigen Zentimetern zu Kurzschlußströmungen führen können. Außerdem sind für Untersuchungen zur Uferfiltration tiefenabhängige Probenahmen erforderlich. Dafür sind nur Messstellengruppen und Sondermessstellen, bedingt auch Messstellenbündel geeignet. Hier ein Beispiel (Grischek et al. 1993): Zwei Grundwassermessstellen eines älteren Uferfiltratmeßprofils in Meißen waren als Messstellengruppen mit vier in unterschiedlichen Tiefen verfilterten Einzelmessstellen ausgebaut. In der Mitte dieser Messstellengruppen befanden sich voll verfilterte Versuchsbrunnen. Diese Versuchsbrunnen sollten Markierungsversuche und andere Forschungsarbeiten ermöglichen. In allen Messstellen wurden hohe Nitratwerte zwischen 40 und 120 mg/l angetroffen. Nachdem die Versuchsbrunnen mit Feinsand verfüllt wurden, gingen die Nitratwerte in zwei Messstellen ganz und in einer Messstelle auf 20 mg/l zurück. Lediglich die am tiefsten verfilterte Messstelle führte weiterhin Nitratwerte von 120 mg/l. Damit war das Strömungsverhalten aufgeklärt. Die Elbe wurde an dieser Stelle unterströmt. Die Nitratwerte ließen sich auf den Weinanbau auf dem gegenüberliegenden Ufer zurückführen. Die Versuchsbrunnen hatten hydraulische Kurzschlüsse im Grundwasserleiter erzeugt und die Beschaffenheitsverteilung im Uferfiltrat verfälscht.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß sich an Messstellen mit langen Filtern mittlere Potentiale einstellen. Isohypsenpläne, die unter Verwendung von Wasserstandsdaten solcher Messstellen konstruiert werden, können zu Fehlinterpretationen führen.

Optimales Abpumpvolumen

Bei der Bestimmung des optimalen Abpumpvolumens wird auf Vorschlag des DVWK zwischen einem Beschaffenheits- und einem hydraulischen Kriterium unterschieden (DVWK 1997). Unter dem Beschaffenheitskriterium versteht man die Konstanz geeigneter Leitkennwerte wie elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert oder Sauerstoffgehalt beim Abpumpen einer Grundwassermeßstelle. Als hydraulisches Kriterium wird die mehr als einmalige Erneuerung des Volumens des Filterrohrs und der Filterschüttung empfohlen, die anhand der Gleichung für einen Kreiszylinder abzuschätzen ist. Das hydraulische Kriterium der Grundwasserprobenahme kann mit Hilfe der natürlichen Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers bestimmt werden (Dehnert et al. 1997, 2000).

Radon ist ein radioaktives Edelgas mit einer Halbwertszeit von 3,8 Tagen. Es entsteht im Gestein des Grundwasserleiters innerhalb der Zerfallsreihe des Uran-238 durch Zerfall des Mutterisotops Radium-226. Ein Teil des Radons gelangt durch Rückstoßeffekte beim Alpha-Zerfall oder durch Diffusion an der Kornoberfläche ins Grundwasser. Radon ist in jedem Lockergesteinsgrundwasserleiter in unterschiedlichen Konzentrationen anwesend. Die Radonemanation eines Korns ist abhängig von der Konzentration und der Verteilung des Mutterisotops Radium-226, der Korngröße und der Form der Kornoberfläche.

An einer Grundwassermeßstelle treten drei charakteristische Radonaktivitätskonzentrationen auf. Das Grundwasser verfügt über eine durch die Emanation des Grundwasserleiters hervorgerufene Radonaktivitätskonzentration. Im Wasser des Porenraums der Filterschüttung wird die Radonaktivitätskonzentration von der Emanation des eingebauten Filtermaterials mit üblicherweise größerem Korndurchmesser und anderer Herkunft bestimmt. Im Filterrohr und im nicht verfilterten Standrohr der Grundwassermeßstelle geht die Radonaktivitätskonzentration gegen Null, weil im Standwasser kein Radon gebildet wird. Radon ist daher ein idealer Leitkennwert zur Bestimmung des Anteils des Standwassers und des Wassers aus dem Porenraum der Filterschüttung beim Abpumpen einer Grundwassermeßstelle. Das Radon kann im Förderstrom der Pumpe sowohl offline an einzelnen Grundwasserproben (Freyer et al. 1997) als auch online gemessen werden.

3 Verhalten von Uferfiltrat der Elbe im Grundwasserleiter

Das Verhalten von Uferfiltrat der Elbe wurde anhand der natürlichen Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers untersucht und in der Zeitschrift Grundwasser 1/99 ausführlich dargestellt (Dehnert et al. 1999).

Untersuchungsgebiet

Die Elbaue bei Torgau gehört zum Mitteldeutschen Altmoränengebiet. Der bis 55 m mächtige Grundwasserleiter besteht aus fluviatil-glazifluviatilen Sedimenten und holozänen Elbeschottern. 1991/1992 wurden an zwei Brunnengalerien des Wasserwerkes Torgau-Ost die Meßprofile Torgau-Ost I und II errichtet. Die 2 km langen Profile queren die Elbe und verlaufen über den jeweils zentralen Brunnen einer Brunnengalerie ins Hinterland. Die Meßstellengruppen ermöglichen eine tiefenabhängige Probenahme in 5 Horizonten. Das Meßprofil Torgau-Ost I wurde 1995 durch ein Infiltrationsmeßprofil ergänzt. Dabei wurden in Ufernähe der Elbe fünf zusätzliche Grundwassermeßstellen im Abstand von jeweils 5 m installiert. An jeder Grundwassermeßstelle erlauben verloren eingebaute Membranpumpen eine zusätzliche Probenahme zwei Meter oberhalb der Filter. Kernstück des

Infiltrationsmeßprofile sind drei Kolmationsmeßstellen, die mit Hilfe von jeweils drei Membranpumpen eine Probenahme unter dem Flußbett der Elbe ermöglichen.

Theoretische Grundlagen

Radon ist im Grundwasser von Lockergesteinsgrundwasserleitern permanent anwesend. Oberflächenwasser, besonders in Flüssen, enthält im Vergleich zu Grundwasser nur wenig Radon, weil das mobile Edelgas in die Atmosphäre entweicht. Beim Durchströmen eines Grundwasserleiters nimmt infiltriertes, radonarmes Oberflächenwasser kontinuierlich Radon auf, bis sich ein Gleichgewicht zwischen Aufnahme und radioaktivem Zerfall einstellt. Wenn man die Gleichung für das Anwachsen der Aktivitätskonzentration von Radon durch Zerfall des Mutterisotops Radium-226 nach der Zeit auflöst, kann unter bestimmten Voraussetzungen die Aufenthaltszeit des Uferfiltrats berechnet werden (HoeHN und von Gunten 1989). Benötigt wird die vom Oberflächenwasser unbeeinflusste Radonaktivitätskonzentration A_e , die an einer vom Oberflächengewässer ausreichend entfernten Meßstelle bestimmt wird.

Bezieht man auch die Anfangsaktivitätskonzentration A_0 des infiltrierenden Oberflächenwassers ein, ergibt sich die Aufenthaltszeit t_{auf} des Uferfiltrats:

$t_{\text{auf}} = \text{Fehler! In (Fehler!)}$ mit

A_t = Aktivitätskonzentration zum Zeitpunkt t

A_e = Aktivitätskonzentration im Gleichgewicht

$\lambda =$ radioaktive Zerfallskonstante, $\lambda_{\text{Rn}} = 0,18 \text{ d}^{-1}$

Das Zeitfenster für dieses Verfahren reicht bis 15 Tage nach der Infiltration.

Geogen bedingt niedrige Radonaktivitätskonzentrationen

Niedrige Radonaktivitätskonzentrationen in der Nähe eines Oberflächengewässers können auch geogene Ursachen haben und sind nicht immer auf die Infiltration von Flußwasser zurückzuführen. Die niedrigen Radonaktivitätskonzentrationen am Meßprofil Torgau-Ost I, die von der Elbe bis auf die Sohle des Grundwasserleiters und weiter in Richtung Brunnen weisen, suggerieren einen Fließweg, der nicht existiert. Anhand verschiedener Wasserinhaltsstoffe wie EDTA und Atrazin konnte gezeigt werden, daß der Hauptfließweg des Uferfiltrats in den oberen Metern des Grundwasserleiters von der Elbe zum Brunnen führt. Aus diesem Beispiel wird die Empfehlung abgeleitet, bei in der Nähe eines Flusses auftretenden niedrigen Radonaktivitätskonzentrationen im Grundwasser zunächst deren Ursache festzustellen, bevor diese zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten von Uferfiltrat herangezogen werden.

Radonaktivitätskonzentrationen während einer Hochwasserwelle der Elbe

Während des Durchgangs einer Hochwasserwelle der Elbe am Infiltrationsmeßprofil wurden die Radonaktivitätskonzentrationen im Grundwasser zu verschiedenen Zeitpunkten bestimmt. Ausgangspunkt war eine Phase verhältnismäßig langsamer Grundwasserströmung, bei der sich an jeder Meßstelle die vom Oberflächenwasser weitgehend unbeeinflussten Radonaktivitätskonzentrationen eingestellt hatten. Während der ansteigenden Hochwasserwelle fielen die Radonaktivitätskonzentrationen an allen Meßstellen durch das schnell infiltrierte Elbewasser stark ab. Durch weitere Stichtagsmessungen wurde veranschaulicht, wie ein Teil des Infiltrats weiter in Richtung Brunnen strömte und sich nach dem Durchgang der Hochwasserwelle wieder eine für das Untersuchungsgebiet typische, durch die Brunnen verursachte Infiltration bei Mittelwasser einstellte.

Abb. 1 zeigt die Differenzen der Radonaktivitätskonzentrationen im Grundwasser zwischen dem 12.7.1996 und dem 13.06.1996. Die elbeferner gelegene Meßstellengruppe 4 reagierten mit einer Abnahme der Radonaktivitätskonzentration um etwa 4 Bq/l sensibler auf den Durchgang der Hochwasserwelle, als die elbenäher gelegenen Meßstellengruppen 18 und 19. Hier nahmen die Radonaktivitätskonzentrationen nur zwischen 1,2 und 2,8 Bq/l ab. Daraus folgt, daß es an diesem Meßprofil einen schlechter durchströmten Bereich gibt, der von Uferfiltrat umflossen wird. Kontinuierliche Messungen der Temperatur mit Hilfe von Datenloggern haben die Existenz dieses schlechter durchströmten Bereiches verifiziert. Sie zeigen, daß Temperaturänderungen dort deutlich später eintreten als an beidseitig davon gelegenen Meßstellen. Die Existenz eines solchen Bereiches muß bei Auswertungen zur Wasserbeschaffenheit und bei geohydraulischen Modellierungen berücksichtigt werden.

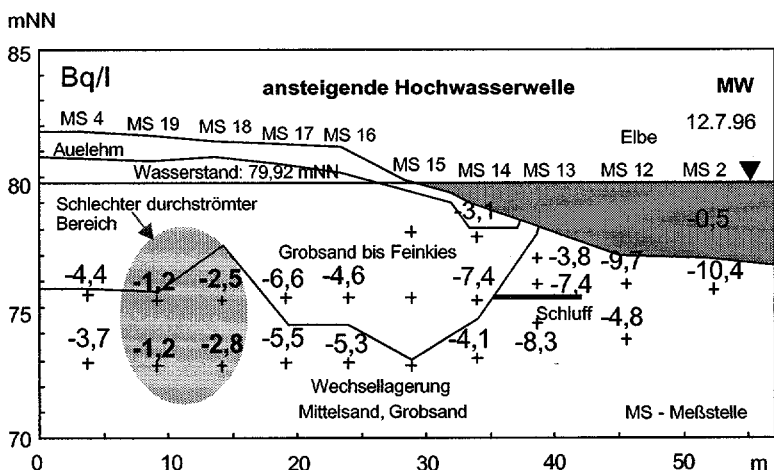


Abb. 1: Differenzen der Radonaktivitätskonzentrationen im Grundwasser am Infiltrationsmeßprofil des Meßprofils Torgau-Ost I zwischen dem 12.7.96 und dem 13.6.96 (aus Dehnert 1998)

Bestimmung der Infiltrationsgeschwindigkeit

Die Radonaktivitätskonzentration an der Kolmationsmeßstelle 2/1 wurde von 1994 bis 1996 für verschiedene hydraulische Situationen gemessen. Sie lag in diesem Zeitraum zwischen 1,4 und 16,8 Bq/l. Da die höchste gemessene Radonaktivitätskonzentration nach einem über 28 Tage weitgehend gleichbleibendem Elbewasserstand und ohne Brunnenförderung bestimmt wurde, wird sie als vom Oberflächenwasser unbeeinflusst angesehen. Mit dieser Radonaktivitätskonzentration wurde für alle verbleibenden Meßwerte der Kolmationsmeßstelle die Aufenthaltszeit berechnet. Diese schwankte zwischen 0,4 und 10,4 d. Die zugehörigen Infiltrationsgeschwindigkeiten wurden unter der Annahme einer senkrechten Strömung mit 2 m/d und 0,1 m/d bestimmt. Beispielsweise stieg die Infiltrationsgeschwindigkeit während des Hochwassers von 0,1 m/d auf 1,7 m/d an, um dann kontinuierlich auf 0,6 m/d zu fallen.

Es ist absehbar, daß unter Einbeziehung einer Onlinemessung der Radonaktivitätskonzentration ein Infiltrationsmonitor zur kontinuierlichen Aufzeichnung der Infiltrationsgeschwindigkeit von Oberflächenwasser entwickelt werden kann. Eine solche Sondermeßstelle wäre für die geohydraulische Modellierung der Uferfiltration besonders bei instationären Verhältnissen hilfreich.

Zusammenfassung

1. Voraussetzung für die Untersuchung der Uferfiltration sind tiefenorientiert ausgebaute Grundwassermessstellen und eine sorgfältige, repräsentative Grundwasserprobennahme.
2. Die Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers kann als Leitkennwert zur Überwachung des hydraulischen Kriteriums der Grundwasserprobennahme herangezogen werden.
3. Die Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers eignet sich zur Beurteilung von Grundwasserströmungen in aquatischen Grenzräumen.
4. An einer flußsohlennahen Kolmationsmeßstelle kann mit Hilfe der Radonaktivitätskonzentration des Uferfiltrats die Infiltrationsgeschwindigkeit des Oberflächenwassers bestimmt werden.

Literatur

Dehnert, J.; Nestler, W. (1996): Dreidimensionale Modellierung der Uferfiltration in der Elbaue bei Torgau.- In: Proc. Vorseminar „Gewässer - Informationssysteme“ -Datenmanagement und Modellierung von Stromlandschaften- vor dem „7. Magdeburger Gewässerschutzseminar“.- 202 S., Budweis, 20.-22.10.1996: 38-43.

Dehnert, J.; Nestler, W.; Freyer, K.; Treutler, H.-C.; Neitzel, P.; Walther, W. (1997): Radon-222 - ein neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermessstellen.- Grundwasser 2 (1): 25-33.

Dehnert, J. (1998): Radon-222 als natürlicher Tracer bei der Grundwasserprobennahme und bei der Uferfiltration.- Dissertation, 157 S., TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau.

Dehnert, J.; Nestler, W.; Freyer, K.; Treutler, H.-C. (1999): Messung der Infiltrationsgeschwindigkeit von Oberflächenwasser mit Hilfe des natürlichen Isotops Radon-222.- Grundwasser 4 (1): 18-30.

Dehnert, J.; Kuhn, K.; Freyer, K.; Treutler, H.-C. (2000): Überwachung des hydraulischen Kriteriums bei der Grundwasserprobennahme.- Wasser und Abfall, in Druck.

DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft (1997): Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermessstellen.- H. 245, 13 S.; Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser.

Freyer, K.; Treutler, H.-C.; Dehnert, J.; Nestler, W. (1997): Sampling and measurement of radon-222 in water.- J. Environ. Radioactivity 37 (3): 327-337.

Grisczek, T.; Heisler, A.; Dehnert, J.; Fischer, T.; Nestler, W. (1993): Beschaffenheitsverhältnisse am Uferfiltratstandort Meißen-Siebeneichen.- BMFT-Forschungsprojekt 02 WT 9162/0, Zwischenbericht 1993, Teilbericht 5, unveröff.

Hoehn, E., Von Gunten, H. R. (1989): Radon in groundwater: A tool to assess infiltration from surface waters to aquifers.- Water Resour. Res. 25: 1795-1803.

Zur Problematik der Ermittlung geochemischer Parameter und deren Verteilungsmuster in den Kippen des Braunkohlebergbaus

1 Problemstellung

Das Phänomen saurer Bergbauwässer (acid mind drainage) ist seit langem bekannt und Gegenstand intensiver Forschung in den letzten Jahrzehnten. Einen Eindruck einer derartig geprägte Landschaft mag beispielhaft mit dem in Abb. 1 dargestellten Ausschnitt aus dem Lausitzer Braunkohlerevier vermittelt werden. Die Kenntnis über die hier ablaufenden geochemischen Gleichgewichtsprozesse ist relativ weit fortgeschritten (z.B.: Wisotzky 1994, Alpers und Blowes 1994, LUA 1995). Mit entsprechenden geochemischen Modellen (z.B.: phreeqc, wateq4f) lassen sich diese Vorgänge in 0 D-Reaktoren nachbilden. Modelle zur Beschreibung des reaktiven Stofftransportes existieren in Form vereinfachter Bahnlinienmodelle (Kölling 1990, Schöpke 1999) und in Kopplung mit geohydraulischen Modellen als 2 D- (Häfner et al. 1997) bzw. 3 D-Modelle (Brandt 1996).

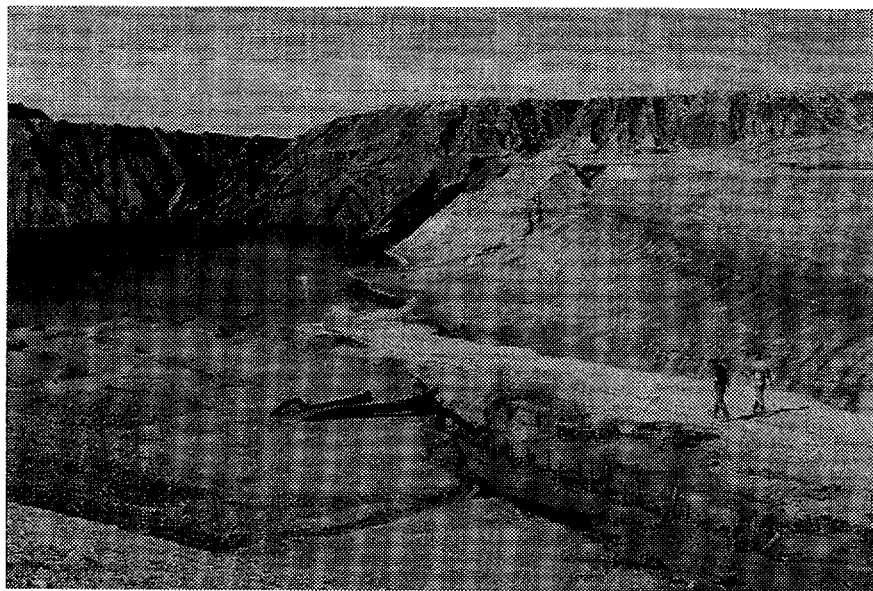


Abb. 1: Kippe und Restsee des Tagebaus Bärwalde (Austritte saurer Kippenwässer sind durch die Rotfärbung zu erkennen) (Photo: Mike Hemm)

¹ im folgenden zusammenfassend als Pyrit bezeichnet



DE01GE639

Der initiale Reaktionsschritt und damit „Auslöser“ der gesamten Problematik, die Oxidation der Eisendisulfide Pyrit und Markasit⁸, bedarf jedoch einer kinetischen Prozeßbetrachtung (Singer und Stumm 1970), bei der eine Vielzahl dynamischer Randbedingungen (z.B. O₂/CO₂-Diffusion und Konvektion, Wasserhaushalt, Veränderung des geochemischen Milieus durch die Reaktion und Folgeprozesse, Einflüsse der Mikrobiologie) Berücksichtigung finden müssen.

Auch hierzu liegen inzwischen Ansätze zur modellhaften Beschreibung (unter Annahme unterschiedlicher konzeptioneller Prozeßvorstellungen) vor (z.B.: Prein 1994, Wisotzky und Piehler 1995). Eine Kopplung von kinetischer Prozeßbeschreibung für die ungesättigte Zone mit einer gleichgewichts-thermodynamisch basierten Beschreibung des reaktiven Stofftransportes für die gesättigte Zone wurde von Wunderly et al. (1996) vorgestellt.

Im Folgenden soll dargestellt werden, welche Möglichkeiten und Grenzen zur Parametrisierung dieser Modelle bestehen, um in der ausgedehnten Lausitzer Bergbaufolgelandschaft (Fläche der Grundwasserabsenkung: 2100 km²; bergbaulich beanspruchte Fläche: 760 km²; Kippenfläche: 550 km²; Restseefläche: 210 km²) zu einer für die Prognose der Restsee- und Grundwasserbeschaffenheit ausreichenden Sicherheit zu gelangen.

Zur Veranschaulichung der Problematik mögen die Abb. 2 und 3 dienen. Aus der ersten Abbildung ist zu erkennen, dass sich im Zuge der Umlagerung der Deckschichten mittels Förderbrücken u.a. folgende Eigenschaften gegenüber den ursprünglichen geologischen Verhältnissen verändert haben:

- Mischung verschiedener stratigraphischer Einheiten
- Transformation der natürlichen Struktur (Grundwasserstockwerke) und Lage (annähernd horizontal) in eine technogen geprägte Struktur (Kipprippen)
- Zunahme des Porenvolumens durch Auflockerung
- Oxidation eines Anteils der Pyritvorräte und geochemische Folgereaktionen wie Pufferung und Mineralumwandlung (Neubildungen und Zerstörungen)



Abb. 3: Typische Wechsellagerung quartärer und tertiärer Substrate (bzw. deren Mischungsformen) in Förderbrückenkuppen (Photo: Wolfgang Rolland)

Im Folgenden wird die Problematik verschiedener methodischer Ansätze vergleichend diskutiert und ein „genetischer“ Ansatz zur Berechnung der räumlich differenzierten hydrogeochemischen Zusammensetzung einer Tagebaukippe vorgestellt.

Grundsätzlich bieten sich zwei methodische Wege an:

- 1) Stichprobenartige Beprobung der Kippenkörper zur Gewinnung verschiedenster Proben der Wasser- und Festphase (z.B. Schöpke 1999, Grünewald et al. 1999, LUA 1995) und deren Analyse sowie eine Schätzung der Repräsentativität mittels statistischer Methoden oder durch ergänzende Strukturanalysen (z.B. mittels geophysikalischer Methoden) (Gerke et al. 1999, Voigt et al. 1999, Matschak 1969)
- 2) Rekonstruktion der Kippengenesse und Quantifizierung der dabei ablaufenden physikalischen und geochemischen Teilprozesse.

Mit Blickrichtung auf bodenphysikalische Eigenschaften werden derartige Untersuchungen bereits sein Jahrzehnten durchgeführt (Leibiger 1964, Kaubisch 1986). Eine derartige Vorgehensweise bezüglich der geochemischen Prozesse wurde von Wisotzky (1994) für die Tagebaue des Rheinlandes entwickelt.

2 Möglichkeiten und Grenzen zur Charakterisierung der Geochemie von Braunkohlekippen durch stichpunktartige Beprobung

All diesen Methoden ist gemein, dass sie aufgrund des geringen durch sie repräsentierten Volumens auch bei noch so hoher Beprobungsdichte immer nur von bedingter Aussagekraft sein können. In den Gebieten des Sanierungsbergbaus, in denen der weiter unten dargestellte

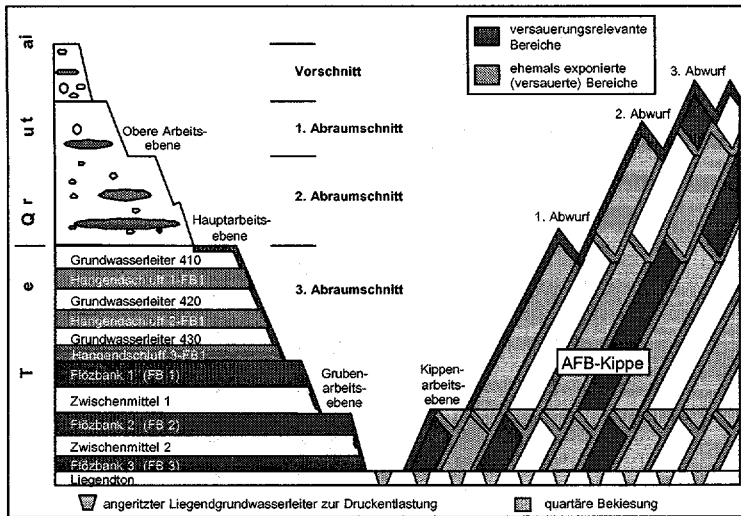


Abb. 2: Schematischer Schnitt durch einen Lausitzer Braunkohletagebau

Die Folgen sind:

- neuartige Systemzustände und Prozessabläufe in den Sedimenten aufgrund von Mischungsvorgängen und geochemischen Umsatzprozessen
- neuartige Verteilung von Systemzuständen, die durch eine „zufällige“ Heterogenität im mikroskaligen Bereich (Mischung innerhalb einer Kipprippe) und eine „strukturelle“ Heterogenität im Maßstab von mehreren 10er Metern (Verschiedenartigkeit der einzelnen Kipprippen) gekennzeichnet ist. Dieser Befund steht dem Ziel entgegen, großräumige Kippenkomplexe hinsichtlich ihres Stoffinventars zu charakterisieren bzw. Umsatz- und Transportprozesse in den Einzugsgebieten von Restseen zu quantifizieren. Dies zu verdeutlichen dient Abb. 3.

alternative Ansatz aufgrund der nicht mehr nachzuvollziehenden Abläufe nicht mehr durchführbar ist, bestehen jedoch derzeit bislang keine alternativen Ansätze.

a) mittels Festphasenanalysen, Eluaten und Säulenversuchen

Festphasenanalysen bieten die einzige Möglichkeit, den Stoffvorrat und damit das maximale Austragspotential zu bestimmen. Unsicherheiten bestehen jedoch in der Regel bei der Bestimmung der Transferaten in die gelöste Phase und den Transportraten. Aus Eluaten mit variablen Festphasen – Lösungsmittel –Verhältnissen und Isothermen lassen sich die Transferparameter in 0-D Reaktoren und die Retardationsparameter in 1-D Säulen schätzen (Schöpke 1999) und in Säulenversuchen validieren. Es bleibt jedoch festzuhalten, dass derart aufwendige Laborversuche eher mit der Zielstellung der Prozessanalyse denn zur Ermittlung repräsentativer Kippenparameter durchgeführt werden.

b) mittels Grundwasseranalysen

Grundwasseranalysen eignen sich in hervorragender Weise, das geochemische Milieu zu charakterisieren. Mittels inverser Modellierung ist es möglich, die zugrundeliegende Festphasenzusammensetzung qualitativ und semiquantitativ (eine semiquantitative Aussage ist dann möglich, wenn die gelösten Spezies eine Untersättigung bezüglich der kongruierenden Mineralphase aufweisen und die Austauscherbelegung vernachlässigbar gering ist) zu bestimmen. So ist es auch möglich, Minerale, die sich aufgrund ihrer Größe oder ihres amorphen Charakters (da Neubildungen) nicht mit anderen Methoden nachweisen lassen, zu erkennen und in der Modellierung zu berücksichtigen. Die in einer Analyse erfasste Grundwasserbeschaffenheit ist eine auf einen definierten Zeitraum bezogene Eigenschaft, die durch die aktuellen geochemischen und hydrologischen/hydraulischen Randbedingungen bestimmt ist. Dies ist insbesondere im Bergbaug Gebiet mit seinen sehr dynamischen Verhältnissen zu beachten. Aus diesem Grund bedürfen die so gewonnenen Ergebnisse einer weitreichenden Interpretation, z.B. insbesondere hinsichtlich der Grundwassergenese (Ursprung aus Sickerwasser, aufsteigendes Liegendgrundwasser, seitlicher Einstrom in die Kippe, Mischwasser verschiedenen Ursprungs), um für prognostische Zwecke eingesetzt zu werden.

Typischerweise werden durch Grundwässer die mittleren Eigenschaften eines größeren Volumens widergespiegelt als dies Feststoffproben vermögen. Im Fall des Lausitzer Bergbauggebietes muss jedoch die vertikale Repräsentativität in Frage gestellt werden. Die Kippen sind oftmals nur an ihrer Basis mit Grundwasser erfüllt, die GW-Analyse dementsprechend nur ein Abbild der hier existierenden geochemischen Verhältnisse. Wie jedoch weiter unten ausgeführt wird, ist in den Lausitzer Kippen, im Gegensatz zu denen im Rheinischen Revier, von einer horizontalen Schichtung der geochemischen Situation auszugehen, die so nicht erfasst wird und zu Fehleinschätzungen führen kann.

3 Quantifizierung der physikalischen und geochemischen Teilprozesse während der Kippengenese

Alternativ zur direkten Beprobung besteht die Möglichkeit, aus der Genese der Kippen deren räumlich differenzierte Zusammensetzung zu berechnen. Als Beispiel dafür werden die in den Jahren 1997-99 im Tagebau Jänschwalde durchgeführten Arbeiten dargestellt.

Innerhalb eines Tagebaus kommt es in verschiedenen Phasen zum Kontakt pyrithaltiger Sedimente mit O_2 und damit zur deren Oxidation (siehe Abb. 2). Die Intensität der

Pyritverwitterung ist dabei sowohl eine Funktion der geologisch/bodenkundlichen Gegebenheiten als auch der technologischen Randbedingungen. Die einzelnen Phasen, die ablaufenden Prozesse und die jeweilige Bestimmungsmethodik sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Teilprozesse des Pyritumsatzes und Methoden zu deren Quantifizierung in einem typischen Lausitzer Braunkohlebergbau

Phasen innerhalb des Tagebaus	Vorfeld-entwässerung	Exposition der Böschungen in der Grube	Exposition der Böschungen an Randschlüchen	Verkipfung	Exponierte Kippenoberfläche
Physikalische und chemische Prozesse	Diffusiver und konvektiver Gastransport	Diffusiver und konvektiver Gastransport	Diffusiver und konvektiver Gastransport	Gaseinschluss in der Kippe	Diffusiver und konvektiver Gastransport
Abhängig von	Deckschicht-Mächtigkeit Entwässertem Porenvolumen	Expositionszeit = f(Gerätetechnik, Oxidierbarkeit der Disulfide)	Expositionszeit = f(Gerätetechnik, Oxidierbarkeit der Disulfide)	luftgefülltem Porenvolumen	Substrat, Expositionszeit = f(Grundwasserwiederanstieg bzw. Deckschichtauftrag)
Bestimmungsmethode	nur konv. O ₂ -Eintrag aus entwässertem Porenvolumen	Bestimmung der Reaktionskinetik, Auswertung der Tagebautechnologie	Bestimmung der Reaktionskinetik, Auswertung der Tagebautechnologie	Berechnung des O ₂ -Gehaltes im luftgefüllten Porenvolumen	Modellierung der Pyritumsetzung nach Klassifikation der Substrate und Flächenidentifikation (siehe Abb. 4)
Wesentliche Merkmale	einmaliger Prozess	kurzfristiger Prozess, wirkt über die Mächtigkeit der sandigen tertiären Deckschichten	mittelfristig andauernder Prozess, räumlich eng begrenzt	einmaliger Prozess, wirkt über die gesamte Kippenmächtigkeit	langfristig wirksamer Prozess dauert an bis zum Grundwasserwiederanstieg, kann durch quartäre Deckschichten stark gemindert werden

Die Wirkung der Vorfeldentwässerung lässt sich aus dem konvektiv in das entwässerte Porenvolumen eingetragenen O₂ schätzen, da aufgrund der Deckschichtmächtigkeit die Diffusion im Zeitraum zwischen Grundwasserabsenkung und Abbaggerung vernachlässigbar gering ist.

Zur Ermittlung der Expositionszeiten an den Böschungen wurden Untersuchungen zur Reaktionskinetik durchgeführt und die Gerätetechnologie in ihrer Wirkung auf die Expositionszeit ausgewertet. Diese Untersuchungen (Oxidierbarkeit verschiedener tertiärer Sedimente, Wirkung der Gerätefahrweise) sind in Rolland et al. (1998) und Rolland et al. (1999) dargestellt und sollen hier nicht vertiefend diskutiert werden.

Die Verkipfung führt zu einem Einschluss von O₂ im ungesättigten Porenvolumen, der sich aus der Lagerungsdichte und dem mittleren Wassergehalt ermitteln lässt.

Die Sedimente bleiben an der Kippenoberfläche dauerhaft dem O₂-Kontakt ausgesetzt, solange keine diffusionshemmenden pyritfreien Deckschichten aufgebracht werden. Die Tiefenreichweite und Intensität der Pyritoxidation wird bestimmt durch die Textur der Substrate, die Oxidierbarkeit der Minerale und die Geschwindigkeit des Grundwasserwiederanstieges bzw. den endgültigen Grundwasserflurabstand. Die Vorgehensweise zur Quantifizierung dieses Prozesses kann wie folgt beschrieben werden:

Aus bodenkundlichen Karten wurden die für das Pyritoxidationsmodell SAPY (Prein 1994) notwendigen Parameter abgeleitet und eine Substratklassifikation vorgenommen. Die Parametrisierung der nicht kartierten Bereiche erfolgte mittels Analogieschlüssen aus Luftbildern und für das künftige Tagbaufeld über ein Mischungsmodell. Die einzelnen Schritte sind in Abb. 4 dargestellt.

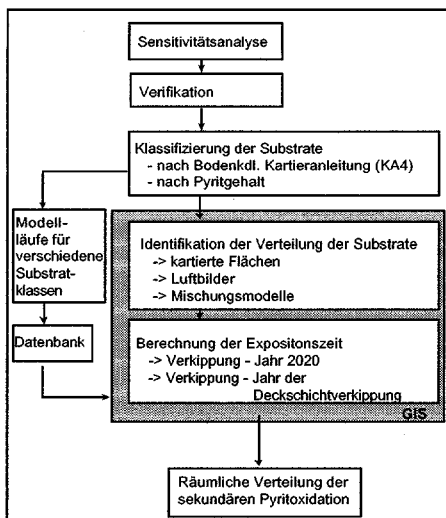


Abb. 4: Methodik zur Berechnung der auf der Kippenoberfläche ablaufenden Pyritverwitterung

Die Aggregation der Teilergebnisse erfolgte unter Zugrundelegung eines vereinfachenden Mischungsmodells für verschiedene Kippenbereiche mittels des GIS ARC-INFO. Die einzelnen Informationsebenen sind in Abb. 5 dargestellt.

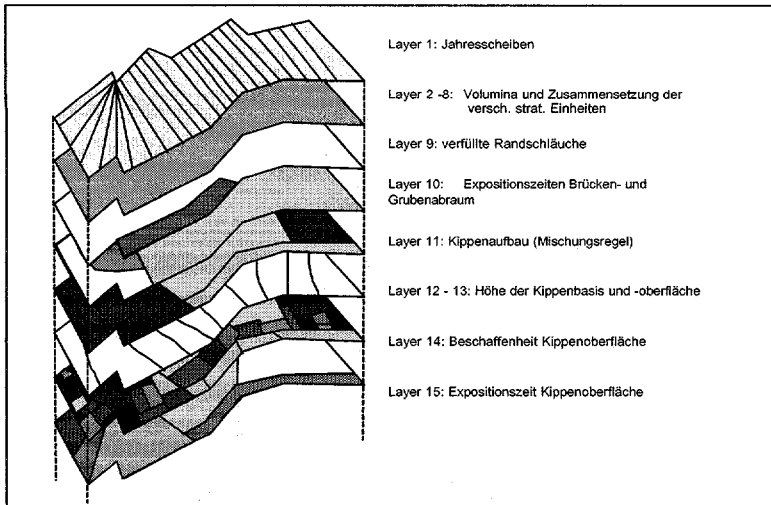


Abb. 5: Datenebenen im GIS zur Beschreibung der Pyritumsetzung im Tagebau Jänschwalde

Bilanziert man die Umsatzprozesse für den gesamten Tagebau ergibt sich folgendes Bild (siehe Abb 6):

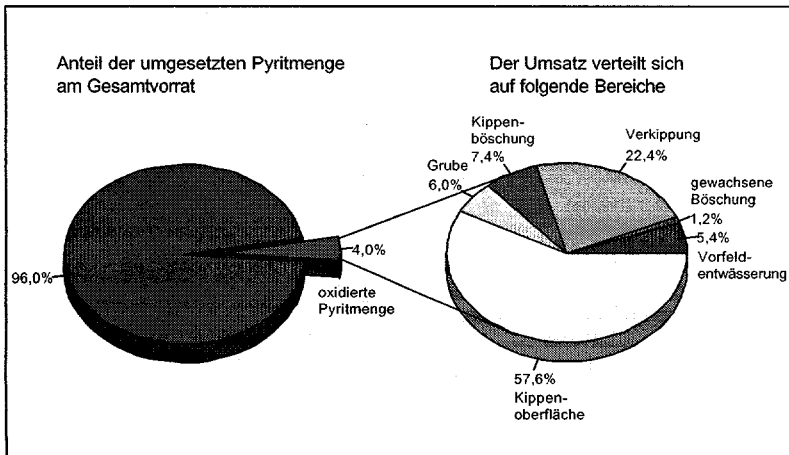


Abb. 6: Anteile der verschiedenen Prozesse an der Pyritoxidation im Tagebau Jänschwalde

Es ist zu erkennen, daß der überwiegende Anteil der Oxidation nicht während des eigentlichen Tagebaubetriebes erfolgt, sondern erst nach der Verkipfung durch die Diffusion und Konvektion von O_2 über die Kippenoberfläche. Da davon nur der oberer Bereich des

Kippenkörpers erfaßt wird werden sich als Folge geochemisch stratifizierte Grundwässer in den Kippen ausbilden.

Es ist jedoch auch festzustellen, dass sich nicht nur horizontal sondern auch vertikal systematische geochemische Verteilungsmuster ausprägen. Als Beispiel dafür mag Abb. 7 dienen.

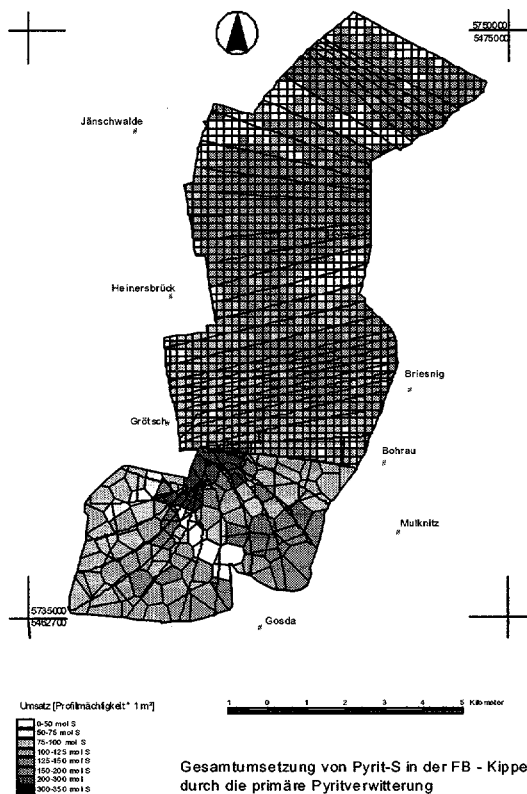


Abb. 7: Räumliche Verteilung der primären Pyritverwitterung (ohne Berücksichtigung der Oxidation auf der Kippenoberfläche) im Tagebau Jämschwalde

Deutlich zu erkennen sind sowohl Bereiche die durch die geologischen Verhältnisse beeinflusst sind (quartäre Rinne nordwestlich von Gosda) als auch technologische Einflüsse (starke Oxidation im Bereich des Drehpunktes südöstlich von Grötsch aufgrund langer Expositionszeiten).

4 Diskussion

Der hier vorgestellte „genetische“ Ansatz zur räumlich differenzierten Beschreibung der Geochemie von Braunkohlekippen stellt nicht in jedem Fall eine Alternative zur

„Inventarisierung mittels Beprobung“ dar, weist jedoch einige Vorteile auf, die es sinnvoll erscheinen lassen, in noch aktiven Bergbaugebieten diese Vorgehensweise zu preferieren.

Als wesentliche Vorzüge können genannt werden:

- Möglichkeit der räumlich differenzierten (3-D) Beschreibung
- Möglichkeit der Wichtung der einzelnen Teilprozesse und damit
- der gezielten Planung von Gegenmaßnahmen (falls notwendig)
- Möglichkeit der Fortschreibung im Fall neuer Randbedingungen oder auch in Form detaillierterer Beschreibung der Prozessabläufe aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse
- Möglichkeit der Prognose für künftige Tagebaufelder

Es soll jedoch darauf hingewiesen werden, dass bislang noch eine Reihe von Defiziten bestehen. Dies sind in erster Linie:

- das Gesamtergebnis ist nicht, bzw. zu spät, validierbar
- die Quantifizierung einzelner Teilprozesse (insbes. Pyritoxidation auf der Kippenoberfläche) ist bislang noch mit einer zu hohen Unsicherheit behaftet. Dies betrifft sowohl die zu stark vereinfachende Prozessabbildung im Modell, als auch die Schätzung der Parameter im Feld.

Literaturverzeichnis

- Alpers, C.-N. and D.W. Blowes (1994): *Environmental geochemistry of sulfide oxidation*. Washington (American Chemical Society). 681 S.
- Brandt, T. (1996): *Numerische Simulation dreidimensionaler Strömungs-, Transport und hydrogeochemischer Reaktionsprozesse im Grundwasserabstrom von Braunkohletagebaukippen*. (LUA NRW). 123 S.
- Grünewald, U., et al. (1999): *Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung*. Cottbus, Senftenberg (LMBV und BTUC). 76 S.
- Gerke, H.H.; U. Buczek und R.F. Hüttel (1999): *Beschreibung von Transport- und Umwandlungsvorgängen in der wasserungesättigten Zone heterogener Braunkohletagebau-Abraumkippen der Lausitz*. In: Hüttel, R.F.; D. Klem & E. Weber: *Rekulivierung von Bergbaufolgelandschaften*. S. 169-183. Berlin, New York (de Gruyter).
- Häfner, F.; S. Wagner und N. Hoth (1997): *Entwicklung eines numerischen Modells zur Beschreibung und Simulation instationärer hydrogeochemischer Transportprozesse im Grundwasser der Kippe des Tagebaus Jänschwalde und in deren Abstrom*. Zwischenbericht 6/97. Freiberg (Inst. f. Bohrtechnik und Fluidbergbau, Bergakademie Freiberg SA). 83 S.
- Kaubisch, M. (1986): *Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaus*. Freiberg (BAK Freiberg). 104 S.
- Kölling, M. (1990): *Modellierung geochemischer Prozesse im Sickerwasser und Grundwasser. Beispiel: Die Pyritverwitterung und das Problem saurer Grubenwässer*. Bremen (Dissertation UNI Bremen). 135 S.
- Leibiger, H. (1964): *Über die Gesetzmäßigkeit der Bodenentmischung beim Verkippen von Mischböden in Braunkohlebergbauen*. Freiburger Forschungshefte A 304..
- LUA (1995): *Studien und Tagungsberichte Band 6. Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen*. Potsdam (Landesumweltamt Brandenburg). 86 S.
- Matschak, H. (1969): *Beiträge zur Strukturformforschung an Tagebaukippen, Teil 1. Rohdichteverteilung in Abhängigkeit von der Fallhöhe und anderen Faktoren*. Bergbautechnik 19: 287-293.
- Prein, A. (1994): *Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohletagebauen*. Hannover (Dissertation). 126 S.
- Rolland et al. (1998): *Ergebnisse von Felduntersuchungen zur Pyritverwitterung am Beispiel eines aktiven Tagebaus der Lausitz*. In: GBL Gemeinschaftsvorhaben (ed.) *Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder – Ergebnisse und Empfehlungen*. Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung) S. 48-56.



DE015986092

T. Breiting, R. Hinkelmann, S. Manthey, R. Helmig

Methanausbreitungsvorgänge im Untergrund

Zusammenfassung

Gegenstand dieses Beitrages sind Methanmigrationsvorgänge im Untergrund. Die Methanfreisetzung aus der Steinkohle verursacht in der Regel eine natürliche Gasmigration zur Erdoberfläche. Diese Methanmigration an der Erdoberfläche können zu einer Gefährdung von Menschenleben und zu einer Beeinträchtigung der Nutzung von Bauwerken führen. Ein gezieltes erfolgreiches Abführen des Gases ist dann mit erheblichen Kosten verbunden, wenn im Vorfeld z.B. Versuchsbohrungen nötig sind. Zukünftig soll gestützt durch numerische Simulationen die Vorerkundung verbessert werden, um so massiv Kosten einzusparen. Mit einem Zweiphasenströmungsmodell, bestehend aus einer Gasphase (Methan-Luft Gemisch) und einer Wasserphase, soll dieser Prozess untersucht werden.

Anhand zunächst einfacher geologischer Strukturen wird ein Prozessverständnis entwickelt, wobei der Einfluss von Inhomogenitäten des Gebirges sowie Störungszonen auf vertikale Gasströmungen schwerpunktartig untersucht werden. Weniger durchlässigere Schichten haben eine stauende Wirkung und führen zu einer horizontalen Ausbreitung der Gasphase. Ob eine Umströmung oder ein Eindringen stattfindet, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Störungszonen im Gegensatz dazu bilden bevorzugte Fließwege aus.

Der numerische Algorithmus des Simulationsprogrammes, der Bestandteil des Programmsystems MUFTE_UG ist, wird kurz erläutert und in zukünftigen Arbeiten sollen eine Modellkalibrierung und darauf aufbauend Prognoseberechnungen durchgeführt werden.

1 Einleitung

Methanmigrationsprozesse aus einer Lagerstätte an die Erdoberfläche sind insbesondere dann von Interesse, wenn sich das Methan z.B. in geschlossenen Räumen anreichern kann. Hintergrund ist, das Methan in Konzentrationen von 4-16 Vol.-% explosiv ist, sowohl als auch hohe Methan-konzentrationen zu einer Verdrängung von Luftsauerstoff führen und es somit zu Ersticken kommen kann. Dies wird später noch näher erläutert.

Die heimischen Kohlelagerstätten sind vor ca. 300 Millionen Jahren gebildet wurden und durch den Prozess der Inkohlung zu Steinkohle geworden. Während dieses Prozesses der Inkohlung bildeten sich unter Luftabschluss Gase, wie z.B. Methan. Ein grosser Teil des physikalisch-chemisch gebundenen Methans hat sich nach der Inkohlung über sehr langsame, diffusive Prozesse aus der Steinkohle gelöst. Es ist aber ein nicht zu vernachlässigender Rest (ca. 16%) an Methan auch heute noch in der Steinkohle vorhanden. Durch den heutigen Abbau der Lagerstätten durch den Menschen wird der Gebirgsdruck drastisch reduziert, was eine Zerstörung des Lagerungsverbandes der Kohle zur Folge hat. Diese Druckentlastung geht weit über den eigentlichen Abbaubereich hinaus. Infolge dessen kommt es zu einer dramatischen Erhöhung der Methanfreisetzung im Gebirge, die sich über einen Zeitraum von Jahren bis Jahrzehnten erstrecken kann.



DE01GE638

Rolland et al. (1999): *Bilanzierung der Säureproduktion und der Pufferkapazität in der Kippe des Tagebaus Jänschwalde*. Forum der Forschung 7, S. 121-126.

Schöpfke, R. (1999): *Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern*. Cottbus (BTU Cottbus). 134 S.

Singer, P.C. and W. Stumm (1970): *Acidic Mine Drainage: The Rate-Determinating Step*. In: Science **167**: 1121-1123.

Voigt, G., H.J. Voigt und R. Oehmig (1999): *Geologische Erkundung der Kippen des Niederlausitzer Braunkohlereviere*. In: Hüttl, R.F.: Abschlußbericht des BTU Innovationskollegs: Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaft im Lausitzer Braunkohlerevier. S. 323-339. Cottbus (unveröffentlicht).

Wisotzky, F. (1994): *Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlereviere und deren Auswirkung auf die Chemie des Grundwassers*. (Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch). 153 S. Essen.

Wisotzky, F. und H. Piehler (1995): *Gastransport in der ungesättigten Zone von Braunkohlkippen*. In: DGFZ (Hrsg.): *Rezente Flutungsprobleme mitteldeutscher und Lausitzer Tagebaurestlöcher*, S. 111-125. Coswig (Selbstverlag).

Wunderly, M.D., et al. (1996): *Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailing impoundments: A numerical model*. Water Resources Research (10) **32**: 3173 - 3187.

Der Austritt von Methan an der Erdoberfläche kann zu folgenden Problemen führen:

- Anreicherung von Methan in Baugruben (z.B. bei Rohr- und Kanalverlegung) und damit die Möglichkeit der Bildung von explosionsfähigen Gemischen, als auch der Verdrängung des Luftsauerstoffes ($\Rightarrow$ Erstickungsgefahr)
- Anreicherung von Methan in geschlossenen Räumen und Bildung von explosionsfähigen Gemischen oder sauerstoffärmer Luft ($\Rightarrow$ Erstickungsgefahr)
- Kümmerwuchs (gehindertes Pflanzenwachstum)

In bebauten Gebieten können Methanausgasungen also zu einer Beeinträchtigung der Nutzung von Bauwerken und zur Gefährdung von Menschenleben führen. So ist es schon zu Explosionen bei Schweißarbeiten in Baugruben und zu Erstickungen in Wohnungen gekommen.

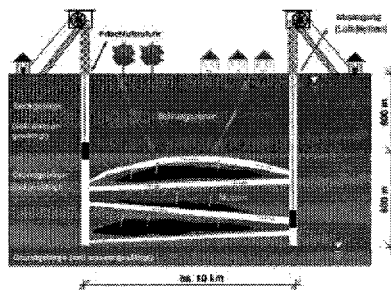


Abb. 1: Ausgangszustand

Um solchen Gefahren vorzubeugen, werden Sicherungsmaßnahmen, wie z.B. die Verlegung von Gasdrainagen um Häuser, ergriffen. Dies ist z.T. mit einem erheblichen Kostenaufwand verbunden.

Es gibt nur wenige Möglichkeiten, das Ausbreitungsverhalten von Methan im Untergrund zu beeinflussen. Eine andere Möglichkeit das Ausgasungsverhalten zu beeinflussen, ist das kontrolliertes Austreten an der Erdoberfläche herbeizuführen. Hierzu bieten sich zwei Möglichkeiten an. Die eine ist es, Entlastungsbohrungen in das Grubengebäude abzuteufen. Diese Möglichkeit bietet sich an, wenn der oberste Abbau in geringem Abstand zur

Erdoberfläche liegt. Des Weiteren kann versucht werden, Entlastungsbohrungen in "Gassammelstrukturen" (z.B. geologische Domstrukturen) zu setzen. Diese Variante hat allerdings aufgrund der schlechteren Durchlässigkeit des Gebirges im Gegensatz zum Stollen einen nicht so hohen Einflussradius. Außerdem müssen die geologischen Verhältnisse detailliert bekannt sein. Da derartige Sicherungsmaßnahmen einen hohen finanziellen Aufwand mit sich bringen, sollte ihre Effizienz und "Treffsicherheit" gesteigert werden. Hier setzt nun die numerische Modellierung von Gas-Wasser-Strömungen im Untergrund als mögliches Hilfsmittel an.

Die Zielsetzung der numerischen Simulation besteht aus der Beschreibung der Ausbreitungsvorgänge von Methan im Untergrund. Dazu sollen das natürliche Rückhaltevermögen des Untergrunds und Austrittsorte wie auch -zeiten in die Biosphäre bestimmt sowie eine Quantifizierung von Austrittsmengen durchgeführt werden. Darauf aufbauend können dann optimierte Sicherungsmaßnahmen (z.B. optimale Positionierung von Bohrungen) ergriffen werden.

Die abzubildenden geologischen Strukturen sind anisotrop und inhomogen, ggf. sind auch großräumige Klüfte bzw. Störungszonen zu berücksichtigen. Weiterhin hat die Methanquellstärke aus der Steinkohle einen entscheidenden Einfluss auf das Migrationsverhalten und die Austrittsmengen. Für die numerische Modellierung ist ein Zweiphasenansatz für die Phasen Wasser und Gas erforderlich. Die Gasphase besteht aus einem Methan-Luftgemisch. Lösungsvorgänge von Wasser in Gas und umgekehrt, wozu eine Zweiphasen-Dreikomponenten Formulierung (Wasserphase: Komponenten Wasser, Methan, Luft; Gasphase: Komponenten Methan, Luft, Wasser) benötigt würde, können zunächst vernachlässigt werden. Die Modellierung wird mit dem Programmsystem MUFTE_UG (Helmig (1997 [3]); Helmig et al. (1998 [4])) durchgeführt, das an die spezielle Problematik der Methanausgasung angepasst werden musste. Da die geologischen Strukturen in Gas-Wasser-Systemen einen wesentlich größeren Einfluss auf die Strömungs- und Transportprozesse haben als in (reinen) Grundwasserströmungen, werden zunächst einfache, für die Systeminterpretation aussagekräftige geologische Verhältnisse untersucht. In Form von Sensitivitätsanalysen kann so ein Prozessverständnis entwickelt werden, indem die dominanten Parameter und Prozesse in Abhängigkeit der geologischen Strukturen identifiziert werden, wobei zunehmend reale Daten zu integrieren sind.

Der Beitrag ist wie folgt gegliedert. In Kapitel 2 wird der numerische Algorithmus erläutert. Kapitel 3 enthält zwei Anwendungsbeispiele. Die bisherigen Ergebnisse sowie ein Ausblick auf zukünftige Arbeiten wird in Kapitel 4 geliefert.

2 Numerischer Algorithmus

Die Grundgleichungen für die Strömung zweier nicht mischbarer Fluide in porösen Medien bzw. im Untergrund sind durch die Massenerhaltung (Gl. 1) und das verallgemeinerte Darcy-Gesetz (Gl. 2) gegeben. Im Fall von Gas-Wasser-Strömungen bildet Wasser die benetzende Phase (w) und Gas die nicht benetzende Phase (n).

$$\frac{\partial(\phi \rho_{\alpha} S_{\alpha})}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_{\alpha} \mathbf{v}_{\alpha}) = \rho_{\alpha} q_{\alpha} \quad \text{in } \Omega \times I, \alpha = w, n \quad (\text{Gl. 1})$$

$$\mathbf{v}_{\alpha} = -\frac{k_{r\alpha}}{\mu_{\alpha}} \underline{\underline{K}} (\nabla p_{\alpha} - \rho_{\alpha} \mathbf{g}), \quad \alpha = w, n \quad (\text{Gl. 2})$$

In diesen Gleichungen kennzeichnet ϕ die Porosität, ρ die Dichte, S die unbekannte Sättigung, t die Zeit, $\mathbf{v}$ den Strömungsvektor, q Quell- oder Senkterme, Ω die Raumdimension, I die Zeitdimension, k_r die relative Permeabilität, μ die dynamische Viskosität, $\underline{\underline{K}}$ den absoluten Permeabilitätstensor, p den unbekannten Druck und $\mathbf{g}$ die Schwerkraft.

Darüberhinaus werden zwei Nebenbedingungen benötigt. Der Hohlraum im porösen Medium ist vollständig mit den beiden fluiden Phasen gefüllt (Gl. 3). Weiter ist die Druckdifferenz zwischen den beiden Phasen eine Funktion des Kapillardrucks p_c (Gl. 4).

$$S_w + S_n = 1 \quad (\text{Gl. 3})$$

$$p_w + p_n = p_c \quad (\text{Gl. 4})$$

Wird Gl. 2 in Gl. 1 eingesetzt und werden die beiden Nebenbedingungen Gl. 3 und Gl. 4 beachtet, so führt dies auf die Druck-Sättigungsformulierung. Die Auswahl der Primärvariablen (p_w, s_n oder p_n, s_w) erfolgt i.d.R. über geeignete Randbedingungen. Es existieren verschiedene Funktionen zur Beschreibung der konstitutiven Beziehungen von Kapillardruck und Sättigung sowie von relativer Permeabilität und Sättigung (z.B. Helmig (1997 [3])). Zur Lösung der beiden gekoppelten nicht-linearen Differentialgleichungen müssen Anfangs- und Randbedingungen vorgegeben werden.

Das zweidimensionale Untersuchungsgebiet kann wahlweise mit Vierecken und/oder Dreiecken vernetzt werden. Im Raum werden die Gleichungen mit einem sog. Box-Verfahren, das auf einer Finite-Volumen-Methode basiert, diskretisiert, wobei für die Flussterme ein Fully-Upwind-Verfahren eingesetzt wird. In der Zeit wird ein implizites Euler-Verfahren verwendet. Die beschriebene Vorgehensweise führt auf ein nicht-lineares, dünn besetztes, algebraisches Gleichungssystem für jeden Zeitschritt, das je nach Gittermetzauflösung sehr viele Unbekannte haben kann. Die Gleichungslösung erfolgt mit einer äußeren Newton-Iteration in Verbindung mit einem inneren Mehrgitterverfahren. Die in diesem Kapitel kurz beschriebenen Methoden und Verfahren sind Bestandteil des modularen Programmsystems MUFTE_UG, das für die Modellierung von verschiedenen Arten von Mehrphasen-strömungs- und -transportprozessen in heterogenen porösen Medien eingesetzt werden kann. Weitere Informationen können Helmig (1997 [3]) sowie Helmig et al. (1998 [4]) entnommen werden.

3 Anwendungsbeispiele

Im folgenden werden aus einer Vielzahl von durchgeführten Simulationen (Breiting et al. (1999 [2])) zwei Modellvarianten vorgestellt:

- teilgesättigtes System
- voll wassergesättigtes System.

Dazu wurde von Benner et al. (1998 [1]) umfangreiches Datenmaterial bereit gestellt.

Es werden zunächst die Parameter angegeben, die für beide Varianten gleich sind. Für Wasser wurde die Dichte ρ_w mit 1000 kg/m^3 und die dynamische Viskosität μ_w mit $0.001 \text{ Pa}\cdot\text{s}$ angesetzt. Beim Gas wurde ein 50 % Luft-Methan Gemisch angenommen und entsprechend eine Dichte von $\rho_n = 0.9 \text{ kg/m}^3$ und eine dynamische Viskosität von $\mu_n = 1.4 \text{ Pa}\cdot\text{s}$ aus einer arithmetischen Mittelbildung bestimmt. Die Porosität ϕ beträgt 48 %. Es sind die konstitutiven Beziehungen nach van Genuchten verwendet worden. Detaillierte Informationen können aus Breiting et al. (1999 [2]) entnommen werden.

Modellvariante 1: Teilgesättigtes System

In diesem Beispiel sollen die Auswirkungen einer Heterogenität (bogenförmige, geringer durchlässige Schicht mit Loch) auf eine vertikale, aufwärts gerichtete Gasströmung, die durch eine Gasdruckdifferenz zwischen dem oberen und unteren Rand, hervorgerufen wird, untersucht werden. In Abb. 2 sind das System sowie die Randbedingungen dargestellt, wobei die unterschiedlichen Maßstäbe in horizontaler und vertikaler Richtung zu beachten sind. Das eigentlich interessierende Gebiet umfasst nur die mittleren 50 m. Zur Vermeidung von Randeinflüssen bei Vorgabe von Randbedingungen ist das System daher an beiden Seiten um 25 m verlängert worden.

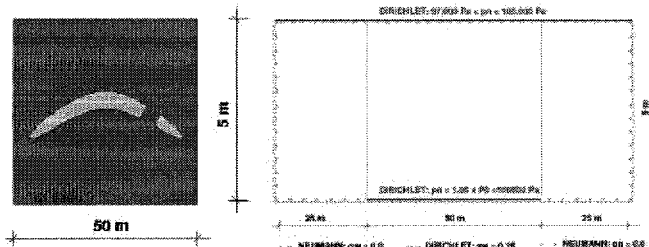


Abb. 2: System und Randbedingungen für Modellvariante 1

In Anlehnung an später zu untersuchende reale Anwendungsfälle, für die bereits umfangreiches Datenmaterial vorliegt, wurden die Permeabilität des Bodens mit $K_b = 7.5 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$ und die der Heterogenität mit $K_h = 7.5 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$ angesetzt. Die van Genuchten Parameter α und n wurden aus vorhandenen Kornsummenkurven abgeschätzt. Sie betragen für den Boden $\alpha = 0.00030 \text{ 1/Pa}$ und $n = 3.5$ sowie für die Heterogenität $\alpha = 0.00015 \text{ 1/Pa}$ und $n = 3.5$. Weiter wurde eine Restwasser-sättigung von 0.15 und eine Restgassättigung von 0.01 angenommen.

Es müssen an jedem Rand je eine Randbedingung für die Wasser- und die Gasphase vorgegeben werden. Diese Randbedingungen können vom Dirichlet-Typ sein und die Zustandsgröße selbst, hier den Gasdruck p_n oder die Wassersättigung S_w , vorgeben, oder sie können vom Neumann-Typ sein und den entsprechenden Fluss vorschreiben. Am oberen Rand sind für den Gasdruck in Anlehnung an den später zu untersuchenden Anwendungsfall zeitlich maximal auftretende Luftdruckschwankungen vorgegeben worden, während dieser

Rand für Wasserfluss undurchlässig ist. Die beiden seitlichen Ränder sind sowohl für den Gas- als auch für den Wasserfluss undurchlässig; gleiches gilt am unteren Rand für die beiden seitlichen Bereiche. Im mittleren Bereich am unteren Rand ist eine Wassersättigung von $S_w = 0.25$ und ein 1.05 facher atmosphärischer Luftdruck für die Gasphase vorgeschrieben. Der dem System aufgezwungene vertikale Gasdruckgradient liegt im Bereich realer zu erwartender Verhältnisse. Als Anfangszustand liegt im gesamten System eine Wassersättigung von $S_w = 0.25$ vor. Das Modellgebiet wurde mit 3072 rechteckigen Elementen diskretisiert.

In Abb. 3a ist im Permeabilitätsfeld die Heterogenität mit ihrem Loch gut zu erkennen. In Abb. 3b ist die Gasdruckverteilung zum Zeitpunkt, als am oberen Rand atmosphärischer Luftdruck vorherrschte, gegeben. Bei einem System ohne Heterogenität stellt sich im gesamten System eine nahezu lineare Gasdruckverteilung über die Höhe ein (Breiting et al. (1999 [2])).

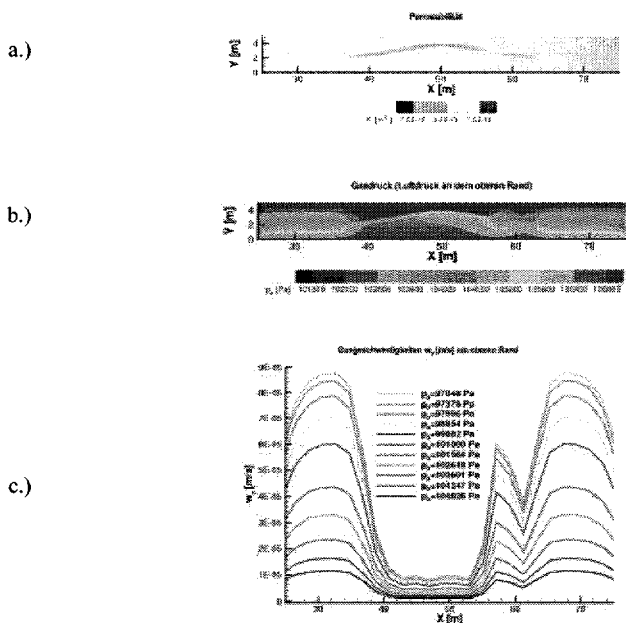


Abb. 3: Permeabilitätsfeld, Gasdruck- und Gasgeschwindigkeitsverteilung am oberen Rand für Modellvariante 1

Man erkennt hier die stauende Wirkung der Heterogenität wie auch die Verminderung der Stauwirkung durch das Loch. Die Heterogenität beeinflusst das Strömungsgeschehen lateral betrachtet nur in einem recht kleinen Bereich. Da in geringer horizontaler Entfernung von der Heterogenität wieder fast lineare Gasdruckverhältnisse vorliegen.

In Abb. 3c sind die Geschwindigkeiten der Gasphase am oberen Rand dargestellt. Beim System ohne Heterogenität werden im Bereich zwischen 30 m und 70 m konstante Geschwindigkeitsverteilungen angetroffen (Breiting et al. (1999 [2])). Im Bereich der

Heterogenität wird die Geschwindigkeit wie erwartet erheblich reduziert, im Bereich des Loches teilweise. Die Heterogenität hat jedoch kaum einen Einfluss auf die Maxima der Gasgeschwindigkeiten am oberen Rand. Die zeitliche Variabilität der Gasgeschwindigkeit folgt der Randbedingung am oberen Rand. Bei geringem Luftdruck ist die Gasgeschwindigkeit hoch und bei hohem Luftdruck ist sie niedrig. Ein solches prinzipielles Verhalten wird auch in der Natur beobachtet.

Modellvariante 2: Voll wassergesättigtes System

Anhand dieses Beispiels sollen die Auswirkungen einer geringer durchlässigen Schicht, die über einer höher durchlässigeren Schicht angeordnet ist und eine Störung aufweist, auf die Zweiphasen-strömungsverhältnisse, die sich infolge einer Gasquelle einstellen, untersucht werden. Das System und die Randbedingungen sind in Abb. 4 zu sehen, wobei wiederum die unterschiedlichen Maßstäbe in horizontaler und vertikaler Richtung zu beachten sind. Das eigentlich interessierende Gebiet umfasst nur die mittleren 100 m und wurde ebenfalls zur Vermeidung von Randeinflüssen an beiden Seiten verlängert und zwar hier um je 200 m.

Aus gleichen Erwägungen wie bei Modellvariante 1 wurden die Permeabilität der unteren Bodenschicht mit $K_u = 1 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$ und die der oberen Bodenschicht mit $K_o = 1 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$ angesetzt. Die van Genuchten Parameter betragen für die untere Schicht $\alpha = 0.00030 \text{ 1/Pa}$ und $n = 3.5$ sowie für die obere Schicht $\alpha = 0.00015 \text{ 1/Pa}$ und $n = 3.5$. Weiter wurde eine Restwassersättigung von 6 % und keine Restgassättigung angenommen.

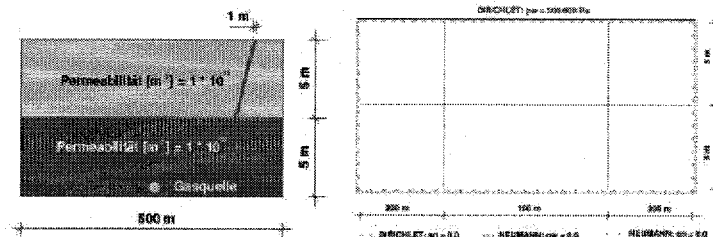


Abb. 4: System und Randbedingungen für Modellvariante 2

Das System ist am unteren und an den seitlichen Rändern über Vorgabe der Randbedingungen Gasfluss gleich null und Wasserfluss gleich null undurchlässig. Am oberen Rand ist die Gassättigung auf null gesetzt, und der Wasserdruck beträgt 500000 Pa. Dies entspricht einer Wassersäule von 50 m bzw. den Druckverhältnissen in 50 m Tiefe in einem wassergesättigten System. Zu Beginn der Simulation ist das gesamte System voll wassergesättigt. Das Modellgebiet wurde mit 2560 rechteckigen Elementen diskretisiert.

Zu Beginn der Simulation wird eine stationäre Gasquelle mit einer Quellstärke von knapp 2 Liter Gas pro Stunde 'eingeschaltet'. Die Ergebnisse der Zweiphasenströmungsberechnungen nach 100 Tagen Modellzeit sind in Abb. 5 dargestellt. Das Gas verdrängt das Wasser und steigt schnell und fast 'ungehindert' bis zum Schichtwechsel auf. Dort stellt sich ein Aufstau ein, der zu einer lateralen Ausbreitung des Gases führt. Nach Überwindung des Eindringdrucks gelangt das Gas in die undurchlässigere Schicht und breitet sich dort langsamer aus.

Die Störung hat eine Art 'Schornsteinwirkung' und begrenzt die laterale Ausbreitung des Gases auf der rechten Seite. Der horizontale Einflussbereich der Quelle ist verhältnismäßig klein und beträgt nur ca. 20 m. Die Gasquelle bewirkt eine Druckerhöhung im System, wenn man sie mit den ursprünglichen hydrostatischen Verhältnissen vergleicht. Die Gasgeschwindigkeiten zeigen nach oben und sind am Schichtwechsel aufgrund eines großen Druckunterschiedes über einen kleinen Bereich am größten. Am rechten Rand ist die Entlastung über die Störungszone erkennbar. Die Wasserströmungsvektoren sind um ein Vielfaches kleiner als die Gasströmungsvektoren und hier nicht von weiterem Interesse.

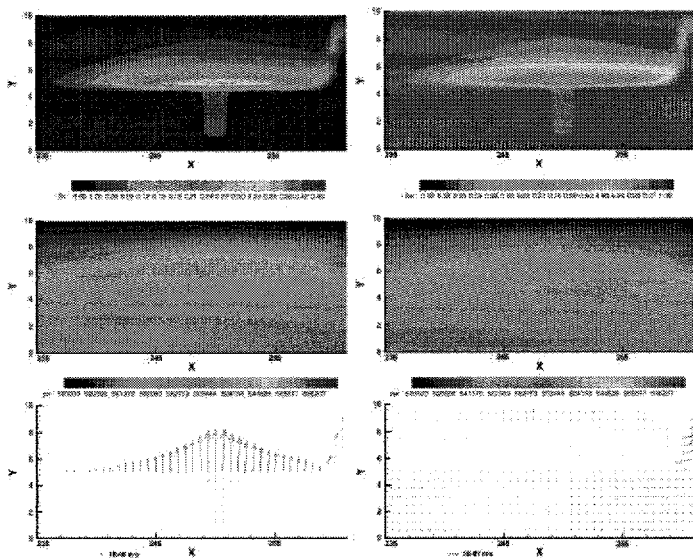


Abb. 5: Sättigungs-, Druck- und Geschwindigkeitsverteilung nach 100 Tagen für Modellvariante 2; links für die Gasphase, rechts für die Wasserphase

4 Ergebnisse und Ausblick

Im Rahmen der hier vorgestellten Gas-Wasser-Simulationen im Untergrund ist schwerpunktartig der Einfluss von Heterogenitäten und Störungszonen auf vertikal, aufwärts gerichtete Strömungen der Gasphase (Methan-Luft Gemisch) untersucht worden. Undurchlässigere Schichten haben eine aufstauende Wirkung und führen zu einer horizontalen Ausbreitung der Gasphase. Ob eine Umströmung der undurchlässigen Schichten stattfindet oder ein Eindringen hängt maßgeblich von den Permeabilitätsunterschieden, den Druckverhältnissen und den geologischen Strukturen ab. Störungszonen haben eine druckentlastende Wirkung und stellen bevorzugte Fließwege dar. Anhand dieser einfachen geologischen Strukturen ist ein Verständnis für die dominanten Parameter und Prozesse gewonnen worden.

In die bisherigen Arbeiten sind bereits zunehmend Daten realer Anwendungsfälle integriert worden. Im nächsten Schritt wird eine Modellkalibrierung für ein auszuwählendes Modellgebiet angestrebt, wobei wesentlich komplexere geologische Strukturen berücksichtigt

werden müssen. Darauf aufbauend können dann Prognoseberechnungen, z.B. zur optimalen Positionierung von Entlastungsbohrungen, durchgeführt worden. Weitergehende Fragestellungen werden zeigen, ob Mehrphasen-Mehrkomponenten Simulationen oder Modellkopplungen mit Strömungen in offenen Schächten oder Stollen erforderlich sein werden.

Literatur

- [1] L.H. Benner, J. Edelhoff und S. Manthey: Erste Grundlagen zur Studie "Modellierung und Analyse von Mehrphasenprozessen zur Simulation von Methanausgasung im Untergrund", Technischer Bericht, DMT - Gesellschaft für Forschung und Prüfung mbH, Essen, 1998.
- [2] T. Breiting, R. Hinkelmann und R. Helmig: Modellierung und Analyse von Mehrphasenprozessen zur Simulation von Methanausgasung im Untergrund, Technischer Bericht, Institut für ComputerAnwendungen im Bauingenieurwesen, Technische Universität Braunschweig, 1999.
- [3] R. Helmig: Multiphase Flow and Transport Processes in the Subsurface, Springer-Verlag, Heidelberg, 1997.
- [4] R. Helmig, H. Class, R. Huber, H. Sheta, J. Ewing, R. Hinkelmann, H. Jakobs and P. Bastian: Architecture of the Modular Program System MUFTE-UG for Simulating Multiphase Flow and Transport Processes in Heterogeneous Porous Media, Mathematische Geologie, Band 2, 1998.

Wechselwirkung zwischen Interstitial und Oberflächenwasser

1 Einleitung

Begriff und Bedeutung

Unter dem hyporheischen Interstitial (hypo [gr.]: unter; men [gr.]: messen; interstitium [lat.]: Zwischenraum) versteht man die gesättigten Sedimente im Sohl- und Uferbereich von Fließgewässern, in denen sich Grund- und Oberflächenwasser mischen. Im hydrologischen Sinne handelt es sich um eine räumlich und zeitlich dynamische Übergangszone zwischen Aquifer und Oberflächengewässer, die durch starke hydraulische, geochemische und biologische Gradienten gekennzeichnet ist (Ökoton-Konzept von GIBERT et al. 1990, VERVER et al. 1992). Die ökologische Funktionalität und Eigenständigkeit des hyporheischen Interstitials als wichtiger Teillebensraum unserer Fließgewässer wurde erst in den sechziger Jahren unseres Jahrhunderts erkannt (ORGHIDAN 1959, SCHWOERBEL 1961). Die charakteristische Lebensgemeinschaft aus Kleinkrebsen, Milben und anderen Elementen der wirbellosen Mesofauna wurde als Hyporheos beschrieben und vom Makrozoobenthos abgegrenzt. Daneben ist der Porenraum des Gewässerbettes Kinderstube und Refugialraum für viele Gewässerorganismen. Insbesondere für Kieslaicher wie die Bachforelle oder den Lachs ist ein gut durchströmtes Interstitial von imenser Bedeutung für eine erfolgreiche Reproduktion (INGENDAHL 1999).

Aus gewässergütemwirtschaftlicher Sicht stehen heute folgende Fragen im Mittelpunkt der Betrachtung:

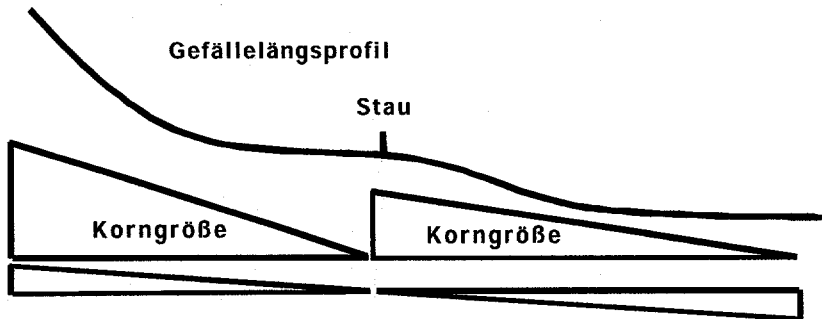
- wie wirken sich wasserwirtschaftliche Maßnahmen auf die ökologische Integrität des Interstitials aus und
- welche Bedeutung kommt dem Interstitial als durchflossener Festbettreaktor bei der Stoffretention in unseren Fließgewässern bzw. bei der Uferfiltratgewinnung zu.

Die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser - mit dem Interstitial als Übergangszone - sind also in beide Richtungen zu beleuchten. Vor dem Hintergrund der Einführung der EU-Wasserahmenrichtlinie, bei der Gewässer und Aquifer zukünftig gemeinsam bewirtschaftet werden sollen, gewinnt die Erforschung der Austauschvorgänge zusätzlich an Bedeutung (BORCHARDT 1999).

Austauschmechanismen und ihre Bedeutung

Die großräumige hydraulische Anbindung von Grund- und Oberflächenwasser wird von den hydrogeologischen Gegebenheiten im Einzugsgebiet sowie von anthropogenen Eingriffen bestimmt. Während in quellenahen Gewässerabschnitten Exfiltrationsvorgänge dominieren sind Richtung und Stärke des Austausches in anderen Gewässerabschnitten erheblichen räumlich und zeitlichen Variationen unterlegen. Als wichtige Stellgrößen treten hier die Morphologie des Gewässerbettes und die Abfluszustände hervor. Mit den sich im Gewäs

serlängsverlauf gerichtet verändernden Strömungs- und Substratverhältnissen ergeben sich zwangsläufig Verschiebungen in der Bedeutung einzelner Austauschmechanismen (Abb. 1).



**Bedeutung hydraulisch regulierter
Austauschprozesse**

**Bedeutung biochemisch regulierter/
katalysierter Austauschprozesse**

Abb. 1: Änderungen der Austauschsystemeigenschaften im Gewässerlängsverlauf.

Sind in turbulent fließenden Ober- und Mittelläufen mit groben Substraten vorwiegend hydraulisch bedingte Austauschphänomene wirksam, kommt es in Stillwasserbereichen oder in Mündungszonen großer Flüsse zum Überwiegen biochemisch angetriebener Wechselwirkungen.

Um die Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Interstitial in ihrer ganzen Bandbreite darzustellen, sollen in diesem Beitrag Fallbeispiele zu beiden Extremen vorgestellt werden. Verglichen werden Untersuchungen an einem frei fließenden, hyporhithralen Lahnabschnitt oberhalb von Marburg (hydraulisch reguliert) (BORCHARDT & FISCHER 1999b, SAENGER et al. 1999) und aus einem Staubereich der epipotamalen Fulda bei Kassel (biochemisch reguliert) (BORCHARDT & FISCHER 1999a).

Die dominanten Austauschmechanismen zwischen Interstitial und freier Welle entstehen an einem Mittelgebirgsgewässer entlang von Kolk-Stromschnellen-Sequenz. Durch die natürliche Abfolge von Querbänken ergeben sich Gefälle- bzw. Druckgradienten, die einen Wechsel von ein- und ausströmenden Flußwasser durch die Gewässerbettssedimente erzwingen (THIBODEAUX & BOYLE 1987, WHITE 1993) (Abb. 2). Auf kleinerer Maßstabsebene spielen turbulenzgesteuerte Dichteschwankungen eine Rolle, die in mosaikartigen Zufallsmustern im Millisekundenbereich Einfluß auf die oberflächennahen Austauschvorgänge nehmen können (DITTRICH 1998). Insgesamt wird der Austausch gelöster Stoffe hydraulisch reguliert.

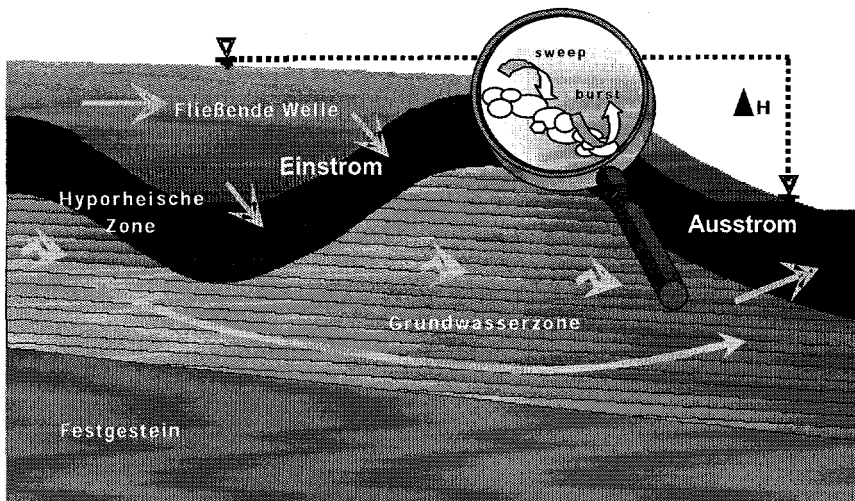


Abb 2: Austauschprozesse an einer Pool-Riffle-Sequenz eines turbulent fließenden Gewässers (Längsschnitt). Erläuterungen im Text.

Die Austauschmechanismen zwischen Sediment und Wasserkörper in einem Staubereich sind dagegen ganz anderer Natur (Abb. 3). Hier können sich starke biochemische Barrieren zwischen Sediment und Wasserkörper aufbauen, die oft nur durch eine wenige Millimeter dicke Grenzschicht (oxidierte Grenzlamelle) voneinander getrennt sind. In eutrophen Gewässern baut sich ein starkes Redoxpotentialgefälle zwischen Wasserkörper und Sediment auf. Während im ausreichend belüfteten Wasserkörper verstärkt Mineralisationsprozesse ablaufen, bei denen Sauerstoff, Nitrat und dreiwertiges Eisen als Elektronenakzeptoren dienen, dominieren unter den reduzierenden Bedingungen in eutrophen Unterwasserböden Fermentationsprozesse mit organischen Substanzen und Sulfat als Elektronenakzeptoren. Der Lösungsinhalt des Porenwassers ist folglich gänzlich anderer Natur als der in der freien Welle. Durch das hohe Konzentrationsgefälle zwischen beiden Kompartimenten kommt der Diffusion als Transportmechanismus eine größere Bedeutung zu als im hydraulisch regulierten System. Insgesamt ist die Diffusion als Transportsystem dennoch geringbedeutend. Ein höherer Austausch kann dagegen durch Gasblasenkonvektion oder Bioturbation zustande kommen. Erstere entsteht insbesondere durch Stickstoff- oder Methangasbildung in anaeroben Sedimentbereichen. Unter Bioturbation versteht man den durch grabende Bodenbewohner (Schlammröhrenwürmer, Zuckmückenlarven etc.) verursachten Austausch. Schließlich vermitteln Wasserpflanzen zwischen dem Porenwasserraum und der freien Welle und stellen mit ihren Beständen somit ebenfalls ein Stofftransportsystem dar.

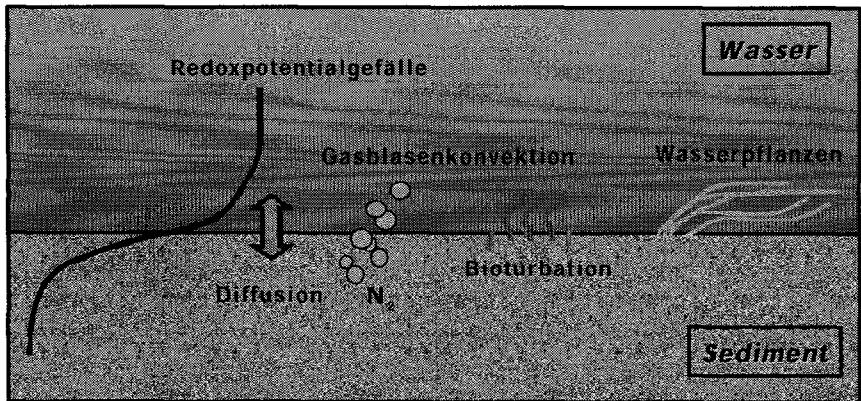


Abb 3: Austauschprozesse an der Sediment-Wasser-Kontaktzone in Stillwasserbereichen von Flüssen. Erläuterungen im Text.

Die relative Bedeutung der einzelnen Austauschmechanismen ist in Tabelle 1 zusammengefaßt. Die Darstellung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit und ist in ihrer Wertung stark von den örtlichen Randbedingungen des betrachteten Gewässersystems abhängig.

Tab. 1: relative Bedeutung von Austauschmechanismen zwischen Interstitial und Oberflächengewasser: +++ groß, ++ mittel, + gering, 0 ohne, ? fraglich. Generalisiert nach NUSCH et al. (1991), ALBRECHT et al. (1997), DITTRICH (1998).

Austauschmechanismus	hydraulisch reguliertes System	biochemisch reguliertes System
hydraulischer Druckgradient	+++	+
Strömungserosion	+	++
Turbulenzgesteuerte Druckschwankungen	+?	0
hydrodynamische Dispersion	+	0
Diffusion	0	+
Bioturbation	+?	++
Gasblasenkonvektion	0	++
Austausch über Wasserpflanzen	0?	+?
Katalytisch wirkende Redoxprozesse	0	+++

Stoffflux zwischen Oberflächenwasser und Interstitial

Die Bedeutung, die heute dem Interstitial für den Stoffhaushalt von Fließgewässern beigemessen wird, ergibt sich aus der großen Aufwuchsfläche des interstitiellen Kiesbettes für aktive Biofilme und der langen Kontaktzeit des Wassers mit dem Sediment. Ein gut durchströmtes Interstitial kann dadurch als effizienter Festbetteaktor aufgefaßt werden. Umgekehrt ist der interstitielle Lebensraum abhängig vom Zustrom von Sauerstoff und organischem Material aus der freien Welle. Die Wechselwirkung sind also in beide Richtungen von essentieller Bedeutung für die ökologische Funktionalität eines Fließgewässers.

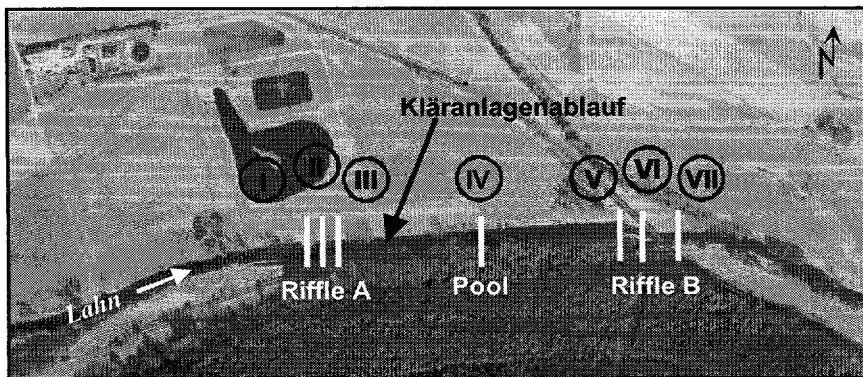
Der Flux eines Stoffparameters zwischen Interstitial und freier Welle läßt sich als eine Funktion aus Umsatzleistung und Austauschrate darstellen. Das Verhältnis dieser beiden Größen zueinander und die Richtung, in die der biochemische Umsatz verläuft, entscheiden darüber, ob das Interstitial als Stoffsenke, oder -speicher fungiert. Hinweise hierzu ergeben sich aus dem Verlauf des Vertikalgradienten eines Stoffes zwischen dem Oberflächenwasser und Sediment (s. u.).

2 Fallbeispiel Lahn

Die vorgestellten Untersuchungen sind Teil eines interdisziplinären Forschungsprojektes der Universitäten Darmstadt, Karlsruhe, Marburg und Kassel mit dem Thema: "Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral eines anthropogen belasteten Fließgewässers". Ziel des Teilprojektes Stoffhaushalt (Kassel) ist es, die interstitiellen Massenumsätze wichtiger stofflicher Parameter zu quantifizieren und ihre gewässergütewirtschaftliche Relevanz zu bewerten. Ferner sind die Ergebnisse Grundlage für die Entwicklung numerischer Modelle (BORCHARDT & REICHERT im Druck), mit deren Hilfe die Systemeigenschaften und die Übertragbarkeit der Ergebnisse analysiert werden können.

Untersuchungsgebiet

Der betrachtete Lahnabschnitt befindet sich im Kreis Marburg-Biedenkopf im Bereich der Kläranlage Lahntal-Göttingen. Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 448 km², der MNQ beträgt 0,57 m³/s. Der Fluß hat eine Breite von 10-15 m und ist durch eine Abfolge von Kolk-Stromschnellen-Sequenzen gekennzeichnet ("Pool" und "Riffle"), wie sie für hyporhithrale Gewässerabschnitte typisch sind.



Hessisches Landesvermessungsamt 7/96-8;321 - Flugtag 15.4.1996; Top.-Karte 1:25.000 Nr.: 5118

Abb 4: Untersuchter Lahnabschnitt und Aufbau der Meßstrecke.

Die Untersuchungsstrecke hat eine Ausdehnung von 450 m und ist durch zwei Riffle mit dazwischen liegendem Pool begrenzt (Riffle A und Riffle B in Abb. 4). In den Pool mündet der Kläranlagenablauf, so daß der Riffle A eine Referenzsituation markiert, während an Riffle B Massenumsätze und Austausch bei erheblicher stofflicher Belastung untersucht werden können. Die Kläranlage mit 15000 EW erzeugt bei Niedrigwasserabfluß eine Einwohnerlast von 26,3 EW/l.

Methodik

Für die Interstitialwasserprobenahme wurden Edelstahlsonden mit vier Entnahmetiefen (5, 15, 25 und 45 cm) für Interstitialwasserproben in das Sediment gerammt (Abb. 5). Durch Aufsetzen von Verlängerungsstücken konnten im Stromstrich zusätzlich die Sedimenttiefen 55, 65, 75 und 95 cm beprobt werden. Gemäß der Arbeitshypothese (s. Abb. 2) wurden je drei Querprofile pro Riffle beprobt: Einstrombereich, Scheitel, Ausstrombereich. Riffle A umfaßt die Profile I-III, der Pool das IVte und Riffle B die Profile V-VII (Abb. 4). Ein Querprofil bestand je nach Gewässermorphologie aus 3 bis 7 Sonden.

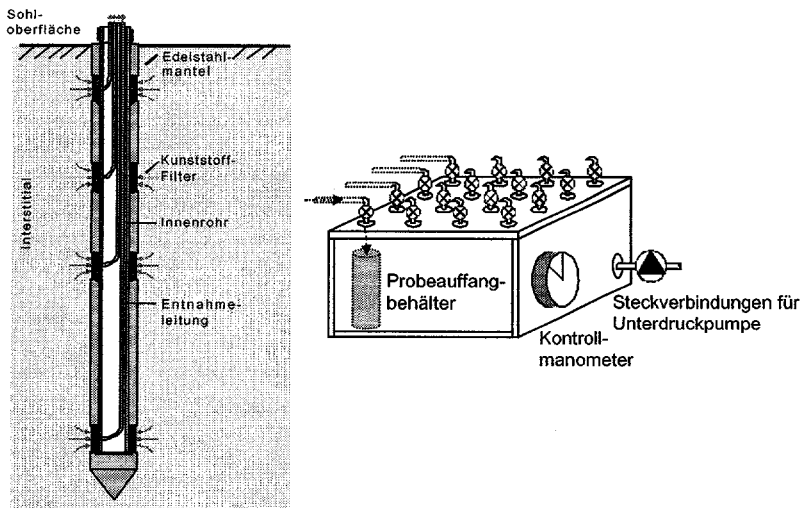


Abb 5: Aufbau der Multi-Level-Interstitialsonde zur tiefendifferenzierten, simultanen Probenahme in Gewässersedimenten (links) mit Unterdruckkasten (rechts). Aus LENK et al. (1999).

Im Rahmen mehrtägiger Meßkampagnen fand eine simultane Beprobung des Interstitialsondenfeldes statt. Die Ableitung der Proben erfolgte dabei über Teflonschläuche zu Sammelbehältern am Ufer (s. Abb. 5). Die Probenentnahme wurde durch Anlegen eines moderaten Unterdruckes (0,2 bar) herbeigeführt. Nach der Erfassung chemisch-physikaler Parameter zur Beurteilung von Umsetzungsprozessen im Sediment, erfolgten Tracerversuche zur Ermittlung der hydraulischen Austauschraten zwischen Fluß und Interstitial.

Für die Erstellung von Sauerstoffmassenbilanzen im Interstitial wurden Messungen des Sauerstoffgehaltes in der freien Welle sowie Daten über den Sauerstoffverbrauch im Sediment (Respiration) benötigt. Die Bestimmung der Respirationsrate erfolgte mit Hilfe einer kiesgefüllten PVC-Röhre (Länge: 1,0 m Durchmesser: 0,2 m), die für drei Monate in der Lahn inkubiert wurde. Ziel dabei war, einen künstlichen interstitiellen "Reaktor" mit einer lahtypischen Bakteriengemeinschaft aufzubauen, an dem die Bestimmung der Respirationsrate im Labor realisiert werden konnte.

Einfluß des interstitiellen Stoffumsatzes auf die Wasserqualität der Lahn

Für die qualitative Bewertung der Stoffumsätze im Interstitial sind in Abb 6 die Vertikalgradienten einiger gewässergütwirtschaftlich relevanter Parameter in Riffle B (unterhalb der Kläranlage) dargestellt.

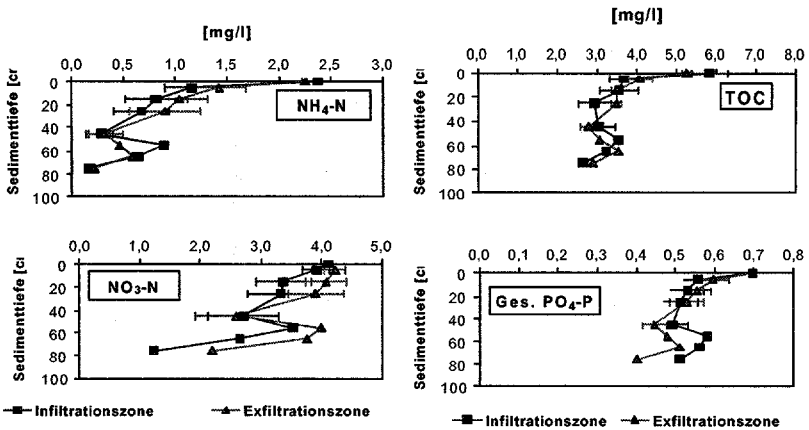


Abb 6: Vertikalgradienten einiger gewässergütwirtschaftlich relevanter Parameter in Riffle B unterhalb der Kläranlage. Infiltrationszone: Mittelwerte aus 7 Sonden, Exfiltrationszone: Mittelwerte aus 5 Sonden (Sedimenttiefen > 45 cm nur Einzelmessungen). Die z. T. erheblichen Standardabweichungen ergeben sich aus der unvollständigen Einmischung des Kläranlagenablaufs im Flußquerprofil.

Die Daten wurden im Juli 1999 bei Niedrigwasserabfluß ($0,59 \text{ m}^3/\text{s}$) erhoben. Es ergaben sich für alle Parameter starke Konzentrationsabnahmen insbesondere in den oberen Sedimentschichten. Unter sommerlichen Temperatur- und Abflußverhältnissen findet in den Lahnsedimenten offensichtlich ein erheblicher Abbau an Nährstoffen und zehrungsfähigen Substanzen statt (Stoffsenke). Es ergaben sich aber keine klar erkennbaren Unterschiede zwischen den Messungen im hypothetischen Einström- und Ausströmbereich. Druckpotentialmessungen mit Piezomanometern zeigten, daß an Riffle B ein advektiver Transport dominiert ohne klar erkennbare Infiltrations- und Exfiltrationsbereiche (mdl. Mitteilung Saenger). Weiterhin auffallend ist die offenbar simultan ablaufende Nitrifikation und Denitrifikation. Die im Interstitial meßbaren Sauerstoffkonzentrationen bewegen sich selbst in tieferen Schichten noch deutlich über 3 mg/l , so daß keine nennenswerte Denitrifikation stattfinden sollte. Untersuchungen mit ionensensitiven Mikroelektroden zeigen aber, daß beide Prozesse häufig in räumlich voneinander getrennten Mikrozonon von Biofilmen ablaufen, die sehr unterschiedliche O_2 -Milieuverhältnisse aufweisen können (JENSEN et al. 1994, LORENZEN et al. 1998).

Die Bedeutung der aufgezeigten interstitiellen Abbauprozesse für den Stoffhaushalt der Lahn wird von der Größenordnung des hydraulischen Austausches zwischen Interstitial und fließender Welle bestimmt. Mit Hilfe der Tracerdaten (s. LENK et al. in diesem Band) konnte gezeigt werden, daß bei Niedrigwasserabfluß weniger als 1 % des oberflächlich abfließenden Wassers die Riffle-Sedimente durchströmen. Auf der Maßstabsebene einer Kolk-Stromschnellen-Sequenz kann der Einfluß der Stoffwechselvorgänge im Interstitial auf den Fluß folglich nur gering sein. Bei der Betrachtung der summarischen Effekte über größere Fließstrecken sind jedoch stärkere Wechselwirkungen zu erwarten.

Welche Konsequenzen hat diese unerwartet geringe Austauschrate für die O₂-Versorgung des Interstitials? Durch die Stoffwechselaktivität heterotropher Organismen wird Sauerstoff im Sediment verbraucht. Die Erneuerung des verbrauchten Sauerstoffs kann nur durch die Nachlieferung aus der freien Welle erfolgen. Eine Sauerstoffmassenbilanz für das Interstitial betrachtet das Verhältnis von Sauerstoffinput zur Respiration. Für letztere wurde in der lahninkubierten Sedimentröhre ein Wert von 0,28 g O₂/m³*h bestimmt. Der O₂-Input ergab sich aus der kontinuierlichen Sauerstoffmessung im Flußwasser und dem hydraulischen Austausch (Grundlage: Porosität des Sedimentes: 23 % [ermittelt aus Gefriekernen], vertikaler Austausch: 0,14 m/h [Tracerdaten] s. Beitrag Lenk et al. in diesem Band).

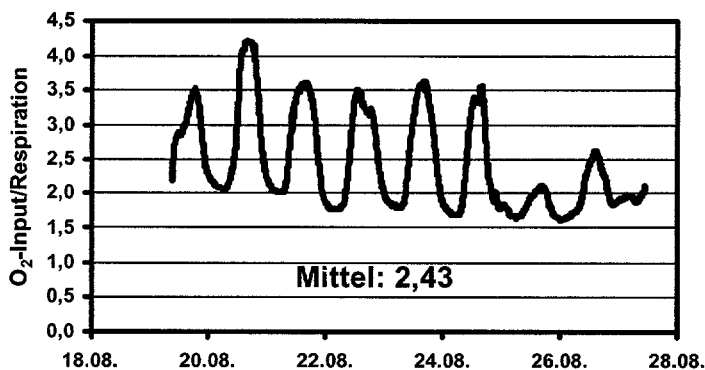


Abb 7: Sauerstoffmassenbilanz im Interstitial der Lahn bei sommerlicher Niedrigwasserführung im August 1997. Erläuterungen im Text.

Bezogen auf die obere Austauschzone (0,4 m) des Infiltrationsbereiches des Riffles ergab sich aus diesen Daten für eine Messung im August 1997 ein mittleres Verhältnis von O₂-input/Respiration von 2,43. Das bedeutet, daß im zeitlichen Mittel noch ausreichend Sauerstoff im Interstitial vorhanden war (O₂-Gehalt = 0 mg/l, wenn das Verhältnis den Wert 1 annimmt). Durch die hohe Aktivität benthischer Algen am Tage, entstehen aber starke Schwankungen in der O₂-Ganglinie der Lahn. Diese spiegeln sich auch in der Berechnung der Massenbilanz wider. In stark eutrophierten Gewässern kann die O₂-Versorgung des Interstitials in der Nacht kritisch werden. Weitaus sensibler reagiert das System aber auf Prozesse, die den hydraulischen Austausch herabsetzen. Kolmationserscheinungen nehmen daher starken Einfluß auf den Metabolismus im Interstitial.

3 Fallbeispiel Fulda

Die Kläranlage der Stadt Kassel leitet ihrer Abwässer 11 km oberhalb der Staustufe Wahnhausen in die Fulda. Anlaß für die vorgestellten Untersuchungen der Fuldasedimente war die Frage, welchen Einfluß temporär im Sediment festgelegte Nährstoffe auf die Gewässergütesituation in der Staustufe haben können.

Untersuchungsgebiet

Mit einem Einzugsgebiet von 7000 km² ist die Fulda im untersuchten Abschnitt bereits dem Epipotamal zuzuordnen. Der mittlere Niedrigwasserabfluß beträgt 20 m³/s. Mit 330000 EW erzeugt die Kläranlage bei Niedrigwasserabfluß eine Einwohnerlast von 16,5 EW/l.

Die Staustufe hat eine Ausbaufallhöhe von 8,5 m und beeinflusst bei Normalstau die Fulda aufwärts bis zur Stadtschleuse Kassel. Umfangreichere Feinsedimentablagerungen beginnen etwa 8 km oberhalb des Staues. In dessen Oberwasser bestehen sie zu fast 85 % aus Ton und Schluff (FRISCHE 1993).

Methodik

Für die Fragestellung war die Bewertung der langfristigen Milieubedingungen in der Sediment-Wasser-Kontaktzone in bezug auf die Sauerstoffgehalte bedeutsam. Hierzu wurden kontinuierliche O₂-Messungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt im Oberwasser des Staues ausgewertet. Die tiefendifferenzierte Analyse von Sediment und Porenwasser erfolgte hier mit Hilfe eines Stechzylinders. Nach der Bergung des Sedimentkernes konnte das Material mit einem Kolben aus dem Stechrohr herausgedrückt und schichtweise abgetrennt werden. Durch Druckfiltration in einer Stickstoffatmosphäre wurde Porenwasser für die chemische Analyse gewonnen. Langjährige Meßreihen an verschiedenen Stationen zwischen Kläranlage und Staustufe durch den Kasseler Entwässerungsbetrieb ermöglichten aufschlußreiche Nährstofffrachtvergleiche. Die benötigten Abflußmessungen an der Stauhaltung wurden vom Wasser- und Schifffahrtsamt, Hann. Münden, zur Verfügung gestellt.

Einfluß des interstitiellen Stoffumsatzes auf die Wasserqualität der Fulda

Die Auswertungen der kontinuierlichen Sauerstoffmessungen an der Oberfläche und über Grund des Staustufenoberwassers ergab, daß sich im Unterschied zu Standgewässern keine thermische Schichtung im Stau ausbildete. Das Tiefenwasser blieb ganzjährig sauerstoffreich. Reduzierende Verhältnisse entstanden aber bereits 2-4 cm unter der Sedimentoberfläche. Dadurch kam es zum Aufbau eines starken biochemischen Gradienten zwischen Sediment und Wasserphase.

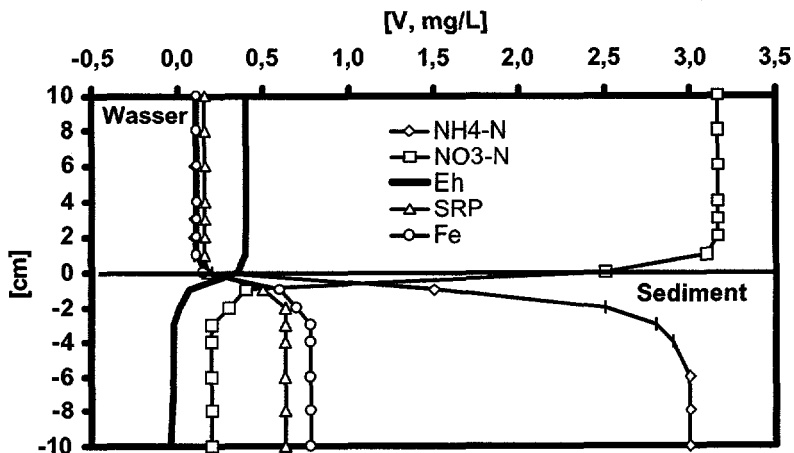


Abb 8: Redoxpotentialgefälle (E_h) und Vertikalgradienten von Nährstoffen und Eisen 2^+ in der Sediment-Wasser-Kontaktzone der Fulda (Staustufe Wahnhausen). Erläuterungen im Text.

Die Darstellung der Vertikalgradienten einiger gewässergütwirtschaftlich relevanter Parameter in der Sediment-Wasser-Kontaktzone zeigt, daß die Fuldasedimente für Nitrat eine starke Senke darstellen, während Ammonium und Phosphor in sehr viel höheren Konzentrationen im Porenwasser als im Flußwasser vorliegen (Abb. 8). Das völlige Verschwinden des Nitrats im Sediment ist die Folge einer intensive Denitrifikation. Die stark negativen Redoxpotentiale bieten entsprechend günstige Voraussetzungen dazu. Synoptisch betrachtet sind die Fuldasedimente somit je nach Parameter Stoffsenken und -speicher zugleich.

Im Unterschied zu den Untersuchungen an der Lahn standen keine direkten Informationen über die Höhe des Austausches zwischen Sediment und Flußwasser in der Fulda zur Verfügung. Indirekte Hinweise ergaben sich jedoch aus dem Vergleich der Nitratfrachten verschiedener Stationen zwischen Kläranlage und Staubereich.

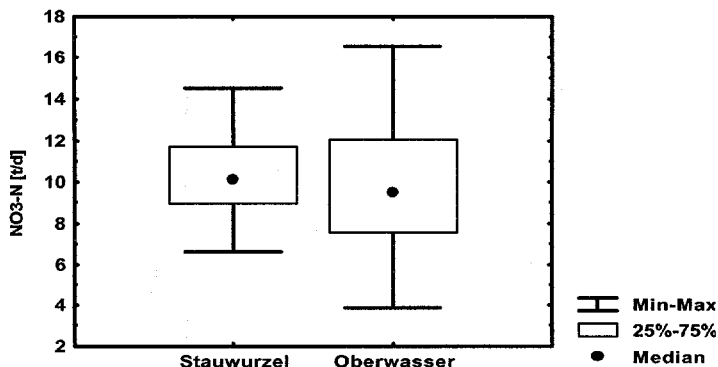


Abb 9: Statistischer Vergleich der NO₃-N-Frachten auf der Fließstrecke zwischen Stauwurzel und Oberwasser der Staustufe (8 km). Die mittlere NO₃-N Tagesfrachten nehmen signifikant ab (t-Test, $p < 0,05$; $n = 160$).

Hiernach zeigte sich, daß in den Sommermonaten bereits auf einer Fließstrecke von nur 8 km eine geringe, aber signifikante Abnahme der Nitratstickstofffracht in der freien Welle auftrat - ein starkes Indiz für eine enorme Retentionswirkung der Sedimente auf den Nitratgehalt der Fulda (Abb. 9). Eine Bestätigung der Frachtabnahme durch eine direkte Messung der Denitrifikationsrate (Acetylenhemmtest), bedeutete, daß auf der genannten Fließstrecke etwa 20 % der Gesamtstickstoffemission der Kläranlage Kassel eliminiert würden (!).

4 Ausblick

In Veröffentlichungen des Umweltbundesamtes zur aktuellen Nährstoffbelastung der Fließgewässer Deutschlands wird auf die z. T. erstaunlich hohe Retention von Nährstoffen von bis zu 78 % für P und N hingewiesen (MOHAUPT et al. 1996, Abb. 10).

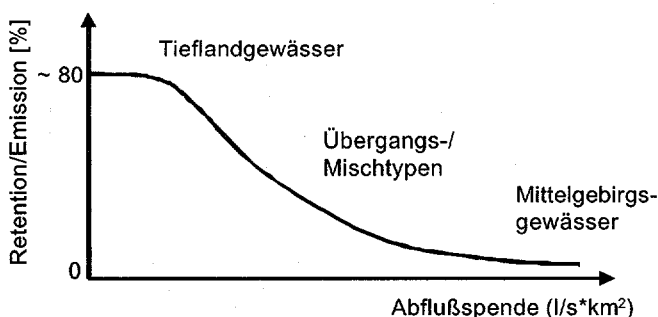


Abb 10: Abhängigkeit der Phosphorretention vom spezifischen Abfluß in verschiedenen Gewässertypen. Aus MOHAUPT et al. (1996), verändert.

Dabei sind die Retentions- und Abbauprozesse umso stärker, je kleiner die Abflußspende und damit je höher die Aufenthaltszeit des Wassers in der Landschaft ist. Die eigentliche Kausalanalyse für diese Retentionsleistung steht jedoch erst am Anfang. Die in den

Beispielen aufgezeigten Wechselwirkungen zwischen Sediment und freier Welle können entscheidend zum Verständnis dieser gewässergütewirtschaftlich wichtigen Frage mit beitragen. Nur das Prozessverständnis auf experimentell erfaßbaren Skalenniveaus ermöglicht, zukünftig Maßnahmen im Einzugsgebiet in ihrer Wirkung für das Gesamtsystem Fließgewässer richtig einzuschätzen.

Zusammenfassung

Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Oberflächenwasser sind geprägt von den vorherrschenden Sedimenteigenschaften. Im vorliegenden Beitrag wird zwischen hydraulisch und biochemisch regulierten Austauschsystemen unterschieden und ihre Relevanz für den Gewässerstoffhaushalt anhand von Fallbeispielen verdeutlicht.

Hydraulisch regulierte Systeme (turbulentes Fließen über grobkörnigen Substraten):

- Das Oberflächenwasser übt eine kritische Kontrolle auf den Metabolismus im Interstitial aus (Einbahnstraße bei der Sauerstoffversorgung der interstitiellen Lebensgemeinschaften)
- Das Interstitial hat eine Stoffsenkenfunktion (Festbettreaktor), die aber nur auf größerer Maßstabebene (Selbstreinigungsstrecke) erkennbar wird.

Biochemisch regulierte Systeme (Stillwasserzonen in Auen und Flußmündungsbereichen mit Feinsedimentablagerungen):

- Die Sediment-Wasser-Kontaktzone ist eine auch auf kleinen Maßstabebenen wirksame Stellgröße für den Gewässerstoffhaushalt
- Stoffsenken- und Stoffspeicherfunktionen sind gleichermaßen bedeutsam (Nährstofffestlegung und -freisetzung [P-Rücklösung!]) sind möglich).

Fazit: Der Austausch zwischen Bettsedimenten und Flußwasser ist eine wesentliche Stellgröße bei der natürlichen Nährstoffretention. Gleichmaßen ist das Interstitial als Ökoton zwischen Grundwasser Oberflächengewässer ein wichtiger Lebensraum und schützenswerter Bestandteil der ökologischen Funktionalität und Integrität unserer Fließgewässer.

Danksagung

Für die finanzielle Förderung des interdisziplinären Forschungsprojekt "Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithal eines anthropogen belasteten Fließgewässers" danken wir der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG). Besonderer Dank gebührt allen Projektpartnern, den Mitarbeiterinnen des Labors des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft sowie allen studentischen Hilfskräfte für die gute und professionelle Zusammenarbeit. Für den Auftrag zur Untersuchung der Fuldasedimente danken wir dem Kasseler Entwässerungsbetrieb.

Literatur

ALBRECHT, D. R., D. BORCHARDT, I. ITTEL, D. MÜLLER, K. PINZ, G. WARG, K. P. WEPPLER (1997): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern. – DVWK Schriften 115: 90 S.

BORCHARDT, D. (1999): Das hyporheische Interstitial kleiner Fließgewässer: Strukturen, Funktionen und Folgen für den Gewässerschutz. In: GELLER, W. (Hrsg.): Flußgebietsmanagement - Herausforderung an die Forschung. UFZ-Bericht Nr. 31/1999.

BORCHARDT, D. & J. FISCHER (1999a): Risikoanalyse potentieller P-Rücklösungen aus den Fuldasedimenten im Bereich der Staustufe Wahnhausen. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kasseler Entwässerungsbetriebes, 27 S. + Anhang.

Borchardt, D. & J. Fischer (1999b): Three-dimensional patterns and processes in the RIVER LAHN (Germany): Variability of abiotic and biotic conditions. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 1-5.

Borchardt, D., & P. Reichert (IM DRUCK): River water quality model no. 1: Case study I: Sediment oxygen demand in the River Lahn (Germany) - Wat. Sci. Tech.

DITTRICH, A. (1998): Wechselwirkung Morphologie/Strömung Naturnaher Fließgewässer. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Heft 198, 208 S.

FRISCHE (1993): Untersuchungen zur Feststofftransportcharakteristik der Fulda im Bereich des Stauraumes Wahnhausen. - Unveröffentlichte Diplomarbeit (1. Studienstufe) am Fachbereich Bauingenieurwesen (Wasserbau und Wasserwirtschaft).

GIBERT, J., M.-J. DOLE-OLIVIER, P. MARMONIER & P. VERVIER (1990): Surface water-groundwater ecotones. - The ecology and management of aquatic and terrestrial ecotones. In: NAIMAN R. J. & DÉCAMPS (Hrsg.): UNESCO MAB and the Parthenon Publishing Group: 199-216.

INGENDAHL, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials. - Dissertation Köln, 159 S. + Anhang.

JENSEN, K. N. P. SLOTH, N. RISGAARD-PETERSON, S. RYSGAARD & N. P. REVSBECH (1994): Estimation of nitrification and denitrification from micropores of oxygen and nitrate in model Sediment systems. - Applied and Environmental Microbiology 60 (6): 2094-2100.

LORENZEN, J., L. H. LARSEN, T. KJAER & N.-P. REVSBECH (1998): Biosensor determination of the microscale distribution of nitrate, nitrate assimilation, nitrification, and denitrification in a diatom-inhabited freshwater sediment. - Applied and Environmental Microbiology 64 (9): 3264-3269.

LENK, M. N. SAENGER & K. TRÄBING (im Druck): Hydraulische Austauschvorgänge im Interstitial. - Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft.

Lenk, M., N. Saenger, K. Träbing, F. Killich, J. Fischer & D. Borchardt (1999): Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methode zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten. - In: KERN, U., I. WESTRICH & S. BONN (Hrsg.): DVWK Schrift 128: 150-157.

MOHAUPT, V. H. BEHRENDT & N. FELDWISCH (1996): Die aktuelle Nährstoffbelastung der Gewässer in Deutschland und der Stand der Belastungsvermeidung in den Kommunen und der Landwirtschaft. - Tagungsbericht der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (Berlin 1995): 376-383.

NUSCH, E. A. et al. (1991): Eutrophierung gestauter und frei fließender Gewässer. In: HAMM, A. (Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. S. 331-563.

ORGHIDAN, T. (1959): Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: der hyporheische Biotop. - Archiv für Hydrobiologie 55: 392-414.

Saenger, N., M. Lenk & K. Träbing (1999): Exchange of river- and groundwater through a riffle - The relevance of the hyporheic zone for the ecosystem river. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 27.

SCHWOERBEL, J. (1961): Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. Archiv für Hydrobiologie, Supplement 25: 182-214.

THIBODEAUX, L. J. & J. O. BOYLE (1987): Bedform generated convective transport in bottom sediment. - Nature 325: 341-343.

VERVIER, P., J. GIBERT, P. MARMONIER & M.-J. DOLE-OLIVIER (1992): A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. - J. N. Am. Benthol. Soc. 11 (1): 93-102.

WHITE, D. (1993): Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. - J. N. Am. Benthol. Soc. 12 (1): 61-69.



Hydraulische Austauschvorgänge im Interstitial

Abstract / Zusammenfassung

Hydraulische Austauschprozesse zwischen Fluß und Interstitial sind für stoffliche Umsetzungsprozesse und für die im Lebensraum Flußsohle angesiedelten Lebensgemeinschaften von außerordentlicher Bedeutung. Der Durchfluß steuert den in- und output stofflicher Komponenten und regelt grundlegende Milieubedingungen wie Sauerstoffgehalt, Temperatur und pH. Ferner ist der Eintrag von partikulärem organischen Material von essentieller Bedeutung für die Fauna im Interstitial. Umgekehrt kann die Summe stofflicher Umsetzungen im Interstitial auch die Gewässerqualität im gesamten Fließgewässerökosystem beeinflussen (Selbstreinigung). Die Prozesse des Austausches sind maßstabsabhängig. Man kann hierbei Makro-, Meso- und Mikroebenen voneinander unterscheiden. Austauschprozesse der Makroebene beinhalten den Aueraum inklusive der semiterrestrischen Zone und werden maßgeblich von Wasserständen in der Flußaua angetrieben. Prozesse der Mesoebene werden von morphologischen Strukturen wie Kiesquerbänke (riffles) gesteuert, die analog zu künstlichen Staukörpern um- und unterströmt werden. Mikroskalige Austauschprozesse werden durch hydromechanische Dispersion und turbulente Druckschwankungen in Gang gehalten.

Im Rahmen eines von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes unter Beteiligung der Universitäten Marburg, Karlsruhe und Kassel (s. Beitrag von Fischer & Borchardt in diesem Heft) werden an einer Untersuchungsstrecke an der Lahn mesoskalige Austauschprozesse in einem hyporhithralen Gewässerabschnitt untersucht. Das Ziel der Untersuchung des Institutes für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TUD ist die Identifizierung hydraulischer Prozesse im Interstitial sowie die Quantifizierung der Durchflüsse, wodurch weitergehende Untersuchungen zum Stoffhaushalt von Interstitial und Gewässer ermöglicht werden. Im untersuchten Abschnitt handelt es sich weitestgehend um eine Infiltrationsstrecke mit gegenüber dem Fließgewässer deutlich reduzierten Fließgeschwindigkeiten. Messungen der Austauschraten zeigen, daß der Gesamtaustauschprozeß inklusive des stofflichen Umbaus als eine Einbahnstraße von Fließgewässer zu Interstitial angesehen werden kann. D. h., der hydraulische Austausch an dem untersuchten riffle ist durch Infiltration und Stoffretention geprägt, die aber nur auf großmaßstäbigen Skalen quantitativ bedeutsam sein können.

1 Relevanz hydraulischer Austauschprozesse

Die Relevanz hydraulischer Austauschprozesse zwischen hyporheischen Interstitial und Fließgewässer liegt im Transport stofflicher Komponenten und der davon abhängigen Umsetzungsprozesse begründet. Ferner werden durch die Interaktion von Grund- mit Flußwasser die Umweltbedingungen für reaktive Prozesse und für die im Interstitial angesiedelten Lebensgemeinschaften maßgeblich geprägt (Brunke 1998).



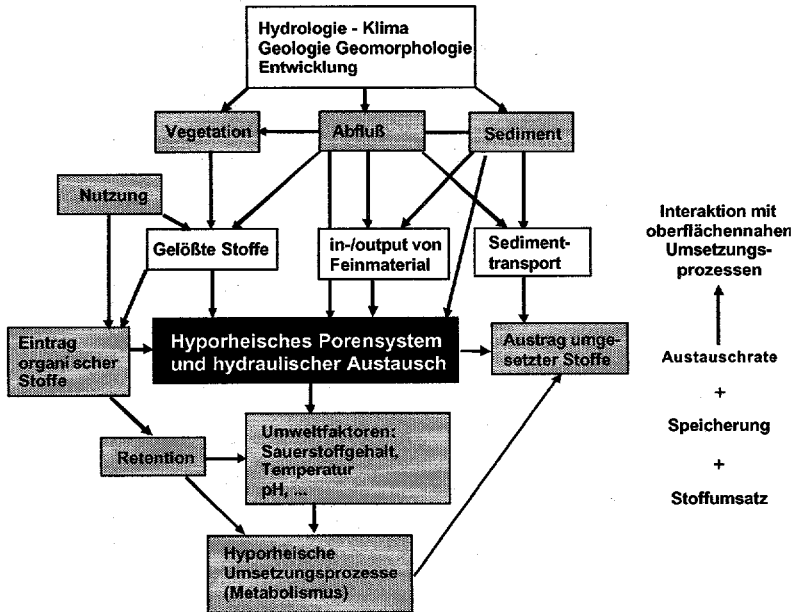


Bild 1: Zusammenhänge des hydraulischen und stofflichen Austausches zwischen Oberflächengewässer und Interstitial (nach Brunke 1997).

Der Transport stofflicher Komponenten beinhaltet sowohl gelöste Stoffe als auch partikuläre Feststoffe, beide zusammen stellen den in- und output ins und aus dem Interstitial dar (Bild 1). Die Stoffe lassen sich ferner in organischen und nichtorganischen Anteil differenzieren. Nährstoffe und organische Substanzen erfahren im "interstitiellen Reaktor" eine intensive Umsetzung. Nichtorganische Stoffe, wie beispielsweise mineralische Feststoffe wirken insbesondere im Hinblick auf Veränderung der Durchflüsseigenschaften des hyporheischen Interstitials. Beispielsweise kann der Eintrag feinputikulärer Feststoffe das Durchflußvermögen vermindern und führt im Falle einer Kolmation letztlich zu einer Blockade des hydraulischen Austausches. Dynamische Veränderungen des Durchflußvermögens sind oft von hydrologischen Zyklen (Hochwasser-Niedrigwasser) und dem damit verbundenen Stofftransport abhängig, können aber auch künstlich durch anthropogenen Einfluß (z.B. Eintrag von Feststoffen aus diffusen und punktuellen Quelle) verursacht werden.

Die Austauschrichtung im Interstitial kann sowohl von Exfiltration von Grundwasser in das Flußwasser als auch von einer Infiltration in umgekehrte Richtung geprägt sein. Häufig sind wechselseitige, d.h. zeitlich und räumlich variable Ein- und Ausströmprozesse in einer Fließstrecke zu beobachten. In jedem Fall ist das hyporheische Interstitial durch Gradienten geprägt, die durch die oben- und untenliegenden Fließkörper beeinflusst werden (Brunke 1995). Je nach Intensität der Austauschprozesses, d.h. in Abhängigkeit von Umsetzungsprozessen, Speicherung und Austauschrate kann der interstitielle Austausch zu einer relevanten Größe innerhalb des Stoffhaushaltes eines Fließgewässers werden.

Skalen

Austauschprozesse müssen nach ihrem Skalenniveau differenziert werden. Man kann grob in 3 verschiedene Skalen unterscheiden, der Makro-, der Meso- und der Mikroebene (Edwards 1998 - Bild 2).

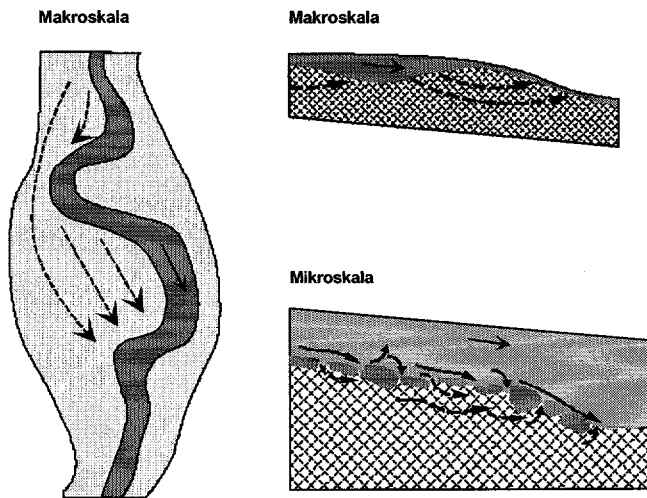


Bild 2: Maßstabebenen des hydraulischen Austausches zwischen Interstitial und fließender Welle (nach Edwards 1998).

Die Makroebene bezieht sich auf eine Größenordnung von mehreren Dezimetern bis Kilometern. Als Beispiel läßt sich gemäß Bild 2 die Durch- und Unterströmung (1995) . Die Fließrichtung wird maßgeblich von den Wasserständen im Fließgewässer bestimmt, soweit randliche Grundwasserzuflüsse oder Sedimentstrukturen die Strömungsfelder nicht ablenken. Ein weiteres Beispiel dieser Maßstabebene stellt die tiefgründige Durchströmung aufgeschütteter Beckensedimente dar, die oben- und umliegenden von weniger bis nicht durchlässigen Materialien begrenzt sind (Brunke 1998). Im oben liegenden Bereich kommt es u.a. aufgrund der Schichtgrenzen zunächst zu einer Einstromung in das Lockergestein, nach unten hin strömt das versickerte Wasser aufgrund der nach oben steigenden Schichtgrenze wieder aus.

Mesoskalige Austauschprozesse erstrecken sich über mehrere Meter bis wenige Meter. Analog zu künstlich in den Fließweg eingebauten Wehrkörpern kommt es im Längsverlauf über dem Scheitelpunkt zu einem steileren hydraulischen Gradienten, der wiederum zur Unter- und Umströmung antreibt. Morphologische Strukturen der Gewässerbettbildung und natürliche Staukörper wie Kiesquerbänke, Totholz oder auch Biberdämme stellen Querhindernisse in unseren Gewässern dar, die je nach Abflusssituation und Sedimentstruktur zu einer Durchströmung des Flußbettes führen können (Harvey & Bencala 1993, Boulton 1993, Brunke 1997). Zumeist kommt es innerhalb eines Fließgewässerabschnittes natürlicherweise nicht nur zu einer singulären Aufstauung, sondern zu einer Sequenz von

Staukörpern, die zu einem kaskadenartigen Verlauf des Wasserspiegels führen und in ihrer Summe zu einer beträchtlichen Versickerungs- bzw. Durchströmungsmenge führen können.

Mikroskalige Prozesse auf Korngrößenniveau wurden in der Literatur bisher nur sehr wenig erwähnt, doch kommt gerade dem oberflächennahen Horizont sehr große Bedeutung zu. Es handelt sich um eine biologisch sehr aktive Zone, die durch hohe stoffliche Umsatzraten charakterisiert ist und ein leicht erreichbares Refugium bzw. Habitat für Organismen des Benthos und des Hyporheals darstellt (Schwoerbel 1961). Antriebsprozesse des mikroskaligen Austausches sind die hydromechanische Dispersion und turbulente Druckschwankungen (Dittrich 1997). Die hydromechanische Dispersion führt zu einer Ablenkung von Wasserteilchen bzw. Transportkörpern über oder unter die Sedimentkörner (je nach zu betrachtender Austauschrichtung), während turbulente Druckschwankungen in sogenannten burst- und sweep Sequenzen zu rhythmischen Über- und Unterdruckaufbau auf der Gewässersohle führen, wodurch die Wasserteilchen Anpress- und Liftkräfte in schnellem Wechsel erfahren. Die Mechanismen mikroskaliger Austauschprozesse sind empirisch nur schwer zu erfassen und müssen daher theoretisch abgeleitet oder modelltechnisch untersucht werden. Angaben über Austauschraten der oberflächennahen Zone, die den Anteil am gesamten hydraulischen Austausch zwischen Interstitial und Oberflächengewässer beschreiben, sind in der Literatur bisher noch nicht zu finden.

Grundsätzlich können sich alle Prozesse unterschiedlicher Maßstabebenen gegenseitig überlagern (Bencala et al. 1993, Brunke 1997, Edwards 1998). Untersuchungen, die hydraulische Austauschprozesse erfassen sollen, sollten streng genommen alle Ebenen erfassen, was methodisch zu einem hohen Aufwand führt. Es gilt vielmehr die grundsätzlichen maßgeblichen Prozesse anhand der spezifischen Forschungsziele eines Projektes und des jeweilig gewählten Naturraumes zu erkennen und daraus die maßgeblichen Prozesse abzuleiten. Im folgenden werden Ziele, Methodik und einige Ergebnisse des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes an der Oberen Lahn dargestellt.

2 Untersuchungsstrecke

Die Untersuchungsstrecke ist Teil der hyporhithralen Gewässerregion der oberen Lahn bei Sarnau. Sie umfaßt auf einer Laufstrecke von ca. 450 m zwei Kiesquerbänke und einen Kolk (im folgenden Riffle und Pool genannt – Bild 3). Der mittlere Niedrigwasserabfluß beträgt 0,57 m³/s, der Mittelwasserabfluß liegt bei 7,3 m³/s (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 1993). Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Untersuchungen an Riffle 1, anhand dessen die Austauschprozesse im Längsverlauf eines Riffles während der Niedrigwasserphase im August 1997 aufgezeigt werden sollen. Die Morphologie des Riffles 1 weist oberwasserseitig des Scheitels ein leicht negatives Gefälle auf und fällt im Anschluß unterwasserseitig ab. Die untersuchten Sedimente bis ca. 1 m unter Gewässersohle sind durch Blöcke und Kies gekennzeichnet, deren Zwischenräume mit Feinsedimenten gefüllt sind. In dem hier dargestellten Untersuchungszeitraum (August 1997) lag der Abfluß durchgängig um den mittleren Niedrigwasserabfluß.

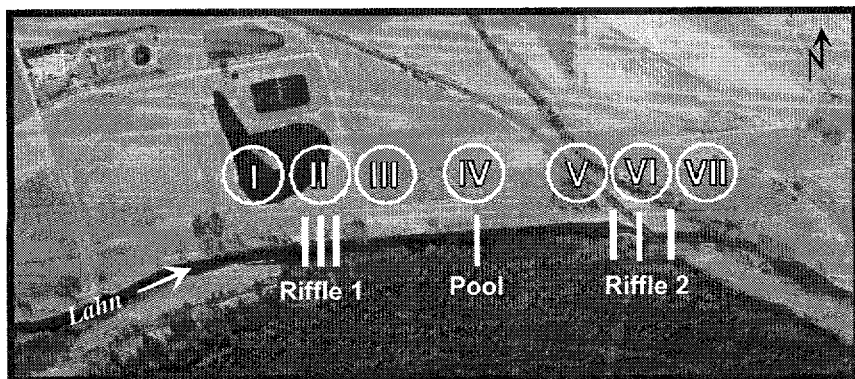


Bild 3: Untersuchungsstrecke an der oberen Lahn bei Samau (Marburg) - römische Ziffern: Transekte/Querprofile 1 bis 7

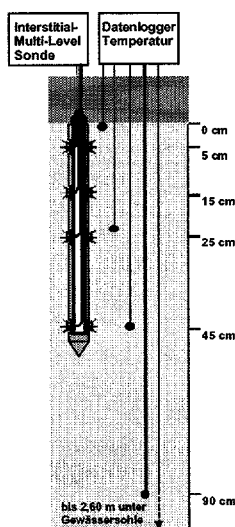


Bild 4: Installationsaufbau der Interstitialsonde und der Temperaturfühler mit Datalogger

3 Methoden

Im Vordergrund der Geländeerhebungen steht die Erfassung der Ein- und Ausströmzonen über den Riffle (Mesoskala). Zu diesem Zweck wurden bis 95 cm lange Interstitialsonden (multi-level) in drei hintereinander geschalteten Querprofile (im folgenden Transekte genannt – s.a. Bild 3) über den Riffle verteilt (Saenger et al. 1997). Sie dienen der Erfassung von Tracerdurchgangskurven im Sediment. Zusätzlich wurden in einem Tiefenprofil bis 260 cm unter der Gewässersohle Temperaturfühler gesetzt, um die Ergebnisse aus den

Tracerversuchen zu validieren und zusätzliche Erkenntnisse über die Tiefeninfiltration zu gewinnen (Bild 4 – Lenk et al. 1997).

4 Sondentechnik

Mittels Interstitialsonden ist es möglich an verschiedenen Stellen in vertikalen Profilen simultan Porenwasser aus dem Interstitial zu entnehmen. Zu diesem Zweck werden die Entnahmehorizonte der Interstitialsonden mit Teflonschläuchen versehen und diese zu am Ufer befindlichen Unterdrucksammelbehältern geführt. Durch einheitliche Schlauchvolumina und Unterdrucksammelbehälter ist es möglich simultan Porenwasser aus allen Tiefen und verschiedenen Bereichen des Riffles Porenwasser zu entnehmen. Die Entnahmetiefen der Sonden beträgt 5, 15, 25 und 45 cm. Mit einzelnen Tiefensonden im Stromstrich können zusätzlich die Sedimenttiefen 55, 65, 75 und 95 cm beprobt werden. Die Porenwasserentnahme dient zum einen der Analyse gewässergütwirtschaftlich relevanter, stofflicher Parameter (Borchardt et al. 1997, s.a. J. Fischer & D. Borchardt in diesem Heft). Zum anderen werden unmittelbar im Anschluß an die stoffhaushaltliche Porenwasserentnahme Tracerversuche mit dem Markierungsstoff Uranin durchgeführt, die der Beurteilung der hydraulischen Prozesse dienen. Zur Durchführung der Versuche wird der Markierungsstoff ca. 1 km oberhalb des Riffles A kontinuierlich über 3 Stunden in das Oberflächenwasser gegeben. Das mit Tracer durchmischte Wasser strömt anschließend über die Untersuchungsstrecke und führt zu einer zeitlich und räumlich differenzierten Verteilung von Tracerkonzentrationen. Während des Tracerdurchgangs werden in länger werdenden Intervallen Proben aus dem Interstitial entnommen, so daß für jeden einzelnen Entnahmepunkt der Tracerverlauf in Form von Durchgangskurven darstellbar wird. Die Kurven lassen sich anschließend statistisch auswerten und vergleichen.

Zusätzlich werden die Interstitialsonden zur Messung vertikaler Druckgradienten und zur Entnahme von Gefrierkernen (freeze-core) verwendet (Lenk et al. 1999b, Saenger & Lenk 1999). Die Messung der Druckgradienten wird über eine im Flußbett mobil installierte Druckharfe (Piezomanometer) durchgeführt. Die Gefrierkerne werden hergestellt, indem der innere Hohlraum der Interstitialsonde mit flüssigem Stickstoff verfüllt wird.

5 Temperaturmessung

Zur Temperaturmessung wurden pt-100 Fühler bis in eine Tiefe von 260 cm unter Gewässersohle eingebaut und diese zu einem am Ufer befindlichen Datalogger geführt, so daß kontinuierlich über das gesamte Jahr Daten aufgenommen werden können. Die Meßpunkte wurden im Transekt I neben die Entnahmesonde I 3a (rechtsseitig im Transekt I) gesetzt. Die Tiefen betragen 0, 25, 45, 90, 150, 200 und 260 cm unter Gewässersohle. Mit den Daten lassen sich Tagesamplituden des Temperaturverlaufes in verschiedenen Tiefen darstellen. Dämpfung und Phasenverschiebung der Temperaturganglinien im Vertikalprofil lassen unter der Annahme, daß der konvektive Transport im porösen Medium des Interstitials maßgeblich den Temperaturverlauf steuert, Rückschlüsse auf hydraulische Austauschprozesse zu (Lenk & Saenger 1999a).

Jede der beiden Methoden (Tracerversuch, Temperaturmessung) weist spezifische Vorteile auf, die es bei der Interpretation der Ergebnisse zu nutzen gilt. Die Interstitialsonde liefert aufgrund der hohen räumlichen Auflösung an Entnahme-, sprich Meßpunkten eine gute Datengrundlage zur räumlichen Variabilität der hydraulischen Austauschprozesse. Ein

weiterer Vorteil der Sondentechnik ist, daß Messungen zu Stoffhaushalt und Hydraulik an räumlich identischen Meßpunkten durchgeführt werden.

Bei höheren Wasserständen ist die Porenwasserentnahme jedoch aufgrund der Unzugänglichkeit der Flußsohle nicht mehr möglich. Zusätzlich ist die Durchführung der Tracerversuche an einen hohen logistischen und personellen Aufwand gebunden, so daß die Temperatursonden einen zusätzlichen Aspekt zur zeitlichen Variabilität liefern. Der Einbau und Betrieb von Dataloggern zur Temperaturerfassung ist dagegen ganzjährig möglich.

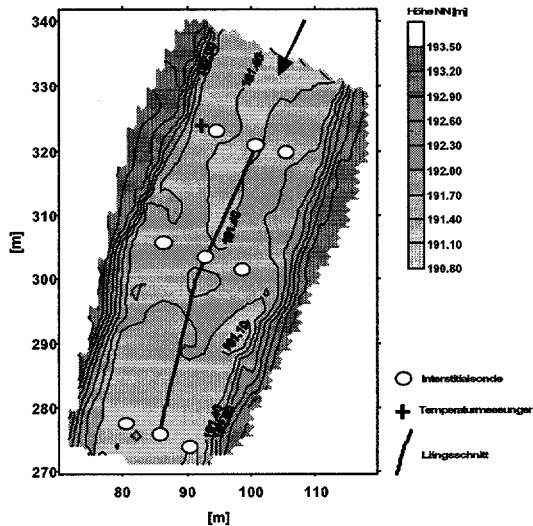


Bild 5: Digitales Geländemodell des Riffles 1.

6 Ergebnisse

Im folgenden werden einige Ergebnisse aus den Tracerversuchen und der Piezomanometermessung während der Niedrigwasserphase des Augustes 1997 dargestellt, um die Austauschmechanismen über den Längsverlauf des Riffles aufzuzeigen. Die Gegenüberstellung der Tracerdaten mit der Auswertung aus der Temperaturaufzeichnung ermöglicht eine Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse. Die gewonnenen Ergebnisse sind u.a. Grundlage für die stoffhaushaltlichen Interpretationen, wie sie bei Fischer & Borchardt (in diesem Heft) dargestellt sind.

7 Tracerversuche

Bild 5 zeigt ein digitales Geländemodell des Riffles 1 (Isolinien) mit der Lage der Interstitialsonden und des Längsschnittes, mit Hilfe dessen die longitudinalen und vertikalen Strömungsprozesse über dem Riffle verdeutlicht werden sollen.

In Bild 6 sind die vertikalen Konzentrationsverläufe an drei charakteristischen Zeitpunkten während eines Tracerversuches dargestellt. Deutlich ist die in den sohlennah gelegenen Horizonten (5 cm und 15 cm Tiefe) der Transekte I und II unmittelbare Einstromung des Flußwassers anhand der früh detektierten und vergleichsweise hohen Konzentrationswerte zu

erkennen. Im Transekt III ist der Tracer zunächst nur in 5 cm Tiefe in geringeren Konzentrationen nachzuweisen. Die tieferen Horizonten erreicht die Tracerfront erheblich später und insbesondere im Transekt III ist der Tracer in den beiden tieferen Horizonten erst 12 bis 21 h nach der Tracerzugabe in sehr geringen Konzentration nachzuweisen (aufgrund der einheitlichen Skala aller Diagramme in diesen Bildern nicht erkennbar).

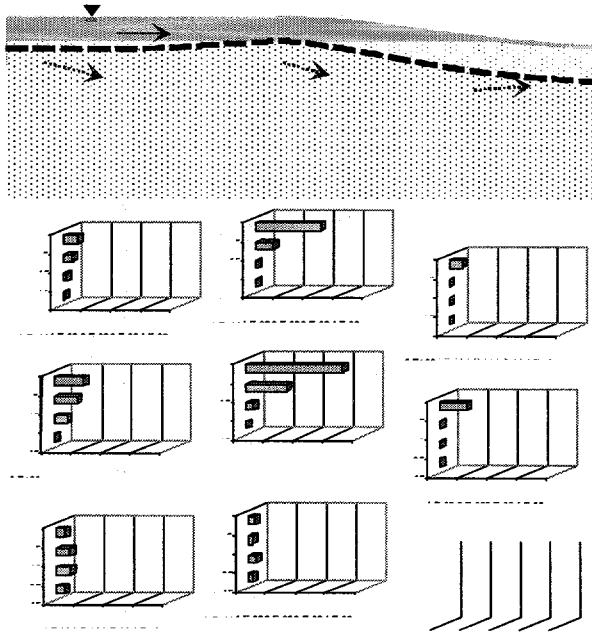


Bild 6: Tracerkonzentrationen des Interstitials im Stromstrich des Riffles A zu drei charakteristischen Zeitpunkten während des Tracerversuches am 20. August 1997:

- 3 Stunden nach der Tracerzugabe ca. 1 km oberhalb der Entnahmestelle - der Tracer fließt während der Entnahme mit dem Oberflächenwasser über den Riffle.
- 4,5 Stunden nach der Tracerzugabe ca. 1 km oberhalb der Entnahmestelle - der Tracer fließt während der Entnahme mit dem Oberflächenwasser über den Riffle.
- 12 Stunden nach der Tracerzugabe ca. 1 km oberhalb der Entnahmestelle - es fließt während der Entnahme Oberflächenwasser ohne Tracer über den Riffle.

8 Piezomanometer

Mit Hilfe der Piezomanometermessung lassen sich Fließwege konstruieren, die die Strömungsvorgänge modellhaft abbilden. Bild 7 beinhaltet den interpolierten Längsschnitt der vertikalen Druckgradienten während des Tracerversuches. Die Potentiallinien ergeben sich aus den Messungen der Druckgradienten bis in eine Tiefe von 95 cm im Stromstrich der Transekte I bis III. Aufgrund der punktuellen Messung und der interpolierten räumlichen Dar

stellung ist davon auszugehen, daß lokale Heterogenitäten der Sedimente unzureichend berücksichtigt sind, die groben Fließrichtungen über den Längsverlauf jedoch gut abgebildet werden können. Die Betrachtung der Tracerdurchgänge und der Druckpotentiale führen zu dem gemeinsamen Ergebnis, daß von Transekt I bis II in die oberen Sedimentschichten (ca. erste 20 bis 30 cm) direkt infiltriert wird, während in Transekt III lediglich in 5 cm Tiefe eine Einströmrichtung vorliegt. Ein potentielles Ausströmen ist in keinem Bereich des untersuchten Längsschnittes nachzuweisen, so daß entgegen der aus der Literatur abgeleiteten Ausgangshypothese sich der Riffle als dominante Infiltrationsstrecke erweist.

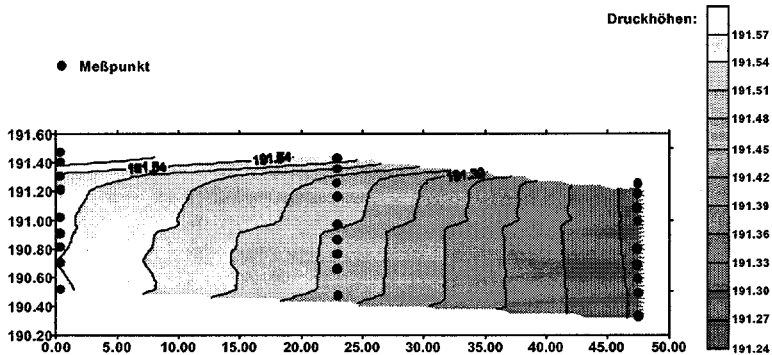


Bild 7: Potentialdrücke - interpolierte Darstellung aus der Messung der vertikalen Druckgradienten in den Transekten I bis III vom 23.8.1997.

Der Blick auf die tieferliegenden Horizonte erlaubt die Interpretation, daß auf der Oberseite des Riffles (Transekt I bis II) infiltriertes Wasser ab einer Tiefe von 20 bis 40 cm zunächst in eine flußparallele Richtung weiterströmt, um unterwasserseitig der Rifflescheitels (Transekte II – III) mit einer leicht aufsteigenden Tendenz weiterzufließen. Die aus den Tracerkurven nach KÄSS (1992) ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten aus dem gleichen Längsschnitt liegen im Mittel bei 0,2 m/h (Minimum = 0,02 m/h; Maximum 0,5 m/h) und sind erwartungsgemäß gegenüber den Fließgeschwindigkeiten im Gewässer deutlich reduziert.

9 Temperaturdaten

Bild 8 zeigt die Messung der Temperaturverläufe im August 1997 in den Tiefen 0 – 260 cm unter der Gewässersohle. Die Messung erfolgte in einem dominanten Einströmbereich des Riffles (s. Kreuz in Bild 5). Die zeitliche Versatz der Temperaturamplituden mit zunehmender Sedimenttiefe bis 95 cm zeigt den Einfluß des infiltrierenden Flußwassers und deckt sich mit den Beobachtungen der Tracerversuche. In den tiefer gelegenen Schichten wird das Bild komplizierter, da zunächst in 150 cm Tiefe keine tagesperiodischen Schwankungen mehr auftreten. In 260 cm Sedimenttiefe sind dagegen wieder schwache Tagesamplituden nachweisbar. Das Verschwinden der Periodizität in 150 cm Sedimenttiefe wird als Ausdruck abnehmender Durchlässigkeit in einem begrenzten Bereich interpretiert. Dies führt zu einer Reduzierung der konvektiven Durchströmung. Daß es sich hierbei aber nur um eine lokale

Heterogenität in der Sedimentstruktur und nicht um eine Schichtgrenze handeln kann, zeigt das schwache Wiederauftreten der Tagesrhythmik in 260 cm Tiefe.

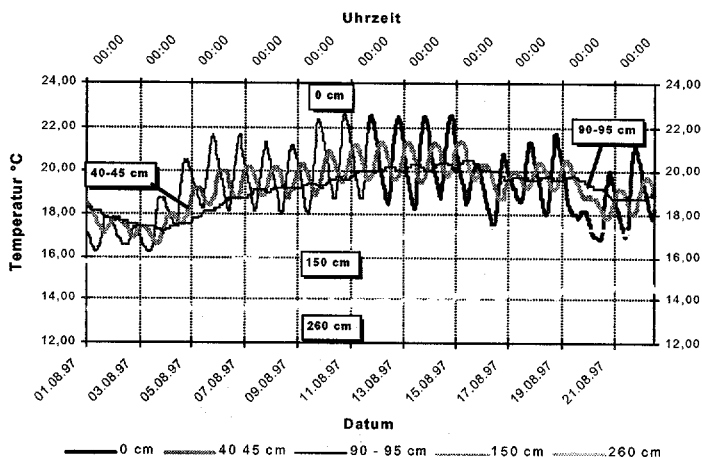


Bild 8: Gemessene Temperaturgänge des Interstitials im August 1997 im Transekt I.

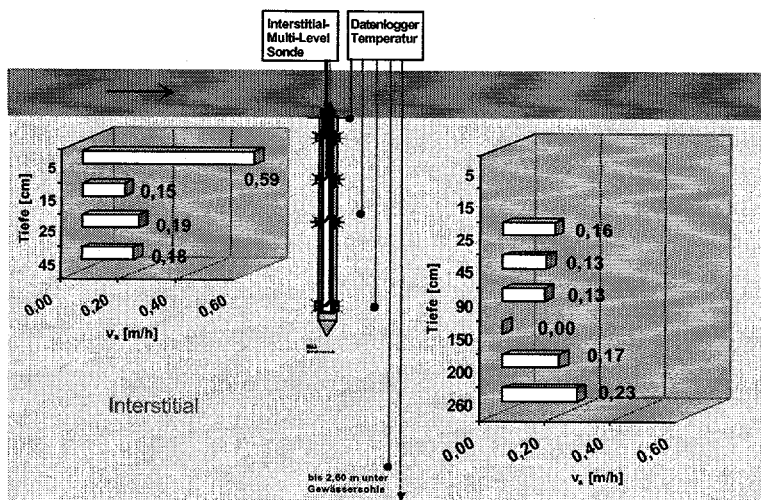


Bild 9: Berechnete Abstandsgeschwindigkeiten im Transekt I (rechtseitiger Flußbereich) - links Ergebnisse aus Tracerversuchen und rechts Ergebnisse aus Temperaturmessung.

Bild 9 zeigt die ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten aus Sondentechnik und Temperaturmessung unter der Voraussetzung, daß Tracerdurchgänge und Temperaturverläufe

durch konvektive und dispersive Strömungsprozesse erklärbar sind. Die Ergebnisse aus den Tiefen 25 cm und 45 cm, die mittels beider Methoden an einer benachbarten Stelle des Riffle ermittelt wurden, liegen in der gleichen Größenordnung (0,13 – 0,19 m/h) und sprechen für die Vergleichbarkeit der Techniken. Deutlich wird auch, daß bis in die tieferen Zone des Riffles (Ausnahme 150 cm) ähnliche Fließgeschwindigkeiten vorherrschen.

10 Zusammenfassung und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit wurden Austauschvorgänge zwischen Oberflächenwasser und dem Interstitial entlang einer Riffle-Pool-Sequenz untersucht. Die vergleichende Auswertung von Tracerversuchen, Piezomanometermessung und Temperaturmessung führen zu dem Ergebnis, daß an Riffle 1 entgegen der Ausgangshypothese (Ein- und Auströmprozess im Längsverlauf des Riffles) eine Infiltrationsstrecke ist und keinen eindeutigen Ausströmbereich beinhaltet. Dieses Ergebnis bestätigt sich auch aus den Auswertungen der zusätzlichen Interstitialsonden im Uferbereich (Lenk in prep.). Aufgrund der geringer werdenden hydraulischen Gradienten bei steigendem Abfluß kann weiterhin davon ausgegangen werden, daß auch bei anderen Abflußsituationen einseitige Infiltrationsprozesse die Austauschvorgänge am Riffle 1 dominieren. Die errechneten Abstandsgeschwindigkeiten im Porenraum des Interstitials (0,1 – 0,2 m/h) sind im Vergleich zu den im Oberflächengewässer auftretenden Geschwindigkeiten (ca. 0,1 – 0,5 m/s) deutlich reduziert und führten im betrachteten Beispiel dazu, daß der Anteil des interstitiellen Durchflusses geringer als 1 % des Gesamtabflusses war. Auf der Grundlage dieses Ergebnisses konnten erste Massenbilanzierungen stoffhaushaltlich relevanter Parameter durchgeführt werden (Sauerstoffversorgung des besiedelbaren Interstitials und Bilanzen zur Bewertung der interstitiellen Nährstoffretention für die Gewässer). (Fischer & Borchardt in diesem Heft).

Die mit dem dargestellten Methodenset gewonnenen Ergebnisse sind im gegenseitigen Vergleich plausibel, so daß davon ausgegangen werden kann, daß die am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft entwickelten Methoden zur Erfassung des Porenwasserflusses im Interstitial ein geeignetes Instrumentarium darstellen.

Im noch laufenden Forschungsprojektes sollen aus der Sicht der Hydraulik/Hydrologie Fragen hinsichtlich

- a) der zeitlichen Variabilität in Abhängigkeit unterschiedlicher stationärer Abflüsse,
- b) der Einschätzung der Austauschprozesse während instationärer Abflußsituationen und
- c) der zeitlichen Variabilität in Abhängigkeit des Sedimenttransportes und damit der Veränderung der Durchflußeigenschaften des Porenraumes im Interstitial geklärt werden.
- d) Weiterhin sollen die Prozesse in einem numerischen Modell abgebildet werden.

Zur Klärung der ersten Frage wurden bereits Tracerversuche während des Mittelwasserabflusses durchgeführt. Zusätzlich sind hier gerade die Auswertungen der Temperaturgänge von Bedeutung, die auch aufgezeichnet werden können, wenn aufgrund hoher Wasserstände das Flußbett nicht mehr begehbar ist.

Die in der Natur gewonnenen Ergebnisse dienen letztlich der Erstellung eines geeigneten numerisch mathematischen Modells, das u.a. zur Beurteilung des Prozeßgeschehens während instationärer Abflußsituationen verwendet werden soll.

Der Sedimenttransport im Hinblick auf die Veränderung der interstitiellen Durchlässigkeit in der Untersuchungsstrecke wird gegenwärtig durch das Einbringen von Sedimentfallen untersucht und soll durch numerische Berechnungsverfahren besser eingeschätzt werden.

Außerdem sollte zukünftig den mikroskaligen Austauschprozessen mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden. Es gilt zu klären, welche Mechanismen diesen Austausch antreiben, wie hoch die oberflächennahen Austauschraten sind und welchen Anteil sie am interstitiellen Austauschprozess haben.

Danksagung

Die Ergebnisse des oben genannten Forschungsprojektes konnten nur durch die engagierte Kooperation aller beteiligten Forschungsgruppen der Universitäten Karlsruhe, Kassel und Marburg und der finanziellen Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft erzielt werden. Besonderen Dank gebührt dem technischen Werkstattpersonal des Institutes für Wasserbau und Wasservirtschaft der TU Darmstadt, die sich mit Ideen und Engagement im Projekt beteiligen, allen mitarbeitenden Studenten/-innen sowie den Mitarbeitern der Kläranlage Lahntal-Göttingen.

Literatur:

- Bencala, K.E., Duff, J.H., Harvey, J.W., Jackman, A.P., Triska, F.J. (1993): Modelling within the Stream-catchment Continuum. - In: Jakeman, A. J., Beck, M. B., Mcleer, M. J. (Editors): Modelling Change in Environmental Systems. - P. 163-187.
- Borchardt, D. (1997): Konzept einer anwendungsbezogenen Grundlagenforschung über ökosystemare Zusammenhänge in anthropogen belasteten Fließgewässern. - Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Tagung in Frankfurt/M.
- Boulton A.J. (1993): Stream ecology and surface-hyporheic hydraulic exchange: implications, techniques and limitations. Aust. J. Mar. Freshwater Res., 44.
- Brunke, M., T. Gonser, E. Grieder, E. Höhn & P. Huggenberger (1995): Der Einfluß von Infiltration und Exfiltration auf die Ausbildung physikochemischer Gradienten im Hyporheal. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 1995, S. 317 - 321.
- Brunke, M. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. - Freshwater Biology 37: 1 - 33.
- Brunke, M. (1998): The Influence of Hydrological Exchange Patterns on Environmental Gradients and Community Ecology in Hyporheic Interstices of a Prealpine River. - Diss. ETH No. 12734, 213 pages, Zürich.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1993): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch Rheingebiet, Teil III, Essen.
- Dittrich A. (1998): Wechselwirkung Morphologie/Strömung naturnaher Fließgewässer. - Habilitationsschrift des Institutes für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- R.T. Edwards (1998): The Hyporheic Zone. - In: Naimann, R.J & Bilby, R. E: River Ecology and Managment. - New York Berlin Heidelberg, pages 399 - 429.
- Harvey, J.W., Bencala, K.E. (1993): The Effect of Streambed Topography on Surface-Subsurface Water Exchange in Mountain Catchments. - Water Resources Research, Vol. 29, No. 1, P. 89-98.
- Käss W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik. Berlin, Stuttgart.
- Lenk, M., N. Saenger, K. Träbing, W. Schröder (1997): Temperaturmessung als Methode zur Bestimmung des hydraulischen Austausches zwischen Interstitial und fließender Welle. - Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Tagung in Frankfurt/M.
- Lenk, M., Saenger, N., Träbing, K., Killich, F., Fischer, J. & Borchardt D. (1999a): Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methode zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten. - In: Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern; DVWK-Schriften 1999 bearbeitet von Kern, U. & Westrich, I., Bonn, S. 150 - 157.
- Lenk; M. & Saenger, N. (1999b): Exchange processes in the river bed and their influence on temperature variations. - Verh. Internat. Verein. Limol. 27, Stuttgart, November 1999.
- Lenk, M. (in prep.): Hydraulische Austauschvorgänge zwischen Interstitial und Fließender Welle. - Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt.
- Saenger, N, M. Lenk, K. Träbing & W. Schröder (1997): Hydraulische Austauschvorgänge zwischen Interstitial und fließender Welle. - Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Tagung in Frankfurt/M.
- Saenger, N. & M. Lenk (1999): Hydraulic head and tracer experiments - two techniques to examine the hydraulic exchange through a riffle.. - Verh. Internat. Verein. Limol. 27, Stuttgart, November 1999.
- Schwoerbel, J., 1961: Über die Lebensgemeinschaft und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 25: 182 - 214.



DE015986127

Ulrich Kern, Ingo Haag, Bernhard Westrich

Ökologische Bewertung der Sohlbettstabilität

1 Einführung

In der Vergangenheit wurden zum Teil große Mengen von Schad- und Belastungsstoffen in die Binnengewässer eingeleitet. Ein Großteil der emittierten Stoffe wie Schwermetalle, diverse organische Mikroschadstoffe und Phosphorverbindungen sind sehr sorptiv, so daß feinkörnige, kohäsive Schwebstoffe als Trägerpartikel dieser umweltrelevanten Chemikalien fungieren. In strömungsberuhigten Zonen führte die Ablagerung von feinkörnigen Schwebstoffen daher zur Anreicherung persistenter Schadstoffe an der Gewässersohle. Solche Sedimentverunreinigungen sind in Deutschland für zahlreiche Talsperren, gestaute Flußstrecken und Fließgewässer mit Buhnenfeldern dokumentiert.

In jüngerer Zeit wurde die Emission von Schad- und Belastungsstoffen – vor allem aufgrund der Fortschritte beim technischen Gewässerschutz – drastisch reduziert. Hierdurch konnte auch die Belastung rezenter Sedimentablagerungen deutlich verringert werden. Gleichzeitig wurden die alten, hochkontaminierten Sedimente vielerorts durch die weniger belasteten jungen Ablagerungen überdeckt. Die ökologisch bedenklichen Spurenstoffe sind in solchen Fällen durch die Überdeckung mit Jungsediment von der Biozönose im Wasserkörper und an der Sedimentoberfläche räumlich getrennt. Begünstigend kommt hinzu, daß viele Schadstoffgruppen unter den chemischen Milieubedingungen in den aquatischen Sedimenten durch Adsorptions- und Fällungsprozesse in partikulärer Form stabil gebunden sind. Im Falle einer stabilen Sedimentlagerung ist dann nur mit einer geringen Belastung des Wasserkörpers zu rechnen.

Bei den beschriebenen fluvialen Sedimentaltlasten besteht ~~jedoch~~ die Gefahr, daß diese durch den Strömungsangriff bei Hochwasser freigelegt und aufgewirbelt werden. Durch die Erosion der Altsedimente können große Schadstoffpools reaktiviert und in zuvor unbelastete Bereiche des Gewässerökosystems oder auf Überflutungsflächen verfrachtet werden. Die Gewässergüte kann hierdurch großräumig und langfristig beeinträchtigt werden. Die hochbelasteten Altsedimente sind somit vor allem bei Hochwasser eine potentielle interne Schadstoffquelle, hinter der die Bedeutung externer Stoffeinträge heute vielerorts zurücktritt.

Aus der beschriebenen Belastungs- und Immissionssituation ergibt sich die Notwendigkeit, besonderes Augenmerk auf die von Sedimentaltlasten ausgehende Gefährdung der Gewässerqualität zu richten. Hierzu muß sowohl das **Erosionsrisiko** als auch das **ökologische Gefährdungspotential** kontaminierter Sedimente bewertet werden. Aufgrund des geschichteten Sedimentaufbaus muß die Bewertung der Gewässersedimente dabei **tiefenorientiert** erfolgen.



DE01GE635

2 Erosionsrisiko und Sedimentmobilität

Zur Abschätzung des Erosionsrisikos und der Sedimentmobilität müssen zum einen die im Gewässer auftretenden sohnnahen Strömungskräfte bekannt sein. Zum anderen muß Kenntnis über das Erosionsverhalten der abgelagerten Sedimente erlangt werden. Die sohnnahen Strömungskräfte, die im Gewässer auftreten, können beispielsweise mit Hilfe numerischer Modellsimulationen auf der Grundlage von Naturmessungen zuverlässig ermittelt werden. Das Erosionsverhalten feinkörniger, kohäsiver Sedimente, die vor dem Hintergrund von Sedimentkontaminationen im Mittelpunkt des Interesses stehen, kann bislang noch nicht mit allgemeingültigen, übertragbaren Beziehungen aus den Sedimenteigenschaften abgeleitet werden. Daher ist für feinkörnige Sedimente eine experimentelle Ermittlung des Erosionsverhaltens notwendig. In Hinblick auf die Sedimentmobilität sind dabei sowohl die Erosionsstabilität, d.h. Erosionsgrenzwerte als auch Erosionsraten in Abhängigkeit von der Sohlbeanspruchung von Interesse. Die Ermittlung beider Größen kann sowohl *in situ* als auch im Labor erfolgen. Dabei und bei der Übertragung der Ergebnisse auf das Gewässer treten vielschichtige Probleme auf (Abb.1). Die Wahl eines geeigneten Systems zur Ermittlung des Erosionsverhaltens wird sich daher aus der spezifischen Fragestellung ergeben.

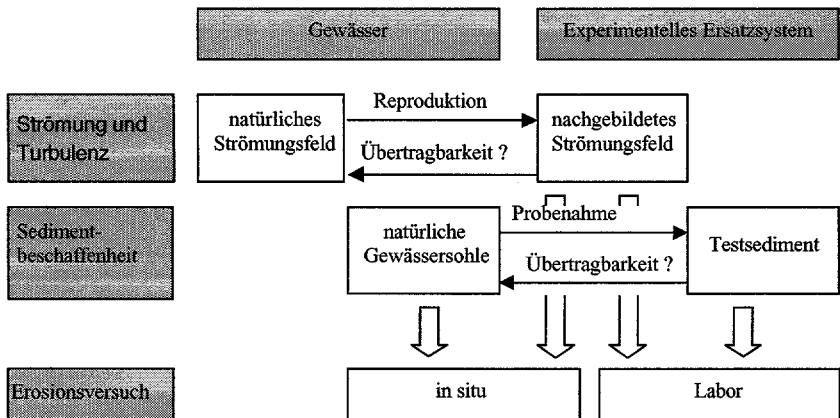


Abbildung 1: Kritische Einflüsse und Zusammenhänge bei der experimentellen Untersuchung des Erosionsverhaltens von Gewässersedimenten (nach DVWK, 1999).

Mit Blick auf die oben skizzierte Fragestellung nach der Mobilität von Sedimentaltlasten erscheinen die folgenden Anforderungen für die experimentelle Ermittlung des Erosionsverhaltens besonders wichtig:

- Tiefenabhängige Ergebnisse zur Erosionsstabilität
- Übertragbarkeit der Ergebnisse auf das Gewässer (Turbulenz, nat. Lagerung)

Um den genannten Anforderungen weitestgehend gerecht zu werden, wurde das SETEG-System (Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten) entwickelt (Kern et al. 1999a).

3 Kombinierte Sedimentbewertung

Mit Hilfe des SETEG-Systems wird es möglich, Sedimentlasten nicht nur unter ökologischen Gesichtspunkten sondern auch hinsichtlich des Erosionsrisikos zu bewerten. Dies mündet in eine kombinierte Bewertungsstrategie (Abb.2), mit der die komplexe Problematik umfassender beurteilt werden kann (Haag et al. 1999a).

Im Zuge der vorgeschlagenen Bewertungsstrategie werden an den einzelnen Sondierungspunkten jeweils mindestens zwei Sedimentkerne entnommen. Die Probenahme erfolgt mit 150 cm langen Stoßröhren (Innendurchmesser 13,5 cm). Dabei wird gewährleistet, daß die natürliche Lagerung der Sedimente weitgehend beibehalten bleibt (näheres siehe Haag et al. 1999a). Anschließend werden ohne weitere Probenaufbereitung die vertikalen Dichteprofile beider Kerne mit Hilfe einer berührungslos arbeitenden Gamma-Strahl-Dichtemeßanlage aufgenommen. Die Lagerungsdichte des Sediments ist primär eine Funktion des Porenraumanteils und somit der Korngrößenverteilung. Folglich kann anhand der Dichteprofile überprüft werden, ob die an einem Sondierungspunkt entnommenen Sedimentkerne sedimentologisch ähnlich geschichtet sind und somit die wechselseitige Übertragung der an ihnen gewonnenen Ergebnisse zulässig ist.

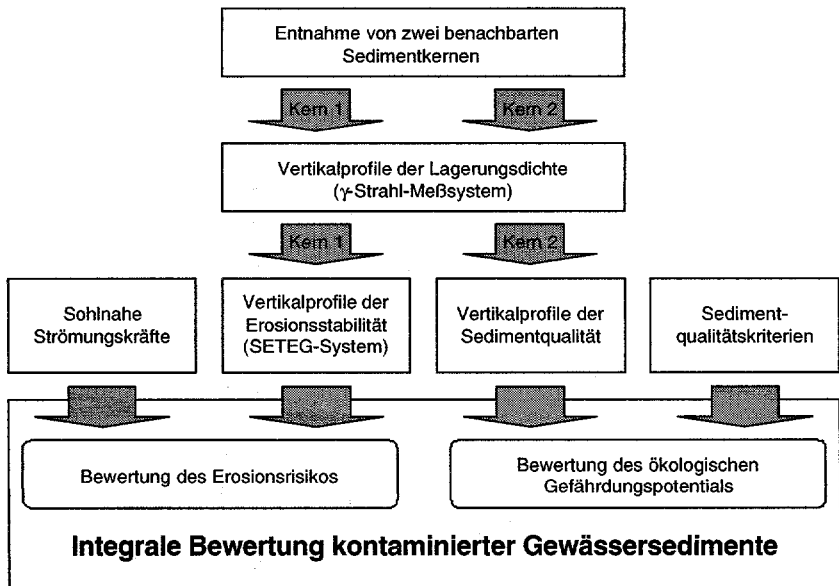


Abbildung 2: Strategie zur kombinierten Bewertung kontaminierter Gewässersedimente.

Die tiefenabhängige Erosionsstabilität wird an einem Sedimentkern im SETEG-System in Form der kritischen Erosionsschubspannung für einsetzende Massenerosion ermittelt. Aus dem Vergleich der Erosionsgrenzwerte mit den Sohlenschubspannungen im Gewässer kann abgeschätzt werden, ob die untersuchten Ablagerungen prinzipiell erosionsgefährdet sind. Das Erosionsrisiko hängt darüber hinaus von Erosionsraten und von der Häufigkeit und Dauer ab, mit der die Erosionsgrenzwerte im Gewässer überschritten werden.

Zur chemisch-ökologischen Untersuchung wird der zweite Sedimentkern in einzelne Tiefensegmente zerlegt. Zur Bewertung der ökologischen Gefährdung, die von den kontaminierten Sedimenten insbesondere im Falle einer Reaktivierung ausgeht, stehen zahlreiche adäquate chemisch-numerische und ökotoxikologische Verfahren zur Verfügung.

Aus der Zusammenschau der hydraulischen und der ökologischen Sedimentbewertung kann das Gefahrenpotential der untersuchten Sedimente umfassend bewertet werden. Die Anwendung der vorgeschlagenen Strategie wird nachfolgend anhand von zwei Fallbeispielen erläutert.

4 Fallstudien

Stauhaltung Lauffen am Neckar

In der Stauhaltung Lauffen am Neckar liegen große Mengen kontaminierter Altsedimente, die hochgradig mit Schwermetallen, vor allem Cadmium belastet sind und ein hohes ökotoxikologisches Gefahrenpotential bergen (Kern 1997, Hollert & Braunbeck 1997). Anhand von insgesamt 29 Sedimentkernen aus der Stauhaltung wurde das Gefährdungspotential der Sedimente in der Stauhaltung umfassend bewertet (näheres siehe Haag et al. 1999b).

Chemisch-ökologische Untersuchungen haben gezeigt, daß die Ablagerungen in der Stauhaltung ein äußerst heterogenes Belastungsmuster aufweisen. An einzelnen Stellen stehen hochkontaminierte, ökologisch äußerst bedenkliche Altsedimente direkt an der Sedimentoberfläche an, wohingegen der Wechsel von Jung- zu Altsediment andernorts erst unterhalb der Sondierungstiefe von ca. 1m erfolgt.

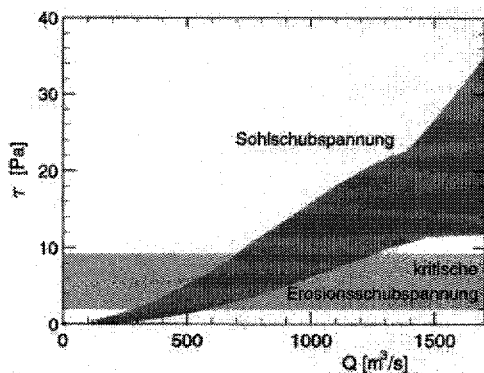


Abbildung 3: Bandbreite kritischen Erosionsschubspannungen im Vergleich mit den in der Stauhaltung Lauffen auftretenden Sohlenschubspannungen.

Auf Grundlage des Kontaminationsgrades mit Cadmium und Kupfer wurden die untersuchten Sedimente in Jung- und Altsedimente unterteilt. Die Altsedimente zeigten sich mit durchschnittlichen kritischen Erosionsschubspannungen von ca. 6 Pa erosionsstabiler als die Jungsedimente, die im Mittel bei ca. 4 Pa erodierten. In Abbildung 3 wird die Bandbreite der ermittelten kritischen Erosionsschubspannung ($\tau_{c,e}$) mit der räumlichen Bandbreite der Sohlenschubspannung in der Stauhaltung verglichen. Bis zum Fünffachen des Mittelwasserabflusses (MQ bei Lauffen=88m³s⁻¹) liegen die Sohlenschubspannungen (τ_0) unterhalb der kritischen Erosionswerte, so daß keine nennenswerte Erosion zu erwarten ist. Bei Abflüssen zwischen 400 und 1100 m³ s⁻¹ überlagern sich die Wertebereiche von τ_0 und $\tau_{c,e}$. Alle untersuchten Sedimente – auch die gut konsolidierten Altsedimente mit maximalen $\tau_{c,e}$ -Werten von ca. 9 Pa – sind bei Abflüssen über 1100 m³ s⁻¹ ($\cong$ HQ₅) als prinzipiell erosionsgefährdet einzustufen.

Auf Grundlage aller Untersuchungsergebnisse ist zu schließen, daß zumindest lokal stark kontaminierte Sedimente mit hohem ökologischen Gefährdungspotential oberflächennah anstehen. Diese können durch extreme Hochwasser remobilisiert und in schwächer belastete unterstromige Bereiche des Flußsystems verfrachtet werden. Prinzipiell können auch tiefer liegende Altsedimente durch die Strömungskräfte, die bei Hochwasserereignissen auftreten, erodiert werden. Ob diese tiefer liegenden Sedimentschichten zukünftig freigelegt und remobilisiert werden, hängt über die hier erhobenen Parameter hinaus in hohem Maße von der Häufigkeit und Intensität extremer Abflußereignisse ab.

Stauhaltung Rheinau am Rhein

In dem bei Niedrigwasser strömungsberuhigten rechtsufrigen Bereich der Stauhaltung, unmittelbar vor dem Wehr Rheinau haben sich Feinsedimente abgelagert, die einen 1 km langen und bis zu 7 m mächtigen Sedimentrücken bilden. Diese Feinsedimente sind in tieferen Schichten mit unterschiedlichen organischen und anorganischen Mikroschadstoffen verunreinigt. Ziel der Untersuchungen war es, das Remobilisierungsrisiko der überlagernden Deckschichten und der hochbelasteten Altsedimente abzuschätzen (näheres siehe Kern et al. 1999b).

Hierzu wurden an 3 Sondierungspunkten 5 Sedimentkerne auf ihr tiefenabhängiges Erosionsverhalten hin untersucht. Die oberflächennahen Sedimente weisen kritische Erosionsschubspannungen von ca. 2 Pa auf. In tieferen Sedimentschichten steigen die Erosionsgrenzwerte an und liegen unterhalb 80 cm zwischen 6 und 10 Pa.

2-Dimensionale Strömungssimulationen zeigten, daß innerhalb der Sedimentationszone stark unterschiedliche Sohlenschubspannungen auftreten. Die Strömungskräfte sind an der linken Flanke des Sedimentrückens deutlich größer als an der rechten Flanke. Besonders exponiert ist die untere Spitze des Sedimentkeils bei Rh-km 248,9. Entlang der linken Flanke des Sedimentrückens und dort besonders bei Rh-km 248,9 ist das Erosionsrisiko somit deutlich erhöht.

Aus dem Vergleich der sohnahen Strömungskräfte mit den kritischen Erosionsgrenzen (Abb. 4) wird deutlich, daß an der rechten Flanke des Sedimentrückens selbst bei stark erhöhten Abflüssen nur die erosionslabileren oberflächennahen Ablagerungen erodiert werden können, nicht aber die tieferen konsolidierten Schichten. An der linken Flanke ist bereits bei einem mittleren Hochwasser (MHQ=2811 m³/s) ein Abtrag der Sedimentdeckschichten zu erwarten.

Die tieferen Altsedimente an der zur Flußmitte abfallenden Flanke der Sedimentationszone sind grundsätzlich als erosionsgefährdet einzustufen, wenngleich eine flächendeckende Erosion auch bei einem 200 jährlichen Ereignis nicht zu erwarten ist.

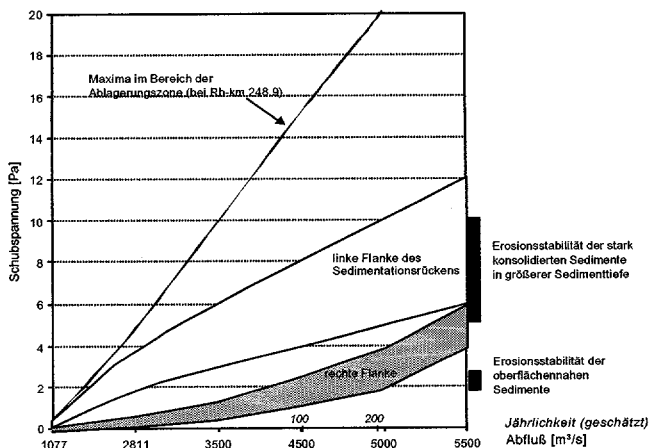


Abbildung 4: Vergleich der sohnahen Strömungskräfte mit der Erosionsstabilität der Sedimente in der Stauhaltung Rheinau

Literatur

- DVWK (1999): Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern. DVWK-Schrift Heft 128, Deutscher Verband für Wasser- und Kulturbau e.V., Bonn.
- Haag I., Kern U. & Westrich B. (1999): Kombinierte Bewertung kontaminierter Gewässersedimente: Tiefenabhängige Messung von Erosionsrisiko und Sedimentqualität. Wasser & Boden 51/5, 42-47.
- Haag I., Kern U. & Westrich B. (1999b): Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse - Dynamik und Bilanzierung von Schwebstoffen und Schwermetallen in einer Stauhaltungskette Wissenschaftlicher Bericht 99/11 (VA 21).
- Hollert H. & Braunbeck Th. (1997): Ökotoxikologie in vitro - Gefährdungspotential in Wasser Sediment und Schwebstoffen. 1. Aufl., Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz, Projekt Angewandte Ökologie, Heft 21.
- Kern U., Haag I., Holzwarth M. & Westrich B. (1999a): Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEG-System. Wasserwirtschaft 89/2, 72-77.
- Kern U., Haag I., Westrich B. & Kobus H. (1999b): Untersuchungen zur Beurteilung der Erosionsgefährdung der Sedimentablagerungen in der Stauhaltung Rheinau am Rhein. Technischer Bericht 99/01 (VA 19), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.



DE015986136

T. Holfelder, H. Montenegro, B. Wawra

Interaktion zwischen Fluß- und Grundwasser in einer Flußbaue an der Elbe bei Lenzen

1 Einleitung

Im Bereich der Brandenburgischen Elbtalaue bei Lenzen werden im Rahmen eines vom BMBF geförderten interdisziplinären Forschungsvorhaben derzeit Möglichkeiten zur Vergrößerung von Retentionsflächen durch Rückdeichung und zur Wiederherstellung einer natürlichen Flußauenlandschaft untersucht. Bei Untersuchungen zur Entwicklung der Biozönose in Auen stellt der Wasserhaushalt einen dominierenden Standortfaktor dar, der vorwiegend von der Wasserstandsdynamik im Fluß und im Grundwasser bestimmt wird. Deichbau und Meliorationsmaßnahmen ermöglichen es, diese Standortfaktoren im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Nutzung zu steuern. Um die zu erwartenden Veränderungen abschätzen zu können, ist es erforderlich, die zeitlich veränderlichen Wechselwirkungen zwischen Fluß und Grundwasser im Ausgangszustand zu erfassen und im Hinblick auf die projektierte Ausdeichung zu prognostizieren. In diesem Beitrag wird basierend auf den Ergebnissen eines numerischen Grundwassermodells die Interaktion zwischen Flußwasser und Grundwasser im Hinblick auf den Eintrag von Stoffen aus der Elbe in das Grundwasser untersucht. Hierbei sollen typische Ausbreitungsmuster identifiziert und die relevanten räumlichen und zeitlichen Skalen in ihrer Größenordnung abgeschätzt werden. Hierzu wird ein weiteres numerisches Modell (HYDRUS2D) für die Transportberechnung verwendet.

2 Hydraulische Verhältnisse im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von Lenzen bis Wustrow, eingegrenzt von den Flüssen Elbe und Löcknitz (s. Abb. 2). Charakteristisch für die Flußauen in diesem Gebiet ist der gute hydraulische Kontakt zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser über die gut durchlässigen Sande an der Flußsohle. Im Allgemeinen fließen der Aue laterale Randzuflüsse zu und geben so die generelle Fließrichtung vom Einzugsgebiet zum Fluß vor (Entlastung in der Aue). Im Untersuchungsgebiet liegt als Folge intensiver kulturtechnischer Maßnahmen ein besonderer Fall vor. Der Mittelwasserstand der Löcknitz liegt unter dem der Elbe. Die Löcknitz stellt in diesem Fall den eigentlichen Vorfluter in der Aue dar. Durch eine Reihe kleinerer Wehre sowie den Schöpfwerkbetrieb in Gaarz können der Wasserstand und die Wasserführung soweit gesteuert werden, daß eine Be- oder Entwässerung der eingedeichten Bereiche über das Grabensystem erfolgen kann.

Charakteristisch für Flußauen ist weiterhin die Auelehmdecke, die auf den gut durchlässigen Talfüllungen aufliegt. Die Bodenschichtung kann landseitig vom Deich zu artesisch gespannten Bereichen führen (s. Abb. 1). An welchen Stellen und wieviel Wasser nun die Auelehmdecke durchdringt ("Qualmwasser"), hängt vom vorherrschenden



DE01GE634

hydraulischen Gradienten sowie von der Deckschichtmächtigkeit und dem Vorhandensein von Störungen und Fehlstellen ab.

Bei Wasserstandsschwankungen kommt es zu einem Übergang von gespannten zu ungespannten Verhältnissen (s. Abb. 1). Diese Zustandsänderungen beeinflussen nachhaltig die Grundwasserströmung. Reichweite und Ausbreitungsgeschwindigkeit von Grundwasserdruckwellen infolge Wasserstandsänderungen im Fluß hängen vom aktuellen Zustand des Aquifers ab.

Die von den Fließgewässern induzierten Grundwasserstandsschwankungen haben weitgehende Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in Auen (kapillaren Aufstieg, Qualmwasser, Redoxpotential usw.). Das Verständnis dieser Prozesse soll mit Hilfe des Grundwassermodells erweitert werden (Montenegro et al., 1999).

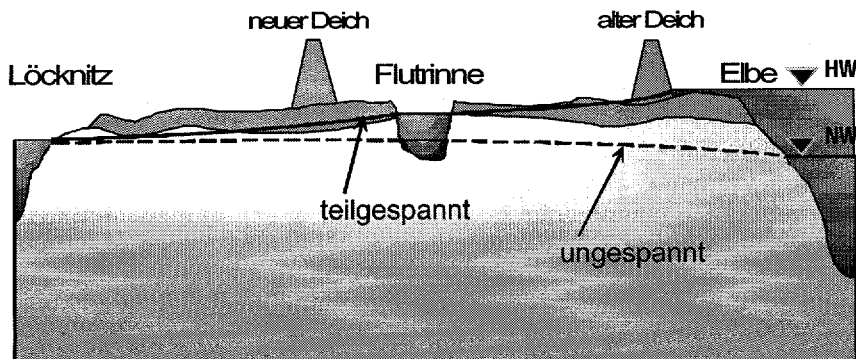


Abb. 1: Vertikalschnitt durch einen Talaquifer (Grundwasserzustand bei unterschiedlichen Flußwasserständen)

3 Datenerhebung

Zur Untersuchung der Fließprozesse wurden von unterschiedlichen Akteuren Daten zusammengetragen, z.B. Wasserstände in den Oberflächengewässern und im Grundwasser, Geometrie des Grabensystems, meteorologische Daten und hydrogeologische Bodenkennwerte. Diese Zusammenstellung und die weitere Verarbeitung dieser Daten ist in Montenegro et al. (1999) ausführlich dargestellt. Im folgenden soll kurz auf den Aufbau des Beobachtungsnetzes sowie auf die Erstellung des Grundwassermodells eingegangen werden.

Grundwasserstände

Nach eingehender Ortsbegehung wurde für das Untersuchungsgebiet ein Beobachtungsnetz von 12 Grundwassermessstellen festgelegt (s. Abb. 2). Hierbei soll eine flächenorientierte Beobachtung der Grundwasserdynamik bei möglichst unmittelbarer Erfassung der Grundwasser- verhältnisse einzelner Untersuchungsstandorte erzielt werden. Eine ortsansässige Bohrfirma wurde mit der Errichtung von 12 Beobachtungspegeln in eine Tiefe von ca. 5 m unter Geländeoberkante bei 1 m Filterstrecke (Kiesbelagfilter) beauftragt. Elf Messstellen wurden mit automatischen Dataloggern zur Erfassung des Grundwasserstandes (Orphimedes, Fa. Ott) bestückt, die eine hochaufgelöste Erfassung (Meßintervall 8 Stunden) der Grundwasser- standsdynamik erlauben.

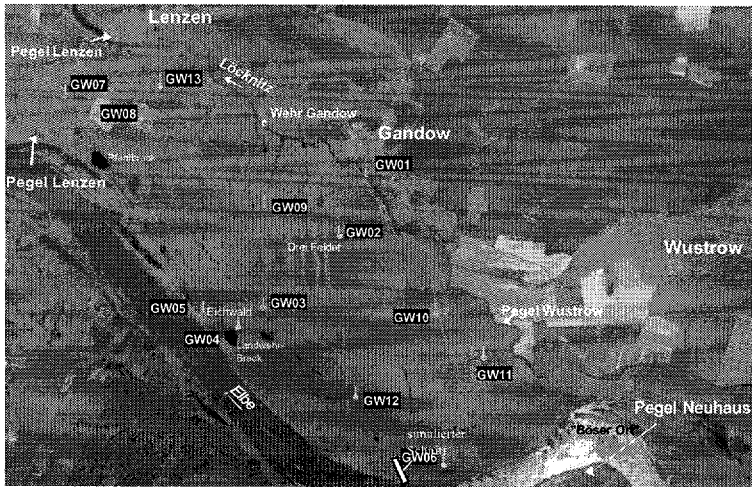


Abb. 2: Übersicht über das Untersuchungsgebiet und Lage der Grundwassermeßstellen

Anhand der Wasserstandsbeobachtungen in Abb. 3 erkennt man deutlich die ausgeprägte Dynamik der Grundwasserstände, welche den sehr guten hydraulischen Kontakt zwischen der Elbe und dem Grundwasser bestätigen. Die staugeregelte Lößnitz weist eine weitaus geringere Dynamik auf, beeinflusst aber die Dynamik der Grundwasserstände im Nahbereich in ähnlichem Maße.

Hydrogeologische Bodenkennwerte

Beim Einsatz eines instationären Grundwassermodells sind die Durchlässigkeits- sowie die Speichereigenschaften zu charakterisieren. Erstere konnten aus älteren Pumpversuchen zu einer mittleren Durchlässigkeit von $3 \cdot 10^{-4}$ m/s bis $5 \cdot 10^{-4}$ m/s abgeschätzt werden (Montenegro und Holfelder, 1999). Die Speicherparameter und Leakagekoeffizienten (Austausch Fluß-Grundwasser) sind kaum direkt bestimmbar. Sie wurden im Rahmen einer manuellen Modelleichung und einer daran anschließenden inversen Parameterbestimmung gewonnen.

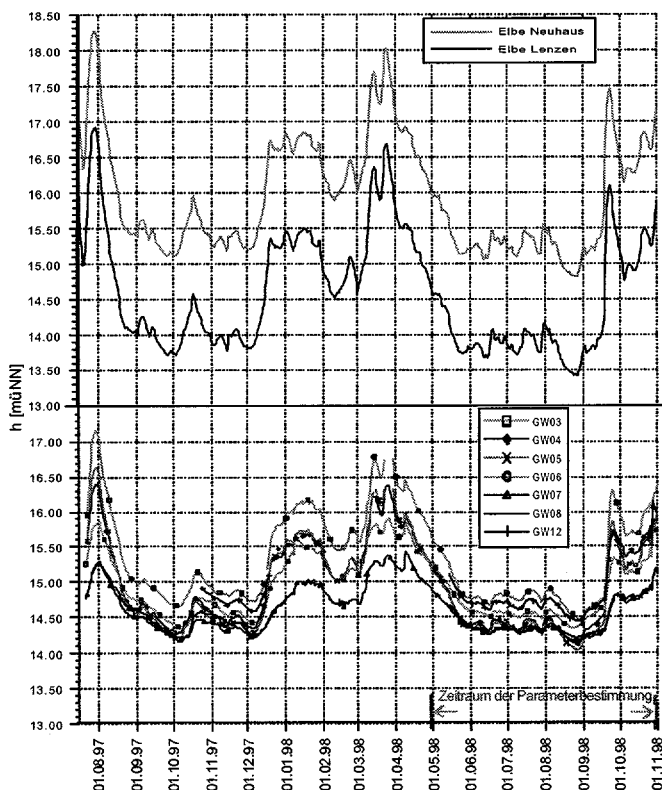


Abb. 3: Wasserstände elbnaher Grundwassermeßstellen

4 Erstellung des Grundwassermodells

Eine zeitlich differenzierte Abbildung dieser Dynamik setzt den Einsatz eines instationären Finite-Elemente Modells voraus. Mit dem numerischen Modell wird für diskrete Punkte (Netzknoten) der zeitliche Verlauf des Grundwasserstandes im gesamten Untersuchungsgebiet berechnet, aus dem sich andere Größen (z.B. Flurabstände, Fließgeschwindigkeiten, u.a.) ableiten lassen.

Eingesetzt wurde ein horizontal-ebenes Modell, mit dem sich der Übergang gespannt/ungespannt adäquat beschreiben läßt (Odenwald, 1994). Als zusätzliche Eingabegröße ist die räumliche Verteilung der Deckschichtmächtigkeiten erforderlich. Diese wurde anhand von ca. 560 Bohrprofilen, welche vom Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg aufbereitet wurden, generiert. Die Aquiferbasis wurde aus der hydrogeologischen Studie im Rahmen der Untersuchungen zum Endlager "Gorleben" auf 50 m unter NN abgeschätzt (BGR, 1994). Die Topographie des Modellgebietes liegt in Form eines digitalen Gelände Modells vor, wodurch eine effiziente Netzdiskretisierung ermöglicht wird. Das Untersuchungsgebiet wurde durch ein örtlich verfeinertes FE-Dreiecksnetz mit Kantenlängen von

etwa 50 - 100 m diskretisiert, welches eine sehr genaue Abbildung der komplexen Gebietsgeometrie und des Grabensystems erlaubt (s. Abb. 4).

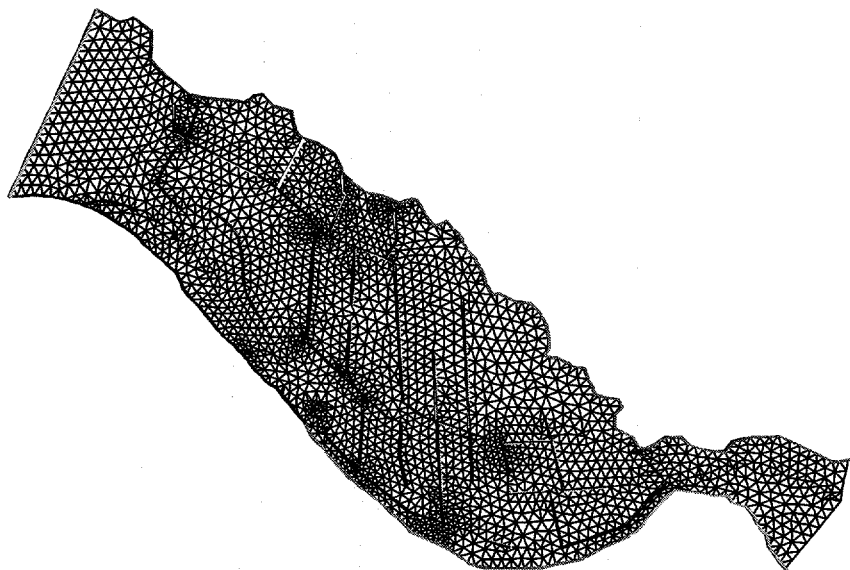


Abb. 4: Finite Elemente Netz unter Berücksichtigung des Grabensystems

Aufgrund des unmittelbaren hydraulischen Anschlusses der Fließgewässer an das Grundwasser bieten sich diese als nördliche und südliche **Modellränder** an. Das Untersuchungsgebiet wurde willkürlich im Westen durch eine als Damm ausgebaute Verbindungsstraße und im Osten durch die kürzeste Verbindung zwischen Elbe und Löcknitz festgelegt. Für den östlichen Rand wird angenommen, daß die kürzeste Verbindung senkrecht zu den Flüssen eine Randstromlinie darstellt, was vor dem Hintergrund des Wasserstandsunterschiedes der zwei Gewässer in unmittelbarer Nähe plausibel ist. Für den westlichen Modellrand ist grundsätzlich ein Randausfluß aus dem Gebiet zu erwarten. Bei Vorgabe einer Randbedingung dritter Art wird eine Durchströmung dieses Randes ermöglicht. Eine Kontrollmöglichkeit dieses Ansatzes bieten die Beobachtungsmeßstellen in diesem Bereich.

Die **hydraulische Interaktion** der Oberflächengewässer mit dem Grundwasser wird mit einem Leakageansatz abgebildet. Leakagefaktoren von Oberflächengewässern, die den Austausch charakterisieren, sind praktisch nicht direkt meßbar und müssen bei der Parameterbestimmung im Rahmen einer Modellkalibrierung gewonnen werden. Die Entstehung von Qualmwasser wird im Modell ebenfalls mit dem Leakageansatz abgebildet. An Stellen an denen zum Einen die Deckschichtmächtigkeit relativ gering ist ($<1\text{m}$) und an denen zum Anderen Qualmwasser im Gelände beobachtet wurde, wird ein Austritt von Grundwasser zugelassen. Hierdurch wird das Grundwasser bei Hochwasser in diesen

Bereichen entlastet, und das hydraulische Potential ist niedriger als wenn kein Grundwasser austreten würde.

Die räumliche und zeitliche Verteilung der **Grundwasserneubildung** stellt grundsätzlich eine wesentliche Eingangsgröße für ein Grundwassermodell dar. In Flusssystemen spielt diese Wasserhaushaltskomponente aufgrund der mächtigen Auelehmschichten eine eher untergeordnete Rolle. Es wurde dennoch eine geringe jahreszeitlich bezogene Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Deckschichtmächtigkeit berücksichtigt (130 bis 200 mm/a).

5 Kalibrierung und Validierung des Modells

Im Rahmen einer Modellkalibrierung für einen kurzen Zeitraum (01.07.98 bis 15.02.99) wurden Modellparameter (Transmissivität, durchflußwirksame Porosität und Leakagefaktoren) ermittelt. Zur Überprüfung der Zuverlässigkeit der ermittelten Parameter (Modellvalidierung) wurde anschließend ein längerer Zeitraum (22.07.97 bis 01.07.98 sowie 15.02.99 bis 31.07.99), der andere hydraulische Bedingungen aufwies, simuliert.

Jede Modellierung eines natürlichen Systems beinhaltet grundsätzlich eine Reihe von Unsicherheiten. Zum einen sind die in die Berechnung eingehenden Naturmessungen fehlerhaft, zum anderen stellt das Modell aufgrund von Annahmen und Approximationen nur eine Näherung der Natur dar. Im vorliegenden Fall konnte das kalibrierte Modell auf einen gemessenen Zustand, der nicht zur Kalibrierung diente, angewendet werden. Ohne Modifizierung der bei der Kalibrierung bestimmten Aquiferparameter konnten die Beobachtungen trotz unterschiedlicher hydrologischer Bedingungen infolge von Hoch- und Niedrigwasserperioden realitätsnah abgebildet werden (s. Abb. 5).

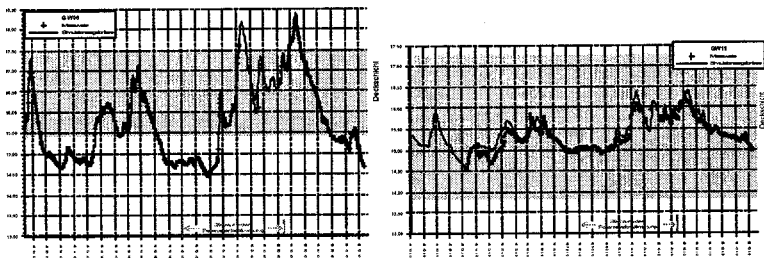


Abb. 5: gemessene und simulierte Grundwasserstände der Meßstellen GW06 und GW11

Insgesamt kann die Abbildung der Grundwasserstandsdynamik im Modell Lenzen als ausgezeichnet bewertet werden. Die mittlere Abweichung an den Meßstellen betrug ca. 10 cm, was im Verhältnis zu den teilweise sehr großen Grundwasserstandsänderungen von über 2 m (vgl. Abb. 5) ein sehr gutes Modellergebnis darstellt. Eine ausführliche Darstellung der inversen Parameterbestimmung und der Modellvalidierung ist in Montenegro et. al. (1999) wiedergegeben.

6 Hydraulische Wechselwirkungen und Ausbreitungsprozesse

Die Kenntnis der zeitlichen Dynamik des Wasseraustausches zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer ist eine Grundvoraussetzung um die Stoffein- und -austräge in der Aue

besser zu verstehen. Ein Grundwassermodell ermöglicht es, diesen hydraulischen Austausch zu quantifizieren. Abb. 6 zeigt die dynamischen Wechselwirkungen zwischen den Flüssen bzw. dem Grabensystem und dem Grundwasser während des Zeitraumes vom 22.07.97 bis 31.10.98. Man sieht deutlich, daß Hochwasserphasen sich unmittelbar auf das hydraulische Geschehen im Grundwasser auswirken, was den engen hydraulischen Kontakt von Fluß und Aue belegt. Hierbei kann je nach hydraulischen Bedingungen mal Infiltration (positives Vorzeichen) mal Exfiltration (negatives Vorzeichen) vorherrschen und zwar sowohl an der Elbe als auch an der Lößnitz. Da keine Wasserstände im Grabensystem gemessen werden konnten wird es im Modell erst im Hochwasserfall hydraulisch wirksam. Einmal angesprungen, vermag es jedoch Wassermengen in der Größenordnung des Gesamtaustausches der Lößnitz abzuführen.

Während des Beobachtungszeitraumes findet vorwiegend eine Infiltration aus der Elbe und eine entsprechende Exfiltration in die Lößnitz statt. Diese generelle Feststellung spiegelt den unterschiedlichen Mittelwasserstand (MW) wieder. Der MW der Lößnitz liegt als Folge von Meliorationsmaßnahmen tiefer als der MW der Elbe, die Lößnitz ist dementsprechend hydraulisch gesehen der Vorfluter in diesem Untersuchungsraum.

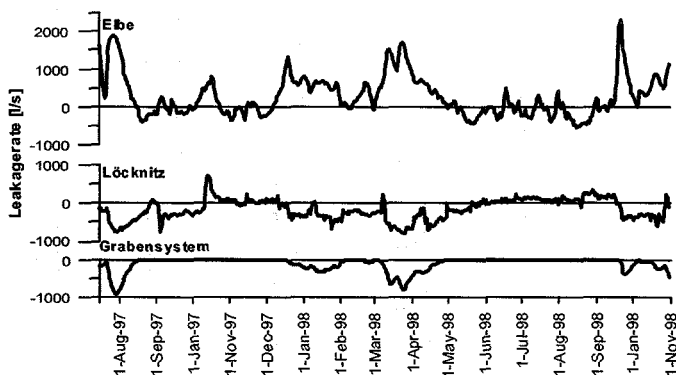


Abb. 6: Zu- und Abflüsse über die Ränder zu Elbe, Lößnitz sowie im Grabensystem

Zum Stofftransport fanden im Rahmen des Verbundprojektes keine Untersuchungen statt, da diese eine aufwendige Instrumentierung voraussetzen und im Kontext der Deichrückverlegung nicht als vordringlich angesehen wurden. Die folgende Studie beruht allein auf hypothetischen Überlegungen und soll keinesfalls suggerieren, daß Feldmessungen unnötig seien. Es geht bei der folgenden Darstellung vielmehr darum, typische Ausbreitungsmuster zu erkennen und die relevanten räumlichen und zeitlichen Skalen in ihrer Größenordnung abzuschätzen.

Um die Auswirkungen schnell wechselnder Randbedingungen auf Ausbreitungsprozesse im Fluß-Auen-System näher zu untersuchen, wurde ein hypothetisches Tracerexperiment auf Grundlage der Advektions-Dispersions-Gleichung numerisch simuliert. Die Transportberechnung erfolgte eindimensional und bildet einen 200 m langen Streifen von der Elbe in das Vorland hinein ab (s. Abb. 2). Das Szenario sah einen quasi trapezförmigen

Tracerpuls vor, der in 8 Tagen seine maximale Konzentration erreichte, diese 14 Tage konstant hielt und anschließend wieder in 8 Tagen auf Null reduzierte(s. Abb. 8).

Die hydraulischen Randbedingungen wurden aus dem kalibrierten Grundwassermodell übernommen und bilden somit die Situation während der Hochwasserphase vom März 98 (vgl. Abb. 3) realistisch ab. Als Randbedingungen wurde auf der Einstromseite (Elbe) der zeitlich veränderliche Grundwasserstand, am vorlandseitigen Rand ein Zufluß vorgegeben. Die verwendeten Modellparameter sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Hydraulische Modellparameter

Durchlässigkeit k_f	$8.5 \cdot 10^{-4}$	m/s
Fließwirksame Porosität n	0.19	
Longitudinale Dispersivität α_L	0.10	M
Transversale Dispersivität α_T	0.01	M

In Abb. 7 ist die räumliche Konzentrationsverteilung während des hypothetischen Tracerexperimentes zu verschiedenen Zeitpunkten dargestellt. Ein idealer Tracer würde während eines Hochwasserereignisses nach ca. 45 Tagen etwa 8 m im Grundwasser verlagert werden. Die Abschätzung dieser Verlagerungsstrecke hängt unter anderem empfindlich vom Leakageparameter ab. Die Fortschrittsgeschwindigkeit ist entsprechend der sich ändernden Randbedingungen nicht konstant, die Front bewegt sich zwischen dem 45. und dem 85. Tag kaum. Anschließend ändert sich die Ausbreitungsrichtung entsprechend der gewandelten hydraulischen Bedingungen und es kommt zu einer Rückverlagerung der eingetragenen Konzentrationsfront in Richtung Elbe.

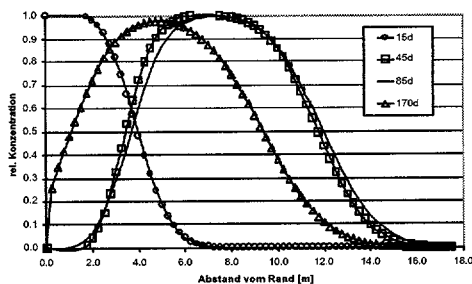


Abb. 7: Stoffausbreitung während einer Hochwasserphase

Um die Auswirkungen der Wasserstandsdynamik auf die Auswertung von Konzentrationsganglinien zu verdeutlichen, wurde der zeitliche Verlauf der Stoffverlagerung in einer (hypothetischen) Beobachtungsmeßstelle in einer Entfernung von 10 m vom Elbufer in Abb. 8 dargestellt. Eine Interpretation dieser Zeitreihe, insbesondere des Tailings, wäre ohne detaillierte Kenntnis des sich umkehrenden Strömungsfeldes kaum sinnvoll.

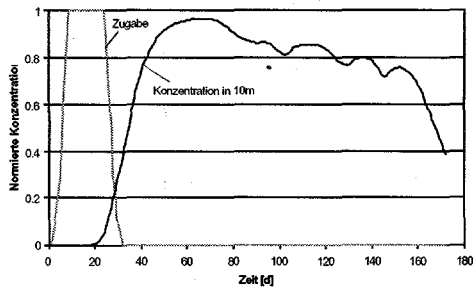


Abb. 8: Konzentrationsganglinie in 10 m Entfernung vom Flußufer

7 Prognose zur Deichrückverlegung

Die oben dargelegten Ausführungen zu den Messungen und der Grundwassermodellierung bestätigen eine ausgeprägte Grundwasserdynamik, die maßgeblich von der Interaktion mit der Elbe, Löcknitz sowie dem Grabensystem gesteuert wird. Eine Deichrückverlegung stellt einen Vieles umfassenden Eingriff in das hydraulische System dar und wird sich auf den bestehenden Gebietswasserhaushalt auswirken. Die Kenntnis der Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser und insbesondere die räumliche und zeitliche Verteilung der Überstauung nach Deichrückverlegung sind die Voraussetzung für Prognosen in Hinblick auf: Veränderungen der derzeitigen standörtlichen Bedingungen der Grünlandvegetation und die Entwicklung der Auenbiozönose (potentielle Wuchsorte von Hartholz- und Weichholzaunenwäldern sowie Offenlandvegetation) im Rückdeichungsgebiet.

Bei einer Deichrückverlegung sollen im Projektgebiet Flutrinnen geschaffen werden (s. Abb. 9), welche die Auelehmdecke durchstoßen und somit die hydraulische Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser im Überflutungsfall stark vergrößern. Um die Folgen dieser Maßnahme auf die Entwicklung von Biozönose und Landwirtschaft quantitativ bewerten zu können, sind Prognosen zur Veränderung der Grundwasserdynamik während zukünftiger Hoch- und Niedrigwasserperioden erforderlich.

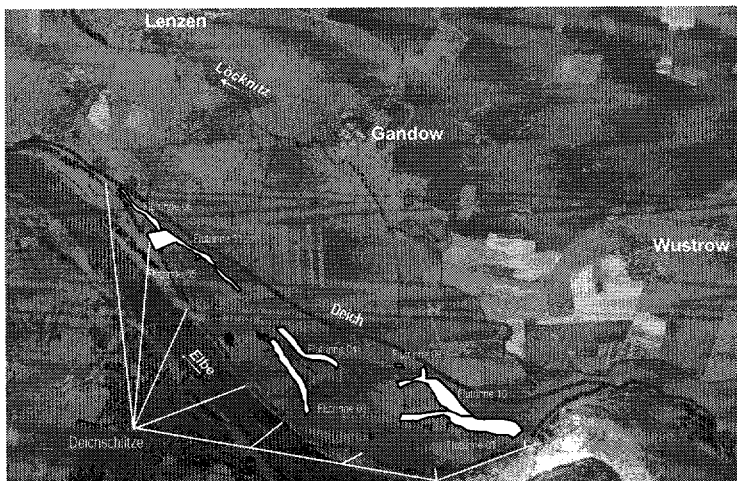


Abb. 9: Lage der Deichtrasse, der Schlitze und der Flutrinnen bei einer Rückdeichungs variante

Im Fall eines Hochwassers werden die Vordeichflächen überflutet. Wenn die Deichlinie weiter in das Land verschoben wird, verschiebt sich der Ort, an dem Wasser in das Grundwasser infiltriert, landeinwärts. Eine Verkürzung der Fließstrecke im Boden ist eine Folge, die die Dynamik des Grundwassers hinter der neuen Deichlinie erhöhen wird. Insbesondere in dem Bereich um den neuen Deich und im neuen Deichvorland ist mit einer Erhöhung der Grundwasserstände bei und nach einem Hochwasser zu rechnen (s. Abb. 10). Diese Änderung der hydraulischen Interaktion hat entsprechend auch Auswirkungen auf den Stofftransport. Es ist zu erwarten, dass wesentlich mehr Stoffe in den Aquifer eingeracht werden, als dies jetzt der Fall ist. Die Verweilzeit der Stoffe wird aufgrund des ständig wechselnden hydraulischen Gradienten im Aquifer relativ lang sein.

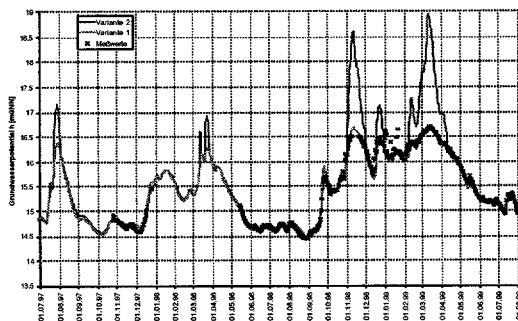


Abb. 10: Simulierte Ganglinie des Pegels GW12 vor (Variante 1) und nach (Variante 2) einer Deichrückverlegung

8 Schlußfolgerungen

Die vorliegende Untersuchung basiert auf der Beobachtung von Grundwassermessstellen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung. Mit Hilfe eines 2-D Grundwassermodells konnte die Grundwasserstandsdynamik im Untersuchungsgebiet sehr detailliert abgebildet werden. Maßgebend hierfür war die gute hydraulische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes, die gute Kenntnis des Aufbaues (Deckschichtmächtigkeiten) und die hinreichende Auflösung der Wasserstände nach Raum und Zeit.

Es ist unstrittig, daß Vorhersagen von Austauschvorgängen zwischen Fluß und Grundwasser nur auf Grundlage von Wasserstandsbeobachtungen mit Unsicherheiten behaftet sind. Eine Vernachlässigung der Übergänge von gespannten zu ungespannten Zuständen würde beispielsweise eine ähnlich gute Anpassung der beobachteten Wasserstandsdynamik mit jedoch anderen hydraulischen Parametern liefern. Dies hätte Einfluß auf die ausgetauschten Wassermengen und mithin auf die Reichweite der simulierten Verlagerungsfront. Weitere Modellfehler ergeben sich zwangsläufig aus dem Ansatz, die in der Natur dreidimensional ablaufenden Austauschprozesse lediglich in einem 1-D Transportmodell nachzubilden. Zu berücksichtigen sind des weiteren Heterogenitäten im Untergrund, die bei der Untersuchung von Transportprozessen jedoch nicht zu vernachlässigen sind. Diese Unsicherheiten lassen sich nur auf Grundlage von Tracerexperimenten im Feld abschätzen. Dennoch lassen die Beobachtungen und das eingesetzte numerische Instrumentarium eine Reihe qualitativer Beobachtungen und Erkenntnisse über die grundlegenden Austauschmuster in Flußauen zu:

- Wasserstandsänderungen im Fluß können sehr schnelle und weitreichende Auswirkungen auf das Grundwasser haben (Wegner, 1997). Hierbei breiten sich jedoch vorwiegend Druckwellen im Untergrund aus, ohne daß nennenswerte Wassermengen ausgetauscht werden. Dennoch können periodisch wechselnde Zustandsänderungen zu räumlich weitreichenden Veränderungen des chemischen Milieus in der ungesättigten Bodenzone führen
- Der tatsächliche Austausch zwischen Fluß- und Grundwasser stellt ebenfalls einen sehr dynamischen Prozeß dar. Entsprechend der Vorgeschichte im Grundwasser (Wasserstand und Gradient) und des Flußwasserstandes entwickelt sich ein zeitlich veränderlicher Austausch in oder aus dem Grundwasser. Je nach hydraulischen Bedingungen wird sich die Verlagerung der eingetragenen Tracerfront nach einiger Zeit verlangsamen oder die Fließrichtung umkehren. Durch diese periodischen Veränderungen der Ausbreitungsrichtung erfahren eingetragene Stoffe eine vergleichsweise lange Aufenthaltsdauer im Nahbereich der Flußufer. Diese Beobachtung müßte sich auch im biochemischen Milieu abbilden.
- Das Grabensystem spielt eine wichtige Rolle beim hydraulischen Austausch. Insbesondere hinter dem Deich liegende Gräben bewirken im Hochwasserfall eine Entlastung des hydraulischen Potentials im Grundwasser. Dies hat jedoch eine Erhöhung des in das Vorland weisenden hydraulischen Gradienten zur Folge, wodurch die Infiltrationsrate ansteigt. Ohne Entlastungsgräben würde sich der Flußwasserstand direkt (abzüglich geringer Eintrittsverluste) auf den Grundwasserstand abbilden. Der sich einstellende Grundwasserstand wäre zwar höher als beim Vorliegen eines Entlastungsgrabens, der hydraulische Gradient und die Infiltrationsrate wären allerdings geringer.

- Es ist durchaus üblich, im Rahmen von Transportmodellierungen im Grundwasser von einem **stationären** Fließzustand, der mittlere Verhältnisse repräsentiert, auszugehen. Insgesamt zeigt die Untersuchung, daß für auenökologische Fragestellungen diese Annahmen kaum zieladäquat sind. Die in Flußauen typischerweise vorkommende große Wasserstandsdynamik führt auf der Ebene der Stoffverlagerung zu sehr komplexen Ausbreitungsmustern, die ohne explizite Berücksichtigung der Wasserstandsdynamik kaum zu interpretieren sind (Whiting und Pomeranets, 1997). Eine detailliertere Untersuchung dieser Fließ- und Ausbreitungsprozesse kann nur auf Grundlage hinreichend aufgelöster Tracerexperimente erfolgen (Dehnert, 1998). Das im Rahmen dieser Untersuchung vorgestellte numerische Instrumentarium erscheint gut geeignet, um bei Felduntersuchungen die Lage der Meßstellen sowie die erforderliche zeitliche Auflösung der Messungen in Abhängigkeit von den hydraulischen Randbedingungen festzulegen.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden aus Mitteln des BMBF-Verbundvorhabens "Elbe-Ökologie" finanziert. Die Autoren danken Projektträger und Projektgruppe für die kompetente und faire fachliche Begleitung. Ohne die Diskussionsbereitschaft der Projektpartner und den unkomplizierten Datenaustausch wären diese Untersuchungen von einer anderen Qualität.

Literatur

- BGR, 1994. Projekt Gorleben. Hydrogeologische Grundlagen für Modellrechnungen - Kenntnisstand 1994 - Bericht zum Arbeitspaket 9G 2666 1100 000. Unveröffentlichter Bericht der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- Dehnert, J., 1998. Radon-222 als natürlicher Tracer bei der Grundwasserprobenahme und bei der Uferfiltration. Dissertation an der TU Bergakademie Freiberg.
- Montenegro, H., 1995. Parameterbestimmung und Modellierung der Wasserbewegung in heterogenen Böden. Dissertation. Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe (TH). Fortschritt-Berichte VDI Reihe 15, Nr. 134. VDI-Verlag, Düsseldorf.
- Montenegro, H., Holfelder, T. 1999. Untersuchung der Auswirkungen Wasserbaulicher Eingriffe auf die Grundwasserdynamik in Flußauen; Sachstandsbericht für 1998 zum Verbundvorhaben „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“
- Odenwald, B., 1994. Parameteridentifizierung bei numerische Grundwasserströmungsmodellen. Dissertation. Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe (TH). Fortschritt-Berichte VDI Reihe 15, Nr. 125. VDI-Verlag Düsseldorf.
- Whiting, P.J., Pomeranets, M., 1997. A numerical study of bank storage and its contribution to streamflow. Journal of Hydrology 202.
- Wegner, M. A., 1997. Transient groundwater and surface-water interactions at Fort Wainwright, Alaska. Master Thesis, University of Alaska Fairbanks.

Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen – Feldbeprobung und numerische Modellierung

1 Einleitung

An der mittleren Elbe bei km 418 und 427 wurden fünf Buhnenfelder nach unterschiedlichen hydro- und morphodynamischen Merkmalen ausgewählt und nach einem umfangreichen Meßprogramm bezüglich Abiotik und Biotik untersucht (siehe auch Beitrag des Teilprojektes Biologie). Aufgenommene abiotische Felddaten wie Sedimentanalysen, ADCP-Geschwindigkeitsprofile und ADV-Messungen werden verwendet, um numerische Modelle für hydro- und morphodynamischen Fragestellungen anzupassen und die Meßergebnisse zu überprüfen bzw. Szenarien zu berechnen. Dabei sind besonders diejenigen Veränderungen Gegenstand der Untersuchung, die das Hochwasser im November 1998 verursachte.

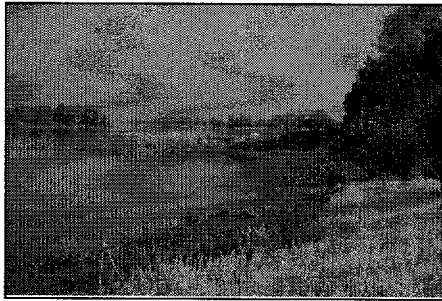
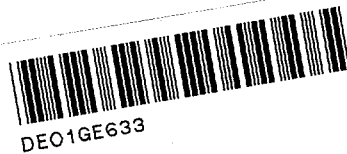


Abb1.: semiterrestrische Flächen in einem Buhnenfeld

2 Vorbetrachtende Modellierung

Im ersten Schritt wurde die Abflusscharakteristik der Elbe d.h. Geschwindigkeiten in den Buhnenfeldern, in der Nähe der Buhnen und auch im Strom durch 2D HN Modelrechnungen nach-gerechnet. Diese Ergebnisse wurden mit Messwerten aus den untersuchten Streckenabschnitten sowie Pegelaufzeichnungen verglichen, wobei sich eine gute Übereinstimmung der vorraus-berechneten Geschwindigkeiten ergab, die Pegelkurven fast genau vorausberechnet wurden.



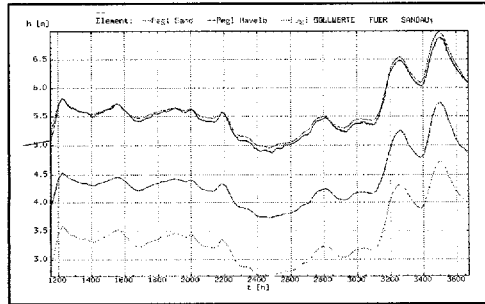


Abb. 2: modellierte Wasserspiegellagen und Verifikation am Pegel Sandau 11 km vor Modellauslaß

Im zweiten Schritt wurden morphodynamische Berechnungen durchgeführt, zunächst an einfacher Geometrie um das Modellverhalten zu studieren, später unter Annahme der echten Topographie vor und nach einem Hochwasser. Das Hochwasser wurde nicht in allen Einzelheiten als Randwert vorgegeben, sondern wurde durch ein einfaches Ereignis, von allerdings gleicher Amplitude, vergleichbar einem Hochwasserimpuls oder einer einzelnen Hochwasserwelle vorgegeben. Während bei den vereinfachenden Versuchen das Augenmerk vor allem auf den Erosionsstellen im Kopfbereich des Kolkes lag (dieser sollte sich herausbilden) bestand das Interesse bei realer Topographie auf den morphologischen Veränderungen im ganzen Bühnenfeld. Die obige Abbildung zeigt gut die morphodynamische Aktivität in den Flachwasserbereichen des Bühnenfeldes. Aus ökologischer Sicht heraus muß das Modell in der Lage sein, diese Veränderungen qualitativ wiederzugeben um Prognosen etwa über die Besiedlung einer bestimmten Benthosart durchzuführen. Da im aquatischen Bereich Fließgeschwindigkeit und Komzusammensetzung zu den wichtigsten Parametern zählen, ist deren richtige Berechnung besonders wichtig.

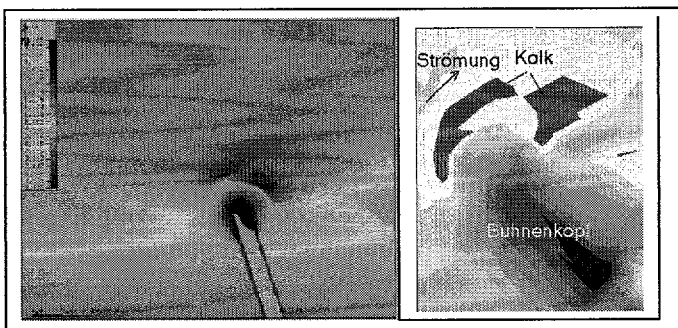


Abb. 3: Modellierter Kolk (rot = tief) und Kolk aus topographischer Aufnahme

3 Modellierung der natürlichen Verhältnisse

Die Abbildungen auf der linken Seite demonstrieren die Veränderungen der Topographie eines Bühnenfeldes vor und nach den Einwirkungen des Hochwassers vom November 1998. Die Situation wurde daraufhin modelliert und versucht den Abflusszustand zu isolieren, der diese Veränderung hervorbrachte. Die bisherigen Ergebnisse erzeugen Auflandungen hinter den Bühnen, die als richtig angesehen werden und durch eine Hochwasserwelle in der Größenordnung eines HQ 3-4 liegen. Weitere Fragestellungen wie etwa wann die ausgeprägten Kolke hinter den Bühnendurchbrüchen entstehen und wann diese wieder verlanden bzw. das Feld einen Anfangszustand wieder erreicht hat, sind gegenwärtig Stand der Untersuchung. In der unteren Abbildung ist die modellierte Situation korrespondierend der oberen Abbildung dargestellt. Dabei ist vor allem auf die Leebereiche der Bühnen zu achten, in denen sich Anlandungen, durch farbliche Hervorhebungen dargestellt sind. Geschiebe an der offenen Seite des Bühnenfeldes (Strömung im Bild von unten nach oben) werden aufgenommen und fehlen in der Situation nach dem Hochwasser. Auch dies ist durch die Berechnung richtig wiedergegeben worden.

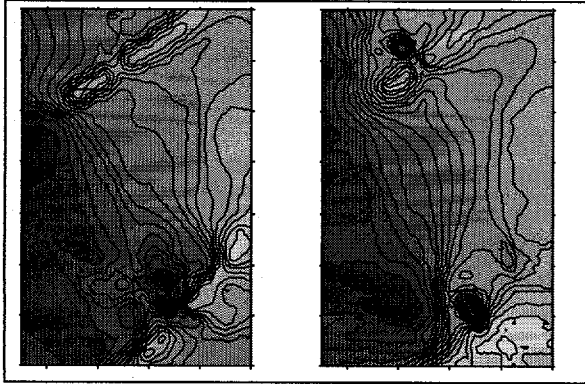


Abb. 4: morphodynamische Veränderung nach einem mittleren Hochwasser 98 / 99, aufgenommen durch geodätische Aufnahme

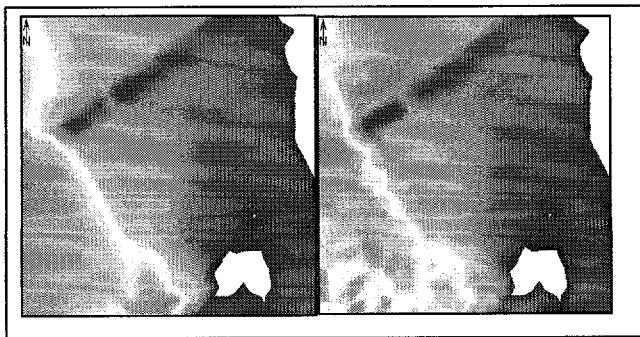


Abb. 5: Veränderung nach einem mittleren Hochwasser 98 / 99, Ergebniss der morphodynamischen Berechnung

4 Einzelmessungen im Vergleich zur Modellierung der Hydrodynamik im Buhnenfeld

Gemessen wurden Geschwindigkeiten mit dem ADCP im Hauptstrom und in den Flachwasserbereichen der Buhnenfelder mit einem ADV, beides Methoden die den Stand der Technik aus Sicht der Hydrometrie widergeben. Ein Vergleich der gemessenen mit

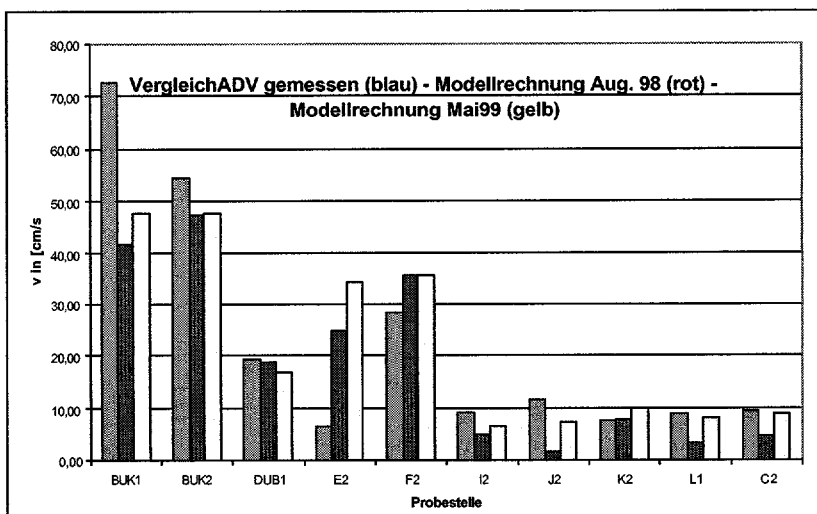


Abb. 6: Vergleich mit ADV gemessener und 2D HN berechneter Geschwindigkeiten an verschiedenen Stellen im Buhnenfeld

berechneten Geschwindigkeiten in einem Buhnenfeld zeigt die nächste Abbildung. Die ersten beiden Säulengruppen stehen für Probstellen mit hoher Geschwindigkeit (an den Buhnenköpfen), die nächsten drei Gruppen für Bereiche mittlerer Geschwindigkeit sowie die letzten fünf für typische Flachwasserbereiche. Diese Ergebnisse sind als ermutigend einzuschätzen was die Prognose ökologischer Prozessen aus dem Modell heraus angeht.

5 Ausblick

Die gute Datensituation und ihre hohe zeitliche und räumliche Dichte geben der Modellierung eine gute Datengrundlage zur Verifikation der Hydro- und Morphodynamik. Das Vorhandensein validierter Modelle für Lebensraumsimulationen, basierend auf ebenso umfangreichen Untersuchungen des Teilprojektes Biologie, ist ein notwendiges Kriterium für ein Entscheidungsinstrument das bei wasserbaulichen Eingriffen eingesetzt werden kann.



Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen – Makrozoobenthos und Carabidozönose der Buhnenfelder

1 Einführung

Die Tieflandregionen größerer Flüsse sind heute auf weiten Strecken von flußbaulichen Maßnahmen geprägt. Die Lebensgemeinschaften der ursprünglichen Auen haben auf die anthropogen überformten Gegebenheiten reagiert.

Das bedeutet nicht etwa, daß sich die Arten der ursprünglichen Auenfauna in ihren ökologischen Ansprüchen adaptiert hätten. Vielmehr wird eine Veränderung der Zusammensetzung der Biozönosen deutlich.

Bedingt wird die Veränderung der Biozönosen in den aquatischen und semiterrestrischen Bereichen des Gewässers von einer Vielzahl von Umweltvariablen.

Die Modellierung der dominierenden Umweltvariablen Morpho- und Hydrodynamik sowie die Simulation der Reaktionen der Lebensgemeinschaften auf die Änderung der Verhältnisse im Buhnenfeld ist Inhalt unseres interdisziplinären Projektes. Dieses ist eingebettet in den Forschungsverbund Elbe-Ökologie und wird vom BMBF gefördert.

2 Die Untersuchungsobjekte

Das Untersuchungsgebiet liegt im Grenzbereich der oberen zur unteren Mittel-elbe (Abb. 1).

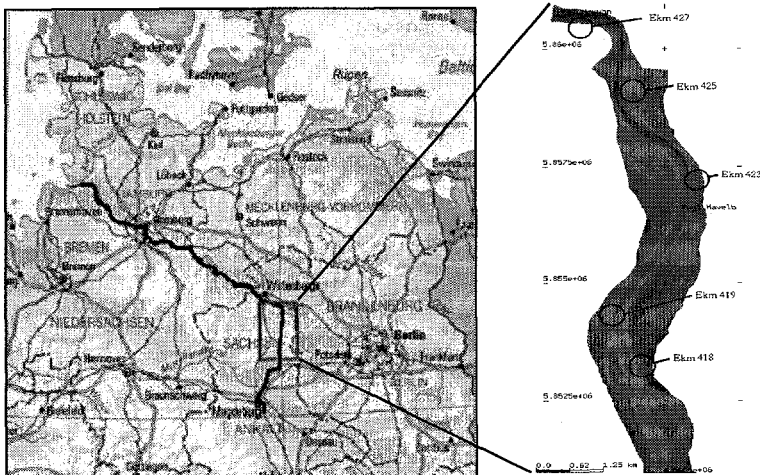


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet: Übersichtskarte und Kartenausschnitt



Hier befinden sich gleichzeitig die Untersuchungsflächen weiterer Projektnehmer im Forschungsverbund Elbe-Ökologie, so daß vergleichbare Rahmenbedingungen für verschiedene Forschungsinhalte gegeben sind.

Die koordinierte Beprobung durch mehrere Projektnehmer legitimiert einen Datenabgleich und ist im Sinne einer ökonomischen Vorgehensweise.

Es wurden fünf Buhnenfelder mit unterschiedlichen Charakteristika ausgewählt, um möglichst klare Aussagen zu Änderungen in der Biozönose des Makrozoobenthos (Biozönose der Gewässersohle) und der Uferfauna (Carabidae - Laufkäfer) bei hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung der meßbaren Umweltgradienten treffen zu können.

3 Probentechnik

Aquatischer Teil - Makrozoobenthos

a) Weichsubstrat

Der Airlift-Sampler funktioniert nach dem Prinzip der Luftheber-Pumpe und dient der flächenbezogenen Beprobung der Gewässersohle in Tiefen zwischen 0,5m und 3m. In geringeren Wassertiefen wird das Stechrohr eingesetzt.

b) Hartsubstrat

Durch Abbürsten von Buhnensteinen sowie die Untersuchung von künstlich exponiertem Totholz werden Besiedler von Hartsubstraten gesammelt.

c) Eklektoren

Die flächenbezogene Erfassung der Imagines aquatisch lebender Insektenlarven erfolgt mit Hilfe von Fangzelten (Emergenzfällen).

Terrestrischer Teil - Uferarthropoden

a) Bodenfallen

Uferbewohnende Arthropoden werden in räumlich und zeitlich hoher Auflösung entsprechend ihrer Aktivitätsdichte erfasst.

b) Pflanzensoziologische Aufnahmen

Die Dynamik der Uferstandorte bedingt die Ansiedlung angepasster Pflanzengesellschaften. In vielfältiger Weise sind die Ufertiere von der Zusammensetzung, dem Deckungsgrad, der Wuchshöhe etc. der Ufervegetation beeinflusst bzw. davon abhängig.

4 Parameterspektrum und Charakteristika der beprobten Bühnenfelder

Bei der Auswahl der Probenflächen waren wesentlich:

unterschiedlich differenzierte Strömungsmosaiken innerhalb der Bühnenfelder

- Hydrodynamik und Sedimentbewegungen

Baumaterial der Bühnen

- Oberflächenstruktur

Zustand der Bühnen

- u.U. hydrodynamische Besonderheiten (z.B. Durchbrüche)

Substrate in den Bühnenfeldern

- organischer Gehalt, Strömungswiderstand

Substrate und Vegetation der Ufer

- Raumwiderstand

Topographie der Bühnenfelder

- Ausdehnung der semiterrestrischen Flächen im Wasserwechselbereich

Vegetationsstruktur des Ufers

- Schutz, Temperaturgradienten für Ufertiere etc.

Sedimentauflagerung und Spülsaum

- organisches Material als wesentliche Nahrungsressource für Ufertiere

Die Beeinflussung der Biozönosen durch die Umweltvariablen liegt auf der Hand. Jede Tierart der Lebensgemeinschaften zeichnet sich durch spezifische Habitatpräferenzen mit mehr oder weniger engen Toleranzen aus.

Entspricht ein vorgefundenes Habitat diesen Ansprüchen, siedelt sich die Art an. Ändert sich das Parametergefüge, wird dies toleriert, oder die Art ist künftig nicht mehr repräsentiert bzw. pflanzt sich hier nicht mehr fort.

Die Mitglieder des Artenspektrums können aufgrund des Besiedlungsdrucks aus Nebengewässern und den quellnäheren Regionen der Flüsse immer wieder ergänzt werden.

5 Anbindung an das numerische Modell

Das Antwortverhalten einer einzelnen Art, Kohorte oder Gilde auf die Änderung einer einzelnen Umweltvariablen läßt sich als response-Kurve darstellen und als Polynom formulieren (Abb. 2).

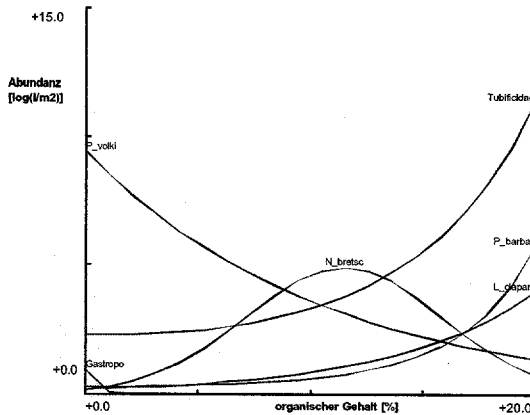


Abb. 2: response-Kurven von Makrozoobenthos-Arten. Die Kurven lassen sich als Polynom darstellen.

Auf diese Weise erfolgt die Einbindung der biologischen Daten in das morpho- und hydrodynamische Modell der TU Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft.

Mit der Integration der biotischen, abiotischen und autökologischen Informationen in die Modellierung lassen sich folglich Szenarien berechnen und ökologische Qualitäten ableiten.

Dies soll dazu dienen, Prognosen zu Habitatsituationen zu erstellen. Hiervon ausgehend soll vorausgesagt werden, welche Biozönose sich unter den angenommenen Bedingungen einstellen wird.

Darüber hinaus läßt das Modell Prognosen zur Substratschichtung, Überflutungsdauer und Pionervegetation zu.

6 Vorgehensweise bei der Erstellung des Prognoseinstruments

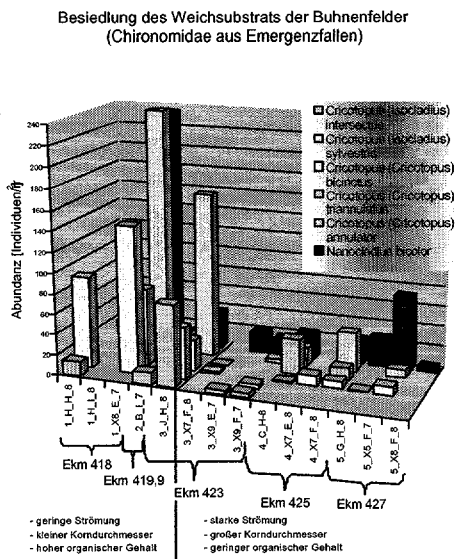
1. biotische und abiotische Datenerfassung (Flächenbezug, Zeitbezug, hohe räumliche und zeitliche Auflösung, Ortskonstanz der Probestellen)
2. Erfassung von Randbedingungen
3. Aufbereitung der Umweltparameter
4. Analyse der autökologischen Daten (Habitatpräferenzen, Toleranzen, Verbreitungsmuster etc.)
5. Multivariate Statistik (RDA, PCA, CCA, CA etc.) zur Analyse der multifaktoriellen Abhängigkeiten von Gilden (funktionelle Artengruppe) und Strukturen
6. Verknüpfung der biotischen und abiotischen Parameter mit dem numerischen morpho- und hydrodynamischen Modell
7. Erstellung von Bewertungskriterien (Prognoseinstrument)

7 Zusammenfassung der ersten Ergebnisse

Aquatischer Teil

Erste Ergebnisse zeigen, daß kausale und funktionale Zusammenhänge zwischen den Biozönosen und den abiotischen Parametern nachweisbar sind.

Als Beispiel für die Substratpräferenzen sind in Abb. 3 die Abundanzen von sechs Chironomiden-Arten in Abhängigkeit von den Substrattypen der fünf Bühnenfelder dargestellt. Die Toleranzen einzelner Arten gegenüber den Varianzen bei Korndurchmesser, Strömungsgeschwindigkeit und organischem Gehalt variieren artspezifisch.



Entsprechend tritt *Nanocladius bicolor* an nahezu allen Probestellen in allen Bühnenfeldern auf, während *Cricotopus sylvestris* nur an strömungsberuhigten Stellen mit kleinem Korndurchmesser und hohem organischem Gehalt gefunden wurde.

Unterschiede in der Besiedlung der vielfältig strukturierten Bühnenfelder lassen sich auf ein komplexes Gefüge von Umweltfaktoren zurückführen.

Aus ersten Analysen wird die Rolle der Strömung als naturgemäss dominierender Umweltparameter des Fliessgewässers deutlich. Alle weiteren Parameter sind ihr untergeordnet.

Die darüber hinaus biologisch massgeblichen Einflussgrössen lassen sich artspezifisch meist auf wenige reduzieren.

Dominierende Tiergruppen

In den Weichsubstratproben (Sand, Schlamm, Kies) stellen Oligochaeta (Wenigborster) das dominierende Taxon.

Das vorgefundene Hartsubstrat der untersuchten Gebiete wird primär von Chironomidae (Zuckmücken) und Crustacea (Krebstiere) besiedelt.

Auf dem exponierten Totholz treten Chironomidae in erheblichen Quantitäten auf, Crustacea und die aquatischen Larven vieler Insekten (insbes. Ephemeroptera, Trichoptera) sind ebenfalls zahlreich repräsentiert.

Insgesamt beschreibt das untersuchte Material im Vergleich zu Proben aus ähnlich großen Flüssen eine artenärmere Biozönose.

Dies gilt zumindest für das Probenjahr 1998. In 1999 stellen sich die Lebensgemeinschaften deutlich diverser dar.

Eine mögliche Ursache für diese Diskrepanz kann die in 1998 aussergewöhnlich lang anhaltende Niedrigwasserperiode sein, mit der eine Aufkonzentration der Schadstoffe einherging. Aus der ebenfalls höheren organischen Belastung pro Volumen resultierte ein reduzierter Sauerstoffgehalt.

Terrestrischer Teil

Zu den häufigsten Taxa der terrestrischen Fauna in den Wasserwechselzonen gehören uferbewohnende Carabidae (Laufkäfer), Collembola (Springschwänze), Anthicidae (Blütenkäfer) und Saldidae (Uferwanzen).

Insbesondere die Carabidae und die Anthicidae zeigen deutlich zonierte Verbreitungsmuster.

Die innerhalb der Buhnenfelder kleinräumig stark variierenden Parameter Substratbeschaffenheit, Bodenfeuchte, Vegetationsstruktur und Flurabstand sind wesentliche Einflußgrößen. Diese Parameter hängen unmittelbar vom hydrodynamischen Geschehen ab.

8 Ausblick

Um komplexe Systeme sinnvoll und ökonomisch analysieren und modellieren zu können, ist interdisziplinäre Forschung unumgänglich.

Das morpho- und hydrodynamische Modell wird nach der Integration der biotischen und abiotischen Daten als aussagekräftiges Prognoseinstrument zur Entwicklung umweltverträglicherer Buhnen dienen und damit einen wertvollen Beitrag für die anwendungsorientierte Forschung und Planung leisten.

Ist die Interdisziplinarität mehr als ein Schlagwort ?

(Erkenntnisse aus einer siedlungswasserwirtschaftlichen Fallstudie)

1 Einleitung

Die ganzheitliche Betrachtung der Wasserwirtschaft in urbanen Gebieten ist sowohl in der Forschung als auch in der Praxis neu. Zwischen der Bearbeitung eines Forschungsprojektes und eines Ingenieurprojektes gibt es grundsätzliche Differenzen, trotzdem sind wir der Meinung, dass es bezüglich der interdisziplinären Aspekte und der ganzheitlichen Betrachtung der Wasserwirtschaft sowohl in der Forschung als auch in der Praxis ähnliche Probleme gibt. Aus diesem Grunde wird in dieser Arbeit versucht über einige Erfahrungen aus dem interdisziplinären und ganzheitlichen Forschungsprojekt zu berichten.

2 Generelle Entwässerungsplanung – Neue Richtlinie

Im Jahre 1989 wurde in der Schweiz eine neue Richtlinie über Generelle Entwässerungsplanung (GEP) eingeführt. Sie führt zu bedeutenden Änderungen bei der Planung der Siedlungsentwässerung, sowohl im Umfang als auch im Planungsvorgehen selbst. Im Vergleich zum traditionellen "Generellen Kanalisationsprojekt" (GKP), wo die Kanalisation im Vordergrund stand, umfasst die Siedlungsentwässerung nach GEP neben dem Einzugsgebiet und dem Kanalisationsnetz auch die Kläranlage, das Grundwasser und der Vorfluter.

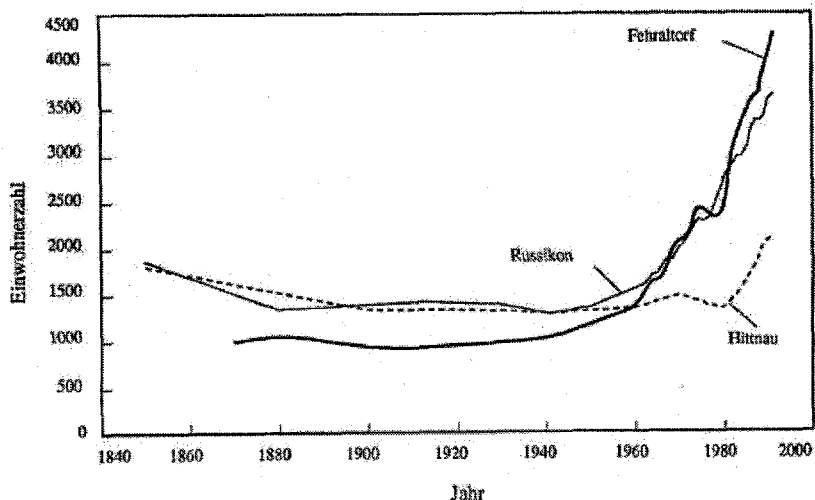
Um das Erarbeiten von vielen neuen Aufgaben im Rahmen der Generellen Entwässerungsplanung zu erleichtern hat die EAWAG ein Forschungsprojekt eingeleitet, in dem als Fallbeispiel in der Gemeinde Fehraltorf (Kanton Zürich) die Siedlungsentwässerung integral, d.h. eingebettet in ihr Umfeld, analysiert werden sollte (Krejci et al., 1994).

3 Das Studiengebiet Fehraltorf: der Ist-Zustand

Fehraltorf (Kanton Zürich) ist eine Gemeinde, die über lange Zeit ca. 1000 Einwohner hatte, die erst in den letzten 30 Jahren auf über 4000 Einwohner zunahmen (Figur 1). Die Gemeinde wird durch eigenes, reichlich verfügbares Grundwasser mit Trinkwasser versorgt, entsprechend hoch liegt auch der spezifische Wasserverbrauch (im Jahre 1991: ca. 500 l/E.Tag). Die Siedlungsflächen werden vorwiegend im Mischsystem in den Oberlauf der Kempt, die Luppen, entwässert. Der Entwässerungskomfort der Gemeinde ist hoch, Engpässe in der Kanalisation sind keine bekannt. Das in die Vorflut entlastete Mischwasser wird entsprechend dem schweizerischen Standard über Regenüberlaufbecken eingeleitet. Das Abwasser wird in einer modernen Kläranlage gemeinsam mit Abwasser aus Nachbargemeinden gereinigt. So dargestellt, ergibt sich das Bild einer weitgehend entwässerungstechnisch sanierten Gemeinde, mit grosszügigen siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen.

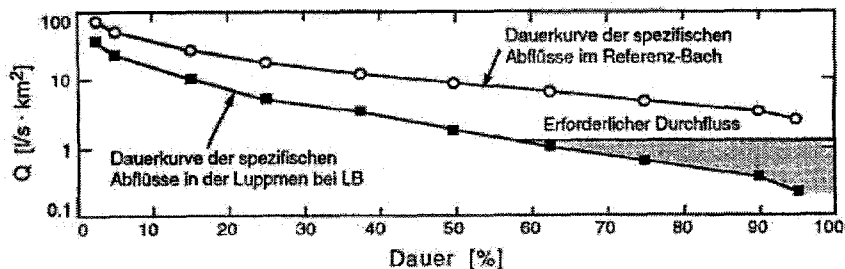


DE01GE631



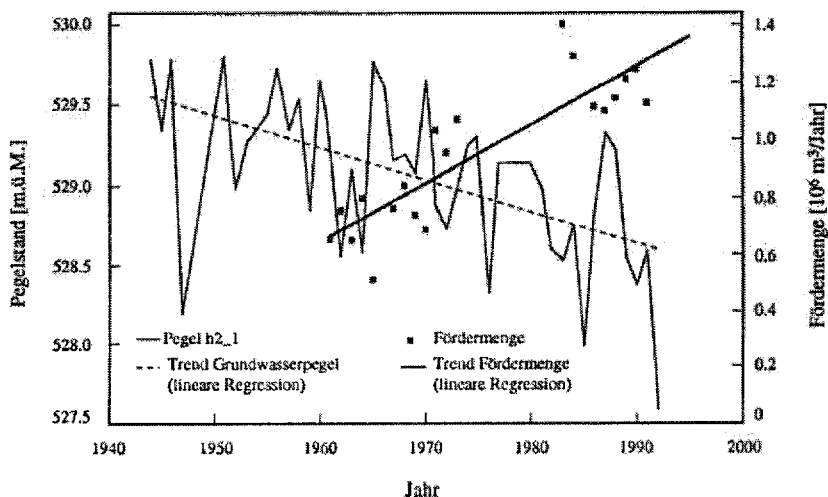
Figur 1: Entwicklung der Bevölkerung in Fehrlort und in einigen umliegenden Gemeinden

Das Abflussregime und die Morphologie der Luppmen sind durch Stauhaltung, eine Wasserableitung im Oberlauf (ehemals Energiegewinnung), durch Melioration des heute landwirtschaftlich genutzten Landes, die Nutzung des Grundwassers und die Begradigung des Gewässers stark durch den Menschen geprägt. Über lange Zeiträume und Fließstrecken fällt heute die Luppmen trocken, eingeleitetes Mischwasser führt gelegentlich zu Fischsterben. Die Dauerkurve der spezifischen Abflüsse in der Luppmen im Vergleich zu einem naturnahen Referenzgewässer (Figur 2) zeigt deutlich, dass die Wasserführung in der Luppmen sehr gering ist. Während 40% der Zeit erreicht die Luppmen die für den Schutz der Wasserorganismen erforderlichen 30 l/s Wasserführung nicht.



Figur 2: Dauerkurve der spezifischen Abflüsse der Luppmen (1991/1992) im Vergleich zu Abflüssen eines naturnahen Referenzgewässers in ähnlichen topographischen und klimatischen Verhältnissen. Der minimal erforderliche Abfluss in der Luppmen wird von Ökologen auf 30 l/s geschätzt.

Die lokale Grundwassernutzung hat regionale Bedeutung: Heute exportiert Fehrlort Grundwasser in die umliegenden Gemeinden. Die intensive Nutzung des Grundwassers hat im Laufe der Jahre zu einer Absenkung des Grundwassers geführt (Figur 3).



Figur 3: Jährliche Mittelwerte des Pegels im Pumpwerk Geeren und Menge des geförderten Grundwassers in Fehrlortf.

Die Lage des Grundwasserspiegels bestimmt in Fehrlortf weitgehend den Basis-Abfluss in der Luppman. Das hydrogeologische Längenprofil (Figur 4) zeigt deutlich, dass durch eine Vergrößerung der Wasserführung im Oberlauf (Verringung der Wasserableitung) und eine Anhebung des Grundwassers (durch Reduktion der Grunwasserförderung) dir Trockenstrecken und die Trockenzeiten vermindern würden.

Figur 4: Hydrogeologisches Längenprofil der Luppman im Bereich des Siedlungsgebietes von Fehrlortf. Die "Trockestrecken" führen v.a. im Sommer und im Herbst kein Wasser. Im Jahre 1991 waren diese Abschnitte ca. 130 Tage fast trocken; sie werden v.a. durch die Lage des Grundwasserspiegels geprägt.

4 Beispiele der Problemanalyse

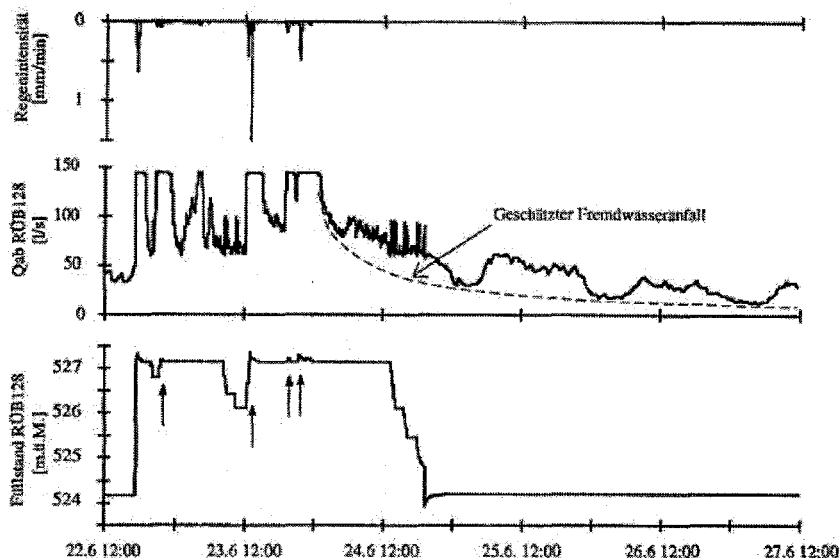
Die Fallstudie Fehrlortf befasste sich v.a. mit der Siedlungsentwässerung; es überrascht daher, dass die meisten der identifizierten Probleme v.a. aus der Sicht der umfassenden Wasserwirtschaft analysiert werden können.

Der Kläranlage wird zuviel Fremdwasser zugeleitet

Über Sickerleitungen und undichte Kanalisation, die im Grundwasser liegen, wird der Kläranlage viel unbelastetes Fremdwasser zugeführt. Dieses Wasser fehlt im Grundwasser

und als Basisabfluss der Vorflut; es vermehrt das abgeleitete Mischwasser, führt dadurch zu häufigeren Entlastungen und es vermindert die Leistung der Kläranlage durch erhöhte hydraulische Belastung. Die Quellen dieses Fremdwassers sind weitgehend bekannt aus dem Zustandsplan der Kanalisation aus dem Jahre 1991. Ursachen sind unsachgemässe Bauausführung und Alterung, die sich in einzelnen Quartieren stark häufen, sowie die Sauberwasserleitungen (z.B. die Brunnenüberläufe).

Der grosse Fremdwasseranfall in "nassen Perioden" (nach Regenereignissen und während Schneeschmelze) führt zu einer verspäteten Entleerung von Regenüberlaufbecken und damit zu vermehrter Entlastung von Mischwasser. Figur 5 gibt einen Überblick über die unbefriedigende Funktion eines Regenüberlaufbeckens.

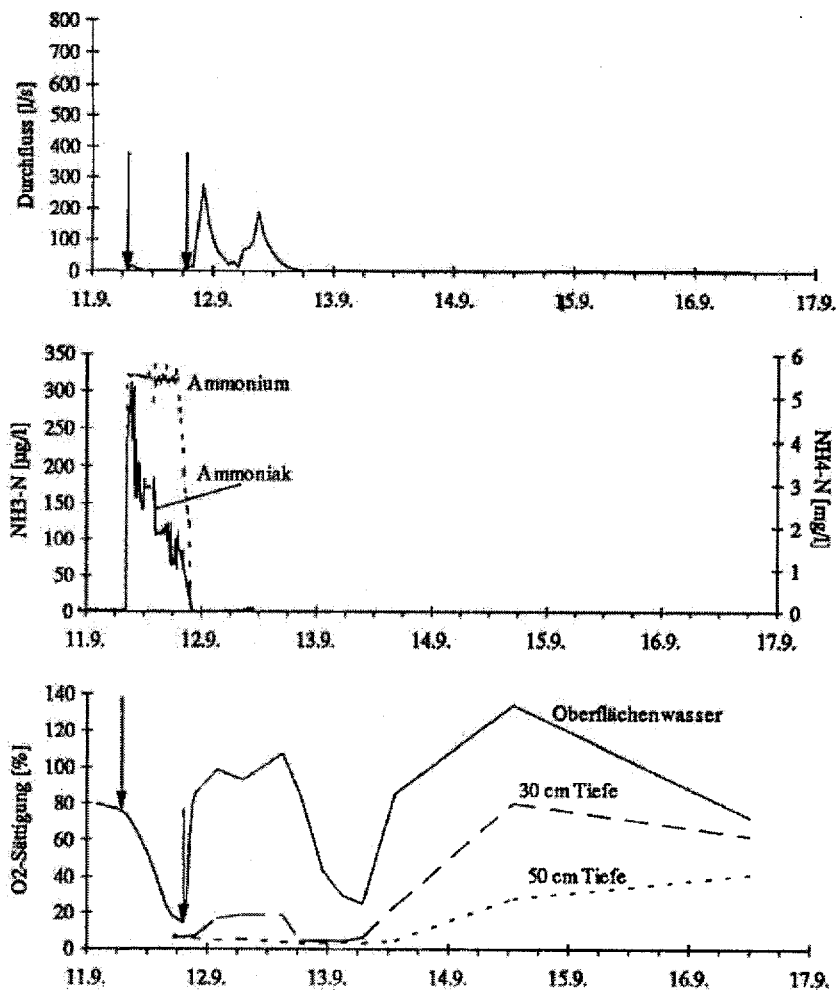


Figur 5: Unbefriedigende Funktion eines Regenüberlaufbeckens: Grosse Fremdwasserabflüsse im Kanal verhindern die Entleerung des Regenbeckens. Oben: Regenintensitäten. Mitte: Abfluss durch die Drosselstrecke in Richtung Kläranlage. Das Becken wird entleert (Pumpen), wenn der Durchfluss in der Drosselstrecke $< 60 \text{ l/s}$ wird. Der Einfluss des Fremdwassers ist v.a. am 24.6. deutlich. Aufgrund der Tagesgänge und der Nachtminima des Schmutzwasseranfalls kann der Anteil des Fremdwassers geschätzt werden. Unten: Das Regenbecken bleibt während ca. 45 Stunden dauernd gefüllt, die Entleerung setzt erst 13 Stunden nach dem letzten Regen ein. Das Vollstehen des Beckens führte zu zwei unnötigen Entlastungen von "altem", O_2 -freien Mischwasser in die Luppnen.

Fremdwasser beeinflusst hier den Gewässerschutz sehr breit: Verminderung der Grundwasserneubildung und des Basisabflusses der Gewässer, zusätzliche Belastung der Gewässer mit Mischwasser, Verringerung der Leistung der Kläranlage, Erschweren des Betriebes der Siedlungsentwässerung.

Mischwasser überlastet die Vorflut

Über lange Strecken fällt die Lupfen heute im Sommer und im Herbst trocken (Figuren 2 und 4). Da die Entlastung von Mischwasser während einem Regenereignis sehr viel rascher anspringt als die Entwässerung der offenen Flächen, wird Mischwasser oft ins fast trockene Gewässer eingeleitet. Das führt zu Sauerstoffmangel und gelegentlich zu Fischsterben als Folge der erhöhten Konzentrationen von Ammonium/Ammoniak (NH_3). Figur 6 dokumentiert das Geschehen während einem Überlaufereignis, das zu einem Fischsterben geführt hat.



Figur 6: Abflussmenge, Ammonium- und Ammoniak-Konzentrationen und gelöster Sauerstoff (im Wasser und im Interstitial) in der Luppman als Folge eines Regens mit Mischwassereinleitung. Die Entlastung von Mischwasser ist mit Pfeilen markiert. Grössere Wassermengen aus dem Einzugsgebiet erreichen die Luppman mit grosser Verzögerung. Dieses Ereignis hat zu einem Fischsterben in der Luppman geführt.

Als Folge der Entlastung ist die Luppman sichtbar mit Grobstoffen und Sedimenten belastet. Zudem wird unterhalb eines Industriebetriebes häufig stark verschmutztes Mischwasser entlastet.

Diese Überlastung des Gewässers ergibt sich, obwohl der Umfang der technischen Vorkehrungen für die Behandlung des überlaufenden Mischwassers den schweizerischen Standard übersteigt.

Im Oberlauf der Luppmen wird Wasser abgeleitet

Im Oberlauf der Luppmen erlaubt eine alte Konzession Wasser zur Nutzung (früher Elektrizität und Mühle, heute Teiche) in ein anderes Einzugsgebiet abzuleiten. Die ursprünglich vorgesehene Nutzung ist heute nicht mehr von Bedeutung, allerdings haben sich im Laufe der Jahrzehnte künstliche Gewässer gebildet, die ins lokale Landschaftsbild eingepasst sind.

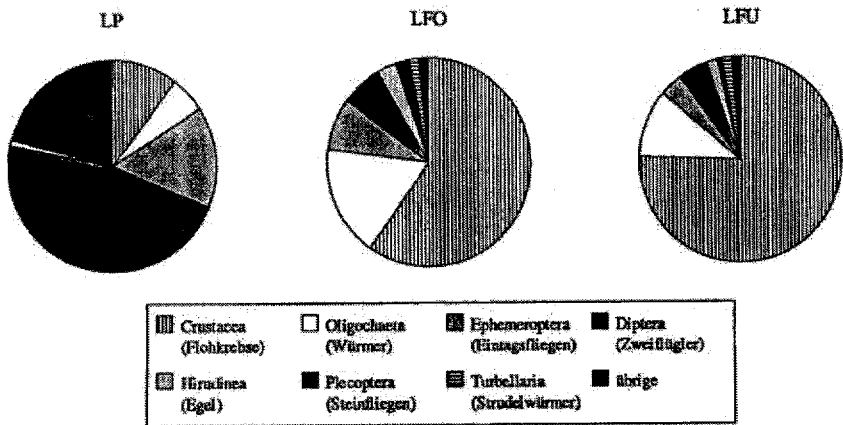
Die Konzession soll an die lokale Gemeinde übergehen; diese plant das Wasser für eine Schauturbine im Inneren eines Restaurants zu nutzen und nach grösseren Investitionen in einem Kleinkraftwerk ca. 200'000 kWh pro Jahr zu produzieren.

Die Konzession ist grosszügig - der Luppmen dürfen bis zu 200 l/s Wasser entzogen werden, sodass diese meist nur noch wenig, durch die Fassung durchsickerndes Restwasser führt. Bei Trockenwetter führt heute die Luppmen an dieser Stelle wesentlich weniger als 200 l/s. Hier stellt sich die Frage, wie alte Rechte und ein Kleinkraftwerk gegen die Forderung nach wasserführenden Gewässern gewogen werden.

Die Morphologie der Luppmen ist nicht naturnah

Als Folge von Begradigungen und Meliorationen ist die Luppmen im Umfeld der Siedlungen von Fehraltorf stark verbaut.

Eine biologische Bestandsaufnahme (Figur 7) in einem naturnahen Abschnitt der Luppmen oberhalb der Wasserentnahme (LP) und im Siedlungsgebiet oberhalb (LFO) und unterhalb (LFU) der ersten Mischwasserentlastung zeigt deutlich, dass die morphologischen Unterschiede zwischen naturnahem und verbautem Gewässer einen dominanten Einfluss auf die benthische Lebensgemeinschaft haben, während der Einfluss einer Mischwassereinleitung auf Benthos kaum identifiziert werden kann. Die hydrologisch extreme und morphologisch monotone Luppmen erlaubt nur wenigen robusten Arten ein dauerhaftes Überleben, es stellt sich eine verarmte "Rumpfbiozönose" ein.



Figur 7: Zusammensetzung der Biozönosen an der Stellen LP (naturnah, oberhalb der Wasserentnahme), LFO (in Fehraltorf, oberhalb der Mischwassereinleitung) und LFU (in Fehraltorf, unterhalb der Mischwassereinleitung).

Das Grundwasser wird stark genutzt

In Fehraltorf wird heute Grundwasser für den Eigenbedarf (ca. 500 l pro Einwohner und Tag) und für den Export in die umliegenden Gemeinden gefördert. Diese Nutzung hat zum Absinken des Grundwasserspiegels geführt (Figur 3). Da der Grundwasserspiegel unterhalb

von Fehrlortorf an die Oberfläche tritt (Figur 4), geht das geförderte Grundwasser v.a. der Exfiltration und damit der Wasserführung der Luppmen verloren und nicht dem konstant gebliebenen unterirdischen Grundwasserabfluss. Alles geförderte Grundwasser wird entweder exportiert oder erst am Ausgang des betrachteten Einzugsgebietes über die Kläranlage in die Gewässer zurückgeleitet - es macht im Jahresmittel 30 - 40 l/s aus und fehlt als Basisabfluss in den Gewässern. Aus der Sicht des Gewässerschutzes sollte die Luppmen immer mindestens ca. 30 l/s Wasser führen (siehe Figur 2).

Hier stehen sich die Interessen der lokalen und regionalen Wasserversorgung, der Grundwasserschutz und der Gewässerschutz gegenüber.

5 Beispiele der Lösungen

Reduktion des Fremdwassers / Infiltration von Regenwasser

Durch die Sanierung der Kanalisation und die zunehmende Versickerung von Regenwasser können die Fremdwasser- und Mischwassermengen reduziert werden. Das unterstützt die Neubildung von Grundwasser und die Reinigungsleistung der Kläranlage und verringert die Entlastung von Mischwasser.

Reduktion der Wasserableitung im Oberlauf der Luppmen

Da die Rechte zur Ableitung von Wasser im Oberlauf der Luppmen heute nicht mehr im ursprünglichen Sinne genutzt werden, sollte die Ableitung auf das Minimalmass reduziert und dadurch die Wasserführung der Luppmen verbessert werden. Dadurch verändert sich die gesamte Wasserbilanz des betrachteten Einzugsgebietes, insbesondere wird die Bildung von Grundwasser durch Infiltration unterstützt und die Trockenstrecken der Luppmen werden verkürzt.

Verbesserung des morphologischen Zustandes der Luppmen

Massnahmen zur Verbesserung der Morphologie der Luppmen sind erst sinnvoll, nachdem das hydrologische Regime der Luppmen verbessert wird. Ohne diese "Renaturierung" ist aber keine markante Verbesserung des biologischen Zustandes der Luppmen zu erwarten.

Die Grundwasserförderung soll reduziert werden

Durch Aufklärungsmassnahmen und entsprechende Tarifgestaltung soll das Sparen von Wasser in der Region begünstigt und soweit möglich soll der Verkauf von Grundwasser in die umliegenden Gemeinden verringert werden. Der Ausfall von Einnahmen durch die Verringerung des Verkaufs von Wasser kann durch Tarifanpassungen kompensiert werden.

Die Siedlungswasserwirtschaft muss in der Planung berücksichtigt werden

Die Gemeinde Fehrlortorf will weiterhin wachsen, d.h. die Siedlungsflächen und der Wasserbedarf werden zunehmen. Damit dies mit den lokalen hydrologischen Verhältnissen vereinbar ist, müssen Planer und Siedlungswasserwirtschaftler vermehrt zusammenarbeiten. In neuen Quartieren muss streng auf die Vermeidung von Regenwasserableitungen geachtet werden. Daneben müssen Massnahmen zur Verringerung des Wasserbedarfs realisiert werden.

6 Umfassende Analyse verhindert nicht effiziente Massnahmen

Aufgrund der Resultate der Studie konnte auf einige, im Generellen Kanalisationsprojekt (GKP) aus dem Jahre 1979 vorgesehenen Massnahmen verzichtet werden. "Gemäss dem GKP aus dem Jahre 1979 hatte man die Investitionen auf 1.75 Millionen geschätzt (Preisbasis 1991). Der neue Kostenvoranschlag des Ingenieurbüros D&F AG rechnet für das redimensionierte Projekt mit Aufwendungen von nur noch 908'000.- Fr. Die mutmassliche Einsparung beträgt also 840'000.- Fr. Ausserdem hat sich ergeben, dass verschiedene andere vorgesehene Massnahmen nicht oder nur teilweise zu realisieren sind. Ferner kann ein Teil der Messeinrichtungen für die Fallstudie von der Gemeinde weitergenutzt werden. Auch der Gemeindeanteil am Forschungsprojekt kam rund 100'000.- Fr günstiger; er betrug effektiv gemäss Abrechnung nur 239'000.- Fr. Dieser Aufwand wird vom Gemeinderat unter anderem

auch als Beitrag zu einem wirkungsvollem Umweltschutz verstanden" (Auszug aus der Winterthurer Tageszeitung "Der Landbote" Nr. 242 am 22. Oktober 1996).

7 Erkenntnisse aus der Interdisziplinären Bearbeitung

Im Laufe des Projektes hat sich gezeigt, dass der Rahmen, in dem die Probleme der Siedlungsentwässerung betrachtet werden müssen, laufend erweitert wurde. Die Wasserversorgung oder die Siedlungsentwässerung darf nicht mehr isoliert, sondern die **Wasserwirtschaft der urbanen Gebiete als Ganzes, integriert in ihr politisches, technisches und ökologisches Umfeld betrachtet werden muss.**

Die GEP-Aufgaben berühren verschiedene Fachgebiete: Kanalisationstechnik, Abwasserbehandlung, Gewässer- und Grundwasserschutz, Gewässerökologie, Hydrogeologie, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik, Informatik, Wirtschaft und Politik. Alle erwähnte Bereiche können nicht von Fachleuten einer Richtung (z.B. von Bau- oder Kulturingenieuren) bewältigt werden, auch wenn diese sich bemühen, die breite GEP-Problematik sich (u.U. auch autodidaktisch) einzueignen. Bei traditioneller GKP-Bearbeitung konnte der Bau- oder Kulturingenieur diese Aufgabe ohne Unterstützung von Fachleuten anderer Richtung bewältigen. Auch in neuen GEP versuchen die Ingenieure möglichst viel selbst zu machen und deswegen erinnern die bisherigen GEP immer noch stark an die traditionellen GKP's. **Die interdisziplinäre Zusammenarbeit bei Bearbeitung von GEP-Projekten ist deswegen notwendig.**

Bei der Bearbeitung der Fallstudie FA haben Fachleute verschiedener Richtungen mitgewirkt: Ingenieure (Siedlungswasserbau, Siedlungshydrologie, Kulturtechnik, Elektrotechnik), Fliesswasser-Biologen, Physiker, Informatiker und Hydrogeologen. Es hat jedoch relativ lange Zeit gedauert, bis die Kommunikation zwischen den einzelnen Disziplinen als produktive interdisziplinäre Zusammenarbeit bezeichnet werden konnte. **Die Schwierigkeiten in der Kommunikation zwischen Fachleuten aus verschiedenen Gebieten sind v.a. durch ihre unterschiedliche Arbeits- und Denkweise bedingt.** Diesbezüglich sind in der folgenden Tabelle 1 unsere Beobachtungen und Meinungen aufgeführt.

Tab.1 : Ausgangslage bei der Bildung einer interdisziplinären Arbeitsgruppe

Aspekt	Ingenieure	Biologen	Physiker
Bevorzugte Vorgehensweise	induktiv	Induktiv	deduktiv
Aufbereitung von Wissen	analytisch, aber stark vereinfachend	Deskriptiv	betont analytisch
Typische Erklärungsmodelle	konzeptuell (physikalisches Analogon)	Empirisch (statistische Zusammenhänge)	physikalisch (Erhaltungssätze)
Komplexität des Problems wird ...	negiert	Betont	verallgemeinert
Wissensvermittlung durch Literatur	Marginal	massiv	üblich
Ziel der Arbeit	die praktische Lösung (lösungsorientiert)	Der Wissenszuwachs (wissensorientiert)	der Problemzusammenhang (problemorientiert)
Fachlicher Austausch v.a. mit	Praktikern	Wissenschaftlern	Wissenschaftlern
Klassische Arbeitsmethode	Abschätzungen ("sichere Seite")	Feldbeobachtungen	analytische Modelle

Bei der interdisziplinären Zusammenarbeit im Projekt Fehraltorf ging es v.a. um die Kommunikation zwischen den Ingenieuren und den Biologen. Um das gegenseitige Verständnis zu unterstützen wurden für die Projektdauer die am Projekt beteiligten Biologen in das Projektteam integriert (eine Biologin kam von der Limnologischen Abteilung der EAWAG in die Ing. Abteilung, wo sie u.a. auch weitere Biologiestudenten und -Praktikanten betreute). Der tägliche Kontakt und die Konfrontation mit der Denkweise der anderen Fachleute haben nicht nur zu zunehmendem Verständnis und Anerkennung, sondern auch zu wichtigen Anregungen für die Projektbearbeitung geführt. **Die interdisziplinäre Zusammenarbeit muss deswegen gelernt und trainiert werden.** Dies verlangt die Bereitschaft der Beteiligten, kostet Zeit und Geld. Der Wert eines eingespielten Teams kann deswegen auf mehrere Hunderttausend Franken geschätzt werden. Allerdings **je erfahrener und "eingespielter" dieses Team ist, desto effizienter und damit auch "billiger" arbeitet.** Dies ist im Hinblick auf die (im Vergleich zum traditionellen GKP) wesentlich aufwendigere GEP-Bearbeitung wichtig.

So betrachtet ist die Interdisziplinarität sicher mehr als nur ein Schlagwort. !

LITERATUR

Krejci, V. et al. : Integrierte Siedlungsentwässerung - Fallstudie Fehraltorf, Schriftenreihe der EAWAG Nr. 8, ISBN: 3-906484-09-2, CH 8600 Dübendorf/ZH

EAWAG-Projekt Integrierte Siedlungsentwässerung, Fallstudie Fehraltorf, VSA-Verbandsbericht Nr. 490, Zürich, 1995.

GESAMTVERZEICHNIS

der bisherigen „Technischen Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik“*)

- | | |
|---|---|
| Nr. 1/1965
H. Lacher | (vergriffen)
Über das Kriechverhalten destillierter Bitumina unter Zugrundelegung der Theorie der linearen Viskosität |
| Nr. 2/1966
J. Bock | Einfluß der Querschnittsform auf die Widerstandsbeiwerte offener Gerinne |
| Nr. 3/1967
P. Unger | (vergriffen)
Berechnung instationärer Abflußvorgänge in natürlichen Gerinnen unter Verwendung eines von der Gerinneform unabhängigen Rauigkeitsmaßes |
| Nr. 4/1968
W. Tiedt | (vergriffen)
Berechnung des laminaren und turbulenten Reibungswiderstandes konzentrischer und exzentrischer Ringspalte |
| Nr. 5/1969
R. Schröder
B. Scherer | Häufigkeitsanalyse hydrologischer Daten
Unverzerrtes Hele-Shaw-Modell für instationäre Grundwasserströmungen mit freier Oberfläche |
| Nr. 6/1970
D. Krause | Einfluß der Trassierungselemente auf den Spiegelverlauf in gekrümmten Schußrinnen |
| Nr. 7/1971
W. Tiedt | Hydrodynamische Untersuchung des Teilfüllungsproblems, Gesetzmäßigkeiten des Abflusses in technisch rauhen Kreisgerinnen bei laminarer und turbulenter Strömung |
| Nr. 8/1972
M. T. Monzavi | Widerstandsgesetz auf statistischer Basis für extreme natürliche Rauigkeiten in Druckrohren |
| Nr. 9/1973
B. Scherer | Die Entwicklung und Anwendung eindimensionaler Modelle der zweidimensionalen Grundwasserbewegungen in Fluß-, Graben- und Drainnähe |
| Nr. 10/1973
diverse Autoren | (vergriffen)
Sammlung von Kurzberichten 1965 - 1972 |
| Nr. 11/1974
E. Zäschke
R. Schröder
D. Knauf
H. Lacher

H. Lacher
M. T. Monzavi
H. Lacher
K. J. Ueker
G. Euler
A. Koussis
H. Lacher | (vergriffen)
Widerstandsmindernde Wirkung hochmolekularer Zusätze beim Transport Newtonscher Flüssigkeiten in geschlossenen Leitungen
Über das hydraulische Widerstandsverhalten von Beton- und Stahlbetonrohren im Übergangsbereich
Konstruktionshilfe für Strömungsnetze ebener Potentialströmungen mittels Elementarströmungen
Einfluß von Teilfüllungsgrad und von Wanddicke des porösen Rohrmantels auf die Ergiebigkeit von Betonfilterrohren
Untersuchung zur Ermittlung der Abflußleistung poröser Betonfilterrohre unter natürlichen Bedingungen
Berechnung von Hochwasserabläufen mit Näherungsverfahren und Anwendung
Neuere Methoden der Wissensvermittlung im Fach „Hydraulik“, erläutert am Lehrbeispiel „Hydrostatik räumlich gekrümmter Oberflächen“ |

*) Bestellungen beim

Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung
Petersenstraße 13, D-64287 Darmstadt

GESAMTVERZEICHNIS (Fortsetzung)

- Nr. 12/1974**
H. J. Dallwig Fließformeln und Formbeiwert - eine kritische Untersuchung üblicher Berechnungsmethoden für Gerinneströmungen
R. Schröder Wirkung periodischer Wandwelligkeiten auf den Strömungswiderstand
- Nr. 13/1974** (vergriffen)
D. Belke Die statistische Analyse von Grundwasserständen mit dem Ziel der Extremwertprognose
- Nr. 14/1975** (vergriffen)
G. Euler Die Simulation der Niederschlagsaufteilung für Hochwasserabfluß-Modelle
- Nr. 15/1975**
A. Koussis Ein verbessertes Näherungsverfahren zur Berechnung von Hochwasserabflüssen
- Nr. 16/1975**
G. Lass Berechnung von Horizontalfilterbrunnen mit beliebig angeordneten Filterrohren
- Nr. 17/1976** (vergriffen)
D. Knauf Die Abflußbildung in schneebedeckten Einzugsgebieten des Mittelgebirges
- Nr. 18/1977**
H. Bischoff Die Berechnung von Potentialfeldern mit der Randintegralmethode, dargestellt am Beispiel der ebenen Grundwasserbewegung
- Nr. 19/1977**
I. David Grundwasserfassungsanlagen mit Filterrohren
- Nr. 20/1977** (vergriffen)
diverse Autoren Sammlung von Kurzberichten 1972 - 1977
- Nr. 21/1978**
O. Gieseler Einfluß der äquivalenten Sandrauhigkeit auf die Lage des Wechselsprungs bei Umlenkung eines frei fallenden runden Flüssigkeitsstrahls an einer ebenen Platte
- Nr. 22/1978**
R. Schröder Forschungsarbeiten des Instituts für Hydraulik und Hydrologie
D. Belke Simulation zur Nutzraumoptimierung einer Talsperre
G. Euler
G. Euler Ein detailliertes mathematisches Modell zur Simulation von Hochwasserwellen am Beispiel der Nidda
R. Wackermann
T. Brandt Der Austausch von Oberflächen- und Grundwasser
R. Schröder Gestaltung von Offshore-Bauwerken für die Kühlwasserversorgung thermischer Kraftwerke
H. Lacher Zum Problem des Regenwasserabflusses auf Fahrbahnen
F. Thiele
W. Tiedt Druckspüler/Spülkasten - ein Beitrag zur Hydraulik zweier Spülsysteme der Sanitärtechnik
O. Gieseler Hydraulische und mechanische Verfahren zur Ermittlung von Rauigkeiten
- Nr. 23/1978**
A. Holderbaum Hydraulische Untersuchung zur Ermittlung der Wasserfilmdicken auf berechneten Fahrbahnoberflächen
- Nr. 24/1979**
T. Brandt Modell zur Abflußgangliniensimulation unter besonderer Berücksichtigung des grundwasserbürtigen Abflusses
- Nr. 25/1980**
N. Könemann Der wechselseitige Einfluß von Vorland und Flußbett auf das Widerstandsverhalten offener Gerinne mit gegliederten Querschnitten

GESAMTVERZEICHNIS (Fortsetzung)

- Nr. 26/1981**
R. Wackermann Ein Rasterverfahren mit flächenvariabler Systemfunktion zur Simulation von Hochwasserganglinien aus großen Einzugsgebieten
- Nr. 27/1981**
A. Holderbaum Modellversuche zum Abfluß von Niederschlagswasser auf Verwindungsstrecken
- Nr. 28/1982**
H. J. Dallwig Zur Leistungsfähigkeit von Kelchüberfällen
- Nr. 29/1982**
R. Schröder In memoriam Hannes Lacher - Geleitwort
H. Lacher Über die viskoelastischen Eigenschaften von destilliertem Bitumen
H. Lacher Experimentelle Erfahrungen mit Filterrohren als Grundlage ihrer hydraulischen Bemessung
R. Schröder Grundwasserabfluß mit freier Oberfläche, Auszug aus dem Textbuch zur Technischen Hydraulik
H. Lacher Anwendung der Randintegralmethode zur Berechnung der Leistungsfähigkeit von teilgefüllten Rohren
B. Söhngen
H. Bischoff
H. Lacher Verallgemeinertes Berechnungsverfahren nach Dupuit-Forchheimer für Grundwasserleiter beliebig hoher Durchlässigkeit
H. Lacher Anwendung der Feldintegralmethode zur Berechnung der Durchströmung von Steinschüttedämmen
B. Söhngen
H. Bischoff
F. Zior Ein neues Meßverfahren für die Bestimmung der Oberflächenrauigkeit von Kanalwänden
H. Lacher Die Berechnung dreidimensionaler Grundwasserströmung mit Mitteln der ebenen Potentialtheorie
H. Gerdes
H. Lacher Entwicklung einer konduktometrischen Sonde zur Messung von Wasserfilmdicken auf Fahrbahnoberflächen
F. Zior
H. Lacher Schiffahrtsbedingte Wasserdruckausbreitung in Kanalböschungen
H. Lacher
E. Zäschke
H. Lacher Die Berechnung der Ergiebigkeit von Drainagesystemen in horizontal ausgehenden Grundwassersystemen
B. Söhngen
H. Bischoff
H. Lacher Zur Begründung der Konzentrationszeit aus der Sicht der Hydraulik
H. Lacher Humor im Wasserbaulichen Versuchswesen: Versuchsanordnung zur Bestimmung der äquivalenten Sandrauigkeit von Steinzeugrohren
- Nr. 30/1983**
diverse Autoren Sammlung von Kurzberichten 1978 - 1983
- Nr. 31/1983**
F. Thiele Fahrbahnlängsentwässerung im Straßengerinne und ein Entwurf für zukünftige Richtlinien zur Bemessung
- Nr. 32/1984**
U. Höfer Beginn der Sedimentbewegung bei Gewässersohlen mit Riffeln oder Dünen
- Nr. 33/1985**
G. Euler Die Berechnung des Schmutzwasserabflusses aus Niederschlägen: Eine vergleichende Darstellung und Wertung der Modellansätze
C. Heinzelmann
D. Jacobi
- Nr. 34/1985**
H. Gerdes Berechnung dreidimensionaler Grundwasserströmung mit Mitteln der ebenen Potentialtheorie am Beispiel des Sickerstollens
- Nr. 35/1986**
diverse Autoren Stofftransport im Wasser - Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1985: Zusammenstellung der Referate

GESAMTVERZEICHNIS (Fortsetzung)

- Nr. 36/1986**
 R. Schröder Diskontinuierliche Abflußvorgänge in Freispiegelrinnen: Randwalzen
 R. Schröder Die turbulente Strömung im freien Wechselsprung: Deckwalze
 C. Kraus Walzenbildung im Kolk
- Nr. 37/1987**
 C. Heinzelmann Transportbeginn auf geriffelter Sohle unter dem Einfluß einer stationär
 U. Höfer gleichförmigen Strömung mit überlagerter Schwallwelle
- Nr. 38/1987**
 F. Zior Regenwasserabfluß auf Fahrbahnoberflächen: experimentelle und theoretische
 Untersuchungen
- Nr. 39/1987**
 B. Söhngen Das Formbeiwertkonzept zur Berechnung des Fließwiderstandes in Rohren und Gerinnen
- Nr. 40/1988**
 diverse Autoren Lösungsansätze zu aktuellen Problemen im Wasserbau - Darmstädter Wasserbauliches
 Kolloquium 1987: Zusammenstellung der Referate
- Nr. 41/1987**
 G. J. Weiß Abfluß- und Wasserstandssteuerung in offenen Gerinnen mit Hilfe selbstregulierender
 Schwimmkörper
- Nr. 42/1989**
 H. Zaiß Simulation ereignisspezifischer Einflüsse des Niederschlag-Abfluß-Prozesses von
 Hochwasserereignissen kleiner Einzugsgebiete mit Niederschlag-Abfluß-Modellen
- Nr. 43/1990**
 diverse Autoren Hydraulik und Hydrologie im Stadtbauwesen - Darmstädter Wasserbau-
 liches Kolloquium 1989: Zusammenstellung der Referate
- Nr. 44/1990**
 H. Wegner Steuerung für kleine Hochwasserschutzräume
- Nr. 45/1991**
 U. Drechsel Repräsentanz und Übertragbarkeit von Niederschlagsersatzbelastungen zur Durchführung von
 Schmutzfrachtberechnungen
- Nr. 46/1991**
 J. Lang Analyse und Simulation des Feuchtekontinuums auf Straßenoberflächen
- Nr. 47/1992**
 G. J. Weiß Sohlenbeanspruchung und Sedimenttransport unter Einzelwellen
- Nr. 48/1992**
 C. Heinzelmann Hydraulische Untersuchung über den Einfluß benthischer Diatomeenfilme
 auf Strömungswiderstand und Transportbeginn ebener Sandsohlen
- Nr. 49/1993**
 J. Kühlbörn Wachstum und Wanderung von Sedimenttrüffeln
- Nr. 50/1995**
 M. Schuster Transportkritische Schubspannungen bei verschiedenen Sohlenzuständen, insbesondere unter
 Einzelwellenbelastung bei stationärer Grundströmung
- Nr. 51/1993** (vergriffen)
 diverse Autoren Dezentraler Hochwasserrückhalt - Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium
 1992: Zusammenstellung der Referate

GESAMTVERZEICHNIS (Fortsetzung)

- Nr. 52/1994**
N. Engel Hydrologische Simulation der Abflußtransformation in Kanalisationsnetzen
- Nr. 53/1995**
diverse Autoren Die modellgestützte Bewirtschaftung intensiv genutzter Einzugsgebiete -
Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1994: Zusammenstellung der Referate
- Nr. 54/1996**
S. Wallisch Ein mathematischen Modell zur Berechnung der hydromechanischen Beanspruchung von
Riffelsohlen

GESAMTVERZEICHNIS (ISSN 0340-4005)
der bisherigen „Wasserbau-Mitteilungen der TH Darmstadt“^{*)}
(teilweise Kurztitel)

Heft 1/März 66 (vergriffen)

- Bassler, F. Vorwort des Herausgebers
Linder, R. Hochwasserentlastung von Staustufen durch Schiffsschleusen
Bassler, F. Beginnt die Epoche der Gezeitenkraftwerke?
Elshazli, S. Die Bedeutung der Wasserkraft für die ägyptische Wirtschaft

Heft 2/Juli 67 (vergriffen)

- Uhlig, D. Probleme des landwirtschaftlichen Wasserbaus in Lybien
Bassler, F. Eindrücke vom ICID-Kongreß in Indien
Sauer, H.-D. Zentral messendes Wasserstands-Registriergerät für Modelle mit instationärer Strömung
Bassler, F. Die Nutzung von Meerwasser in der Kattara-Senke/Ägypten

Heft 3/Dez. 68 (vergriffen)

- Müller, J. Weltregister der Pumpspeicherkraftwerke
Bassler, F. Wasserwirtschaftliche Sonderaufgaben in Entwicklungsländern
Bayer, E. Die Versuchseinrichtungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft
Mäder, Ch. Die Exkursionen des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft
Bassler, F. Scheme for Qattara Depression/Egypt

Heft 4/Aug. 69

- Bayer, E. Gestaltung der Rampenbauwerke für Flußfahren

Heft 5/Nov. 69

- Sauer, H.-D. Industrierwasserentnahme aus schwebstoffreichen Flüssen

Heft 6/Okt. 70

- Schröder, W. Ausbaugefällebemessung alluvialer Bachstrecken nach dem Sandtransportvermögen

Heft 7/Feb. 71

- Müller, J. Auswirkungen eines Unterbeckens für Pumpspeicherung auf die Wasserwirtschaft
Bassler, F. Nuklearausbruch und Pumpspeicherung als Kostenfaktoren der Wasserkraftanlage in der Kattara-Senke/Ägypten

^{*)} Selbstkostenpreis DM 40,- je Heft. Bestellungen beim

GESAMTVERZEICHNIS (ISSN 0340-4005) (Fortsetzung)

Heft 8/Juli 71

- Bassler, F. 10 Jahre Lehre und Forschung in Wasserbau und Wasserwirtschaft an der Technischen Hochschule Darmstadt
- Mäder, Ch. Modellversuche zur Umgestaltung des Mains bei Aschaffenburg
- Schmidtke, R. Projektstudie zur Regelung des Rio Mantaro in der Hochebene von Huancayo/Peru
- Schröder, W. Projektstudie zur Ufersicherung am Amazonas bei Iquitos/Peru
- Sulser, P. Gedanken zu den Exkursionen eines Wasserbaulehrstuhls
- Täubert, U. Modellversuche für Hochwasserentlastungsanlage Staudamm Poza Honda/Ecuador
- Uhlig, D. Das Bewässerungsprojekt Al Hassa/Saudi Arabien
- Bassler, F. Studieneinführung Bauingenieurwesen, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft

Heft 9/Nov. 71

- Mäder, Ch. Strömungen durch Luftblasenschleier in stehenden und fließenden Gewässern

Heft 10/Aug. 72

- Schmidtke, R. Ein Kostenzurechnungsmodell für wasserwirtschaftliche Mehrzweckprojekte

Heft 11/Dez. 73 (vergriffen)

- Sulser, P. Berührungslose Wasserstandsmessung mittels kontinuierlicher Kondensatorumladung
- Börner, R. Internationale Pumpspeicherbibliographie 1900 bis 1960
- Bassler, F. Solar Depression Power Plant of Qattara/Egypt
- Täubert, U. Der Abfluß in Schußrinnenversuchen
- Bassler, F. Pumpspeicherkraftwerke an schiffbaren Wasserstraßen u. a.

Heft 12/Apr. 74

- Täubert, U. Wasserwirtschaftliche Systemanalyse des Wärmehaushalts von Flüssen

Heft 13/Dez. 75 (vergriffen)

- Bassler, F. Neue Vorschläge für die Entwicklung der Kattara-Senke/Ägypten
- Bassler, F. New Proposals to Develop Qattara Depression/Egypt
- Börner, R. Moorentwässerung in Finnland
- Börner, R. Internationale Pumpspeicherbibliographie 1961 bis 1965
- Gräß, E. Konstruktion und Umbau einer Kippbinne
- Sulser, P. Die Wasserbau-Exkursionen des Instituts in den Jahren 1970 bis 1975, Forschungsvorhaben und Veröffentlichungen 1970 bis 1975

Heft 14/März 77

- Kriesel, E. Wasserwirtschaftliche Aspekte thermischer Energiequellen

Heft 15/Mai 77

- Börner, R. Einsatzmöglichkeiten der Mehrzweckpumpspeicherung in Entwicklungsländern

Heft 16/Juli 77 (vergriffen)

- Franzius, V. Der Sickerwasserabfluß aus Mülldeponien - Ein mathematisches Modell

Heft 17/ Aug. 77 (vergriffen)

- Tönsmann, F. Verringerung des Feststoffbetriebs in Entnahmebauwerken an Bächen

Heft 18/Dez. 77 (vergriffen)

- Bassler, F. Die Energiequellen Fluss- und Meerwasser
- Bassler, F. Speisung der Schifffahrtskanäle mit Scheitelhaltung
- u.a.
- Bassler, F. 100 Jahre Bauingenieurwesen
- Arab Republic of Egypt :
- Bassler, F. Qattara Depression
- Bassler, F. Tätigkeiten als Ordinarius für Wasserbau und Wasserwirtschaft

Heft 19/Dez. 78

- Sulser, P. Drucklufterleitung in Flüsse zur Steuerung des Geschiebetransports

Heft 20/Juni 79 (vergriffen)

- Friedrich Bassler 70 Jahre/Ansprache und Aufsätze zu seiner Emeritierung

- Heft 21/März 81**
Döring, M. Einflüsse der Wassernutzung thermischer Kraftwerke auf Gewässer
- Heft 22/Aug. 83**
Albert, W. Solarteich - Kollektor und Wärmespeicher
Gonsowski, P. Bodenluftkompression bei Wasserinfiltration
Gonsowski, P. Selbstdichtung von Fließgewässern
Kaiser, W. Modellversuch HW-Entlastung Sösetalsperre
Wieland, H.
Krier, H. Erfahrungen bei Beregnungsanlagen im Hessischen Ried
Krier, H. Erosionsbeginn bei kohäsiver Wasserlaufsohle
Wieland, H. Modellversuch zur Hochwasser-Entlastung der Kulmke-Sperre/Harz
- Heft 23/Sep. 84** (vergriffen)
Kaiser, W. Fließwiderstandsverhalten in Gerinnen mit durchströmten Ufergehölzzonen
- Heft 24/Feb. 85** (vergriffen)
Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1984 „Hochwasser am Oberrhein“
- Heft 25/Aug. 87**
Wieland, H. Hydraulische Bemessung von Tosbecken für Überfallstrahlen und der Druckbelastung der Sohle
- Heft 26/Feb. 87** Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1986 „Planungsansätze Ökologie - Wasserwirtschaft, so nicht! - wie dann?“
- Heft 27/Juli 87**
Krier, H. Zum Langzeiterosionsverhalten kohäsiver Fließgewässersohlen
- Heft 28/Sep. 87**
Gonsowski, P. Der Einfluß der Bodenluftkompression auf die vertikale Infiltration von Wasser in Sanden
- Heft 29/Dez. 89** Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1988 „Fließgewässer - Stillgewässer“
- Heft 30/Dez.89** (vergriffen)
Albert, W. Die Gebietsverdunstung von Waldstandorten aus der Simulation von Grundwasserganglinien mit klimatischem Bodenwasserhaushaltsmodell
- Heft 31/Feb. 90**
Weiß, J. Berücksichtigung der Hysterse der Wasserspannung bei der Berechnung der vertikalen Wasserbewegung in natürlichen Sandböden
- Heft 32/März 90** Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Josef Mock
- Heft 33/Aug. 90**
Theune, Ch. Hydrological and Economical Aspects of Agronomically Productive Perculation Systems
- Heft 34/Dez. 90** (vergriffen)
Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1990 „Umweltverträglichkeitsprüfung in der Wasserwirtschaft“
- Heft 35/Nov. 91** (vergriffen)
Nuding, A. Fließwiderstandsverhalten in Gerinnen mit Ufergebüsch - Entwicklung eines Fließgesetzes für Fließgewässer mit und ohne Gehölzufer, unter besonderer Berücksichtigung von Ufergebüsch
- Heft 36/Dez. 91** Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1991 „Boden- und Grundwasserschutz - anwendungsorientierte Forschung und Verfahren“
- Heft 37/März 92**
Zimmermann, 5. Phänomenologische Untersuchungen bei der Erosion einer kohäsiven Sohle
- Heft 38/Dez. 93** Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1993 „Ökologisch orientierte Gewässersanierung und -pflege“
- Heft 39/Dez. 93**
Ruiz Bodenluftströmung in teilgesättigten Böden
Rodriguez, E.

Heft 40/Dez. 95 Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1995 „Hochwassergefahren am Oberrhein“ und Fachseminar „Abflußabhängigkeit der morphologischen und biologischen Verhältnisse von Fließgewässern bei Niedrigwasser“

Heft 41/Juli 99
von der Hude,
14.

Die Kapillarsperre als Oberflächenabdichtungssystem von Deponien und Altlasten - Rinnenversuche und Bemessungsregeln

Die Reihe der „Wasserbau-Mitteilungen der TH Darmstadt“ wird zusammen mit den „Technischen Berichten über Ingenieurhydrologie und Hydraulik“ als „Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt“ (ISSN 1430-3434) fortgesetzt. Die neue Numerierung ergibt sich aus der Summe der Hefte beider Vorgängerreihen.

GESAMTVERZEICHNIS (ISSN 1430-3434) **)

- Heft 96/1996** (vergriffen)
Träbing, K. Ökomorphologische Kenngrößen für die Strukturvielfalt von Fließgewässern
- Heft 97/1997**
Jelinek, D. Die Kapillarsperre als Oberflächenbarriere für Deponien und Altlasten - Langzeitstudien und praktische Erfahrungen in Feldversuchen
- Heft 98/1997**
Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1996 „Numerische Simulationen im Wasserbau“
- Heft 99/1997**
Berichte zur Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung
- Heft 100/1998**
Kilian, T. Abflußcharakteristika und potentiell natürliche Gerinnegrundrißformen hessischer Fließgewässer
- Heft 101/1997**
Döring, M. Die römische Wasserleitung von Ponderal im Val d'Aosta/Italien. Bestandsaufnahme des Bauwerks aus dem Jahre 3 v. Chr.
- Heft 102/1998**
Schmidt, T. R. Einfluß der Wandrauhigkeitsstruktur auf die Geschwindigkeitsverteilung ausgebildeter, turbulenter Strömungen in Kreisrohren
- Heft 103/1998**
Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1997 „Betrieb und Steuerung von Speichern und Stauhaltungen unter sich ändernden Randbedingungen“
- Heft 104/1998**
Bettmann, Th. Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung und deren Auswirkungen auf die Regenwasserbehandlung in urbanen Gewässereinzugsgebieten
- Heft 105/1998**
Seid, A. H. Modelling the Influence of Shrinkage Cracks on Overland Flow
- Heft 106/1999**
Zanke, U. Zur Physik von strömungsgetriebenem Sediment (Geschiebetrieb)
- Heft 107/1999**
Obermann, I. Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien vorbehandelter Siedlungsabfälle
- Heft 108/1999**
Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1998
Mischwasserbehandlung - Planung, Prüfung, Vollzug -
- Heft 109/2000**
Kämpf, M. Fließprozesse in Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten - Grundlagen zur hydraulischen Bemessung
- Heft 110/2000**
Lempert, M. Ein GIS gekoppeltes rasterbasiertes Modell zur Berechnung des Wasserhaushaltes kleiner Einzugsgebiete
- Heft 111/2000**
Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1999 „Fließ- und Ausbreitungsvorgänge in aquatischen Grenzräumen“
- Heft 112/2000**
100-Jahr-Feier des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft mit Festvortrag von Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E.h. J. Plate
(In Vorbereitung)
- Heft 113/2000**
Mehler, R. Mischwasserbehandlung - Verfahren und Modellierung
- Heft 114/2000**
Lenk, M. In Vorbereitung
- Heft 115/2000**
Saenger, N. Identifikation von Austauschprozessen zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone

****) Bestellungen beim**

Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung
Petersenstraße 13, D-64287 Darmstadt

oder

Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Wasserbau
Rundeturmstraße 1, D-64283 Darmstadt,
per Fax: 06151/16-3223, per e-mail: zeitler@hrz3.hrz.tu-darmstadt.de

Selbstkostenpreis DM 40,-- je Heft.