Technische Universität Berlin

in Zusammenarbeit mit der

Humboldt-Universität zu Berlin

und dem

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
im Forschungsverbund Berlin e.V.

Abschlußbericht des Forschungsvorhabens

Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch

Projektleitung: Prof. Dr. Manfred Renger[1]
Dipl. Ing. Christian Hoffmann[1]

Bearbeitung: Dipl. Ing. Christian Hoffmann[1]
Prof. Dr. Reinhart Metz[2]
Dr. Gerhard Ginzel[3]

unter Mitarbeit von:
B.Sc. agric. Emma Kofua Baiden[1]
Dipl. Ing. Holger Boeken[2]
Dipl. Chem. Jana Dorn[2]
Dr. Gerhard Einhorn[2]
Dipl. Ing. Michael Facklam[1]
cand. Ing. Paul Foellbach[1]
Dr. Ekkehard Holzbecher[3]
Dr. Wilfried Hübner[2]
cand. Ing. agr. Ines Kolbe[2]
cand. Ing. Cordula Negelein[1]
Chem. Ing. Sibylle Nöther[2]
Dr. Gunnar Nützmann[3]
Dipl. Ing. agr. Inge Regenberg[2]
cand. Ing. Henning Schäfer[1]
Dr. Hubertus Scholz[3]
Dr. Heinz Stoffregen[1]
cand. Ing. Karsten Täumer[1]

[1] TU-Berlin [2] HU-Berlin [3] IGB-Berlin

Im Auftrag des Landes Berlin, vertreten durch die Berliner Forsten
Berlin, Dezember 1998 (Ergänzungen im Mai 1999)

Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch

- Abschlußbericht -

Inhalt

Seite

1. Aufgabenstellung / Hintergrund[1] 3

2. Untersuchungsansatz / methodisches Vorgehen[1] 4

3. Material und Methoden[1+2+3] 6
   3.1 Untersuchungsfläche[1+2] 6
   3.2 Meßeinrichtungen und Probenahme[1+2] 9
   3.3 Untersuchungsmethoden[1+2+3] 10
   3.4 Modellierung[3] 13

4. Gefäßversuche mit Mergel-Rieselfeldboden-Mischungen[2] 14
   4.1 Charakterisierung der Bodenmischungen[2] 14
   4.2 Vegetationsversuche[2] 15
   4.3 Boden-Pflanze-Transfer[2] 16
   4.4. Schlußfolgerungen[2] 18

5. Ergebnisse der Untersuchungen vor der Überlehmung[1+2+3] 19
   5.1 Standortcharakterisierung[1] 19
   5.2 Messung des Durchdringungswiderstandes im Freiland[2] 25
   5.3 Räumliche Variabilität[1] 29
   5.4 Erfassung der Wildpflanzenbestände[2] 35
   5.5 Oberflächennahes Grundwasser (Kapillarsaum)[1] 39
   5.6 Grundwasser - Wasserhaushalt – Grundwasserchemie[3] 41
   5.7 Oberflächengewässer[3] 45

6. Ergebnisse der Untersuchungen nach dem Fräsen[1+2] 46

7. Modellierung[3] 58
   7.1 Das Modell COMFLO und seine Komponenten[3] 58
   7.2 Gliederung des Gebietes[3] 62
   7.3 Modellierung der Schwermetallverlagerung in der wasserungesättigten Zone[3] 64
   7.4 Modellierung der Schwermetallausbreitung im oberflächennahen Grundwasserleiter[3] 68
   7.5 Abschätzung der Schwermetallbelastungen im Oberflächenwasser . 72

8. Zusammenfassung und Ausblick[1] 73

9. Quellenverzeichnis 76

Anhang ab Seite 80

Bearbeitet durch: [1]=TU-Berlin, [2]=HU-Berlin, [3]= IGB-Berlin

1. Aufgabenstellung / Hintergrund

Ehemalige Rieselfelder um Berlin stellen großflächige Altlastenstandorte dar. Die Brandenburger Flächen sind gemäß Landesabfallgesetz (§ 29.4) als Altlastenstandort anerkannt. Bei einer Orientierung an der Berliner Liste (SENSUT 1996) geht von den Rieselfeldböden unter anderem eine Gefährdung der Schutzgüter Mensch und Grundwasser aus. Seit Mitte der 70iger Jahre sind diese Bodenbelastungen im Bereich Berlin-Buch bekannt. Im Rahmen der Bestandsaufnahme zum Berliner Altlastenkataster wurden von METZ et al. (1991) die Untersuchungsergebnisse der vorangegangenen Jahre zusammengefaßt und ergänzt. Im Zuge der Wiedervereinigung wurden die Flächen der Bucher Rieselfelder den Berliner Forsten zugeschlagen und seitdem von Ihnen verwaltet und bewirtschaftet. Im Rahmen eines weitergehenden Untersuchungsprogrammes wurde im Zeitraum 1991-92 eine umfassende Bestandsaufnahme für ein Sanierungs- und Gestaltungskonzept der Flächen erarbeitet (AUHAGEN et al. 1994). In den folgenden Jahren konnten durch Monitoringprogramme der Berliner Forsten (HOFFMANN et al. 1994, HOFFMANN et al. 1995, HOFFMANN et al. 1996) sowie Forschungsprojekte der Technischen Universität Berlin (RENGER et al. 1995, RENGER et al. 1998) und des BMBF (KIRCHNER & BAUER 1994, RENGER et al. 1997) weitere Erkenntnisse zur Rieselfeldproblematik gesammelt werden.

Für Cadmium, Blei, Kupfer, Zink, Sulfat und Nitrat konnten z.B. in mehrjährigen Untersuchungen kontinuierliche Überschreitungen der Schadenswerte im oberflächennahen Grundwasser (Kapillarsaum) festgestellt werden. Es wurden erhebliche, großflächige Bodenversauerungen festgestellt - innerhalb von 10 Jahren sank der pH-Wert von 7,5 auf 5,5. Eine entscheidende Ursache für diese Versauerung ist die Mineralisation von organischem Material (Humus & Klärschlamm) nach dem Ende der Verrieselung. Die pH-Absenkung hat zu einer massiven Verlagerung von Schwermetallen in den ersten Grundwasserleiter geführt. Aufgrund von fehlenden langfristig stabilen Sorptionsträgern (Tonminerale) im Unterboden findet nur eine unbedeutende Bindung an Oxide in tieferen Schichten statt.

Erkenntnisse zum Umfang der Verlagerung von organischen Schadstoffen ins Grundwasser liegen bisher noch nicht vor.
Um zu einer Sicherung dieser Flächen beizutragen wurde die Idee entwickelt, lehmiges bzw. toniges, kalkhaltiges Substrat (Geschiebemergel), welches im Rahmen von Baumaßnahmen für die Verlängerung der U-Bahnlinie 2 nach Pankow anfällt, zu nutzen. Durch geeignete Einarbeitungstechniken sollte das Bodenmaterial zu einer Verbesserung des Schadstoffbindungsvermögens, des Wasserhaushaltes sowie der Bodenstruktur beitragen. Durch die Maßnahmen sollen die folgenden Ziele erreicht werden:

- Bildung von stabileren Bindungsformen der Schwermetalle im Boden und Reduzierung der Schwermetallauswaschung.
- Niedrigere Schadstoffkonzentrationen in der Bodenlösung führen zu einer Verringerung des ökotoxikologisches Potentials und einer Minderung von schädlichen Auswirkungen auf Pflanzen, deren Wurzeln und Mikroorganismen. Bei einem weiteren Ansteigen der Schadstoffkonzentrationen in der Bodenlösung bei sinkenden pH-Werten ist eine Schädigung der Bestände nicht auszuschließen. Schon jetzt werden Aluminiumkonzentrationen von bis zu 100 mg/l in der Bodenlösung gemessen. Bei Konzentrationen über 20 mg/l sind toxische Wirkungen auf das Wurzelsystem von Waldbäumen nachgewiesen.
- Die Einbringung von Mergelsubstrat führt einerseits zu einer Düngung der Baumbestände und trägt andererseits zur langfristigen Erhöhung der Nährstoffspeicherfähigkeit bei.
- Der erhöhte Tongehalt verbessert die Wasserspeicherkapazität der sandigen Böden und führt damit zu besseren Erfolgen bei der Aufforstung, da Wasser auf diesen Standorten den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum darstellt.
- Die schnelle Begründung gesunder Waldbestände führt zum einen über die Reduzierung der Grundwasserneubildung, zum anderen über die Aufnahme mobiler Schwermetalle aus der Bodenlösung zu einer effektiven Verlangsamung der Schadstoffverlagerung.

Da es sich bei dem Projekt um einen bisher einmaligen Versuch handelt, in dieser Größenordnung unbelasteten Bodenaushub zur Reduzierung von Schadstoffausträgen in das oberflächennahe Grundwasser zu nutzen, sollte das Pilotvorhaben wissenschaftlich begleitet werden.
Im Rahmen des Forschungsprojektes sollen vorrangig die folgenden Fragestellungen beantwortet werden:

- Stellt die Lehmausbringung eine sinnvolle Möglichkeit der Sicherung schwermetallbelasteter Rieselfeldflächen dar?
- Führt die Lehmausbringung zur Stabilisierung der Schwermetallbindungsformen (Verringerung der mobilen Anteile)?
- Ist die Lehmausbringung bzw. seine Einarbeitung mit negativen Auswirkungen wie z. B. Humusabbau, Bodenverdichtung, Vegetationsänderungen oder-schäden verbunden?
- Welche Prognosen lassen sich langfristig zum Einfluß auf das Sicker-, Grund- und Oberflächenwasser treffen?
- Ist die Überlehmung eine sinnvolle, in ihren Vor- und unter Umständen auch Nachteilen, überschaubare Maßnahme, welche sich auf andere, vergleichbare Standorte übertragen läßt?

2. Untersuchungsansatz / methodisches Vorgehen

Zur Vorbereitung der Geländeuntersuchung wurde das vorliegende Kartenmaterial, alte Fließwegepläne sowie die aktuellen Luftbilder ausgewertet. Aufgrund der durch die TU-Berlin in den letzten Jahren durchgeführten Untersuchungen (SCHLENTHER et al. 1992, HOFFMANN et al. 1994, 1995, 1996, RENGER et. al. 1996 & 1998) können bestimmte Annahmen bei der Planung der Untersuchungen berücksichtigt werden:

- alte Rieselfeldstrukturen lassen sich auf Luftbildern anhand der Vegetation identifizieren. Die Bäume zeichnen dabei das Bild der ehemaligen Dämme nach, weil in diesen Bereichen ein höherer Humusgehalt zu finden ist und dadurch eine bessere Wasserversorgung gewährleistet wird.
- ehemalige Einlaßbereiche einer Rieselgalerie sind höher belastet als die anderen Becken. Besonders hohe Schadstoffbelastungen finden sich in den Bereichen, aus denen der Klärschlamm mit dem Ende der Verrieselung nicht entfernt wurde.
- Humusgehalte und Schadstoffe weisen eine signifikante, positive Korrelation auf, d.h. bei hohen Humusgehalten finden sich mit großer Wahrscheinlichkeit auch hohe Schadstoffgehalte.
- mit Transektuntersuchungen lassen sich im Vergleich zu Rasterbeprobungen erheblich günstiger und schneller Informationen zur Belastung von Rieselfeldflächen treffen.

Aufgrund dieses Vorwissens wurden die Verläufe der Transekte so gelegt, daß sie möglichst viele rieselfeld-charakteristische Strukturen schneiden um Informationen zur Belastung der unterschiedlichen Teilelemente der Untersuchungsfläche zu gewinnen (Einleiterbereiche, Dämme, mittlere Becken, Endbereiche).

Eine Untersuchung der Auswirkungen der Mergelausbringung auf das Verhalten von organischen Schadstoffen im Boden konnte aus finanziellen Gründen nicht durchgeführt werden. Aufgrund der Erkenntnisse früherer Arbeiten (AUHAGEN et al. 1992) kann jedoch davon ausgegangen werden, daß sich in Bereichen mit hohen Schwermetallkonzentrationen auch hohe Organikakonzentrationen finden. Aussagen zur Auswirkung der Mergelausbringung in bezug auf das zukünftige Abbauverhalten von Organika können nicht getroffen werden. Es scheint unwahrscheinlich, daß die Mergelausbringung zu einer Mobilisation der sehr stark festgelegten organischen Schadstoffen beiträgt.

Bei der Auswahl der Beprobungspunkte für das oberflächennahe Grundwasser (Kapillarsaum) wurde versucht, höher und geringer belastete Bereiche zu erfassen. Der Vorteil der Beprobung des Kapillarsaums liegt darin, daß die konkreten Stoffkonzentrationen ermittelt werden können, welche gerade in den Grundwasserleiter eintreten, ohne schon mit ihm vermischt zu sein. Dadurch können präzisere Aussagen getroffen werden, ohne das eine äußerst kosten- und zeitaufwendige Beprobung des Bodenwassers mit Saugkerzen vorgenommen werden müßte.

Die vier neuen Grundwasserpegel sollten so angelegt werden, daß sie zum einen einen Schnitt in Fließrichtung durch den Grundwasserleiter ermöglichen und zum anderen möglichst unterschiedliche Belastungsbereiche abgedeckt werden. Weiterhin sollten die vorhandenen Grundwasserpegel im Bereich des Untersuchungsgebietes mit in die Untersuchungen einbezogen werden.

Da es abzusehen war, daß die Lehmausbringung und Einarbeitung solange dauern wird, daß zum Ende des Projektes noch keine Geländeergebnisse zum Erfolg der Arbeiten vorliegen können, wurde seitens der Humboldt-Universität eine Freilandversuchsfläche mit Mergel in Malchow angelegt, auf der verschiedene Pflanzversuche durchgeführt wurden. Weiterhin

wurden Gefäßversuche zur Immobilisation von Schwermetallen durchgeführt und der Boden-Pflanze-Transfer untersucht.

Eine Untersuchung der Auswirkungen der Mergelausbringung auf das Verhalten von organischen Schadstoffen im Boden konnte aus finanziellen Gründen nicht durchgeführt werden. Aufgrund der Erkenntnisse früherer Arbeiten (AUHAGEN et al. 1992) kann jedoch davon ausgegangen werden. daß sich in Bereichen mit hohen Schwermetallkonzentrationen auch hohe Organikakonzentrationen finden. Die Auswirkungen der Mergelausbringung in bezug auf ihr zukünftiges Abbauverhalten kann nicht getroffen werden. Es scheint unwahrscheinlich, daß die Mergelausbringung zu einer Mobilisation der sehr stark festgelegten organischen Schadstoffe beiträgt.

3. Material und Methoden

3.1 Untersuchungsfläche

Geographische Lage

Das Arbeitsgebiet befindet sich auf den ehemaligen Rieselfeldern bei Buch, welche sich am Nordostrand Berlins sowie etwa zur Hälfte in Brandenburg (Kreis Bernau) befinden. Diese ehemaligen Rieselfeldflächen werden östlich und westlich durch die Ortslagen Zepernick und Schildow-Blankenfelde und im Süden durch die Ortsteile Buchholz-Blankenburg und Buch (Bez. Pankow) begrenzt. Die Untersuchungsfläche erstreckt sich über die Abteilung 705 des Forstreviers Buch westlich der Gemeinde Hobrechtsfelde.

Geologische und hydrogeologische Situation

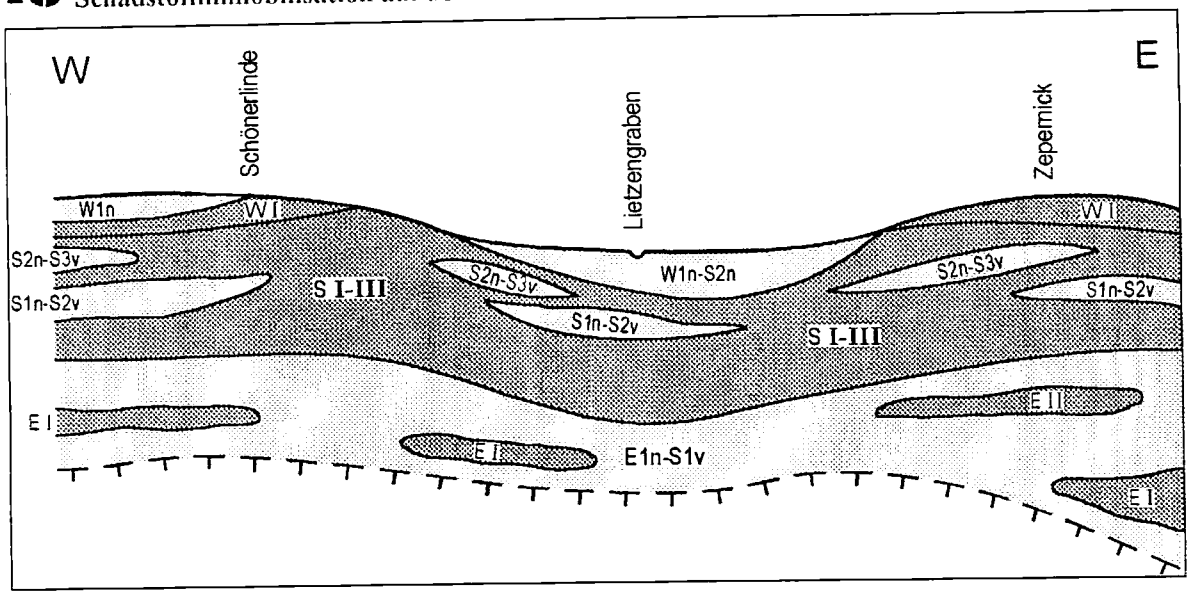
Das Arbeitsgebiet gehört zur geologischen Großeinheit "Barnimhochfläche", welche innerhalb des Gebietes durch das Panketal in die Untereinheiten Barnim und Westbarnim getrennt wird (SCHWANDTKE 1985). Die oberflächennahen Schichten östlich der Panke werden vorwiegend von Grundmoränenmaterial gebildet. Das topographisch tiefer liegende Areal östlich des Baches besteht an der Oberfläche und in den oberflächennahen Bereichen hauptsächlich aus Schmelzwassersedimenten. In südlicher Richtung findet ein allmählicher Übergang vom Hochflächen- zum Urstromtalbereich statt.

Aus hydrogeologischer Sicht muß das Untersuchungsgebiet so abgegrenzt werden, daß das gesamte Grundwasserströmngsfeld, in das die vom Geschiebemergel bedeckte Fläche eingebunden ist, berücksichtigt werden kann. Dieses Gebiet ist in Abb.3.2 dargestellt und konnte durch eindeutige Randbedingungen begrenzt werden. Das Grundwasserströmungsfeld westlich des Lietzengrabens entspricht dem Modellgebiet (s. Kap. 3.4 und 7.0).

Das Untersuchungsgebiet besteht bis zu einer Teufe von 50-90 m ausschließlich aus einer quartären Schichtenfolge, die ein komplexes System von Grundwasserleitern und Stauern bildet (Abb. 3.1). Der für die Rieselfeldwirtschaft genutzte oberflächig anstehende unbedeckte Grundwasserleiter (2-10 m) ist genetisch auf spätweichselkaltzeitliche Erosions- und Akkumulationsprozesse zurückzuführen. Schmelzwässer der Frankfurter Eisrandlage der Weichselvereisung führten zunächst zu einer Erosion des Saale-II-Geschiebemergels. In der Spätphase des Frankfurter Stadiums wurde dann diese Hohlform durch glazifluviatile und fluviatile Sedimente(vorwiegend Mittel- bis Feinsande) aufgefüllt. Bei weitgehender Erosion des W-I-Geschiebemergels können diese W-I-Nachschüttsande mit saalekaltzeitlichen Nachschüttsanden der Saale-II-Vereisung einen einheitlichen Grundwasserleiter bilden.

Im Bereich der mit Geschiebemergel bedeckten Fläche konnte durch 4 Pegelbohrungen der unbedeckte Grundwasserleiter näher untersucht werden. Seine Mächtigkeit schwankt zwischen 3,9 und 5,4 m (siehe Schichtenverzeiochnisse in Anhang). Im oberen Bereich überwiegen Feinsande, ab einer Teufe von 3,0 m herrschen Mittelsande vor.

Der saalekaltzeitliche Stauerkomplex, der im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnte, ist nicht einheitlich aufgebaut und ist teilweise durch zwischengeschaltete saalekaltzeitliche Schmelzwassersande in verschiedene Horizonte gegliedert. Geologische Fenster zum liegenden saale- bis elsterkaltzeitlichen Hauptgrundwasserleiter, aus dem das Wasserwerk Buch fördert, sind bisher nicht nachgewiesen. Der Saale-Geschiebemergel-komplex (Gesamtmächtigkeit bis zu 50 m) stellt somit einen wichtigen Grundwasserstauer des Gebietes dar, der das von der Rieselfeldwirtschaft beeinflußte unbedeckte Grundwasserstockwerk vollständig von dem für die Trinkwassergewinnung genutzten Hauptgrundwasserleiter trennt. Damit ist der Hauptgrundwasserleiter sehr gut gegen die durch den 80jährigen Rieselfeldbetrieb verursachten Kontaminationen geschützt. Hydrologisch bilden der unbedeckte Grundwasserleiter mit dem Vorflutsystem eine Einheit. Der Lietzengraben entwässert den unbedeckten Grundwasserleiter (Abb. 3.2). Mit Hilfe von Wehren wurden einige alte Rieselfeldgräben eingestaut. Aus diesen infiltriert Oberflächenwasser in das Grundwasser. Eine solche künstliche Grundwasserscheide stellt die Westbegrenzung des Untersuchungsgebietes dar (Abb. 3.2). Eine Speisung des liegenden Hauptgrundwasserleiters aus dem unbedeckten Grundwasserleiter erfolgt im Untersuchungsgebiet nicht. (Zunahme der NN-bezogenen Wasserstände in den tieferen Grundwasserleitern). Der unbedeckte Grundwasserleiter des Untersuchungsgebietes erhält einen unterirdischen Zufluß aus dem Norden, wie aus dem Hydroisohypsenplan hervorgeht (Abb. 3.2). Darin ist auch eine Gesamtwasserbilanz für das hydraulische System unbedeckter Grundwasserleiter-Oberflächengewässer am Beispiel des hydrologischen Jahres 1992 enthalten.



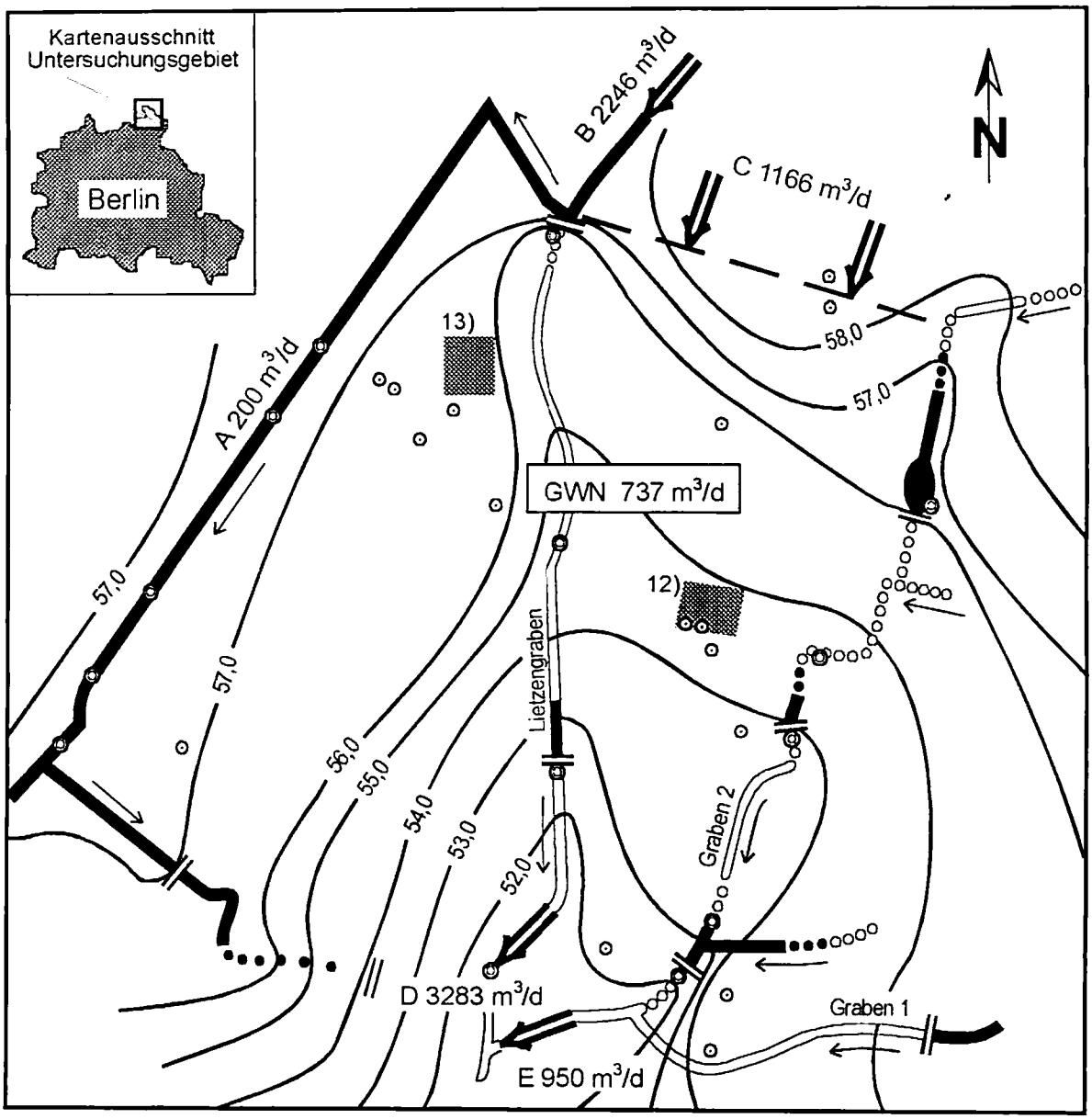
Legende a:

- sandige Bildungen, vorwiegend glazio-fluviatile Schmelzwassersande
- Grundmoräne
- Quartärbasis

Legende b:

- W1n - Weichsel1-Nachschüttsande
- S2n - Saale2-Nachschüttsande
- S2v - Saale2-Vorschüttsande
- S1n - Saale1-Nachschüttsande
- S1v - Saale1-Vorschüttsande
- E1n - Elster1-Nachschüttsande
- W I - Grundmoräne Weichsel I-Kaltzeit
- S III - Grundmoräne SaaleIII-Kaltzeit
- S II - Grundmoräne SaaleII-Kaltzeit
- S I - Grundmoräne SaaleI-Kaltzeit
- E II - Grundmoräne ElsterII-Kaltzeit
- E I - Grundmoräne ElsterI-Kaltzeit

Abb. 3.1: Schematischer hydrogeologischer Schnitt



Infiltration vom Oberflächenwasser in das Grundwasser
- mittel bis stark
- • • • schwach bis sehr schwach

Infiltration vom Grundwasser in das Oberflächenwasser
- mittel bis stark
- ○ ○ ○ schwach bis sehr schwach

Zulauf und Infiltration von geklärtem Abwasser des Klärwerkes Schönerlinde in die Rieselbecken 12 und 13

Zufluß/Abfluß des Untersuchungsgebietes
A Infiltration OFW ⟶ GW
B oberirdischer Zufluß
C unterirdischer Zufluß
D, E oberirdischer Abfluß
–56,0– Hydroisohypse
— — Nördliche Modellierungsgrenze
⊙ GW-Meßstellen
⊙ OFW-Meßstellen
II Stau

100 50 0 100 200 300 m

Abb. 3.2: Untersuchungsgebiet mit Wasserhaushalt und Grundwasserdynamik

3.2 Meßeinrichtungen und Probenahme

Die Probenahme im Gelände gliedert sich in zwei Bereiche auf:

- die Entnahme von Bodenproben und
- die Entnahme von wässrigen Proben

Die Entnahme von **Bodenproben** im Gelände erfolgte mit unterschiedlichen Zielsetzungen.
Es wurden einerseits drei Leitprofile zur Standortcharakterisierung angelegt, andererseits wurden Transektproben im 10 m Abstand entnommen. Teilweise wurden die Transekte bis auf 1 m Abstand verdichtet. Die Probenahme erfolgte in PE-Tüten für die chemische Analytik und mit Stechzylindern für die bodenpysikalischen Untersuchungen. Die in Buch entnommen Stechzylinderproben wurden unmittelbar nach der Probenahme den Meßapparaturen zugeführt. Die Proben für die chemische Analytik wurden im Umlufttrockenschrank bei circa 30°C getrocknet, ein Teil der Probe dann für die Schwermetall- und C/N-Analytik in einer Planetenschwingmühle in Achatbechern auf < 0.1 mm vermahlen.
Die Entnahme von **oberflächennahem Grundwasser** erfolgte mit Hilfe einer Schlitzsonde nach STREBEL et al. (1992). Diese Art der Beprobung stellt einen deutlichen Vorteil gegenüber den sonst üblichen Grundwasserpegelbeprobungen dar, weil hier die Konzentrationen ermittelt werden können, die ins Grundwasser gelangen, bevor eine Verdünnung mit Wasser aus dem Aquifer stattgefunden hat. Zur Probenahme wurde mit einer Peilstange vorsichtig bis zum Kapillarsaum des Grundwassers vorgebohrt, dann wurde die Schlitzsonde eingeführt und mittels einer batteriebetriebenen Unterdruckpumpe das Grundwasser aspiriert. Die Sonde wurde im FG Bodenkunde unter ausschließlicher Verwendung von Acrylglas und Edelstahl in 2 m Stücken selbst gefertigt. Die einzelnen Teile lassen sich nach Bedarf über Gewindestücke miteinander verbinden. Die Schlitzweite des Sondenkopfes betrug 1 mm. Die ersten 5 Liter wurden jeweils verworfen, um Kontaminationen durch beim Bohren verschlepptes Bodenmaterial auszuschließen. Meistens konnte nach 2-3 Litern schon klares Wasser ohne nennenswerte Bodenbeimengungen gewonnen werden. Die Probenahme erfolgte in 1 Liter-Glasflaschen.
Zur **Untersuchung des Grundwassers** wurden 4 Bohrungen abgeteuft und zu Meßstellen ausgebaut (Schichtenverzeichnisse im Anhang). Zusätzlich wurden bereits vorhandene Grundwasserbeobachtungsrohre zu Wasserspiegelmessungen genutzt (Lage der Meßstellen siehe Abb. 3.2). Für die chemische Untersuchung des Grundwassers stromoberhalb der Geschiebemergelfläche wurde das vom IGB langjährig genutzte Grundwasserbeobachtungsrohr Bu 27 mit in die Probenahme einbezogen. Das Konzept der Probenahme ist in Abb. 3.3 dargestellt. Es ist so angelegt, daß die Wasserbeschaffenheit in Grundwasserfließrichtung untersucht werden kann. Zusätzlich wurde grundwasserstromunterhalb der Geschiebemergelfläche der erste bedeckte Grundwasserleiter mit in die Untersuchungen einbezogen (RKB 3/98, Unterpegel). Die Filtereinbautiefen sind im Anhang enthalten.
Da das Grundwasser dem Lietzengraben zufließt, erfolgten auch Oberflächenwasserprobenahmen. Für die hydrochemischen Untersuchungen wurden die langjährigen Meßstellen des IGB genutzt (PL und P6). An der Meßstelle PL erfolgen außerdem seit 1992 durch das IGB oberirdische Abflußmessungen. Sie wurden im Rahmen dieses Projektes weitergeführt und stellen eine wesentliche Grundlage für die wasserhaushaltlichen Untersuchungen dar.

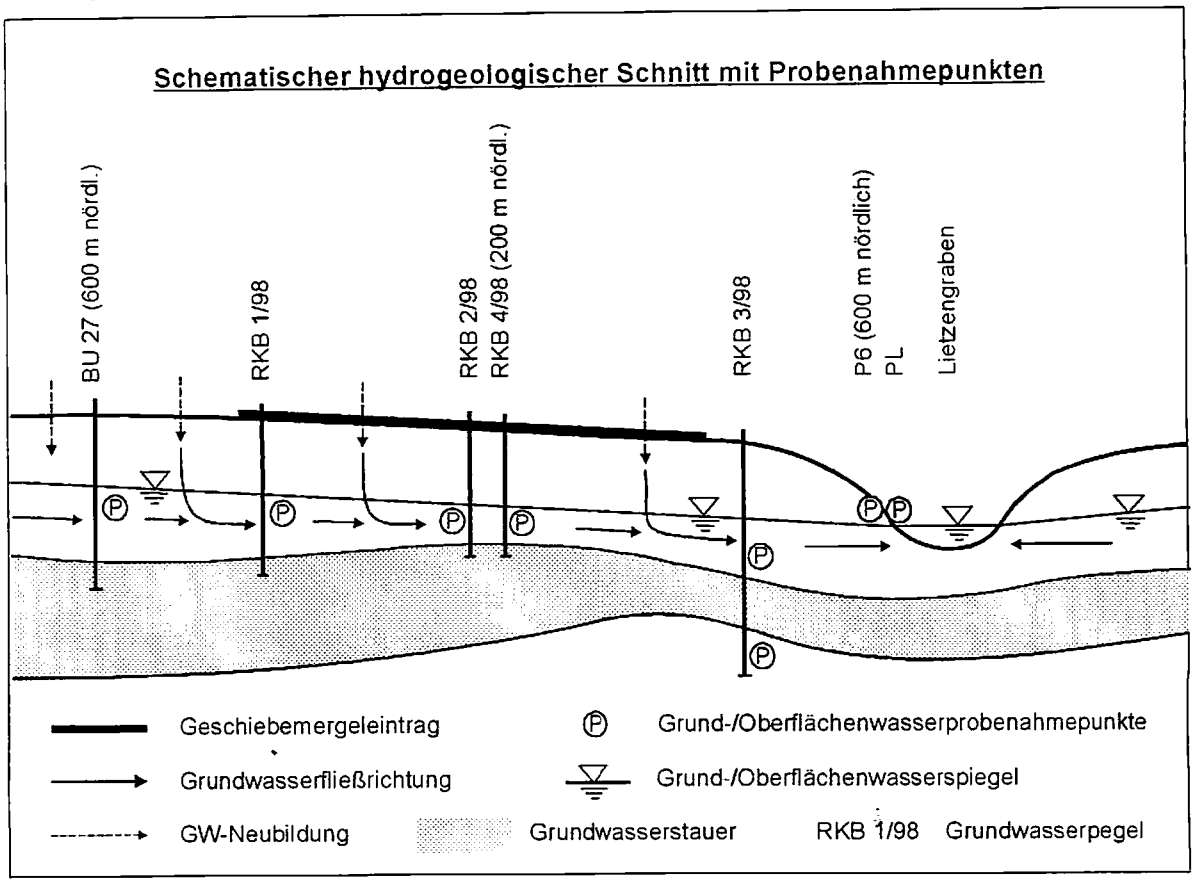


Abb. 3.3: Schema der Wasserprobenahme

3.3. Untersuchungsmethoden

Physikalische Untersuchungsmethoden

Die **Feldansprache** im Gelände wurde gemäß KA 4 durchgeführt (AG BODENKUNDE 1994). Zur Bestimmung der **Lagerungsdichte** wurden die Stechzylinder bis zur Gewichtskonstanz bei 105°C getrocknet. Die Lagerungsdichte gibt dann die Masse in g/cm³ Boden an. Die **Korngrößenverteilung** erfolgte nach Dispergierung (Humus- und Carbonatzerstörung sowie Behandlung mit 0,1 N $Na_4P_2O_7$) für die Sandfraktion durch Trockensiebung (DIN 19638, T1), für die Schluff und Tonfraktion mittels Pipettmethode (DIN 19683, T2). Die Ermittlung der **gesättigten Wasserleitfähigkeit** erfolgte nach HARTGE (1966, DIN 19683,T9) mit einem Haubenpermeameter an jeweils 10 Parallelen. Die Bestimmung der **Wasserspannungs-Wassergehaltskurve (pF-Kurve)** bei den pF-Stufen: 1.5, 1.8, 2.0, 2.5 und 4.2 erfolgte durch stufenweise Entwässerung der kapillar aufgesättigten Stechzylinder (HARTGE 1971) mit vierfacher Wiederholung.

Kartierung der Wechselwirkung zwischen Grundwasser und Vorflut erfolgte mit verschiedenen Verfahren: **Messung der Infiltration in den Vorfluter** mit Hilfe einer im IGB entwickelten Meßeinrichtung (Seepage-Verfahren nach DRIESCHER & DRIESCHER, 1992). Dieses Verfahren ermöglicht den Nachweis des in die Vorflut einströmenden Grundwassers mit Hilfe einer Auffangvorrichtung (Seepage-Topf). **Kartierung der Sedimente des Gewässerbetts** und deren Beschaffenheit infolge des Grundwasserzuflusses. Speziell die Ablagerung von Eisenocker weist auf das Einströmen von Grundwasser in die Vorflut hin. **Messung von Temperatur und Leitfähigkeit im Grund-und Oberflächenwasser.** Hierbei wird die unterschiedliche Verteilung von Temperatur und Leitfähigkeit in Grund- und Oberflächenwässern zur Ermittlung der hydraulischen Wechselbeziehungen genutzt. **Tracermessungen** mit Hilfe spezieller fester Uraninpräparate, die in den Gewässerboden eingebracht werden und sich nach kurzer Zeit auflösen. Bei Eintritt von Grundwasser gelangen sie ins Oberflächenwasser, bei Infiltration von Oberflächenwasser gelangen sie ins Grundwasser. Durchflußmessungen in den Vorflutern. Durch die **Messung der oberirdischen Abflüsse** an verschiedenen Stellen der Vorfluter sind aufgrund der festgestellten Differenzen der oberirdischen Abflüsse, an den einzelnen Meßpunkten, Rückschlüsse auf das Zuströmen von Grundwasser bzw. die Infiltration von Oberflächenwasser möglich.

Bestimmung des **Durchlässigkeitsbeiwertes** nach Siebanalysen. Auf der Basis der Korngrößenbestimmung wird nach BEYER (1963) der Durchlässigkeitsbeiwert (kf- Wert) berechnet. Außerdem wurde zur Bestimmung des

kf- Wertes das Meßgerät der Fa. UIT, Dresden verwendet, dabei werden die Gesteinsproben nach dem Heberprinzip durchflossen. Das in den Meßzylindern gesammelte ausgeflossene Volumen ist das Maß für den kf- Wert und wird nach der Darcy-Gleichung berechnet
Zur Bestimmung des **Durchdringungswiderstandes** (Bodenfestigkeit) wurde mit der Bodendrucksonde "sensopres 17" an einem Meßplatz von zwei Meter Durchmesser mit 15 - 20 Einstichen/Meßplatz der Widerstand des Bodens mit einer geeichten Sondenspitze in cm-Abstand bis 70 cm Tiefe gemessen. Größere Tiefen werden durch Abtragen der Bodendecke erreicht. Die elektronisch registrierende und speichernde Sonde gibt einen Mittelwert für jede Meßtiefe an und ermöglicht die Übertragung an einen PC zur Speicherung in einer binären Datei.

Chemische Untersuchungsmethoden
In allen **wäßrigen Lösungen** wurden die **Kationen** (Al, Ca, Cd, Cu, Fe, K, Na, Mg, Pb, Si, Zn) an einem Flammen-AAS (FA. Perkin Elmer 2380) oder bei niedrigen Schwermetallkonzentrationen an einem Graphitrohr-AAS (Fa. Perkin Elmer, Analyst 700) gegen Standardeichlösungen in gleicher Matrix gemessen. Die Bestimmung der **Anionen** (Cl^-, F^-, NO_3^-, PO^{4-}, SO_4^{2-}) erfolgte mittels Ionenchromatographie (Fa. DIONEX 2000 iSP) an membranfiltrierten Proben (0.45 µm). **pH-Wert** und **elektrische Leitfähigkeit** wurden elektrometrisch bestimmt (pH-Meter 761, Fa. Knick; LF 91, Fa. WTW). Die **DOC-Gehalte** wurden mit einem TOC-5050 (Fa. Shimadzu) untersucht. Hier wird zuerst der anorganische Kohlenstoff über Ansäuerung ausgestrippt und anschließend der organische Kohlenstoff durch Verbrennung und Detektion des CO_2 mittels IR-Detektion bestimmt.
In den **Bodenproben** erfolgte die **pH-Wert** Messung in Suspension mit $CaCl_2$-Lösung (0.01 m) und Wasser im Boden/Lösungsverhältnis von 1:2.5. Die **Schwermetall-Gesamtgehalte** wurden durch einen HNO_3-Druckaufschluß mit 10 ml konz. Salpetersäure aus 0.5 g Boden in Teflontiegeln bestimmt (PDS 6, Fa. LAL, Göttingen). Die Aufschlußzeit betrug 6 h bei 185°C. In Abhängigkeit vom Ausgangsgestein können mit dieser Methode elementabhängig zwischen 85 und 100 % der Gesamtgehalte bestimmt werden (SCHIMMING 1990). Als problematisch muß diese Methode danach bei höheren Mengen silikatisch gebundener Schwermetalle angesehen werden. Vergleiche von HNO_3-Druckaufschluß mit dem Königswasseraufschluß nach DIN 38 414, Teil 7 (NORMENAUSSCHUSS WASSERWESEN IM DIN, 1983) an Bucher Proben zeigten keine relevanten Abweichungen in den Ergebnissen. Zur Qualitätssicherung wurden Blindwerte bestimmt und Referenzproben (CRM 277, CRM 143, PACS 1) parallel aufgeschlossen. Für die Untersuchungen der HU-Berlin wurde der **Königswasseraufschluß für Pflanzen- und Bodenproben** gemäß DIN verwendet. Der Anteil der **verfügbaren Schwermetalle** wurde in Anlehnung an KÖSTER et al. (1982) über den in 0.1 M $Ca(NO_3)_2$-Lsg. löslichen Anteil bestimmt (Boden:Lsg./ 1:2.5). **Mobile und leicht nachlieferbare Schwermetallanteile** wurden bei den Untersuchungen der Humboldt-Universität durch stufenweise Extraktion mit 1M NH_4NO_3 und 1 M NH_4-Acetat (Boden : Lösungsverhältnis von 1:2.5) nach ZEIEN und BRÜMMER (1989) extrahiert. Der erste Extraktionsschritt ist dabei analog DIN 19730. Zur **Schwermetallgehaltsbestimmung in den Pflanzen** wurde 2 g Pflanzenmaterial nach trockener Veraschung bei 380°C im Muffelofen mit 20 ml 1M HNO_3 aufgeschlossen und die Konzentrationen am Flammen-AAS bestimmt.
Die Bestimmung der **effektiven Kationenaustauschkapazität** erfolgte in Anlehnung an MEIWES et al. (1984) bei pH 4.6, mit 1 m NH_4Cl-Lsg. im Verhältnis 1:20. Die Proben wurden 4 h über Kopf geschüttelt. Die Bestimmung des **H-Wertes** erfolgte in 1 M Calziumacetat-Lsg. im Verhältnis 1:2.5. Die **potentielle Kationenaustauschkapazitat** nach MEHLICH wurde gemäß DIN 19684 T8 (1977) durchgeführt.
Die Gesamtgehalte an **Kohlenstoff** (C_t) und **Stickstoff** (N_t) wurden thermokonduktometrisch, nach Verbrennung im geschlossenen System mit einem C/N-Analyzer (ANA 1500, Fa. Carlo Erba) bestimmt.
Zur Bestimmung von **Phosphor im Boden** wird 1 g Boden mit 5 ml Königswasser erhitzt bis keine nitrosen Gase mehr aufsteigen und danach zweimal mit HCl erhitzt (LADEMANN & PÖTHIG 1994). Anschließend erfolgt die P-Bestimmung mit der Molybdänblau-Methode.

Sonstige Untersuchungsmethoden
Bei der **Bestimmung der CO_2-Freisetzung** wurde in Abwandlung zur Isermeyer-Methode beschrieben in ALEF 1991), das während der Inkubation einer Bodenprobe in einem geschlossenen System in Natronlauge aufgefangene CO_2 nicht mit Salzsäure zurücktitriert. Die Änderungen der Leitfähigkeit der natronlauge wurden mittels Leitfähigkeitsmeßgerät (Microprocessor Conductivity Meter LF 539, Wissenschaftlich Technische Werkstätten) ermittelt. Diese Leitfähigkeitsänderung ist direkt proportional zur CO_2-Konzentration, und diese ist Ausdruck der Bodenatmung..
Zur **Bestimmung der Freßaktivität** wurde der Köderstreifentest (nach TÖRNE 1990 modifiziert von KRATZ 1998) verwendet. Die PVC-Kunststreifen (160 mm lang, 1mm dick, 5 - 10 mm breit) sind mit 16 konisch aufgeweiteten Löchern (Durchmesser 1 mm) versehen. Diese Löcher werden mit einem standardisierten cellulose/stärkehaltigen Substrat gefüllt. Die Köderstreifen werden senkrecht in den Boden eingeführt und nach 14 Tagen wieder herausgezogen. Die Meso- und Mikrofauna des Bodens hat sich an dem Ködergemisch bedient. Die Zahl der ausgefressenen Löcher gibt die Freßaktivität und daraus schlußfolgernd die biologische Aktivität

an. Es handelt sich um eine Freilandmethode, die erst nach Abschluß der Bodenmischung und nur während der Vegetationszeit (> 4 °C) einzusetzen ist. Vorgezogene Kleinparzellenversuche sind nicht auswertbar.
Zur **Bestimmung der Cellulosezersetzung** im Labor (beschrieben in FIEDLER 1973) wurde eine Petrischale mit einer Bodenprobe bis zur Hälfte gefüllt. Auf diesen Boden kam ein bei 105 °C vorgetrockneter und ausgewogener Rundfilter (∅ 9 cm), der sich zwischen zwei Gazescheiben befand. Der Rundfilter wurde mit einer lockeren Bodenschicht abgedeckt und nach einer Bebrütungsdauer von 21 Tagen bei 25 °C im Klimaschrank wurde die Filterpapierscheibe aus der Schale genommen, bei 105 °C getrocknet und gewogen und somit die Menge an unzersetzt gebliebener Cellulose bestimmt. Die Gewichtsdifferenz gibt die Aktivität cellulosezersetzender Mikroorganismen an.
Begehung der Flächen in einem engen Raster im vierwöchigen Abstand und **Erfassung des Wildpflanzenaufwuchses** nach Arten und Wuchsort. Bei der letzten Begehung wurde versucht, die Häufigkeit des Auftretens der Arten als Zahlenwert (1: gering, 9: stark) anzugeben.
Zur **Ermittlung des Bodensamenpotentials** vor dem Lehmauftrag, wurden auf einer Teilfläche Erdproben à 5 l im Abstand von 10 m entnommen, homogenisiert und in 4 Wiederholungen mit je 500 ml in Keimschalen aufgestellt. Die Zeitfolge der weiteren Bearbeitung war: Bonitur I nach 2 Monaten, wenden, Bonitur II nach 2 Monaten, Lagerung bei 4 °C über 3 Wochen, Bonitur III nach 2 Monaten.
Zur Untersuchung der **Überlebensfähigkeit von Queckenrhizomen** wurde an 5 Stellen, welche der monatsweisen Zeitfolge der Bodenbedeckung entsprechen, aus etwa 5 cm Tiefe des ursprünglichen Bodens (45 cm unter der Lehmdecke) Rhizome entnommen und unter optimalen Bedingungen -einschließlich zeitweiser 4°C- eingelagert. Der Wiederaustrieb wurde in der Vegetationsstation kontrolliert.

3.4 Modellierung

Die Bewertung der bodenverbessernden und die Schadstoffimmobilisierung fördernden Maßnahmen der Mergelausbringung und Einmischung in die oberen Horizonte der Testfläche des Rieselfeldes Berlin-Buch hinsichtlich ihrer mittel- und langfristigen Wirkung kann - will man die Dynamik des Systems Boden/Grundwasser/Oberflächengewässer berücksichtigen - effektiv nur mit Hilfe von Modellen erfolgen. Unter Einbeziehung der bereits vorliegenden Meßdaten und auf der Grundlage von Annahmen über weitere hydrologische und hydrochemische Parameter, lassen sich verschiedene Szenarien simulieren, die dann mittel- und langfristige Trends aufzeigen und eine Grundlage für die Erfolgseinschätzung bilden. Da der Transport von in den Rieselfeldböden festgelegten Schadstoffen ausgelöst durch den Niederschlag mit dem Sicker- und Grundwasser erfolgt, werden mit den folgenden Modellen Simulationen zur Schwermetallverlagerung im Boden und der wasserungesättigten Zone und zum Schwermetalltransport im oberflächennahen Grundwasserleiter durchgeführt:

- SUNMIX: Finite-Element-Programm zur Simulation ungesättigter und gesättigter Wasserströmungen und Stofftransporte (1-dimensional) in heterogenen porösen Medien (Nützmann 1991).
- FAST: Finite-Volumen-Software zur Simulation von Grundwasserströmungs- und Transportprozessen (3-dimensional) in heterogenen Systemen (Holzbecher 1996).

Eine für die Modellierung wesentliche Annahme dabei ist, daß der Stofftransport gerichtet von der ungesättigten Zone ins Grundwasser verläuft, und daß beide Teilprogramme daher nacheinander (ohne Rückkopplung) abgearbeitet werden können. Eine weitere besteht darin, daß der Stofftransport in der ungesättigten Zone ausschließlich vertikal und im Grundwasser horizontal gerichtet sein soll, sowie insgesamt mit einer stationären Strömung zu rechnen ist.
Diese Berechnungen sollen zeigen, wie sich die beiden ausgewählten Schwermetalle Zink und Cadmium in der ungesättigten Zone und im oberflächennahen Grundwasserleiter räumlich und zeitlich ausbreiten und welche Konzentrationen und Frachten letztendlich im Sicker- und Grundwasser zu erwarten sind. Während für die wasserungesättigte Zone vor allem von Interesse ist, ob und in welchem Zeitraum die Schwermetalle ausgewaschen werden, spielen beim oberflächennahen Grundwasser sowohl die räumliche Ausbreitung als auch die Infiltration in das Oberflächengewässer eine wesentliche Rolle. Der gewählte Zeitabschnitt, in dem diese Prozesse simuliert wurden, beträgt 100 Jahre.

4. Gefäßversuche mit Mergel-Rieselfeldboden-Mischungen

Zur Voraussage der Auswirkung des Fräseinsatzes dienten Laborversuche. Dazu wurden aus Rieselfeldboden und Geschiebemergel der U2-Baustelle Mischungen im Verhältnis 1 : 1, 1 : 2 und 1 : 3 hergestellt und untersucht. Das Ergebnis der Untersuchungen für die Mischungen ist von der Zusammensetzung der Ausgangssubstrate abhängig und nur für vergleichbare Bedingungen zu verallgemeinern.

4.1 Charakterisierung der Bodenmischungen

Der Bauaushub ist als stark lehmiger Sand (vgl. Tab.: 4.1), der Rieselfeldboden als Sand, die Mischung 1 : 1 als schwach lehmiger Sand und die Mischung 1 : 3 als schwach toniger Sand einzustufen. Höhere Schluff- und Tonanteile sind im Interesse der Aufgabenstellung erwünscht. Das Mischungsverhältnis 1 : 1 bedeutet zum Beispiel das Aufbringen von 40 cm Lehm auf Rieselfeldboden und nachfolgendes Einmischen bei 80 cm Bearbeitungstiefe.

Tab. 4.1: Körnung im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischungen

Boden / Mischung	Sand (Gew. %)	Schluff (Gew. %)	Ton (Gew. %)
Lehm (L)	69,22	17,03	13,83
Rieselfeldboden (R)	91,68	2,87	2,77
L : R = 1 : 1	82,75	9,07	7,70
L : R = 1 : 2	n.b.*	n.b.*	n.b.*
L : R = 1 : 3	87,14	6,97	5,50

* aus Kapazitätsgründen nicht bestimmt

Von Interesse war hier, wie sich durch das Mischen von Rieselfeldboden und Bauaushub der pH-Wert, der organische Substanzgehalt sowie der Nährstoffgehalt (Stickstoff und Phosphor) im Boden ändern.
Der pleistozäne Bauaushub hat einen höheren pH-Wert und führt nach Einmischen in das Rieselfeld zu stärkeren Bindungskräften im Bearbeitungshorizont. Die hohen Nährstoff- und C_{org}-Gehalte des Rieselfeldbodens werden durch die Bodenmischung verdünnt und durch den Lehmeintrag gebunden, dadurch wird die Auswaschungsgefahr vermindert.

Tab. 4.2: pH-Wert, doppellaktatlöslicher Phosphor (P_{DL}), Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt (N_t und C_{org}) im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden und deren Mischungen

Boden / Mischung	pH [$CaCl_2$]	P_{DL} [mg/kg]	N_t (g/kg)	C_{org} (Gew. %)
Lehm (L)	7,46	58	0,19	0,47
Rieselfeldboden (R)	5,28	246	1,05	1,33
L : R = 1 : 1	6,66	270	0,86	0,94
L : R = 1 : 2	6,45	269	0,97	1,07
L : R = 1 : 3	6,54	240	0,96	0,97

Die Aufgabenstellung der Untersuchungen war auf die Verdünnung und Sorption der Schwermetalle im Rieselfeldboden gerichtet. Deshalb sind Untersuchungen zum Schwermetallgesamtgehalt sowie mobilen und leicht nachlieferbaren Schwermetallanteilen (Summe wird als pflanzenverfügbarer Anteil bezeichnet) im Boden von besonderem Interesse.

Tab. 4.3: Schwermetallgesamtgehalt im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischungen

Boden / Mischung	$Cd_{Ges.}$	$Cu_{Ges.}$	$Zn_{Ges.}$	$Pb_{Ges.}$	Cr_{Ges}	$Ni_{Ges.}$
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Lehm (L)	<0,5	11	26	14	15	8
Rieselfeldboden (R)	3,3	47	190	64	105	11

L : R = 1 : 1	2,4	35	131	46	76	11
L : R = 1 : 2	3,0	40	162	58	95	10
L : R = 1 : 3	3,1	40	163	56	93	11
Vorsorgewerte nach BBodSchG						
für Bodenart Sand	0,4	20	60	40	30	15
für Bodenart Lehm	1.0	40	150	70	60	50

Die Mischungen liegen außer beim Ni über den Vorsorgewerten für Böden der Bodenart Sand nach Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG). Die Mischung aus Lehm und Sand im Verhältnis 1 : 2 zeigte ähnliche Schwermetallgesamtgehalte wie die Mischung aus Lehm und Sand im Verhältnis 1 : 3. Das Verfahren der Lehmeinbringung in das Rieselfeld stellt deshalb und wegen der großen Heterogenität der Ausgangssubstrate eine Sicherung und keine Sanierung schwermetallbelasteter Rieselfelder dar.

4.2 Vegetationsversuche

Die Wirkung der Ausgangsböden und der Mischungsvarianten auf die Ertragsbildung und auf den Schwermetalltransfer Boden-Pflanze wurde in Vegetationsversuchen mit Senf (*Sinapis arvense*) geprüft.

Die Düngerwirkung ist deutlich zu erkennen, wobei Fruchtbarkeitsreserven im Rieselfeldboden zusätzlichen Mehrertrag ermöglichen. Bisher unbegründet ist der Ertragsabfall bei der Mischungsvariante Lehm : Rieselfeld im Verhältnis 1 : 2 im Vergleich zur Mischungsvariante im Verhältnis 1 : 1. Diese Ertragsdepression war auch in anderen Vergleichen mit Zusatz von Sägespänen bzw. von Stroh und Gülle als Dünger festzustellen. Eine Beziehung zur höheren Pflanzenverfügbarkeit des phytotoxischen Cu im Boden kann im Rahmen der Versuchsanstellung nur vermutet, aber nicht nachgewiesen werden.

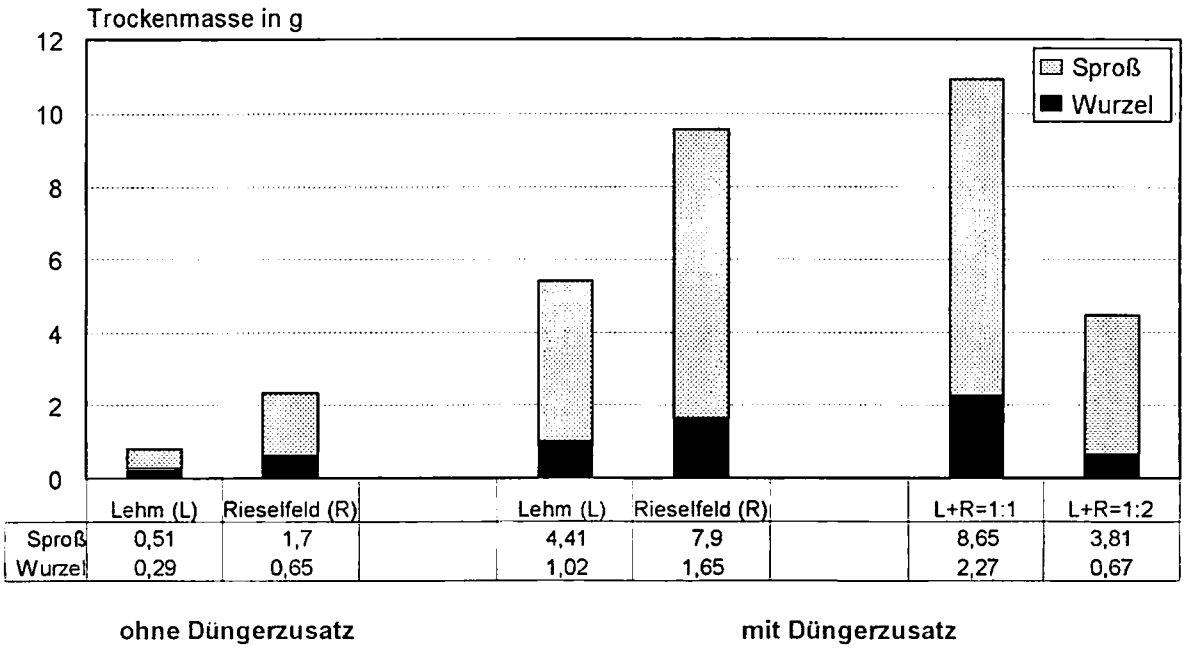


Abb. 4.1: Trockenmasse von Senf im Topfversuch auf Bauaushub (Lehm) und einem Rieselfeldboden ohne und mit Gülle-/Strohzusatz als Dünger sowie auf deren Mischungen

4.3 Boden-Pflanze-Transfer

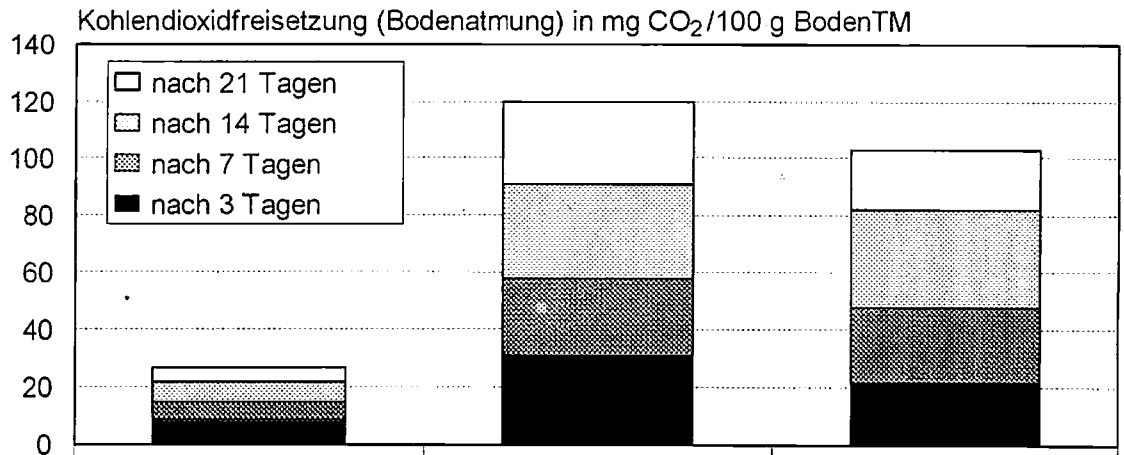
Die ermittelten Schwermetallgehalte im Senfsproß sind nur als prognostische Werte zu sehen, da durch die geringe Biomasseproduktion auf den geprüften Böden (vgl. mit der vorangegangenen Abb.) kaum Doppelbestimmungen möglich waren.

Im Boden und im Senfsproß liegen die Schwermetallgehalte in der Tendenz in Höhe zu erwartender Verdünnungsverhältnisse. Abweichungen gibt es ausschließlich im Senf-sproß auf der Mischung von Lehm und Rieselfeldboden im Verhältnis 1 : 2 bei den Elementen Cu und Zn, die im Meßfehlerbereich liegen und nach einmaliger Versuchsanordnung nicht interpretiert werden können.

Tab. 4.4: Gesamtgehalte an Schwermetallen im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischungen (mit Gülle-/Strohzusatz als Dünger) und Schwermetallgehalt im Senfsproß auf diesen Böden

	Schwermetallgesamtgehalt im Boden [mg/kg TS]						Schwermetallgehalte im Senfsproß [mg/kg TS]					
	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr
Lehm (L)	0,4	13	23	9	13	11	0,2	6,5	110	<2	0,4	<3
Rieself. (R)	3,3	58	192	11	73	118	3,1	10,8	399	4	0,9	<3
L : R = 1 : 1	1,9	30	138	11	44	82	1,4	9,8	138	<2	0,8	<3
L : R = 1 : 2	2,6	45	162	10	61	88	2,0	7,5	121	<2	0,7	<3

Niedrige Sproßgehalte können auch durch Störungen des Wurzelsystems hervorgerufen werden, was für das Element Cu in anderen Versuchen bereits nachgewiesen ist. Damit wäre auch der Ertragsabfall auf der Mischungsvariante 1 : 2 zu erklären. Dieser Umstand ist vor der geplanten Begrünung der Flächen aufzuklären. Ein wichtiges Ziel der Untersuchungen besteht in der raschen Regeneration des gemischten Bodens. Tests geben Auskunft über die Aktivität des Bodenlebens.



	Lehm (L)	Rieselfeld (S)	L : S = 1 : 1
nach 21 Tagen	4,9	29,05	20,92
nach 14 Tagen	6,8	33,27	34,39
nach 7 Tagen	6,31	26,58	25,7
nach 3 Tagen	8,69	31	21,85

Abb. 4.2: CO_2-Freisetzung (Bodenatmung) im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischung im Verhältnis 1 : 1

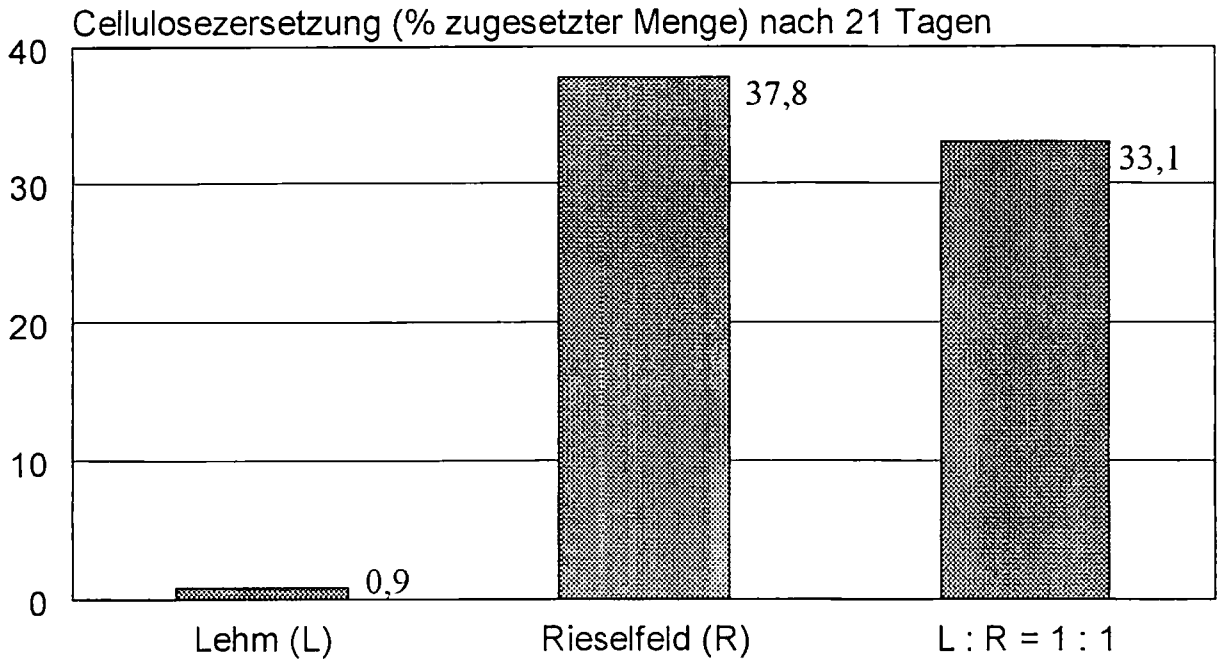


Abb. 4.3: Cellulosezersetzung im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischung im Verhältnis 1 : 1

Die Bodenatmung als eine wichtige Maßzahl der biologischen Aktivität wird bei der Mischung von Rieselfeldboden mit Lehm im Verhältnis 1 : 1 im Vergleich zum Rieselfeldboden erwartungsgemäß erniedrigt, wobei die größte Beeinflussung im ersten (nach 3 Tagen) und letzten (nach 21 Tagen) Meßzeitraum stattfindet. Auch die Cellulosezersetzung wird bei der Mischung 1 : 1 im Vergleich zum Rieselfeldboden verringert.
Mit einer raschen Besiedlung des eingemischten Lehms ist aufgrund der besseren Sorptionsverhältnisse für Feuchtigkeit und Nährstoffe in den entstehenden Ton-Humuskomplexen zu rechnen.

4.4 Schlußfolgerungen zu den Mischungsvarianten

Die Mischung von Lehm und Rieselfeldboden zeigt die Möglichkeiten und Grenzen der Schwermetallimmobilisierung bei den geprüften Verhältnissen. Der Lehm mit ≈ 30 % Ton- und Schluffanteil gehört zu den lehmhaltigeren Partien des angelieferten Aushubmaterials, der Rieselfeldboden entspricht in seiner Zusammensetzung und Schwermetallbelastung einem häufig auftretenden Substrat in der sehr heterogenen Bodendecke.
Die Schwermetallgesamtgehalte im Boden wurden durch das Mischen im Verhältnis 1:1 nachvollziehbar verdünnt, bei weiterer Erhöhung des Lehmanteils war der Verdünnungseffekt nicht mehr eindeutig nachzuvollziehen.
Die hohe Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Zn im Rieselfeldboden konnte durch die Mischung mit Lehm deutlich gesenkt werden.
In Vegetationsversuchen mit Senf wurde die Nachwirkung des Nährstoffpotentials der Rieselfelder und die positive Wirkung zusätzlicher organischer Düngerzusätze nachgewiesen. Ungeklärt ist die negative Ertragswirkung höherer Rieselfeldbodenanteile in der Mischung im Vergleich zum reinen Rieselfeldboden. Niedrige Cu-Sproßgehalte deuten auf Störungen im Wurzelbereich hin.
Untersuchungen zur biologischen Aktivität bestätigen die erwarteten Wirkungen der Verdünnung durch das Mischen, die sich bei einsetzender Vegetation rasch wieder angleichen werden.

5. Ergebnisse der Untersuchungen vor der Überlehmung

5.1 Standortcharakterisierung

Zur Standortcharakterisierung der Forst-Abteilung 705 b_1 wurden insgesamt drei Bodenprofile angelegt. Sie befinden sich im nördlichen Bereich der Untersuchungsfläche (Lehm-A) in der Mitte, in einem ehemaligen Einleiterbecken (Lehm-B) und in der Nähe des Lietzengrabens (Lehm-C). Die Lage der Profile, der Entnahmestellen für das oberflächennahe Grundwasser (Kapillarsaum) sowie die Transektverläufe, sind in Abb. 5.1, auf der nächsten Seite dargestellt. Zum Zeitpunkt der Profilaufnahme waren die Profile Lehm-A und Lehm-B schon mit Mergel überdeckt. Die beiden Profile sind als Braunerde-Auftragsböden anzusprechen. Das Profil Lehm-C war zur Profilaufnahme noch nicht überlehmt. Aufgrund des mächtigen YAh-Horizontes muß dieses Profil ebenfalls als Braunerde-Auftragsboden angesprochen werden. Im Bereich der Profile Lehm-A und Lehm-B war der Mergel vegetationsfrei; teilweise waren noch einzelne Pappeln vorhanden. Am Profil Lehm-C bestand die Vegetation im wesentlichen aus *Gemeiner Quecke* (Agropyron repens).

Bodenphysikalische Eigenschaften

Die untersuchten Profile (Tab. 5.1-5.3) weisen jeweils typische Horizontmächtigkeiten im Bereich der ehemaligen Ah-Horizonte zwischen 30 und 60 cm auf. Teilweise sind diese von Bv-Horizonten oder Klärschlammbändern (Aa-Horizont in Lehm-B) unterlagert.

Tab. 5.1: Bodenphysikalische Kennwerte des Bodenprofils Lehm-A, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Horz.	Substr attyp	Tiefe	Mächtigkeit	Bodenart	Sand	Schluff	Ton	Lag.-dichte	kf-Wert	kf s (-)	kf s(+)
	[KA4]	[cm]	[dm]		[%]	[%]	[%]	[g/cm³]	cm/d		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ai	o-l	30	3,0	Sl2	78,50	14,66	6,84	1,98	40	0	80
IIAh	fg-ss o-Yl	62	3,2	mSfs	91,30	5,78	2,92	1,53	117	80	154
Bv	fg-ss	80	1,8	mSfs	96,30	2,80	0,90	1,53	359	245	473
Bv/Cv	fg-ss	120	4,0	mS	98,29	0,61	1,10	1,59	593	419	767
C	fg-ss	>130		fSms	96,44	2,56	1,00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Horz.	GPV	Lk	Fk	nFk
	[%]	[%]	[%]	[%]
13	14	15	16	17
Ai	25,1	6,1	19,0	11,7
IIAh	40,1	14,5	25,6	19,9
Bv	42,2	30,4	11,8	8,4
Bv/Cv	40,1	35,3	4,8	3,5

s (-) / s(+) = ± Standardabweichung
GPV = Gesamtporenvolumen
Lk = Luftkapazität
Fk = Feldkapazität
nFk = nutzbare Feldkapazität

Abb. 5.1: Verlauf der Transekte auf der Untersuchungsfläche im Bereich der Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch (⊕ = Kapillarsaumbeprobung, * = Bodenprofil, - - - →B = Transektverlauf und Transektkennung)

Abb. 5.1: Verlauf der Transekte auf der Untersuchungsfläche im Bereich der Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch (⊕ = Kapillarsaumbeprobung, * = Bodenprofil, - - - →B = Transektverlauf und Transektkennung)

Die Böden sind als stark sandig anzusprechen. Es dominieren die Mittel- und Feinsandfraktionen. Die Tongehalte liegen in den Unterbodenhorizonten nie über 2 %. Die gesättigten Leitfähigkeiten weisen teilweise erhebliche Streuungen auf und sind als hoch bis sehr hoch einzustufen. Die Luftkapazitäten liegen mit 14 bis über 35 % in der Regel im optimalen Bereich. Die niedrigen Luftkapazitäten im Ah-Horizont des Profils Lehm-B sind wahrscheinlich durch Verdichtungen bei der Lehmausbringung zu erklären. Die nutzbare Feldkapazität, also das pflanzenverfügbare Bodenwasser ist als mittel bis gering einzustufen, in den sandigen Unterbodenhorizonten sogar als sehr gering.
Durch die Lehmausbringung wird ein relativ schluff- und tonreiches Material (15 % U, 7 % T) ausgebracht, welches zu einer deutlichen Verbesserung der Standorteigenschaften in bezug auf Wasser-, Nähr- und Schadstoffspeichervermögen führen kann.

Tab. 5.2: Bodenphysikalische Kennwerte des Bodenprofils Lehm-B, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Horz.	Substr attyp	Tiefe	Mächtigkeit	Bodenart	Sand	Schluff	Ton	Lag.-dichte	kf-Wert	kf s (-)	kf s(+)
	[KA4]	[cm]	[dm]		[%]	[%]	[%]	[g/cm³]	[cm]	[dm]	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ai		40	4,0	Sl2	76,00	17,15	6,85	1,84	239	0	819
IIAh	fg-ss o-Yl	50	2,5	Sl3	68,60	19,80	11,60	1,45	241	161	321
Aa	o-Yl	75	0,8	mSfs	94,50	3,60	1,90	0,55	5	0	13
Bv	fg-ss	83	1,7	mSfs	95,11	3,99	0,90	1,63	234	129	339
C	fg-ss	100	4,0	mSfs	96,62	2,48	0,90	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
rGo	fg-ss	>140		mSfs	98,74	0,56	0,70	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Horz.	GPV	Lk	Fk	nFk
	[%]	[%]	[%]	[%]
13	14	15	16	17
Ai	30,4	5,4	25,0	18,6
IIAh	43,6	6,4	37,2	31,1
Aa	69,1	5,8	63,3	43,4
Bv	38,5	25,9	11,0	7,7
C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
rGo	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

s (-) / s(+) = ± Standardabweichung
GPV = Gesamtporenvolumen
Lk = Luftkapazität
Fk = Feldkapazität
nFk = nutzbare Feldkapazität

Tab. 5.3: Bodenphysikalische Kennwerte des Bodenprofils Lehm-C, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Horz.	Substr attyp	Tiefe	Mächtigkeit	Bodenart	Sand	Schluff	Ton	Lag.-dichte	kf-Wert	kf s (-)	kf s(+)
	[KA4]	[cm]	[dm]		[%]	[%]	[%]	[g/cm³]	[cm]	[dm]	
1	2	3	4		6	7	8	9	10	11	12
Ah	fg-ss o-Yl	60	6.0	mSfs	94.24	3.96	1.80	1.44	612	397	827
Bv	fg-ss	83	2.3	fSms	91.77	6.73	1.50	1.55	222	128	316
C	fg-ss	127	4.4	Su2	85.45	13.55	1.00	1.62	284	245	323
rGo	fg-ss	>127		fSms	95.66	3.34	1.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Horz.	GPV	Lk	Fk	nFk
	[%]	[%]	[%]	[%]
13	14	15	16	17
Ah	44.0	26.7	17.3	11.8
Bv	41.4	22.1	19.3	17.3
C	38.8	26.9	11.9	10.4
rGo	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

s (-) / s(+) = ± Standardabweichung
GPV = Gesamtporenvolumen
Lk = Luftkapazität
Fk = Feldkapazität
nFk = nutzbare Feldkapazität

Bodenchemische Eigenschaften

Die bodenchemischen Eigenschaften der untersuchten Profile (Tab.: 5.4-5.6) weisen deutlich saure pH-Werte auf. In Abhängigkeit von der Dauer der Überlehmung deutet sich ein leichter Anstieg des pH-Wertes an. Bei Lehm-A (5 Monate überlehmt) finden sich pH-Werte im Wasser, welche bis 6,8 im Bv/Cv-Horizont ansteigen. Auch im Profil Lehm-B liegt der pH etwas höher als erwartet. Die Kohlenstoffgehalte liegen in den Ah-Horizonten zwischen 1,5 und 2 % und entsprechen damit typischen Rieselfeldstandorten, ebenso das C/N-Verhältnis, welches etwa bei 10 liegt. Die Gesamtgehalte an Schwermetallen weisen auf eine mittlere Belastung hin. Im Bereich des Klärschlammbandes (Aa) im Profil Lehm-B zeigt sich eine sehr hohe Belastung für alle untersuchten Schwermetalle. Die mobilen Anteile liegen für Cadmium zwischen ca. 10 % und 60 % des Gesamtgehalts. Auffällig ist der relativ geringe verfügbare Cadmiumanteil im Profil Lehm-A. Es kann sein, das die Überlehmung hier schon zu einer Stabilisierung bzw. Verbesserung der Bindungsformen geführt hat. Bei der effektiven Austauschkapazität zeigen sich ebenfalls für Rieselfelder typische Ergebnisse. Aufgrund der niedrigen pH-Werte konnten im Vergleich zur potentiell möglichen Austauschkapazität ($KAK_{pot.}$) oft nur Werte von ca. 50 % erreicht werden. Das bedeutet, daß durch die pH-Anhebung bei der Mergelausbringung ein deutlicher Anstieg der effektiven Austauschkapazität und damit auch der Schadstoffbindung bewirkt wird. Im Profil Lehm-A deutet sich eine verbesserte Basensättigung (V-Wert) als Folge der Mergelausbringung an.

Tab. 5.4: Bodenchemische Kennwerte des Bodenprofils Lehm-A, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Horz.	Tiefe	Mächtigkeit	pH-Wert	pH-Wert	C_t	N_t	C/N-Verh.	$Pb_{Ges.}$	$Cd_{Ges.}$	$Cu_{Ges.}$	$Zn_{Ges.}$	$Pb_{mob.}$
	[cm]	[dm]	H_2O	$CaCl_2$	%	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Ai	30	3.0	8.02	7.26	1.38	0.01		17	0.05	6	23	n.n
IIAh	62	3.2	6.15	5.39	2.01	0.18	11.2	146	6	57	300	0.28
Bv	80	1.8	6.40	5.71	0.40	0.04	10.0	18	3	16	140	n.n
Bv/Cv	120	4.0	6.78	5.95	0.07	0.01	7.0	11	1	8	28	0.16
C	>130		6.41	5.65	0.07	0.01	7.0	13	0.5	12	18	0.20

Horz.	$Cd_{mob.}$	$Cu_{mob.}$	$Zn_{mob.}$	$Ca_{eff.}$	$K_{eff.}$	$Mg_{eff.}$	$Na_{eff.}$	$Al_{eff.}$	H-Wert	S-Wert	V-Wert	KAK pot.
				mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	%	mval/kg
14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Ai	n.n	n.n	0.05	448.5	0.54	4.68	0.77	0.46	0.0	454.7	99.9	141.0
IIAh	2.51	0.54	40.00	128.5	0.56	1.86	0.78	1.38	43.3	131.7	74.7	298.8
Bv	0.68	0.15	11.25	47.7	0.80	1.07	0.43	0.76	22.8	50.0	67.9	136.5
Bv/Cv	0.23	0.13	1.66	18.5	0.30	0.58	0.14	0.73	3.2	19.5	83.3	45.0
C	0.16	0.31	1.26	19.3	0.44	0.58	0.28	0.07	4.1	20.6	83.1	57.3

Tab. 5.5: Bodenchemische Kennwerte des Bodenprofils Lehm-B, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Horz.	Tiefe	Mächtigkeit	pH-Wert	pH-Wert	C_t	N_t	C/N-Verh.	$Pb_{Ges.}$	$Cd_{Ges.}$	$Cu_{Ges.}$	$Zn_{Ges.}$	$Pb_{mob.}$
	[cm]	[dm]	H_2O	$CaCl_2$	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Ai	40	4.0	8.18	7.30	1.17	0.01		13	0.05	7	18	n.n
IIAh	50	2.5	6.18	5.32	1.46	0.12	12.2	58	6	36	120	0.23
Aa	75	0.8	5.68	4.92	12.33	1.25	9.9	307	103	720	2600	0.09
Bv	83	1.7	4.68	4.32	0.28	0.03	9.3	20	10	37	90	n.n
Bv/Cv	100	4.0	4.35	3.98	0.09	0.01	9.0	7	3	8	36	0.09
rGo	>140		4.46	3.96	0.06	0.01	6.0	9	1	5	23	n.n

Horz.	$Cd_{mob.}$	$Cu_{mob.}$	$Zn_{mob.}$	$Ca_{eff.}$	$K_{eff.}$	$Mg_{eff.}$	$Na_{eff.}$	$Al_{eff.}$	H-Wert	S-Wert	V-Wert	KAK pot.
				mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	%	mval/kg
14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Ai	n.n	n.n	0.13	436.0	0.38	4.77	0.70	0.42	0.0	441.9	99.9	118.4
IIAh	3.86	0.25	38.75	49.9	0.56	1.65	0.20	1.68	38.5	52.3	56.6	238.0
Aa	10.00	7.33	205.00	237.0	2.43	6.26	0.62	2.51	134.0	246.3	64.3	1243
Bv	20.88	4.29	18.75	8.7	0.42	0.49	0.37	5.48	30.8	10.0	21.6	153.3
Bv/Cv	4.95	1.08	7.50	5.5	0.31	0.33	0.22	5.19	25.3	6.4	17.3	141.6
rGo	2.63	0.61	7.75	5.9	0.19	0.30	0.21	3.10	11.4	6.6	31.3	61.6

Tab. 5.6: Bodenchemische Kennwerte des Bodenprofils Lehm-C, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Horz.	Tiefe	Mächtigkeit	pH-Wert	pH-Wert	C_t	N_t	C/N-Verh.	$Pb_{Ges.}$	$Cd_{Ges.}$	$Cu_{Ges.}$	$Zn_{Ges.}$	$Pb_{mob.}$
	[cm]	[dm]	H_2O	$CaCl_2$	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Ah	60	6.0	5.34	4.81	1.49	0.14	10.6	74	7	53	250	n.n.
Bv	83	2.3	5.68	5.15	0.47	0.04	11.8	13	1	13	90	0.06
C	127	4.4	5.03	4.45	0.06	0.01	6.0	6	0.5	5	11	n.n.
rGo	>127		4.42	4.11	0.06	0.01	6.0	9	3	8	14	n.n.
Horz.	$Cd_{mob.}$	$Cu_{mob.}$	$Zn_{mob.}$	$Ca_{eff.}$	$K_{eff.}$	$Mg_{eff.}$	$Na_{eff.}$	$Al_{eff.}$	H-Wert	S-Wert	V-Wert	KAK pot.
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	mval/kg	%	mval/kg
14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Ah	4.84	0.40	37.50	120.0	0.56	1.07	0.51	0.86	45.3	122.1	72.6	317.3
Bv	1.38	0.21	6.25	36.5	0.54	0.71	0.58	0.47	34.9	38.3	52.0	222.3
C	0.13	0.50	0.75	10.0	0.31	0.37	0.46	2.42	13.3	11.1	41.4	119.0
rGo	0.19	0.60	1.14	13.3	0.35	0.35	0.22	5.74	25.9	14.2	31.0	84.4

5.2 Messung des Durchdringungswiderstandes im Freiland

Der Durchdringungswiderstand gibt die Bodenfestigkeit an, womit auch das Eindringen von Bodentieren und Pflanzenwurzeln sowie der Gas- und Wasseraustausch zu erklären sind.

Die elektronisch registrierende Meßsonde dringt maximal 70 cm in den Boden ein. Im Lehm war die Meßgrenze von 10 N/mm² schon bei 30 cm Bodentiefe überschritten. In der Fahrspur der Fräse konnte von 30 – 100 cm Tiefe gemessen werden.

Für den Durchdringungswiderstand bei Sandböden liegen Optimalwerte unter 3,5 N/mm². Die hohe Lockerheit der Bodenmischung im Fräsbett ist durch die frische Fräsarbeit zu erklären. Hypothetisch wird sich eine Festigkeit oberhalb der Rieselfeldkurve einstellen.

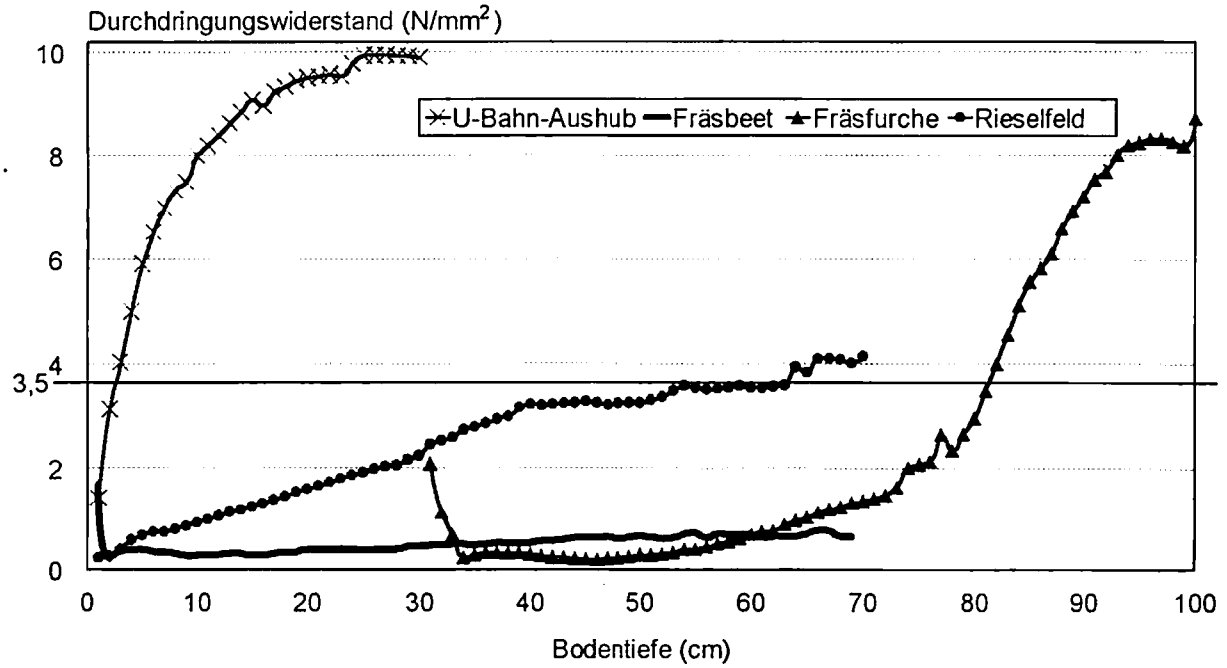


Abb. 5.2: Durchdringungswiderstand bei der Rieselfeldrekultivierung (3,5 N/mm² sind die Grenze für günstige physikalische und biologische Verhältnisse im Boden)

5.3 Räumliche Variabilität

Zur Charakterisierung der räumlichen Heterogenität von Bodenparametern und Schadstoffgehalten wurden insgesamt 5 Transekte angelegt. Die Transekte wurden im 10 m-Abstand beprobt und im Falle von Transekt T in Teilbereichen auf 1 m-Abstand verdichtet. In Tabelle 5.7 sind die Daten dargestellt. In Abb. 5.1 (Seite 20) wurde der Verlauf der Transekte dargestellt.

Tab. 5.7: Transektbezeichnungen, -längen und Probenanzahl im Bereich der Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Transekt	Länge [m]	Probenanzahl
T	170	51
V	230	22
A	230	16
B	220	23
C	140	15

Transekt T charakterisiert dabei, mit seinem Verlauf von Norden nach Süden, zu Beginn mittlere Bereiche einer Rieselgalerie und endet dann im Bereich eines Einlaßbeckens bzw. einem benachbarten Dammbereich. Transekt V verläuft nordöstlich/südwestlich. Zu Beginn schneidet es ein von Schlamm geräumtes Einlaßbecken und führt dann bis zum Lietzengraben durch mittel belastete Bereiche. Das Transekt A beginnt am Ende einer ehemaligen Rieselgalerie am westlichen Rand der Untersuchungsfläche und endet im Bereich des Einlaßbeckens, welches auch von Transekt T geschnitten wird, am östlichen Rand der Fläche. Transekt B verläuft in west-östlicher Richtung parallel zu einem im Gelände sichtbaren Damm und schneidet ehemalige, von Klärschlamm geräumte Einlaßbereiche. Das Transekt C verläuft in Nord/Süd-Richtung durch eine ehemalige Rieselgalerie und endet am Lietzengraben.

Für die Erläuterung der räumlichen Variabilität wurden exemplarisch die Transekte T und V. graphisch dargestellt. Eine Zusammenstellung der Messwerte der Transekte A-C erfolgte in Tab. .5.8.

Transekt T

In Abb. 5.3 sind die pH-Werte auf Transekt T dargestellt. Sie bewegen sich in einem Bereich von 5.25 bis 4.00. Im Bereich von 140-180 Metern verläuft das Transekt durch ein ehemaliges Einleiterbecken, in dem noch bis zu 15 cm mächtige Klärschlammbänder gefunden wurden.

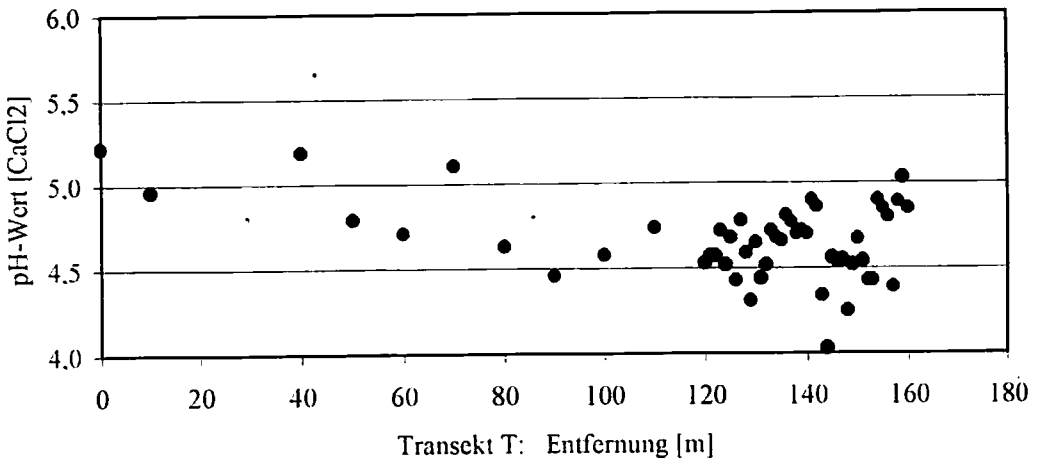


Abb. 5.3: pH-Werte Transekt T, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

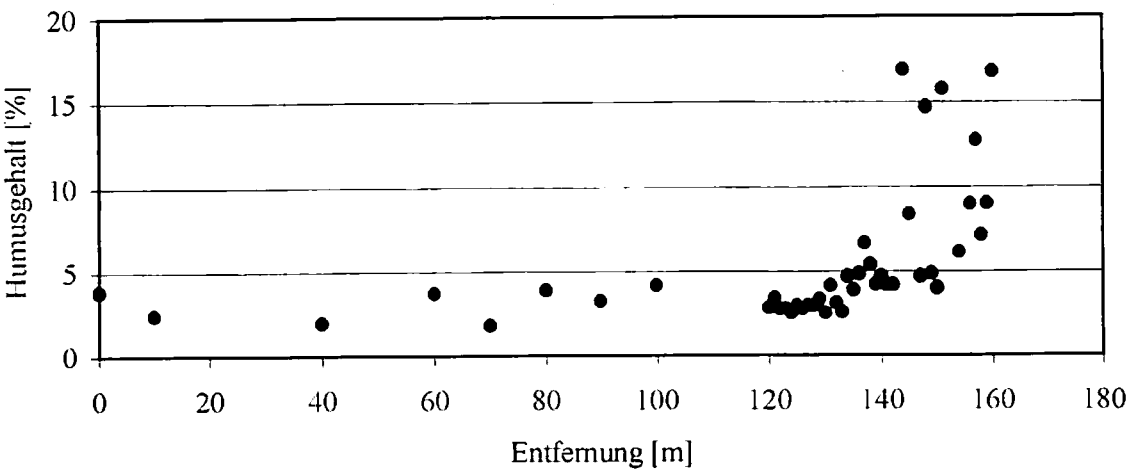


Abb. 5.4: Humusgehalte [%] Transekt T. Abt. 705/b_1. Forstamt Berlin-Buch

Es fällt auf, das die Bereiche mit den niedrigsten pH-Werten jene sind, an denen am meisten organische Substanz gefunden wurde (vgl. Abb. 5.4). In diesen Bereichen findet auch die stärkste Mineralisation statt, wodurch der niedrige pH-Wert erklärt werden kann.
Die Bleikonzentrationen (Abb.5.5) des Transektes T liegen zwischen 50 mg/kg und etwa 300 mg/kg. Die höchsten Gehalte finden sich im Bereich des ehemaligen Einleiterbeckens (140-180 m). Die mobilen Bleianteile sind mit < 2 % niedrig. Die starke Bindung von Blei an die organische Bodensubstanz verdeutlichen die geringen mobilen Anteile im Bereich 140-180 m. Bei hohen Humusgehalten liegen die mobilisierbaren Anteile deutlich unter 1 %. Für Kupfer zeigt sich eine ähnliche Verteilung (Abb. 5.6). Die Werte liegen in einem Bereich von 50 mg/kg bis fast 600 mg/kg. Auch hier sind die höchsten Konzentrationen im Bereich des ehemaligen Einleiterbeckens lokalisiert. Die mobilen Anteile überschreiten nur in Ausnahmefällen 1 %.

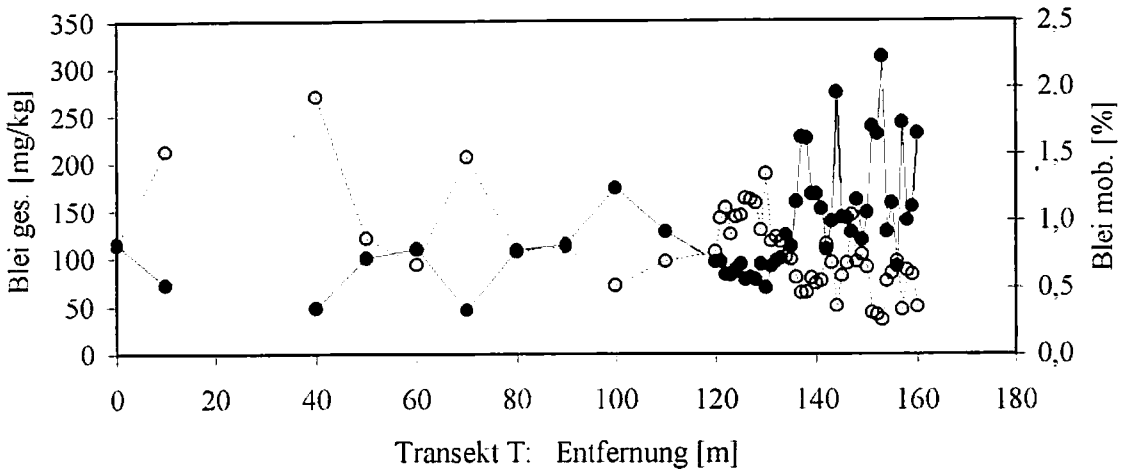


Abb. 5.5: Bleikonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Bleis [%] auf dem Transekt T, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

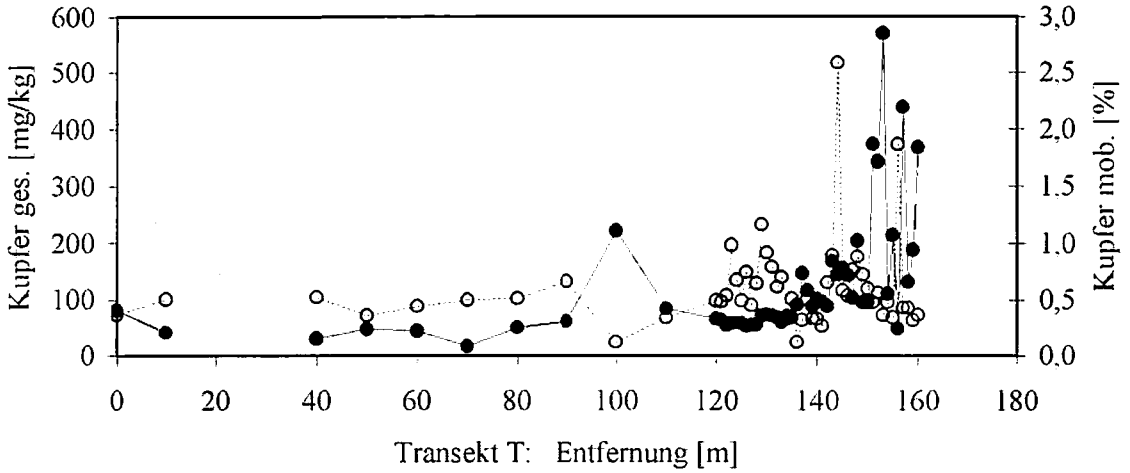


Abb. 5.6: Kupferkonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Kupfers [%] auf dem Transekt T, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Die Cadmiumkonzentrationen auf Transekt T (Abb. 5.7) liegen in einem Bereich von 1 mg/kg bis 105 mg/kg. Die höchsten Konzentrationen wurden wiederum im ehemaligen Einlaßbecken gemessen. Die mobilen Anteile liegen für Cadmium deutlich höher als für Blei und Kupfer. Die höchsten mobilen Anteile finden sich zwischen 0 und 120 m. Sie betragen hier 30 % bis 100 %. Als Areale mit dramatisch hohen Konzentrationen müssen jedoch die ehemaligen Einleiterbereiche angesehen werden. Zink zeigt in Abb. 5.8 eine mit Cadmium vergleichbare Konzentrationsverteilung. Die Gehalte liegen im Bereich von 50 mg/kg bis 1.500 mg/kg. Die mobilen Zinkanteile sind noch höher als bei Cadmium. Es werden nur in Ausnahmefällen mobilisierbare Anteile von unter 20 % erreicht.

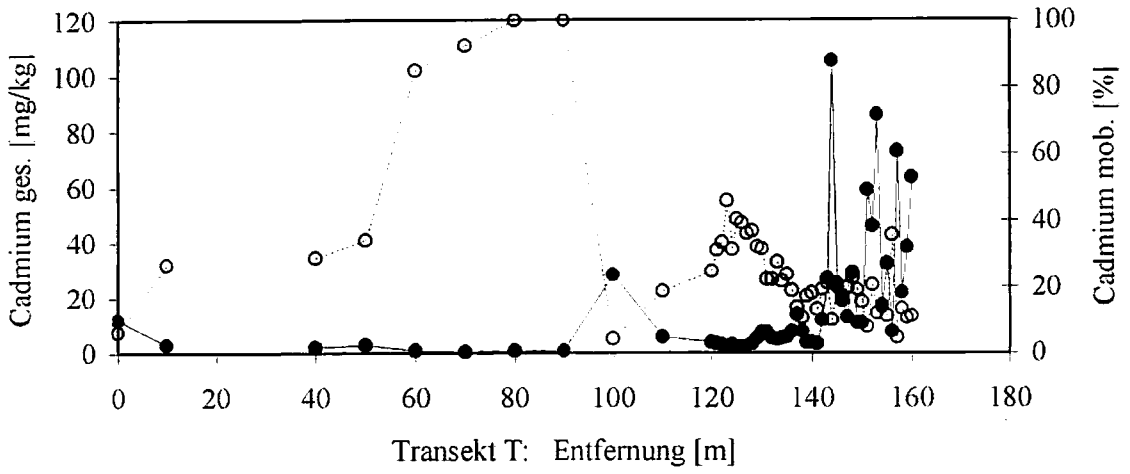


Abb. 5.7: Cadmiumkonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Cadmiums [%] auf dem Transekt T, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

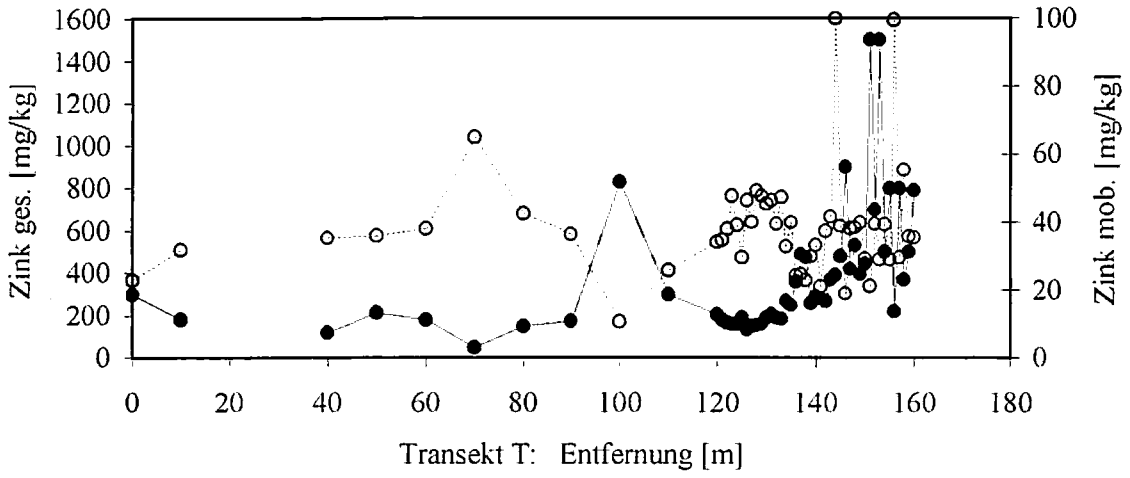


Abb. 5.8: Zinkkonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Zinks [%] auf dem Transekt T, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Transekt V

In Abb 5.9 sind die pH-Werte des Transekts V dargestellt. Es zeigt sich eine relativ weiter Bereich zwischen pH 4 und pH 5.8. Die Humusgehalte (Abb. 5.10) schwanken zwischen 1 und etwa 6 %. Transekt V weist eine relativ enge, negative Korrelation zwischen pH-Wert und Humusgehalten auf (r^2=0.44), das heißt, immer wenn die Humusgehalte höher sind, finden sich niedrige pH-Werte. Hohe pH-Werte finden sich bei niedrigen Humusgehalten. Die höheren Humusgehalte können ein Indiz dafür sein, daß ehemalige Dammbereiche durch das Transekt geschnitten wurden.

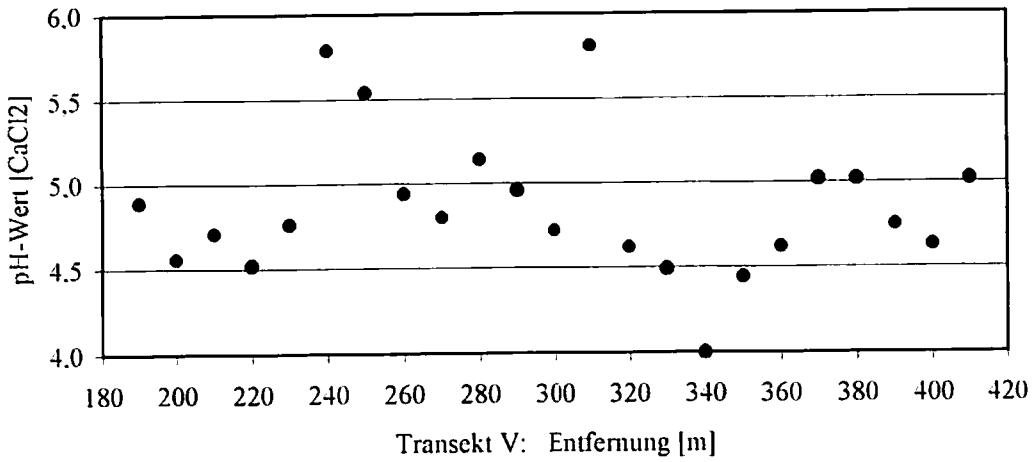


Abb. 5.9: pH-Werte Transekt V, Abt. 705/b_1. Forstamt Berlin-Buch

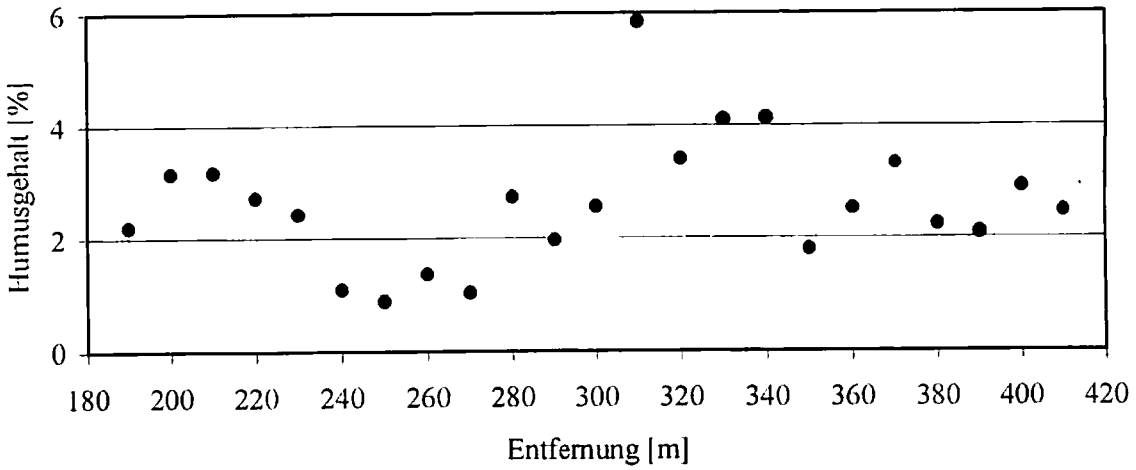


Abb. 5.10: Humusgehalte [%] Transekt T, Abt. 705/b1, Forstamt Berlin-Buch

In Abb. 5.11 sind die Bleikonzentrationen auf Transekt V dargestellt. Die Gehalte liegen mit 20 mg/kg bis 120 mg/kg deutlich niedriger als in Transekt T. Es lassen sich gut zwei Konzentrationspeaks bei 210 m und bei 330 m erkennen. Diese tauchen auch bei den Cadmium- und Zinkgehalten in den folgenden Abbildungen wieder auf. Wahrscheinlich verliefen in diesen Bereichen früher Dämme. Aufgrund der alten Bewirtschaftungstechnik akkumulierten Schadstoffe besonders im Bereich der ehemaligen Dämme, weil an diese schadstoffbelasteter Schlamm aus den Becken geschoben wurde. Beim Einebnen blieben diese belasteten Böden meist im Bereich der Dämme liegen. Mobiles Blei konnte für dieses Transekt nicht nachgewiesen werden.
Die Kupferbelastung ist in Abb. 5.12 dargestellt. Sie liegt zwischen 40 mg/kg und maximal 120 mg/kg und ist damit als gering einzuschätzen. Der mobile Anteil liegt, bis auf eine Ausnahme, unter 1 %.

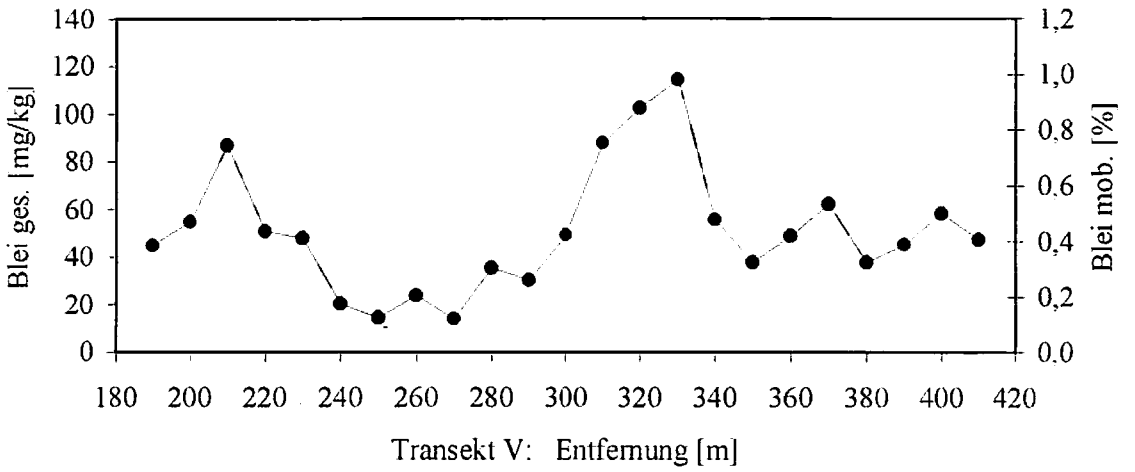


Abb. 5.11: Bleikonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Bleis [%] auf dem Transekt V, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

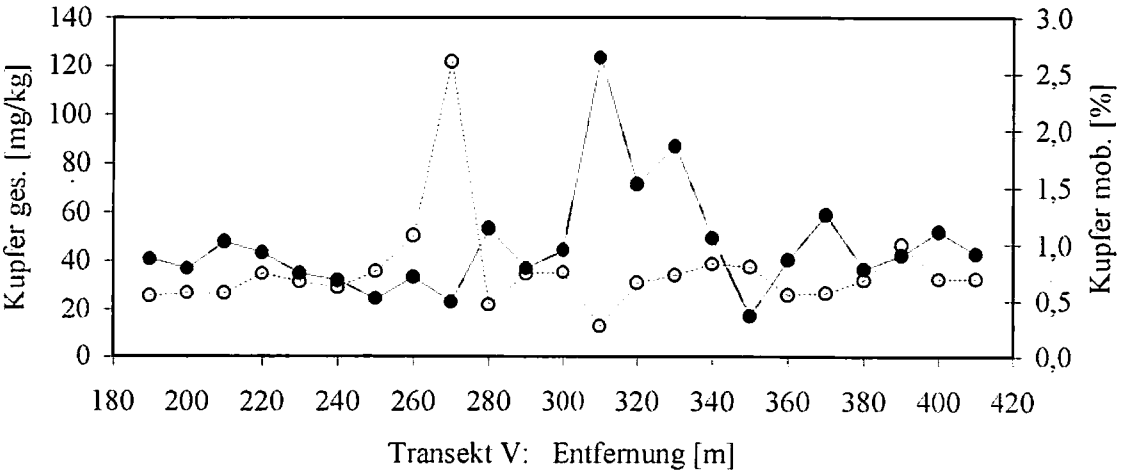


Abb. 5.12: Kupferkonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Kupfers [%] auf dem Transekt V, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Die Cadmiumkonzentrationen (Abb. 5.13) bewegen sich zwischen 3 mg/kg und cirka 12 mg/kg. Im Bereich des vermuteten, ehemaligen Damms erreichen sie an einem Messpunkt auch 27 mg/kg. Die mobilen Anteile liegen mit 10 % bis etwa 35 % im typischen Bereich. Die Zinkkonzentrationen (Abb.5.14) liegen mit 50 mg/kg bis 450 mg/kg deutlich niedriger als auf Transekt T. Die mobilen Anteile betragen 10 bis 45 %.

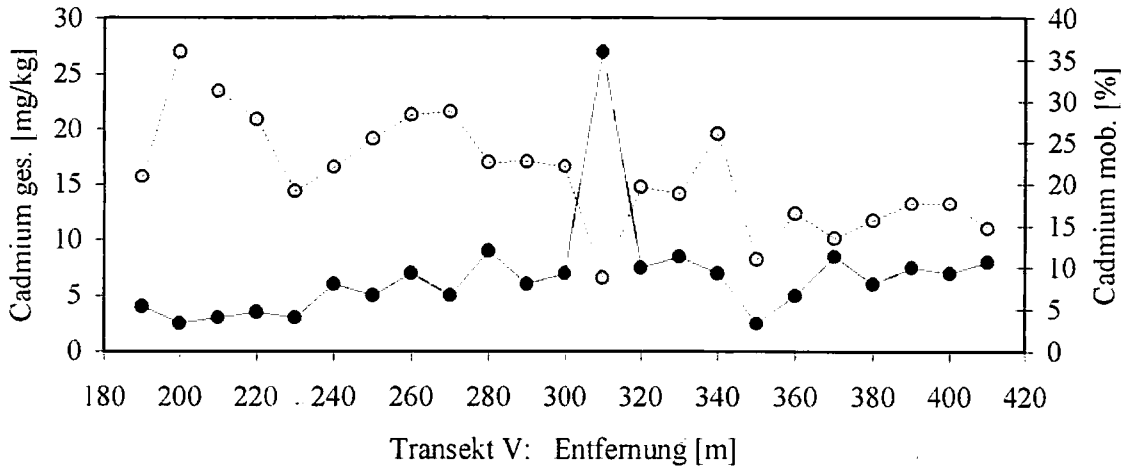


Abb. 5.13: Cadmiumkonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Cadmiums [%] auf dem Transekt V, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

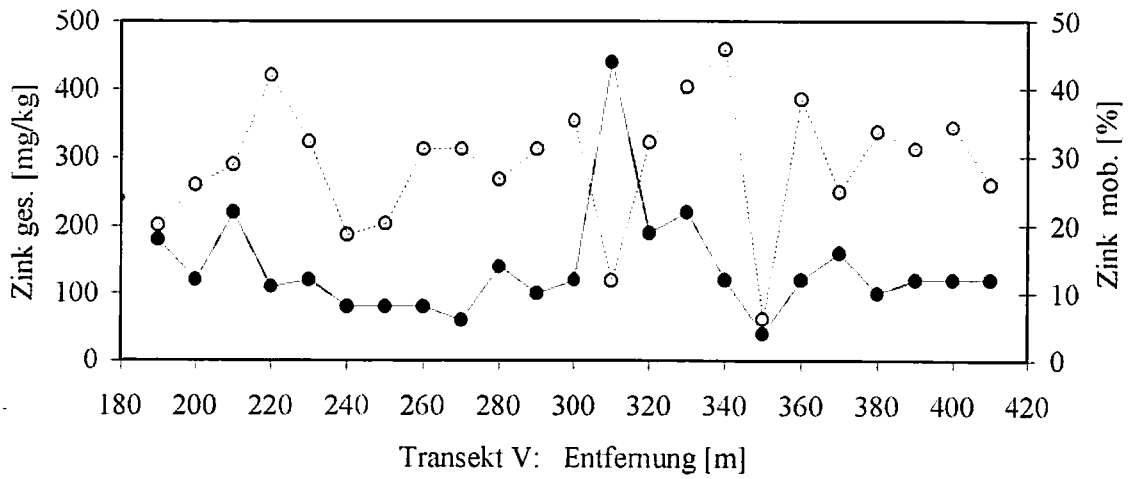


Abb. 5.14: Zinkkonzentrationen [mg/kg] und Anteil des mobilen Zinks [%] auf dem Transekt V, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Transekte A, B und C

In Tabelle 5.8 sind die Ergebnisse der Untersuchungen für die Transekte A, B und C dargestellt. Sie zeichnen sich durch relativ geringe Zink-, Kupfer- und Bleigehalte aus; dafür finden sich an einigen Probenahmepunkten hohe Cadmiumgehalte. Der mobile Anteil der Schwermetalle entspricht in etwa den Mengen, welche auf den anderen Transekten ermittelt wurden.

Tab. 5.8: Überblick über die Ergebnisse der Transekte A, B und C, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch

Transekt A: 16 Proben											
	pH	eL	Glühv	$Cu_{Ges.}$	$Zn_{Ges.}$	$Cd_{Ges.}$	$Pb_{Ges.}$	$Cu_{mob.}$	$Zn_{mob.}$	$Cd_{mob.}$	$Pb_{mob.}$
	CaCl2	[µS]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Max	5,30	139	5,29	156	460	13,0	235	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Min	4,55	51	1,35	25	108	2,0	17	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Stabw	0,23	27	0,93	34	109	3,2	49	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Transekt B: 23 Proben											
	pH	eL	Glühv	$Cu_{Ges.}$	$Zn_{Ges.}$	$Cd_{Ges.}$	$Pb_{Ges.}$	$Cu_{mob.}$	$Zn_{mob.}$	$Cd_{mob.}$	$Pb_{mob.}$
	CaCl2	[µS]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Max	5,19	125	6,67	206	583	29,1	212	1,60	153,5	4,9	0
Min	4,57	28	0,99	35	60	3,0	18	0,33	17,8	1,2	0
Stabw	0,16	22	1,71	45	136	6,8	46	0,32	38,4	1,1	
Transekt C: 15 Proben											
	pH	eL	Glühv	$Cu_{Ges.}$	$Zn_{Ges.}$	$Cd_{Ges.}$	$Pb_{Ges.}$	$Cu_{mob.}$	$Zn_{mob.}$	$Cd_{mob.}$	$Pb_{mob.}$
	CaCl2	[µS]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Max	6,08	98	4,47	109	305	11,0	45	0,69	66,0	1,5	0,54
Min	4,68	52	1,97	33	97	1,0	10	0,13	11,3	0,3	0,54
Stabw	0,34	16	0,75	20	69	4,3	16	0,18	17,6	0,5	

5.4 Erfassung der Wildpflanzenbestände

Die Bonitur der Wildpflanzenbestände war durch einen stark dominierenden Queckenbestand (Deckungsgrad 90 - 100 %) erschwert. Nur an freiliegenden Stellen entwickelten sich Kräuter und Gräser, die aufgrund nesterweisen Auftretens nicht nach traditionellen Boniturmethoden (Braun-Blanquet) auf die Fläche zu übertragen waren. Die Auflistung der vorkommenden Pflanzenarten in der nachfolgenden Tabelle 5.9 ist eine qualitative Erfassung. Ergänzt werden diese Angaben durch das Bodensamenpotential, d.h. das Vorliegen keimbereiter Samen im Boden.

Tab. 5.9: Vorkommende Pflanzenarten und Bodensamenpotential

			Pflanzen Probenahme 1, 2 und 3	Samen aus dem Bodenvorrat
	Zweikeimblättrige			
1	Amaranthus retroflexus	Zurückgebogener Amarant		x
2	Artemisia vulgaris	Gemeiner Beifuß	x	x
3	Artemisia annua	Einjähriger Beifuß		x
4	Betula spp.	Birke		x
5	Capsella bursa-pastoris	Hirtentäschelkraut	x	
6	Chenopodium album	Weißer Gänsefuß		x
7	Cirsium arvense	Ackerkratzdistel	x	x
8	Conium maculatum	Gefleckter Schierling	x	
9	Convolvulus arvensis	Ackerwinde	x	
10	Crepsis spp.	Pippau	x	
11	Descuriania sophia	Gemeine Besenrauke	x	
12	Echium vulgare	Gewöhnlicher Natternkopf	x	
13	Erodium cicutarium	Schierlings-Reiherschnabel	x	
14	Fumaria officinalis	Gemeiner Erdrauch		x
15	Galinsoga parviflora	Franzosenkraut		x
16	Galium aparine	Klettenlabkraut	x	
17	Geranium pussilum	Kleiner Storchschnabel	x	
18	Heracleum sphondylium	Wiesen-Bärenklau	x	
19	Lamium album	Weiße Taubnessel	x	
20	Lepidium spp.	Kresse		x
21	Linaris vulgaris	Gemeines Leinkraut	x	x
22	Matricaria inodora	Geruchlose Kamille	x	x
23	Phacelia tanacetifolia	Phacelia	x	x
24	Polygonum amphibium	Landwasser-Knöterich	x	
25	Polygonum aviculare	Vogel-Knöterich		x
26	Polygonum convolvulus	Winden-Knöterich	x	x
27	Polygonum lapathifolium	Ampferblättriger Knöterich	x	x
28	Populus spp.	Pappel		x
29	Ranunculus arvensis	Acker-Hahnenfuß		x
30	Reseda lutea	Gelbe Reseda	x	
31	Rumex acetosella	Kleiner Sauerampfer	x	
32	Rumex obtusifolius	Stumpfblättriger Ampfer	x	x
33	Salix spp.	Weide		x
34	Silene noctiflora	Acker-Lichtnelke	x	x
35	Silene vulgaris	Gemeines Leimkraut	x	
36	Sisymbrium officinale	Weg-Rauke	x	
37	Solanum nigrum	Schwarzer Nachtschatten	x	x

38	Sonchus arvensis	Acker-Gänsedistel	x	
39	Stellaria media	Vogelmiere		x
40	Thlaspi arvense	Acker-Hellerkraut	x	
41	Tussilago farfara	Huflattich		x
42	Urtica dioica	Große Brennessel	x	x
43	Viola arvensis	Acker-Stiefmütterchen	x	
44	Echium vulgare	Gemeiner Natternkopf	x	
	Einkeimblättrige			
45	Apera spica-venti	Windhalm		x
46	Agropyron repens	Gemeine Quecke	x	x
47	Alopecurus myosuroides	Acker-Fuchsschwanz	x	
48	Anthoxantum odoratum	Wiesenruchgras	x	
49	Arrhenatherum elatius	Glatthafer	x	
50	Bromus inermis	Wehrlose Trespe	x	
51	Calamagrostis epigeios	Landreitgras, Landschilf	x	
52	Dactylis glomerata	Knaulgras	x	
53	Poa annua	Einjährige Rispe		x
54	Poa trivialis	Gemeine Rispe	x	

Nicht alle vorkommenden Wildpflanzensamen waren in der Beobachtungszeit keimbereit, dadurch entstehen Differenzen zwischen Pflanzen- und Samenbonituren.
Mit 44 Wildkraut- und 10 Wildgrasarten wurde ein Wildpflanzenpotential erfaßt, das stark von der jahrzehntelangen Rieselfelderwirtschaft beeinflußt ist. Pflanzenarten der Roten Liste sind nicht vorhanden.
Die Aufsummierung der Wildpflanzen im Keimtest brachte eindeutige Beziehungen zu den Mischungsverhältnissen aber auch unerwartete Beziehungen durch Zugabe von Hobelspänen als Dünger. Der Zusatz von Hobelspänen hat die Keimbereitschaft im Rieselfeldboden und in den Mischungen 1 : 1 sowie 1 : 2 im Durchschnitt um 30 % erhöht (Tab. 5.10).

Tab.5.10: Wildpflanzenkeimtests (Auszählung aus je 6 Wiederholungen) auf einem Lehm- und Rieselfeldboden sowie deren Mischungen ohne und mit Hobelspänenzusatz (entsprechend 100 dt/ha)

Boden bzw. Mischung	Keimpflanzenanzahl		
	nach 30 Tagen	weitere nach 120 Tagen	Σ
Lehm (L) ohne Späne	-	-	-
Lehm (L) mit Späne	-	-	-
Rieselfeld (R) ohne Späne	58	8	66
Rieselfeld (R) mit Späne	85	22	107
L : R = 1: 1 ohne Späne	16	-	16
L : R = 1 : 1 mit Späne	29	10	39
L : R = 1 : 2 ohne Späne	52	6	58
L : R = 1 : 2 mit Späne	58	9	67
L : R = 1 : 3 ohne Späne	67	8	75
L : R = 1 : 3 mit Späne	57	14	71
Σ ohne Späne	193	22	215
Σ mit Späne	229	55	284

Häufigkeit des Auftretens
(Begangene und intensiv bonitierte Fläche ca. 1 ha)
Die Quecke tritt nahezu flächendeckend auf. Alle nachfolgend aufgeführten Arten sind nur auf queckenfreien Stellen zu finden, wo sie einen Besiedelungsvorlauf vor der Quecke erhalten haben. Zur Bewertung der Häufigkeit dieses Auftretens wurde eine Einstufung von 1 (gering) bis 9 (stark) vorgenommen.
Nach fünfmonatigem Lehmauftrag wurde die Vitalität der verschütteten Quecken durch Ausgraben und Wachstumstests geprüft. Queckenrhizome unter der Lehmdecke waren nach drei Monaten Bedeckungszeit nicht mehr lebensfähig. Durch anaerobe Bedingungen bei 40 cm Lehmauflage war die Biomasse erstickt und in

Fäulnis übergegangen (H_2S-Geruch). Kürzere Bedeckungszeiten führten zur Schwächung aber nicht vollständigem Absterben der Rhizome.

Tab. 5.11: Häufigkeit des Auftretens von Wildpflanzen (Note 1 = gering. Note 9 = stark)

Sisymbrium officinale	Weg-Rauke		3	
Cirsium arvense	Ackerkratzdistel	1		
Linaris vulgaris	Gemeines Leinkraut		3	
Weiße Lichtnelke	Acker-LIchtnelke			1
Viola arvensis	Acker-Stiefmütterchen		1	
Matricaria inodora	Geruchlose Kamille			1
Geranium pussilum	Kleiner Storchschnabel		1	
Capsella bursa-pastoris	Hirtentäschel		1	
Polygonum lapathifolium	Ampferblättr. Knöterich	1		
Polygonum amphibium	Landwasser-Knöterich	1		
Solanum nigrum	Schwarzer Nachtschatten	1		
Artemisia vulgaris	Gemeiner Beifuß		1	
Heracleum sphondylium	Wiesen-Bärenklau		1 Pfl.	
Convolvulus arvensis	Ackerwinde			>1 Pfl.
Lamium album	Weiße Taubnessel		1	
Rumex acetosella	Sauerampfer			>1 Pfl.
Urtica dioica	Große Brennessel			>1 Pfl.
Sonchus arvensis	Acker-Gänsedistel		1 Pfl.	
Alopecurus myosuroides	Ackerfuchsschwanzgras	1 Pfl.		
Galium aparine	Klettenlabkraut	>1 Pfl.		
Reseda lutea	Gelbe Reseda			1
Echium vulgare	Gemeiner Natternkopf	1 Pfl.		
Convolvulus arvensis	Ackerwinde			1 Pfl.

Schlußfolgerungen zum Wildpflanzenauftreten

4Die Quecke war vor dem Lehmauftrag flächendeckend vorhanden. Alle weiteren 56 gefundenen Pflanzenarten entstammen dem Samenpotential des Bodens (frei geschobene Flächen und Bodenproben aus dem Krumenbereich).

Als Folge der Bodendurchmischung kann man aufgrund der vorgestellten Ergebnisse annehmen, daß im Frühjahr 1999 viele der gefundenen Pflanzen auflaufen und zum Aussamen kommen. Dazu gehört auch die Gemeine Quecke. die auf den zuletzt bedeckten Flächen (weniger als drei Monate) schon im ersten Jahr aus den Rhizomen und Früchten (Samen) relativ stark auflaufen wird. weniger stark auf den länger mit Lehm überlagerten Flächen. Da die Quecke weiterhin aus dem Umland mit ihren Rhizomen einwachsen und sich durch Samenflug flächenhaft etablieren wird. ist zu befürchten. daß ohne zusätzliche Maßnahmen. der alte Zustand der Queckendominanz nach einigen Vegetationsperioden wiederhergestellt ist. Deshalb ist eine rasche Begrünung zur Unterstützung der Wildpflanzenpopulation erforderlich. Die Begründung von Waldbeständen sollte im Frühjahr rasch erfolgen. um der Konkurrenz von sich entwickelnden Wildpflanzenpoulationen zuvorzukommen.

5.5 Oberflächennahes Grundwasser (Kapillarsaum)

Zur Beprobung des Kapillarsaumes wurden drei Standorte in der Nähe der Leitprofile Lehm-A, Lehm-B und Lehm-C ausgewählt (vgl. Abb. 5.1). Aufgrund der besonderen Gegebenheiten an Standort A (Geschiebemergel dicht unter der Oberfläche, sehr geringe Grundwassermengen) konnte hier keine Beprobung stattfinden. An Standort B, in der Mitte der Untersuchungsfläche im Bereich eines ehemaligen Einleiterbeckens, war die Probenahme möglich. Es wurde jedoch bei der Probenahme immer Schluffmaterial aus dem Geschiebemergel mit gefördert.

Tab. 5.12: Untersuchungsergebnisse der Kapillarsaumbeprobung an Standort Lehm-B, Abt. 705/b_1. Forstamt Berlin-Buch (k.P.= keine Probe, n.n.= nicht nachweisbar, n.b.= nicht bestimmt).

	pH-Wert	eL	DOC	Ca	Mg	K	Na	Al
Datum		[µS]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
28.04.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
11.05.98	4,29	881	12,97	111	12,0	16,9	8,5	3,47
25.05.98	4,06	1004	40,46	134	9,8	14,9	4,8	16,31
08.06.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
22.06.98	4,08	1141	7,30	128	10,0	19,3	7,7	9,60
06.07.98	4,88	849	12,56	111	10,2	22,4	11,7	1,60
	Pb	Cd	Cu	Zn	F	Cl	NO_3	SO_4
	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
28.04.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
11.05.98	1,0	230	440	5,4	1,7	9,4	118,2	258,3
25.05.98	0,9	80	1390	4,2	2,6	11,7	164,6	385,5
08.06.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
22.06.98	1,0	60	880	3,9	2,5	8,1	142,1	293,6
06.07.98	1,2	180	n.n.	4,7	n.n.	11,1	41,2	91,5

Tab. 5.13: Untersuchungsergebnisse der Kapillarsaumbeprobung an Standort Lehm-C, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch (k.P.= keine Probe, n.n.= nicht nachweisbar, n.b.= nicht bestimmt).

	pH-Wert	eL	DOC	Ca	Mg	K	Na	Al
Datum		[µS]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
28.04.98	4,16	972	25,25	142	10,0	8,5	4,1	21,39
11.05.98	4,01	985	10,63	122	9,0	9,3	4,6	24,86
25.05.98	3,98	1302	90,90	184	7,8	14,0	4,8	24,74
08.06.98	4,12	1141	16,42	171	7,2	17,4	5,1	18,33
22.06.98	3,84	983	10,45	123	5,7	15,4	6,2	24,70

	pH-Wert	eL	DOC	Ca	Mg	K	Na	Al
Datum		[µS]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
28.04.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
11.05.98	4,29	881	12,97	111	12,0	16,9	8,5	3,47
25.05.98	4,06	1004	40,46	134	9,8	14,9	4,8	16,31
08.06.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
22.06.98	4,08	1141	7,30	128	10,0	19,3	7,7	9,60
06.07.98	4,88	849	12,56	111	10,2	22,4	11,7	1,60
	Pb	Cd	Cu	Zn	F	Cl	NO_3	SO_4
	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
28.04.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
11.05.98	1,0	230	440	5,4	1,7	9,4	118,2	258,3
25.05.98	0,9	80	1390	4,2	2,6	11,7	164,6	385,5
08.06.98	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.	k. P.
22.06.98	1,0	60	880	3,9	2,5	8,1	142,1	293,6
06.07.98	1,2	180	n.n.	4,7	n.n.	11,1	41,2	91,5

Tab. 5.13: Untersuchungsergebnisse der Kapillarsaumbeprobung an Standort Lehm-C, Abt. 705/b_1, Forstamt Berlin-Buch (k.P.= keine Probe, n.n.= nicht nachweisbar, n.b.= nicht bestimmt).

	pH-Wert	eL	DOC	Ca	Mg	K	Na	Al
Datum		[µS]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
28.04.98	4,16	972	25,25	142	10,0	8,5	4,1	21,39
11.05.98	4,01	985	10,63	122	9,0	9,3	4,6	24,86
25.05.98	3,98	1302	90,90	184	7,8	14,0	4,8	24,74
08.06.98	4,12	1141	16,42	171	7,2	17,4	5,1	18,33
22.06.98	3,84	983	10,45	123	5,7	15,4	6,2	24,70

06.07.98	3,92	993	10,26	122	6,2	15,0	5,3	24,30
13.10.98	6,12	896	n.b.	110	4,7	18,9	18,0	n.n.
27.10.98	5,98	1006	n.b.	73	0,7	25,0	15,0	n.n.
16.11.98	6,52	594	n.b.	51	0,7	15,0	9,0	n.n.
30.11.98	6,32	677	n.b.	49	4,2	16,0	7,0	n.n.
	Pb	Cd	Cu	Zn	F	Cl	NO_3	SO_4
	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
28.04.98	0,8	520	440	9,8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
11.05.98	1,1	440	640	13,0	1,9	11,9	134,0	367,0
25.05.98	1,0	390	810	12,5	1,9	13,9	142,7	377,4
08.06.98	1,0	370	660	10,7	2,4	17,0	252,6	492,8
22.06.98	0,9	420	640	10,2	1,8	10,4	108,9	419,2
06.07.98	1,3	420	1030	11,0	n.n.	5,0	13,6	57,7
13.10.98	0,2	20	100	0,11	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
27.10.98	0,3	2,3	20	0,10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
16.11.98	0,5	2,5	30	0,50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
30.11.98	1,0	6,8	60	0,40	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

An Standort C war die Probenahme unproblematisch. Hier konnte jedoch zu einigen Terminen im Herbst ein Eindringen von Oberflächenwasser aus dem Lietzengraben in den Grundwasserleiter beobachtet werden, was sich durch intensiven Schwefelwasserstoffgeruch in der Probe zeigte.

Aufgrund der wenigen Beprobungstermine wurde auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse verzichtet. Derzeit ist davon auszugehen, daß ein Einfluß der Mergelausbringung auf den Kapillarsaum noch nicht nachzuweisen ist, denn in Abhängigkeit von der Mächtigkeit des Ah-Horizontes sowie des Grundwasserflurabstandes müßten zwischen 100 mm und 200 mm Sickerwasser (100-200 L/m²) infiltrieren, um eine Wasserfront von der Oberfläche bis in den Bereich des Kapilarsaumes zu treiben. Es gilt bei durchschnittlichen Niederschlägen als wahrscheinlich, daß sich erste Effekte in Frühjahr/Sommer 1999 zeigen werden.

Der Standort Lehm-B (Tab. 5.12) zeichnet sich durch saure pH-Werte und hohe Cadmium-, Kupfer- und Zinkgehalte aus. Blei ist nur in Spuren nachweisbar. Teilweise konnten auch

Aluminiumkonzentrationen von fast 20 mg/L nachgewiesen werden. Die Ursache hierfür ist in den niedrigen pH-Werten zu sehen. Die hohen Nitrat- und Sulfatgehalte belegen deutlich die aktuell weiterhin stattfindenden Mineralisationsprozesse am Standort (Abbau der organischen Substanz).

Der Standort Lehm-C (Tab. 5.13) liegt dicht am Lietzengraben. Hier lassen sich zwei unterschiedliche Effekte erkennen. Zum einen tritt im Frühjahr und Sommer stark saures Sickerwasser in den Grundwasserleiter ein und verfrachtet dabei erhebliche Mengen an Schwermetallen in diesen Bereich. Begleitet werden diese Prozesse durch den Eintrag von Nitrat und Sulfat. Auf der anderen Seite findet in niederschlagsreichen Phasen ein Einströmen von Oberflächenwasser aus dem Lietzengraben in den Grundwasserleiter statt. In dieser Zeit steigen die pH-Werte stark an, Schwermetalle sind nur noch in deutlich geringeren Konzentrationen nachweisbar. Aluminium kann gar nicht mehr nachgewiesen werden. Der Einfluß des Oberflächenwassers zeigt sich dadurch, daß die organischen Beimischungen aus dem Grabensediment unter den reduzierenden Bedingungen des Grundwasserleiters schnell Schwefelwasserstoff freisetzen, welches am typischen Geruch zu erkennen ist. Weiterhin fanden sich schwarz-graue Verfärbungen, welche sich durch mobiles Mangan erklären lassen.

5.6 Grundwasser – Wasserhaushalt - Grundwasserchemie

Grundwasserdynamik

In Abb. 3.2 sind die Hydroisohypsen für den unbedeckten Grundwasserleiter eingetragen. Daraus geht hervor, daß der unbedeckte Grundwasserleiter und die Oberflächengewässer ein einheitliches hydraulisches System bilden. Die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser sind ebenfalls der Abb. 3.2 zu entnehmen, in die die Ergebnisse einer detaillierten Kartierung eingeflossen sind. Im allgemeinen fließt das Grundwasser den Vorflutern zu. Nur im Bereich der Staue findet eine Infiltration des Oberflächenwassers in das Grundwasser statt. Ein eingestauter Graben bildet die West- und Südwestgrenze des Untersuchungsgebietes. Hier hat sich durch den Grabeneinstau eine künstliche Grundwasserscheide herausgebildet. Zwischen dieser künstlichen Grundwasserscheide und dem Lietzengraben befindet sich das Grundwasserströmungsfeld, welches der numerischen Modellierung zugrunde liegt.

Von besonderem Interesse ist natürlich die Frage, inwieweit der unbedeckte Grundwasserleiter mit den tieferen Grundwasserstockwerken in hydraulischer Verbindung steht. Diese Frage ist deshalb so wichtig, weil die Altlasten des unbedeckten Grundwasserleiters (einschließlich der Bodenzone) eine potentielle Gefahr für die tieferen Stockwerke darstellen können, aus denen das Wasserwerk Buch Trinkwasser fördert (Grundwasserleiter E1n bis S1v in Abb. 3.1). Geologische Fenster sind bisher nicht nachgewiesen. Somit stellt der bis zu 50 m mächtige Saale- Geschiebemergelkomplex einen wichtigen Stauer des Gebietes dar, der die als Hauptgrundwasserleiter anzusprechenden elster- bis saalekaltzeitlichen Schmelzwassersande sehr gut gegen die durch den 80-jährigen Rieselfeldbetrieb verursachten Kontaminationen schützt. Dieser Sachverhalt wird auch durch die Wasserspiegelmessungen der Bohrung 5/74 etwa 500 m südlich des Untersuchungsgebietes gestützt. Hier wurden vier Grundwasserpegel vom Hangenden zum Liegenden in verschiedene Horizonte eingebaut:

- unbedeckter Grundwasserleiter (Weichsel),
- erster bedeckter Grundwasserleiter (Saale),
- zweiter bedeckter Grundwasserleiter (Saale),
- dritter bedeckter Grundwasserleiter (Saale- Elster).

Die NN-bezogenen Wasserspiegel nehmen mit der Tiefe zu, d.h. in den tieferen Grundwasserleitern wurden bei gleichzeitiger Messung höhere Wasserspiegel gemessen als in den höheren Stockwerken. Das beweist, daß eine Speisung der tieferen aus den oberflächennahen Grundwasserleitern aus hydraulischen Gründen nicht möglich ist (GINZEL et al., 1997). Wie großräumige Hydroisohypsenpläne zeigten, erfolgt die Speisung der tieferen Grundwasserstockwerke, insbesondere des Hauptgrundwasserleiters, im Raum südlich des Biesenthaler Kessels (KRÜGER 1974, GINZEL 1981). Dadurch ist auch die hervorragende Grundwasserqualität des Wasserwerkes Buch zu erklären, die durch den 80-jährigen Rieselfeldbetrieb nicht beeinflußt wurde.

Wasserhaushalt

Die Untersuchungen zum Wasserhaushalt erfolgten mit Hilfe oberirdischer Abflußmessungen im Lietzengraben (Pegel PL), die seit 1992 durchgeführt werden sowie Grundwasserneubildungsberechnungen nach verschiedenen

Methoden, die in BAMBERG et al., 1981 zusammengestellt sind. Zur Stützung der Berechnungen wurden außerdem Lysimetervergleichswerte, insbesondere des Lysimeters Eberswalde herangezogen. Wesentliche Grundlage waren auch die Untersuchungen im Rahmen des ÖSP- Projektes (NÜTZMANN et al., 1992) sowie spätere Untersuchungen auf der Basis des gesamten Einzugsgebietes des Lietzengrabens (GINZEL et al., 1997). Seit 1992 ist ein erheblicher Rückgang des mittleren Abflußes festzustellen. Während 1992 der MQ des Lietzengrabens am Pegel PL noch 38 ,0 l/s betrug, wurden für die hydrologischen Jahre 1997 und 1998 Werte von von 26,13 l/s bzw. 28,21 l/s gemessen. Das ergibt bei einer Einzugsgebietsfläche von 5,9 km² für das hydrologische Jahr 1998 eine Abflußspende von 4,78 L/s km². Vergleicht man diesen Wert mit den Ergebnissen anderer Methoden (BAMBERG et al. 1981) und mit verschiedenen Lysimeterergebnissen ,dann ergeben sich nur geringe Differenzen. Deshalb wurde für die Modellierung ein Wert für die Grundwasserneubildung von 150 mm/a verwendet, der der oben ermittelten Abflußspende von 4,78 L/s km² entspricht. Dieser Wert gilt aber nicht für die Flächen mit Geschiebemergeleintrag. Durch den Eintrag bindiger Minerale verringert sich natürlich die Grundwasserneubildung. Im oberirdischen Abfluß am Pegel PL kann dieser Einfluß zur Zeit noch nicht gemessen werden. Um diesen Einfluß jedoch einschätzen zu können, wird auf umfangreiche wasserhaushaltliche Untersuchungen in Geschiebemergelgebieten zurückgegriffen, die von SCHLINKER 1967 durchgeführt wurden. Er ermittelte für sandige Geschiebemergel eine Grundwasserneubildung von ca. 13 % bis 17 % des Jahresniederschlags. Überträgt man diese Ergebnisse auf das Untersuchungsgebiet, dann kann man für die mit Geschiebemergel bedeckten Flächen eine Grundwasserneubildung von ca. 90 mm/a ansetzen. Eine Stützung bzw. eine Konkretisierung dieses Wertes kann nur durch langjährige Messungen des Abflußes am Pegel PL erfolgen. Standortbezogene Berechnungen können auf Grund der Heterogenität des Materials, die auch nicht durch das Einfräsen beseitigt wurden, nicht zu den gewünschten repräsentativen Ergebnissen für die Gesamtfläche führen.

Zum besseren Verständnis des Wasserhaushalts wurden die einzelnen Bilanzgrößen, die für das Untersuchungsgebiet eine Rolle spielen, in Abb. 3.2 eingetragen. Die Differenz der Abflußmengen an den Meßpunkten B (= P7) und D (= PL) ist durch den beidseitigen Zufluß von Grundwasser in den Lietzengraben bedingt. Die Infiltration von Oberflächenwasser ins Grundwasser (A = 200 m³/d) wurde durch Abflußmessungen ermittelt. Die Ermittlung des unterirdischen Grundwasserzuflusses in das Untersuchungsgebiet (C=1166 m³/d) erfolgte nach Darcy. Eine Speisung tieferer Stockwerke aus dem unbedeckten Grundwasserleiter wird nicht angenommen, weil das Druckpotential mit steigender Teufe zunimmt.

Repräsentative hydrochemische Untersuchungen im Bereich des Mergeleintrags konnten seit Juli 1998 an vier Meßstellen erfolgen (RKB 1/98, 2/98,3/98,4/98), die im Rahmen des wissenschaftlichen Begleitprogramms errichtet wurden. Für die Ermittlung der hydrochemischen Verhältnisse grundwasserstromoberhalb wurde die seit 1990 bestehende Meßstelle Bu 27 genutzt. Das Prinzip der Grundwasserbeprobung geht aus Abb. 3.3 hervor. Damit ist eine Beprobung in Grundwasserfließrichtung bis hin zum Eintritt des Grundwassers in den Lietzengraben gewährleistet. Zur Interpretation der hydrochemischen Verhältnisse im Grundwasser werden außerdem Altanalysen genutzt, die im IGB aus dem Einzugsgebiet des Lietzengrabens vorliegen.

Im Grundwasser des unbedeckten Grundwasserleiters ist nach wie vor der Einfluß der 80jährigen Verrieselung von ungeklärten Abwässern spürbar. Die Nährstoffgehalte (Phosphor, Stickstoff) nehmen zwar langsam ab, sind aber immer noch deutlich über dem Level eines unbeeinflußten Grundwassers. Stickstoff tritt je nach den lokalen Milieubedingungen in verschiedenen Oxidationsstufen auf. Insbesondere die Ammoniumbelastung ist in einigen Teilgebieten noch sehr hoch. So betragen die Werte an der Bu 27 im langjährigen Mittel 30 mg/l. Hingegen sind die entsprechenden Werte beim Nitrat mit im Mittel 9 mg/L sehr niedrig. Umgekehrt sind die Verhältnisse in benachbarten Bohrungen (Bu 25, Bu 26). Einer geringen Ammoniumbelastung stehen hohe Nitratbelastungen gegenüber (bis zu 120 mg/L). Bei einer flächenhaften Untersuchung stellt sich die Stickstoffbelastung wie ein Mosaik dar, bei der noch alte Rieselfeldstrukturen zu erkennen sind (HANDKE 1995). Auch beim Phosphat wurde eine differenzierte Belastung ermittelt. Unterschiedliche Werte treten aber weniger flächenhaft auf sondern in Abhängigkeit von der Tiefe. Ein Beispiel ist die Altbohrung Bu 28. Hier ist der unbedeckte Grundwasserleiter lokal aufgespalten. Der Oberpegel zeigt für Gesamtphosphat seit 1992 Werte unter 1 mg/l, während im Unterpegel die Werte zunächst um 7 mg/L lagen aber seit 1994 stark zurückgehen und seit 1995 ca. 2 mg/L betragen.

Von besonderem Interesse für das Mergelprojekt sind die Schwermetallgehalte im Grundwasser vor Versuchsbeginn. GINZEL & NÜTZMANN (1998) wiesen am Beispiel des Grundwasserpegels Bu 29 (400 m östlich der Mergelfläche) nach, daß Schwermetalle in zunehmenden Konzentrationen im unbedeckten Grundwasserleiter auftreten (Abb. 5.14). Die Schadenswerte der Berliner Liste (Senatsverwaltung für Inneres 1996) werden bereits, außer bei Blei, bei allen untersuchten Schwermetallen überschritten (Tab. 5.15).

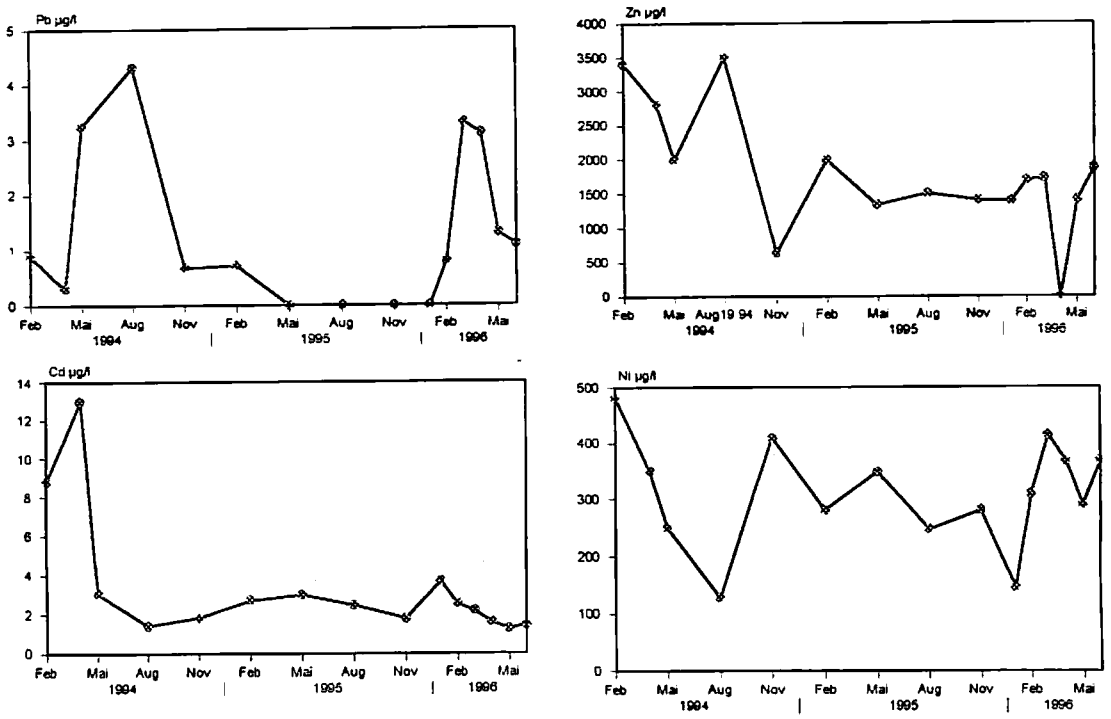


Abb. 5.14: Zeitliche Entwicklung der Schwermetallgehalte (Pb. Zn. Cd, Ni) im Grundwasser (Bu 29). gemessen von Febr. 1994 bis Juni 1996

Tab. 5.15: Vergleich der Maximalkonzentrationen von Pb, Ni, Zn, Cd, Cu im Grundwasser mit den Hintergrund- und Schadenswerten der "Berliner Liste" SENATSVERWALTUNG FÜR INNERES, 1996)

	Hintergrundwert µg/l	Schadenswert µg/l	Maximalkonzentration µg/l
Pb	6	80	4,5
Ni	14	100	490
Zn	310	500	3500
Cd	0,4	10	13
Cu	20	100	0,14

Etwas günstiger sind die Werte an der Bu 27 grundwasserstromoberhalb der Mergelfläche. Cadmium bleibt seit 1995 bis Versuchsbeginn unter 0,6 µg/L. Auch Blei bleibt mit maximal 4,4 µg/L noch unter dem Hintergrundwert der Berliner Liste. Die Nickelwerte schwanken zwischen 5 µg/L und 49 µg/L, Zink liegt zwischen 21 µg/L und 185 µg/L.

Durch das Abteufen der 4 Pegelbohrungen war es möglich, auch aus dem mit Mergel bedeckten Gebiet Grundwasseruntersuchungen vorzunehmen und mit der grundwasserstromoberhalb liegenden Bu 27 zu vergleichen. In den Abbildungen

Grundwasserchemie im Anhang sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefaßt. In den Darstellungen wurden jeweils 2 Transekte in Grundwasserfließrichtung zusammengefaßt:

- die Pegel Bu 27 - RKB 4/98 - RKB 3/98 OP und UP
- die Pegel RKB 1/98 - RKB 2/ 98 -RKB 3/98 OP und UP

Die folgenden Erläuterungen beziehen sich auf diese Darstellungen, die die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit von Juli bis Oktober (teilweise November) 1998 zeigen. Weitere Probenahmen erfolgten im November und Dezember aber die Laboranalytik war zum Zeitpunkt dieser Berichterstattung noch nicht abgeschlossen.

Die in der ungesättigten Zone festgestellte Absenkung des pH-Wertes ist im wassergesättigten Bereich des unbedeckten Grundwasserleiters noch nicht festzustellen. Die gemessenen pH-Werte liegen um 7,4. Lediglich in der 1/98 und 4/98 ist zwischen August und September ein Abfall auf 6,5 bis 6,8 festzustellen. Der Unterpegel der 3/98 zeigt das gleiche Verhalten wie der Oberpegel, was darauf hindeutet, daß der unbedeckte Grundwasserleiter an diesem Standort nur lokal aufgespalten ist, der Unterpegel also kein bedecktes Grundwasserstockwerk repräsentiert.

Die Leitfähigkeiten sind stärker differenziert (3/98 UP um 1700 µS/cm; 4/98 um 900 µS/cm). Die weitgehende Angleichung bei allen Pegeln in der 2. Oktobermessung kann ohne Kenntnis des weiteren Verlaufs noch nicht interpretiert werden. Fehler bei der Probenahme können ausgeschlossen werden.

Die Schwermetallgehalte im Grundwasser des unbedeckten Grundwasserleiters im Bereich der Mergelfläche und grundwasserstromoberhalb (Bu 27) sind noch gering und liegen während des Versuchzeitraumes im allgemeinen unter den Schadenswerten der Berliner Liste. Lediglich das als ziemlich mobil eizuschätzende Kupfer überschreitet einmalig (5.8.98) mit einem Wert von 140 µg/L den Schadenswert von 100 µg/L. Alle anderen Messungen liegen zwischen 20 µg/L und 80 µg/L und damit deutlich unter dem Schadenswert aber über dem Hintergrundswert von 20 µg/L. Der anthropogene Einfluß durch die Rieselfeldwirtschaft ist also deutlich erkennbar. Das trifft auch für Cadmium und Blei zu. Die Hintergrundwerte werden mehrfach deutlich überschritten, Schadenswerte aber noch nicht erreicht.

Eine eindeutige Entwicklungstendenz der Schwermetallgehalte im Grundwasser ist bisher nicht zu erkennen. Die Untersuchungen müssen unbedingt weitergeführt werden, um insbesondere die Auswirkungen des Mergeleintrags (nach dem Fräsen im November) zu erfassen.

5.7 Oberflächengewässer

Der Lietzengraben ist der Hauptvorfluter des Untersuchungsgebietes. Auf die oberirdischen Abflüsse und die wasserhaushaltlichen Beziehungen zum Grundwasser wurde bereits eingegangen. Für die Bewertung der Auswirkungen des Mergeleintrags auf die Beschaffenheit des Lietzengrabens ist es erforderlich, den Grundwasserzufluß aus dem überlehmten Gebiet zu quantifizieren. Bei einer durchschnittlichen Grundwasserneubildungsrate von 90 mm/a (siehe 4.5.2) ergibt sich somit für die zur Zeit überlehmte Fläche von 12 ha ein Grundwasserzufluß aus diesem Gebiet zum Lietzengraben von 0,34 L/s. Im Vergleich zum gemessenen Abfluß am Pegel PL (1998= 28,21 L/s) ist dieser Zufluß so gering (1,2 %), daß die gegenwärtigen Konzentrationen der Inhaltsstoffe im Grundwasser des Überlehmungsgebietes die Beschaffenheit des Oberflächenwassers auf Grund der Vermischungseffekte nicht nachweisbar beeinflussen können.

Die gemessenen Werte an den Pegeln P 6 und PL repräsentieren somit die hydrochemischen Verhältnisse des Einzugsgebietes. Diese können wie folgt charakterisiert werden:

Der Austrag der Nährstoffe aus dem Einzugsgebiet des Pegel PL hat seit 1993 kontinuierlich abgenommen. So fielen die Frachten bei anorganischem Stickstoff von 0,77 auf 0,28 (g/s) und bei Gesamtphosphat von 71,6 auf 11,5 (mg/s) im Jahre 1996. (GINZEL& NÜTZMANN, 1998). Auch die im Rahmen dieses Projektes gemessenen Werte passen sich in diesen Trend ein.

Die Schwermetallfrachten sind stärkeren Schwankungen unterworfen. Nach einem Rückgang in den Jahren 1994 und 1995 nehmen sie seit 1996 zu, bleiben aber immer noch deutlich unter den Schadenswerten der Berliner Liste (Abb.). Die gegenwärtig geringe Schwermetallbelastung des Lietzengrabens wird auch dadurch verursacht, daß in großen Teilen des Einzugsgebietes keine Rieselfeldwirtschaft stattfand. Grundwasser aus diesen Teileinzugsgebieten ist daher nicht belastet und vermischt sich mit den zufließenden Wässern aus den ehemaligen Rieselfeldern, was zu erheblichen Verdünnungseffekten führt. Nennenswerte Unterschiede zwischen den Werten der Pegel P 6 (etwa Beginn der Überlehmungsfläche) und PL (am Ende der Überlehmungsfläche) sind aus den oben genannten Gründen nicht zu erwarten. (Abbildungen im Anhang: Oberflächengewässerchemie).

6. Ergebnisse der Untersuchungen nach dem Fräsen

Seit April 1998 wurde Geschiebemergel aus dem Bauvorhaben U 2-Verlängerung in Pankow, später auch Geschiebemergel von anderen Baustellen auf der Versuchsfläche ausgebracht. Die Anlieferung erfolgte mit LKW's, welche direkt auf die Fläche fahren konnten. Das Material wurde dann mit einem Radlader verteilt und auf eine Schichtdicke von cirka 35 cm Mächtigkeit ausgebracht. Abb. 6.1 zeigt die erreichten Mergelmächtigkeiten (Stand: 9.98), welche anhand der vom Revierförster Zeuschner erhobenen und zur Verfügung gestellten Daten graphisch umgesetzt wurden. Im Oktober 1998 wurde die erste Teilfläche erfolgreich gefräst (Siehe Fotos im Anhang).

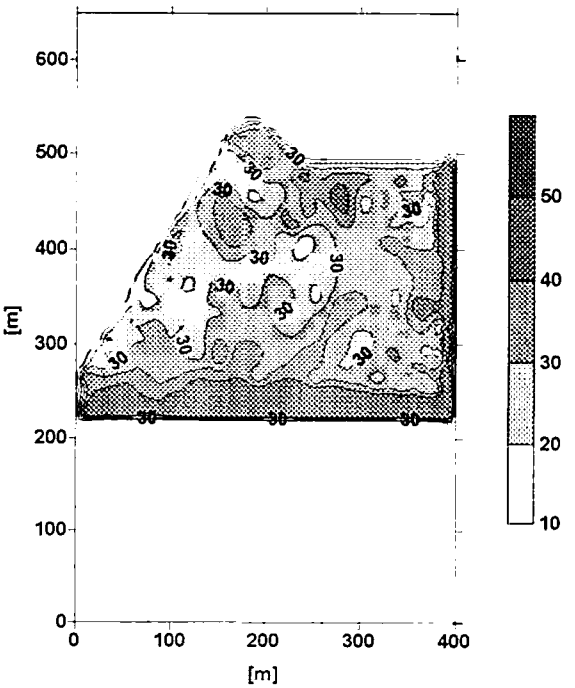
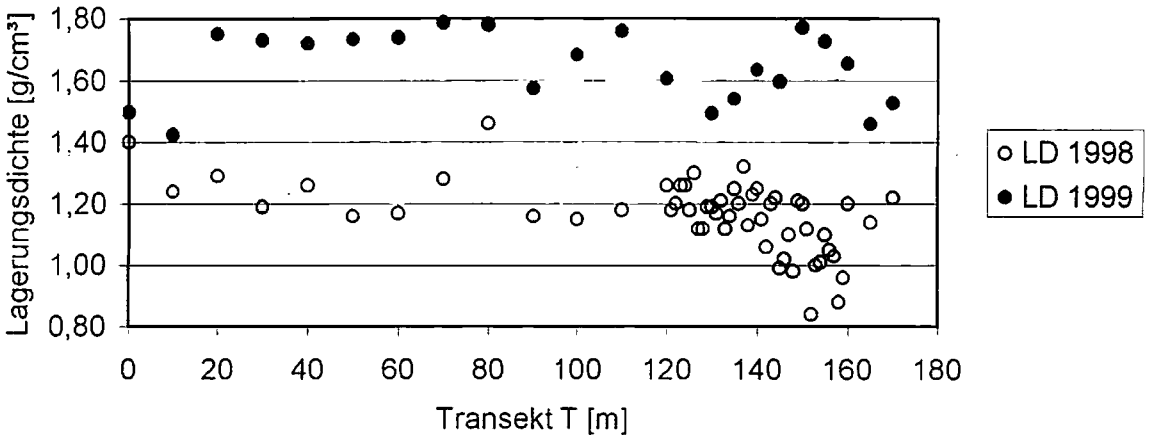


Abb. 6.1: Mächtigkeit des ausgebrachten Mergels auf der Untersuchungsfläche

Im Frühjahr 1999 wurde das Transekt T erneut beprobt. Es finden sich nach der Untermischung des Mergels deutlich höhere Lagerungsdichten. Die mittleren Lagerungsdichten auf dem Transekt T stiegen von 1,16 g/cm³ auf 1,64 g/cm³ an.



Es zeigte sich ein deutlicher Anstieg der pH-Werte um circa 2 Einheiten. Sie befinden sich jetzt auf der Fläche in einem Bereich von 7,0 bis 7,8 und weisen damit optimale Bedingungen für eine Schwermetallfestlegung im Boden auf (Abb. 6.2). Da der Kalkgehalt des Mergels bei circa 12,5 % liegt wurde bei einer durchschnittlichen Lagerungsdichte von 1,9 im Geschiebemergel und einer mittleren Schichtdicke von 35 cm eine Kalkmenge von etwa 83 kg/m² bzw. 830 to/ha. Diese Menge reicht aus um eine Stabilisierung der pH-Werte in den nächsten Jahren zu bewirken.

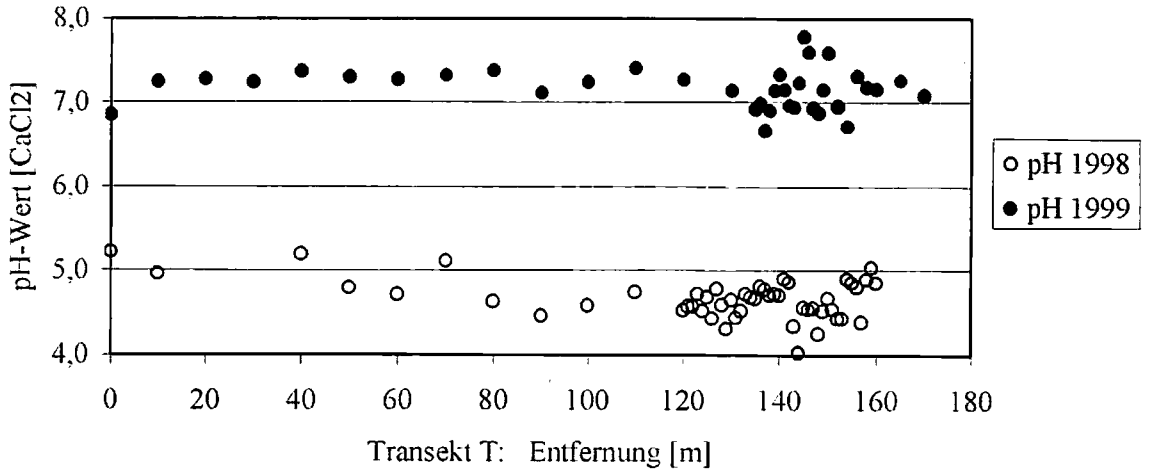


Abb. 6.2: pH-Werte in $CaCl_2$ auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach der Überlehmung (Frühjahr 1999)

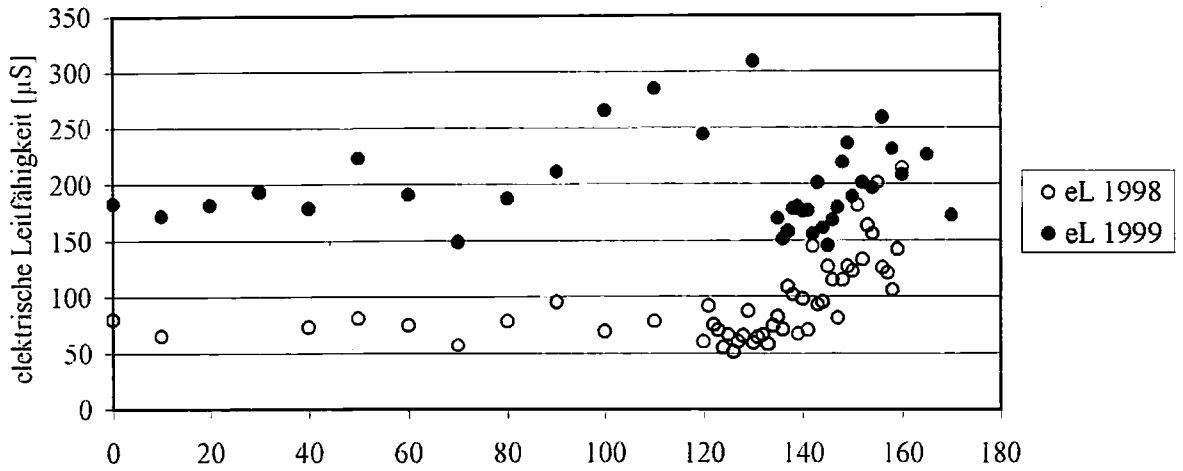


Abb. 6.3: Elektrische Leitfähigkeit [µS] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach der Überlehmung (Frühjahr 1999)

Die elektrischen Leitfähigkeiten sind aufgrund des Mergeleintrages ebenfalls leicht angestiegen und entsprechen mit ihren Werten zwischen 200 und 300 µS in etwa den Werten die auf Geschiebemergelböden gefunden werden (Abb. 6.3). Die Humusgehalte wurden durch die Mischung mit Mergel reduziert (Verdünnungseffekt). Sie betragen aber an den meisten Probenahmepunkten ungefähr 2 %, das entspricht Humusgehalten wie sie auf landwirtschaftlich genutzten Flächen gefunden werden (Abb 6.4).

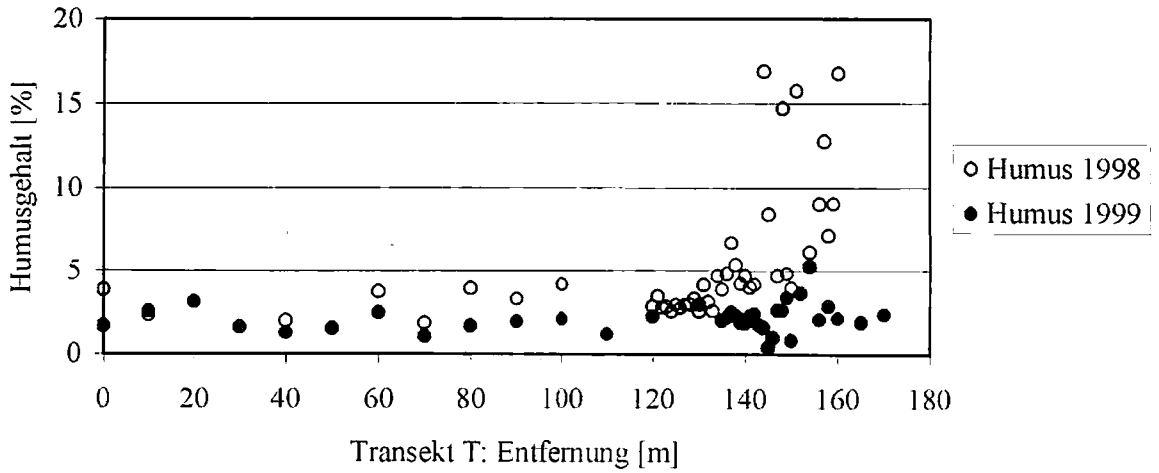


Abb. 6.4: Humusgehalt [%] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach der Überlehmung (Frühjahr 1999)

Die mobilen Schwermetallanteile konnten durch die Überlehmung deutlich reduziert werden. Die mit $Ca(NO_3)_2$ extrahierbaren Zinkanteile konnten von 30-400 mg/kg auf Werte zwischen 0,04-5.75 mg/kg reduziert werden. Die Cadmiumanteile sanken von 0.46-10,63 mg/kg im Jahr 1998 auf Werte zwischen 0,01 und 0,80 mg/kg im Frühjahr 1999 ab. Beim Kupfer war der Rückgang des mobilen Anteils am geringsten ausgeprägt. Die Konzentrationen lagen 1998 bei 0,09-3,75 mg/kg und wurden durch die Maßnahme auf Werte von 0,01-0,21 mg/kg reduziert. (Abb.: 6.5-6.7). Bei konnte wie im Vorjahr nicht in der mobilen Phase nachgewiesen werden.

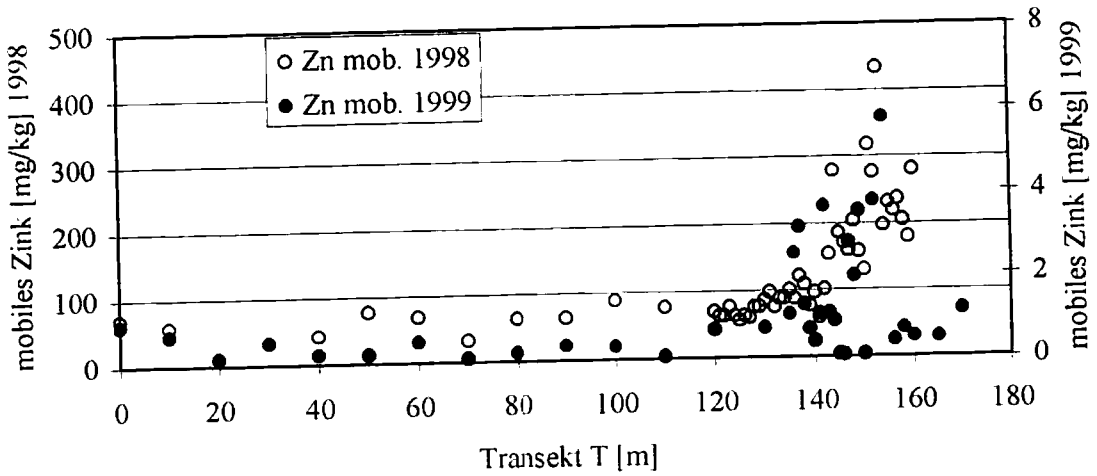


Abb. 6.5: Mobiler Anteil Zink [mg/kg] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach der Überlehmung (Frühjahr 1999)

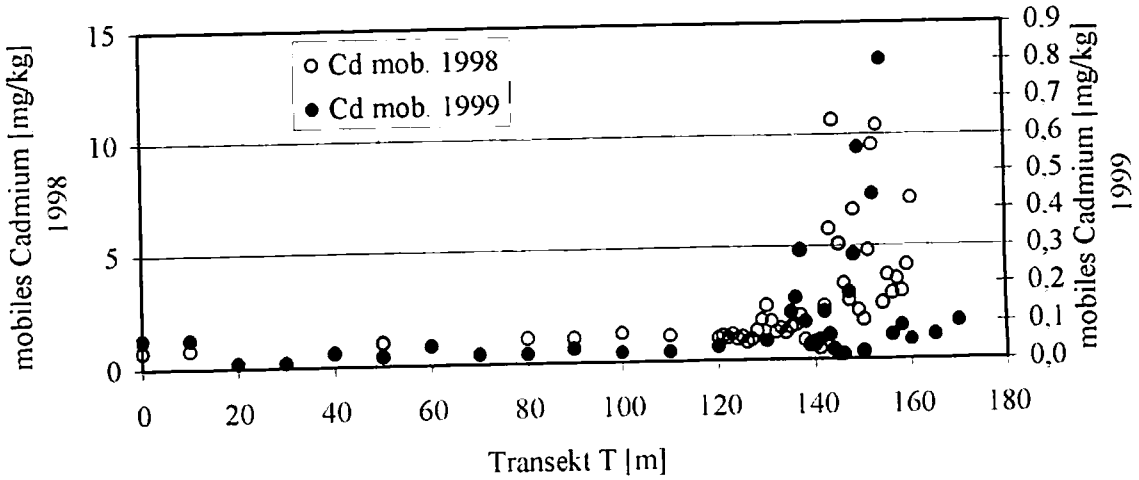


Abb. 6.6: Mobiler Anteil Cadmium [mg/kg] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach der Überlehmung (Frühjahr 1999)

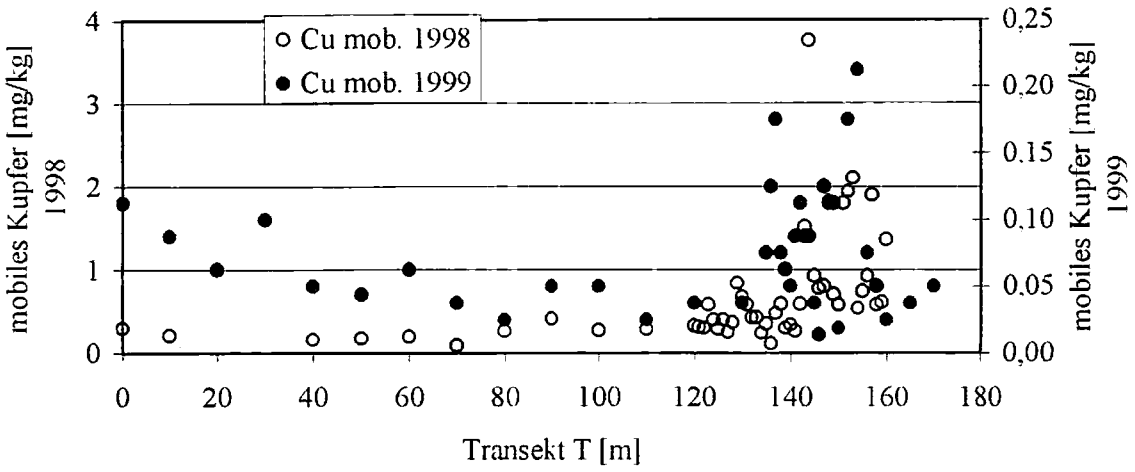


Abb. 6.7: Mobiler Anteil Kupfer [mg/kg] auf dem Transekt T vor der Überlehmung (Sommer 1998) und nach der Überlehmung (Frühjahr 1999)

6.2 Einflüsse der Überlehmung auf das Sorptionsverhalten

Mit Hilfe von Sorptionsmodellen kann das Ad- bzw. Desorptionsverhalten beschrieben werden. Dazu wird Bodenmaterial jeweils 4 h/Desorptionsstufe mit einer schwachen Salzlösung geschüttelt, um die desorbierbaren Anteile zu bestimmen. Es wird davon ausgegangen, das sich ein Gleichgewichtszustand in dieser Zeit einstellt. Dieses Sorptionsgleichgewicht wird mit Hilfe von Isothermen beschrieben, die den Festphasengehalt als Funktion der Lösungskonzentration bei konstanter Temperatur angeben. In der Praxis hat sich häufig gezeigt, daß sich das Desorptionsverhalten recht gut durch den empirischen Ansatz nach Freundlich beschreiben läßt. Sie folgt der Funktion:

$$Q = k_1 \cdot c^{k2}$$

mit Q = Festphasengehalt {mg/kg]

c = Lösungskonzentration [ppb] oder [ppm]

k_1/ k_2 = empirische Konstanten +/- l/g

Der potentielle Verlauf beruht auf der Annahme, daß mit höherer Beladung (Festphasengehalt) eine Verringerung der Adsorption einhergeht, dementsprechend im Umkehrschluß auch eine höhere Desorptionrate erfolgen kann. In diesem Modell wird jedoch keine maximale Beladung berücksichtigt, es suggeriert eine unbegrenzte Zunahme der adsorbiebaren Menge. Eine Extrapolation in höhere Konzentrationsbereiche ist nur eingeschränkt möglich, die Freundlich-Isotherme gilt häufig nur für bestimmte Konzentrationbereiche (Swartjes, 1991).

Die Festphasengehalte wurden anhand der gemessenen und umgerechneten Lösungskonzentrationen der einzelnen Schwermetalle kalkuliert. Die Aufsummierung aller Lösungsgehalte einer Versuchsreihe ermöglichte die Ermittlung der prozentualen Desorption bezogen auf den Gesamtgehalt. Der Gesamtgehalt ergab sich aus der Summe der aufsummierten Lösungsgehalte und der gemessenen Gehalte (HNO_3-Druckaufschluß) nach abgeschlossener Desorption.

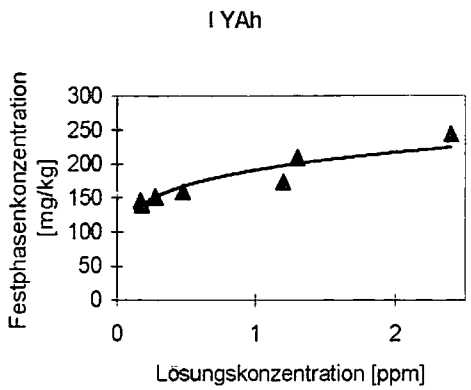
Für die Untersuchungen wurden jeweils die Ah-Horizonte der Profile Lehm-A, Lehm B und Lehm C verwendet, welche zum einen im Urzustand untersucht wurden, zum anderen in

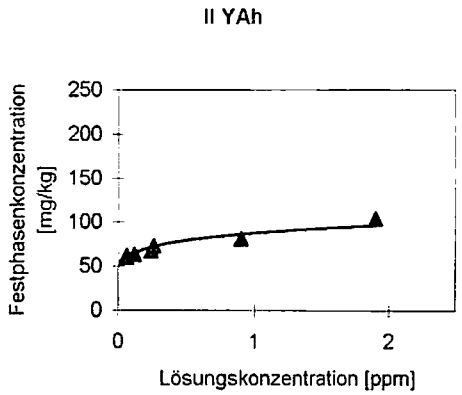
Mischungen mit Mergel einer Baustelle der Treskowallee (M I) und der U2-Baustelle in Pankow (MII). Der Ausgangsboden wurde mit Mergel im Verhältnis 1:1 gemischt und dann bis zu einem Boden-Lösungs-Verhältnis von 1:200 extrahiert.

Tab. 6.1: Mengen an Gesamt- und desorbiertem Zink der Ah-Proben der Profile Lehm-A, Lehm-B und Lehm-C.

Probe	Zink-Gesamtgehalt [mg/kg]	desorbierte Zinkmenge [mg/kg]	prozentualer Anteil [%]
Lehm-A (I YAh)	317	177	56
Lehm-B (II YAh)	162	102	63
Lehm-C (III YAh)	190	130	68

Für Zink weisen Lehm-B und Lehm-C ein ähnliches Desorptionsverhalten auf (Abb. 6.2). Bei Festphasenkonzentrationen um 100 mg/kg werden Lösungskonzentrationen von 2 mg/L gemessen. Es werden im Verlauf der Desorption 63 % bzw 68 % des Zinks freigesetzt. Der Verlauf der Lehm-A Kurve verläuft deutlich steiler, das bedeutet das Zink in diesem Boden deutlich schneller desorbiert wird. Aus Tab. 6.1 sind die prozentualen Anteile des desorbierten Zink ersichtlich.





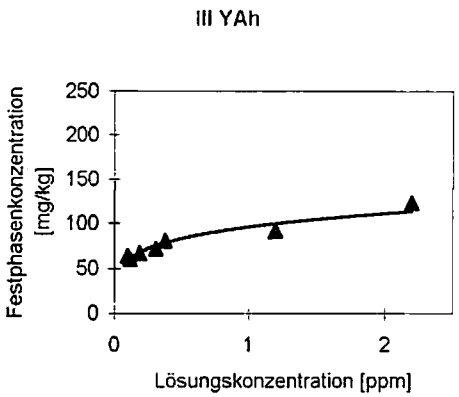


Abb. 6.2: Zink-Desorptionsisothermen für die Ah-Horizonte der Profile Lehm-A (I), Lehm-B (II) und Lehm-C (III) mit Trendlinie durch Anpassung der Freundlich-Isotherme

Die Cadmiumdesorption (Abb. 6.3) zeigt eine rasche Desorption bei den Profilen Lehm-A und Lehm-C und eine etwas langsamere bei Profil Lehm-B. Es werden zwischen 41 und 54 % des Cadmiums desorbiert (Tab. 6.2).

Tab. 6.2: Mengen an Gesamt- und desorbiertem Cadmium der Ah-Proben der Profile Lehm-A, Lehm-B und Lehm-C.

Probe	Cadmium-Gesamtgehalt [mg/kg]	desorbierte Cadmiummenge [mg/kg]	prozentualer Anteil [%]
Lehm-A (I YAh)	5,5	2,97	54
Lehm-B (II YAh)	4,3	1,98	46
Lehm-C (III YAh)	6,2	2,55	41

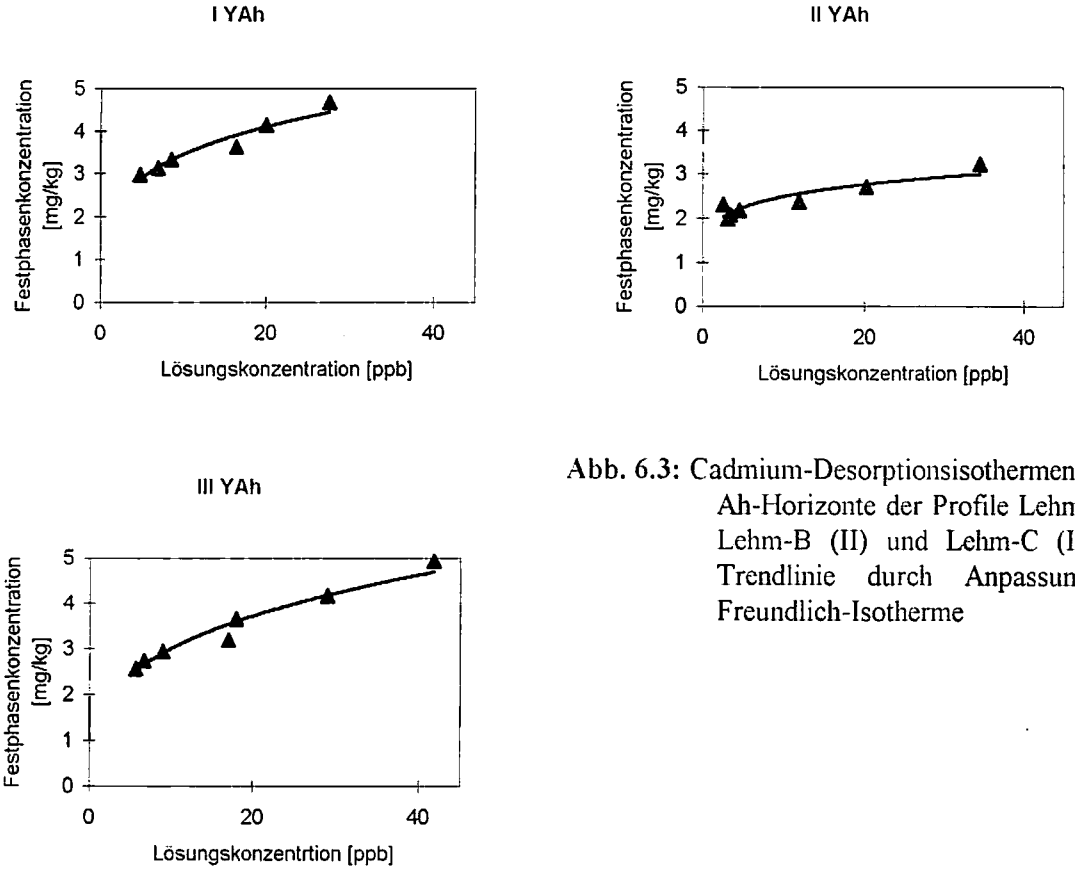


Abb. 6.3: Cadmium-Desorptionsisothermen für die Ah-Horizonte der Profile Lehm-A (I), Lehm-B (II) und Lehm-C (III) mit Trendlinie durch Anpassung der Freundlich-Isotherme

Für die Kupferdesorption wurde exemplarisch nur die Probe Lehm-A dargestellt (Abb. 6.4). Die anderen Ergebnisse sind in Tab. 6.3 dargestellt. Kupfer weist im Verhältnis mit Zink und Cadmium die stärksten Bindungen auf. Es werden nur zwischen 2,8 % und 4,4 % desorbiert.

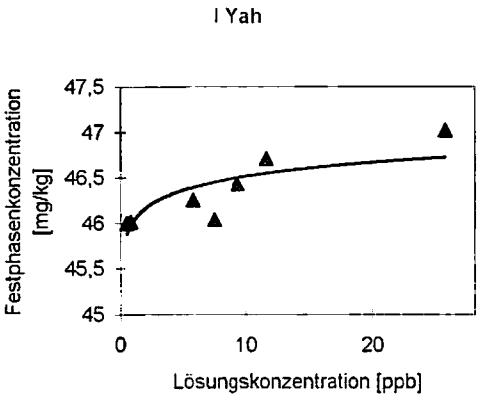


Abb. 6.4: Kupfer-Desorptionsisothermen für den Ah-Horizont Profile Lehm-A (I) mit Trendlinie durch Anpassung der Freundlich-Isotherme

Tab. 6.3: Mengen an Gesamt- und desorbiertem Kupfers der Ah-Proben der Profile Lehm-A, Lehm-B und Lehm-C.

Probe	Kupfer-Gesamtgehalt [mg/kg]	desorbierte Kupfermenge [mg/kg]	prozentualer Anteil [%]
Lehm-A (I YAh)	47,8	1,8	3,8
Lehm-B (II YAh)	36,0	1,0	2,8
Lehm-C (III YAh)	36,6	1,6	4,4

Nach der Mischung mit den beiden zur Verfügung stehenden Mergelvarianten wurden wiederum Desorptionsisothermen bestimmt.

Abb. 6.5 zeigt die veränderten Kurven für Zink. Es wird deutlich das die Mischung zu einer deutlichen Verringerung der Zinkmobilität führt. Es wird nur noch circa ein Drittel der ursprünglichen Menge bei den Versuchen freigesetzt (Tab. 6.4). Die Varianten weisen deutliche Unterschiede auf. Die Bindungseigenschaften des Mergels I sind stärker.

Tab. 6.4: Mengen an Gesamt- und desorbiertem Zink nach der Mischung der Ah-Proben der Profile Lehm-A, Lehm-B und Lehm-C mit Mergel U-2 (M II) und Mergel Treskowallee (M I).

Probe	Zink-Gesamtgehalt [mg/kg]	desorbierte Zinkmenge [mg/kg]	prozentualer Anteil [%]
Lehm-A + Mergel I	83	17,6	21,3
Lehm-B + Mergel I	63	9,9	15,7
Lehm-C + Mergel I	133	12,9	9,7
Lehm-A + Mergel II	101	30,6	30,4
Lehm-B + Mergel II	67	15,4	22,8

Lehm-C + Mergel II	96	26,3	27,3

Die Verläufe der Cadmium-Desorptionskurven sind in Abb. 6.6. dargestellt. Auch für Cadmium konnte eine Reduzierung der Cadmiumausträge beobachtet werden. Mergel I weist auch hier die besseren Bindungseigenschaften auf.

Tab. 6.5: Mengen an Gesamt- und desorbiertem Cadmium nach der Mischung der Ah-Proben der Profile Lehm-A, Lehm-B und Lehm-C mit Mergel U-2 (M II) und Mergel Treskowallee (M I).

Probe	Cadmium-Gesamtgehalt [mg/kg]	desorbierte Cadmiummenge [mg/kg]	prozentualer Anteil [%]
Lehm-A + Mergel I	2,4	0,78	33
Lehm-B + Mergel I	2,0	0,95	48
Lehm-C + Mergel I	8,1	0,96	12
Lehm-A + Mergel II	2,3	0,93	40
Lehm-B + Mergel II	3,2	1,20	37
Lehm-C + Mergel II	5,0	1,40	29

Auch für Kupfer ist eine deutliche Abnahme der Mobilität zu erkennen. die desorbierten Anteile reduzieren sich im Vergleich mit den ungemischten Proben um etwa 50 % (Tab. 6.6).

Tab. 6.6: Mengen an Gesamt- und desorbiertem Kupfer nach der Mischung der Ah-Proben der Profile Lehm-A, Lehm-B und Lehm-C mit Mergel U-2 (M II) und Mergel Treskowallee (M I).

Probe	Kupfer-Gesamtgehalt [mg/kg]	desorbierte Kupfermenge [mg/kg]	prozentualer Anteil [%]
Lehm-A + Mergel I	19,1	0,6	3,1
Lehm-B + Mergel I	16,4	0,4	2,2
Lehm-C + Mergel I	38,4	0,5	1,2
Lehm-A + Mergel II	20,5	0,6	2,8
Lehm-B + Mergel II	25,8	0,4	1,5
Lehm-C + Mergel II	28,4	0,4	1,6

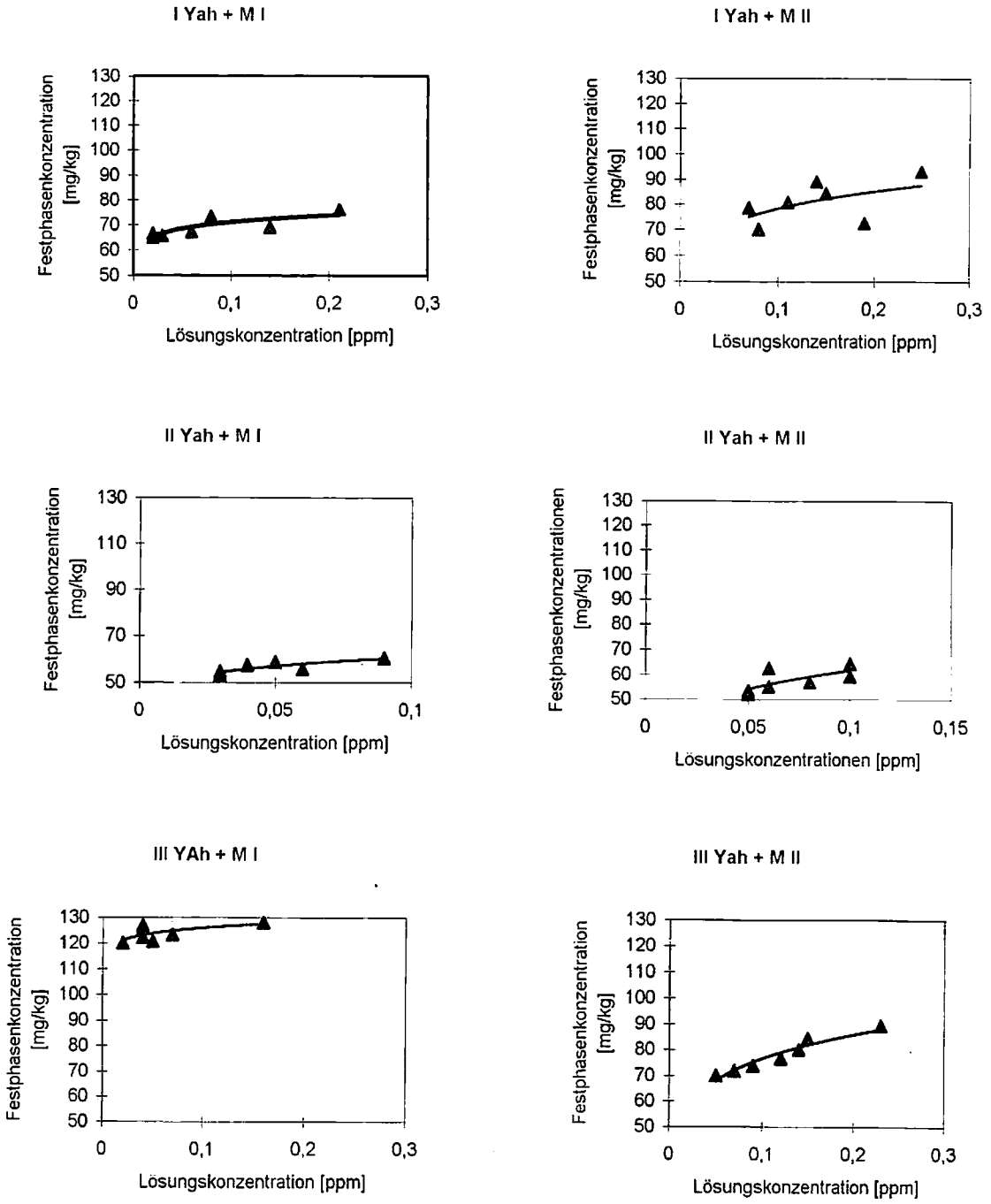


Abb. 6.5: Zink-Desorptionsisothermen für die Ah-Horizonte der Profile Lehm-A (I), Lehm-B (II) und Lehm-C (III) gemischt mit Mergel U-2 (M II) Mergel Treskowallee (M I)mit Trendlinie

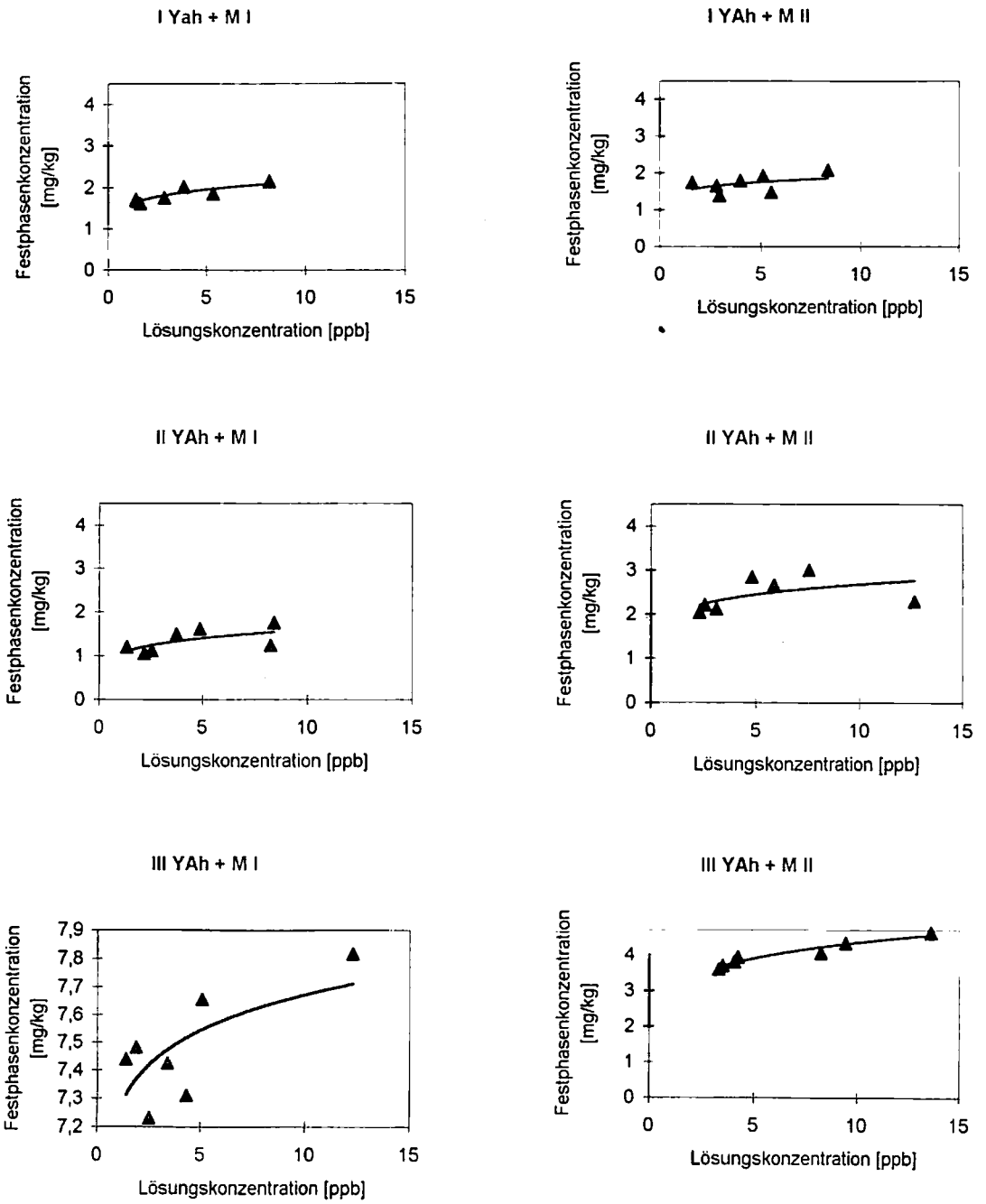


Abb. 6.6: Cadmium-Desorptionsisothermen für die Ah-Horizonte der Profile Lehm-A (I), Lehm-B (II) und Lehm-C (III) gemischt mit Mergel U-2 (M II) Mergel Treskowallee (M I) mit Trendlinie durch Anpassung der Freundlich-Isotherme

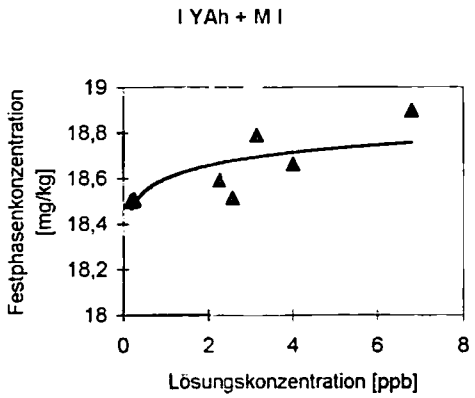


Abb. 6.7: Kupfer-Desorptionsisothermen für den Ah-Horizont Profile Lehm-A (I) sowie die Mischung mit Mergel Treskowallee mit Trendlinie durch Anpassung der Freundlich-Isotherme

6.3 Einfluß der Überlehmung auf krautige Vegetation

Der stark dominierende Queckenbestand der Rieselfelder bis zur Überlehmung 1998 war nach den Fräsarbeiten flächig in einen Mischbestand von Kräutern und Gräsern umgewandelt.

Die Erhebungen entlang des Transekts T ergaben ein häufiges Vorkommen der folgenden Arten:

- Sonchus arvensis (Ackergänsedistel)
- Veronica arvensis (Feldehrenpreis)
- Polygonum spec. (Knöterich Arten)
- Galeopsis tetrahit (Gemeiner Hohlzahn)
- Chenopodium album (Weißer Gänsefuß)
- Poa annua (Jährige Rispe)
- Agropyron repens (Quecke)

Die Auszählung erfolgte zunächst nur getrennt nach monocotylen und dicotylen Arten. Eine vollständige qualitative Erhebung bis zur Art war zu diesem Zeitpunkt noch verfrüht. Da Agropyron repens auf den Rieselfeldflächen ein großes Problem darstellt, sind die Quecken-Pflanzen getrennt ausgezählt worden. Sie waren insbesondere am Meßpunkt T12 nachzuweisen, der eine kürzere Zeit die Lehmdecke getragen hat.

Entlang des Transekts waren Probenahmestellen gestört, da hier die vom Forstamt ausgebrachte Saatmischung flach eingearbeitet wurde, so daß Keimlinge zum Teil verschüttet wurden. In der Tabelle sind diese Stellen mit einem (*) gekennzeichnet. An jeder der aufgelisteten Probenahmestellen wurden 5 Wiederholungsbestimmungen durchgeführt (Tab. 6.7).

Tab. 6.7: Anzahl von Keimpflanzen (Dicotyle, Monocotyle und Quecken) an den Meßpunkten des Transekts T

Meßpunkt	Dicotyle				Monocotyle(incl. Agropyron repens)				Agropyron repens			
	Mittel	Min	Max	Std. Abw	Mittel	Min	Max	Std. Abw	Mittel	Min	Max	Std. Abw
T18	10,6	4	21	7,23	0,4	0	1	0,55	0	0	0	0
T16	16,6	6	34	11,35	5,4	3	9	2,61	5	1	9	3,16
T14	1,6	2	3	1,14	11,74	0	14	6,07	10,15	1	14	6,07
T12	4	0	9	3,67	10,6	0	31	12,14	10,6	0	31	12,14
T10	2,8	0	6	2,39	2	0	6	2,35	1,8	0	6	2,49
T08*	0,8	0	2	0,84	2	0	7	2,92	2	0	7	2,92
T06	8,8	2	16	5,54	3	0	6	2,45	3	0	6	2,45
T04*	1,2	0	3	1,3	3	0	8	3,16	3	0	8	3,16
T02	3,2	0	6	2,28	1,4	0	3	1,14	1,4	0	3	1,14
T01	2,6	0	6	2,3	3,2	1	8	2,77	3,2	1	8	2,77

Insgesamt zeigt die erste quantitave Auswertung eine schnelle und gute Wiederbesiedelung nach dem Überlehmen und Fräsen. Im Mittel aller Meßpunkte wurden 38 Pflanzen/m² gezählt. Im Laufe der Vegetationsperiode werden die Erhebungen über die Wiederbesiedlung weiter fortgesetzt, um Aussagen über die sich neu bildenden Pflanzengesellschaften machen zu können.

Zusätzlich wurden unter kontrollierten Bedingungen Keimversuche zur Ermittlung des Bodensamenpotentials entlang des Transekts T angesetzt. Die Daten werden zur Zeit erfaßt, sind für eine Auswertung in der Startphase noch nicht aussagefähig. Es soll ein qualitativer und quantitativer Vergleich des keimbreiten Samenpotentials nach den Fräsarbeiten mit Untersuchungen im Ausgangszustand angestellt werden.

7. Modellierung

7.1 Das Modell, Kompartimente und Komponenten

Ziel der Modellierung ist es, eine Prognose über die in Zukunft zu erwartende Belastung durch ausgewählte Schwermetalle zu erstellen. Es wurden dafür Cadmium (Cd) und Zink (Zn) ausgewählt, weil sie erstens in signifikanten Konzentrationen auf den ehemaligen Rieselfeldern Berlin-Buchs zu finden und zweitens aufgrund ihrer linearen Sorptionscharakteristik gut als Modellsubstanzen zu verwenden sind.
Das Modell umfaßt die drei Kompartimente Sickerwasser (1), Grundwasser (2) und Oberflächenwasser (3). Eine schematische Darstellung findet sich in Abbildung 7.1. Dazu werden die Strömungs- und Ausbreitungsvorgänge innerhalb der Kompartimente 1 und 2 unter Anwendung von spezieller Software relativ detailliert modelliert. Um die real ablaufenden komplexen Verhältnisse im Gesamtmodell erfassen zu können, mußten allerdings einige vereinfachende Annahmen bezüglich der wesentlichen Vorgänge innerhalb der Kompartimente und der Wechselwirkung zwischen den Kompartimenten getroffen werden.

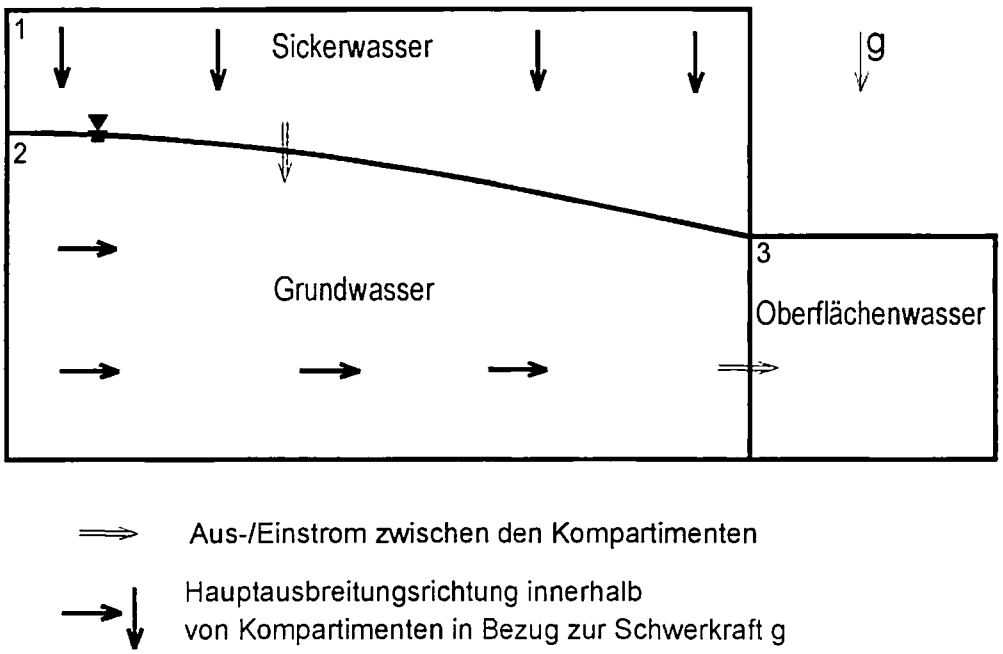


Abb. 7.1: Schema der Verbindung zwischen den Kompartimenten des Modells

Es wird angenommen:

- daß die Strömungsvorgänge als stationär (zeitunabhängig) angesehen werden können (1)
- daß die Strömung selbst nicht durch erhöhte Konzentrationen in irgendeiner Weise beeinflußt wird (12)
- daß in der ungesättigten Zone Ausbreitungsvorgänge in horiziontaler Richtung von geringerer Bedeutung sind (3)
- daß im Grundwasserleiter Ausbreitungsvorgänge in vertikaler Richtung von geringerer Bedeutung sind (4)
- daß Austauschvorgänge zwischen Wasser und porösem Material durch einen einfachen linearen Ansatz beschrieben werden können (5)
- daß Reaktionsvorgänge mit anderen Wasserinhaltsstoffen für die betrachteten Schwermetalle nicht von Belang sind (6).

Die erste Annahme nimmt ihre Berechtigung aus der langfristigen zeitlichen Perspektive, die der Studie zugrunde liegt. Die zweite Annahme ist mit Sicherheit erfüllt, da die Dichte des Wassers selbst bei den zu erwartenden Konzentrationserhöhungen keine wesentliche Änderung erfährt. Horizontale Geschwindigkeitskomponenten im Ungesättigten sind relativ zur horizontalen Ausdehnung des Modellgebiets zu vernachlässigen. Wegen der geringen Mächtigkeit des Grundwasserleiters bestehen auch sicherlich keine Bedenken bezüglich der vierten Annahme. Die beiden weiteren Annahmen können aufgrund von Erkenntnissen in aktuellen wissenschaftlichen Veröffentlichungen als einigermaßen gesichert gelten. Dabei kommt wesentlich zum Tragen, daß nichtlineare und andere komplexe Einflüße erst bei höheren Konzentrationsniveaus zu erwarten sind.

Aufgrund der getroffenen Annahmen ist eine Aufspaltung der gesamten Modellieraufgabe in unterschiedliche Teilschritte gerechtfertigt. Zunächst werden die Vorgänge innerhalb der einzelnen Kompartimente gesondert modelliert, das betrifft die Kompartimente Sicker- und Grundwasser. Zum zweiten wird jede der beiden Modellieraufgaben wiederum in zwei Teilaufgaben zerlegt - eine in Modellstudien häufig angewandte Technik. In einem ersten Schritt wird das stationäre Strömungsfeld berechnet. In einem zweiten daran anschließenden Schritt wird die instationäre Ausbreitung der Schwermetalle im zuvor ermittelten Strömungsfeld simuliert.
Für die einzelnen Teilaufgaben wurde unterschiedliche Software verwandt, die im folgenden kurz vorgestellt wird. Darüber hinaus werden die wesentlichen Elemente der damit erstellten Teilmodelle erwähnt.

Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone: SUNMIX
Die Modellierung des Wasser- und Stofftransports in der ungesättigten Zone für die beiden Schwermetalle Zn und Cd erfolgte mit der Finite-Element-Software SUNMIX (NÜTZMANN 1991). Dieses numerische Programm erlaubt die Simulation sowohl ungesättigter als auch gesättigter Wasserflüsse in heterogenen porösen Medien (1-dimensional), sowie den daran gekoppelten Stofftransport unter Einbeziehung von Advektion, Dispersion und Diffusion, Retardation (lineare und nichtlineare Sorption) und Zerfall.
Die Berechnung der Sickerwasserströmung wurde nach Aufteilung des Gesamtgebietes in 9 hydrologisch und hydrochemisch unterschiedliche Zonen für jeweils ein Modellprofil dieser Zonen durchgeführt. Unter der Annahme zeitlich konstanter mittlerer Jahresniederschläge und konstanter Grundwasserstände wurden stationäre Profile für die Saugspannung, die Darcy-Geschwindigkeit und die Wassergehalte kalkuliert. Die erforderlichen hydraulischen Parameter für die ungesättigte Zone wurden horizontbezogen bereitgestellt.

Im Anschluß an die Berechnung der ungesättigten Profile wurde der Transport von Cd und Zn instationär über einen Zeitraum von 100 Jahren modelliert. Die jeweiligen Anfangskonzentrationen in der Wasser- und Mineralphase der ungesättigten Zone wurden von einzelnen Messungen übertragen, die Sorptionscharakteristika sind z.T. früheren Untersuchungen mit ähnlicher Problematik entnommen (SWARTJES et al. 1991, SCHLENTHER et al. 1992). Die am jeweils untersten Knotenpunkt der Vertikalprofile simulierten instationären Konzentrationsverteilungen zeigen den zeilichen Verlauf des Schwermetallaustrags aus der ungesättigten Zone in den Grundwasserleiter und bilden die Eingabedaten für die Modellierung der Schwermetallausbreitung im Grundwasser.

Wasser- und Stofftransport in der gesättigten Zone: FAST
Zur Modellierung der Grundwasserströmung und der Ausbreitung von Inhaltsstoffen im Grundwasserleiter wurden die Programme des Softwarepakets FAST verwendet (HOLZBECHER 1996). Die Programme basieren auf der Methode der Finiten Volumen und sind mit einer Benutzeroberfläche GeoShell ausgestattet, mit der auch inhomogene Verteilungen einfach eingegeben werden können.
Mit dem Programm FAST-A wurde zunächst ein Strömungsmodell erstellt. Das Modellgebiet erstreckt sich zwischen dem Graben 2 im Westen und dem Lietzengraben im Osten. In einem zweidimensionalen Horizontalschnitt durch den Grundwasserleiter wurden stationäre Verhältnisse vorausgesetzt. Gemessene Pegelstände in den Oberflächengewässern wurden als Randbedingungen verwendet. Die Grundwasserneubildung wurde in Verbindung mit der unten dargestellten Einteilung in Teilgebiete (Zonierung) unterschiedlich angesetzt. Es ergab sich ein Strömungsfeld, in dem der Aquifer von Westen her in den Lietzengraben entwässert. Es wurden Strompfade bestimmt und die Laufzeiten längs der Strompfade bis zum Vorfluter. Die Laufzeiten hängen von der Länge der Strompfade im Grundwasserleiter ab und können bis mehr 20 Jahre betragen.

Mit dem Programm FAST-B wurde der Komponenten-Transport im zuvor berechneten Strömungsfeld modelliert. Dabei wurden die Prozesse der Advektion, der Dispersion, der Sorption, sowie unterschiedliche Eintragscharakteristika berücksichtigt. Die Stoffeinträge für Cadmium und Zink wurden in ihrem zeitlich veränderlichen Verlauf und gemäß der unten beschriebenen Zonierung erfaßt. Sie wurden aus dem Modell des Stofftransports in der ungesättigten Zone übernommen, wobei die Bereitstellung incl. einer notwendigen Umrechnung über das Programm COMFLO erfolgte. Relevante Parameter (Gesteinsdichte, Hintergrundkonzentration, Kd-Werte) wurden soweit wie möglich aus dem Modell der unge-

sättigten Zone übernommen. Der simulierte Zeitraum für die Ausbreitungsvorgänge im Grundwasser betrug ebenfalls 100 Jahre.

Schnittstelle: COMFLO
Das Programm COMFLO dient der Verknüpfung der Modelle für die ungesättigte mit denen für die gesättigte Zone, d.h. praktisch überführt es Ergebnisdateien von SUNMIX in Eingabedateien von FAST. Darüber hinaus bietet es als Super-Shell die Möglichkeit alle Teilaufgaben auch einzeln auszuführen. Von COMFLO aus können die Shells zur Erzeugung der Eingabedatensätze sowohl von SUNMIX als auch FAST aufgerufen werden und natürlich die Programme selbst. Des weiteren stellt COMFLO Werkzeuge zur Verfügung, um die verschiedenen Typen der Ein- und Ausgabedateien, vor allem von SUNMIX, als Text aber auch graphisch auszuwerten. Das Programm COMFLO wurde im Rahmen dieses Projekts entwickelt und ausgetestet.
Die Kombination der beiden Simulationsprogramme durch COMFLO besteht in der Erzeugung von Quelltermdateien für FAST: zum einen für die Grundwasserneubildung, und zum anderen für die zeitlich variablen Konzentrationsverläufe in Form von Durchbruchskurven an der Verbindungsstelle zwischen ungesättigter und gesättigter Zone. Es wird dabei davon ausgegangen, daß die ungesättigte Zone des Untersuchungsgebietes in (maximal 10) Zonen zerlegt werden kann, denen charakteristische Profile zugeordnet werden können, für die die Schwermetallverlagerung mittels SUNMIX berechnet wird.
Die äußere Kontur des Untersuchunggebietes wird aus einer FAST-Eingabedatei übernommen. Die Zuordnung der Profile (bzw. der Konzentrationsverlaufsdateien) erfolgt auf graphischem Wege.
Die Grundwasserneubildungen müssen für die einzelnen Profile direkt eingegeben werden. Die Konzentrationsverläufe liegen von SUNMIX her als Zeitreihen vor. Da diese jedoch sehr lang sein können und auch FAST mit anderen Zeitschritten arbeiten kann, erfolgt für die einzelnen Profile eine Komprimierung über eine Approximation mittels Polynomen 5. Grades. Von der Güte der Approximation kann man sich vor der Erzeugung der verknüpfenden Quelltermdateien durch ein spezielles COMFLO-Tool (POLYNOM) überzeugen, das die Zeitreihe und die Approximation graphisch darstellt.
Da FAST als Eingabedaten Massenflüsse erwartet, ist eine entsprechende Umrechnung in der Transformation integriert. Die im SUNMIX-Modell ermittelten Konzentrationen am Ausfluß des ungesättigten Bereichs (Cout) werden dabei zur Ermittlung des Eintrags in den Grundwasserleiter verwandt. Als weitere Faktoren treten die Fläche (A) und die Ausflußgeschwindigkeit (v) auf:

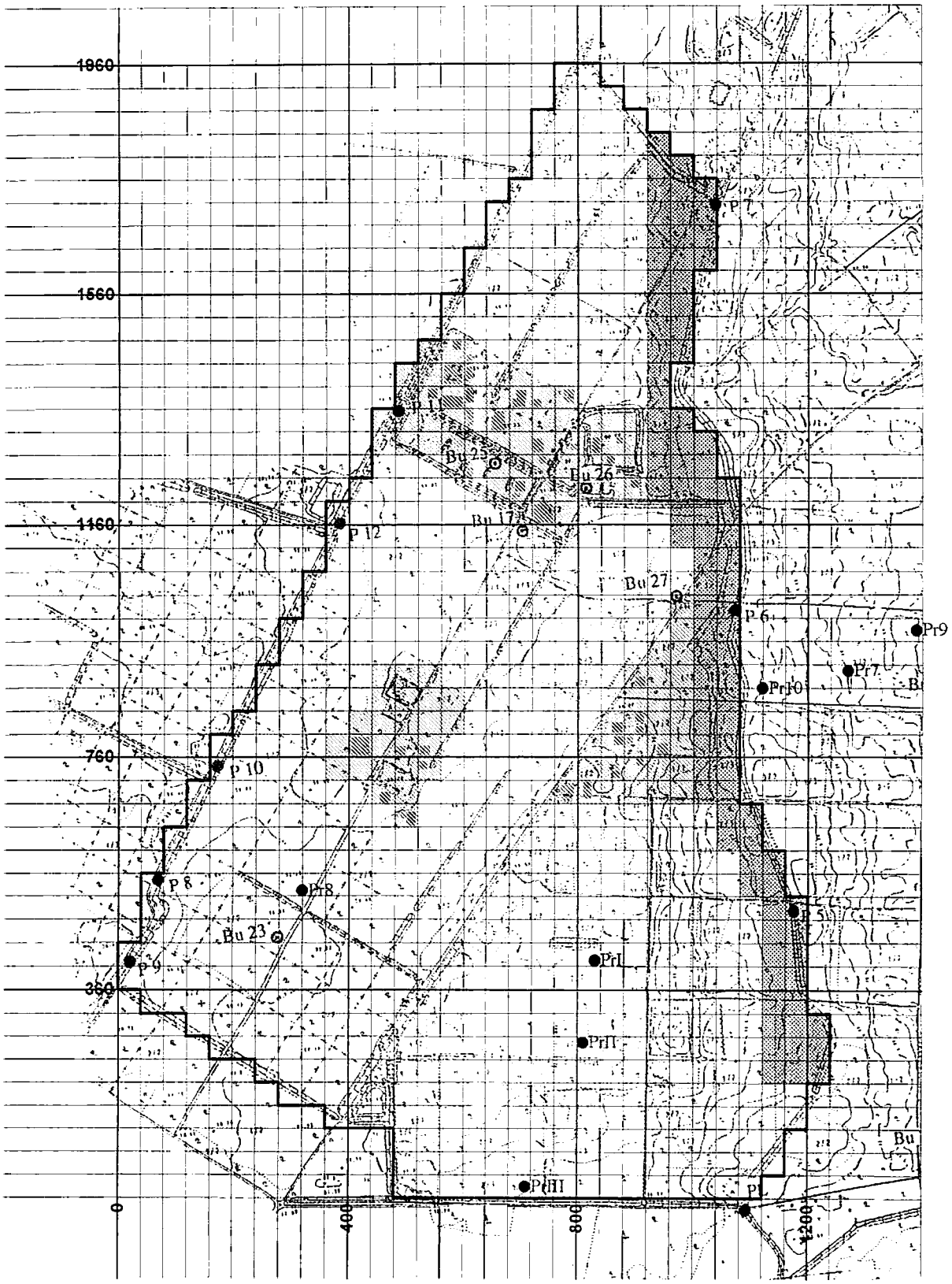
$$j = C_{out} \cdot A \cdot v$$

und diese Umrechnung wird im Programm COMFLO realisiert. Die Einzelheiten der in den gewählten Zeitschritten nicht kompatiblen Programme SUNMIX und FAST können hier nicht in Einzelheiten dargestellt werden (siehe 6.1.3). Das FAST Transportmodul (FAST-B) übernimmt die Werte für die Massenströme in ihrer örtlichen wie zeitlichen Inhomogenität für die Simulation der Ausbreitungsvorgänge im Grundwasser.

7.2 Gliederung des Gebietes

Das Untersuchungsgebiet umfaßt den westlichen Teil des ehemaligen Rieselfelds Buch. Es erstreckt sich zwischen Graben 2 und Lietzengraben und weist eine nahezu dreieckige Form auf (Abb. 7.2). Die maximale Ausdehnung in Ost-West-Richtung beträgt nahezu 1.2 km, in Nord-Süd-Richtung fast 2 km. Die Wasserhaushaltsbilanz des Gebietes und die daraus
abgeleiteten Randbedingungen für die Grundwassermodellierung sind in den vorigen Abschnitten erläutert. Die Diskretisierung des Gebietes wurde mit dem Ziel vorgenommen, die bereits festgestellten oder aber sich ergebenden Unterschiede bzgl. hydrologischer und hydrochemischer Parameter im Modell zu berücksichtigen.
Bezüglich der räumlichen Heterogenität der Fläche wurde nach den folgenden Merkmalen differenziert: Belastung mit Schwermetallen im Boden bzw. Sediment, mit oder ohne Mergelbedeckung bzw. -einmischung. Es wurde angenommen, daß sich jedem dieser Flächentypen auch ein charakteristisches vertikal gegliedertes Tiefenprofil (Boden und ungesättigte Sedimenthorizonte) zuordnen läßt.
Die Einteilung nach stofflichen Belastungen richtete sich nach dem ÖSP-Teilbericht von Renger et al. 1992 und ergab (in analoger Numerierung) die Flächentypen 9 (Einleitung), 7 (Mitte) und 10 (Ende), welche dem räumlichen Gradienten der früheren Abwasserberieselung folgt. Der Typ 8 (Am Rickensprung) wurde vor allem für die Modellierung der Wasserbewegung in der ungesättigten Zone als 'Standardprofil' eingeordnet.
Die neuen Profile I, II und III entstanden infolge der Mergelausbringung auf die oberen Bodenhorizonte, die Ermittlung der entsprechenden bodenhydrologischen und chemisch Parameter erfolgte im Rahmen dieses Projekts durch die TU (aus zeitlichen Gründen konnten allerdings noch keine Parameter für die aus Mergel und vorhandenem Bodenmaterial gebildete Misch-Schicht zur Verfügung gestellt werden). Die zugeordneten

Flächen I und III erscheinen somit in den nachfolgenden Modellierungen zweimal, ja nachdem, ob eine Mergelbedeckung erfolgte oder nicht.
Als hydrologisch bedeutsame Konsequenz ergaben sich zwei verschiedene Werte für die mittlere jährliche Grundwasserneubildung: auf den Flächen ohne Mergel beträgt diese 150 mm/a, auf den Flächen mit Mergel 90 mm/a.
Die so abgeleitete flächendifferenzierte Karte ist in der Abb. 7.2. dargestellt.



Profil I (Oben)
Profil II (Mitte)
Profil III (Graben)

Profil 9 - Einleitung
Profil 7 - Mittelbereich
Profil 10 - Ende der Rieselgalerie
Profil 8 'Standardprofil'

Abb. 7.2: Flächenhafte Verteilung der Profile der ungesättigten Zone

Vertikale Gliederung (Profile der ungesättigten Zone)

Die vertikale Differenzierung der einzelnen Profile erfolgte im wesentlichen nach Horizonten, die durch frühere (ÖSP, siehe SCHLENTHER et al. 1992) und im Rahmen dieses Projektes vorgenommene Beprobungen ermittelt wurden. Daraus sind die für die Strömungs- und Transportmodellierung notwendigen Eingabeparameter abgeleitet worden, z.B. die hydraulischen Funktionen der ungesättigten Zone (pF-WG-Kurven und ungesättigte Leitfähigkeiten), Initialkonzentrationen für Cd und Zn in der mineralischen Phase und im Sickerwasser, Sorptionsparameter u.a.m.

Die Profile 7 bis 10 wurden unverändert dem ÖSP-Bericht entnommen, wobei die Profile stets nach unten bis auf 3.5 m Tiefe unter Geländeoberkante (GOK) verlängert wurden. Dies machte sich erforderlich, da die ungesättigte Zone mit einer einheitlichen Mächtigkeit von 3.50 m angenommen wurde, wobei die jeweils letzten C-Horizont-Schichten auf diese erweiterten Bereiche übertragen wurden.

Für die mit Mergel bedeckten Profile I-III wurde folgendermaßen vorgegangen: die Mergelschicht wurde als oberster Horizont hinzugefügt, und um dieselbe Schichtdicke verringerte sich dann die Mächtigkeit des untersten Horizonts.

Die hydraulischen Funktionen für die ungesättigte Zone stammen entweder aus den bereits erwähnten ÖSP-Untersuchungen von 1992, bzw. sie wurden für die Profile I-III im Bodenkundlichen Labor der TU Berlin neu bestimmt. Für den Fall, daß einem Horizont keine durch Laboranalysen abgesicherten Funktionen zuzuordnen waren, erfolgte eine Übertragung der Parameter aus anderen Profilen mit vergleichbarer Schichtung. Bei mehr als 4 voneinander differierenden Schichten wurden die Parameter so zusammenfgefaßt, daß letztendlich nur 4 verschiedene Horizonte je Profil in das Modell eingingen. Diese Vorgehensweise erscheint plausibel, wenn man berücksichtigt, daß sich die jeweiligen Parameter (im Falle der Zusammenfassung zu einer Funktion) nicht wesentlich voneinander unterschieden.

Zur Festlegung der Anfangskonzentrationen für Cd und Zn in den Profilen konnten die aus Bodenprobenahmen und Sickerwasserproben ermittelten Werte verwendet werden. Da keines der Profile komplett mit hoher räumlicher Auflösung analysiert wurde, bleibt die Übertragung dieser Werte auf die verbleibenden Abschnitte immer willkürlich. Sie erfolgte wie auch bei den hydrologischen Parametern nach dem Ähnlichkeitsprinzip und geht von der Annahme aus, daß die Schadstoffbelastung vom Oberboden nach unten in die C-Horizonte in Richtung Grundwasser abnimmt. In einigen wenigen Profilen wiesen die Meßwerte nicht diese Tendenz der nichtlinearen Abnahme auf. Dort wurden in tieferen Horizonten höhere Schwermetallgehalte gemessen.

Alle bei der Modellierung der Wasser- und Stoffflüsse verwendeten Parameter der neun verschiedenen Profile sind im Anhang aufgeführt.

7.3 Modellierung der Schwermetallverlagerung in der wasserungesättigten Zone

Um die Tiefenverlagerung und letztendlich Auswaschung der Schwermetalle Zn und Cd aus der wasserungesättigten Zone in das oberflächennahe Grundwasser berechnen zu können, muß zunächst der Wasserfluß in dieser Zone bestimmt werden. Da aufgrund mehr oder weniger starker sorptiver Bindungen der Schwermetalle an die mineralische Phase des Bodens und der Sedimente dieser Verlagerungsprozeß sehr langsam vonstatten geht, wurde von einer sta-

tionären Strömung in den Profilen ausgegangen. Als Randbedingungen wurden an der Geländeoberkante die mittlere jährliche Grundwasserneubildungsrate (150 mm/a bzw. 90 mm/a) und am Fuße der Profile ein konstanter aktuell gemessener Grundwasserstand von 335 cm unter Flur angenommen. Die Annahme eines konstanten GW-Standes basiert auf mehrjährigen Grundwassermeßreihen einer benachbarten Untersuchungsfläche der Rieselfelder Berlin-Buch, bei denen die jährlichen Schwankungen der Grundwasseroberfläche nur wenige Zentimeter betrug und somit als vernachlässigbar anzusehen war.

Infolge der zeitlich konstanten Randbedingungen stellt sich ein stationärer Wasserfluß in den Profilen ein, der zum einen durch ungesättigte Darcy-Geschwindigkeiten in Höhe der GW-Neubildungsrate und zum anderen durch heterogene Wassergehaltsprofile gekennzeichnet ist. Die Simulationen wurden über einen Zeitraum von zwei Jahren durchgeführt, die Massenbilanzfehler des Modells SUNMIX lagen dabei zwischen 0,01 % und 0,1 %. In den Abbildungen 7.3 und 7.4 sind zwei dieser simulierten Wassergehaltsprofile dargestellt. Sie zeigen deutlich, daß aufgrund der von Horizont zu Horizont zum Teil stark wechselnden hydraulischen Eigenschaften die Wassergehalte ebenfalls sehr unterschiedlich sind. Die starken Sprünge in den gezeigten Sättigungsprofilen sind natürlich mit ebenso deutlichen Sprüngen im Geschwindigkeitsregime verbunden. Der Einfluß, den die gezeigte Charakteristik beider Parameter auf die Schadstoffbewegung ausübt, ist an späterer Stelle zu diskutieren.

Aufbauend auf diese stationären Wassergehaltsprofile wurde der Schwermetalltransport simuliert. Die Anfangsgehalte im Sickerwasser schwanken bei Zink zwischen 1,8 mg/L und 3.9 mg/L im Oberboden und liegen ungefähr bei 0,5 mg/L–1,2 mg/L in den darunter befindlichen C-Horizonten. Ausnahmen bilden, einzelne deutlich höhere Konzentrationen in tieferen Schichten, so z.B. 22,7 mg/L in ca. 2 m unter GOK im Profil 9.

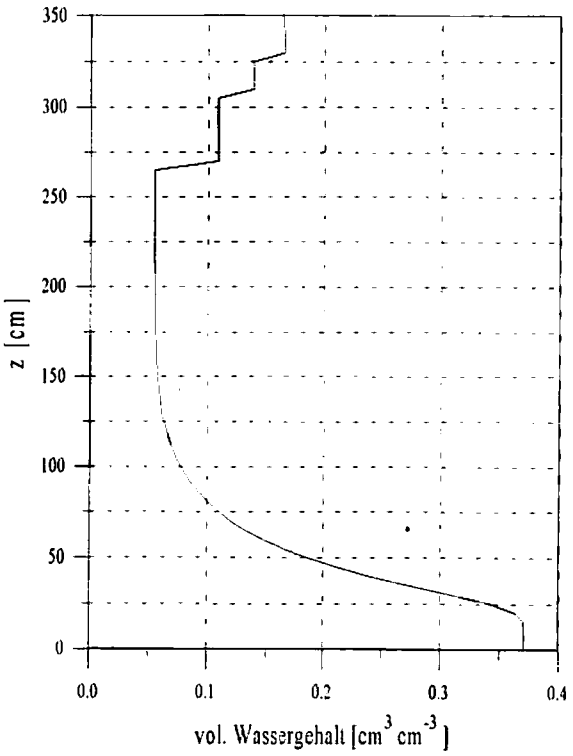


Abb. 7.3: Simulierte stationäre Wassergehaltsverteilung für Profil 8 (Standardprofil)

Ein vergleichbares Bild, wenn auch auf einem viel niedrigeren Level, zeigt sich bei Cadmium. Auch hier treten die höchsten Konzentrationen von ca. 0,9 mg/L im Oberboden auf, währenddessen die Cd-Gehalte in den C-Horizonten nahezu vernachlässigbar gering erscheinen.

Alle diese Werte für die jeweiligen Horizonte sind im Anhang aufgeführt.

Folgende Randbedingungen für die Simulation der Schwermetallverlagerung wurden gewählt: am oberen Rand (Geländeoberkante) wird eine Konzentration c = 0. angenommen, d.h. es findet kein neuer Eintrag von Zn bzw. Cd in den Boden und die wasserungesättigte Zone statt; am unteren Rand sei $\partial c/\partial x = 0.$, d.h. die in der ungesättigten Zone befindlichen Schwermetalle können frei in den Grundwasserleiter abfließen (VAN GENUCHTEN 1982, SWARTJES et al. 1991).

Der Wert für die Dispersivität in der ungesättigten Zone konnte nach MACIEJEWSKI et al. 1997 mit $\alpha L = 2$ cm festgelegt werden, was gemessenen Werten z.B. bei Säulenversuchen entspricht.

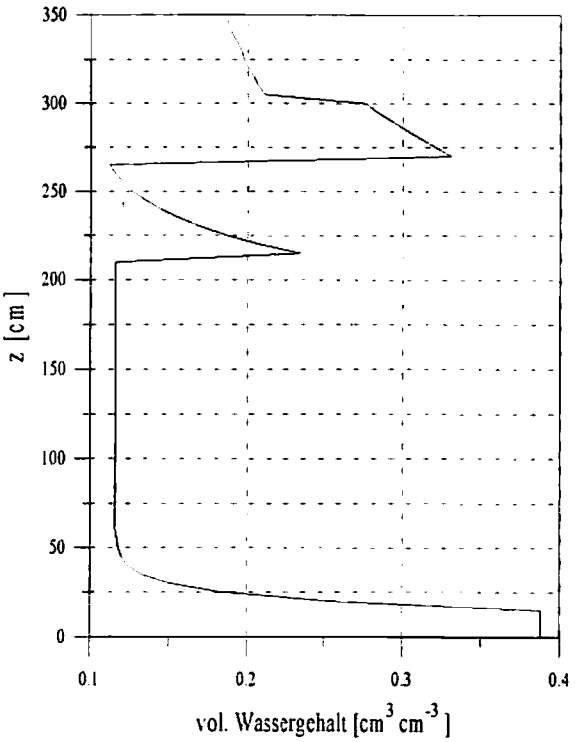


Abb. 7.4: Simulierte stationäre Wassergehaltsverteilung für Profil II (Mitte, mit Mergel, unvermischt)

Entscheidenden Einfluß auf die Art und Weise der Schwermetallverlagerung in Boden- bzw. ungesättigten Profilen üben die verwendeten Sorptionsisothermen aus. Untersuchungen anhand von Batch-Experimenten mit Rieselfeldböden aus dem Raum Gatow/Kladow im Süden Berlins zeigen, daß für Zn und Cd Isothermen vom Freundlich-Typ besonders gut anpaßbar sind (SWARTJES et al. 1991). In der zitierten Arbeit wird aber auch festgestellt, daß für kleine Konzentrationsbereiche diese durch Henry-Isothermen, d.h. ein lineares Sorptionsmodell, angenähert werden können. Da die Meßergebnisse relativ niedrige Schwermetallkonzentrationen auswiesen, wurden zur Vereinfachung der zahlreichen Simulationen Kd-Werte für Henry-Isothermen angepaßt; waren keine Informationen über die Sorptionsmodelle vorhanden, wurden, wie bereits beschrieben, die Werte nach dem Ähnlichkeitsprinzip übertragen.

Die so ermittelten Parameter lagen für Zn im Bereich 0.05 ≤ Kd ≤ 0.35, [mg/L], und für Cd im Intervall 0.1 ≤ Kd ≤ 0.9, [l/mg], und damit in vergleichbarer Größenordnung zu Werten aus der Literatur (BRÜHL&MERZ 1989, BÜTOW et al. 1989, ZAHN 1989, KOSS 1993). Für die mit Mergel bedeckten Profile wurden in den entsprechenden Horizonten höhere Kd - Werte angenommen, so z.B. 3.5 für Zink und 10 für Cadmium.

In den nachfolgenden Abbildungen sind für die Profile I (mit Mergel, Abb. 7.5) und I (ohne Mergel, Abb. 7.6) die Durchbrüche von Zink aus der ungesättigten Zone in den oberflächennahen Grundwasserleiter als Funktionen der Zeit aufgetragen.

Die Durchbruchskurven zeigen deutlich, daß die Auswaschung aus dem Profil ohne Mergel schneller erfolgt, als es beim mit Mergel bedeckten Profil der Fall wäre. Aufgrund der nicht sehr starken Sorption sind diese Unterschiede nicht gravierend, die Mergelabdeckung hat zur Folge, daß die Konzentrationsspitzen die doppelte Zeit benötigen als es im urprünglichen Profil der Fall wäre. Die Auswaschung wird also verzögert.

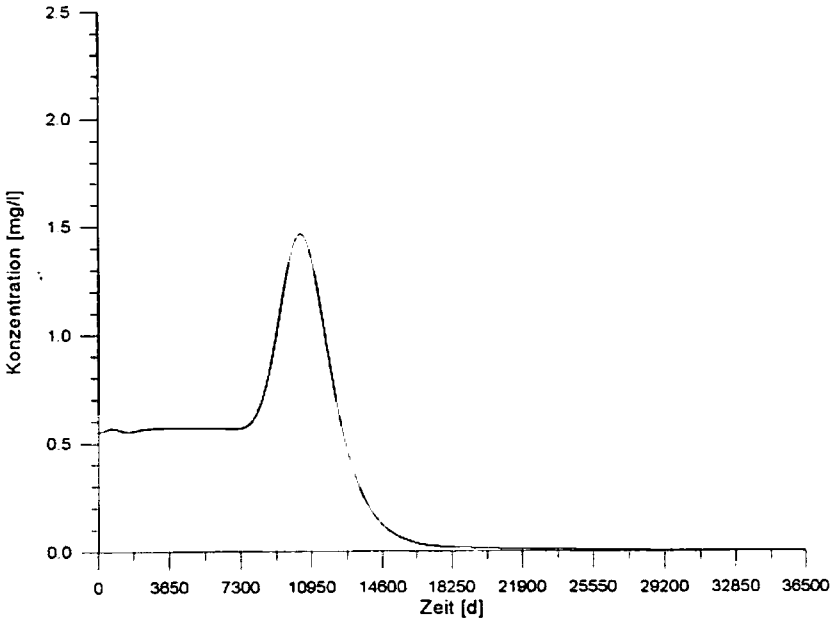


Abb. 7.5: Zn-Durchbruchskurve für Profil I (Oben, mit Mergel, unvermischt)

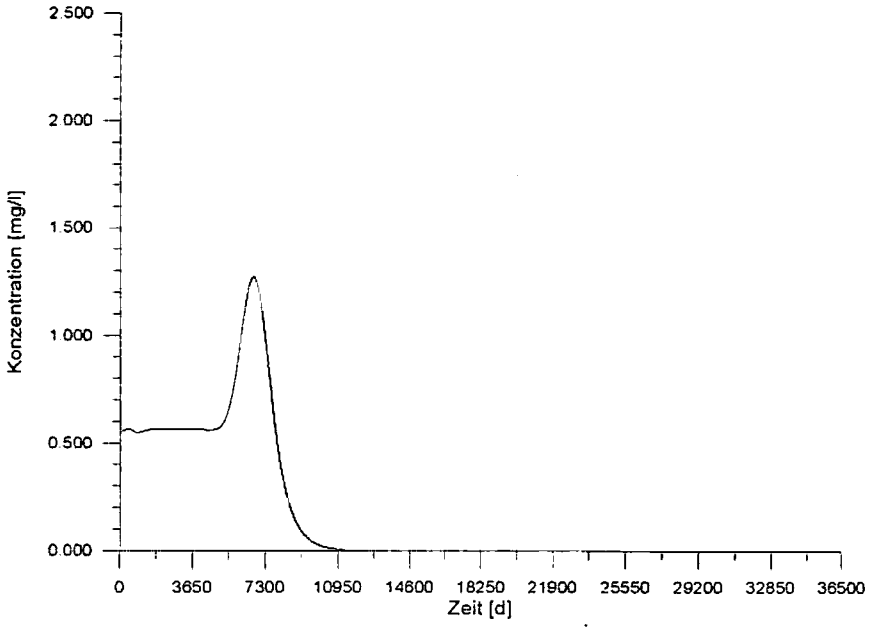


Abb. 7.6: Zn-Durchbruchskurve für Profil I (Oben, ohne Mergel)

Ein weiterer Effekt, der an den beiden Grafiken abzulesen ist, sind die sich gering unterscheidenden Maximalkonzentrationen. Daß diese bei dem Mergelprofil höher liegt, als bei dem ohne Mergelabdeckung, ist möglicherweise auf die unterschiedlich schnellen Wasserflüsse zurückzuführen.

Sehr ähnliche Darstellungen der Durchbrüche ergeben sich z.B. bei der Gegenüberstellung der Profile III, einmal mit Mergelabdeckung, und einmal ohne.

Betrachtet man die räumliche Verteilung der Schwermetallkonzentrationen in den Profilen zu verschiedenen Zeitpunkten, so zeigt sich ein Bild wie z.B. Abb. 7.7

Es erfolgt zunächst eine relativ schnelle Auswaschung von Zink aus tieferliegenden Horizonten mit geringer Sorptionskapazität, was am Anstieg der Zehnjahreslinie ab 225 cm unter GOK (bezogen auf die Profilabmessung zwischen 0 und 125 cm) zu beobachten ist. Nach diesem Prozeß geht die Auswaschung sehr schnell zurück. und es erfolgt vor allem eine Umverteilung der Zinkgehalte in der ungesättigten Zone. Diese besteht darin, daß sich die Konzentrationen in einigen Bereichen erhöhen und die Abgabe an das oberflächennahe Grundwasser nur sehr langsam ansteigt. Die Aufkonzentration wird vor allem durch die Horizontfolge, d.h. den Wechsel der hydraulischen Bedingungen von einer zur anderen Schicht hervorgerufen (siehe Abb. 7.3 und 7.4) An diesen Schicht- bzw. Horizontgrenzen ändern sich dann mit den Wassergehalten auch die ungesättigten Leitfähigkeiten, was zu heterogenen Fließbedingungen auf einem örtlich eng begrenzten Raum führen kann. Anhand der Simulationen ist deutlich der Einfluß dieser hydraulischen 'Barrieren' auf den Schadstofftransport festzustellen.

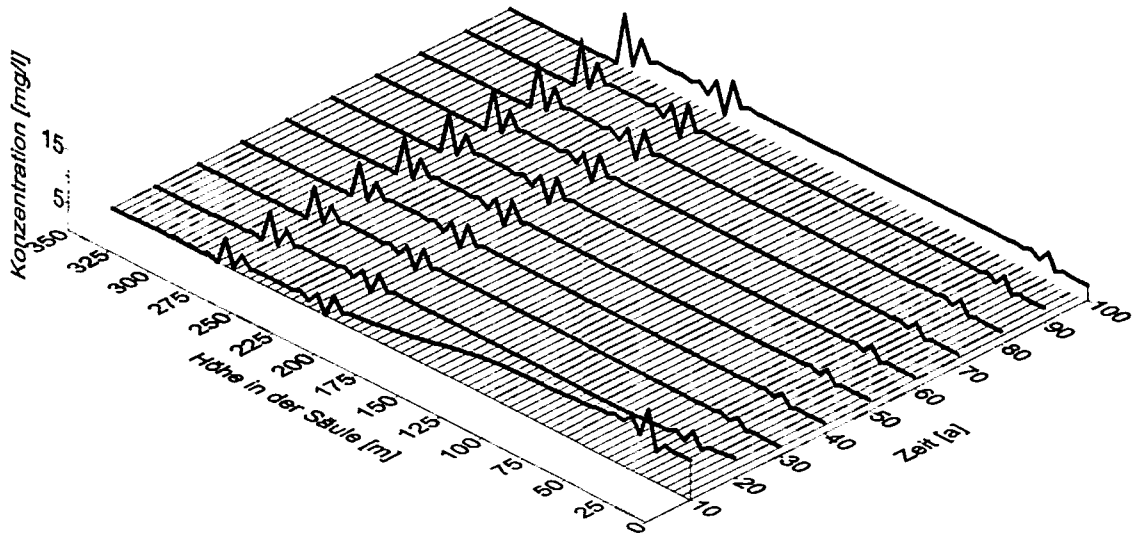


Abb. 7.7: Simulierte Zn-Verteilung im Sickerwasser des Profils II (mit Mergel) in Zehnjahresabständen

7.4 Modellierung des Schwermetalltransports im oberflächennahen Grundwasserleiter

Zur Prognose der zukünftigen Entwicklung von Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser wurde ein numerisches Modell erstellt. Zum Aufbau des Modells, das aus einem Strömungs- und einem Transport-Teil besteht, wurde das Softwarepaket FAST (HOLZBECHER, 1996) verwandt. Im folgenden erfolgt ein knapper Überblick über Modellkonzept, Eingabeparameter und Modellergebnisse.

Als erster Schritt der Modellierung wurde das Modellgebiet gewählt. Die Ränder des Modellgebiets sind in weiten Teilen durch der Verlauf der Oberflächengewässer im betrachteten Teilbereich der Rieselfelder Berlin-Buch bestimmt. Im Osten ist das Modellgebiet durch den Lietzengraben begrenzt. Auch im Westen verläuft ein Graben, von dem aufgrund von Voruntersuchungen bekannt ist, daß er mit dem oberflächennahen Grundwasserleiter in Verbindung steht und in diesen exfiltriert. Von beiden Fließgewässern liegen Pegelmessungen vor, die als Randbedingungen für die Standrohrspiegelhöhe in das Grundwassermodell eingehen. Lediglich in einem kleineren Bereich im Süden des Modellgebiets wurde der angenommene Verlauf einer Stromlinie als Modellrand gewählt. Mit Hilfe der Modellierungs-Software wurde für die Berechnung an diesem Randbereich die sog. 'no-flow' Bedingung für die Strömung gesetzt. Im Transportmodell wurde an allen Außenrändern des Modellgebiets die allgemein übliche Bedingung für 'no-dispersive-flux' gesetzt.

Tab. 7.1: Eingabeparameter für FAST

Eingabewerte für das FAST Grundwassermodell für das Rieselfeld Buch (W)
Strömungsmodell

Hydr. Durchlässigkeit (K_f)	$1.3 \cdot 10^{-4}$ m/s	Effektive Porosität	0.25
Transportmodell - allgemein			
Longitudinale Dispersivität (α_L)	40 m	Molekulare Diffusivität	0.0 m^2/s
Transversale Dispersivität (α_T)	10 m	Gesteinsdichte (ρ_b)	1600 kg/m^3
Transportmodell - Stoffeigenschaften			
Zink (Zn)		Cadmium (Cd)	
Verteilungskoeffizient (K_d)	10^{-4} m^3/kg	Verteilungskoeffizient (K_d)	$5 \cdot 10^{-5}$ m^3/kg
Anfangskonzentration (C_0)	10^{-4} g/l	Anfangskonzentration (C_0)	$3 \cdot 10^{-4}$ mg/l

Die örtlich und zeitlich unveränderlichen Inputparameter des Grundwassermodells sind in Tabelle 7.1 zusammengestellt. Für die Durchlässigkeit wurde ein plausibler Mittelwert gewählt, der durch Messungen mit gestörten Proben in der Größenordnung gut bestätigt wurde. Indirekt erfolgte eine Eichung des Strömungsmodells aus der Beobachtung, daß der Graben 2 am westlichen Modellrand in den Grundwasserleiter exfiltriert. Dieses Charakteristikum ging bei Modellläufen mit niedrigeren Kf-Werten verloren.

Hinzu kommen nicht-konstante Parameter, deren inhomogene Werteverteilung hier nicht im Einzelnen angegeben werden kann. Standrohrspiegelhöhen als Randbedingungen im Strömungsmodell sind an allen äußeren Rändern des Modellgebiets, und zwar unterschiedlich, vorgegeben.

Die Grundwasserneubildung hängt wesentlich von den vorgelagerten Prozessen in der ungesättigten Zone ab, und ist demzufolge räumlich heterogen verteilt. Die Einteilung der Zonen sowie die Eingabe der Werte erfolgte im Programm COMFLO und wurde danach an das FAST-Programm zur Verwendung übergeben.

Tab. 7.2: Numerische Parameter des Grundwassermodells

Numerische Parameter des Grundwasser-Modells FAST			
Gitterkonstante x-Richtung	40 m	Modellabmessung z-Richtung	5 m
Gitterkonstante y-Richtung	40 m	Zeitschritt	12.2 d

Alle die Diskretisierung betreffenden Parameter des Grundwassermodells sind in Tabelle 7.2 zusammengestellt. Das Modellgebiet wurde mit einem gleichmäßigen Raster von quadratischen Blöcken überzogen (siehe Anhang). Die Kantenlänge der Quadrate beträgt 40 m. Die Abmessung des Modells in vertikaler z-Richtung ist identisch mit der Aquifermächtigkeit. Die

Zeitschritte, mit denen die instationären Transportprozesse simuliert werden, wurden unveränderlich gewählt. Die zeitliche Auflösung ist damit so klein, daß keine Probleme bzgl. der numerischen Dispersion bestehen und die Eintragscharakteristika aus der ungesättigten Zone mit genügender Genauigkeit erfaßt werden.

Modelliert wurden die beiden Schwermetalle Cadmium (Cd) und Zink (Zn) und zwar über einen Zeitraum von 100 Jahren.

In Anhang ist das Ergebnis der Modellrechnung für die Grundwasserströmung mit FAST-A gezeigt. Die Darstellung gibt das Modellgebiet und den Verlauf der Isohypsen wieder. Deutlich ist die Strömung in angenähert west-östlicher Richtung zum Vorfluter Lietzengraben zu erkennen. Weitere Details werden in der Darstellung in Anahng deutlich, in der die Strompfade nachgezeichnet sind. Ausgehend von den Ausstromkanten wurden die Strompfade in rückwärtiger Zeitrichtung verfolgt. Markierungen erfolgten dabei im Laufzeitabstand von 5 Jahren, die reine Wasserströmung betreffend. In der Darstellung zeigt sich klar, daß die Laufzeit eines Wasserpartikels längs der Strompfade nur in kleinen Bereichen des Modellgebiets mehr als 20 Jahre beträgt. Dies ist nicht zu verwechseln mit der mittleren Laufzeit von Wasserinhaltsstoffen im Grundwasser, die aufgrund der Wechselwirkung mit dem porösen Material bedeutend länger sein kann.

Als Beispiele für Verteilungen der Konzentrationen der Komponenten im Modellgebiet werden in Ergebnisse nach 10 Jahren, 20 Jahren und nach 100 Jahren gezeigt (siehe Anhang). Mit erhöhten Konzentrationen sind die Bereiche mit erhöhtem Eintrag in das Grundwasser aus der ungesättigten Zone deutlich zu erkennen. Das sind im wesentlichen drei Bereiche, die im folgenden mit Nord, Mitte und Süd bezeichnet werden.

Tab. 7.3: Maximalkonzentrationen im Rieselfeld Buch (W) nach Simulation mit FAST-B

Zeit	Zn [g/l]	Cd [mg/l]
10 a	0.0026	0.075
20 a	0.0045	0.163
100 a	0.0057	0.227

Es zeigt sich allerdings auch der Rückgang der Konzentrationen bei reduziertem Eintragsregime (im Bereich Süd). Die höchsten Konzentrationen sowohl für Zink wie für Cadmium zeigen sich in der nördlichen Eintragszone. Über den gesamten Zeitraum von 100 Jahren ist dort mit steigenden Konzentrationen zu rechnen. Der zeitliche Anstieg der Konzentrationen erfolgt am Anfang relativ steil und schwächt sich allmählich ab. Ganz deutlich ist das in Abb. 7.8 zu erkennen. Dort ist die Konzentrationsentwicklung in den drei Haupteintragsbereichen für den gesamten simulierten Zeitraum von 100 Jahren, wie er sich aus der Modellierung mit FAST-B ergibt, exemplarisch für Zink dargestellt.

Zum Ende der simulierten Zeitspanne werden mit geringen Änderungen der Schwermetallkonzentrationen annähernd stationäre Verhältnisse erreicht, da sich auch die Einträge aus dem ungesättigten Bereich nur noch sehr langsam ändern.

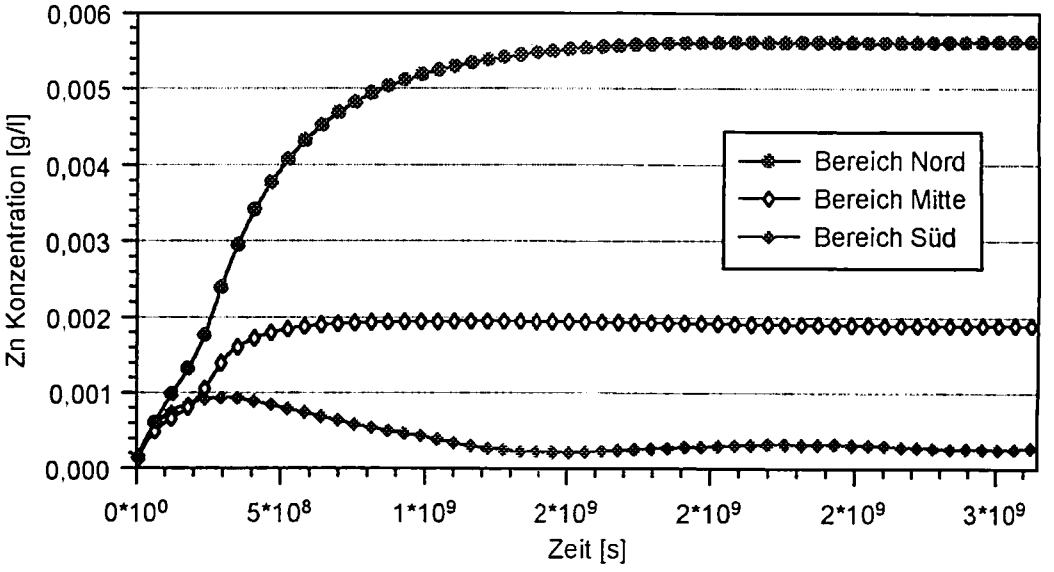


Abb. 7.8: Konzentrationsentwicklung an ausgewählten Blöcken in den drei Haupteintragsbereichen: für Zn und den Zeitraum bis 100 Jahre

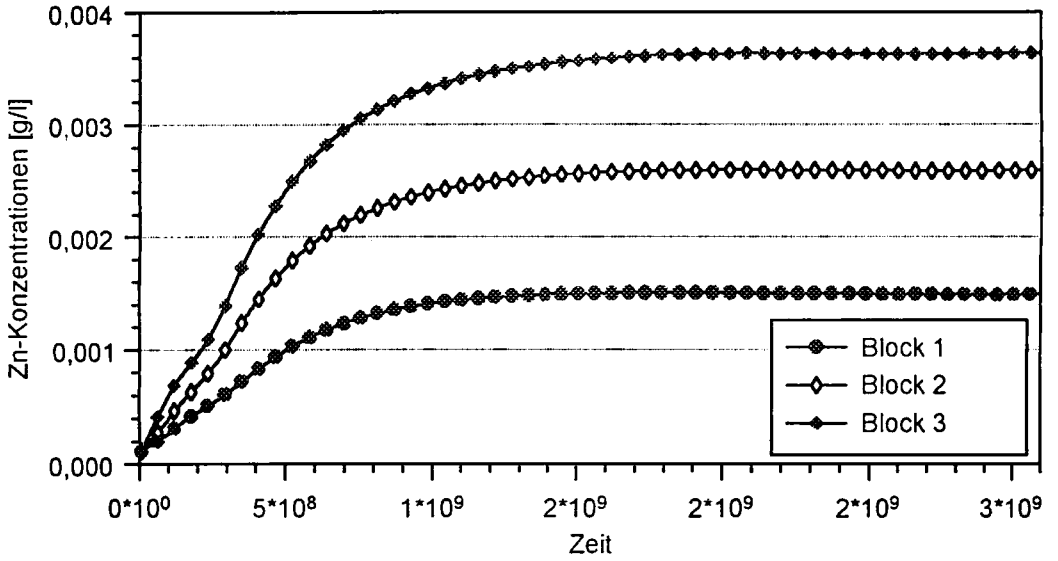


Abb. 7.9: Durchbruchskurven in ausgewählten Ausstromblöcken im Abstrom des nördlichen Haupteintragsbereichs (Eintrag aus dem Grundwasser ins Oberflächengewässer); für Zink und den Zeitraum bis 100 Jahre

7.5 Abschätzung der Schwermetallbelastungen im Oberflächenwasser

Für die Bewertung der Auswirkungen des Mergeleintrags auf die Beschaffenheit des Oberflächenwassers (Lietzengraben) ist es erforderlich, den Grundwasserzufluß aus dem überlehmten Gebiet in den Lietzengraben zu quantifizieren. Bei einer Grundwasserneubildung von 90 mm/a ergibt sich somit für die zur Zeit überlehmte Fläche von 12 ha ein Grundwasserzufluß zum Lietzengraben von 0,34 L/s. Im Vergleich zum gemessenen Abfluß am Pegel PL (1998 = 28,21 L/s) ist dieser Zufluß so gering (1,2 %) daß die gegenwärtigen Konzentrationen der Inhaltsstoffe im Grundwasser des Überlehmungsgebietes die Beschaffenheit des Lietzengrabens auf Grund der Vermischungseffekte nicht nachweisbar beeinflussen können.

Die Modellierungsergebnisse zeigen, daß während des Zeitraumes von 100 Jahren zu keinem Zeitpunkt ein nennenswerter Eintrag aus dem Überlehmungsgebiet in den Lietzengraben erfolgt. Etwas höher ist allerdings der Eintrag aus den stark belasteten Flächen nördlich des Überlehmungsgebietes (siehe Anhang). So tritt z.B. beim Cadmium nach 100 Jahren der extremste Eintrag auf (0,15 mg/L auf einer Durchflußbreite von 200 m). Der Grundwassereintrag beträgt in diesem Bereich 0,33 L/s. Daraus resultiert , daß eine meßbare Veränderung der Oberflächenwasserchemie nicht erfolgen wird.

Der Einfluß des dem Lietzengraben zufließenden Grundwassers des gesamten Modellgebietes soll am Beispiel des Cadmiums diskutiert werden. Die Grundwasserneubildung für den nichtüberlehmten Flächenanteil beträgt 6,14 L/s. Hinzu kommen 0,37 L/s aus dem überlehmten Gebiet. Bei einer durchschnittlichen Cadmiumbelastung von 0,06 mg/L (höchster Durchschnittswert nach 100 Jahren) ergibt das eine Fracht von 0,39 mg/s die dem Lietzengraben zuströmt. Diese Fracht ist etwas höher als die, die der Lietzengraben zur Zeit aus dem Einzugsgebiet stromoberhalb des Modellgebietes mitbringt (0,33 mg/s). Sollte dieses Scenario eintreten, ist jedoch zu beachten, daß sich die Fracht des Lietzengrabens adäquat erhöhen wird, weil ca. 25 % des Einzugsgebietes des Lietzengrabens (stromoberhalb des Modellgebietes) aus ehemeligen Rieselfeldern bestehen.

8. Zusammenfassung und Ausblick

In diesem Kapitel sollen die einleitend formulierten Fragen aufgegriffen und anhand der Untersuchungsergebnisse beantwortet werden.

- Stellt die Lehmausbringung eine sinnvolle Möglichkeit der Sicherung schwermetallbelasteter Rieselfeldflächen dar?

Diese Frage kann vor dem Hintergrund der bisherigen Untersuchungen mit JA beantwortet werden. Die Mergelausbringung stellt eine technisch leicht zu realisierende, ökonomisch günstige Verfahrensweise zum Umgang mit hochbelasteten Altlastenstandorten dar. Die Weiterverwendung von unbelastetem Bodenaushub für Sicherungsmaßnahmen im näheren Umfeld des Herkunftsortes scheint aus Sicht der Autoren sinnvollste, ressourcenschonende Einsatzmöglichkeit für diesen hochwertigen "Abfall"-Boden.

- Führt die Lehmausbringung zur Stabilisierung der Schwermetallbindungsformen (Verringerung der mobilen Anteile)?

Die Untersuchungen haben bestätigt, daß die dynamischen Prozesse auf den ehemaligen Rieselfeldflächen in Berlin-Buch in Abhängigkeit von der Belastungssituation, der Ah-Horizontmächtigkeit und dem pH-Wert, zu einem erheblichen Eintrag von Schwermetallen und Nährstoffen in den ersten Grundwasserleiter beitragen. Momentan fallen diese Schwermetalle aufgrund des hohen pH-Wertes im Grundwasserleiter aus. In den ersten Zentimetern bis zu einem halben Meter dieses Grundwasserleiters ist jedoch schon eine erhebliche Versauerung zu messen, welche zur Remobilisierung der abgelagerten Schwermetalle führt. Die Ergebnisse der Freiland- und Gefäßversuche der Humboldt-Universität zeigen deutlich, daß durch die Mergeleinbringung in Rieselfeldböden eine erhebliche Verringerung der mobilen Schwermetallfraktionen innerhalb weniger Wochen zu erreichen ist. Die Transektuntersuchungen im Frühjahr 1999 bestätigen diese Ergebnisse. Auffällig ist die Die mobilen Anteile konnten durch die Mergelausbringung drastisch reduziert werden. Der pH-Wert stieg auf Werte um 7,5 an. Der Kalkanteil im Mergel (ca. 12 %) führt zu einer Ausbringung von ungefähr 830 to/ha Kalk ($CaCO_3$ bzw. $MgCO_3$). Diese Kalkmenge wird in den nächsten Jahrzehnten zu einer lang anhaltenden Sicherung der Flächen beitragen.

- Ist die Lehmausbringung bzw. seine Einarbeitung mit negativen Auswirkungen wie z. B. Humusabbau, Bodenverdichtung, Vegetationsänderungen oder-schäden verbunden?

Aussagen zur Veränderung des Humusgehaltes im Boden sind derzeit noch nicht abschließend zu beurteilen. Die bisherige hohe Humusgehalt (bzw. Klärschlammgehalt) wurde durch die Mischungsmaßnahmen reduziert (verdünnt). Eine Abnahme dieser nicht standorttypischen Humusgehalte hatte in den nächsten Jahren zwangsläufig stattgefunden. Welche Humusgehalte sich in Zukunft einstellen werden, hängt entscheidend von der sich in Zukunft entwickelnden Vegetation ab. Und ob es möglich sein wird eine waldgeprägte Vegetation zu etablieren.

Bodenschadverdichtungen konnten bei den Untersuchungen nicht festgestellt werden. Die eingesetzte Bodenfräse führte sogar eher zu einer Bodenlockerung im Unterboden. Die Lagerungsdichten im Oberboden erhöhten sich durch die Ausbringung des Mergel. Dieses ist auf den Eintrag des dichten Mergelmaterials und eines gewissen Steinanteils im Mergel zurückzuführen.

Die Keimversuche haben gezeigt, daß ein großes Spektrum an keimfähigem Samenpotential im Boden vorhanden ist. Es handelt sich dabei um typische Ackerbegleitkräuter der Region. Arten der Roten Liste konnten bei den Feldaufnahmen genauso wenig wie bei den Keimversuchen

gefunden werden. Durch die teilweise bis zu sechs Monate andauernde Überschüttung einzelner Flächen mit Mergel führte zu einem großflächigen Ausfaulen der Queckenbestände, was unbedingt als positiv hervorgehoben werden muß. Für die seit dem Frühjahr 1999 aufkeimende Vegetation besteht nun nur noch geringe Konkurrenz, so das sich eine artenreichere Flora ansiedeln kann, welche zur Aufwertung der Standortes aus ökologischer wie ästhetischer Sicht führen dürfte. Das Durchforsten der vorhandenen Rest-Pappelbestände und der Verbleib des anfallenden Totholzes auf der Fläche schafft neue bisher auf den Flächen nicht existente Habitate die zu einer Aufwertung des Standortes führen dürften.

Eine Untersuchung der Bodenfauna war nicht Bestandteil dieses Forschungsvorhabens, trotzdem möchten wir an dieser Stelle darauf hinweisen, daß bei mehreren Begehungen an sonnigen Tagen im Frühjahr 1999 eine große Anzahl von Spinnen und Laufkäfern auf den gefrästen Flächen angetroffen wurden. Da es sich bei diesen Tieren um Räuber handelt kann davon ausgegangen werden, das zumindest ein Teil der Bodenmesofauna, welche den Spinnen als Nahrungsgrundlage dient, das Fräsen überlebt hat. Die zu wallartigen Strukturen zusammengeschobenen Altholzreste und Teile der Grasnabe stellen wichtige Inseln in der Fläche dar von denen aus eine Wiederbesiedelung stattfinden kann.

- Welche Prognosen lassen sich langfristig zum Einfluß auf das Sicker-, Grund- und Oberflächenwasser treffen?

Da frühestens in diesem Frühjahr mergelbeeinflußtes Sickerwasser den ersten Grundwasserleiter erreicht können noch keine Aussagen getroffen werden, welche durch Meßergebnisse belegt sind. Die Untersuchungen der Festphase deuten jedoch darauf hin, das der Austrag von Schwermetallen mit dem Sickerwasser deutlich zurück gehen wird. Da die Abflußspende der Lehmfläche am der Gesamtabfluß des Lietzengrabens nur einen Anteil von etwa 2 % hat ist es unwahrscheinlich das Auswirkungen der Lehmausbringung im Wasser des Lietzengrabens nachzuweisen sind.

- Ist die Überlehmung eine sinnvolle, in ihren Vor- und unter Umständen auch Nachteilen, überschaubare Maßnahme, welche sich auf andere, vergleichbare Standorte übertragen läßt?

Die Mergelverwertung zur Sicherung von schwermetallbelasteten Flächen stellt eine sinnvolle, kostengünstige und umweltfreundliche Methode dar, um eine deutliche Reduzierung des Gefahrenpotentials der genannten Flächen mit überschaubaren, geringen Risiken zu erreichen. Sie läßt sich auf andere vergleichbare Standorte übertragen. Bei der Durchführung weiterer Überlehmungsmaßnahmen sollte darauf geachtet werden, daß möglichst geringe Wegstrecken zwischen öffentlichem Straßenland und Ausbringungsort zurückgelegt werden um eine Störung der Fauna zu minimieren.

Aus Sicht der beteiligten Forschungseinrichtungen ergibt sich die Verantwortung und Notwendigkeit weiterer wissenschaftlicher Forschung zur Prüfung der Nachhaltigkeit der eingeleiteten Maßnahmen. Das bezieht sich insbesondere auf:

- Kontrolle der Effizienz der Maßnahme durch ein langfristiges, regelmäßiges Grundwasser- und Bodenmonitoring.
- Aussagen zu den Mischungsverhältnissen, die sich durch Heterogenität der Rieselfeldböden, des Bauaushubs und der Auftragsstärke des Lehmbodens in großer Wertespanne ergeben. (Ziel: Festlegen von Orientierungswerten für Bauaushub, Rieselfeldboden bzw. Auftragsstärken, um die Aufgabenstellung der Bodensicherung zu definieren.)

- Beobachten der Dynamik der pH-Werte nach der Bodenmischung in Bezug zur Verfügbarkeit von Phosphor, zur Mineralisierung der organischen Substanz und in Bezug auf die Fixierung bzw. Mobilität der Schwermetalle.
- Weitere Kontrolle der Bodenatmung und der Cellulosezersetzung als Maßstab der biologischen Aktivität im gemischten Substrat.
- Kontrolle der Lagerungsdichte, des Durchdringungswiderstandes, der Aggregatstabilität und der pneumatischen Leitfähigkeit in Zeitreihen, um die Entwicklung bodenphysikalischer Veränderungen zu verfolgen.
- Überwachung der Populationsentwicklung von Wildpflanzen und Bodenmesofauna auf den gefrästen Flächen zur Kontrolle des Ausbreitens bzw. Verdrängens bestimmter Arten.
- Einfluß der mineralischen bzw. organischen Düngung auf die Besiedlung des gemischten Bodens und die Entwicklung von Wild- und Kulturpflanzenbeständen.

9. Quellenverzeichnis

AG BODENKUNDE (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., 392 S.

ALEF, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg/Lech. 284 S.

AUHAGEN, A., R. CORNELIUS,E. KILZ, S. KOHL, M. KRAUß, K. LAKENBERG, B. MARSCHNER, W. SCHILLING, H. SCHLOSSER & A. SCHMIDT (1994): Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch. Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten 4: 1-237.

BAMBERG, H.-F., W. BUSSE, G. GINZEL, G. GLUGLA, K. SCHLINKER & G. ZIEGLER (1981): KDT- Empfehlung zur Ermittlung der Grundwasserneubildung, Zentr. Geolog. Inst. d. DDR, WTI- Sonderheft 5/81.

BEYER, W. (1963): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 14/6: 165-168.

BRÜHL, H. & C. MERZ (1989): Experimental investigations on the migration behaviour of heavy metals (Cd and Zn) in groundwater systems using radiotracer techniques. In: Kobus, H. E. & Kinzelbach, W. Contaminant transport in groundwater. Symposium, Stuttgart/4.-6.4. 1989, A.A.Balkema, Rotterdam, 153-157.

BÜTOW, E., E. HOLZBECHER, V. KOSS (1989): Approach to model the transport of leachates from a landfill site including geochemical processes. In: Kobus, H. E. & Kinzelbach, W. Contaminant transport in groundwater. Symposium, Stuttgart/4.-6.4. 1989, A.A.Balkema, Rotterdam, 183-190.

DIN (1977): DIN 19684 T8, Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung der Austauschkapazität des Bodens und der austauschbaren Kationen.

DRIESCHER, E. & H. DRIESCHER (1992):Verfahren zur Feststellung von Sickerbewegungen an der Grenzfläche von Oberflächenwasser und Grundwasser. Acta Hydrophysika 35/3: 281-287.

FIEDLER, H. J. (1973): Methoden der Bodenanalyse Bd. 2 - Mikrobiologische Methoden. Verlag Theodor Steinkopff Dresden. 172 S.

GINZEL, G. & G. NÜTZMANN (1998): Veränderungen ökohydrologischer und hydrochemischer Verhältnisse in einem ehemaligen Rieselfeldareal im Nordosten Berlins. Bodenökologie und Bodengenese 26: 73-85.

GINZEL,G. (1981): Hydroisohypsenplan für den Großraum Berlin, VEB Hydrogeologie, Berlin (unveröff.)

GINZEL,G., G. NÜTZMANN & H. HANDKE (1997): Umweltgeologische Untersuchungen in einem ehemaligen Abwasserversickerungsgebiet (Rieselfeld) in Berlin-Buch. Mitt. Österr. Geol. Ges. 88: 61- 67.

HANDKE, H. (1995): Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushaltes ehemaliger Rieselfeldflächen durch Infiltration mit weitgehend gereinigtem Abwasser. Mitt. Inst. f. Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Berlin. Nr. 131: 43-66.

HOFFMANN, C., C. BOWO & M. RENGER (1995) : Untersuchungsergebnisse der bodenökologischen Meßstation in Berlin-Buch 1994. Forschungsgutachten im Auftrag der Berliner Forsten. S. 36.

HOFFMANN, C., C. BOWO & M. RENGER (1996) : Untersuchungsergebnisse der bodenökologischen Meßstation in Berlin-Buch 1995. Forschungsgutachten im Auftrag der Berliner Forsten. S. 44

HOFFMANN, C., L. SCHLENTHER, C. BOWO & M. RENGER (1994): Untersuchungsergebnisse der bodenökologischen Meßstation in Berlin-Buch 1993. Forschungsgutachten im Auftrag der Berliner Forsten. S. 41.

HOLZBECHER, E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie. Springer Verlag, Heidelberg.

KIRCHNER, M. & H. BAUER [Hrsg.] (1995): Statusseminar Förderschwerpunkt Ökotoxikologie des BMBF 4.-5.10.1994 Neuherberg. 1-301.

KOSS, V. (1993): Zur Modellierung der Metallsorption im natürlichen Sediment-Grundwasser-System. Verlag Köster, Berlin.

KRATZ, W. (1998): The bait-lamina test - general aspects, applications and perspectives. Environ. Sci. Poll. Res. 5/2: 94-96.

KRÜGER,W. (1974): Hydrogeologischer Ergebnisbericht mit Vorratsnachweis im Objekt Berlin-Buch, VEB Hydrogeologie. Berlin (unveröff.)

LADEMANN, H. & R. PÖTHIG (1994): Untersuchungen zur Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit auf Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz. Vom Wasser 82: 323-334.

MACIEJEWSKI, S, G. NÜTZMANN, K. JOSWIG (1997): Tracer transport experiments in a glass-bead porous medium for estimating the dependence of dispersion coefficient on water content. Annales Geophysica, Supplement II to Vol. 15, C260.

METZ, R., P. HEROLD, M. GRÜN & B. MACHELETT (1991): Schwermetallbelastung der Rieselfelder und Dokumentation zu den Dateien "sm-süd", "sm-nord1" und "sm-nord2". Abschlußbericht im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. 1-25.

NÜTZMANN, G. (1991): A simple finite element method for modeling one-dimensional water flow and solute transport in variably saturated soils. Acta Hydrophysica 35/1: 33-59.

RENGER, M., B. MARSCHNER, U. DÖRING & M. SARNES (1997): Bodenchemische und –biologische Einflußfaktoren der Mobilität und Verfügbarkeit von PAK und PCB im Boden. Abschlußbericht des TP A1 im Verbundvorhaben: Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen. 1-95.

RENGER, M.; M. JEKEL, G. KALNOWSKI, C. HOFFMANN, T. REEMTSMA, I. SAVRIC & C. KENTER (1998): Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung organischer und anorganischer Schadstoffe sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen. Abschlußbericht des IFP 7/21 der TU-Berlin. Förderungsphase 1.1.1994-31.12.1997). 214 S.

RENGER, M.; M. JEKEL, W. DOTT, G. KALNOWSKI, C. HOFFMANN, C.; T. REEMTSMA & M. SZEBERENYI (1995): Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung organischer und anorganischer Schadstoffe sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen. Zwischenbericht des IFP 7/21 der TU-Berlin. Förderungsphase 1.1.1994-31.12.1995). 108 S.

SCHLENTHER, L., T. EGGERT, C. HOFFMANN & M. RENGER (1992): Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeld Buch. Forschungsgutachten im Auftrag der Berliner Forsten. 215 S.

SCHLINKER, K. (1967): Beiträge zur wasserwirtschaftlichen Erfassung des Grundwasserdargebotes durch den Chemismus und seiner Beziehung zum Oberflächenabfluß im Gebiet Küste-Warnow-Peene , Diss. TU Dresden.

SENATSVERWALTUNG FÜR INNERES(Hrsg.) (1996): Bewertung für die Beurteilung stofflicher Belastung von Böden und Grundwasser in Berlin (Berliner Liste 1996). Amtsblatt für Berlin 46/15: 957- 988.

SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1994): Sanierungs- und Gestaltungskonzeptionfür die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch. Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten 4: 237 S.

SENSUT – SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG, UMWELTSCHUTZ UND TECHNOLOGIE (1996): Bewertungskriterien für die Beurteilung kontaminierter Standorte in Berlin - Berliner Liste. Amtsblatt Berlin 46/15: 2464-2469.

SWARTJES, F., C. FAHRENHORST & M. RENGER (1991): Entwicklung und Erprobung eines Simulationsmodells für die Verlagerung von Schwermetallen in wasserungesättigten Böden. UBA-FB 91-069, Umweltbundesamt Berlin.

TÖRNE, E. v. (1990): Schätzungen der Freßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Test. Pedobiologia 34: 269-279.

VAN GNUCHTEN, M. T. (1982): A comparison of numerical solutions of the one-dimensional unsaturated-saturated flow and mass transport equation. Adv. Water Res. 6: 47-55.

ZAHN, M. T. (1989) The migration of As, Hg and Cd in grounwater of the Quarternary gravels in Dornach near Munich. In: Kobus, H. E. & Kinzelbach, W. Contaminant transport in groundwater. Symposium, Stuttgart/4.-6.4. 1989, A.A.Balkema, Rotterdam, 75-82.

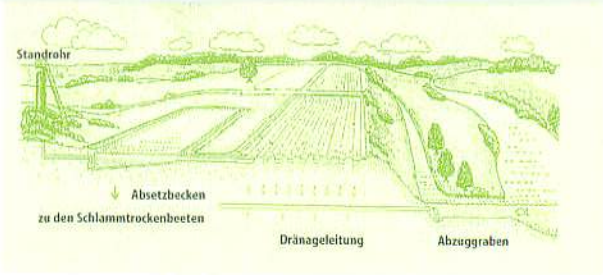
ZEIEN, H. & G. W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 59/II: 505-509.

Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch

- Abschlußbericht -

Anhang

- Photodokumentation zu den Gefäßversuchen der Humboldt-Universität
- Photodokumentation zur Mergelaufbringung und –vermischung
- Schichtenverzeichnisse der Pegel
- Oberflächengewässerchemie (Grafiken)
- Grundwasserchemie (Grafiken)
- Eingabegrößen bzw. –parameter für die Modellierung
- Ergebnisse der Modellstudien



Vom Rieselfeld zum Erholungswald

Wo heute naturbelassene Freiflächen und lockerer Baumbestand zu ausgedehnten Spaziergängen einladen, wurde noch bis vor wenigen Jahren Abwasser auf die Rieselfelder geleitet.

Die Berieselung von Feldern gab es in Berlin bereits 1870. Auf insgesamt 10,000 ha geometrisch angelegter Rieselfeldtafeln wurde Schmutzwasser der Großstadt aufgeleitet. Auch im Nordosten Berlins gab es zahlreiche Rieselfelder. Überhöhte Abwassermengen und schwermetallbelastete Klärschlammrückstände haben über die Jahrzehnte den Boden nachhaltig verändert. Erst mit der Inbetriebnahme des Klärwerkes Schönerlinde wurde 1985 die Abwassereinleitung eingestellt. Übrig blieben schwerbelastete Böden, deren Sanierung durch Bewaldung problematisch ist.

Sanierung mit Baulehm

Seit März 1998 wird in einem Pilotprojekt lehm- und mergelhaltiger Bodenaushub aus Berliner Baustellen auf den Altlastflächen der Rieselfelder ausgebracht. Neben dieser neuartigen, natürlichen sowie kostengünstigen Sanierungsmethode werden an anderer Stelle Rieselfelder gekalkt. Die dauerhafte Bewässerung von Teilflächen wird vorbereitet. Mit diesen Bausteinen wird der saure Bodenzustand nahezu neutralisiert und das Abwandern der Schadstoffe in das Grundwasser verhindert.

Konversion in der Heide

Ein anderes Erbe alter Nutzungsstrukturen ist die ehemals militärisch genutzte Schönower Heide. Mit den Abrissmaßnahmen der russischen Kasernen wird die ökologisch wertvolle Heide- und Sandtrockenrasenlandschaft als Perle im Naturpark Barnim wieder sichtbar.

Ruhezonen für Pflanzen und Tiere

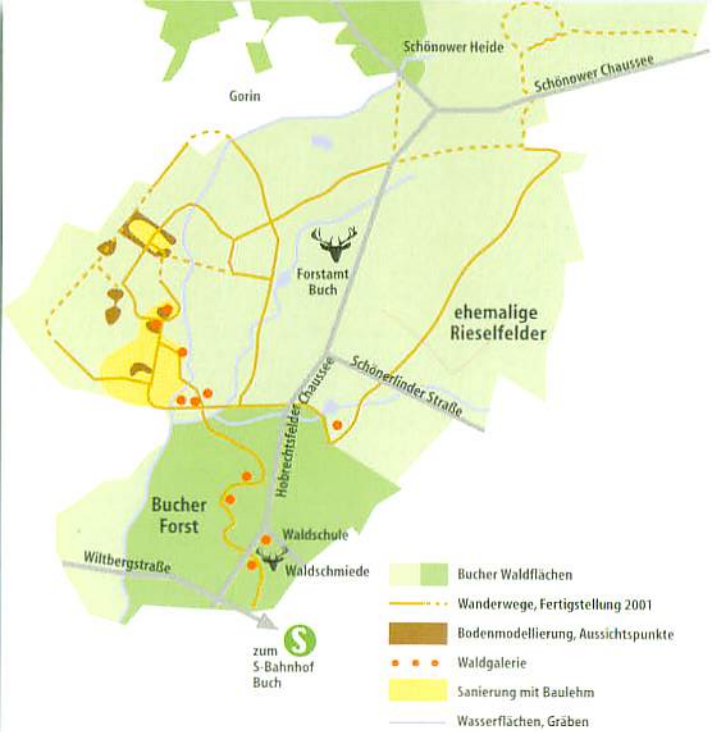
Neben den vorhandenen Waldstrukturen sollen die neuen Freiflächen der ehemaligen Rieselfelder und Militärgebiete Bestand haben. Sie stellen ein landschaftlich reizvolles Pendant zum Bucher Forst dar. Dieser beherbergt viele, seit langem unberührte Erlenbrüche und andere naturnahe Waldbestände. Nur Teile werden forstlich bewirtschaftet – Wildnis entsteht.

Erlebnisangebot auf Bucher Waldflächen

Das Forstamt Buch verknüpft mit seinen fünf Revieren die Großstadt Berlin mit dem Land Brandenburg. Erholungssuchende finden einen neuen Natur- und Kulturraum vor, der zu Spaziergängen, Fahrrad- und Reittouren sowie einem breiten Freizeitangebot einlädt. In der geplanten „Waldschmiede" können sich Besucher über die Natur informieren.

Schon heute bietet die Waldschule Bucher Forst zahlreiche Möglichkeiten, den Wald neu zu erleben. Ein Trollpfad durch den Sumpf, ein Wichtelsitz im Baum, Blockhütten und ein Lagerfeuerplatz lassen für kleine und große Leute den Ausflug zum Abenteuer werden.

In der Schönower Heide sorgen 500 Schafe für die Erhaltung der Heidelandschaft.



Rundgang durch die Waldgalerie

Ein Anziehungspunkt ganz eigener Prägung ist die Waldgalerie. Kunstobjekte aus Lehm und Holz bereichern die ehemalige Rieselfeldstruktur. Auf dem Weg durch den Barnim stehen immer neue Entdeckungen für die Besucher bereit.

Der Zeit voraus durften Rosa Schulze und andere Künstler 1987 an den Resten einer Halle experimentieren.

Wussten Sie schon ...

... dass zum Wald auch Wiesen, Sträucher und kleine Gewässer gehören?

... dass der reizvolle Landschaftsraum Buch mit öffentlichen Verkehrsmitteln in nur 35 Minuten von der Stadtmitte aus zu erreichen ist?

Herausgeber:
Berliner Forsten, Forstamt Buch
Dorfstraße 51, 16321 Hobrechtsfelde
Tel.: 030-944 60 70, Fax:030-944 60 90

Mit freundlicher Unterstützung von:

Winzler GmbH
Spedition & Baustoffhandel

Fritsche Erdbau

Landschaftsraum Buch

Neue Wege im Wald-Landschaftsmanagement

Die Bucher Waldflächen liegen im Nord-Ostraum Berlins im Naturpark Barnim. Auf ehemaligen Rieselfeldern und im Bucher Forst entsteht ein neues Naherholungsgebiet.

Berlin StadtForsten

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung