

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

(Laufzeit 18.08.1999 bis 31.12.1999)

Projektleitung: Prof. Dr. Manfred Renger¹
Dipl. Ing. Christian Hoffmann¹

Bearbeitung: Dipl. Ing. Christian Hoffmann¹
Dipl. Biol. Silvia Pieper¹
Prof. Dr. Reinhart Metz²
Dipl. Ing. Holger Böken²
Dr. Gerhard Ginzel³

unter Mitarbeit von:

Ing. Vaclav Brant²

TA Sabine Dumke¹

Dr. Gerhard Einhorn²

Dipl. Ing. Michael Facklam¹

TA Irene Hahn²

Dr. Wilfried Hübner²

TA Nadine Kurowski¹

Chem. Ing. Sibylle Nöther²

TA Angelika Pötter²

TA Anke Schwolow¹

¹ TU-Berlin

² HU-Berlin

³ IGB-Berlin

**Im Auftrag des Landes Berlin, vertreten durch die Berliner Forsten
Berlin, Dezember 1999**

Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch

- Abschlußbericht für den Berichtszeitraum 18.08.1999 bis 31.12.1999 -

Inhalt

	Seite
1. Aufgabenstellung / Hintergrund ¹	3
2. Material und Methoden ¹⁺²⁺³	4
2.1 Untersuchungsfläche ¹⁺²	4
2.2 Meßeinrichtungen und Probenahme ¹⁺²	6
2.3 Untersuchungsmethoden ¹⁺²⁺³	7
3. Grundwassermonitoring ¹⁺³	9
4. Oberflächenwassermonitoring ¹⁺³	18
5. Erfassung der Pflanzenbestände ²	22
6. Biologische Aktivität ²	26
7. Toxizitätsbestimmungen mittels Keinrolltest ²	33
8. Gefäßversuche zum Bodenpflanze Transfer von Schwermetallen ²	35
9. Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen ¹	43
9.1 Vorbemerkungen und Beprobungsschema ¹	43
9.2 Ergebnisse ¹	45
10. Zusammenfassung und Ausblick ¹	47
11. Quellenverzeichnis	48

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

1. Hintergrund / Aufgabenstellung

Die ehemaligen Rieselfeldflächen im Norden Berlins stellen großflächige Altlastenstandorte dar. Die Brandenburger Flächen sind gemäß Landesabfallgesetz (§ 29.4) als Altlastenstandort anerkannt. Eine Vielzahl von Untersuchungen im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, der TU-Berlin und des BMBFT, sowie ein Monitoringprogramm der Berliner Forsten verdeutlichten die Gefahren der Schadstoffremobilisierung auf den Bucher Rieselfeldern sowie die damit verbundene Problematik des Schwermetalleintrags in den 1. Grundwasserleiter (AUHAGEN et al. 1994, HOFFMANN et al. 1994, KIRCHNER & BAUER 1994, HOFFMANN et al. 1995, RENGER et al. 1995, HOFFMANN et al. 1996, RENGER et al. 1997, RENGER et al. 1998).

Die Versauerung der Standorte führt zu einer massiven Verlagerung von Schwermetallen in den Unterboden, welche auf Grund von fehlenden, langfristig stabilen Sorptionsträgern (Tonminerale) mit dem Sickerwasser schnell Richtung Grundwasser weiter transportiert werden.

Um einer Sicherung dieser Flächen zu bewirken und das Grundwasser vor weiteren Schadstoffeinträgen zu bewahren, wurde 1997 die Idee entwickelt, lehmiges bzw. toniges, kalkhaltiges Substrat (Geschiebemergel), welches im Rahmen von Baumaßnahmen für die Verlängerung der U-Bahnlinie 2 nach Pankow anfällt zur Bodensanierung zu nutzen. Durch eine tiefe Einarbeitung 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 ökotoxikologischen 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 in dieser Größenordnung handelt, wurde das Pilotvorhaben wissenschaftlich begleitet (RENGER et al. 1999).

Die Ergebnisse des ersten Jahres bestätigten die vor Projektbeginn getroffenen Annahmen. Die mobilen Schwermetallanteile reduzierten sich deutlich und es war eine deutliche Verbesserung der Wasserspeicherfähigkeit zu messen. Die ersten Pflanzmaßnahmen zeigten bisher gute Anwuchserfolge.

Die zweite Projektphase 1999, welche in diesem Bericht dargestellt wird, sollte schwerpunktmäßig das bisherige Grund- und Oberflächenwassermonitoring fortgesetzt werden. Dazu wurden die bestehenden drei Pegel und die Gewässermessstellen monatlich, fortlaufend beprobt.

Einen zweiten Schwerpunkt bilden die Untersuchungen zur Wiederbesiedelung der Pilotfläche mit Pflanzen und Bodenfauna sowie laufaktive Insekten. Dazu wurden an den Meßpunkten des Transektes T, welches schon in der Projektphase I intensiver beprobt wurde, Untersuchungen durchgeführt.

Weiterhin wurden die Gefäßversuche fortgesetzt und deren Ergebnisse in diesem Bericht dokumentiert.

2. Material und Methoden

2.1 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.

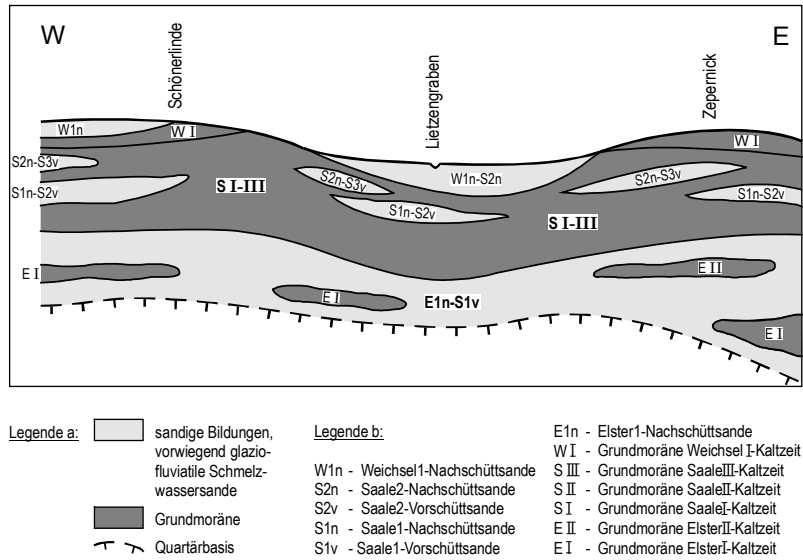


Abb. 2.1: Schematischer hydrogeologischer Schnitt

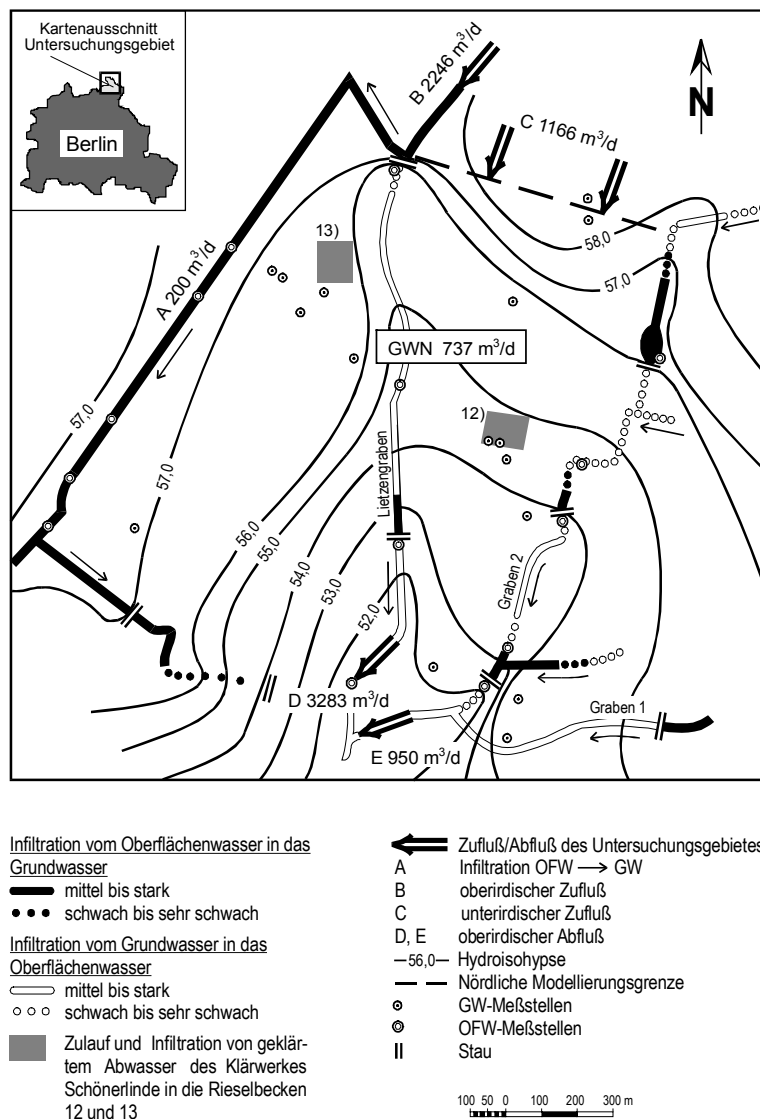


Abb. 2.2: Untersuchungsgebiet mit Wasserhaushalt und Grundwasserdynamik

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. 2.1 und Abb. 2.2). Eine ausführliche Beschreibung findet sich in RENGGER et al. 1999. Im Bereich der Pilotfläche betrug die Grundwasserleitermächtigkeit 3,9 bis 5,4 m. Im oberen Bereich überwiegen Feinsande, bei einer Teufe von 3,0 m herrschen Mittelsande vor.

2.2 Messeinrichtungen und Probenahme

Die Probenahme im Gelände gliedert sich in zwei Bereiche auf:

die Entnahme von wässrigen Proben sowie

die Entnahme von Boden- und Pflanzenproben.

Zur **Untersuchung des Grundwassers** wurden die bestehenden vier Pegel genutzt, welche im Rahmen der Projektphase 1 (1998) angelegt wurden. Zusätzlich wurden bereits vorhandene Grundwasserbeobachtungsrohre zu Wasserspiegelmessungen genutzt (Lage der Messstellen siehe Abb. 2.2). 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. 2.3 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.

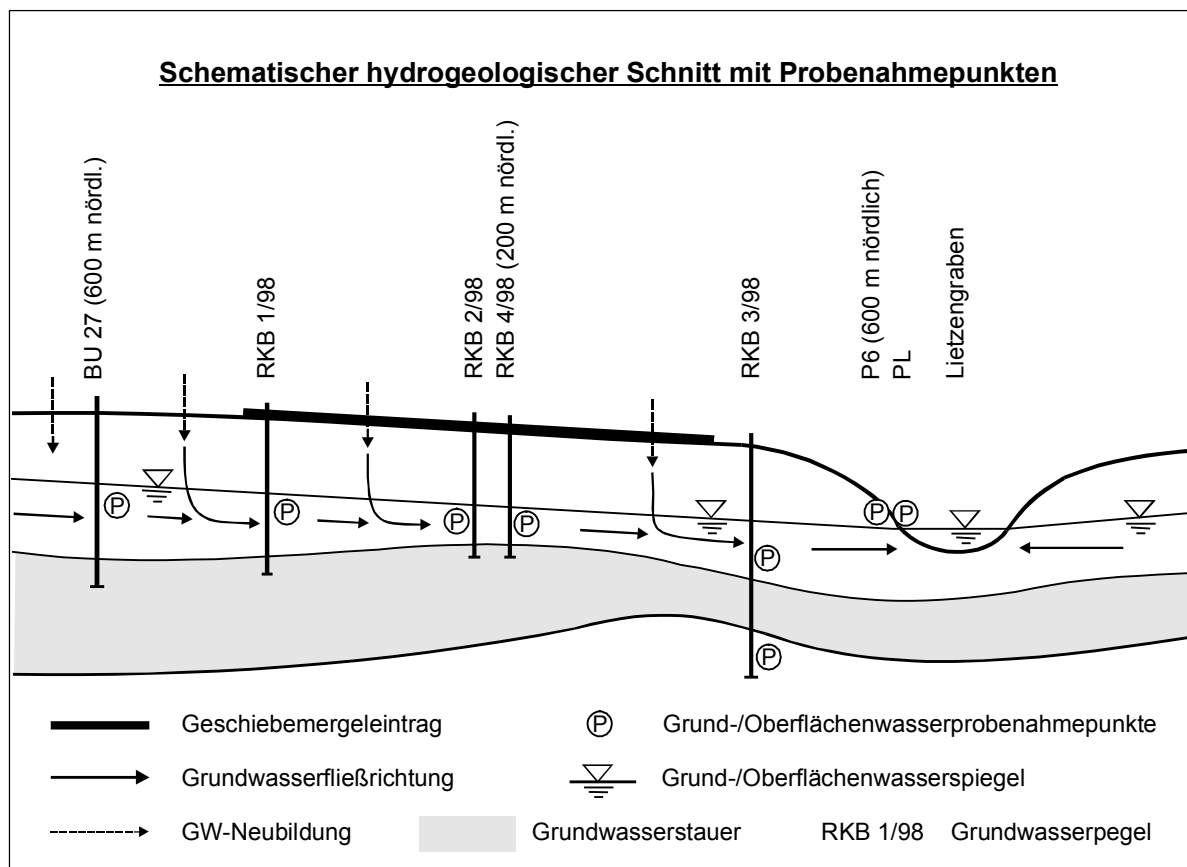


Abb. 2.3: Schema der Wasserprobenahme

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.

Die Entnahme von **Boden- und Pflanzenproben** im Gelände erfolgte zur Untersuchung eines potentiellen Schadstofftransfers zusätzlich zu den durch die Berliner Forsten finanzierten Messungen. Die Probenahme am Transekt T erfolgte in PE-Tüten. Die Proben für die chemische Analytik wurden im Umlufttrockenschrank bei circa 30°C getrocknet, ein Teil der Probe dann für die Schwermetallanalytik in einer Planetenschwingmühle in Achatbechern auf < 0.1 mm vermahlen.

2.3. Untersuchungsmethoden

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 Standardlösungen in gleicher Matrix gemessen. Die Bestimmung der **Anionen** (Cl^- , F^- , NO_3^- , PO_4^{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. Die **Pflanzenproben** wurden ebenfalls mittels HNO_3 -Druckaufschluß untersucht. Der Anteil der **verfügbaren Schwermetalle** wurde in Anlehnung an KÖSTER et al. (1982) über den in 0.1 M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Lsg. löslichen Anteil bestimmt (Boden:Lsg./ 1:2.5).

Biologische 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 zurück titriert.

Die Änderungen der Leitfähigkeit der Natronlauge wurden mittels Leitfähigkeitsmessgerät (Microprocessor Conductivity Meter LF 539, FA. WTW) ermittelt. Diese Leitfähigkeitsänderung ist direkt proportional zur CO₂-Konzentration, und diese ist Ausdruck der Bodenatmung.

Als Begleituntersuchungen zu den faunistischen Arbeiten wurde die zootische **Fraßaktivität** in den Böden ermittelt. Im Gegensatz zu Streuabbauuntersuchungen, die mit bestandestypischen Matrices durchgeführt werden können, aber auch sehr arbeitsaufwendig sind, ermöglicht der **Köderstreifen-Test** (VON THÖRNE 1990, LARINK & KRATZ 1994) in kurzer Zeit die Gewinnung einer großen Zahl von biometrisch auswertbaren Daten mit experimentell abschätzbaren Fehlerquoten. Das Wirkprinzip besteht im wesentlichen darin, mit Hilfe von PVC-Stäbchen, in denen spezielle Bohrungen angebracht sind, Ködersubstrate im Boden bzw. seinen Auflageschichten zu exponieren. Die Fraßspuren sind in durchfallendem Licht zu erkennen. Die Ködermasse besteht aus einer Mischung von Cellulose, Kleie und Aktivkohle(70:27:3), die eine unspezifische, hoch standardisierte aber leicht verfügbare Nahrungsquelle darstellt. Die verwendeten Trägerplatten waren in diesem Fall 16 cm lange, dünne PVC-Stäbchen (Fa. Terraprotecta) mit jeweils 16 Perforationen in 0,5 cm Abstand, die senkrecht so in den Boden eingebracht werden, dass das erste Loch 0,5 cm unter der Bodenoberfläche lag. Somit konnte die Fraßaktivität an der Ködermasse differenziert nach Bodenschichten bis zu einer Tiefe von 8 cm festgestellt werden. Der Köderstreifen-Test wurde an jedem zu untersuchenden Transektpunkt mit drei sogenannten Basisgruppen durchgeführt. Jede Basisgruppe besteht aus 16 Köderstreifen, die in einem Quadrat und mit einem Abstand von 10 cm voneinander exponiert werden. Ursprünglich dient der Köderstreifen-Test "lediglich zur Ermittlung zootischer Fraßaktivität." (VON THÖRNE in DUNGER & FIEDLER 1989, S. 259) und die 2-wöchige Versuchsdauer soll einen Köderabbau durch Mikroorganismen verhindern. Es wurden in der Arbeitsgruppe jedoch bereits Tests mit verschiedener Expositionsdauer durchgeführt (auch auf Rieselfeldflächen) und es zeigte sich, dass auch Daten aus einer längeren Versuchsperiode mit den Ergebnissen der faunistischen Untersuchungen (z.B. Individuenzahlen der Enchytraeidae) recht gut übereinstimmten. Auf den Rieselfeldflächen wurden die Köderstreifen 40 Tage exponiert, was aufgrund der insgesamt niedrigen Fraßraten notwendig war.

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 (Ø 9 cm), der sich zwischen zwei Gasescheiben 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 Gewichts Differenz 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.

Die Besiedlung des Boden durch **Mikroarthropoden** wird anhand der Extraktion von Bodenproben untersucht. Die Proben werden mit einem Bodenbohrer (Ø 5,5 cm) bis zu einer Tiefe von 5 cm entnommen und in einem modifizierten MAC FADYEN-Austreibungsgerät (1961) bearbeitet. Darin liegt die Probe mit der obersten Schicht nach unten in einem

Siebeinsatz, der über einen Auffangbecher mit gesättigter Pikrinsäure (1:1 verdünnt) hängt. Das Gerät ermöglicht die gleichzeitige Extraktion einer hohen Probenanzahl. Oberhalb der Proben ist eine Licht- und Wärmequelle installiert, die über die Extraktionszeit einen Temperaturgradienten aufbaut: von der obersten Schicht der Bodenprobe bis hin zum Sieb und zum Becher mit der Auffangflüssigkeit, der in einem Wasserbad gekühlt wird. Die aufgefängenen Tiere wurden anschließend in Ethylalkohol (75 %) bis zur Bestimmung überführt.

Entlang eines Transektes wurden parallel zu den Besatzdichten der Tiere im Boden auch die **Aktivitätsdichten laufaktiver Bodenarthropoden** mit der Fallenfangtechnik nach BARBER (1931) ermittelt. Je vier mit Formaldehyd (3.5 %) beschickte Barberfallen (Ø 5 cm) wurden entsprechend dem Beprobungsschema aufgestellt und nach 2 und 4 Wochen geleert. Auch hier wurden die gefangenen Tiere in Ethylalkohol (75 %) überführt.

3. Grundwassermonitoring

pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und DOC-Gehalte

Die pH-Werte grundwasserstromoberhalb der überlehnten Fläche (repräsentiert durch Pegel Bu 27) haben sich seit Sommer 1998 um 0,4 auf durchschnittlich 6,9 verringert. Bei der Auswertung wurden auch die während der Probenahme gemessenen Werte mit einbezogen. Die Tendenz verdeutlicht die jahreszeitliche Amplitude der pH-Gänge, welche zum Herbst hin wieder ansteigen.

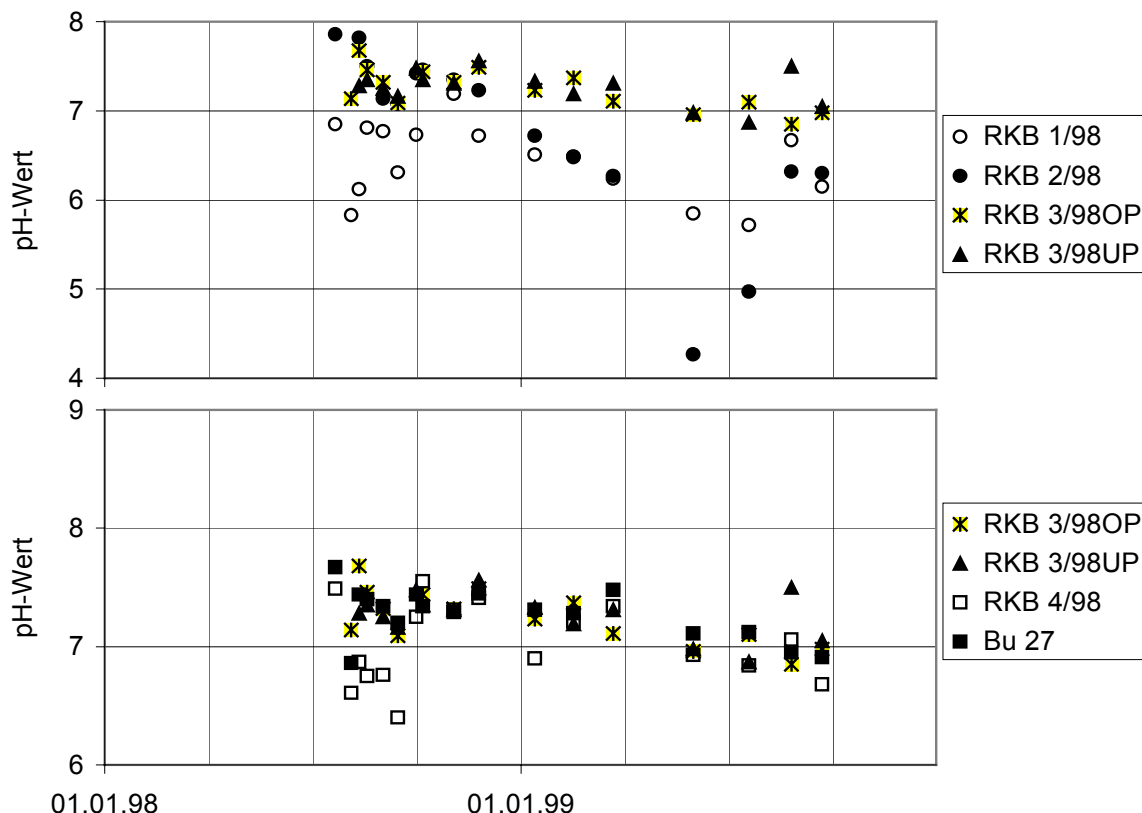


Abb. 3.1: pH-Werte in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

Eine deutliche Versauerungstendenz ist aufgrund der geringen Messperiode nicht abzuleiten. Auf der überlehmten Fläche ist eine starke Differenzierung der Werte festzustellen. Im Bereich der RKB 1/98 sind die schon vor der Überlehmung niedrigen Werte in etwa gleich geblieben (zwischen 5,7 und 6,7 schwankend). Im zentralen Teil der überlehmten Fläche sind die pH-Werte zwar noch höher (um 7,0), aber sie zeigen alle eine rückläufige Tendenz. Im Verhalten zwischen der überlehmten und nicht überlehmten Fläche ist kein signifikanter Unterschied festzustellen. Auf Grund des erhöhten Eintrags von Erdalkalien (siehe 1.2) wird in Zukunft eine Stabilisierung des pH-Wertes erwartet.

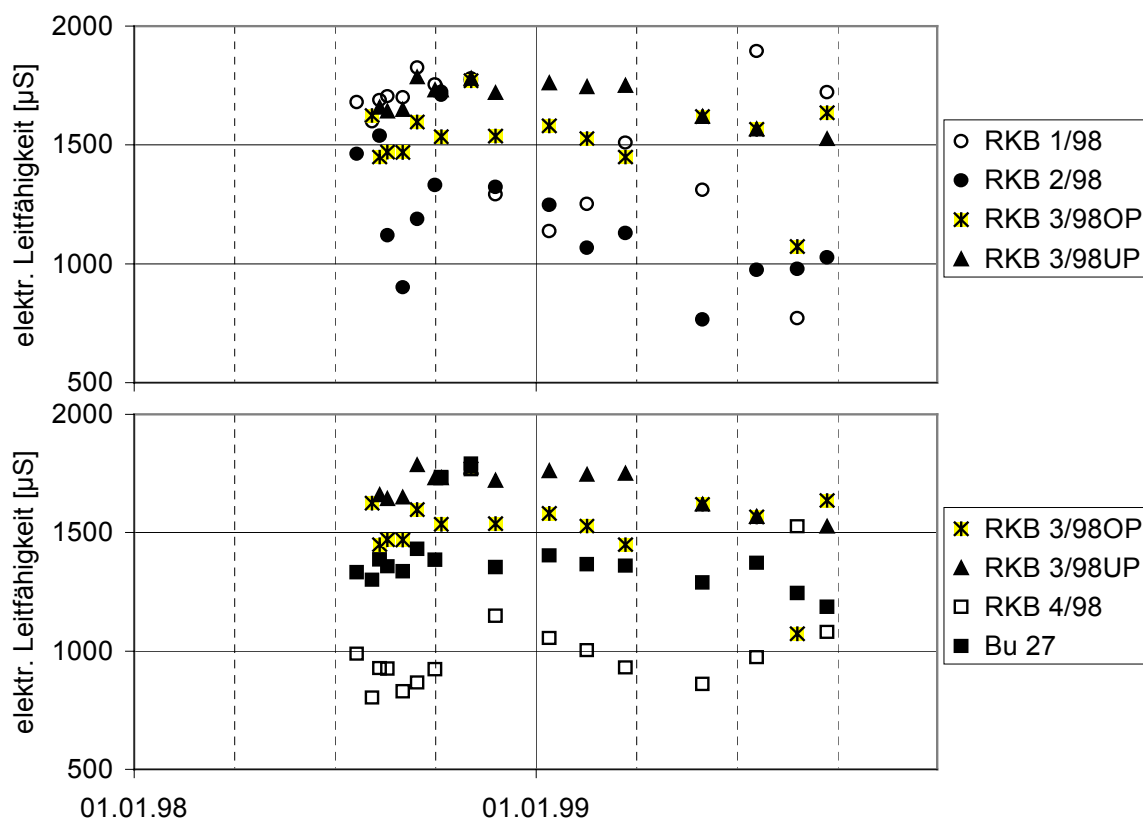


Abb. 3.2: Elektrische Leitfähigkeit in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

Die DOC-Konzentrationen zeigen deutliche jahreszeitliche Schwankungen mit höchsten Werten im Sommer und niedrigeren Konzentrationen im Winterhalbjahr (Abb. 3.3). Eine Tendenz zu einer stärkeren Mineralisation und damit verstärkter DOC-Freisetzung in Verbindung mit der Überlehmung ist nicht erkennbar. Der Pegel Bu 27 als Vergleich zeigt ähnliche Werte wie unter der Lehmfläche.

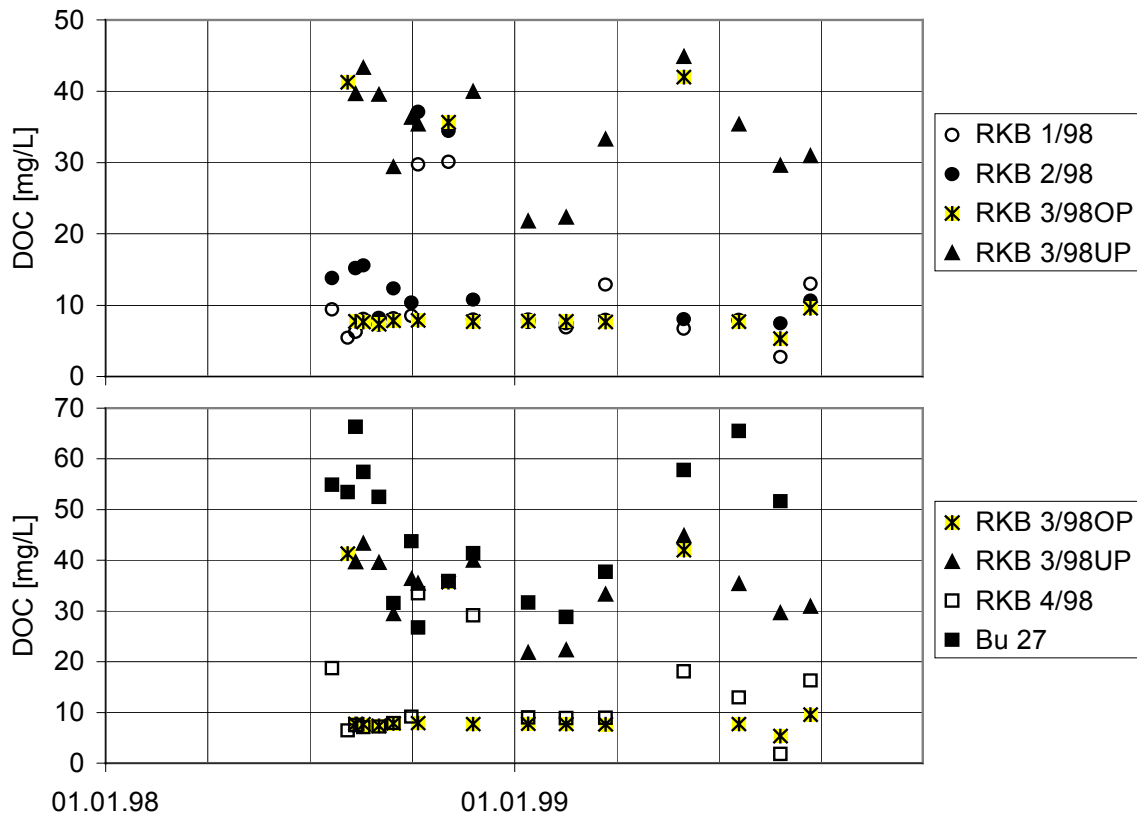


Abb. 3.3: DOC-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

Schwermetalle

Von den Schwermetallen sind Cadmium und Kupfer von besonderem Interesse. Am Beginn der Überlehmung (Sommer 1998) traten geringfügig erhöhte Werte auf, die aber in allen Pegeln zurückgingen (Abb. 3.5 und 3.6). Im Sommer 1999 sind sowohl beim Cadmium als auch beim Kupfer bemerkenswerte Erhöhungen festzustellen. Das trifft sowohl auf die Proben von den überlehmten Flächen als auch auf den Vergleichsstandort (Bu 27) zu.

Bemerkenswert ist der Anstieg der Werte für Cadmium in der RKB 2/98 und der 3/98 OP in den Monaten Juni und Juli 1999. Während er in der 3/98 im August stark zurückging hat er sich in der 2/98 auch im August und September weiter fortgesetzt. Diese Schwankungen können zur Zeit nicht erklärt werden und können nicht mit Niederschlagsereignissen in Zusammenhang gebracht werden.

Auch beim Kupfer erfolgt im Sommer 1999 an zwei Messstellen ein Anstieg der Werte. Die RKB 2/98 (im überlehmten Bereich) zeigt im Vergleich zum bisherigen Verlauf im Juni und Juli wesentlich höhere Werte, die sich aber bereits im August wieder auf dem üblichen Level einpegeln. Auch die Bu 27 (grundwasserstromoberhalb der überlehmten Fläche) hatte im Juli einen erhöhten Wert (Abb. 3.5).

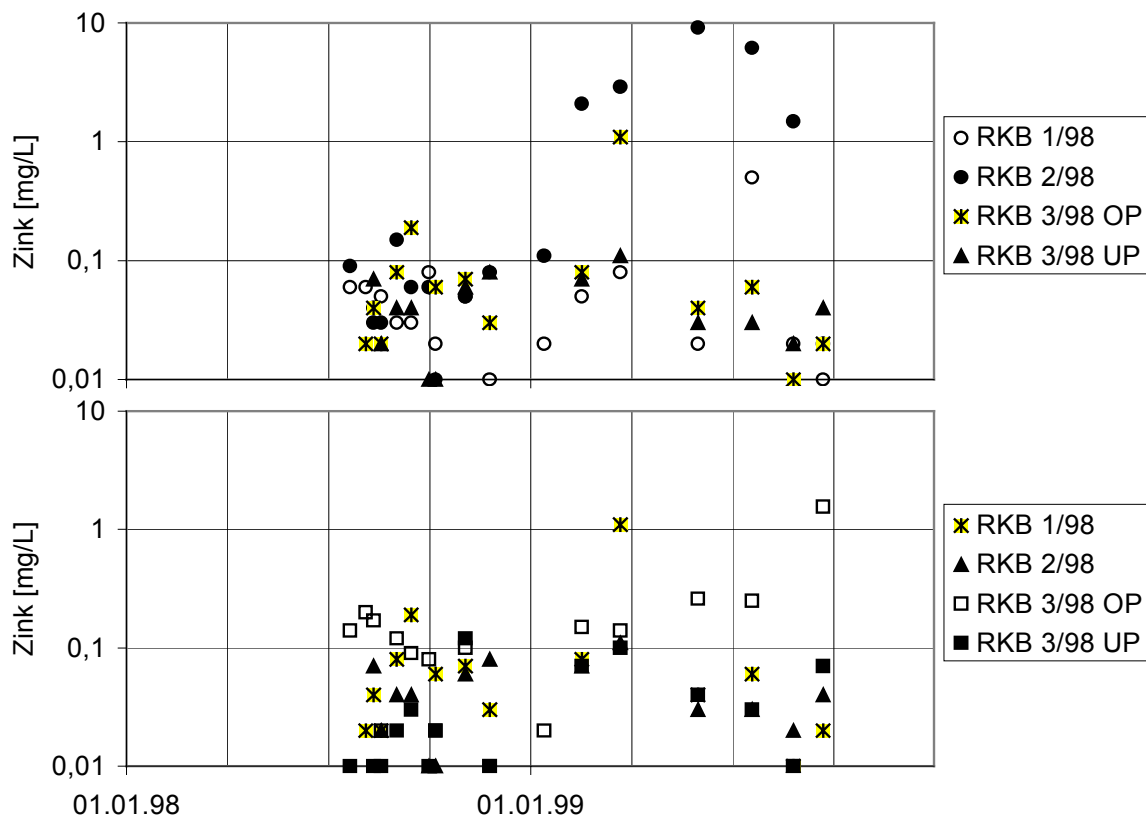


Abb. 3.4: Zn-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

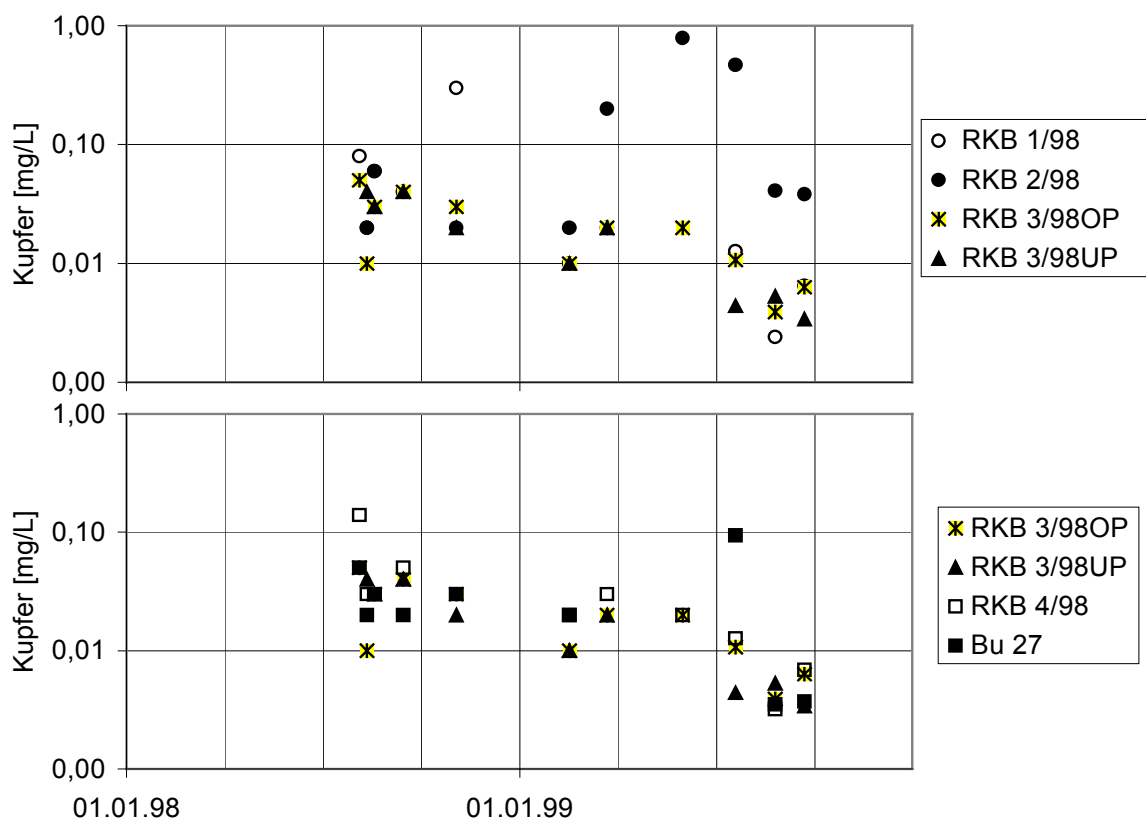


Abb. 3.5: Cu-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

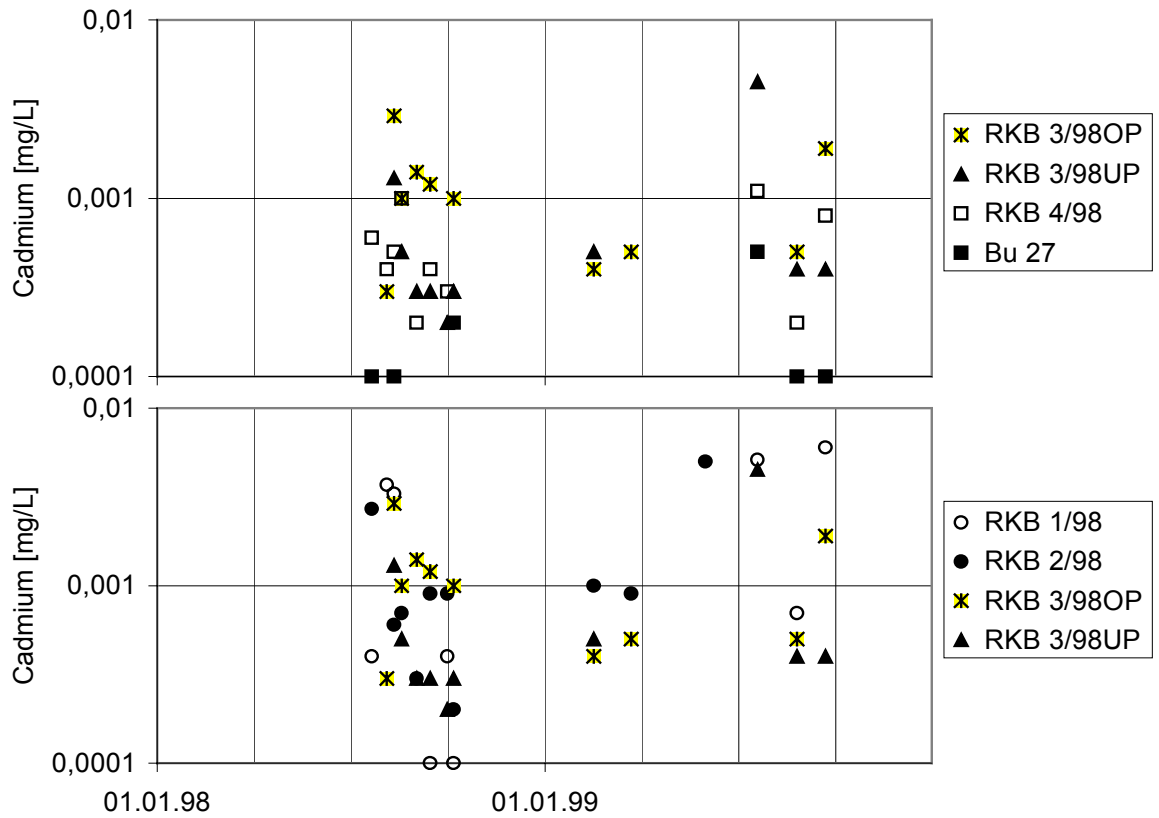


Abb. 3.6: Cd-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

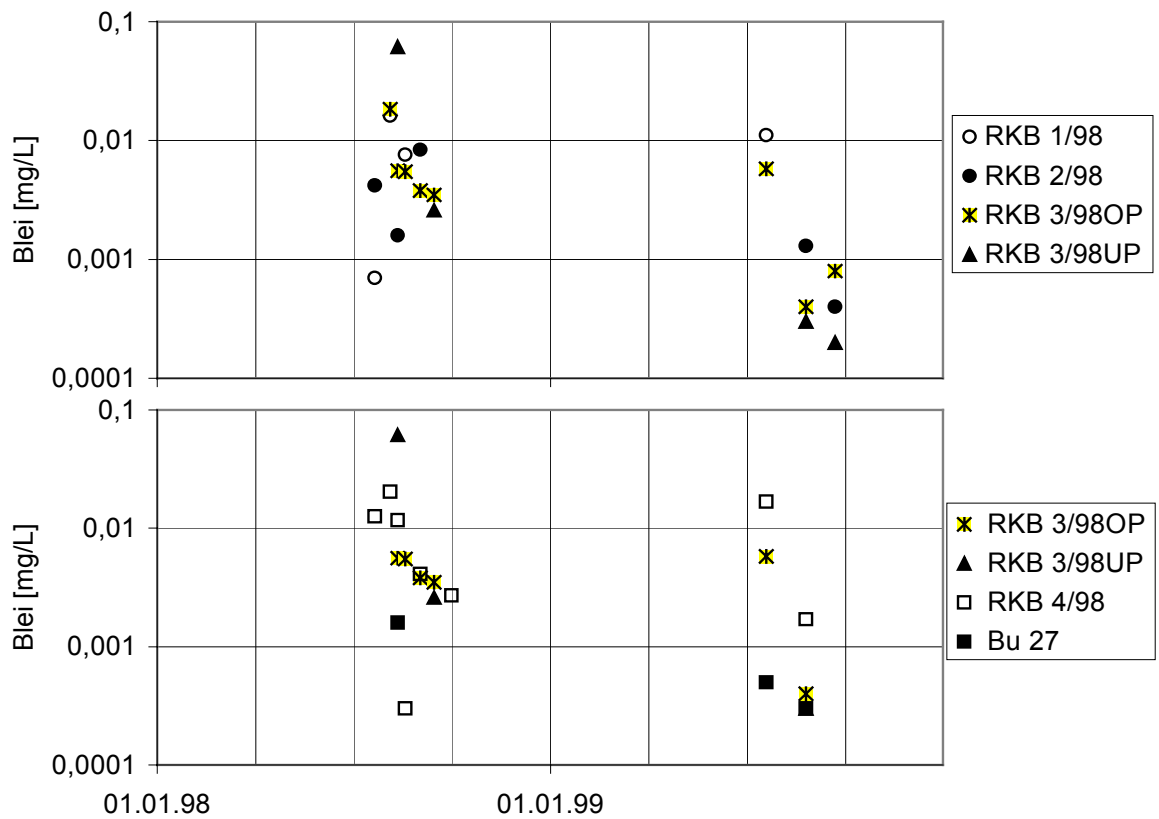


Abb. 3.7: Pb-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

Gegenwärtig kann hinsichtlich des Verhaltens der Schwermetalle zwischen der überlehnten Fläche und dem Vergleichsstandort kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Auf Grund der Tatsache, dass die Erdalkalien aus der Überlehmung bereits im Grundwasser angelangt sind wird vermutet, dass sich der pH-Wert stabilisieren und damit auch die Gefahr des Eintrages von Schwermetallen ins Grundwasser verringert wird. Es wird von besonderem Interesse sein, wie sich die Schwermetalle in der Zeit der zu erwartenden größten Grundwasserneubildung (Dezember 1999- April 2000) verhalten werden.

Alkali- und Erdalkalielemente

Bis Juli 1999 schwankten die Magnesiumgehalte (Abb. 3.9) in den meisten Pegeln um 20 mg/L. Seit August ist ein deutlicher Anstieg in allen Messpunkten festzustellen (30- 60 mg/L). Auch in der grundwasserstromoberhalb liegenden Bu 27 haben sich die Werte von durchschnittlich 15 auf 25-30 mg/L erhöht. Die ansteigenden Werte werden als eine Folge des Geschiebemergleintrags interpretiert.

Die gleichen Effekte treten auch beim Calcium auf (Abb. 3.8). Die Werte seit August 1999 sind auf das zwei- bis dreifache des bis dahin gleichbleibenden Levels (um 200 mg/L) angestiegen. Auch die Bu 27 zeigt eine Erhöhung der Werte. Sie sind aber deutlich niedriger als in den überlehnten Flächen. Auch der markante Calciumanstieg kann als eine Folge des Geschiebemergleintrags interpretiert werden. Es wird sehr interessant sein, wie sich diese Entwicklung bei stärkerer Grundwasserneubildung ab Dezember 1999 fortsetzt.

Die Kalium und Natriumwerte (Abb. 3.10 und 3.11) zeigen einen leichten Trend zu abnehmenden Konzentrationen.

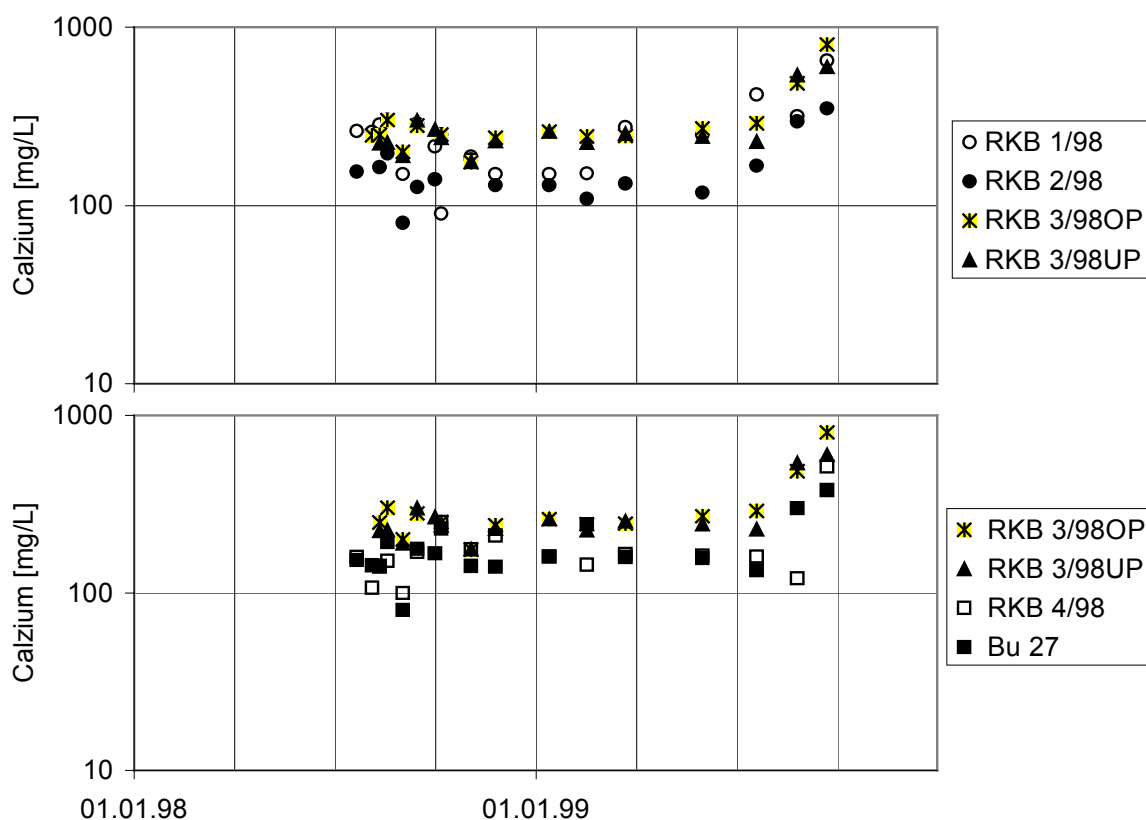


Abb. 3.8: Ca-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

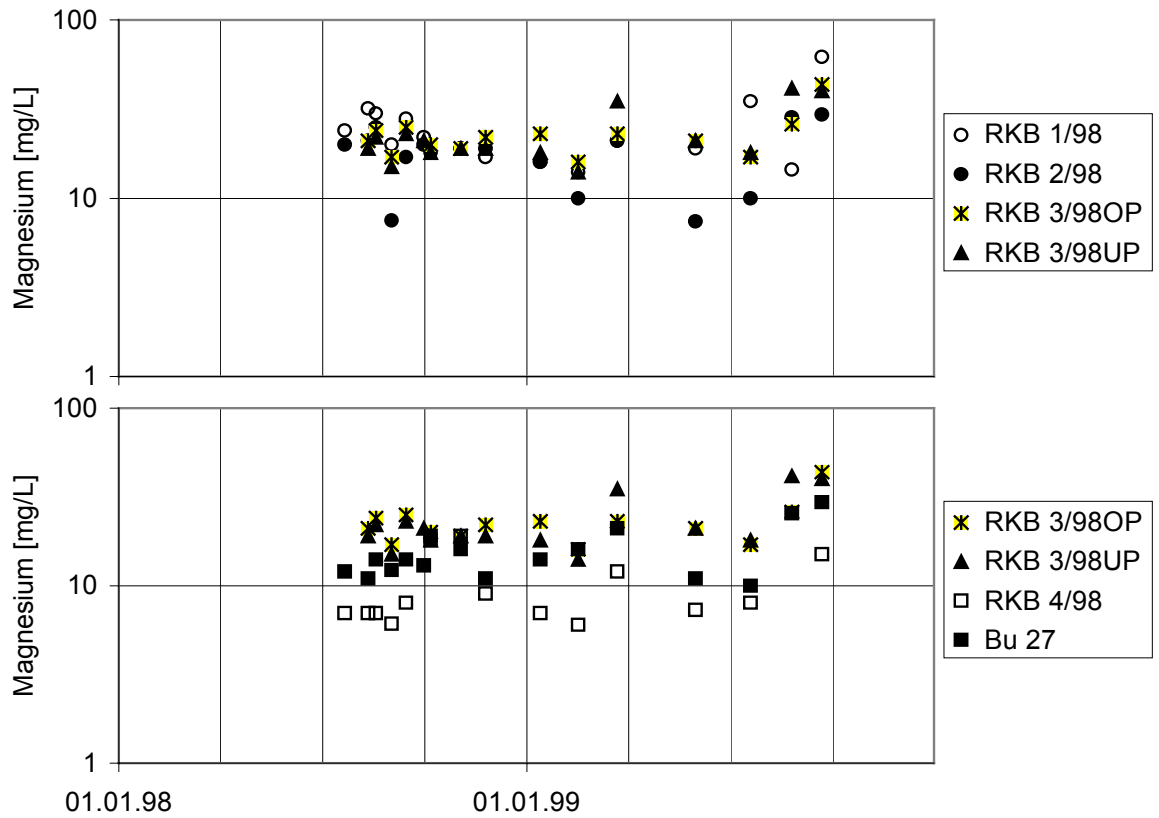


Abb. 3.9: Mg-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

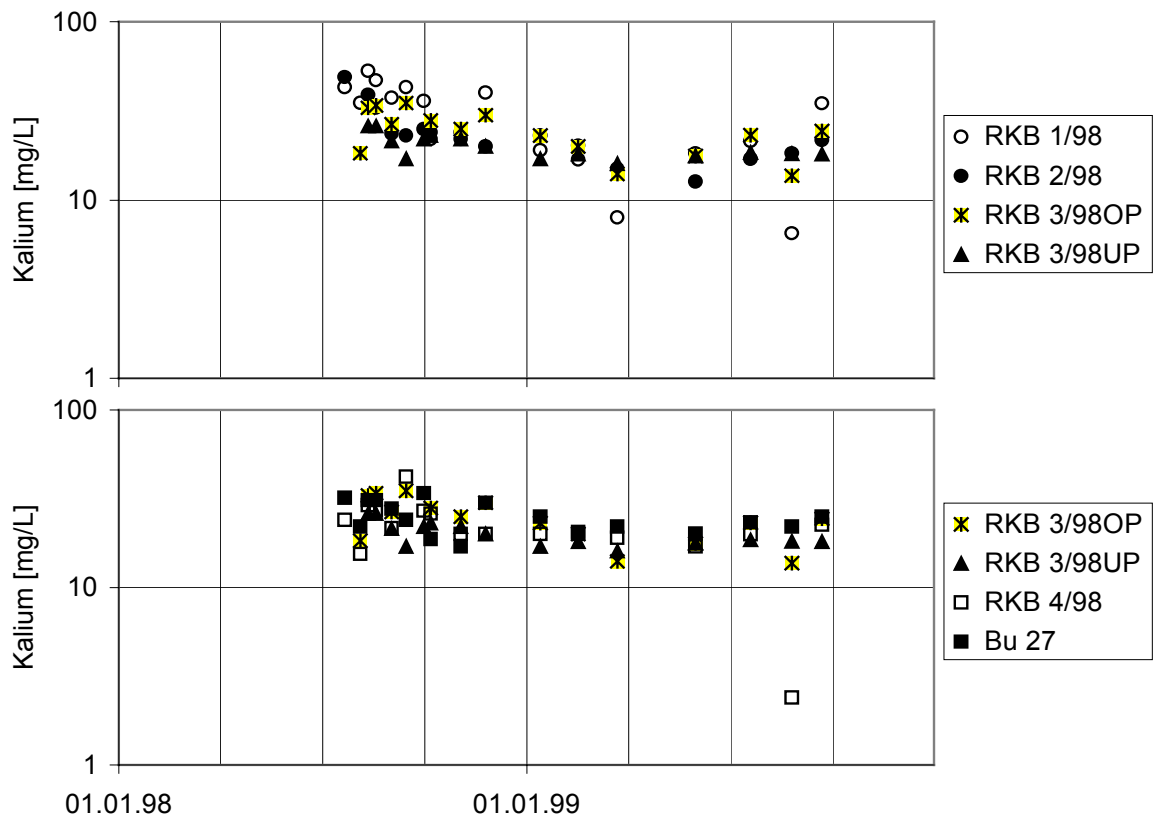


Abb. 3.10: K-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

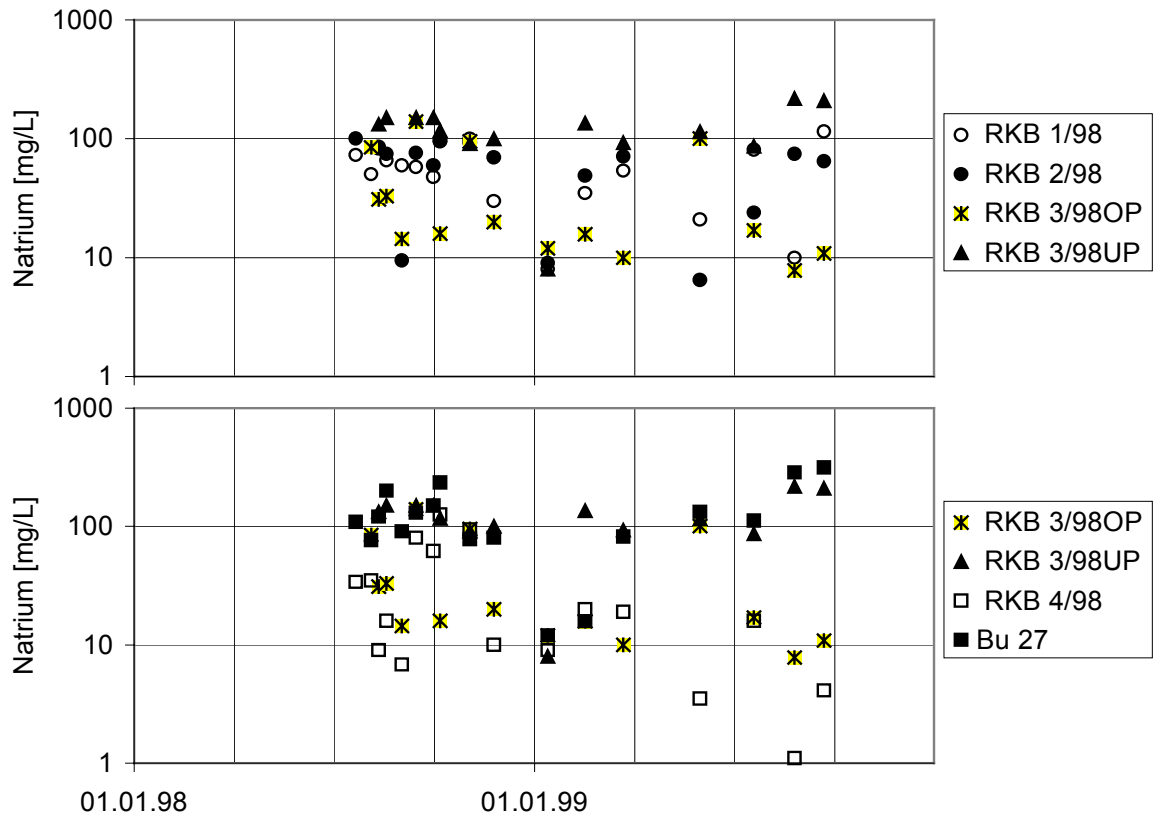


Abb. 3.11: Na-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

Anionen

Die Nitrat-Werte (Abb. 3.12) weisen bisher keinen deutlichen Trend auf es scheint das die Überlehmung zeitweise zu einer verstärkten Mineralisation und Nitratfreisetzung im ersten Jahr der Überlehmung geführt hat. Aufgrund der kurzen Messperiode sollten die Ergebnisse jedoch nicht überinterpretiert werden. Die weiteren Untersuchungen werden zeigen ob sich in Zukunft niedrigere Werte einstellen oder ob es sich um jahreszeitliche Schwankungen handelt. Die Werte im Anstrombereich des Grundwassers liegen meist zwischen 5 und 10 mg/L.

Bei den Sulfat-Konzentrationen deutet sich eine Tendenz zu niedrigeren Konzentrationen an (Abb. 3.13).

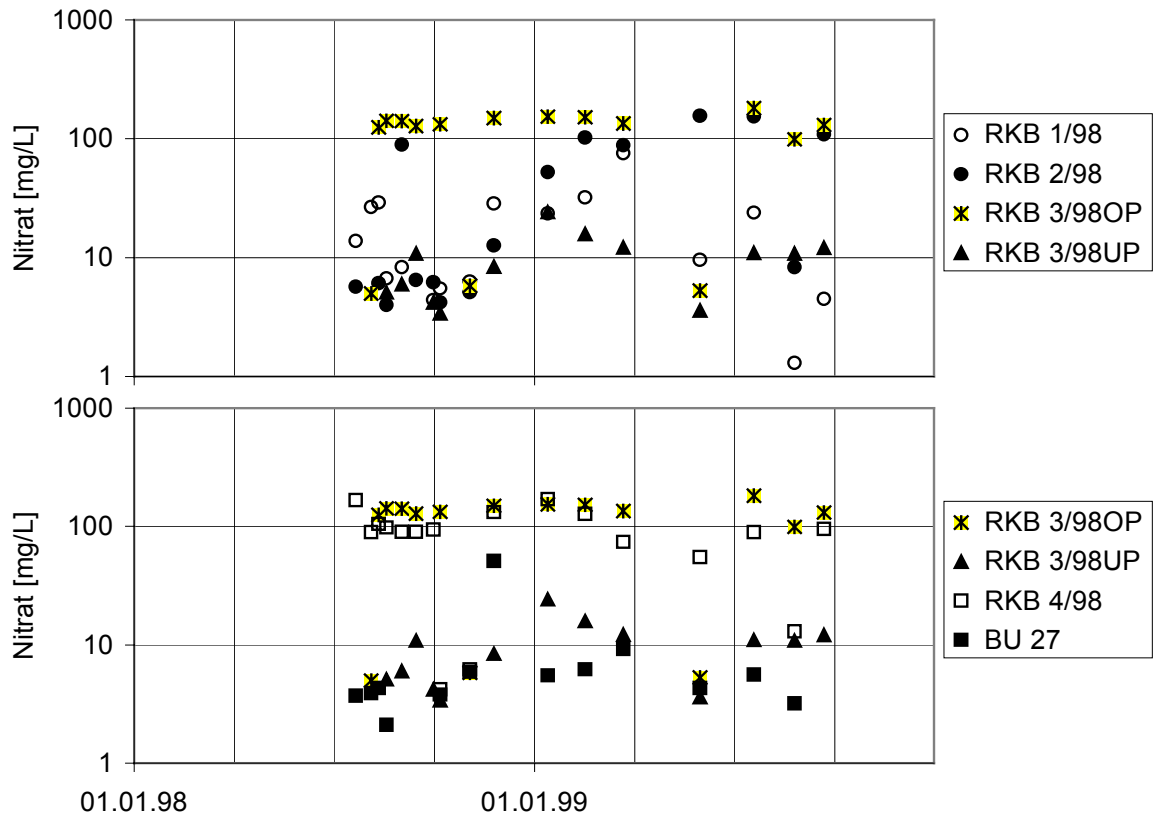


Abb. 3.12: Nitrat-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

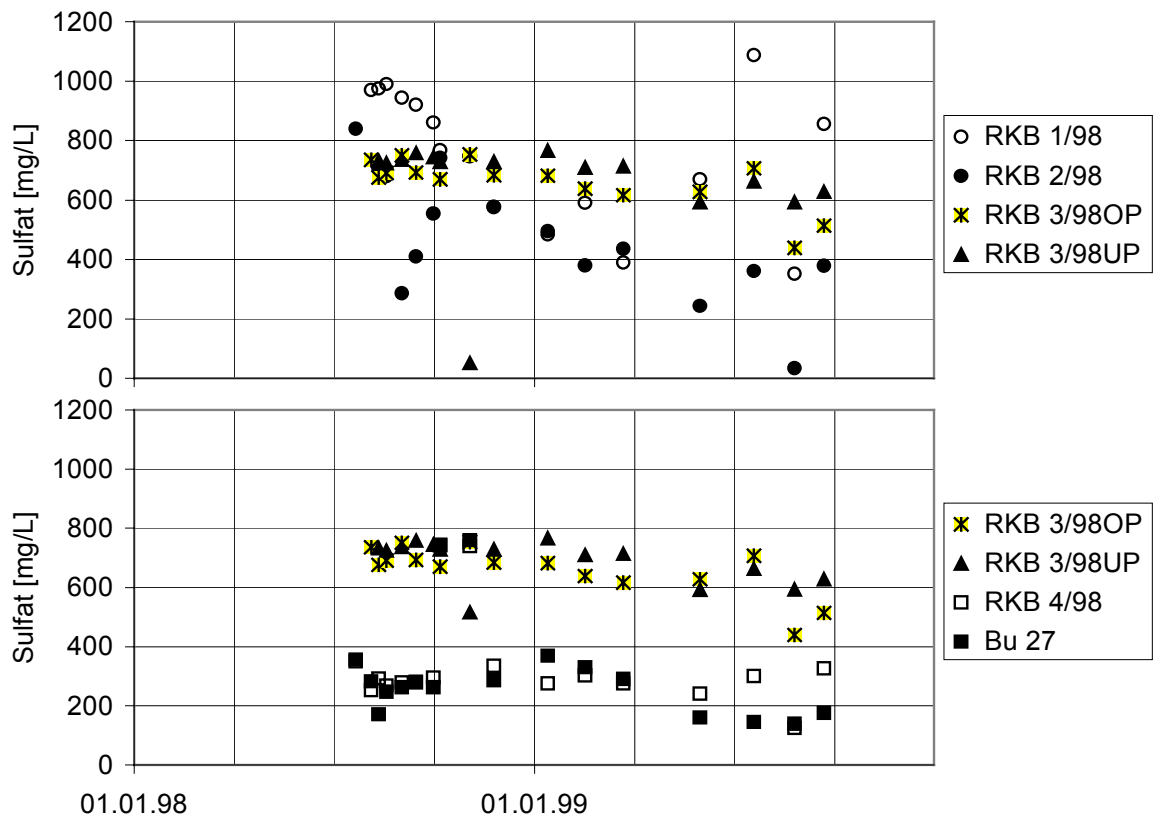


Abb. 3.13: Sulfat-Konzentrationen in den Proben der Grundwasserpegel im Zeitraum 1998-1999

4.0 Oberflächenwassermonitoring

Die Entwicklung der pH-Werte für die Messpunkte P6 und PL ist in Abb. 4.1 dargestellt. Die von Sommer 1998 bis Frühjahr konstanten Werte um 7,5 haben sich inzwischen auf Werte um 7,1 verringert. Die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 4.2) nimmt im Herbst 1999 deutlich gegenüber 1998 zu. Parallel dazu finden sich erhöhte Konzentrationen an Alkali- und Erdalkalielelementen im Wasser.

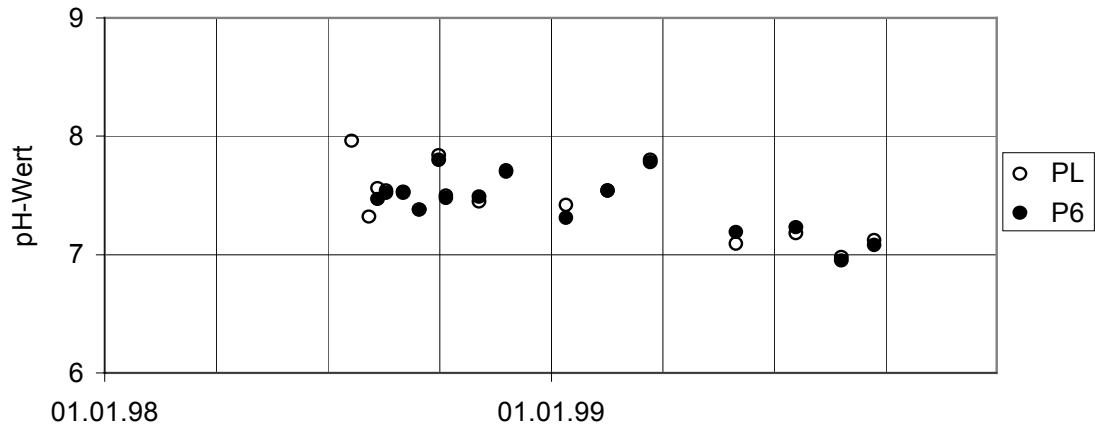


Abb. 4.1: pH-Werte in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

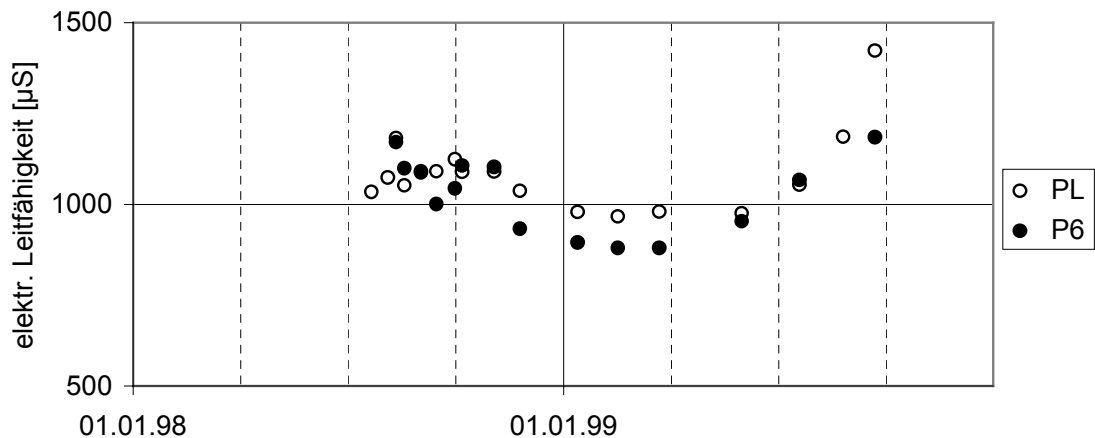


Abb. 4.2: Elektrische Leitfähigkeit in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

Die DOC-Konzentrationen zeigen eine offensichtliche Saisonalität mit Spitzenwerten im Sommer und geringsten Konzentrationen im Winterhalbjahr. Diese Tendenz konnte schon in den Grundwasserpegeln beobachtet werden.

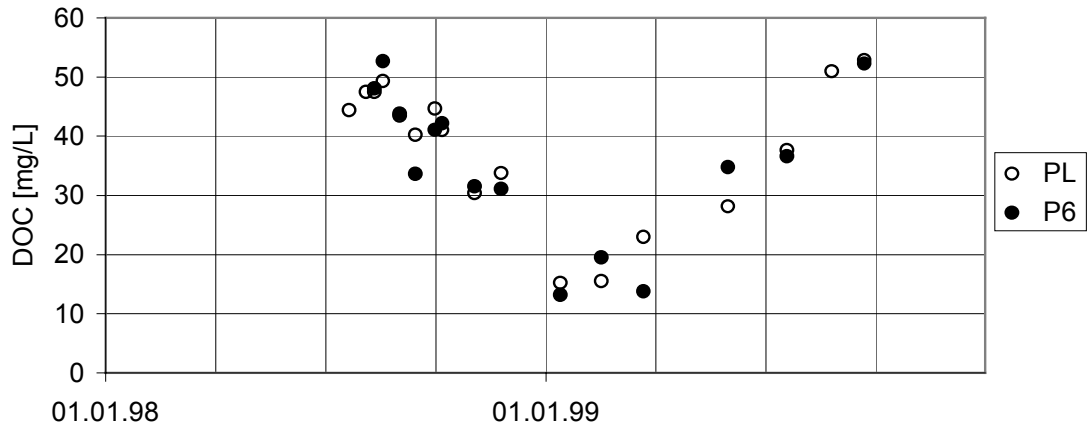


Abb. 4.3: DOC-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

Bei den Schwermetallen sind unterschiedliche Tendenzen festzustellen. Zink weist keine Tendenz auf. Die Kupfergehalte zeigen eine deutlich abnehmende Tendenz (Abb. 4.5). Cadmium (Abb. 4.6) zeigt keine deutlichen Tendenzen, die Messwerte liegen in der Nähe der Nachweisgrenze. Ähnliches ist für Blei zu beobachten (Abb. 4.7). Cadmium und Blei verzeichnen jeweils leichte Konzentrationsanstiege in Zeiten mit höheren DOC-Konzentrationen. Eine Verlagerung von DOC-Schwermetallkomplexen ist aus diesem Grund als wahrscheinlich anzusehen.

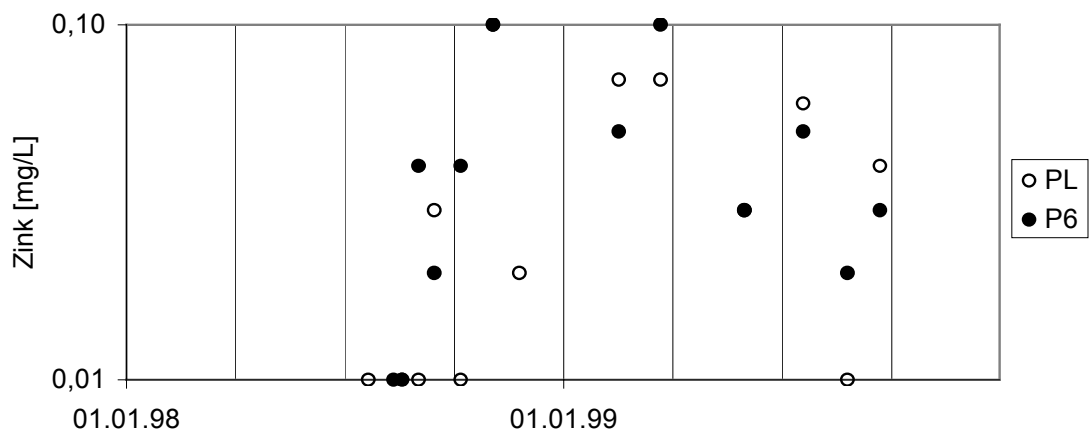


Abb. 4.4: Zn-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

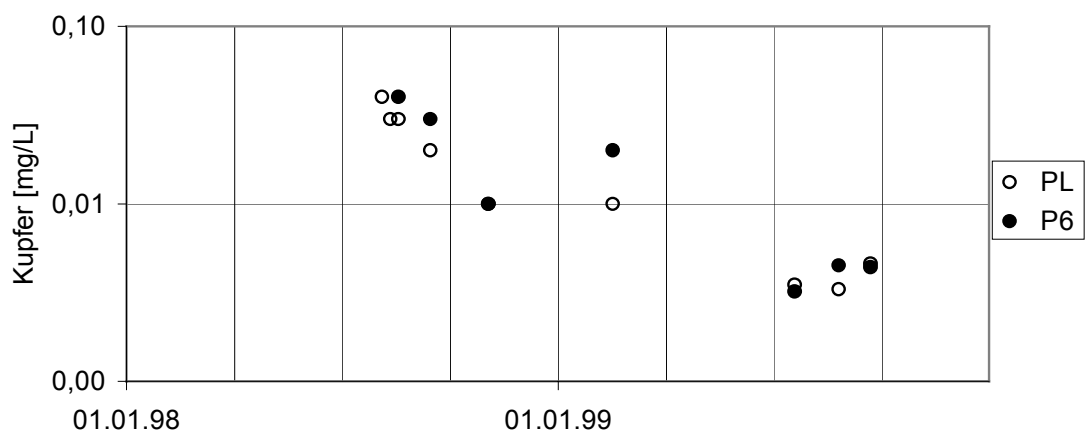


Abb. 4.5: Cu-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

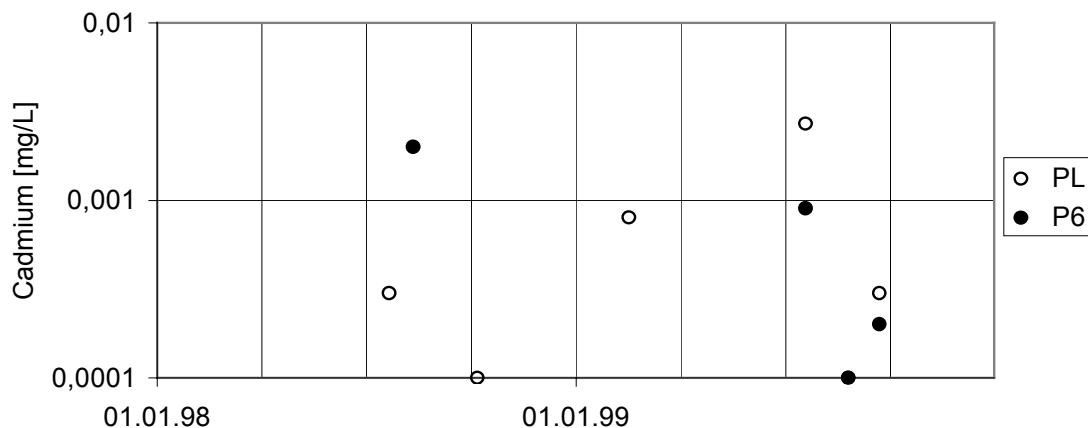


Abb. 4.6: Cd-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

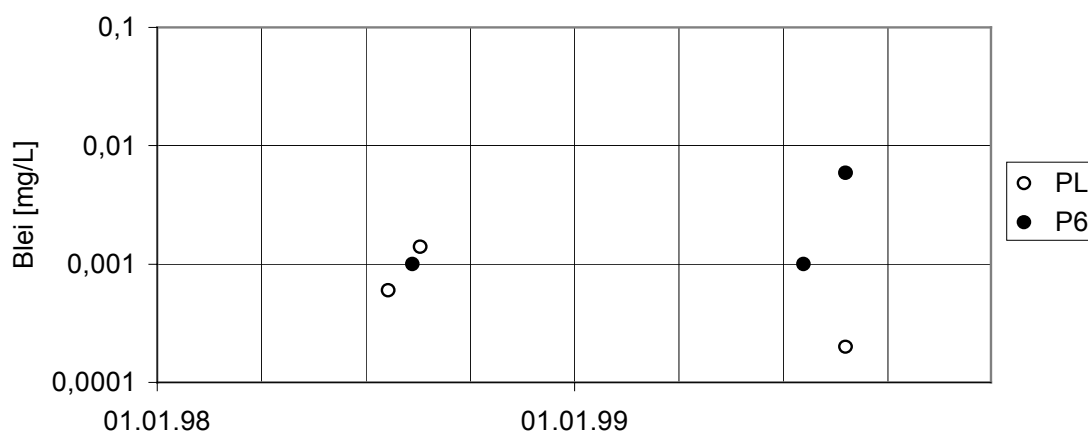


Abb. 4.7: Pb-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

Die erhöhten Werte im Grundwasser für die Erdalkalien wurden seit August 1999 auch im Oberflächenwasser gemessen (Abb. 4.8 und 4.9). Sie gehen einher mit höheren elektrischen Leitfähigkeiten

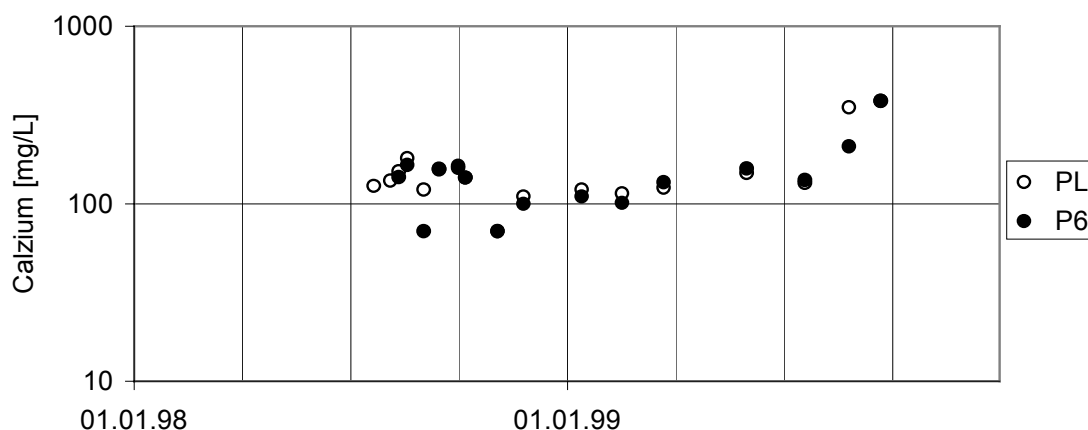


Abb. 4.8: Ca-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

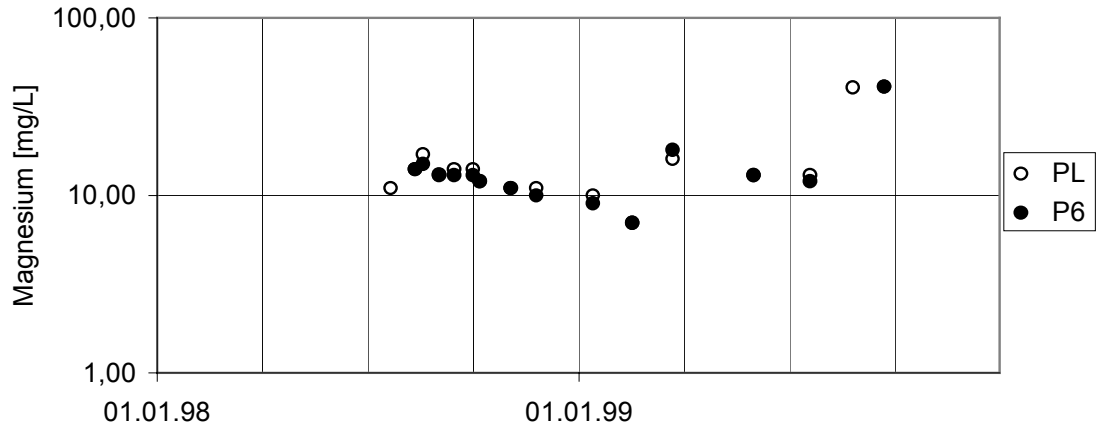


Abb. 4.9: Mg-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

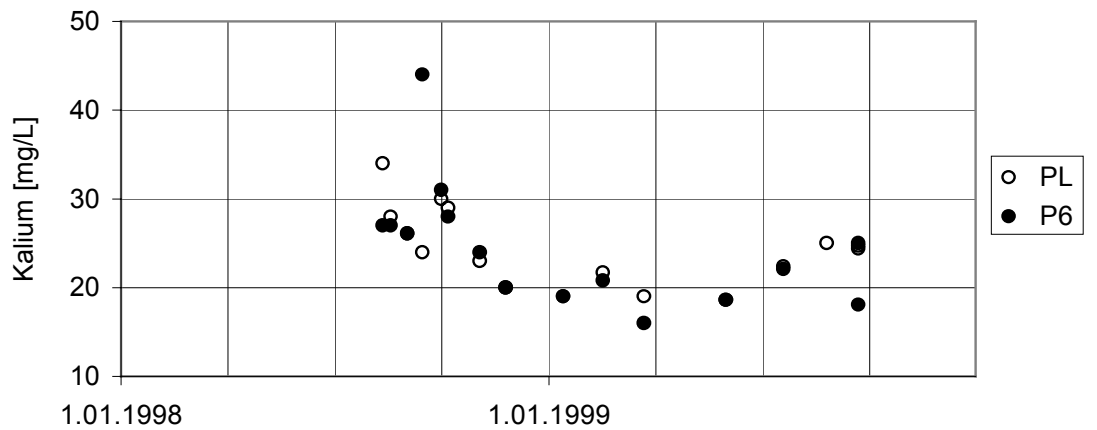


Abb. 4.10: K-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

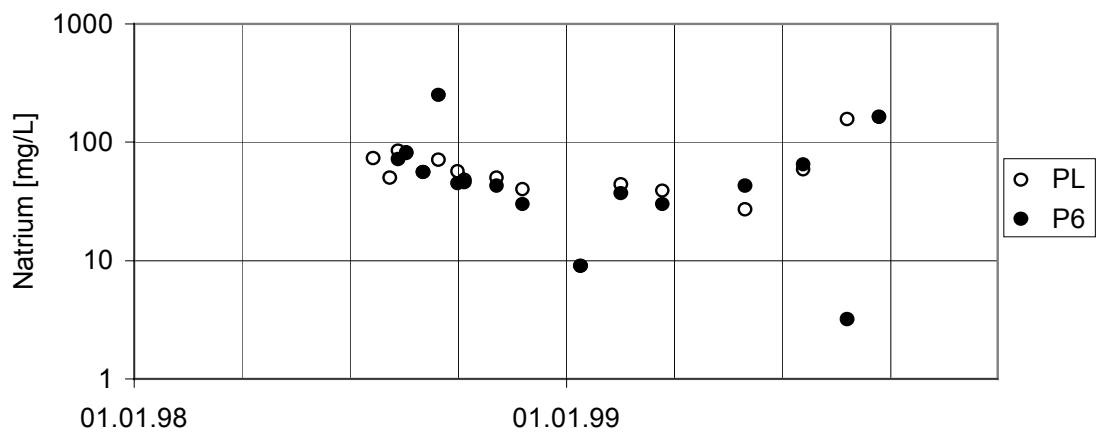


Abb. 4.11: Na-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

Die Nitratkonzentrationen weisen gegenüber 1998 einen deutlichen Anstieg auf (Abb. 4.12). Die Sulfatkonzentrationen zeigen dagegen eher gleichbleibende Werte um 250 mg/L.

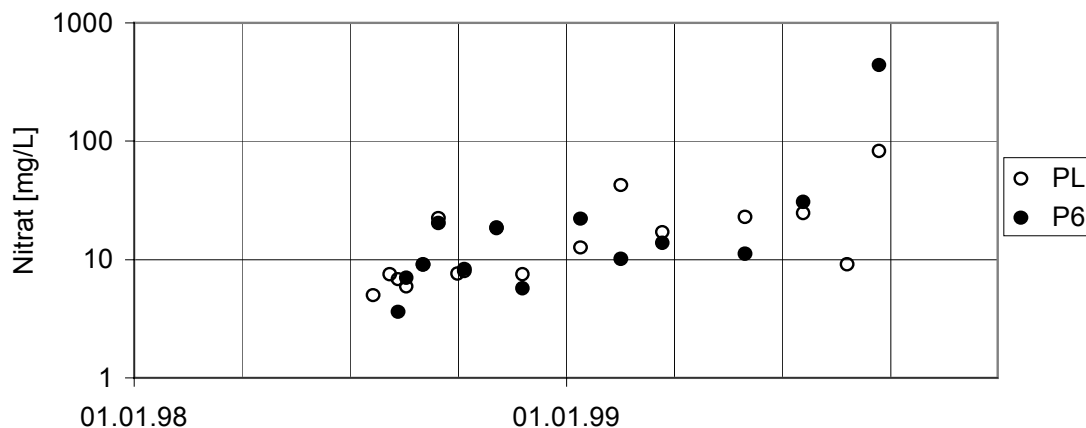


Abb. 4.12: Nitrat-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

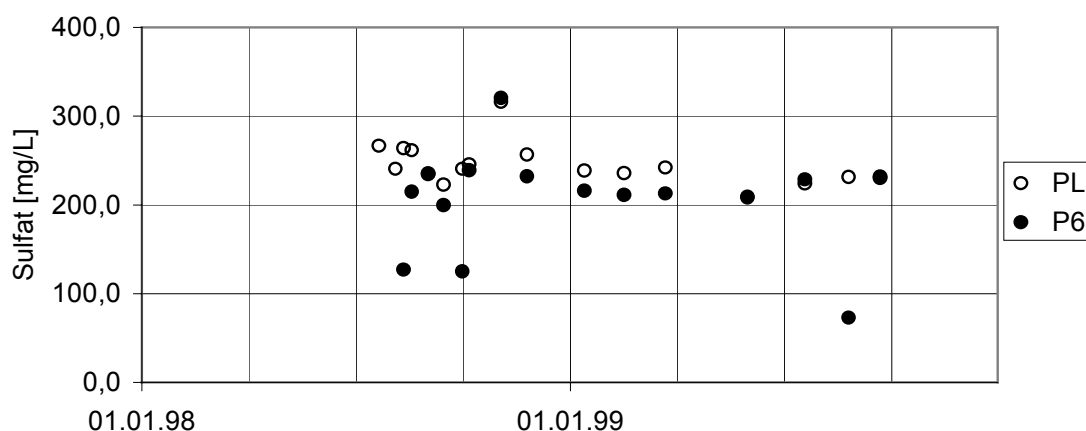


Abb. 4.13: Sulfat-Konzentrationen in den Gewässerproben im Zeitraum 1998-1999

5. Erfassung der Pflanzenbestände im Bereich des Feldversuchs

Zur Beurteilung der veränderten Standortbedingungen auf den Rieselfeldflächen nach der Mischung mit sorptionsstarkem Bauaushub wurden Untersuchungen an Wildpflanzen durchgeführt. Wildpflanzen sind wichtige Zeigerpflanzen, die Aufschluss über die Standortbedingungen und Belastungen durch Schadstoffe geben. Als Futterpflanzen für Wildtiere kommt den Schadstoffgehalten in Wildpflanzen, als erstes Glied der Nahrungskette, eine große Bedeutung zu. Unterschiede in den Pflanzenbeständen geben Aufschluss über den Grad der Begrünung und den Artenreichtum im Zuge der Wiederbesiedlung der gefrästen Forstflächen in Buch.

Die Bonitur der Wildpflanzenbestände war durch ein für diese Flora unregelmäßiges Auflaufen während der Vegetation und stark nesterweises Vorkommen und eher inselartiges Auftreten der Pflanzen stark erschwert. Die Daten ließen sich nicht nach traditionellen Boniturmethode (Braun-Blanquet) in die Fläche übertragen. Durch die streifenweise Aussaat von Kulturpflanzen durch das Forstamt wurde die Erfassung der Wiederbesiedlung deutlich beeinflusst. Der Einfluss, den die Kulturpflanzen auf die Wiederbesiedlung mit Wildpflanzen oder aber auch deren Verdrängung hatte, lässt sich nicht erfassen. Sicherlich war die Aussaat von Kulturpflanzen hilfreich, um erfolgreich die Dominanz der wiederaufkommenden Quecke zu vermindern. Daten über die Vegetation sowie Bonituren werden im Jahr 2000 weiter erhoben, sodass dann eine verbesserte Datengrundlage vorliegen wird.

Die Auflistung der vorkommenden Pflanzenarten (Tab. 5.1) ist eine qualitative Erfassung. Ergänzt werden diese Angaben durch das Bodensamenpotential, d.h. das Vorliegen keimbereiter Samen im Boden. Die Tabelle enthält zum Vergleich auch Angaben aus den Bonituren vor dem Fräsen von 1998. Pflanzen, die *nach* dem Fräsen gefunden wurden sind in der Tabelle *fett* dargestellt. Es handelt sich teilweise auch um Pflanzen, die durch die Forstverwaltung ausgesät wurden. Diese Pflanzen werden in der Tabelle in grauer Schrift dargestellt.

Tab. 5.1: Vorkommende Pflanzenarten und Bodensamenpotential.

	2-keimbl.		Nach dem Fräsen 1999	Vor dem Fräsen 1998	Nach dem Fräsen 1999	Vor dem Fräsen 1998
			Pflanzen Probenahme (3 Wiederh.)	keimbereite Samen aus dem Bodenvorrat	Pflanzen Probenahme (3 Wiederh.)	keimbereite Samen aus dem Bodenvorrat
1	Aethusa cynapium	Gemeine Hundspetersilie		X		
2	Amaranthus retroflexus	Zurückgebogener Amarant				X
3	Anthemis arvensis L	Acker Hundskamille	X	X		
4	Artemisia annua	Einjähriger Beifuß	X			X
5	Artemisia spec.	Beifuss	X			
6	Artemisia vulgaris	Gemeiner Beifuß	X		X	X
7	Betula spp.	Birke				X
8	Capsella bursa-pastoris	Hirtentäschelkraut	X		X	
9	Chenopodium album	Weisser Gänsefuß	X	X		X
10	Cirsium arvense	Ackerkratzdistel	X		X	X
11	Cirsium spec.	Distelarten	X			
12	Conium maculatum	Geflekter Schierling	X		X	
13	Convolvulus arvensis L	Ackerwinde	X	X	X	
14	Crepis spp.	Pippau			X	
15	Descunaria sophia	Besenrauke	X		X	
16	Echium vulgare	Gemeiner Natternkopf			X	
17	Enchinochloa crus-galli L	Hühnerhirse		X		
18	Epilobium hirsutum L	Rauhaariges Weidenröschen		X		
19	Erodium cicutarium	Schierlings-Reiherschnabel			X	

1	Fumaria officinalis	Gemeiner Erdrauch				X
2	Galeopsis tetrahit	Gemeiner Hohlzahn	X	X		
3	Galinsoga parviflora	Franzosenkraut				X
4	Gallium aparine	Klettenlabkraut	X		X	
5	Geranium pusillum	Kleiner Storchenschnabel			X	
6	Geranium robertianum	Stinkender Storchenschn.	X			
7	Heracleum sphondylium	Wiesen-Bärenklau			X	
8	Laminum album	Weisse Taubnessel			X	
9	Lamium purpureum L	Taubnessel		X		
10	Lepidium spp.	Kresse				X
11	Linaris vulgaris	Gemeines Leinkraut			X	X
12	Lupinus	Lupine	X			
13	Lythrum salicaria L	Blutweiderich		X		
14	Matricaria chamomilla	Echte Kamille	X	X		
15	Matricaria discoidea (DC.)	Strahlenlose Kamille	X			
16	Matricaria inodora	Geruchlose Kamille			X	X
17	Medicago sativa (L)	Luzerne	X			
18	Melandrium album	Weisse Lichtnelke		X		
19	Myosotis arvensis L	Vergissmeinnicht		X		
20	Phacelia tanacetifolia	Phacelia	X		X	X
21	Polygonum amphibium	Landwasserknöterich			X	
22	Polygonum aviculare	Vogel-Knöterich	X	X		X
23	Polygonum convolvulus L	Winden-Knöterich	X	X	X	X
24	Polygonum lapathifolium	Ampferblättriger Knöterich	X	X	X	X
25	Populus spp. L	Pappel		X		X
26	Ranunculus arvensis	Acker-Hahnenfuss				X
27	Reseda lutea	Gelbe Reseda			X	
28	Rumex	Kleiner Sauerampfer	X		X	

	acetosella					
29	Rumex longifolius	Gemüse Ampfer	X	X		
30	Rumex obtusifolius L	Stumpfbblätteriger Ampfer	X	X	X	X
31	Rumex spec.	Ampfer	X			
32	Salix spp.	Weide				X
33	Senecio vulgaris L	Gemeines Geiskraut		X		
34	Silene latifolia	Lichtnelke	X			
35	Silene noctiflora	Acker-Lichtnelke			X	X
36	Silene vulgaris	Gemeines Leimkraut			X	
37	Sisymbrium spp. L	Rauke	X	X		
38	Sisymbrium officinale	Weg-Rauke			X	
39	Sisymbrium orientale	Orientalische Rauke		X		
40	Solanum nigrum L	Schwarzer Nachtschatten		X	X	X
41	Sonchus arvensis	Acker-Gänsedistel		X	X	
42	Sonchus oleraceus	Gewöhnliche Gänsedistel		X		
43	Stellaria media	Vogelmiere		X		X
44	Taraxacum officinale	Wiesenlöwenzahn		X		
45	Thlaspi arvense	Acker-Hellerkraut	X		X	
46	Trifolium	Klee	X			
47	Trifolium repens L	Weissklee		X		
48	Triticum	Weizen		X		
49	Tussilago farfara	Huflattich				X
50	Urtica dioica	Grosse Brennnessel			X	X
51	Urtica urens (L)	Brennnessel	X			
52	Veronica arvensis	Ehrenpreis		X	X	
53	Viola arvensis	Acker-Stiefmütterchen	X			

Fettdruck: Pflanzen die erst nach dem Fräsen festgestellt wurden, also ruhend im Bodensamenpotential vorlagen (typische Ackerwildflora).

Graue Schrift: Aussaat von Kulturpflanzen (Frühjahr 1999).

Rote Liste-Arten sind durch die invertierte Nummer in der Tabelle gekennzeichnet

	Einkeimblättrige		Nach dem Fräsen 1999		Vor dem Fräsen 1998	
			Pflanzen Probenahme	keimbereite Samen aus dem Bodenvorrat	Pflanzen Probenahme	keimbereite Samen aus dem Bodenvorrat
1	<i>Apera spica venti</i>	Windhalm	X			X
2	<i>Agropyron repens</i>	Quecke	X		X	X
3	<i>Alopercurus myosuroides</i>	Ackerfuchsschwanz	X		X	
4	<i>Anthoxantum odoratum</i>	Wiesenfuchsgras			X	
5	<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer			X	
6	<i>Bromus inermis</i>	Wehrlose Trespe			X	
7	<i>Calamagrostis epigeios</i>	Landreitgras, Landschilf			X	
8	<i>Dactylis glomereata</i>	Knautgras			X	
9	<i>Poa annua</i>	Einjährige Risppe	X	X		X
10	<i>Poa trivialis</i>	Gemeine Risppe	X		X	

Nicht alle vorkommenden Pflanzen waren in der Beobachtungszeit keimbereit. Hierdurch entstehen Differenzen zwischen Pflanzen- und Samenbonituren. Abweichungen, die sich zu den Bonituren von 1998 ergeben, sind ebenfalls darauf zurückzuführen. Insgesamt zeigen sich aber gute Übereinstimmungen. Durch die tiefe Durchmischung des Bodens mit der Lehmauflage wurde ein Teil der Samen in tiefere Bodenschichten eingemischt, sodass die Anzahl der Unkrautsamen stark verdünnt ist. Erfreulich ist, dass die Wiederfindungsrate bei den dicotylen Pflanzen schon im ersten Jahr bei ca. 30% liegt. Bei Monocotylen beträgt die Wiederfindungsrate sogar 50%. Mit 72 Wildkraut- und 10 Wildgrasarten wurde ein Wildpflanzenpotential erfasst, das stark von der jahrzehntelangen Rieselfeldwirtschaft beeinflusst ist.

Die Aufsummierung der gekeimten Wildpflanzen im Versuch macht deutlich, wie unterschiedlich stark das Bodensamenpotential ausgeprägt ist. Die nachfolgende Abbildung 5.1 zeigt die Auswertung des Wildpflanzenkeimtests entlang eines Transekts von 180 m Länge.

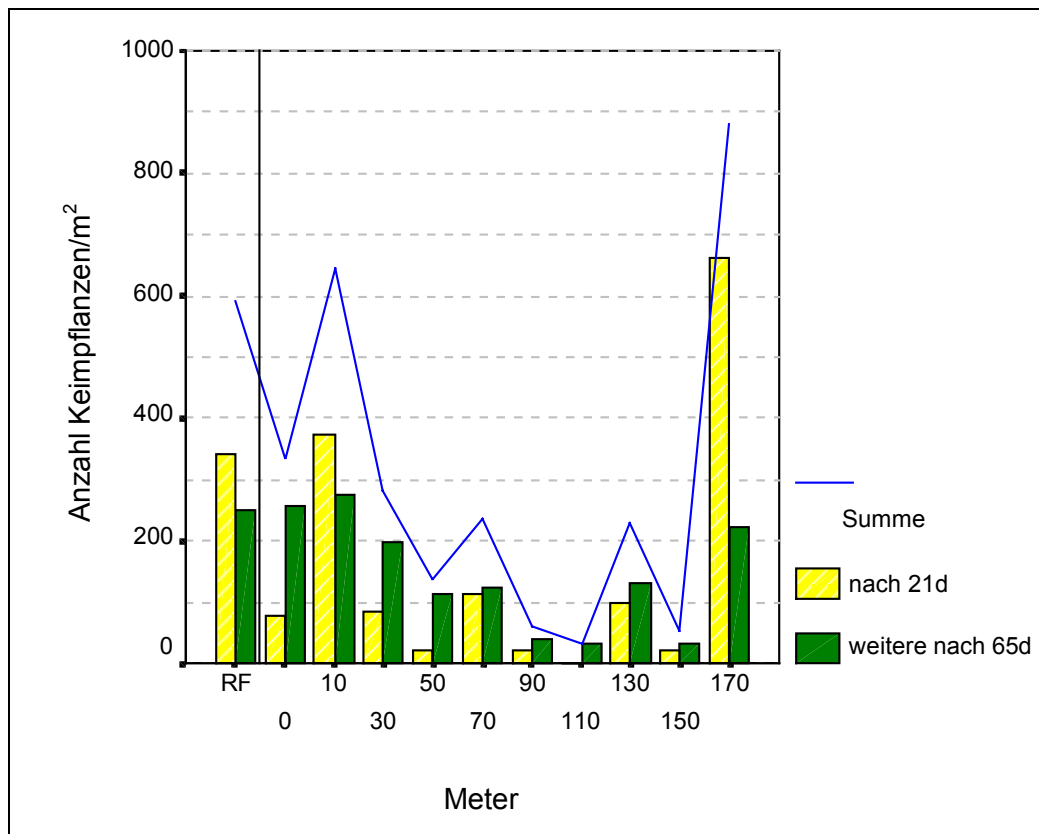
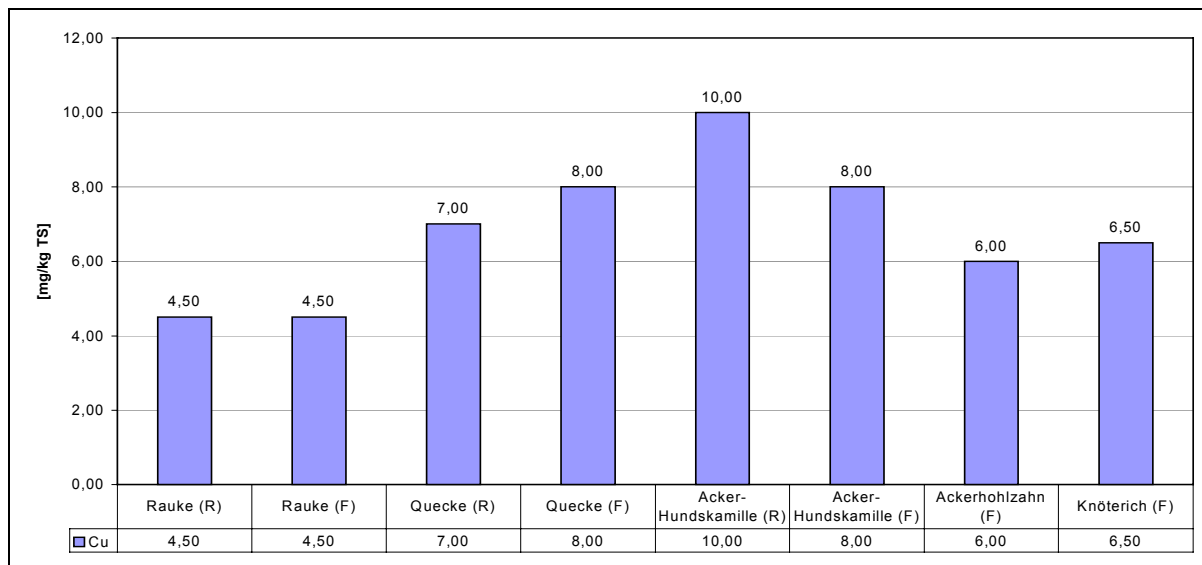


Abb. 5.1: Wildpflanzenkeimttests (Auszählungen aus je 5 Wiederholungen) an Messpunkten des Transekts "T" auf den Forstflächen in Buch. Die Variante "RF" zeigt im Vergleich einen typischen Rieselfeldstandort vor dem Fräsen.

Betrachtet man die Summenlinie entlang des Transekts, ist festzustellen, dass an den Messpunkten zwischen 90 und 150 Metern die Anzahl keimbereiter Samen als gering einzustufen ist. Die Anzahl der Keimpflanzen entlang des Transekts korrespondiert auch mit den aufgefundenen chemischen und biologischen Parametern und ist somit durch die Vorgeschichte des Standorts belastungsbedingt. Deutlich zeigt sich das erhöhte Bodensamenpotential am Rand der Fläche. Gut zu sehen ist hier auch die beginnende Wiederbesiedlung nach dem Fräsen vom Flächenrand zur Mitte. Am Flächenrand lassen sich gegenüber dem Rieselfeldboden (RF) keine Unterschiede nachweisen.

Im Sommer 1999 wurden zum Zeitpunkt der maximalen Biomasseproduktion verschiedene Wildpflanzen auf ihre Schwermetallgehalte im Spross untersucht. Die Pflanzenproben stellen die mittleren Schwermetallgehalte entlang des Transekts "T" auf den Forstflächen in Buch dar. Zum Vergleich wurden auch Proben von einem nahegelegenen typischen Rieselfeldboden analysiert.

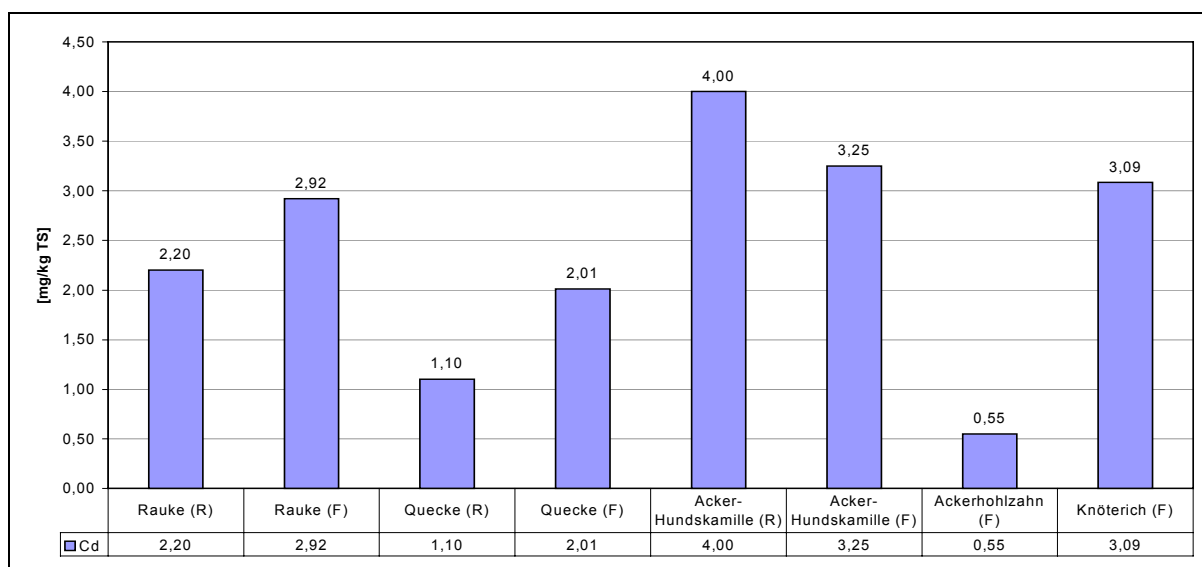
Für das Element Kupfer (Abb. 5.2) ergeben sich für die Wildpflanzengehalte im Spross kaum Unterschiede zwischen dem Fräsboden (F) und dem typischen Rieselfeldboden (R). Im ersten Jahr nach dem Fräsen zeichnet sich beim Cadmium (Abb. 5.3) ein leichter Trend zu höheren Gehalten ab. Bis auf die Acker-Hundskamille sind die Gehalte der anderen Wildpflanzen leicht erhöht. Ein deutlicher Rückgang der Gehalte im Spross lässt sich bei Zink (Abb. 5.4) erkennen. Die Gehalte gehen um 30% bis über 50% zurück. Diese Werte sind jedoch in weiteren Untersuchungen noch zu bestätigen.



(F) = Mittlere Pflanzengehalte auf dem gefrästen Boden

(R) = Mittlere Pflanzengehalte auf einem typischen Rieselfeldstandort in unmittelbarer Nähe der gefrästen Fläche

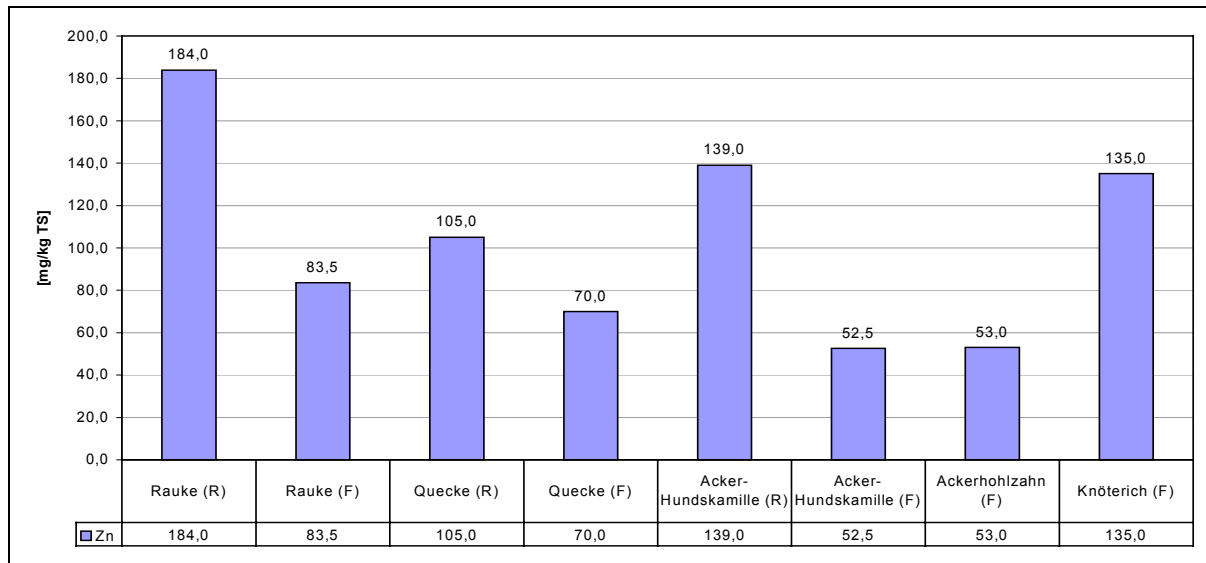
Abb. 5.2: Mittlere Cu-Gehalte [mg/kg TS] im Spross verschiedener Wildpflanzen auf den Forstflächen in Buch im Sommer 1999.



(F) = Mittlere Pflanzengehalte auf dem gefrästen Boden

(R) = Mittlere Pflanzengehalte auf einem typischen Rieselfeldstandort in unmittelbarer Nähe der gefrästen Fläche

Abb. 5.3: Mittlere Cd-Gehalte [mg/kg TS] im Spross verschiedener Wildpflanzen auf den Forstflächen in Buch im Sommer 1999.



(F) = Mittlere Pflanzengehalte auf dem gefrästen Boden

(R) = Mittlere Pflanzengehalte auf einem typischen Rieselfeldstandort in unmittelbarer Nähe der gefrästen Fläche

Abb. 5.4: Mittlere Zn-Gehalte [mg/kg TS] im Spross verschiedener Wildpflanzen auf den Forstflächen in Buch im Sommer 1999.

Schlussfolgerungen zum Wildpflanzenaufreten

Im ersten Jahr der Wiederbesiedlung der Fläche lässt sich eine deutliche Dominanz der Rauke (*Sisymbrium spec.*) feststellen, die einen Deckungsgrad über die Fläche von ca. 50% ausmachte. Die Dominanz der Quecke war im ersten Jahr der Wiederbesiedlung nicht besonders stark ausgeprägt. Lediglich im Transektbereich von "T12" bis "T16" (Meter 110 bis 150) war die Quecke wieder dominant. Es zeigt sich, dass die Lehmdeckschicht vor dem Fräsen hier kürzere Zeit lag, als auf der restlichen Fläche (weniger als drei Monate). Die Rhizome waren nicht vollständig abgestorben. Neben der Konkurrenz zur Quecke haben andere Wildpflanzen hier anscheinend auch Probleme mit höheren Schwermetallgehalten als auf der restlichen Fläche. Entlang des übrigen Transekts ist die Quecke stark zurückgedrängt worden. Es besteht jedoch nach wie vor die Gefahr, dass die Quecke aus den umliegenden Flächen wieder einwächst und über die nächsten Jahre über Rhizome sukzessive an Dominanz gewinnt, wenn keine Konkurrenz aufgebaut wird. Die gute und rasche natürliche Begrünung im ersten Jahr sollte zur Unterstützung der Wildpflanzenpopulation weiter gefördert werden.

6.0 Bestimmung der biologischen Aktivität mittels CO₂-Atmungsmessung

Um die Auswirkungen auf den mit Lehmauftrag bedeckten und gefrästen Rieselfeldboden zu untersuchen, wird anhand bodenbiologischer Summenparameter die biologische Aktivität im Boden untersucht. Die Aktivität des Bodenlebens gibt Aufschluss darüber, wie schnell eine Wiederbesiedlung des Bodens erfolgt bzw. wie stark die Bodenlebewesen durch den Eingriff beeinträchtigt sind.

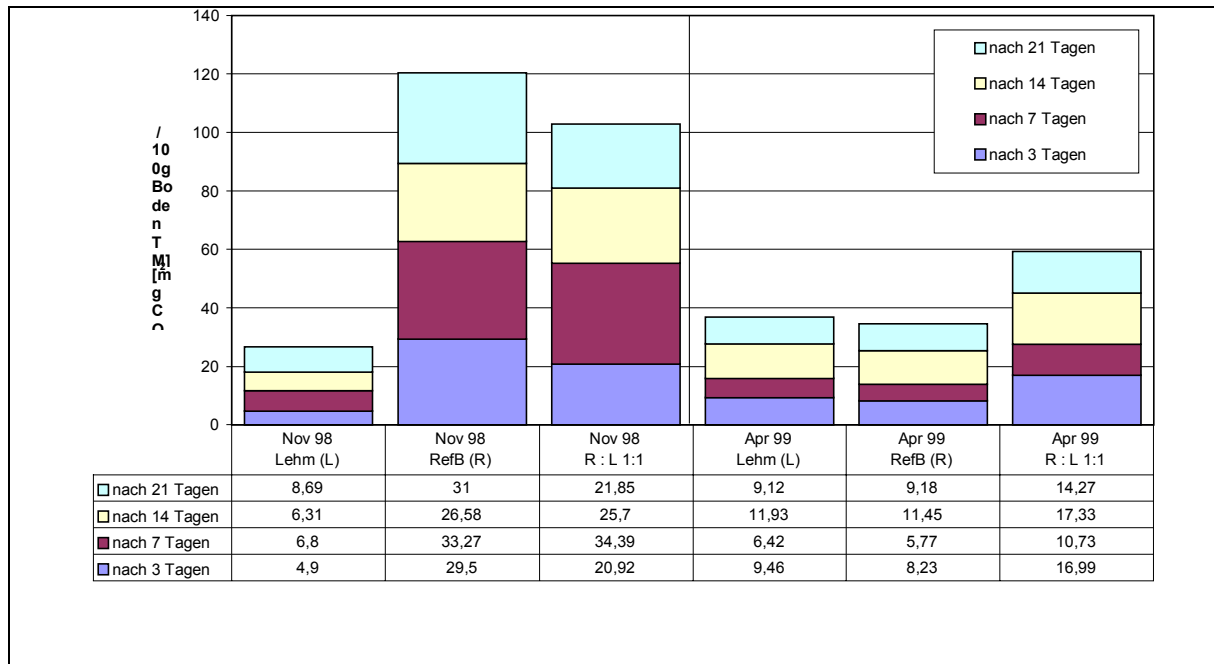
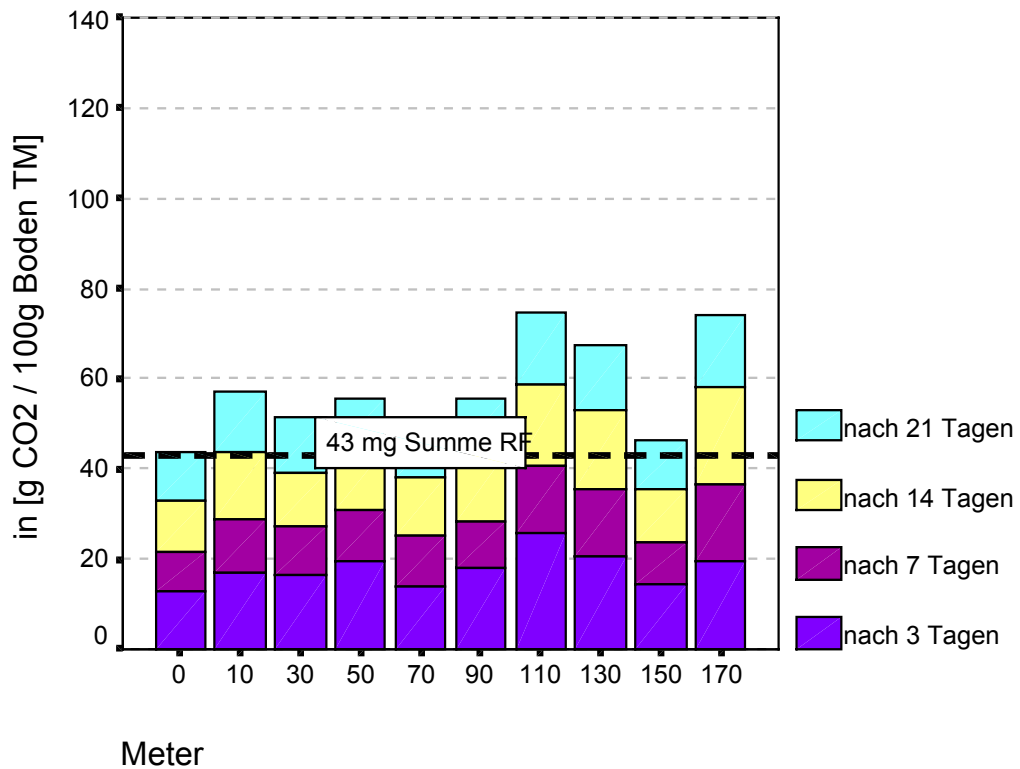


Abb. 6.1: CO₂-Freisetzung (Bodenatmung) im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischung im Verhältnis 1 : 1, im November 1998 nach Ende des Versuchs und im April 1999 zu Versuchsbeginn.

Die Bodenatmung (Abb. 6.1), als eine wichtige Maßzahl der biologischen Aktivität, zeigt im zweiten Jahr der Untersuchung eine Verbesserung der Mischung 1 : 1 im Vergleich zum Rieselfeldboden. Die biologische Aktivität des Lehmbodens ist aufgrund der besseren Sorptionsverhältnisse für Feuchtigkeit und Nährstoffe im Vergleich zum Vorjahr erhöht. Die bessere biologische Aktivität des Lehmbodens ist auch die Ursache für die erhöhte CO₂-Atmung der Mischung. Die Probenahme erfolgte im November 1998 und im April 1999. Daher ist die Bodenatmung im April insgesamt auf einem geringeren Niveau als im November des Vorjahres.

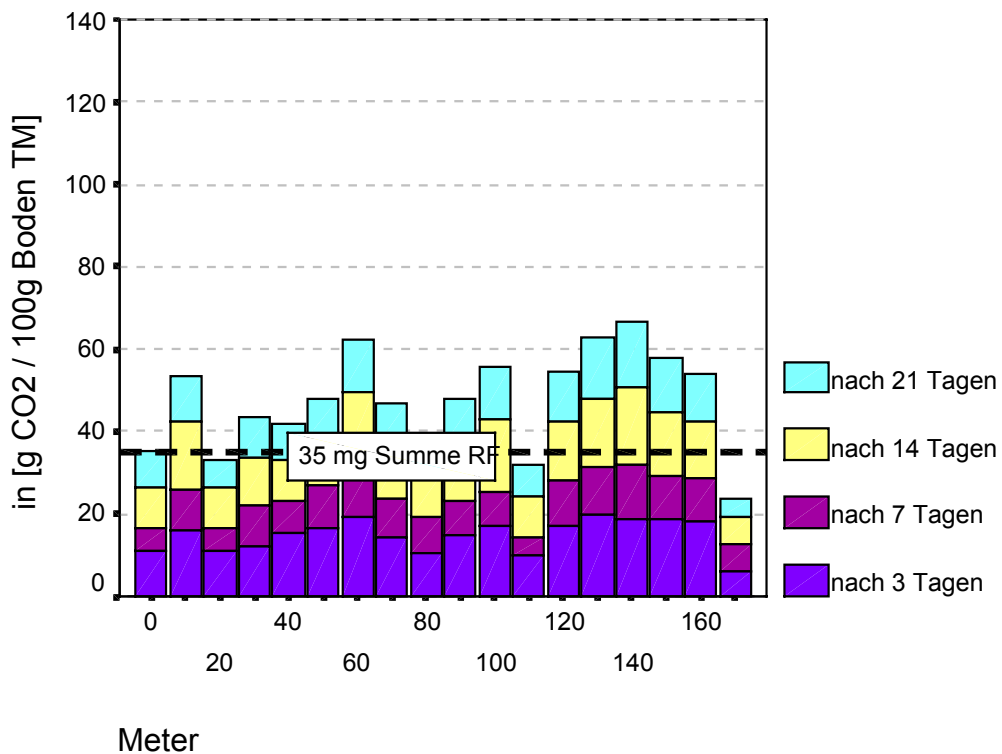
Neben Laboruntersuchungen im Gefäßversuch wurden Bodenproben entlang des Transekts "T" auf den Forstflächen in Buch untersucht. Messungen entlang eines Transekts geben gute Hinweise auf die Heterogenität in der Fläche.

Die folgenden Abbildungen 6.2 bis 6.5 zeigen Untersuchungsergebnisse entlang des Transekts "T" an zwei verschiedenen Messterminen. Die Ergebnisse der dritten Messung vom Oktober 1999 werden im Dezember vorliegen. Untersucht wurden die CO₂-Atmung und der Celluloseabbau an den Messpunkten. Die Bezugslinien in den Abbildungen zeigen zum Vergleich die gemessenen Werte an einem typischen Rieselfeldboden, in unmittelbarer Nähe zum untersuchten Transekt.



RF= typischer Rieselfeldboden in unmittelbarer Nähe zum Transekt

Abb. 6.2: CO₂-Freisetzung (Bodenatmung) an Messpunkten des Transekts "T" auf den Forstflächen in Buch, im April 1999.



RF= typischer Rieselfeldboden in unmittelbarer Nähe zum Transekt

Abb. 6.3: CO₂-Freisetzung (Bodenatmung) an Messpunkten des Transekts "T" auf den Forstflächen in Buch, im Juni 1999.

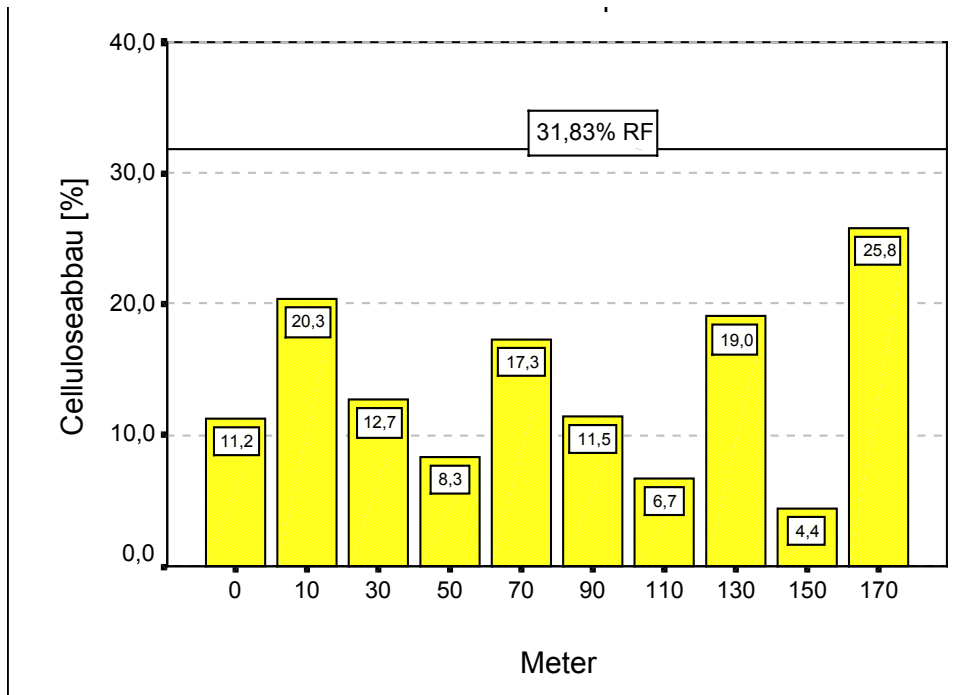


Abb. 6.4: Cellulosezersetzung an Messpunkten des Transekts "T" auf den Forstflächen in Buch, im April 1999.

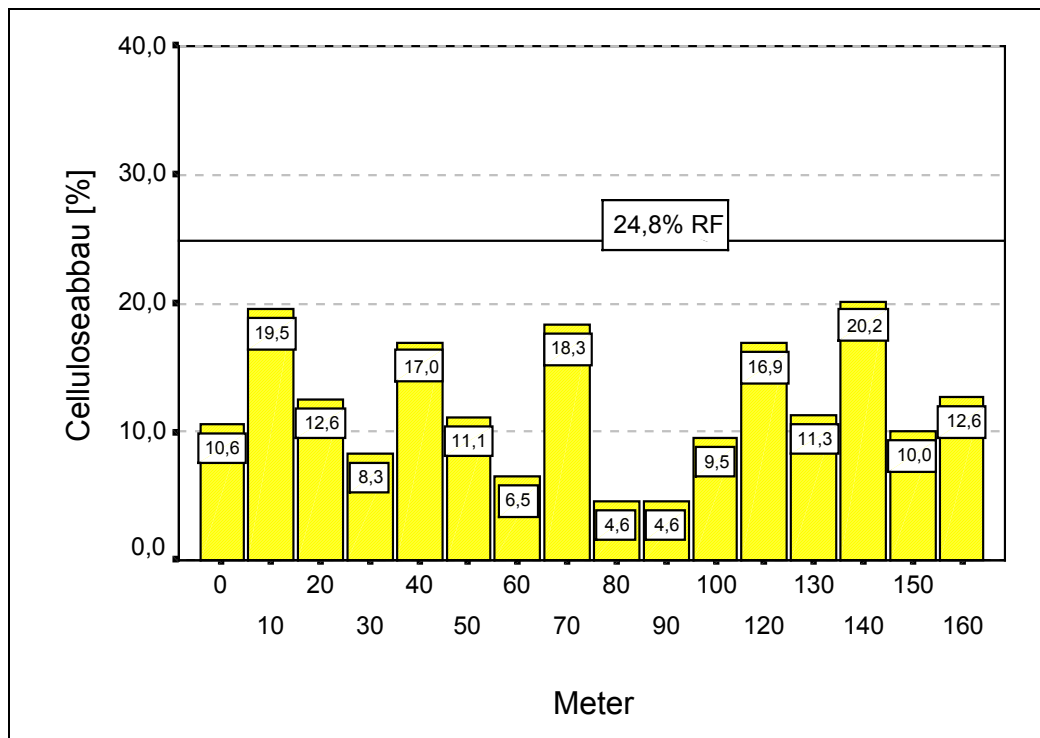


Abb. 6.5: Cellulosezersetzung an Messpunkten des Transekts "T" auf den Forstflächen in Buch, im Juni 1999.

Die Daten zur biologischen Aktivität entlang des Transekts zeigen eine insgesamt höhere Bodenatmung bei geringerem Celluloseabbau. Messpunkte mit einer höheren Atmung im Frühjahr zeigen im Sommer eine deutlich geringere Atmung. Möglicherweise ist die auf im Frühjahr veratmete Substanz zurückzuführen. Im Vergleich zu ungefräßigem Rieselfeldboden zeigt sich, dass die CO₂-Atmung auf der gefräßigten Fläche nicht zurückgegangen ist. Der Celluloseabbau ist jedoch vermindert. Diese Beeinträchtigung lässt sich vermutlich auf den

Eingriff des Fräsens zurückführen. Für eine genaue Untersuchung der Einflussfaktoren und die statistische Absicherung reichen die Daten eines Jahres nicht aus, sodass aus dem vorliegenden Datenmaterial die Ursachen hierfür nicht interpretiert werden können.

7.0 Keimrollentests mit Bodenauszügen für Toxizitätstests

Keimpflanzen reagieren auf Toxizität am deutlichsten und eignen sich daher gut als Indikator einer möglichen Gefährdung durch Schadstoffe. Zur Einschätzung des von den Schadstoffen entlang einzelner Messpunkte des Transekts "T" ausgehenden Gefährdungspotentials wurden im wässrigen Bodenauszug Senfsamen (*Sinapsis alba*) untersucht. Erfasst wurden die Hauptwurzellängen nach 4 und 8 Tagen sowie die Anzahl der Nebenwurzeln (Tab. 7.1). Durch die unterschiedlich hohe Keimfähigkeit der einzelnen Samen ist es möglich, dass das Ergebnis durch solche Ausreißer verzerrt wird. Daher wird der Keimtest mit einer hohen Anzahl an Pflanzensamen (N=50) durchgeführt. Für die statistischen Auswertungen werden die Ausreißer nicht berücksichtigt; die 5 größten und kleinsten Werte jeder Variante wurden entfernt.

Tab. 7.1: Wurzellänge [cm] und Anzahl der Haupt- und Nebenwurzeln von Senf (*Sinapsis alba*) beim Keimtest (8 d) mit Rieselfeldboden (RF), unbelastetem Lehm (L) sowie Böden aus der Bodenmischung R:L = 1 : 1 entlang des Transekts "T".

	Länge der HW		Anzahl NW/Keimpflanze	
	Mittelwert	SD	Mittelwert	SD
Kontrolle (Aqua dest.)	7,20	2,31	5,41	4,19
Lehm	7,69	3,19	7,13	5,87
RF	7,30	2,41	5,31	5,20
T 1	7,45	4,68	3,97	4,08
T 4	9,17	4,02	9,68	7,32
T 8	7,73	2,50	11,22	5,58
T12	6,41	4,46	4,29	5,13
T18	6,82	3,06	3,62	4,15

Legende: HW = Hauptwurzel; NW = Nebenwurzel; SD = Standardabweichung

Die folgenden Abbildungen 7.1 und 7.2 zeigen die Auswertungen für die Länge der Hauptwurzel nach 4 und 8 Tagen sowie die Anzahl der Nebenwurzeln.

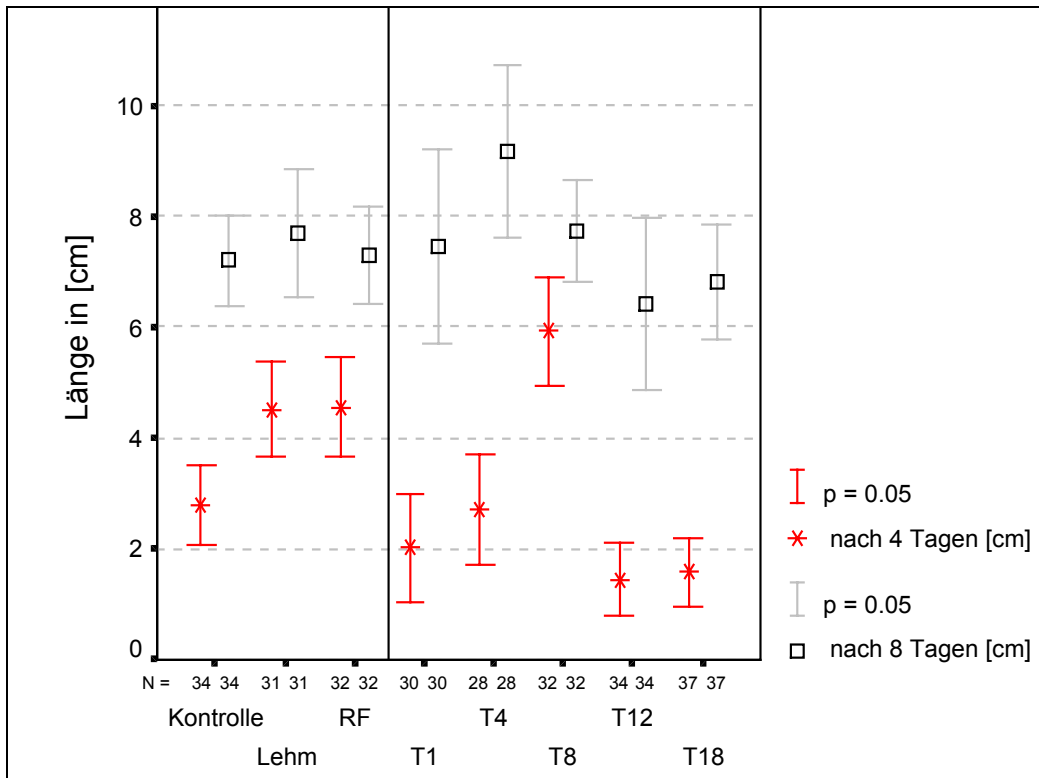


Abb. 7.1: Wurzellänge [cm] der Hauptwurzeln von Senf (*Sinapsis alba*) beim Keimtest mit Rieselfeldboden (RF), unbelastetem Lehm (L) sowie Böden aus der Bodenmischung R : L 1 : 1 entlang des Transekts "T", nach 4 und 8 Tagen.

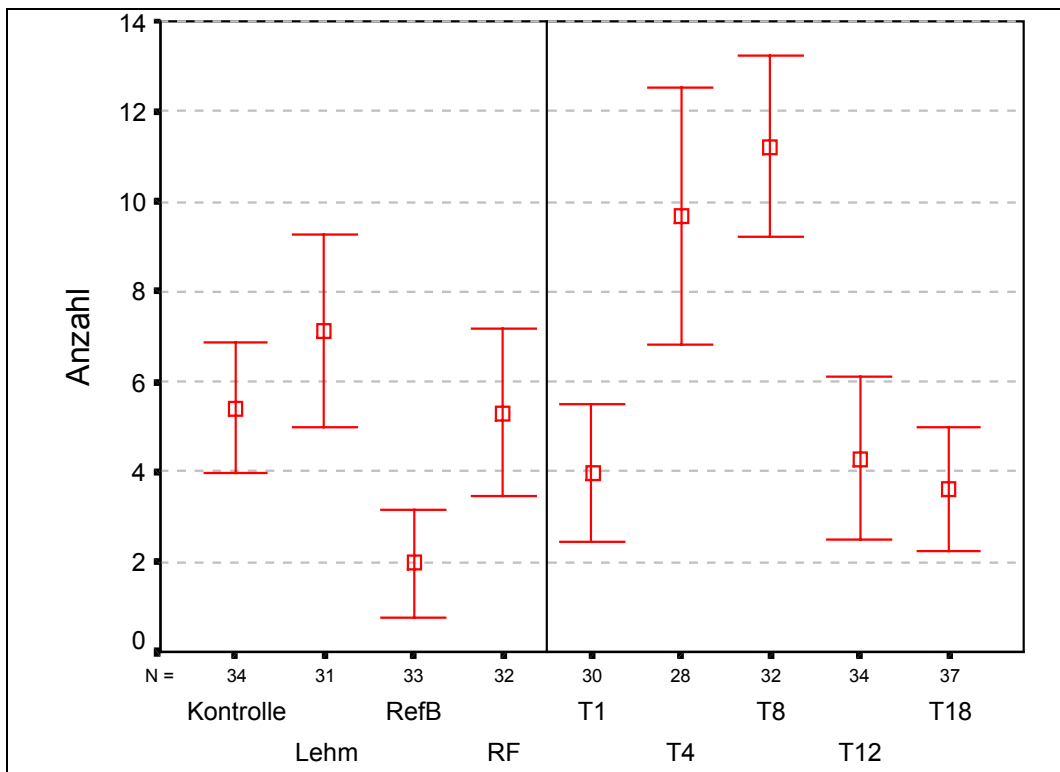


Abb. 7.2: Anzahl der Nebenwurzeln von Senf (*Sinapsis alba*) beim Keimtest mit Rieselfeldboden (RF), unbelastetem Lehm (L) sowie Böden aus der Bodenmischung R : L 1 : 1 entlang des Transekts "T", nach 8 Tagen.

Ein gesicherter Zusammenhang zwischen dem Haupt- und Nebenwurzellängenwachstum und der Schwermetallbelastung im Boden der jeweiligen Varianten lässt sich nicht nachweisen. Die Anzahl der Nebenwurzeln zeigten ebenfalls keine gesicherten Unterschiede. Dennoch zeigten sich bei der Messung nach 4 Tagen, dass die Wurzellänge auf den höher belasteten Transektpunkten zwischen T12 und T18 (110 bis 170 m) verkürzt ist. Die geringere Anzahl von Nebenwurzeln in diesem Abschnitt könnte ebenfalls ein Indiz für eine erhöhte Belastung sein. Gesicherte Aussagen lassen sich aber erst nach weiteren Messungen treffen.

8.0 Gefäßversuche zum Boden-Pflanze Transfer von Schwermetallen

In 6 Liter Mitscherlich-Gefäßen bei 60% WK wurden in einer Vegetationshalle, vor natürlichem Niederschlag geschützt, am Institut für Ackerbausysteme Laborversuche an verschiedenen Böden und Pflanzen vorgenommen. Alle Pflanzen erhielten zu Beginn des Versuchs eine bewährte einheitliche Düngung 0,5g N : 0,2g P : 0,5g K / 6 kg Mitscherlich-Gefäß.

Die Wirkung der Ausgangsböden Rieselfeld- und Lehmboden, deren Mischungsvarianten sowie Mischungen durch Zugabe von Tonmineralen (Bentonit) auf die Ertragsbildung und auf den Schwermetalltransfer wurden versuchsbegleitend in Vegetationsversuchen an Senf (*Sinapsis alba*) und Sonnenblumen (*Heliantus annuus*) untersucht. Die Versuche wurden jeweils zum Zeitpunkt der maximalen Biomasseproduktion, kurz vor der Blüte, ausgewertet.

Aus dem ursprünglichen Versuchsansatz wurden nach Abschluss des Vegetationsversuches mit Senf zwei Varianten mit den höchsten Bentonitzugaben herausgenommen. Der Tongehalt war durch die Zugabe von 67g Bentonit / kg Boden so stark erhöht, dass die Pflanzen durch Staunässe und Nährstoffmangel stark beeinträchtigt waren.

Der Verdünnungseffekt für Cadmium und Kupfer beträgt bei einem Mischungsverhältnis Rieselfeld (R):Lehm (L) = 1 : 1 etwa 30%, bei Zink und Nickel etwa 25%. Auffällig ist der leicht ansteigende Schwermetallgehalt der beiden Mischungsvarianten unter Zugabe von Bentonit. Die höheren Gehalte liegen innerhalb der Fehlergrenze und sind möglicherweise durch den pH-Wert Anstieg verursacht. Eine Belastung des Bentonits mit Schwermetallen wurde vor Versuchsbeginn ausgeschlossen (Tab. 8.1).

Tab. 8.1: Schwermetallgesamtgehalte (Königswasserauszug) im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.

Bodenmischung	PH-Wert [CaCl ₂]	Schwermetallgesamtgehalte im Boden [mg/kg]					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Lehm (L)	7,55	0,09	n.n.	7,60	n.n.	n.n.	46,25
RefB (R)	5,49	4,25	255,50	54,75	18,00	60,75	224,25
R : L 1:1	6,96	3,03	145,75	36,00	13,75	46,75	164,50
R : L 2:1	6,74	3,28	181,25	42,00	14,63	47,75	176,50
RefB+ B1	6,04	4,27	252,25	54,00	17,75	61,50	221,75
RefB+ B2	6,60	4,38	265,25	56,25	18,50	65,50	225,00

Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden.

Tab. 8.2: Vorsorgewerte für Böden nach § 8 Abs. 2 Nr.1 des Bundesbodenschutzgesetzes

	Vorsorgewerte in [mg/kg TS], Feinboden, Königswasseraufschluss					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Bodenart Ton	1,5	100	60	70	100	200
Bodenart Lehm/Schluff	1	60	40	50	70	150
Bodenart Sand	0,4	30	20	15	40	60

Die Vorsorgewerte der BBodSchV vom 18.06.1999 (Bodenart Sand) werden nach dem Mischen mit Ausnahme des Elements Nickel nicht erreicht.

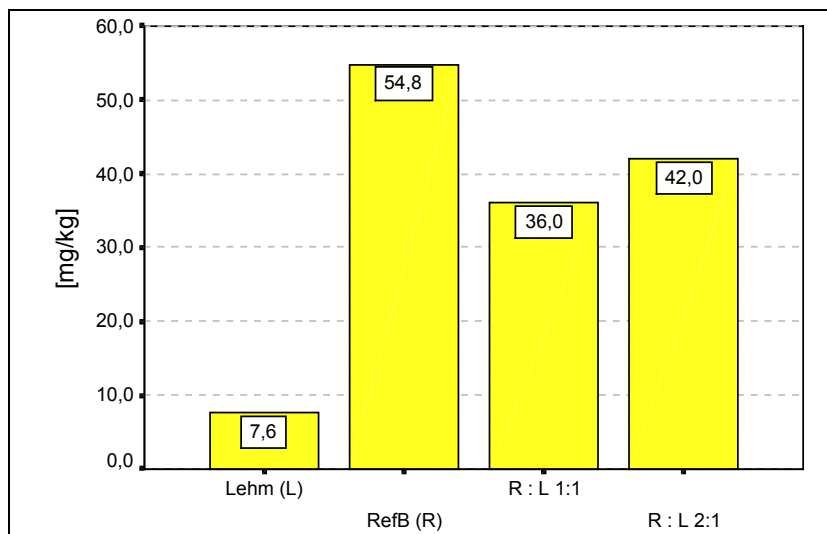


Abb. 8.1: Cu-Gesamtgehalte im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen.

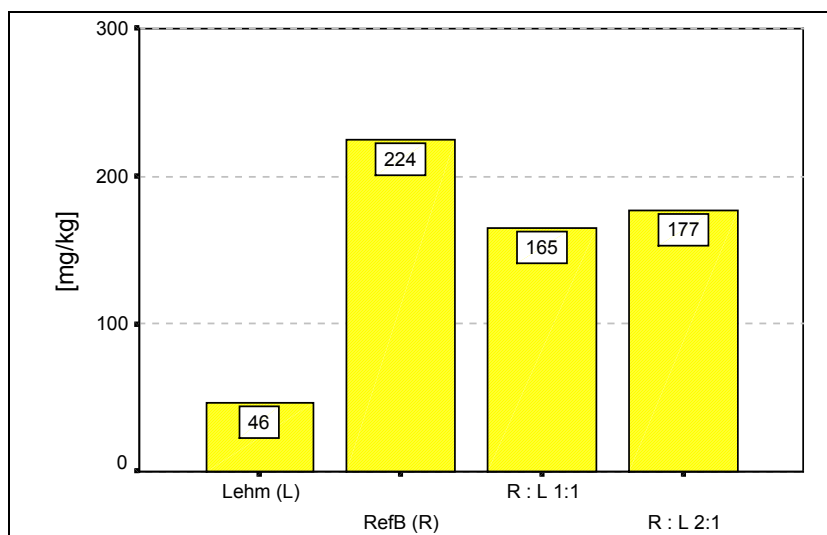


Abb. 8.2: Cu-Gesamtgehalte im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen.

Für die Beurteilung der Wirksamkeit Sicherungsmaßnahme durch die Beimengung von unbelastetem, sorptionsstarkem Bauaushub sind Angaben über veränderte Schwermetallmobilität sowie dem Boden-Pflanze Transfer von größerer Bedeutung (vgl. Tab. 8.1).

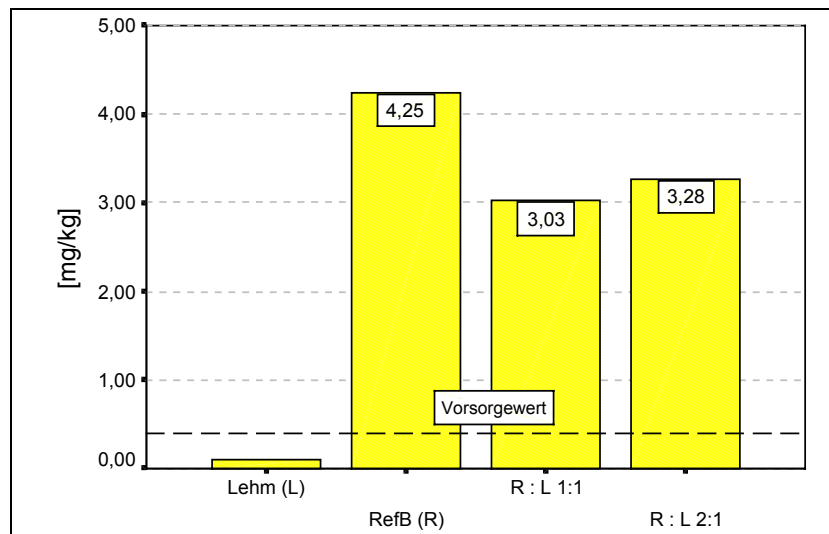


Abb. 8.3: Cd-Gesamtgehalte im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen. Die Bezugslinie kennzeichnet den Vorsorgewert für die Bodenart Sand der BBodSchV vom 18.06.1999.

Die Auswertungen der pflanzenverfügbaren Gehalte im Boden zeigen je nach untersuchtem Element sehr unterschiedliche Werte für die mobile- (Ammoniumnitrat) und die leicht nachlieferbare (Ammoniumacetat) Fraktion. Beim Kupfer liegen die Gehalte der mobilen- und der leicht nachlieferbaren Fraktion in ungefähr gleichen Mengenanteilen vor. Bei Nickel liegt bei den Mischungsvarianten mit Lehm der pflanzenverfügbare Anteil annähernd vollständig in mobiler Form vor; wohingegen bei der Zugabe von Bentonit 50% bis 100% der Ni-Gehalte in der leicht nachlieferbaren Fraktion zu finden sind. Beim Zink zeigt sich ein deutlich unterschiedliches Verhalten. Nach dem Mischen des Rieselfeldbodens liegen die pflanzenverfügbaren Anteile fast ausschließlich in mobiler Form vor. Lediglich bei geringer Zugabe von Bentonit finden sich ca. 40% in der leicht nachlieferbaren Fraktion.

Tab. 8.3: Mobile (NH_4NO_3 -Extrakt) und leicht nachlieferbare (NH_4OAc -Extrakt) Schwermetallgehalte sowie Gehalte im Senfspross im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen bzw. Zugabe von Bentonit.

Bodenmischung	lösliche* Schwermetallgehalte** [mg/kg]					Schwermetallgehalte** im Senfspross [mg/kg TS]			
	pH-Wert [CaCl ₂]	Cd	Cu	Ni	Zn	Cd	Cu	Ni	Zn
Lehm (L)	7,55	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,14	3,72	n.n.	53,41
RefB (R)	5,49	n.n.	1,06	2,80	19,70	7,04	11,46	12,94	927,39
R : L 1:1	6,96	n.n.	0,57	n.n.	3,70	3,13	7,05	n.n.	196,56
R : L 2:1	6,74	n.n.	0,75	,90	5,40	4,30	7,68	n.n.	246,27
RefB+ B1	6,04	n.n.	0,88	1,40	11,35	4,83	6,59	4,09	397,92
RefB+ B2	6,60	n.n.	0,87	1,05	6,50	5,13	5,00	n.n.	260,56

Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden

* mobile + leicht nachlieferbare Fraktion nach Brümmer

** Die Gehalte für Blei und Chrom lagen unterhalb der Nachweisgrenze

Anhand der Daten lässt sich eine gute Beziehung von Pflanzenverfügbarkeit und dem Pflanzengehalt nachweisen (Abb. 8.4 bis 8.6). Auffällig sind die erhöhten Pflanzengehalte der

Bentonitvarianten für die Elemente Cadmium und Zink. Durch die Beimengung von Bentonit kann durch die Bildung ungeladener metallorganischer oder ungeladener Sulfato- und Carbonato-Komplexe im Boden die Pflanzenverfügbarkeit erhöht sein. Dies würde dann gleichzeitig auch eine erhöhte Mobilität der metallorganischen Verbindungen bedeuten. Der Einfluss der Verfügbarkeit von Schwermetallen auf mit Bentonit dotierten Rieselfeldböden muss in Laborversuchen weiter beobachtet werden. Insbesondere das unterschiedliche Verhalten der Rieselfeld : Lehm-Bodenmischungen und der Bentonit Zugabe.

Die löslichen Cd-Gehalte lagen bei allen Bodenvarianten und deren Mischungsvarianten unterhalb der Nachweisgrenze. Die löslichen Cu-Gehalte waren bei der Mischung von Rieselfeldboden (R) mit Lehm (L) im Verhältnis 1:1 nachweislich am Geringsten. Die Mischungen mit Bentonit erbrachten eine signifikant geringere Reduktion der Cu-Gehalte. Die signifikante Überlegenheit der R:L = 1:1 Mischungsvariante lässt sich auch für die Elemente Nickel und Zink nachweisen. Auch hier konnte die schlechtere Leistung der Bentonitvarianten gesichert nachgewiesen werden.

Die Lehmmischungen zeigen einen besseren Effekt bei der Immobilisation der untersuchten Schwermetalle gegenüber den Bentonitvarianten. Erst bei einer erhöhten Zugabe von Bentonit lässt sich eine Tendenz zur verringerten Mobilität nachweisen, wobei bei diesen hohen Beimengungen das Pflanzenwachstum bei Senf (*Sinapis alba*) negativ beeinflusst wurde.

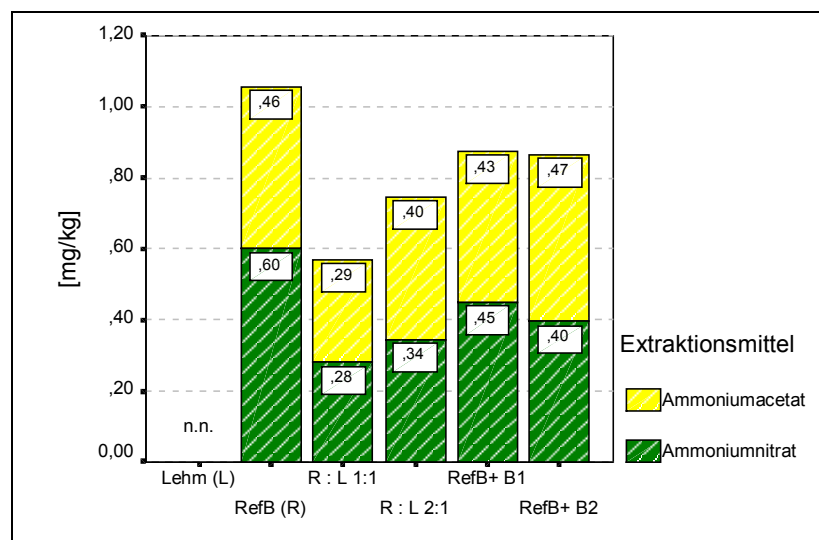
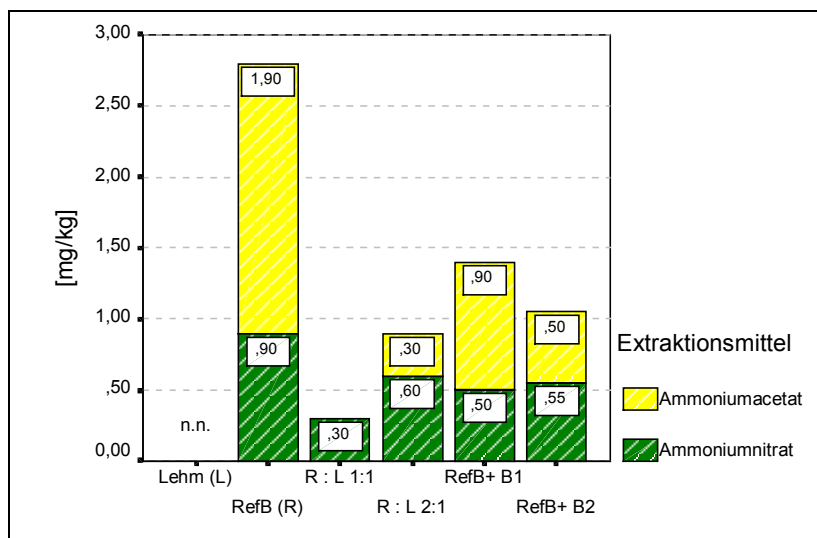


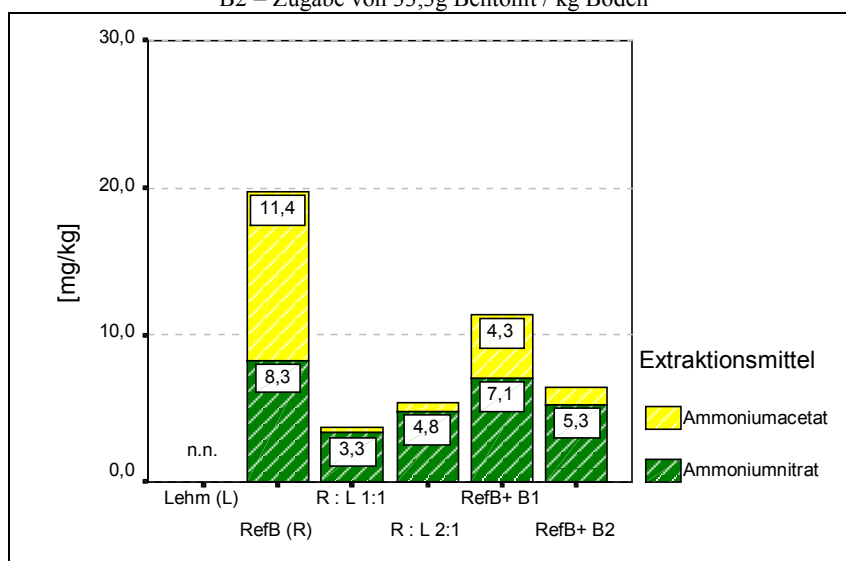
Abb. 8.4: Mobile (NH_4NO_3 -Extrakt) und leicht nachlieferbare (NH_4OAc -Extrakt) Cu-Gehalte im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.



Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden

Abb. 8.5: Mobile (NH_4NO_3 -Extrakt) und leicht nachlieferbare (NH_4OAc -Extrakt) Ni-Gehalte im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.

Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden

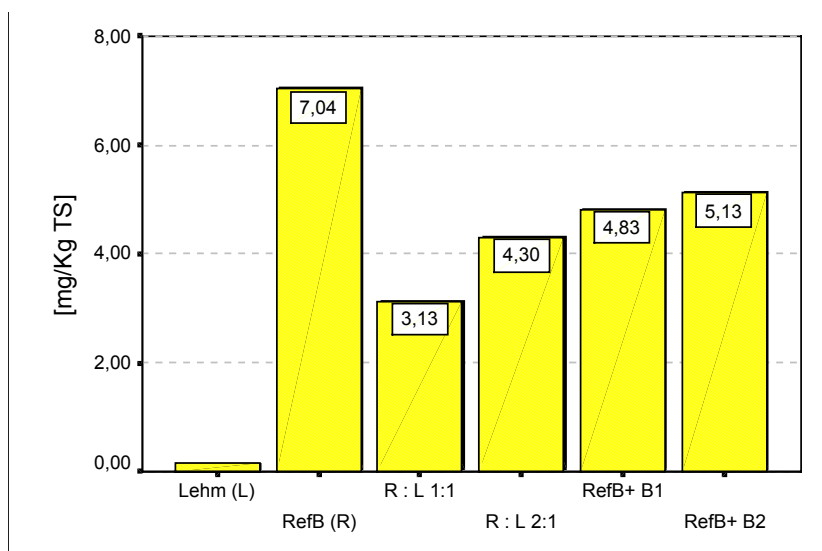


Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden

Abb. 8.6: Mobile (NH_4NO_3 -Extrakt) und leicht nachlieferbare (NH_4OAc -Extrakt) Zn-Gehalte im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.

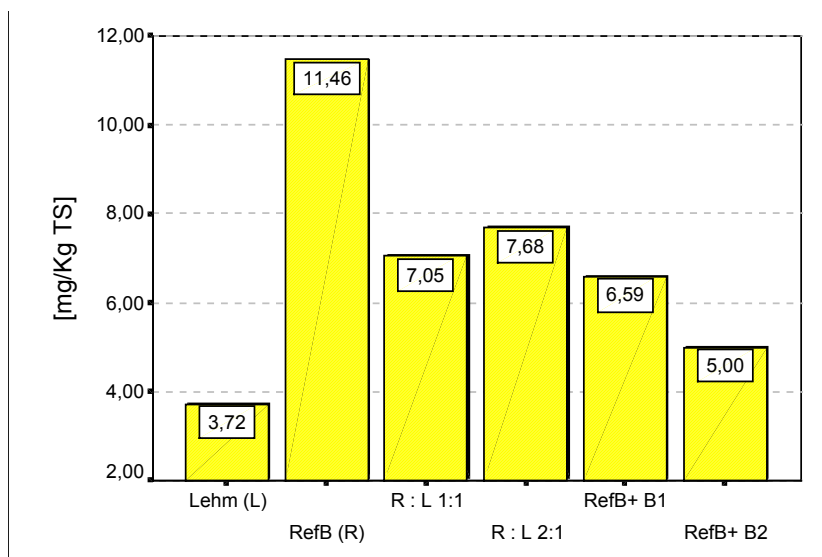
Die Untersuchungen am Pflanzenspross bei Senf (*Sinapsis alba*) zeigen eine enge Beziehung zwischen der Höhe der Lehm- bzw. Bentonitzugabe zum Rieselfeldboden und den gemessenen Schwermetallgehalten. Je höher die Beimengung ausfällt, desto geringer sind die gemessenen Pflanzengehalte (s. Abb. 8.7 bis 8.9). Bei den Elementen Cd und Zn konnte eine Überlegenheit der R:L = 1:1 Mischungsvariante durch signifikant geringere Pflanzengehalte nachgewiesen werden.

Insgesamt fallen die Unterschiede der verschiedenen Mischungsvarianten bei den Pflanzengehalten nicht so deutlich aus. Die Unterschiede zwischen Lehm und einem typischen Rieselfeldboden sowie zwischen den Mischungsvarianten sind zwar statistisch gesichert nachweisbar, Unterschiede zwischen den einzelnen Mischungsvarianten untereinander lassen sich jedoch nicht immer absichern. Die folgenden Abbildungen stellen die unterschiedlichen Schwermetallgehalte im Senfsspross dar. Unter jeder Abbildung sind die signifikant ($p=0.05$) verschiedenen Untergruppen dargestellt.



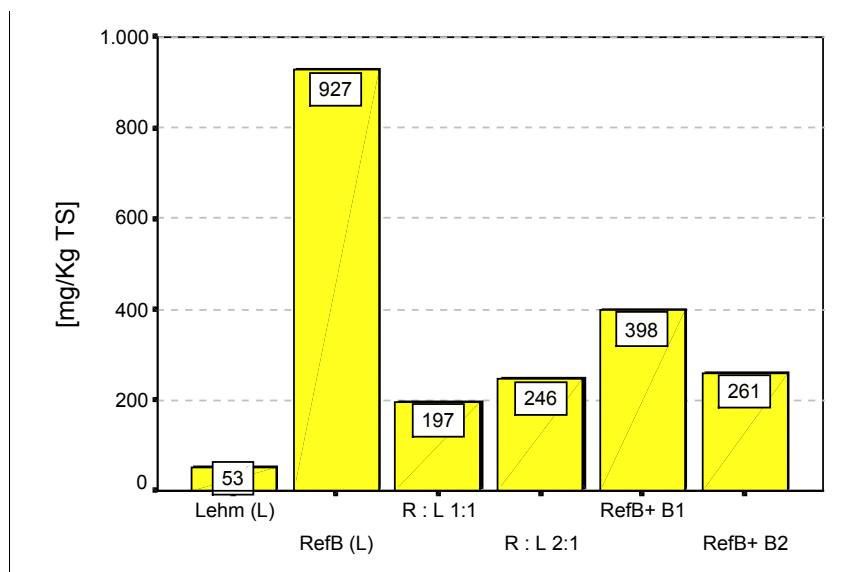
Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden
 Signifikante ($p: 0.05$), homogene Untergruppen der Pflanzenkonzentration
 $L < R:L = 1:1 < R:L = 2:1, RefB+B1, RefB+B2 < RefB$

Abb. 8.7: Cd-Gehalte im Senfsspross; Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.



Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden
 Signifikante ($p: 0.05$), homogene Untergruppen der Pflanzenkonzentration
 $L < RefB+B2 < R:L = 1:1 < R:L = 2:1, RefB+B1 < RefB$

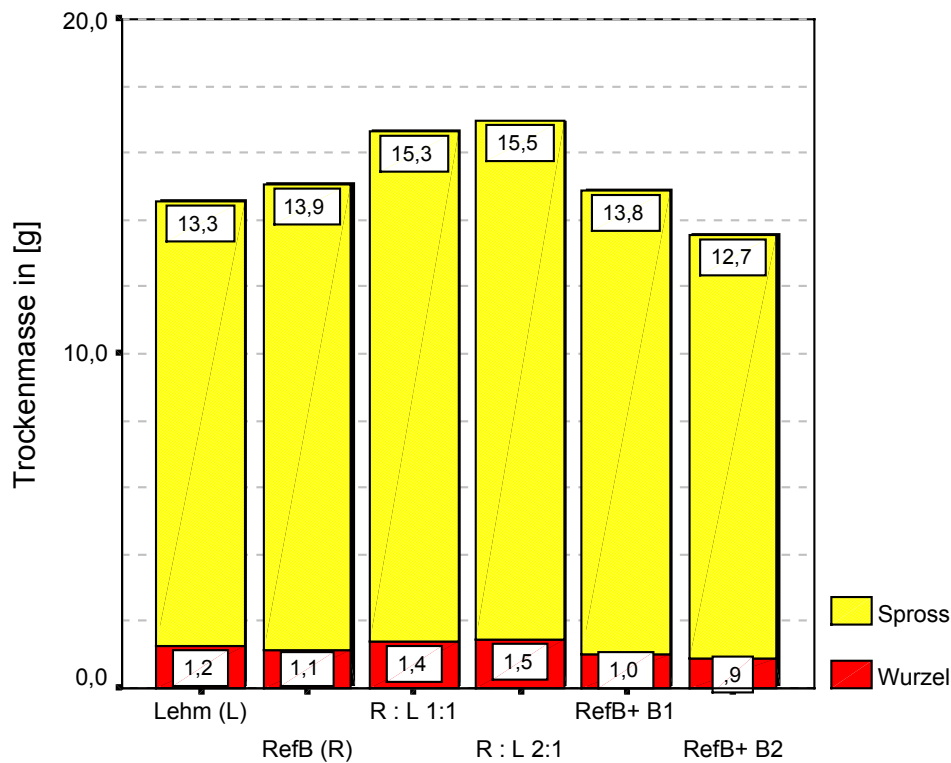
Abb. 8.8: Cu-Gehalte im Senfsspross; Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.



Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden;
 B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden
 Signifikante ($p: 0.05$), homogene Untergruppen der Pflanzenkonzentration
 $L < R:L = 1:1 < R:L = 2:1, RefB+B1, RefB+B2 < RefB$

Abb. 8.9: Zn-Gehalte im Senfsspross; Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.

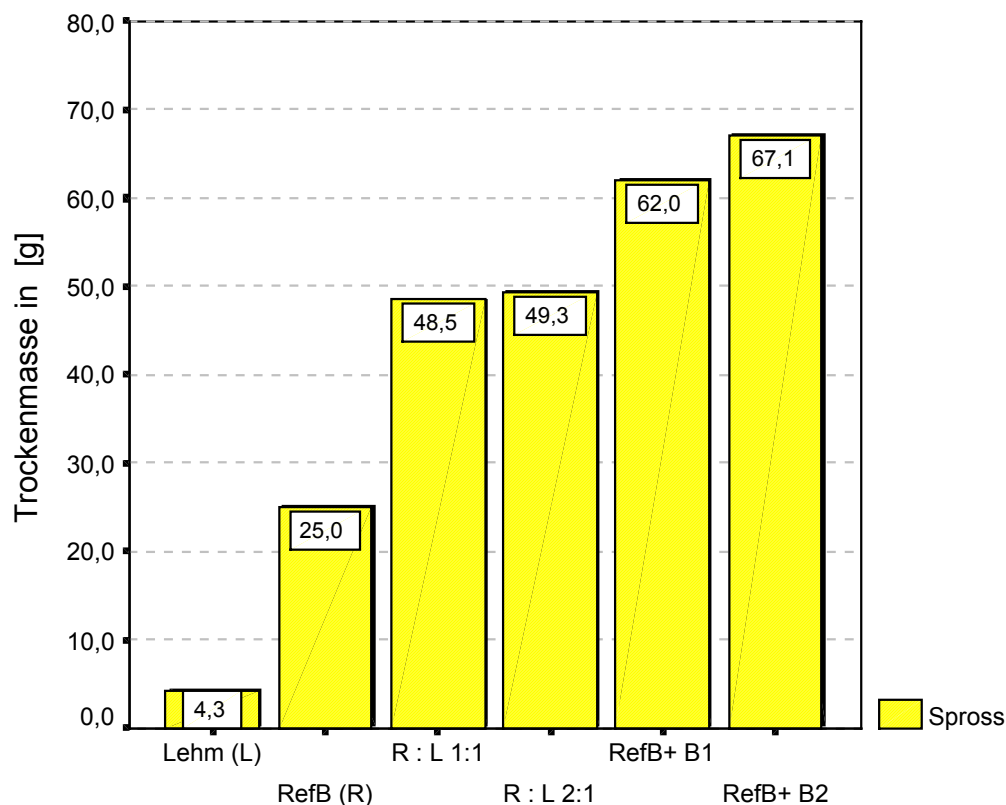
Die Wirkung der Mischungsvarianten auf die Ertragsbildung wurden versuchsbegleitend in Vegetationsversuchen an Senf und Sonnenblumen untersucht. Bei Senf zeigten sich signifikante Unterschiede von Lehm zu den beiden Mischungsvarianten Rieselfeld (R) und Lehm (L) im Verhältnis 1 : 1 und 2 : 1 (Abb. 8.10). Der Rieselfeldboden wies signifikant geringere Erträge gegenüber den beiden Mischungsvarianten R : L im Verhältnis 1 : 1 und 2 : 1 auf. Durch Zugabe von Bentonit wurden bei B1 (16,6g/kg) keine gesicherten Unterschiede, bei B2 (33,3g/kg) signifikante Mindererträge zu den beiden Mischungsvarianten mit Rieselfeld- und Lehm Boden nachgewiesen. Durch die erhöhte Zugabe von Bentonit scheint der Tongehalt so stark angehoben zu werden, dass sich für das Pflanzenwachstum im Hinblick auf die Sorptionseigenschaften, die Krümelstabilität und die Verfügbarkeit von Nährstoffen bereits negative Effekte ergeben. Die genauen Auswirkungen der ausschließlichen Zugabe von Bentonit müssen in weiteren Vergleichsuntersuchungen, auch unter Langfristaspekten, noch weiter untersucht werden.



Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden

Abb. 8.10: Trockenmasseerträge von Senf im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.

Die Sonnenblumen (Abb. 8.11) reagierten deutlich empfindlicher als Senf auf die unterschiedlichen Ausgangsböden und ihre Mischungen. Die großen Ertragsunterschiede beim Lehm sind auf einen Mangel an Stickstoff zurückzuführen, der sich bei den beiden Mischungen nicht bemerkbar macht. Hier reicht die höhere Ertragsfähigkeit des Rieselfeldbodens aus, um bei verminderter Schwermetallmobilität deutlich höhere Erträge zu erzielen. Die Ertragsunterschiede zwischen den beiden Mischungsvarianten R:L = 1 : 1 bzw. 2 : 1 ließen sich nicht absichern.



Legende: RefB = mäßig belasteter Rieselfeldboden; B1 = Zugabe von 16,6g Bentonit / kg Boden; B2 = Zugabe von 33,3g Bentonit / kg Boden

Abb. 8.11: Trockenmasseerträge von Sonnenblumen im Gefäßversuch auf unbelastetem Bauaushub (Lehm), einem Rieselfeldboden, sowie deren Mischungen und Zugabe von Bentonit.

Die Gefäßversuche zur Untersuchung der Auswirkungen der verschiedenen Ausgangsböden sowie der Mischungen auf Nadel- und Laubgehölze wurden 1999 angesetzt. Die Schwermetallgesamt- und die mobilen Schwermetall-Gehalte im Boden entsprechen, zu Versuchsbeginn, den weiter oben im Text beschriebenen SM-Gehalten der Gefäßversuche an Sonnenblumen und Senf. Daten über eine veränderte Löslichkeit von Schwermetallen, der pH-Wert Entwicklung sowie Daten zu Stoffgehalten in Gehölzen werden erstmals Ende nächsten Jahres vorliegen.

9. Faunistische Untersuchungen

9.1 Vorbemerkungen und Beprobungsschema

Die (Wieder-)besiedlung des Rieselfeldboden durch Bodentiere und ihre Aktivität nach Aufbringung von unbesiedeltem Material, hier Geschiebemergel, wurde auf der überlehnten Forstabteilung 705 in Berlin-Hobrechtsfelde untersucht.

Entlang des Transektes „T“ wurden Bodenproben zur Bestimmung der Besatzdichte von Bodentieren entnommen und Köderstreifen zur Bestimmung der zootischen Fraßaktivität exponiert. Das Beprobungsschema der faunistischen Untersuchungen ist in Abb. 9.1 dargestellt.

Bodenfaunistische Untersuchungen entlang des Transektes „T“

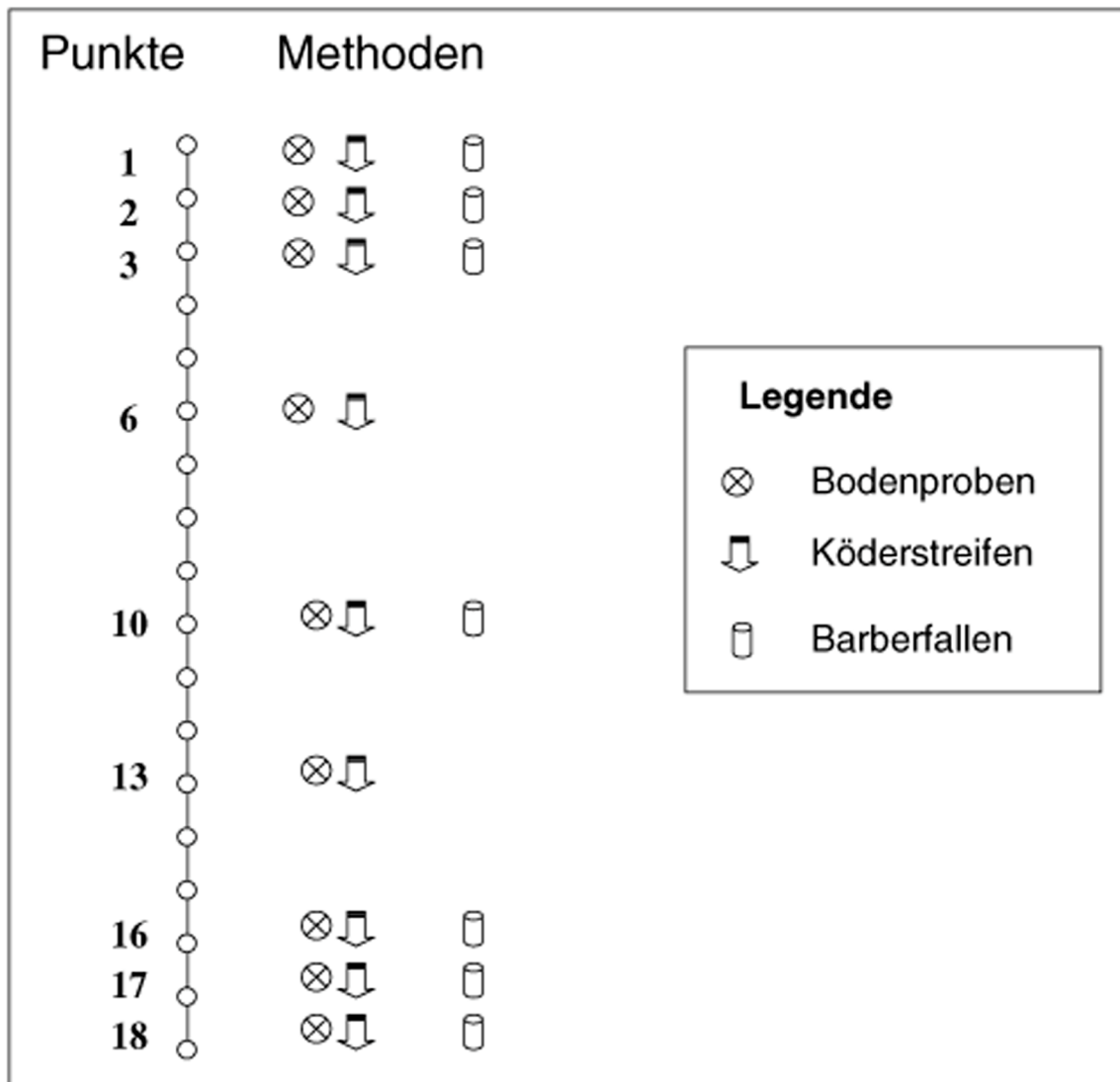


Abb. 9.1: Beprobungsschema der faunistischen Untersuchungen

Punkt 1 und 18 stellen die äußersten Beprobungspunkte des Transektes „T“ dar und befinden sich in unmittelbarer Nähe der bei Räumung der Fläche vor der Lehmausbringung aufgeschütteten Hügel, die aus Grasnarbe und oberste Bodenschicht bestehen.

Dem Beprobungsschema liegt die Annahme zugrunde, dass Bodentiere aus der zusammengetragene oberste Bodenschicht wieder in die überlehmte Fläche hineinwandern. Der faunistische Besatz der Fläche dürfte die Überlehmung und die anschließende Durchmischung des Bodens bis auf einer Tiefe von 80 cm durch eine Fräse nicht überdauert haben. Die angehäuften Grasnarbe kann ein Ausgangspunkt für eine einsetzende Besiedlung

des durchmischten Bodens sein, neben der Einwanderung aus benachbarten, unbehandelten Rieselfeldflächen.

Der Ausgangsboden entlang des Transektes „T“ unterschied sich vor der Lehmausbringung durch ein Kontaminationsgradient von Schwermetallen und organischen Schadstoffen, der von Punkt 18 -hohe Kontamination- bis zum Punkt 1 -geringere Belastung- führte.

Somit liegen für die Bodentiere unterschiedliche Vorbedingungen für eine Einwanderung vor: überschreiten die Schadstoffgehalte im unteren Transektbereich (ab Punkt 18) biologisch unbedenkliche Konzentrationen, könnte die Wiederbesiedlung des Bodens verzögert sein, verglichen mit der Besiedlungsrate der „unbelasteten“ Transektabschnitte (ab Punkt 1).

9.2 Ergebnisse

In Abb. 9.2 und Abb. 9.3 sind erste Ergebnisse zu den Fraßraten der Bodenorganismen dargestellt. Zur besseren Anschaulichkeit sind die Fraßraten für jeweils 3 Tiefen gemittelt dargestellt. Die Anzahl der gefressen Köder für alle Basisgruppen und Tiefen ist in Tab. 9.1 im Anhang aufgeführt. Abb. 9.2 zeigt die Fraßprofile der beprobten „oberen“ Transektpunkte, von 1 bis 10. In Abb. 9.3 sind die „unteren“ Transektpunkte von 10 bis 18 dargestellt. Insgesamt sind die Fraßaktivitäten entlang des Transektes T als recht niedrig einzustufen, betrachtet man den relativ langen Expositionszeitraum von 40 Tagen. Für die Böden der Rieselfelder sind jedoch niedrige Fraßraten bekannt (PIEPER et. al 1997) und müssen nicht unbedingt auf die kältere Jahreszeit und auf eine hierdurch stark verminderte biologische Aktivität zurückgeführt werden.

Die niedrige Temperaturen in den obersten Bodenzentimetern könnten jedoch für die Form der Tiefenverteilung verantwortlich sein, denn es tritt keine deutliche Staffelung der Fraßraten von höheren Werten in Oberflächennähe zu niedrigeren Aktivitäten in tieferen Bodenschichten auf. Die Probenahme im Frühjahr wird zeigen, ob die relativ gleichmäßig über die erfassten Tiefen verteilte Fraßaktivität typisch für den durchmischten Rieselfeldboden ist, oder ob eine Steigerung der bodenbiologischen Aktivität bei einer Bildung einer „organischen Auflage“ eintritt.

Die gemessenen Fraßraten unterscheiden sich zwischen den Beprobungspunkten sehr stark. Sind im oberen Transektbereich Aktivitäten von bis zu 70% zu verzeichnen (s. Transektpunkt 3, Abb. 9.2), so treten im unteren Transektbereich keine Fraßraten über 35% auf (s. Abb. 9.3).

Diese Befunde treffen nicht nur auf einzelne Beprobungspunkte zu, sondern auf größere Areale: die Aktivitäten der Punkte 1-3 liegen zwischen 25% und 70%, die der Transektpunkte 18-16 zwischen 0,5% und 35%. Die höheren Fraßraten im unteren Transektbereich sind ausnahmslos bei Punkt 16 zu verzeichnen.

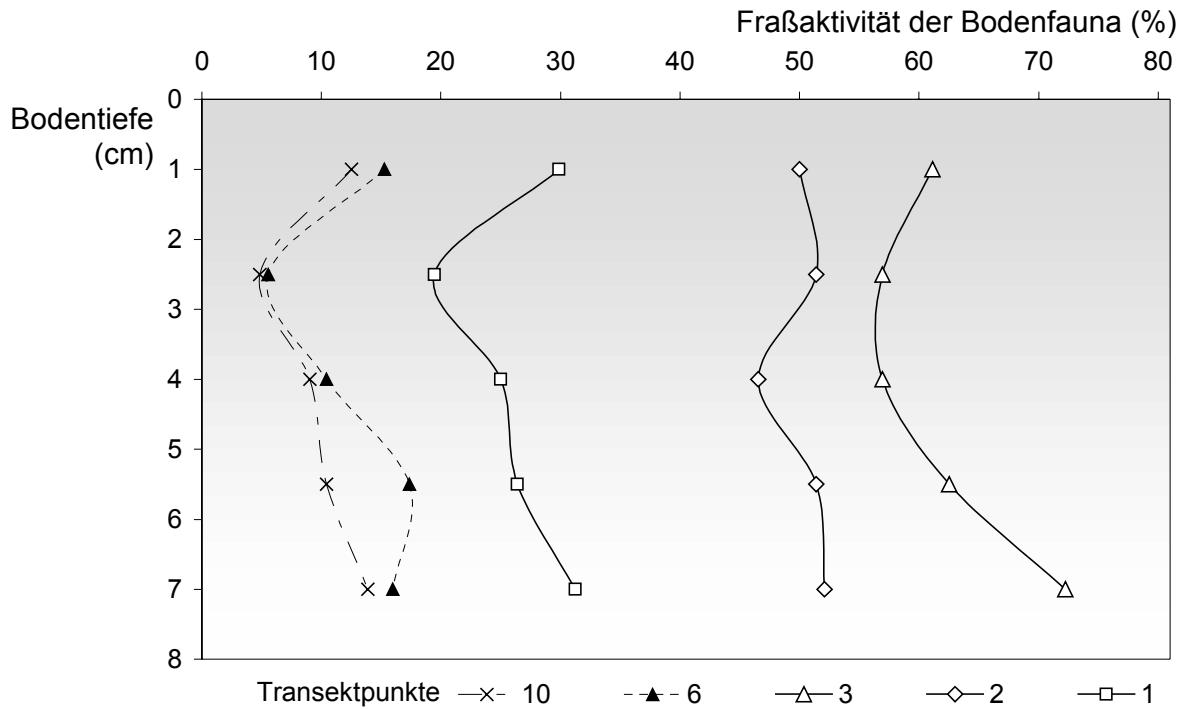


Abb. 9.2: Verteilung der Fraßaktivität im Boden der Beprobungspunkte entlang des Transektes „T“. Dargestellt sind die gemittelten Aktivitäten der Tiefen 0,5-1,5 cm; 2,0-3,5; 4,0-5,5 und 6,0-7,5 cm.

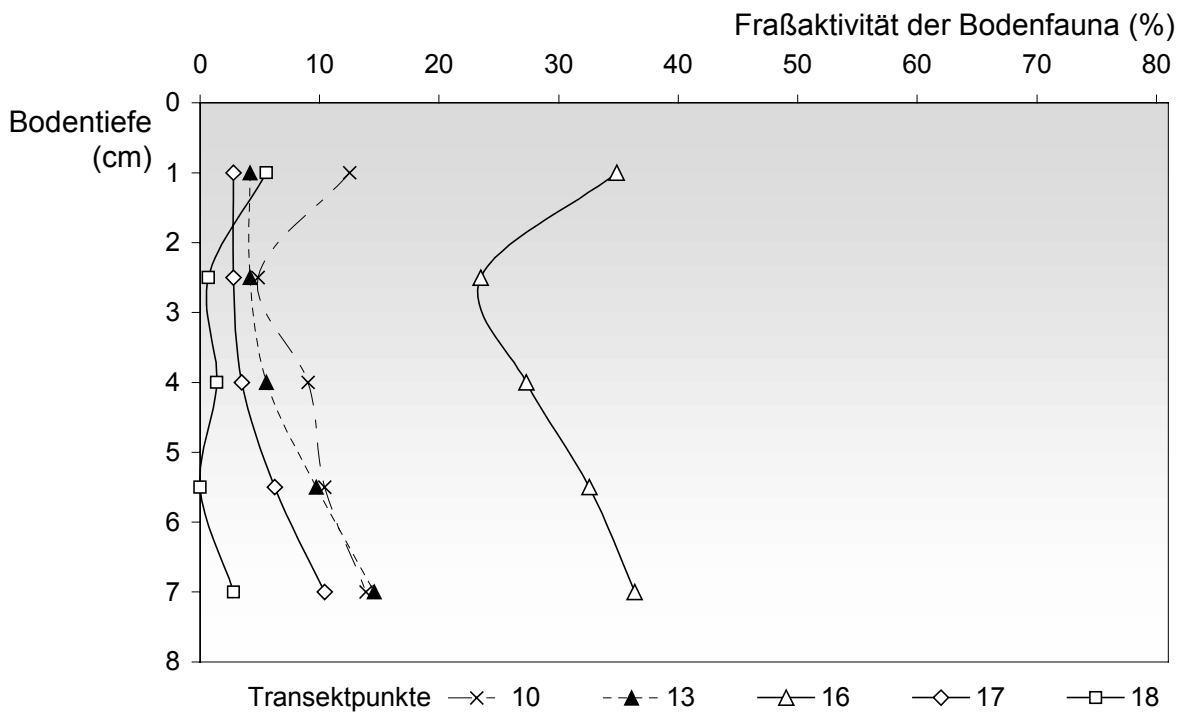


Abb. 9.3: Verteilung der Fraßaktivität im Boden der Beprobungspunkte entlang des Transektes „T“. Dargestellt sind die gemittelten Aktivitäten der Tiefen 0,5-1,5 cm; 2,0-3,5; 4,0-5,5 und 6,0-7,5 cm.

Bei der Beprobung ist die unterschiedliche Dichte des Oberbodens entlang des Transektes „T“ aufgefallen. Hierauf, und nicht nur auf die unterschiedlichen Schwermetallgehalte, könnten die Unterschiede in der Fraßaktivität der Bodenorganismen beruhen. Auch spielen Feuchte und Pflanzenbewuchs der Kleinareale eine große Rolle bei der Besiedlung und Aktivität der Bodenorganismen.

Die weitere Charakterisierung wichtiger bodenkundlicher Parameter, die Bestimmung der Tierbesiedlung entlang des Transektes sowie insbesondere die gemeinsame Auswertung der Ergebnisse werden die Benennung der wichtigsten Faktoren ermöglichen, die für die Ausprägung der bodenbiologischen Aktivität verantwortlich sind. Eine monokausale Abhängigkeit biologischer Parameter von einzelnen abiotischen Faktoren ist gewiss nicht zu erwarten.

10. Zusammenfassung und Ausblick

Als Folge der Überlehmung deuten sich nach nunmehr knapp zwei Jahren Effekte in der Grundwasserchemie an. Nach einem leichten Säureschub zu Beginn der Maßnahme liegen die pH-Werte nun wieder im Neutralbereich. Die elektrischen Leitfähigkeiten sind parallel mit den Alkali- und Erdalkalikonzentrationen angestiegen. Der Eintrag dieser basischen Kationen hat zu einer Immobilisation von Schwermetallen geführt. Im Grundwasser ist eine Reduzierung von Kupfer zu erkennen. Auch für Blei deutet sich schon eine Tendenz zu niedrigeren Werten an. Die Oberflächengewässer zeigen eine ähnliche Tendenz.

Die Auswirkung der Überlehmung ist auch bei den Schwermetallkonzentrationen in den Wildpflanzen zu erkennen, welche zusätzlich zum beauftragten Untersuchungsprogramm durchgeführt wurden. Die Konzentrationen von Zink sind deutlich zurück gegangen, bei Kupfer und Cadmium ist keine einheitliche Tendenz zu erkennen.

Die biologische Aktivität mit dem Summenparameter Bodenatmung zeigt im zweiten Jahr der Untersuchung eine Verbesserung im Vergleich zum ursprünglichen Rieselfeldboden. Die Aktivität ist aufgrund der besseren Nährstoff- und Wasserversorgung sowie der geringeren verfügbaren Schwermetallgehalte im Freiland gegenüber der nicht überlehmten Kontrolle erhöht.

Die Gefäßversuche zeigen eine deutliche Reduzierung der mobilen und leicht nachlieferbaren Fraktionen im Vergleich zum Ausgangsboden durch die Mischung mit Lehm. Auch die Pflanzenkonzentrationen (Senf) liegen deutlich unterhalb der Gehalte der unbehandelten Kontrollvariante. Lehm scheint nach den bisherigen Ergebnissen in den gewählten Mischungsvarianten bessere Ergebnisse zu bewirken als die Bentonitzugabe. Die Biomasserträge (bei Sonnenblumen) stiegen durch die Mischung deutlich, um fast das Doppelte, an.

Die Fraßaktivitäten entlang des Freiland-Transekts sind als niedrig einzustufen. Das kann ein Zeichen dafür sein, dass die Wiederbesiedelung der Flächen noch nicht abgeschlossen ist. Es zeigen sich deutlich höhere Aktivitäten in Bereichen mit lockereren und geringer belasteten Böden.

Nach den bisherigen Ergebnissen kann die Überlehmung als sinnvolle Maßnahme bewertet werden, die zu den zu Beginn postulierten positiven Ergebnissen geführt hat. In den nächsten Jahren muss weiter beobachtet werden ob sich diese Tendenz weiter fortsetzt und auch die

angepflanzten Bäume eine bessere Wuchsleistung, im Verhältnis zu den Bäumen auf unbehandelten Flächen, zeigen. Im Rahmen der Möglichkeiten sollte die Überlehmung in Zukunft auf weiteren Hochlastflächen durchgeführt werden.

11. Quellenverzeichnis

- 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.
- BARBER, H. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *J. Elisha Mitschell Sci.* 46, 259-266.
- DIN (1977): DIN 19684 T8, Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung der Austauschkapazität des Bodens und der austauschbaren Kationen.
- 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.
- KIRCHNER, M. & H. BAUER [Hrsg.] (1995): Statusseminar Förderschwerpunkt Ökotoxikologie des BMBF 4.-5.10.1994 Neuherberg. 1-301.
- KÖSTER, W. & D. MERKEL (1982): Beziehung zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei der Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. *Landwirtschaftl. Forsch.* 39: 245-254.
- KRATZ, W. (1998): The bait-lamina test - general aspects, applications and perspectives. *Environ. Sci. Poll. Res.* 5/2: 94-96.
- LARINK, O. & W. KRATZ (1994): Köderstreifen-Workshop in Braunschweig - ein Resümee. *Braunschw. Naturkd. Schr.* 4, 643-651.
- MAC FADYEN, A. (1961): Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30, 171-184
- PIEPER, S., C. WEBER, W. KRATZ & M. RENGER (1998): Zur Wirkung von PCB 52 und BaP auf Bodenprozesse und Bodenfauna. Abschlußbericht des FuE-Vorhabens „Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen, 117 S.
- 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., C. HOFFMANN, R. METZ & G. GINZEL (1999): Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch. Abschlußbericht im Auftrag des Landesforstamtes Berlin.
- 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.
- SCHWANDTKE (1985): Hydrogeologisches Gutachten Rieselfelder Berlin-Nord. Berlin/DDR unveröffentlicht.
- 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.
- TÖRNE, E. v. (1990): Schätzungen der Fressaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Test. *Pedobiologia* 34: 269-279.
- VON THÖRNE, E. (1989): Erfassung von Leistungen der Bodenfauna für Stoffumsatz und Struktur des Bodens. In: Dunger, W. & H.J. FIEDLER (eds.) *Methoden der Bodenbiologie*. Gustav Fischer, Stuttgart, New York, 432 S.
- VON THÖRNE, E. (1990): Assessing feeding activities of soil-living animals. I Bait-lamina-test. *Pedobiologia* 34, 89-101.