



# *UFZ-Bericht*

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 23/1996

Dissertation

---

**Untersuchungen zur Freisetzung  
der gelösten organischen  
Substanz des Bodens (DOM)  
und zum Einfluß der DOM  
auf die Mobilisierung  
ausgewählter Schadstoffe  
in Abhängigkeit von Boden-  
und Standorteigenschaften**

---

Karsten Kalbitz

ISSN 0948-9452

Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Fachgebiet: Bodenkunde

---

**Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades  
Doctor agriculturarum (Dr. agr.)

der Landwirtschaftlichen Fakultät  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Dekan: Prof. Dr. W. Diepenbrock

vorgelegt von: Dipl.-Ing. agr. Karsten Kalbitz

Gutachter: Prof. Dr. M. Körschens  
Prof. Dr. J. Garz  
Prof. Dr. P. Felix-Henningsen  
PD G. Wessolek

Verteidigung am: 28.10.96

Halle/Saale 1996

## Inhaltsverzeichnis

1	Ableitung der Problemstellung und Untersuchungsziele	1
1.1	Einleitung	1
1.2	Stand der Forschung	1
1.2.1	DOM-Charakterisierung	1
1.2.2	Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von Schadstoffen	3
1.3	Problemstellung und Ziele	6
2	Untersuchungsstandorte	7
2.1	Dübener Heide	7
2.1.1	Lage, Geologie, naturräumliche Ausstattung, Böden, Klima, Vegetation	7
2.1.2	Immissionsbelastung	7
2.1.3	Standortauswahl und Bodeneigenschaften der einbezogenen Flächen	7
2.2	Muldeaeue	10
2.2.1	Lage, Geologie, Hydrologie, Böden, Klima, Vegetation und Nutzung	10
2.2.2	Eintrag von Schadstoffen und Schadstoffbelastungen der Böden	10
2.2.3	Standortauswahl und Bodeneigenschaften der einbezogenen Flächen	11
3	Methoden	15
3.1	Kleinmonolithversuche zur Untersuchung der DOM-Freisetzung und der Schadstoffmobilisierung in Abhängigkeit wichtiger Bodeneigenschaften	15
3.2	Untersuchungen an Bodenprofilen zum Einfluß der DOM auf die Mobilität von Schwermetallen und HCH sowie zum DOC-Gehalt des Bodens	18
3.3	Untersuchung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung	20
3.3.1	Kleinmonolithversuch	20
3.3.2	Inkubationsversuch im Labor	21
3.4	Untersuchungen zur saisonalen Dynamik der DOM-Freisetzung und der Schadstoffmobilisierung	22
3.5	Analysenmethoden	23
3.5.1	Bodenanalysen	23
3.5.2	Analysen von wäßrigen Lösungen (Perkolate, Wassereextrakte)	23
3.6	Datenverarbeitung	26
4	Einfluß der Bodeneigenschaften auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung	27
4.1	Die DOM-Freisetzung aus dem Oberboden - Ergebnisse und Diskussion der Kleinmonolithversuche	27
4.1.1	Höhe und Dynamik der DOM-Freisetzung	27
4.1.2	Einfluß wichtiger Bodeneigenschaften auf die Höhe und Dynamik der DOM-Freisetzung	30
4.1.2.1	C/N-Parameter der Böden und mikrobiologische Bodeneigenschaften	30
4.1.2.2	Bodenphysikalische Eigenschaften, Fließbedingungen der Bodenlösung	34
4.1.2.3	Kationenaustauschkapazität, Gehalte der Böden an austauschbaren Basen und pH-Wert des Bodens	36
4.1.2.4	Oxidzustand des Bodens	37
4.1.2.5	Bodenfeuchte	39
4.1.3	Aussagen zur DOM-Freisetzung anhand der Perkolateigenschaften	41

4.2	Untersuchung des Einflusses der Bodeneigenschaften auf die Höhe der DOM-Freisetzung anhand von Bodenprofilen	42
4.3	DOM-Freisetzung aus dem Oberboden - Zusammenwirken der untersuchten Eigenschaften	44
4.4	Einfluß der DOM auf die Schadstoffmobilisierung	46
4.4.1	Mobilisierung von Schwermetallen	46
4.4.1.1	Ergebnisse und Diskussion des Kleinmonolithversuches in der Dübener Heide	46
4.4.1.2	Ergebnisse und Diskussion des Kleinmonolithversuches in der Muldeaue	48
4.4.1.3	Ergebnisse der Profiluntersuchungen in der Muldeaue	53
4.4.2	Mobilisierung von organischen Schadstoffen in der Muldeaue	54
4.4.2.1	Mobilisierung von PAHs	54
4.4.2.2	Mobilisierung von HCHs	56
4.5	Zusammenfassende Betrachtung der DOM-Wirkung auf die Schadstoffmobilisierung	61
5	Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und die Schadstoffmobilisierung	62
5.1	Ergebnisse und Diskussion des Kleinmonolithversuches	62
5.1.1	DOM-Freisetzung	62
5.1.2	Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von Schwermetallen	63
5.1.3	Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von HCH	64
5.1.4	Anmerkungen zur Methodik	66
5.2	Ergebnisse und Diskussion des Inkubationsversuches	67
5.2.1	Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf Menge und Qualität der DOM	67
5.2.1.1	DOC-Gehalte der Böden	67
5.2.1.2	DOM-Fractionen	70
5.2.1.3	Molekülgröße	73
5.2.1.4	Spektroskopische Eigenschaften der Wasserextrakte im UV-Licht	74
5.2.1.5	Fluoreszenzspektren der Wasserextrakte	76
5.2.1.6	Zusammenfassung möglicher Auswirkungen der quantitativen und qualitativen Veränderungen an der DOM auf die Schadstoffmobilisierung	79
5.2.2	Wirkung der DOM auf die Mobilisierung von Schwermetallen	79
5.2.3	Wirkung der DOM auf die Mobilisierung von HCH	85
5.2.3.1	Standort Kel	85
5.2.3.2	Standort Gre	91
5.2.3.3	Zusammenfassung zum Einfluß der DOM auf die HCH-Mobilisierung im Inkubationsversuch	93
5.3	Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse des Monolith- und Inkubationsversuches und ihre ökologische Relevanz	94
6	Saisonale Dynamik der DOM-Freisetzung und ihr Einfluß auf die Schadstoffmobilisierung	97
6.1	DOM-Freisetzung	97
6.1.1	Jahresmittelwerte	98
6.1.2	Saisonale Dynamik	99
6.2	Einfluß der DOM auf die saisonale Dynamik der Schwermetallmobilisierung	102
6.3	Einfluß der DOM auf die saisonale Dynamik der HCH-Mobilisierung in den Böden der Muldeaue	107

6.4 Diskussion der Ergebnisse hinsichtlich einer Vergleichbarkeit mit den Resultaten der vorhergehenden Untersuchungen .....	110
7 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen .....	112
8 Verzeichnisse .....	118
8.1 Literaturverzeichnis .....	118
8.2 Verzeichnis verwendeter Abkürzungen und Symbole .....	133
8.3 Tabellenverzeichnis .....	135
8.4 Abbildungsverzeichnis .....	137
Dank	
Anhang	
Selbständigkeitserklärung	
Lebenslauf und wissenschaftlicher Bildungsgang	
Thesen	

## 1 Ableitung der Problemstellung und Untersuchungsziele

### 1.1 Einleitung

Seit Beginn der Industrialisierung sind die Böden vielfältigen anthropogenen Einflüssen ausgesetzt, die zu einer in Art und Höhe unterschiedlich starken Kontamination mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen führten. Besonders in der Industrieregion Halle-Leipzig-Bitterfeld kam es zu einer so hohen Schadstoffakkumulation in den Böden, daß man heute den Bodendegradationsprozeß der Schadstoffdeposition als "Bitterfeldsyndrom" bezeichnet (Anonymus, 1994a). Bei der Bewertung der Bodenkontamination verdient die Einschätzung der Mobilität der akkumulierten Schadstoffe eine besondere Berücksichtigung, um die Gefährdung für den Menschen und die Umwelt zu beurteilen. In den letzten Jahren wurde durch eine Reihe von Forschungsarbeiten belegt, daß die gelöste organische Substanz des Bodens (**D**issolved **O**rganic **M**atter - DOM) eine herausragende Rolle für die Mobilisierung und für die ökotoxikologische Wirkung von Schadstoffen im Boden spielt.

### 1.2 Stand der Forschung

#### 1.2.1 DOM-Charakterisierung

Als gelöst werden die organischen Substanzen in der Bodenlösung betrachtet, deren Partikel kleiner als  $0,45 \mu\text{m}$  sind. Quantifiziert wird die DOM durch die Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs (**D**issolved **O**rganic **C**arbon - DOC). Diese Definition umfaßt eine Vielzahl von Verbindungen, die sich in ihrer Größe, in ihrer chemischen Struktur und in ihren Eigenschaften stark unterscheiden (Thurman, 1985; Malcolm, 1990). Die DOM ist ein Gemisch aus polydispersen, hochmolekularen, polyelektrolytischen Stoffen und niedermolekularen Verbindungen, die schwierig in ihrer chemischen Struktur zu erfassen sind (Leenheer und Stuber, 1981; Thurman, 1985). Um sie qualitativ näher zu charakterisieren, schlagen Guggenberger und Zech (1993) die Bestimmung von Einzelsubstanzen, die Analyse der stofflichen Zusammensetzung (Analyse einzelner Klassen oder Struktureinheiten) und die Bestimmung von physiko-chemischen Eigenschaften (Molekulargewicht, Gehalt an funktionellen Gruppen, Ladungs- und Oberflächeneigenschaften) vor.

Zur Beurteilung der ökologischen Bedeutung der DOM im Boden interessiert vor allem ihre funktionale Zusammensetzung aus Fraktionen unterschiedlicher Reaktivität gegenüber Oberflächen (Guggenberger und Zech, 1993) sowie einer differenzierten Affinität zu Schadstoffen. Eine Auftrennung der DOM entsprechend ihrer Ladung und Hydrophobie in hydrophobe und hydrophile Säuren, Basen und Neutrale nach Leenheer und Huffman (1976) sowie Leenheer (1981) liefert wesentlich homogenere Gruppen in Bezug auf ihre stoffliche Zusammensetzung und ihre Funktion im Ökosystem als die alleinige Bestimmung des DOC-Gehaltes (Leenheer und Stuber, 1981). Die hydrophoben Säuren (HoS) sind strukturchemisch den Huminstoffen ähnlich und können als deren Vorstufe angesehen werden (McCarthy et al., 1986; Guggenberger, 1992), hingegen weisen die hydrophilen Säuren (HiS) einen höheren Grad der Biooxidation auf und sind reicher an Carboxylgruppen (Vance und David, 1991; Vance et al., 1991). In der Fraktion der hydrophilen Neutralen (HiN) befinden sich vor allem für Mikroorganismen leicht verfügbare Kohlenhydrate (Qualls und Haines, 1992) während die hydrophoben Neutralen (HoN) eine enge Verwandtschaft zu den Huminen der festen organischen Substanz

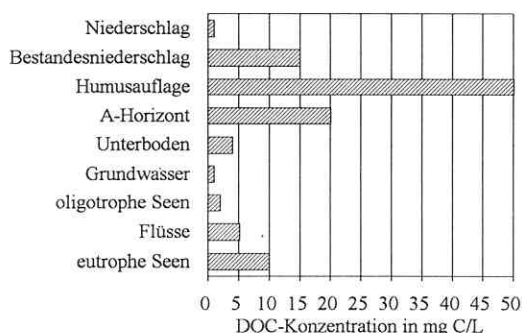


Abb. 1: Höhe der DOC-Konzentration in verschiedenen Kompartimenten von Ökosystemen

Einen umfassenden Literaturüberblick über mögliche DOM-Quellen und Freisetzungsmechanismen geben Thurman (1985), Guggenberger (1992) und Geyer (1994). Typische DOC-Konzentrationen in verschiedenen Kompartimenten des Ökosystems (zusammengestellt aus der zitierten Literatur dieses Abschnitts) können Abb. 1 entnommen werden. Der weitaus größte Teil der DOM in der Bodenlösung stammt aus dem Humuskörper des Bodens (Collier, et al., 1989). Hier sind es vor allem mikrobielle Vorgänge, die den Kohlenstoff aus der festen in die flüssige Phase durch Abbau- und Synthesereaktionen überführen (Schnitzer und Khan, 1978; Zech et al., 1992). Daneben tragen Lösungsprozesse in den humosen Bodenhorizonten zur DOM in der Bodenlösung bei (Baron et al., 1991). Es besteht eine positive Beziehung zwischen der Kontaktzeit des Wassers und der DOC-Konzentration (McDowell und Wood, 1984; Cronan, 1990). Eine Wichtung und eine Quantifizierung des Einflusses der unterschiedlichen Bodeneigenschaften auf die Höhe der DOM-Freisetzung wurde bisher kaum vorgenommen.

Neben der organischen Bodensubstanz sind die atmosphärische Deposition (trocken, naß) und direkt aus Pflanzen gelöste organische Stoffe (z.B. Kronendach und Stämme von Waldbeständen, frischer Pflanzenbestand, Streu) eine weitere wichtige Quelle für die DOM im Boden (McDowell und Likens, 1988; Cronan, 1990; Dalva und Moore, 1991; Qualls und Haines, 1991). Auch können abgestorbene und abgebaute Mikroorganismen in die DOM übergehen. Noch nicht quantifizierbar ist der Anteil von Wurzelexudaten an der DOM.

Die DOC-Konzentrationen im Sickerwasser sind in den obersten Bodenhorizonten am höchsten und sinken bei der Passage des Unterbodens bis zum Grundwasser auf wenige Prozent des Ausgangsgehaltes ab. Es kann von einer ausgeprägten Reduzierung der DOC-Konzentrationen während der Perkolatation durch den Mineralboden gesprochen werden (Cronan und Aiken, 1985; Jardine et al., 1989; Vance und David, 1991; Koprivnjak und Moore, 1992), wobei Adsorptionsprozesse an Sesquioxiden einen hohen Stellenwert besitzen. Fehlen im Boden wirksame Adsorbenten, können im Grund- und Oberflächenwasser hohe DOC-Konzentrationen auftreten (Guggenberger, 1992; Nelson et al., 1993).

besitzen und eine hohe Affinität zu hydrophoben organischen Schadstoffen aufweisen (Kukkonen et al., 1990; McCarthy und Jardine, 1990). Zu den hydrophilen Basen gehören die meisten Aminosäuren und zu den hydrophoben Basen komplexe, mehrkernige Amine (Keefer, et al., 1984). Eine zusammenfassende Charakterisierung aller Fraktionen ist bei Guggenberger (1992) und Kalbitz (1992) nachzulesen.

Jahreszeitliche Temperaturschwankungen beeinflussen die DOM-Freisetzung in den organisch geprägten Bodenhorizonten (Seto und Yanagiya, 1983; Dalva und Moore, 1991; Liechty et al., 1995). Weiterhin sind es Bodenfeuchteinflüsse und reduzierende Bodenbedingungen, die in der Literatur für Schwankungen in der DOM-Freisetzung verantwortlich gemacht werden, wobei die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen teilweise stark voneinander abweichen (Brümmer, 1978; Beudert et al., 1989; Chittleborough et al., 1992; Falkengren-Grerup und Tyler, 1993). Daneben beeinflussen das aktuelle Immissionsgeschehen und die Art der Landnutzung sowie Bewirtschaftungsmaßnahmen die DOM-Freisetzung (Seto und Saeko, 1983; Schierl et al., 1986; Marschner et al., 1989; Kalbitz und Mutscher, 1993; Zech et al., 1994; Kreutzer, 1995).

### 1.2.2 Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von Schadstoffen

In dieser Arbeit wird in Anlehnung an Benjamin und Honeyman (1992) die Mobilisierung definiert als Auslösung eines Zirkulationsprozesses zwischen den verschiedenen geochemischen Senken der Schadstoffe. Wird vor allem der Schutz von Grund- und Oberflächenwasser betrachtet, versteht man vereinfacht unter einer Mobilisierung von Schadstoffen ihren Übergang aus der festen in die flüssige Bodenphase.

Häufig wird versucht, die Mobilität von Schwermetallen durch die Erfassung ihrer mobilisierbaren Anteile zu charakterisieren (Brümmer et al., 1986; Jakob et al., 1990; Jakob und Brassler, 1992; Hornburg und Brümmer, 1993; Hornburg et al., 1995). Bei den organischen Schadstoffen wird eine solche Differenzierung kaum vorgenommen. Hier erfolgt zusätzlich zu der Bestimmung des Gesamtgehaltes im Boden die Einschätzung der Mobilität anhand substanzspezifischer Eigenschaften wie Löslichkeit und Oktanol/Wasserverteilungskoeffizient. Die Ermittlung von Sorptionsisothermen, von Verteilungskoeffizienten des Schadstoffes zwischen Boden und Bodenlösung und der Bodeneigenschaften, die für die Sorption der Schadstoffe am Boden von Bedeutung sind, können genutzt werden, die Mobilität im Boden vorhandener Schadstoffe abzuschätzen (Kukowski und Brümmer, 1989; Schulte und Beese, 1994; Marschner et al., 1995). Die genannten Ansätze besitzen aber den Nachteil, daß sie die Dynamik der Mobilisierung nur unzureichend berücksichtigen. Unter den vielen Faktoren, die nach Lafrance et al. (1989) für die Bewegung von Schadstoffen durch den Boden bedeutsam sind, wird in dieser Arbeit die Wirkung der DOM auf die Schadstoffmobilisierung untersucht.

#### Schwermetalle:

Die DOM ist in der Lage, aktiv zur Mobilisierung von Schwermetallen aus der Bodenfestphase beizutragen (König et al., 1986; Newell und Sanders, 1986; Hering und Morel, 1988; Neite, 1989; Berggren et al., 1990; Chairidchai und Ritchie, 1990; Schiff und Aravena, 1990; Kuiters und Mulder, 1992; Außendorf und Deschauer, 1993). Gleichzeitig können Freisetzungprozesse von DOM im Boden Schwermetalle, die an die organische Bodensubstanz gebunden sind, mit in die flüssige Bodenphase überführen (Schierl et al., 1986; Pohlman und McColl, 1988).

An der Bindung der Metalle an die DOM sind elektrostatische Kräfte zwischen positiven Metallionen und negativen funktionellen Gruppen wie auch kovalente Bindungen zwischen Metall- und Sauerstoff- (bzw.



Stickstoff-) Atomen der funktionellen Gruppen der DOM beteiligt (Schnitzer und Khan, 1978). Die Kopplung der Metalle an die organischen Liganden geschieht bei COOH-Gruppen und z.T. auch bei phenolischen OH-Gruppen unter Abgabe von Protonen. Wird das Metall durch zwei oder mehrere funktionelle Gruppen der Komplexbildner unter Bildung von 5- oder 6gliedrigen Ringen eingeschlossen, dann entstehen Komplexe sehr hoher Stabilität, die als Chelate bezeichnet werden (Schachtschabel et al., 1989). Die Stabilität metallorganischer Komplexe kann durch Stabilitätskonstanten nach dem Massenwirkungsgesetz ausgedrückt werden (Fischer, 1986; Blaser, 1993). Im allgemeinen nimmt die Stabilität der Komplexe in folgender Reihe ab:  $\text{Hg}^{2+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$  (Schnitzer und Khan, 1978; Schachtschabel et al., 1989). Für organische Substanzen in sauren Humusextrakten und Sickerwässern wurde die Komplexstabilitätsreihe  $\text{Cr} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Pb} \approx \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} \approx \text{Cd} > \text{Zn} \approx \text{Mn} = \text{Ca} = \text{Mg}$  ermittelt (König und Dietze, 1986 zit. in Fiedler, 1990). Die Komplexstabilität steigt mit dem pH-Wert und mit sinkender Elektrolytkonzentration infolge einer stärkeren Dissoziation der gelösten organischen Substanz und einem damit größeren Angebot an negativ geladenen funktionellen Gruppen (Inskeep und Baham, 1983; Tipping und Hurley, 1988; Neite, 1989; Cabaniss, 1990). Kuiters und Mulder (1992) beschreiben die Metallbindung der DOM als eine Funktion der  $\text{H}^+$ -Ionenkonzentration. Unter reduzierenden Bodenbedingungen, wie sie in Auenböden zeitweise herrschen können, findet eine wesentlich erhöhte Bildung von metallorganischen Komplexen statt (Brümmer, 1978; Sims und Patrick, 1978 zit. in Schachtschabel, et al., 1989). Dies ist eine Folge der verstärkten DOM-Freisetzung mit einem hohen Anteil an komplexierend wirkenden Substanzen.

Die Fraktion der hydrophilen Säuren (HiS) enthält die Bestandteile der DOM, die die größte Affinität zu Schwermetallen besitzen sollten (Litaor und Thurman, 1988; McCarthy und Jardine, 1990; Guggenberger, 1992). Aufgrund einer bevorzugten Adsorption hydrophober Anteile an der DOM bei der Passage des Unterbodens (David et al., 1989; Jardine et al., 1989; Guggenberger, 1992; McCarthy et al., 1993; Zech et al., 1993), besitzt diese Fraktion eine große Beweglichkeit im Boden. Deshalb muß die qualitative Zusammensetzung der DOM im Hinblick auf die Schwermetallverlagerung in organisch komplexierter Form berücksichtigt werden.

#### **Organische Schadstoffe:**

In dieser Arbeit erfolgt eine Beschränkung bei den ubiquitär vorkommenden organischen Schadstoffen auf Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) und auf Hexachlorcyclohexan (HCH) als chlorierten organischen Schadstoff. Gerade für diese Schadstoffgruppen wird eine hohe Affinität zur DOM und einer daraus folgenden verstärkten Mobilisierung, Transport und Tiefenverlagerung beschrieben (Carter und Suffet, 1982; Chiou et al., 1983; McCarthy und Jimenez, 1985; Chiou et al., 1986, Kan und Tomson, 1990; Dunnivant et al., 1992; Maxin, 1992; Liu und Amy, 1993; Raber und Kögel-Knabner, 1994).

Totsche (1992) faßt die in der Literatur beschriebene Mobilitätssteigerung von hydrophoben organischen Schadstoffen (HOS) durch die DOM in zwei unterschiedlichen Prozessen zusammen:

- Erhöhung der Mobilität aufgrund der Erhöhung der Löslichkeit in Gegenwart von DOM
- Erhöhung der Mobilität durch Verhinderung der Bindung der HOS an die immobile Bodensubstanz

Ohne Berücksichtigung der DOM würde man vor allem in Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz aufgrund der hohen Koc-Werte (Verteilungskoeffizient der HOS<sub>t</sub> zwischen Boden und Bodenlösung, normiert auf den Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff) und des hohen potentiellen DOM-Freisetzungsvermögens die Mobilität und damit einen Transport von HOS<sub>t</sub> stark unterschätzen (Liu und Amy, 1993; Pardue et al., 1993).

Chlororganische Pestizide (z.B. DDT und Lindan) und andere HOS<sub>t</sub> werden hauptsächlich über hydrophobe Wechselwirkungen an die DOM gebunden (Wershaw et al., 1969; Carter und Suffet, 1982; Chiou et al., 1983; Chiou et al., 1986; Wershaw, 1986; Chiou et al., 1987; Chiou et al., 1988; Chiou, 1989 zit. in Maxin, 1992; Kan und Tomson, 1990; Liu und Amy, 1993). Diese hydrophoben Wechselwirkungen können als Verteilungsprozeß zwischen der polaren flüssigen Phase und den unpolaren hydrophoben Bestandteilen der DOM angesehen werden. Sie sind eine Kombination aus relativ kleinen van der Waalschen Kräften mit einem beträchtlichen thermodynamischen Gradienten, der die organischen Moleküle aus der wäßrigen Lösung drängt (Schlautman und Morgan, 1993).

Die Bindung von HOS<sub>t</sub> an die DOM muß aber nicht zwangsläufig zu einer gesteigerten Mobilität und damit zu einem stärkeren Transport dieser Schadstoffe führen. Murphy et al. (1990) stellten eine gesteigerte Sorption organischer Schadstoffe an die feste Bodenmatrix in Anwesenheit von DOM fest. Danzer et al. (1993) fanden heraus, daß sich PAHs in Anwesenheit von DOM durch Seesand und durch einen Bs-Horizont wesentlich langsamer bewegen als ohne DOM-Lösung. Sie erklären das mit der einer schnellen Bildung von PAH-DOM-Komplexen (Maxin, 1992) folgenden Adsorption dieser Komplexe an die Bodenmatrix. Dieser Vorgang wird von Danzer et al. (1993) als Cosorption bezeichnet. Weiterhin nimmt die Sorptionskapazität für PAHs durch die Adsorption von DOM ständig zu (Danzer et al., 1993), da hiermit Adsorptionsplätze für PAHs an der festen organischen Substanz ständig erneuert werden.

Zusammenfassend kann abgeleitet werden, daß die DOM die Mobilität, den Transport und die Tiefenverlagerung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen erheblich beeinflussen kann. Es ist erkennbar, daß besonders in Auenböden, die mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen kontaminiert sind, der gelösten organischen Substanz bei der Einschätzung der Mobilität dieser Stoffe eine Schlüsselrolle zukommt, denn Auenböden besitzen oft hohe Gehalte an organischer Bodensubstanz und verfügen daher über ein recht großes DOM-Freisetzungspotential. Allerdings bestehen große Unsicherheiten, die in der Literatur gefundenen Ergebnisse vom Einfluß der DOM auf die Schadstoffmobilität auf andere Standorte zu übertragen, da die Wirkung der DOM auf die Mobilisierung von Schwermetallen organischen Schadstoffen stark von der DOM-Quelle (Morehead et al., 1986; Liu und Amy, 1993) und dem weiteren Verhalten der DOM in den Kompartimenten des Ökosystems abhängt.

### 1.3 Problemstellung und Ziele

Aus der Durchsicht der verfügbaren Literatur wurde deutlich, daß nur wenige Untersuchungen bekannt sind, die die Wechselbeziehungen zwischen Standort und Boden, der autochthonen DOM und der im jeweiligen Boden akkumulierten Schadstoffe in den Mittelpunkt stellen. Die Aufdeckung der Zusammenhänge zwischen den Boden- und Standorteigenschaften, der Freisetzung gelöster organischer Substanz aus dem Oberboden und einer möglichen Mobilisierung im Boden akkumulierter Schadstoffe kann zu einer qualifizierteren Einschätzung einer möglichen Gefährdung von Grund- und Oberflächenwasser beitragen.

**Die Ziele dieser Arbeit bestehen in einer weiteren Aufklärung der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden und des Zusammenhangs zwischen der Dynamik der DOM-Freisetzung und der Mobilisierung von Schadstoffen. Dabei geht es vor allem um die Aufdeckung und Analyse von Bedingungen, unter denen durch eine verstärkte DOM-Freisetzung eine für die Qualität von Grund- und Oberflächenwasser kritische Schadstoffmobilisierung hervorgerufen werden kann.**

Im einzelnen stehen folgende Fragen im Mittelpunkt des Interesses:

1. Welche Bodeneigenschaften bestimmen die Höhe der DOM-Freisetzung im Boden, wie ist ihr Einfluß zu wichten, gelingt eine Quantifizierung?
2. Wie wirken sich die anthropogenen Einflüsse einer unterschiedlich starken Immissionsbelastung in der Dübener Heide und einer unterschiedlich starken Kontamination der Böden in der Muldeau mit Schwermetallen und Organika auf die DOM-Freisetzung aus?
3. Gibt es einen Zusammenhang zwischen der DOM-Freisetzung und der Mobilisierung von Schadstoffen aus dem Oberboden, wenn ja, unter welchen Standort- und Bodenbedingungen? Wie ist die Schadstoffmobilisierung in ihrer Höhe einzuschätzen?
4. Welchen Einfluß haben veränderte Umweltbedingungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und die Schadstoffmobilisierung?
5. Welchen Einfluß besitzt die Witterung auf die DOM-Freisetzung und welche Auswirkungen hat das auf die Schadstoffmobilisierung?

Die Beantwortung der gestellten Fragen erfordert eine Kombination verschiedener Untersuchungsmethoden, um die komplexen Wirkungen von Boden- und Standorteigenschaften auf die DOM und die Schadstoffe zu erfassen. Untersuchungsobjekte sind unterschiedlich stark mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen kontaminierte Böden in der Muldeau bei Bitterfeld sowie unterschiedlich stark immissionsgeschädigte Waldstandorte in der Dübener Heide. Damit werden Standorte für diese Untersuchungen ausgewählt, die sich durch eine starke anthropogene Bodendegradation auszeichnen. Gleichzeitig besteht für diese Böden eine große Kenntnislücke, welche Gefahren von den Bodenkontaminationen für das Ökosystem und den Menschen ausgehen können. Im Rahmen dieser Arbeit wird es aber nicht möglich sein, stattfindende Schadstoffverlagerungen bis in das Grundwasser zu quantifizieren. Dafür sind zusätzliche Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zur Bodenwasserbewegung notwendig.

## 2 Untersuchungsstandorte

### 2.1 Dübener Heide

#### 2.1.1 Lage, Geologie, naturräumliche Ausstattung, Böden, Klima, Vegetation

Informationen zur Lage der Dübener Heide in Mitteldeutschland, zur Geologie, zur naturräumlichen Ausstattung sowie über Klima und Vegetation können Anh. A/1 und Anh. A/2 entnommen werden. Die Böden im Westteil der Dübener Heide werden dominiert von Sand- und Bändersand-Braunerden, wobei die Bändersand-Braunerden oftmals leichte Pseudovergleyungen aufweisen. Auf tiefer gelegenen Flächen entwickelten sich Gley-Braunerden, Gleye und Moorgleye. In den zentralen und östlichen Teilen dominieren Sand-Rostpodsole und podsolige Sand- und Bändersand-Braunerden in engräumigem Wechsel mit Pseudogleyen und Gleyen. In Senken und Kessellagen sind Moorbildungen möglich.

#### 2.1.2 Immissionsbelastung

Die Dübener Heide befindet sich nordöstlich des Chemiedreiecks Halle-Leipzig-Bitterfeld. Sie war über Jahrzehnte starken Immissionen vor allem mit basischen Flugaschen aus der Braunkohleverbrennung und mit SO<sub>2</sub> sowie Stickstoff ausgesetzt (Neumeister et al., 1991) und gilt als klassisches Rauchschadensgebiet. Dies führte in Abhängigkeit von der Emittententfernung neben einer direkten Schädigung der Waldbestände zu einer Veränderung bodenkundlicher Merkmale. Hervorzuheben sind eine unterschiedlich starke Aufbasung und N-Anreicherung der Böden. Die Flugaschen enthielten beträchtliche Anteile an Schwermetallen. Neumeister et al. (1991) betonen vor allem die Gehalte der Flugaschen an Mn, Cu, Zn, Cr, Cd, Co, Mo, Ni, Pb, V und Hg. Deshalb muß in Emittentennähe mit ihrer Akkumulation in den Böden gerechnet werden. Heute wird die Immissionssituation bei abklingenden SO<sub>2</sub>- und Flugaschebelastungen vor allem durch Stickstoff aus der Großviehhaltung geprägt, wobei der Südostteil der Dübener Heide am stärksten betroffen ist. Anh. A/3 informiert über Einzelheiten der Immissionsbelastung in der Dübener Heide.

#### 2.1.3 Standortauswahl und Bodeneigenschaften der einbezogenen Flächen

##### Standortauswahl

Die Auswahl der Standorte in der Dübener Heide erfolgte insbesondere im Hinblick auf eine unterschiedliche Immissionsbelastung mit basischen Flugaschen und Stickstoff und berücksichtigte die Hauptnutzung der Dübener Heide (Kiefernforste). Es wurden drei Standorte mit jeweils steigender Entfernung von den Hauptemittenten des Raumes Bitterfeld ausgewählt (Anh. A/1). Die Standorte liegen in verschiedenen Aufbasungszonen der Böden, die infolge der unterschiedlich starken basischen Immissionen entstanden waren (Konopatzy et al., 1995; Anh. A/3). Der Standort Pouch (Pou) befindet sich in der Aufbasungszone 6, der Standort Lutherstein in der Aufbasungszone 4 und der Standort Reinharz (Rei) gehört zur Zone der geringsten Aufbasung in der Dübener Heide. Wichtig für die Standortauswahl war ein vergleichbares Bodensubstrat und eine vergleichbare Bodenentwicklung. Zusätzlich sollte an einem Standort der Einfluß der Vegetation auf die DOM-Freisetzung und die Mobilisierung von Schadstoffen in die Untersuchungen einbezogen werden. Deshalb wurden am Lutherstein ein Kiefernforst (Luk) und ein Buchenwald (Lub) als Untersuchungsstandorte ausgewählt.

Tab. 1 : Wichtige pedologische Eigenschaften der Standorte in der Dübener Heide

Tiefe in cm	Horizont		Ton %	Schluff %	Sand %	TRD g cm <sup>-3</sup>	WK M %	GPV Vol %	pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	N <sub>org</sub> %	C <sub>org</sub> /N <sub>org</sub>	mg kg <sup>-1</sup> Boden						
	O	Aeh											Zn	Cu	Cr	Pb	As	Hg	Mn
<b>Reinharz</b>																			
+4-0	O	3,7	20,1	79,2	0,38	152,4	84,0	3,4	42,05	1,42	29,6	1,3	43,1	31,0	26,8	147,0	21,3	0,87	91,4
0-2	Aeh										24,8	<0,05	9,7	2,6	7,2	19,9	5,0	0,05	18,6
2-10	Bshv	3,2	7,6	89,2	1,52	19,2	41,7	3,8	0,47	0,03	18,8	0,1	11,4	1,2	6,4	16,1	2,4	0,01	44,5
10-40	Bv	0,0	2,0	98,0	1,65	10,0	37,3	4,3	0,38	0,03	11,9	0,1	11,7	1,3	6,7	5,9	1,1	0,02	23,1
40-70	BvCv	0,0	0,0	100,0	1,68	8,6	36,1	4,5	0,02	0,00		0,2	7,9	1,1	5,2	2,7	0,5	0,01	18,0
70-90	C1	0,0	0,0	100,0	n.b.	n.b.	n.b.	4,8	0,02	0,00		<0,05	6,3	0,9	4,7	3,4	0,3	0,01	13,8
90-120	C2	0,0	0,4	99,6	1,70	8,3	35,4	4,7	0,00	0,00		<0,05	8,0	1,3	5,3	3,3	0,8	0,01	19,2
120-150	C3	0,0	0,4	99,6	n.b.	n.b.	n.b.	4,8	0,00	0,00		<0,05	7,1	0,8	4,5	2,4	0,5	0,01	10,6
<b>Lutherstein Kiefer</b>																			
+4-2	O+Aeh	4,8	10,5	84,7	0,55	131,6	72,0	3,6	13,04	0,54	24,3	0,3	20,2	8,7	7,2	38,4	6,3	0,17	163,5
2-11	Bshv	3,2	13,9	82,9	1,56	23,0	41,0	3,6	1,01	0,05	19,4	0,2	16,8	1,7	3,8	29,1	1,8	0,02	183,1
11-60	Bv	1,6	8,0	90,4	1,55	22,1	41,3	4,4	0,13	0,03	5,0	0,2	21,1	1,6	3,7	1,7	0,7	0,02	230,6
60-83	BvCv	0,0	2,2	97,8	1,61	20,5	39,7	4,5	0,00	0,01		<0,05	6,9	1,2	2,1	0,1	0,4	0,01	29,5
83-113	C1	0,0	1,8	98,2	1,55	21,4	41,6	4,3	0,00	0,01		<0,05	4,0	0,5	1,8	<0,05	<0,3	0,01	18,3
113-150	C2	0,9	2,5	96,6	1,65	18,3	37,2	4,2	0,00	0,01		0,1	6,1	1,0	3,3	1,7	2,5	0,01	16,1
<b>Lutherstein Buche</b>																			
+6-0	O	1,7	7,2	91,1	0,44	160,9	81,6	3,5	32,82	1,27	25,8	1,5	51,5	26,1	19,7	111,0	17,9	0,83	163,6
0-8	Ahe	3,6	19,7	76,7	1,69	17,1	35,3	3,5	0,48	0,04	13,7	0,1	6,5	0,7	2,3	9,2	1,6	0,01	16,1
8-12	Bhs	4,3	19,5	76,2	n.b.	n.b.	n.b.	3,5	0,69	0,03	22,3	0,2	10,1	0,6	3,4	17,3	1,9	0,02	28,5
12-53	AlBv	4,7	19,6	75,7	1,60	20,8	38,6	4,4	0,10	0,02	5,6	<0,05	17,4	1,2	4,4	3,9	1,3	0,02	46,1
53-78	Bv	7,8	24,1	68,1	1,64	18,4	37,5	3,9	0,11	0,02	6,1	0,5	34,0	3,8	8,8	5,8	1,9	0,03	59,3
78-109	C1	0,2	2,0	97,8	1,61	19,3	38,6	4,7	0,00	0,01		<0,05	3,4	0,4	6,3	3,1	0,3	0,01	8,7
109-150	C2	55,7	43,1	1,2	1,71	22,6	32,9	3,4	0,03	0,04	0,8	0,9	27,8	13,7	39,3	18,3	2,0	0,20	34,4
<b>Pouh</b>																			
+8-1,5	O+Aeh	7,6	13,2	79,2	0,40	174,9	83,2	4,8	24,72	1,18	21,0	1,6	76,8	18,8	17,4	60,1	12,7	0,46	423,0
1,5-10	Bshv	4,5	11,3	84,2	1,52	24,8	41,6	4,2	0,67	0,04	15,6	0,2	19,1	1,3	8,1	17,4	2,2	0,02	79,0
10-40	Bv	2,7	7,9	89,4	1,49	24,7	42,9	4,4	0,43	0,03	14,3	0,2	17,1	1,7	8,0	5,2	1,3	0,02	26,3
40-70	BvCv	1,3	4,7	94,0	1,66	8,9	37,0	4,6	0,02	0,01	4,0	0,1	12,2	1,2	4,5	3,8	1,2	0,01	23,5
70-100	C1	0,9	3,2	95,9	1,67	11,5	36,6	4,4	0,00	0,00		0,3	9,6	1,9	4,8	5,9	1,2	0,02	30,8
100-150	C2	0,9	0,6	98,5	1,58	20,4	40,4	4,7	0,00	0,00		<0,05	3,0	0,5	2,1	3,4	0,5	0,01	13,8

n.b. nicht bestimmt

### **Bodeneigenschaften**

Die Böden der Kiefernforste (Rei, Luk, Pou) können als podsolige Braunerden aus Sand bezeichnet werden, wobei die Podsolierung in Pouch am geringsten ist. Der Buchenstandort am Lutherstein (Lub) ist vom Bodentyp eine Podsol-Parabraunerde, die sich aus glaziärem Sand entwickelte. Wichtige pedologische Eigenschaften können Tab. 1 und Anh. A/Tab. 1 entnommen werden. Es wird die sehr sandige Körnung über das gesamte Profil in den Böden aller Standorte deutlich. Somit kann in den Kiefernstandorten mit einer ungehinderten Durchsickerung gerechnet werden. Eine Ausnahme bildet der Buchenstandort. Hier tritt in einer Tiefe ab 120 cm eine ca. 1 m mächtige Tonschicht auf. Alle Standorte sind grundwasserfern (Grundwasserstände > 10 m unter Flur), und ein kapillarer Aufstieg bis in den Oberboden ist somit nicht möglich. Eine Grundwasserneubildung kann in diesen Waldbeständen nur in niederschlagsreichen Jahren stattfinden (Meißner, 1993; Deutschmann et al., 1996).

An der Humusaufgabe und den A-Horizonten läßt sich der Immissionseinfluß erkennen. Der Standort Pou mit der geringsten Entfernung zu den Hauptemittenten besitzt die höchste Basensättigung, den höchsten pH-Wert und das engste C/N-Verhältnis aller Standorte (Tab. 1, Anh. A/Tab. 1). Die hohe Basensättigung resultiert aus den immittierten basischen Flugaschen. Die Humusform kann nach den chemischen Parametern als Moder eingestuft werden. Der Standort Rei mit der größten Entfernung zu den Hauptemittenten besitzt die geringste Basensättigung, den niedrigsten pH-Wert und das weiteste C/N-Verhältnis aller Standorte. Die Humusform (Rohhumus) läßt sich als harmonisch zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstufe einschätzen (Konopatzky, 1995). Der Kiefernforst am Lutherstein unterscheidet sich nur geringfügig vom Standort Rei, obwohl die Entfernung zu den Emittenten im Bitterfelder Raum geringer ist, und er noch 1967 in eine wesentlich stärkere Aufbasungszone eingeordnet wurde. Eine starke Rückversauerung durch hohe N-Einträge könnte die Ursache für dieses Phänomen sein. Die Humusform am Standort Luk kann als rohhumusartiger Moder bezeichnet werden. Der Standort Lub besitzt einen etwas niedrigeren pH-Wert und ein etwas weiteres C/N-Verhältnis als der benachbarte Standort Luk. Bodengenetisch schlägt sich das in einer stärkeren Podsolierung nieder. Auch am Standort Lub kann man von einer Rückversauerung und einer N-Eutrophierung seit 1967 ausgehen (vergleichbar mit Luk, da nur wenige 100 m Entfernung zwischen beiden Standorten), die die heutige Humusform (rohhumusartiger Moder) bestimmen.

Bei einer Betrachtung der Schwermetallkonzentrationen in den Böden der vier Standorte wird deutlich, daß nur in der Humusaufgabe ein anthropogener Einfluß durch Immissionen besteht. Hier ist bei allen Standorten die Schwermetallkonzentration im Vergleich zu den tiefer liegenden mineralischen Bodenhorizonten erhöht. In den tiefer liegenden mineralischen Bodenhorizonten schwanken im Gegensatz zur Humusaufgabe die Schwermetallkonzentrationen nur in analytisch und geogen bedingten Grenzen. Auch die unterschiedliche Entfernung zu den Hauptemittenten zeigt sich nur bei Mn, Zn und zum Teil bei Cd mit den höchsten Konzentrationen in der Humusaufgabe von Pou beim Vergleich aller Standorte. Besonders hervorzuheben sind die hohen Mn-Konzentrationen in Pou und die bis in eine Tiefe von 60 cm erhöhten Mn-Konzentrationen in Luk. Bei allen anderen Schwermetallen ist ihre Konzentration in der obersten Bodenschicht eher eine Funktion der

$C_{\text{org}}$ -Gehalte als der Emittentenentfernung. Dies äußert sich in zumeist höheren Gehalten in den Böden von Rei und Lub im Vergleich zu Luk und Pou.

### **Fazit**

Der Anfangspunkt des ausgewählten Transektes einer unterschiedlichen Immissionsbelastung in der Dübener Heide repräsentiert einen Standort mit starkem (Pou) und der Endpunkt dieses Transektes einen Standort mit geringem (Rei) Immissionseinfluß (Anh. A/1). Die Böden der Standorte in der Mitte des Transektes (Luk, Lub) zeigen zum jetzigen Zeitpunkt nur noch einen geringfügig größeren Immissionseinfluß im Vergleich zum Standort mit den geringsten anthropogenen Störungen, obwohl die Vegetation in dem Kiefernforst (Luk) einen mittleren Immissionseinfluß widerspiegelt (Anh. A/3). Anhand der bestimmten Bodeneigenschaften kann zu nächst nicht auf Verlagerungsprozesse von Schadstoffen geschlossen werden.

## **2.2 Muldeaue**

### **2.2.1 Lage, Geologie, Hydrologie, Böden, Klima, Vegetation und Nutzung**

Informationen zur Lage der Muldeaue in Mitteldeutschland, zur Geologie, Hydrologie sowie zum Klima, zur Vegetation und zur Nutzung können Anh. A/1 und Anh. A/4 entnommen werden. Der überwiegende Anteil der Böden in der Muldeaue entwickelte sich auf lehmigen Substraten (ca. 60 %; Anonymus, 1994b). Sandige Substrate sind vor allem im Gebiet zwischen Wolfen und Bobbau und im Uferbereich des Spittelwassers zu finden, während tonige Substrate nur vereinzelt in kleinen Inseln vorkommen. Der häufigste Bodentyp in der Muldeaue ist der Allochthone Braune Auenboden, der aber als Übergangstyp zum Auengley auftritt (Neumeister und Ruske, 1995). Der Auengley-Brauner Auenboden ist auf ungefähr 60 % der Fläche der Muldeaue anzutreffen (Neumeister und Ruske, 1995). Wichtigster Bodentyp ohne M-Horizont ist der Auengley in Normalform und in mehreren Übergängen zu anderen Bodentypen (Auenboden-Auengley, Auenbraunerde-Auengley, podsoliger Auengley; Neumeister und Ruske, 1995). Flächenmäßig nur eine geringe Bedeutung besitzen Auenregosole, Humusgleye, Auenpseudogleye und Haftnässepseudogleye (Neumeister und Ruske, 1995).

### **2.2.2 Eintrag von Schadstoffen und Schadstoffbelastungen der Böden**

Schadstoffeinträge in das Gebiet der Muldeaue bei Bitterfeld erfolgten (und erfolgen) über den Wasser- und den Luftweg. Hauptverursacher sind die chemische Industrie und der Bergbau in der Bitterfelder Region seit Beginn der Industrialisierung im vergangenen Jahrhundert und die Schadstofffracht aus dem Oberlauf der Mulde. Nach Neumeister und Ruske (1995) lassen sich drei Hauptquellen ausgrenzen, für die die folgenden Schadstoffgruppen charakteristisch sind:

- kontaminierte Abwässer der regionalen chemischen Industrie und des Bergbaus (Organika, Schwermetalle)
- Schadstoffe aus dem Oberlauf der Mulde (Schwermetalle, Arsen)
- Lufteintrag von Schadstoffen (Staub, Schwermetalle, Organika; nur begrenzte lokale Bedeutung)

Hauptkontaminationspfad der Böden in der Muldeaue ist demnach die Überschwemmung durch stark verunreinigtes Wasser der Mulde und der anderen Fließgewässer im Bitterfelder Raum und die folgende Sedimentation der mitgeführten Schlämme. Die Eingruppierung der Böden nach der Überschwemmungshäufigkeit läßt bereits erste Rückschlüsse über die Höhe der Bodenbelastung zu, wobei oft überschwemmte Flächen zumeist

die stärksten Kontaminationen aufweisen. Eine weitere wichtige Determinante der Höhe und Art der Schadstoffbelastung der Böden ist die räumliche Lage in der Aue durch die unterschiedlichen Zuflüsse und Einleitungen in die Mulde (Anh. A/5). Die Flächen im Überflutungsbereich der Mulde bis zur Spittelwassereinmündung zeichnen sich durch hohe Bodenbelastungen mit As und Schwermetallen aus. Im weiteren Verlauf der Mulde muß zusätzlich mit hohen Gehalten des Bodens an organischen Schadstoffen gerechnet werden.

Als besonders kontaminiert erwies sich das Überschwemmungsgebiet des Spittelwassers. In dieses Fließgewässer wurde ein Großteil der Abwässer der chemischen Industrie eingeleitet. Von den hohen Schadstoffgehalten im Schlick des Spittelwassers sind  $740 \text{ mg kg}^{-1}$  Hg,  $1290 \text{ mg kg}^{-1}$  HCH und  $20300 \text{ ng TE Dioxine kg}^{-1}$  besonders erwähnenswert (Neumeister und Ruske, 1995; Anh. A/5).

Im Verlauf der bisherigen Untersuchungen in der Muldeaue kristallisierte sich vor allem  $\beta$ -HCH als Problemstoff heraus. Die zumeist sandigen Böden im Überflutungsbereich des Spittelwassers sind hochgradig damit kontaminiert (Belastungen z.T. über  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  Boden bei einem Referenzwert von  $0,001 \text{ mg kg}^{-1}$ ; Hollandliste, 1994), aber auch weite Teile im Überflutungsbereich der Mulde zeichnen sich durch hohe Bodenkontaminationen aus. Zurückzuführen sind die hohen Gehalte der Böden an  $\beta$ -HCH auf die Lindanherstellung in Bitterfeld und die damit verbundene Einleitung des technischen HCH (ohne Lindan) in die Vorfluter. Ob und in welcher Größenordnung eine Verlagerung von  $\beta$ -HCH in das Grundwasser stattfindet, ist nicht bekannt.

### 2.2.3 Standortauswahl und Bodeneigenschaften der einbezogenen Flächen

#### Standortauswahl

In der Muldeaue wurden die Standorte mit dem Ziel ausgewählt, unterschiedlich stark mit Schwermetallen und Organika belastete Böden zu erfassen, die sich in wichtigen Bodeneigenschaften unterscheiden. Hauptuntersuchungsgebiet sollte der Überflutungsbereich des Spittelwassers sein, da hier die höchsten Konzentrationen im Boden an organischen Schadstoffen aber auch an Schwermetallen festgestellt wurden, und dieses Gebiet die leichtesten Bodensubstrate in der gesamten Muldeaue besitzt. Diese leichten Bodensubstrate werden als sehr anfällig für Mobilisierungsprozesse von Schadstoffen angesehen. Außerdem lassen die Ergebnisse von Kalbitz (1992) vermuten, daß sich leichte Bodensubstrate auch fördernd auf die DOM-Freisetzung auswirken.

Die Standorte Spittel (Spi), Keller (Kel) und Bobbau (Bob) befinden sich nördlich von Bitterfeld in unterschiedlicher Entfernung vom Spittelwasser (Anh. A/1). Während die Standorte Spi und Kel in Ufernähe liegen und somit häufig überflutet werden (im Mittel 1 mal pro Jahr), ist der Standort Bob wesentlich weiter vom Flußufer entfernt und wird nur sehr selten überflutet. Der Greppiner Standort (Gre) befindet sich in der Nähe des alten Wasserwerkes von Bitterfeld im Überflutungsbereich der Mulde mit einer Überschwemmungshäufigkeit von im Mittel 1 mal in zwei Jahren. Ausschlaggebend für die Einbeziehung dieses Standortes in die Untersuchungen waren das etwas schwerere Ausgangssubstrat für die Bodenentwicklung (mittel toniger Schluff) und ein anderes zu erwartendes Schadstoffspektrum durch die räumliche Lage zu den Einleitungen in die Mulde (vor den Einleitungen der chemischen Industrie; Anh. A/5).



Tab. 2 : Wichtige Bodeneigenschaften und Schadstoffgehalte der Standorte in der Muldebauc

Tiefe in cm	Horizont	Ton		Schluff		Sand		TRD g cm <sup>-3</sup>	WK M %	GPV Vol %	pH-Wert CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	N <sub>org</sub> %	C <sub>org</sub> / N <sub>org</sub>	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	Σ PAH	Cd	Zn	Cu	Cr	Pb	As	Hg	
		%	%	%	%	mg kg <sup>-1</sup> Boden																				
<b>Bobbau</b>																										
0-20	Ah	1.3	3.3	95.4	1.43	31.0	45.6	5.6	2.10	0.18	11.7	0.031	0.234	0.016	0.558	0.5	68.1	10.3	22.10	8.6	<0.3					
20-35	IfAhGo	7.4	24.0	68.6	1.52	24.5	40.8	6.2	2.86	0.27	10.6	0.010	0.183	0.012	3.668	2.5	365.0	49.2	36.8	177.0	35.9	1.0				
35-50	Go(Bv)	8.7	22.8	68.5	1.68	18.4	35.6	7.4	0.66	0.07	9.4	0.002	0.017	0.004	0.344	0.8	87.1	17.2	15.5	57.8	15.4	<0.3				
50-65	IfFahGo	7.8	22.0	68.5	1.55	22.0	40.5	7.3	0.68	0.08	8.5	0.004	0.042	0.004	0.057	0.6	65.7	9.9	11.8	62.0	10.7	<0.3				
65-72	Go	12.6	30.5	56.9	n.b.	n.b.	n.b.	7.2	0.50	0.06	8.3	0.002	0.012	0.003	0.029	1.2	108.0	15.7	20.1	88.3	26.4	<0.3				
72-85	IGr	3.9	9.5	86.6	1.62	11.8	38.5	6.8	0.06	0.01	6.0	0.002	0.007	0.001	0.025	0.5	34.6	4.9	7.5	18.1	8.3	<0.3				
85-100	IfGr	40.7	50.8	8.5	n.b.	n.b.	n.b.	6.4	0.55	0.08	6.9	0.001	0.012	0.008	0.013	0.9	167.0	22.0	48.9	47.7	9.1	<0.3				
<b>Keller</b>																										
0-10	Aa	12.3	42.3	45.4	0.50	135.8	75.3	4.6	20.93	1.01	20.7	72.200	117.0	2.400	8.753	3.9	228.0	275.0	503.0	1227.0	128.0	37.0				
10-25	aM1	13.9	46.5	39.6	1.00	57.6	58.9	4.4	3.08	0.22	14.0	0.224	1.200	0.018	2.436	4.2	671.0	364.0	179.0	340.0	83.0	11.0				
25-45	aM2	7.7	42.8	49.5	1.35	31.3	47.4	4.8	0.99	0.09	11.0	0.042	0.165	0.005	0.204	2.9	341.0	45.6	31.7	61.9	51.1	2.0				
45-65	Go	11.2	46.2	42.6	1.65	21.8	36.5	5.3	0.62	0.06	10.3	0.020	0.137	0.005	0.073	2.5	275.0	33.7	24.7	104.0	46.2	<0.3				
65-75	IGr	14.5	62.9	22.6	1.59	25.6	38.6	5.7	0.37	0.03	12.3	0.009	0.061	0.008	0.044	0.9	159.0	14.7	26.1	23.8	7.3	<0.3				
75-115	IfGr	1.7	1.5	96.8	1.60	19.2	39.4	5.8	0.05	0.00		0.005	0.046	0.002	0.022	0.4	51.1	4.5	4.8	5.6	5.3	<0.3				
<b>Spittel</b>																										
0-20	Aa	10.0	22.7	67.3	0.55	122.1	72.7	3.7	9.96	0.35	28.5	154.500	210.0	4.200	17.49	2.9	166.0	122.0	148.0	968.0	99.5	26.0				
20-35	aM1	14.1	45.1	40.8	0.89	68.8	63.0	3.0	2.46	0.20	12.3	2.100	2.400	0.055	1.255	2.3	216.0	122.0	215.0	2989.0	92.2	3.0				
35-55	aM2	10.8	42.2	47.0	1.29	37.1	50.3	3.3	0.55	0.05	11.0	0.059	0.083	0.004	0.167	1.2	136.0	45.0	73.2	180.0	44.7	<0.3				
55-100	aM3	6.8	31.6	61.6	1.44	26.7	45.2	3.5	0.22	0.02	11.0	0.023	0.059	0.003	0.026	0.6	73.7	27.6	18.0	165.0	20.9	<0.3				
100-130	aM4	8.4	37.1	54.5	1.49	25.7	43.1	3.5	0.26	0.02	13.0	0.009	0.063	0.003	0.013	0.7	79.3	20.8	18.2	36.2	22.1	<0.3				
130-150	Go/Gor	21.0	65.0	14.0	n.b.	n.b.	n.b.	3.5	0.63	0.07	9.0	0.040	0.077	0.003	0.031	0.7	179.0	38.0	40.4	194.0	14.8	6.80				
<b>Greppin</b>																										
0-15	Ah	13.4	55.5	31.1	1.23	45.1	51.0	5.9	10.50	0.75	14.0	1.100	2.510	0.180	3.790	13.8	741.0	241.0	367.0	327.0	180.0	11.00				
15-42	AhSw	16.0	76.0	8.0	n.b.	n.b.	n.b.	6.4	2.40	0.19	12.6	n.b.	n.b.	n.b.	0.006	9.0	1110.0	247.0	136.0	762.0	265.0	3.30				
42-75	SwGo	29.0	70.0	1.0	n.b.	n.b.	n.b.	6.6	1.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0.005	2.4	418.0	68.9	55.7	290.0	80.0	0.30				
75-115	Gr1	48.0	46.0	6.0	n.b.	n.b.	n.b.	6.5	0.80	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0.8	173.0	33.8	68.5	43.9	22.5	0.20				
115-170	Gr2	18.0	74.0	8.0	n.b.	n.b.	n.b.	6.4	0.60	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0.2	98.2	19.2	39.6	32.0	9.0	0.10				

n.b. nicht bestimmt

### Bodeneigenschaften

Tab. 2 und Anh. A/Tab. 1 informieren über wichtige Bodeneigenschaften und über die Schadstoffgehalte der Leitprofile der ausgewählten Standorte. Die Daten für das Leitprofil in Greppin (außer Ah-Horizont) wurden vom Umweltamt in Bitterfeld zur Verfügung gestellt, allerdings erfolgte die Angabe der HCH-Werte nur als Summenparameter. Werte über die PAH-Konzentration in den tieferen Bodenschichten lagen nicht vor. Die Böden wurden aufgrund der hohen Schadstoffbelastung Anfang der 90er Jahre nach einer Verwaltungsentscheidung aus der Grünlandnutzung genommen.

Bodengenetisch lassen sich die ausgewählten Standorte nach der gültigen Kartieranleitung (KA 4) wie folgt einordnen:

- Bob: Auengley-Auenboden (Substrattyp: Auensand über tiefem Ton)
- Kel: Auengley-Brauner Auenboden (Substrattyp: Auensand)
- Spi: Brauner Auenboden mit Vergleyung im tieferen Untergrund (Substrattyp: Auensand)
- Gre: Auenboden-Auenpseudogley (Substrattyp: Auenlehm)

Hohe Grundwasserstände (Obergrenze der Go-Horizonte dokumentiert mittlere Grundwasserhöchststände), der Wechsel von Versickerungsvorgängen und kapillarem Aufstieg, eine hohe Dynamik der Bodenfeuchte im Oberboden im Verlauf eines Jahres und Überschwemmungsereignisse sind charakteristisch für diese grundwassernahen Standorte. Eine Beeinflussung des Grundwassers bei stattfindenden Verlagerungsprozessen aus dem Boden ist daher wahrscheinlich.

Geländearbeiten und nachfolgende Analysen von Bodeneigenschaften und Schadstoffgehalten zeigten, daß in den Oberböden aller Standorte eine sehr große räumliche Variabilität der Schadstoffbelastung herrscht. Auf der Spittelfläche besteht diese hohe Variabilität auch in der Körnung des Oberbodens. Deshalb wurde bei dem Kleinmonolithversuch und bei den Untersuchungen zur saisonalen Dynamik der DOM-Freisetzung und der Schadstoffmobilisierung die Spittelfläche in einen sandig/kiesigen Abschnitt (Spi/sandig) und einen schluffigen Abschnitt (Spi/schluffig) unterteilt. Der Oberboden des schluffigen Abschnitts ist vergleichbar mit dem in Tab. 2 vorgestellten Profil. Der sandig/kiesige Abschnitt, der sich nur 5 m vom Flußufer befindet, zeichnet sich durch ein gröber texturiertes Substrat mit höherem Kiesanteil im Oberboden aus. Dies führt zu einer schnelleren Bodenwasserbewegung und einer geringeren Wasserkapazität. Die C- und N-Gehalte im sandig/kiesigen Abschnitt sind etwas niedriger ( $C_{org} = 6,02\%$ ), während die Austauschkapazitäten und die Schwermetallgehalte ähnliche Werte aufweisen. Der größte Unterschied besteht in der Bodenbelastung an  $\beta$ -HCH. Im Oberboden des sandig/kiesigen Abschnitts befinden sich nur ca. 27 mg  $\beta$ -HCH pro kg Boden im Vergleich zu über 200 mg  $\beta$ -HCH im Oberboden des schluffigen Abschnitts.

Die Bodenuntersuchungen der ausgewählten Standorte zeigen, daß Unterschiede im Bodensubstrat (Dominanz sandiger und schluffiger Substrate), in der KAK, im pH-Wert, bei biologischen und physikalischen Eigenschaften und in der Kontamination der Böden bestehen, wobei eine ausführliche Diskussion der Bodeneigenschaften und der Schadstoffgehalte in den Böden der Leitprofile im Anh. A/6 nachgelesen werden kann. Hervorzuheben sind das sehr sandige Substrat und die relativ geringe Kontamination des Bodens in Bob sowie

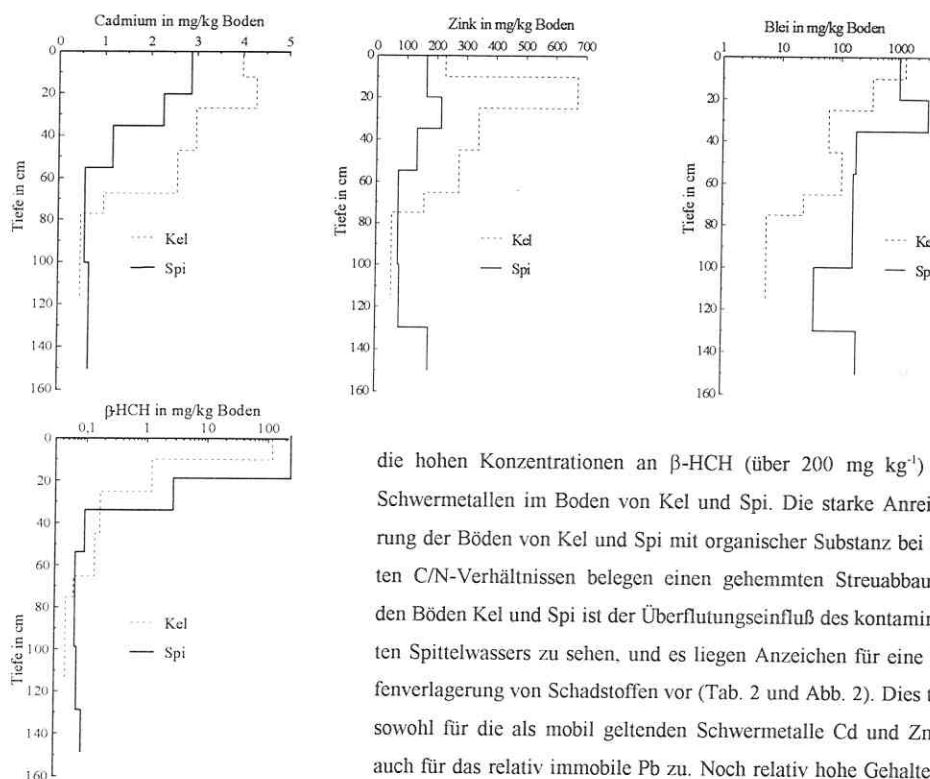


Abb. 2: Tiefenverlauf verschiedener Schadstoffe in den Profilen von Kel und Spi

die hohen Konzentrationen an  $\beta$ -HCH (über  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ ) und Schwermetallen im Boden von Kel und Spi. Die starke Anreicherung der Böden von Kel und Spi mit organischer Substanz bei weiten C/N-Verhältnissen belegen einen gehemmten Streuabbau. In den Böden Kel und Spi ist der Überflutungseinfluß des kontaminierten Spittelwassers zu sehen, und es liegen Anzeichen für eine Tiefenverlagerung von Schadstoffen vor (Tab. 2 und Abb. 2). Dies trifft sowohl für die als mobil geltenden Schwermetalle Cd und Zn als auch für das relativ immobile Pb zu. Noch relativ hohe Gehalte der tiefen Bodenschichten von Kel und Spi und in der letzten Tiefe in Spi wieder ansteigende HCH- und PAH-Gehalte zeigen auch eine Tiefenverlagerung von unterschiedlich wasserlöslichen organischen Schadstoffen. In Greppin wurde das bindigste Bodensubstrat unter

den ausgewählten Standorten festgestellt mit einer hohen Kontamination an Schwermetallen (besonders Cd) und Arsen bei vergleichsweise niedrigen Gehalten des Bodens an  $\beta$ -HCH ( $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

#### Fazit

Insgesamt belegen die im Vergleich zur Dübener Heide in tieferen Bodenschichten höheren und mit zunehmender Bodentiefe langsamer sinkenden Schadstoffgehalte neben stattfindenden Verlagerungsprozessen die hohe Dynamik der Bodenwasserbewegung in diesen Auenböden. Der Wechsel von Sickerwasserbewegung und kapillarem Aufstieg und der damit verbundene Stofftransport vermindert bei der hohen Bodenkontamination die Unterschiede in den Schadstoffgehalten oberer und tieferer Bodenschichten. Gleichzeitig wird die Notwendigkeit deutlich, die angezeigten Verlagerungsprozesse in den Böden der Muldeae näher zu untersuchen. Dabei ist die Rolle der Freisetzung von DOM in diesen Böden eine mögliche Ursache für dieses Phänomen und ein Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit. Auf weitere wichtige Bodeneigenschaften und Prozesse, die für die Tiefenverlagerung der Schadstoffe von Bedeutung sind, kann innerhalb dieser Arbeit nicht näher eingegangen werden.

### 3 Methoden

Als methodischer Ansatz zur Erfassung der komplexen Fragestellung wurde eine Kombination aus verschiedenen Untersuchungsansätzen gewählt:

- Perkolationsversuch mit Kleinmonolithen (ungestörte Lagerung) von allen Standorten und Batchversuche (gestörte Lagerung) mit Bodenproben ausgewählter Profile (Kel, Spi) zur Untersuchung der DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften
- Perkolationsversuch mit Kleinmonolithen von zwei ausgewählten Standorten (Kel, Gre) zu Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung
- Inkubationsversuch mit Proben von zwei ausgewählten Böden (Kel, Gre) zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung
- monatliche Analyse der Sättigungsextrakte von Bodenproben aller Standorte zur Aufdeckung saisonaler Gesetzmäßigkeiten der DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung

#### 3.1 Kleinmonolithversuche zur Untersuchung der DOM-Freisetzung und der Schadstoffmobilisierung in Abhängigkeit wichtiger Bodeneigenschaften

Perkolationsexperimente mit Kleinmonolithen werden als eine vielversprechende Methode zur Untersuchung der Freisetzung von gelöster organischer Substanz und der Schadstoffmobilität im Oberboden angesehen, denn die Fließbedingungen der Bodenlösung beeinflussen die Freisetzung von gelöster organischer Substanz und die Konzentration anderer Elemente und Verbindungen in der Bodenlösung (Meyer, 1990; Kalbitz, 1992). Neben einem schnellen Makroporenfluß kommt es auch bei Perkolationsexperimenten zu intensiven Kontakten zwischen der festen und der flüssigen Bodenphase (Kalbitz, 1992). Die Gewinnung der Kleinmonolithe (Größe s. Abb. 3) erfolgte in Anlehnung an Shipitalo et al. (1990) in ungestörter Lagerung (Einschluß der natürlichen Vegetation der Krautschicht) durch Herauspräparieren eines Bodenkörpers und dem Überstülpen eines mit Polyethylenfolie ausgekleideten Holzrahmens. Den Zwischenraum zwischen Bodenkörper und Rahmen füllt man mit Polyurethanschaum, läßt den Schaum ca. 24 Stunden aushärten und kann danach den Monolith entnehmen. Den Abschluß des Monolithes nach unten bildet ein Kasten aus Edelstahlblech, der gleichzeitig zum

Auffangen der perkolierten Bodenlösung dient (Abb. 3). Die Höhe des Monolithes muß sich vorn und hinten unterscheiden, um einen Abfluß der durch den Boden perkolierenden Lösung zu gewährleisten.

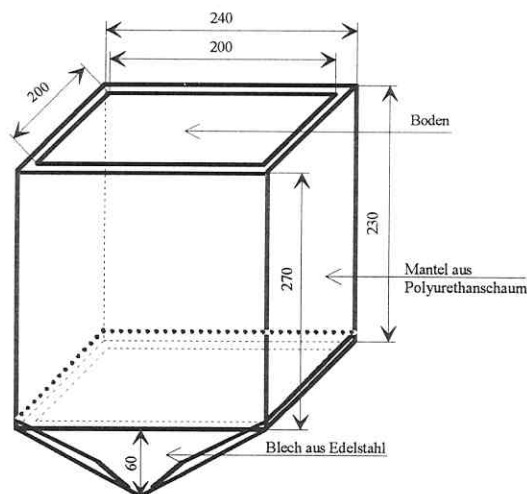


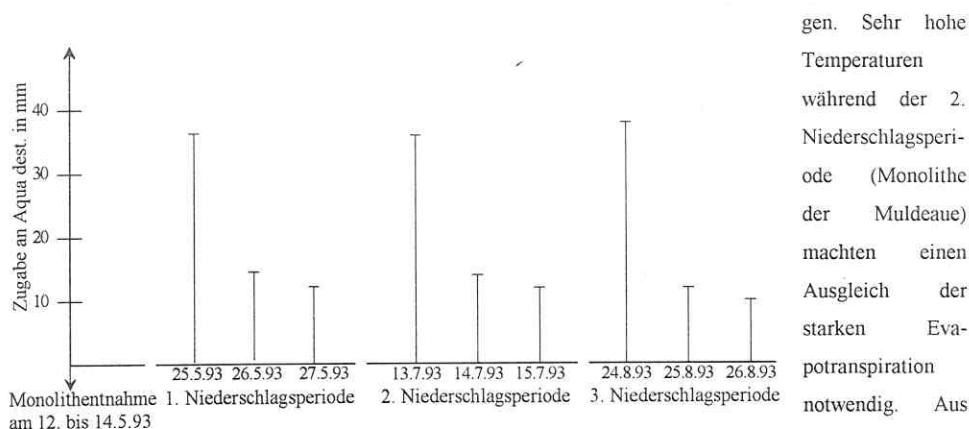
Abb. 3: Form und Maße der verwendeten Kleinmonolithe (Angaben in mm)

Der verwendete Polyurethanschaum geht eine sehr enge Bindung mit der angrenzenden Bodenschicht ein. Randeffekte bei der Lösungsbe-  
wegung kann man deshalb ausschließen. Diese sehr enge Bindung mit der angrenzenden Bodenschicht vermindert gleichzeitig die Kontaktmöglichkeiten der Bodenlösung mit der Gefäßwand, so daß stoffliche Wechselwirkungen mit dem Polyurethanschaum minimiert werden.

Insgesamt wurden von jedem Standort vier Monolithe entnommen. Nur in Spi erfolgte aufgrund der hohen Variabilität im Bodensubstrat eine Entnahme von fünf Monolithen. Von diesen fünf Monolithen konnten drei dem sandig/kiesigen Abschnitt und zwei dem schluffigen Abschnitt der Spittelfläche zugeordnet werden. Nach der Entnahme der Monolithe erfolgte die Simulation von drei Niederschlagsereignissen über je drei Tage durch die Zugabe von Aqua dest. (Abb. 4 und Anh. B/Tab. 1) im Kalthaus der Gefäßversuchsstation (Ausschluß des natürlichen Niederschlages bei freilandähnlichen Lufttemperaturen). Jedem Niederschlagsereignis folgte eine Trockenperiode von 6 Wochen. Das Ziel der vorgenommenen Bewässerungen bestand in der Simulation von Starkniederschlägen nach Trockenperioden. Die Wasserzugabe erfolgte mit einer Gießkanne in kleinen Teilmengen (max. 3 mm), so daß sich die Zugabe von 40 mm über einen Zeitraum von ca. sechs Stunden erstreckte. Folgende Überlegungen führten zu der beschriebenen Bewässerung:

- Starkniederschläge nach Trockenperioden führen zu einem sprunghaften Anstieg in der Freisetzung von gelöster organischer Substanz und zu hohen Konzentrationen anderer Elemente und Verbindungen in der Bodenlösung. Diese sehr hohen Konzentrationen sind meist nur von kurzer Dauer, ein recht einheitliches Niveau stellt sich schnell ein (Kalbitz, 1992; Kalbitz und Mutscher, 1993)
- mit der Wasserzufuhr soll keine Stoffzufuhr erfolgen, da diese die Erkennung der Faktoren erschwert, die die DOM-Freisetzung und die Schadstoffmobilisierung im Boden bestimmen
- verabreichte Niederschlagsmengen können von natürlichen Starkniederschlägen erreicht und überschritten werden
- 150 mL Perkolat werden als Minimum für die verschiedenen Analysen benötigt.

Entsprechend den Erfahrungen von Kalbitz und Mutscher (1993) war geplant, am 1. Tag 40 mm, am 2. Tag 15 mm und am 3. Tag 10 mm an Aqua dest. zuzuführen. Die Bewässerung der Kleinmonolithe der Dübener Heide konnte so wie geplant vorgenommen werden mit einer für alle Monolithe einheitlichen Wasserzufuhr (Abb. 4). Die Unterschiede im Bodensubstrat der Standorte in der Muldeaue führten zu einer unterschiedlich schnellen Bodenwasserbewegung, zu einer unterschiedlich großen Speicherung der zugeführten Wassermengen im Boden und damit zu sehr unterschiedlich großen Perkolatmengen. Um die für die Analysen notwendigen Perkolatmengen auch von den Standorten Bob und Gre zu bekommen, mußte hier entsprechend stärker bewässert werden. Eine Alternative hätte in der Zuführung größerer Wassermengen zu allen Monolithen bestanden. Extreme Unterschiede in der Perkolatmenge, bei Auswaschungsprozessen und damit auch in der Stoffkonzentration und in den fließenden Stoffmengen zwischen den verschiedenen Standorten wären die Folgen.



Sehr hohe Temperaturen während der 2. Niederschlagsperiode (Monolithe der Muldeaue) machten einen Ausgleich der starken Evapotranspiration notwendig. Aus

Abb. 4: Bewässerungsregime der Kleinmonolithe der Dübener Heide

Anh. B/Tab. 1 gehen die Termine der Bewässerung und die verabreichten Wassermengen für die Monolithe der Muldeae hervor. In dieser Darstellung sind auch die Wassermengen in den Monolithen vor jeder Niederschlagsperiode enthalten. Diese sind wesentlich niedriger, als die zugegebenen Niederschlagsmengen, so daß von einem vollständigen Austausch des beweglichen Bodenwassers ausgegangen werden kann. Die Perkolatmengen zwischen den verschiedenen Monolithen unterschieden sich am jeweils ersten Tag der Perkolations nach Trockenheit zum Teil sehr stark. Deshalb wurden die gewonnenen Bodenlösungen der Monolithe mit schneller und ergiebiger Perkolations in ein erstes und zweites Perkolat geteilt.

Gravimetrische Bestimmungen der Bodenfeuchte vor und nach jedem Niederschlagsereignis durch Wiegen der Monolithe und die Analyse des Wassergehaltes vor Versuchsbeginn sowie ein Temperaturmonitoring und die Bestimmung von Trockenrohdichte, Wasserkapazität und Porenvolumen in jedem Kleinmonolith nach Versuchsende dienten der Kontrolle der Umsatz- und Perkolationsbedingungen. Die durch den Boden perkolierende Lösung floß über den schrägen Metalluntersatz (Abb. 3) in einen Vorratsbehälter. In den Perkolaten erfolgte die Bestimmung von:

- DOC, pH-Wert, Leitfähigkeit
- basische Kationen (Ca, Mg, K, Na,  $\text{NH}_4^+$ )
- wichtige Anionen (Nitrat, Sulfat, Nitrit, Chlorid), Phosphor
- wichtige Schwermetalle (Cd, Zn, Mn, Fe, Cr, Cu, Pb, Hg (nur Muldeae), Ba) Al und As
- HCH-Isomere in 106 Perkolaten der Muldeae (2. und 3. Niederschlagsperiode), PAHs in 53 Perkolaten der Muldeae (2. Niederschlagsperiode)

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Bodenkontamination in der Dübener Heide und der Muldeae war es nur in den Perkolaten der Muldeae notwendig, Hg und organische Schadstoffe zu analysieren. Bei den organischen Schadstoffen mußte wegen des hohen analytischen Aufwandes eine Beschränkung erfolgen. Die HCHs als besonders relevante Schadstoffgruppe in den Böden der Muldeae und die PAHs als ubiquitär verbreitete Verbindungen wurden ausgewählt. Im Verlauf der Untersuchungen erwies es sich als sinnvoll, die PAH-Analysen auf die zweite Niederschlagsperiode zu beschränken, da in diesen Perkolaten die höchsten DOC-Konzentrationen gemessen werden konnten. Die HCH-Analytik wurde darüber hinaus auf die dritte Niederschlagsperiode ausgedehnt, um die sehr hohe Variabilität der Meßwerte zu vermindern.

Nach Abschluß der Perkolations wurden die folgenden chemischen und biologischen Bodeneigenschaften sowie Schadstoffgehalte (Monolithe der Muldeae) in den oberen 10 cm bestimmt:

- Charakterisierung von Menge und Qualität der organischen Substanz durch die Bestimmung von  $C_{\text{org}}$ ,  $N_{\text{org}}$ ,  $C_{\text{biot}}$ ,  $N_{\text{biot}}$
- Bodenatmung und Biomasse
- pH-Wert, KAK und Anteil der Basen (Na, K, Ca, Mg) an der Basensättigung, H-Wert
- oxalat- und dithionitlösliches Eisen
- Elementgehalte des Bodens (nur Monolithe der Muldeae; s. Perkolatuntersuchungen) als Gesamtgehalte sowie als mobilisierbare und wasserlösliche Anteile (Wasserextrakt durch Schütteln des Bodens und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt)
- Gehalte der Böden an HCHs und PAHs (nur Monolithe der Muldeae)

Die Auswahl der in der obersten Schicht zu bestimmenden Eigenschaften geschah unter den Gesichtspunkten, die für die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung in Frage kommenden Bodeneigenschaften zu

erfassen. Aufgrund der niedrigen Schadstoffgehalte in den Böden der Dübener Heide wurde auf eine gesonderte Schadstoffanalytik in jedem Monolith verzichtet und auf die in Tab. 1 dargestellten Ergebnisse zurückgegriffen. In der Bodenschicht 10 bis 25 cm erfolgte neben der Analyse der C- und N-Parameter vor allem die Bestimmung solcher Eigenschaften, die für eine Konzentrationserniedrigung der DOM verantwortlich sein können:

- $C_{org}$ ,  $N_{org}$ ,  $C_{hw}$ ,  $N_{hw}$
- pH-Wert, KAK und Anteil der Basen (Na, K, Ca, Mg) an der Basensättigung, H-Wert
- oxalat- und dithionitlösliches Eisen

Mit dem vorgestellten Kleinmonolithversuch wird versucht, den Teil der organischen Substanz und der im Boden akkumulierten Schadstoffe zu erfassen, der sich am schnellsten aus der oberen Bodenschicht bewegt und so das Grundwasser und Oberflächengewässer stark beeinflusst. Deshalb bilden die gemessenen Stoffkonzentrationen und -mengen im Bodenperkolat die Grundlage für die Ergebnisdarstellung und -interpretation. Mit diesem Versuch ist es nicht möglich, den Einfluß unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten auf die DOM-Freisetzung zu untersuchen. Informationen über die aktuelle Verteilung des Bodenwassers im Monolith und die Auswirkungen auf die Perkolatzusammensetzung können nicht gewonnen werden. Es muß beachtet werden, daß die Versuchsdurchführung hauptsächlich einer geländenahe Simulation der Wirkungen von Starkniederschlägen bei trockenem Boden auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung diene. Die Versuchsauswertung ist schwierig, da die meßbaren Stoffkonzentrationen im Perkolat das Ergebnis des Zusammenwirkens der unterschiedlichsten Bodeneigenschaften in verschiedenen Tiefen des Monolithes sind. Die Aufdeckung korrelativer Zusammenhänge zwischen Boden- und Perkolateigenschaften soll dazu dienen, Ursachen der DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung zu erkennen.

### 3.2 Untersuchungen an Bodenprofilen zum Einfluß der DOM auf die Mobilität von Schwermetallen und HCH sowie zum DOC-Gehalt des Bodens

Die Analyse der Bodenprofile zeigte (Abschn. 2.2.3), daß vor allem in Kel und Spi mit einer aktuellen Mobilisierung und Tiefenverlagerung von Schwermetallen und HCHs gerechnet werden muß. Deshalb wurde an diesen beiden Profilen versucht, die Tiefenverteilung der gelösten organischen Substanz, der mobilisierbaren Anteile an Schwermetallen (einschließlich Arsen) und HCH zu bestimmen. Ziel war, herauszufinden, ob ein Zusammenhang zwischen den mobilisierbaren Anteilen der Schadstoffe und der DOM besteht. Gleichzeitig können die Ergebnisse zur Bestimmung von Bodeneigenschaften genutzt werden, die für die DOC-Gehalte und die mobilisierbaren Schadstoffanteile verantwortlich sind. Zur Bestimmung der DOC-Gehalte der Böden und der mobilisierbaren Anteile an Schwermetallen und Arsen wurden 12 weitere Bodenproben aus zwei benachbarten Profilen genutzt, die nur geringe Schadstoffkonzentrationen im Boden enthielten (Knappe, 1995).

Während für die Bestimmung der Gehalte des Bodens an mobilisierbaren Schwermetallen in der gegenwärtigen Literatur mit der  $NH_4NO_3$ -Methode (Hornburg et al., 1995) oder mit dem Wasserextrakt (z.B. Schlinkert, 1992; Krüger et al., 1995) bereits praktikable Methoden vorliegen, findet man in der Literatur nur wenige Angaben zur Charakterisierung mobiler Anteile von organischen Schadstoffen. Wasserlösliche Anteile organischer Schadstoffe werden zumeist zur Ermittlung von Verteilungskoeffizienten des Schadstoffes zwischen

fester und flüssiger Bodenphase bestimmt. Dabei spielen das Boden/Wasserverhältnis und die Elektrolytzusammensetzung für die wasserlöslichen Schadstoffanteile eine wichtige Rolle. Tebaay (1994) kommt zu der Schlußfolgerung, daß ein Bodenwasserverhältnis von 1:5 und die Verwendung von Aqua dest. den ökologisch ungünstigsten Fall am besten simuliert mit einer sehr hohen Löslichkeit von schwer wasserlöslichen organischen Schadstoffen.

Es bereitet noch immer große Schwierigkeiten, den DOC-Gehalt des Bodens zu bestimmen. Ist man an der DOC-Konzentration in der Bodenlösung interessiert, findet zumeist der Sättigungsextrakt oder zumindest ein sehr enges Wasser/Bodenverhältnis Anwendung (Ulrich und Khanna, 1972; Schlunkert, 1992). Weite Wasser/Bodenverhältnisse führen zumeist zu höheren Extraktionsausbeuten. Zsolnay (1993) spricht in diesem Zusammenhang von der wasserextrahierbaren organischen Substanz.

Zwei unterschiedliche Extraktionsmethoden wurden angewendet. Sie sollen die Zusammensetzung der Bodenlösung wiedergeben und die wasserlöslichen Gehalte des Bodens an DOC, HCHs und Schwermetallen reflektieren.

#### 1. "Erweiterter" Sättigungsextrakt als Äquivalent zu Gehaltsbestimmungen in der Bodenlösung

200 g feldfrischer Boden (Lagerung bis zur Versuchsdurchführung im Kühlschrank) werden gesiebt (5 mm), homogenisiert und mit Reinstwasser versetzt, bis eine Sättigungspaste erreicht wird. Danach gibt man noch einmal 50 mL Reinstwasser dazu und verrührt den Extrakt sorgfältig. Der Extrakt verbleibt unter mehrmaligen Rühren 24 Stunden im Kühlschrank (4° C), wird danach 40 min bei 2000 u min<sup>-1</sup> zentrifugiert und nach Vorfiltration durch einen Glasfaserfilter membranfiltriert. Die Unterschiede in der Wasserkapazität der Böden (Tab. 1/2) ließen die Verwendung eines einheitlichen Boden/Wasserverhältnisses von höchstens 1:0,8 nicht zu, wie es bei Ulrich und Khanna (1972) für Untersuchungen der Bodenlösung vorgeschlagen wird. Die vorgenommene Wasserzugabe entspricht aber bei sandigen Böden einem Boden/Wasserverhältnis von 1:0,8. Ein reiner Sättigungsextrakt konnte aufgrund der benötigten Lösungsmenge nicht verwendet werden. Mit dem erweiterten Sättigungsextrakt lassen sich vergleichbare Mengen an Bodenlösung von sehr verschiedenen Böden extrahieren. Die ermittelten Gehalte an DOC und an Schadstoffen sollte man vorrangig als Konzentrationswerte im Extrakt aus dem Boden verwenden.

#### 2. Wasserextrakt zur Bestimmung potentiell wasserlöslicher organischer Substanzen und von mobilisierbaren Schadstoffanteilen im Boden

30 g feldfrischer Boden werden mit 100 mL Reinstwasser versetzt und 2 Stunden über Kopf mit 20 u min<sup>-1</sup> geschüttelt. Danach erfolgt die Gewinnung der flüssigen Phase wie bei dem oben beschriebenen Sättigungsextrakt. Eine Schüttelzeit von 2 h wurde gewählt, um bei den Böden mit ihren hohen Gehalten an organischer Substanz die Ausbildung reduzierender Bedingungen zu vermeiden. Die unterschiedlichen Gehalte der Böden an organischer Substanz (0...21 % C<sub>org</sub>) hätten bei einheitlichen Einwaagen auf TS-Basis sehr unterschiedlich konsistente Extrakte mit stark abweichenden Extraktmengen ergeben. Die auf dieser Basis ermittelten Werte sollten vorzugsweise als Gehalt des Bodens (bezogen auf 1 kg TS) angegeben werden. Nur zum Vergleich der Proben untereinander ist die Verwendung der analysierten Konzentrationen im Extrakt zulässig. Das weite



Wasser/Bodenverhältnis führt zu einer Zusammensetzung der flüssigen Phase, die stärker als der Sättigungsextrakt von der natürlichen Bodenlösung abweicht.

In beiden Wasserextrakten erfolgte die Bestimmung der im Abschn. 3.1 aufgeführten Eigenschaften (außer PAH-Gehalte). In den Böden wurden die Gehalte an Schwermetallen (Gesamtgehalte, mobilisierbare Anteile mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Methode) und HCHs untersucht.

### 3.3 Untersuchung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung

Mit Hilfe eines weiteren Kleinmonolithversuches erfolgte die Bestimmung des Einflusses von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und die Schadstoffmobilisierung unter möglichst geländenahen Bedingungen. Ein Inkubationsversuch mit kleinen Bodenmengen im Labor wurde konzipiert, um die mögliche Wirkung veränderter und z.T. extremer Umweltbedingungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM und mobilisierbare Schadstoffgehalte zu testen. Ausgewählt wurden die Standorte Kel und Gre mit ihren sehr hohen Bodenkontaminationen an Schwermetallen bei gleichzeitig differierenden Bodeneigenschaften und einer unterschiedlichen HCH-Konzentration im Boden. Trotzdem muß auch in Gre mit einer hohen  $\beta$ -HCH-Mobilisierung gerechnet werden (Abschn. 4.4.2.2). Der im Vergleich zu Kel ähnlich hoch kontaminierte Boden von Spi wurde aufgrund vergleichbarer Eigenschaften mit Kel nicht mit in die Untersuchungen einbezogen.

#### 3.3.1 Kleinmonolithversuch

Die Probenahme erfolgte Mitte August 1994 in der im Abschn. 3.1 beschriebenen Art und Weise, wobei je Standort 12 Monolithe entnommen wurden. Folgende Varianten (4 Wiederholungen) wurden untersucht: Kontrolle (K), Umbruch (U), Umbruch plus Kalkung (U+Ca). Diesen Varianten liegen nachfolgende Überlegungen zugrunde:

- Ein Umbruch von kontaminiertem Grünland ist denkbar und wurde sogar als eine Sanierungsmöglichkeit in Betracht gezogen (Tiefpflügen verdünnt die hohen Bodenbelastungen, die sich vor allem in den oberen 10 cm konzentrieren; Anonymus, 1994b). Durch den Umbruch kommt es zu einem starken Mineralisierungsschub, der eine Mobilisierung der an die organische Substanz gebundenen Schadstoffe hervorrufen kann.
- Die Kalkung von Grünlandflächen war bis in das Jahr 1989 eine gängige Praxis der landwirtschaftlichen Betriebe in der Muldeau. Die Kombination von Umbruch und Kalkung könnte die Mobilität von Schwermetallen durch die Erhöhung des pH-Wertes verringern. Es ist aber bekannt, daß Kalkung zu einer verstärkten DOM-Freisetzung aus dem Oberboden führen kann (Schierl et al., 1986; Marschner et al., 1989; Andersson et al., 1994). Dies wiederum zog bei Schierl et al. (1986) erhöhte Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung nach sich.

Die Herstellung der Umbruch- und Umbruch- plus Kalkungsvarianten erfolgte an den in ungestörter Lagerung gewonnenen Kleinmonolithen durch Entnehmen und Homogenisieren der oberen 10 cm. Ein Metallrahmen aus Edelstahl diente nach dem Wiedereinflüllen des Bodens der Volumenvergrößerung des Monolithes. In beiden Bearbeitungsvarianten wurde der vorher zerkleinerte Grasbewuchs mit dem entnommenen Boden vermischt. Der genaue Arbeitsablauf kann Anh. B/1 entnommen werden. Die verabreichte Kalkmenge sollte den pH-Wert des Bodens um eine Einheit anheben. Calciumoxid kam als schnell wirkender Kalkdünger zum

Einsatz, um die Versuchsdauer abzukürzen. Die weitere Versuchsdurchführung gleicht der im Abschn. 3.1 dargestellten Methodik und ist im Anh. B/1 aufgelistet. Bei in allen Monolithen eines Standortes einheitlicher Bodenfeuchte erfolgte zuerst eine zweiwöchige Inkubation bei Tagestemperaturen zwischen 20 und 30°C zur Beschleunigung des Stoffumsatzes. Danach trocknete der Boden 40 Tage aus, wobei die bearbeiteten Varianten wesentlich schlechter abtrockneten als die Kontrollvarianten. Zur Sicherung einer einheitlichen Bodenfeuchte mußte ein Verdunstungsausgleich in den Kontrollvarianten vorgenommen werden. Der "Trockenzeit" folgte eine Niederschlagsperiode, wie sie im Abschn. 3.1 beschrieben wurde (Anh. B/1). Im Perkolat wurden die im Abschn. 3.1 aufgeführten Eigenschaften (außer PAH-Gehalte) analysiert. Neben der Kontrolle der Bodenfeuchte in allen Monolithen (gravimetrisch durch Wiegen der Monolithe) machte die hohe Variabilität der HCH-Konzentrationen in den Perkolaten die Bestimmung der HCH-Gehalte in den Böden aller Monolithe notwendig. Eine Mischprobe je Standort wurde auf ihre Gehalte an  $C_{org}$ ,  $N_{org}$ ,  $C_{hwf}$ ,  $N_{hwf}$  und ihren pH-Wert untersucht. Die Schwermetallgehalte und die Ausprägung anderer Bodeneigenschaften konnten aus dem anderen Monolithversuch (Abschn. 3.1) übernommen werden.

Der Vergleich der Ergebnisse beider Monolithversuche wird durch die hohe räumliche Variabilität der Bodeneigenschaften und Schadstoffgehalte, einen unterschiedlichen Probenahmetermin und höhere Bodenfeuchten im vorliegenden Versuch erschwert. Auch kann es bei der Perkolation der Bodenlösung durch die untere Bodenschicht des Monolithes bereits zu Adsorptionsprozessen kommen, die ablaufende Vorgänge in der bearbeiteten Bodenschicht maskieren.

### 3.3.2 Inkubationsversuch im Labor

Am 6.9.94 erfolgte die Beprobung der Standorte Kel und Gre in einer Tiefe von 0 bis 10 cm für den Ansatz des Inkubationsversuches. Die Böden beider Standorte wurden homogenisiert und mit 2 Wiederholungen je Variante und Termin in Bechergläser mit je 40 g Boden (TS-Basis) gegeben. Dem ging ein Vermischen der für die Varianten notwendigen Zusätze (Gras, Kalk) mit dem Boden voraus. Danach wurden die Bechergläser mit einer atmungsaktiven Folie abgedeckt (außer Trocknungsvariante), um Verdunstungsverluste zu minimieren und bei 25°C 3, 10 und 30 Tage inkubiert. Für die folgenden Varianten können die einzelnen Arbeitsschritte und die zugegebenen Kalk- und Grasmengen Anh. B/2 entnommen werden:

- 2 Kontrollvarianten (KoK: Versuchsdurchführung bei 4°C, KoR: Versuchsdurchführung bei 25°C)
- Variante mit Kalkzusatz (Ca)
- Graszugabe (Gr)
- Kombination aus Gras- und Kalkzugabe (GrCa)
- Überstauung (Üb)
- Trocknung (Tr)
- Trocknung mit anschließender Wiederbefeuchtung (Tr-Wie)

Die zweistündige Wassereextraktion schließt nicht völlig aus, daß es bei der Trocknungsvariante zu einer Überlagerung von Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungseffekten kommt. Deshalb wurde zusätzlich eine Wiederbefeuchtungsvariante untersucht. Gleichzeitig erfolgte eine Ausdehnung der Trocknung auf 60 Tage.

Nach 3, 10 und 30 Tagen Inkubationsdauer wurden die Böden in eine verschließbare Glasflasche überführt und mit 200 mL Reinstwasser versetzt (Trocknungsvariante entsprechend höhere und Überstauungsvariante geringere Wasserzugabe). Die weitere Verfahrensweise bis zur Gewinnung des analysefähigen Wasserextraktes geschah analog der im Abschn. 3.2 beschriebenen Versuchsdurchführung. Auch das verwendete Boden/Wasserverhältnis ist mit dem im Abschn. 3.2 beschriebenen Verhältnis vergleichbar. In den Wasserextrakten wurden übereinstimmend mit dem Kleinmonolithversuch die im Abschn. 3.1 aufgeführten Eigenschaften (außer PAHs) bestimmt.

Die einbezogenen Varianten sollen sowohl Bewirtschaftungseinflüsse als auch den Einfluß von extremen Witterungsbedingungen (Temperaturerhöhung, starke Bodenaustrocknung und Bodenüberstauung) widerspiegeln. Der Versuchsansatz läßt erwarten, daß unter den gewählten Bedingungen diese Einflüsse besonders deutlich sichtbar werden (Homann und Grigal, 1992). Maskierungen der ablaufenden Prozesse im Oberboden, wie sie bei den Kleinmonolithversuchen auftreten können, sind nicht zu erwarten. Deshalb wurde dieser Versuch für qualitative Untersuchungen an der DOM ausgewählt. Ziel dieser Untersuchungen ist ein besseres Verstehen der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltbedingungen auf die DOM und auf mögliche Wirkungen der DOM (Schadstoffmobilisierung). Folgende qualitative Untersuchungen an der gelösten organischen Substanz wurden in den Wasserextrakten vorgenommen:

- Bestimmung spektroskopischer Eigenschaften mit UV/VIS- und Fluoreszenzspektroskopie, die für die Komplexierung von Schwermetallen und die Bindung von  $\beta$ -HCH bedeutsam sein können
- Bestimmung der niedermolekularen Anteile an der DOM mit Hilfe der Ultrafiltration, denn diese DOM-Bestandteile werden in der Literatur oft für die Schwermetallkomplexierung verantwortlich gemacht (Fox et al., 1990; Fox und Comerford, 1990; McKnight et al., 1990; Kuiters und Mulder, 1992).
- Quantifizierung der Menge an  $\beta$ -HCH im Wasserextrakt, die an die DOM gebunden ist
- Fraktionierung der DOM in hydrophile und hydrophobe Säuren, Basen und Neutrale

#### **3.4 Untersuchungen zur saisonalen Dynamik der DOM-Freisetzung und der Schadstoffmobilisierung**

Von Mai 1994 bis zum April 1995 erfolgte monatlich die Beprobung der Böden aller ausgewählten Standorte in der Muldeae in einer Tiefe von 0 bis 25 cm (A- und aM-Horizont) und in der Dübener Heide der O- und A-Horizonte. Damit wurden die Tiefen ausgewählt, von denen der größte Einfluß auf die DOM-Freisetzung ausgeht. Der Standort Spi wurde wie im Abschn. 2.2.4.1 beschrieben, in eine sandig/kiesige und eine schluffige Fläche unterteilt. In Kel zwangen Sanierungsarbeiten zu einer Beprobung einer anderen Teilfläche ab November 1994. Diese Teilfläche zeichnet sich durch etwas verringerte Gehalte an organischer Substanz aus. Nennenswerte Unterschiede in der Schadstoffkontamination bestehen nicht. Auffällig war die geringere Bodenfeuchte in dieser Teilfläche im Vergleich zu der Fläche, die bis Oktober 1994 beprobt wurde. Nach der Probenahme erfolgte der Ansatz der Sättigungsextrakte nach der im 3.2 beschriebenen Methodik. Dieser Extrakt kam zur Anwendung, da die Zusammensetzung der Bodenlösung und deren saisonale Dynamik im Mittelpunkt des Interesses stand. So wird von Schlinkert (1992) der Sättigungsextrakt als Methode zur Erstellung von Jahresverlaufskurven der im Bodenwasser gelösten Stoffe unter besonderer Berücksichtigung der DOM empfohlen. In den Sättigungsextrakten erfolgte die Analyse der im Abschn. 3.1 aufgeführten Eigenschaften (außer PAHs und Hg; HCH-Isomere nur Muldeae). Zum jeweiligen Beprobungstermin wurde die

Bodenfeuchte gravimetrisch bestimmt, denn die Dynamik von Niederschlag und Temperatur spiegelt sich auch in der Bodenfeuchte wider.

### 3.5 Analysenmethoden

#### 3.5.1 Bodenanalysen

- Gesamtporenvolumen, Wasserkapazität (entspricht in etwa der Feldkapazität bei  $pF=1,8$ ), Lagerungsdichte anhand von Stechzylindern im Labor (Schlichting et al., 1995)
- $C_{org}$ : trockene Verbrennung bei  $1000^{\circ}C$  und Infrarotdetektion des entstehenden  $CO_2$ , wenn nötig Abzug des anorganischen Kohlenstoffs (C-MAT 550 der Fa. Ströhlein)
- $N_{org}$ : Kjeldahl-Verfahren (Kjeldec Auto Sampler System 1035 Analyser, Fa. Tecator)
- $C_{hwj}$  und  $N_{hwj}$  (20 g Boden werden 1h mit 100 mL Aqua dest. gekocht; Körschens et al., 1990)
- pH-Wert: in 0,01 M  $CaCl_2$ -Lösung (Glaselektrode, Autochemistry System, Fa. Orion)
- Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{pot}$ ) und Anteil der Basen Na, K, Ca und Mg (nach Kappen-Adrian, Schlichting et al., 1995). Summe der austauschbaren Wasserstoff- und Aluminiumionen (H-Wert) nach Kappen-Adrian (Schlichting et al., 1995)
- oxalat- und dithionitlösliches Eisen (Schlichting et al., 1995)
- Textur mit Pipettmethode nach Köhn (Schlichting et al., 1995)
- Basalatmung des Bodens und mikrobielle Biomasse nach der Methode der substratinduzierten Respiration (Anderson und Domsch, 1978; Heinemeyer et al., 1989)
- Keimzahlen an Pilzen und Bakterien (Müller, 1965)
- Gehalte der Böden an Schwermetallen und Arsen im Königswasseraufschluß (Anonymus, 1983)
  - Analyse der Extrakte mit ICP/AES (Spektroflame), mit AAS im Graphitrohr (Cd, Cu, Pb) und mit Kaltdampf-AAS (Hg)
- mobilisierbare Gehalte der Böden an Schwermetallen und Arsen im  $NH_4NO_3$ -Extrakt (Anonymus, 1992)
  - Bestimmung der Gehalte im Extrakt wie bei der Bestimmung der Gesamtgehalte
- wasserlösliche Gehalte an Schwermetallen
  - Ausschütteln des Bodens mit Reinstwasser bzw. Ansatz eines Sättigungsextraktes (Abschn. 3.2)
  - Weiterbehandlung der Wasserextrakte und Analyse der Elementgehalte in der flüssigen Phase s. Analysen von wäßrigen Lösungen
- Gesamtgehalte an HCHs, HCB und PAHs
  - Soxtec-Extraktion mit einem Aceton/Hexan-Gemisch
  - nach einem Clean-up Bestimmung der HCHs und von HCB mit GC/ECD und der PAHs mit HPLC/Fluoreszenzdetektion (Anh. B/3)
- wasserlösliche Gehalte an HCHs
  - Herstellung der Extrakte s. Abschn. 3.2
  - Bestimmung der HCH-Gehalte s. Analysen von wäßrigen Lösungen

Nachweisgrenzen der verwendeten Verfahren sind in Anh. B/Tab. 2 aufgeführt.

#### 3.5.2 Analysen von wäßrigen Lösungen (Perkolate, Wasserextrakte)

##### Methoden zur Charakterisierung der stofflichen Zusammensetzung

- allgemeine Behandlung von Bodenperkolaten und Wasserextrakten
  - Membranfiltration durch  $0,45 \mu m$ , Lagerung im Kühlschrank bis zur Analyse bzw. Lagerung der Bodenperkolate und der Wasserextrakte des Inkubationsversuches bei  $-18^{\circ}C$  für die Analyse der HCHs, PAHs und der qualitativen Untersuchungen an der DOM
- DOC-Gehalt (Nachweisgrenze s. Anh. B/Tab.2)
  - Sofortige Bestimmung des Gesamtkohlenstoffgehaltes durch katalytische Verbrennung bei  $680^{\circ}C$  und Infrarotdetektion des entstehenden  $CO_2$ , Bestimmung des anorganischen Kohlenstoffs (IC) durch Carbonatzerstörung mit Phosphorsäure, Ermittlung des DOC-Gehaltes über Differenzbildung (TOC 5050 der Fa. Shimadzu); in Ausnahmefällen maximale Lagerung von 3 Tagen im Kühlschrank

- sofortige Messung von pH-Wert mit Glaselektrode (Autochemistry System 960, Fa. Orion) und Leitfähigkeit mit Konduktometer (LF 537, Elektrode TetraCon 96, Fa. WTW)
- Gehalte an basischen Kationen, Schwermetallen, Aluminium, Arsen und Phosphor im Bodenperkolat, im Wasserextrakt und im erweiterten Sättigungsextrakt (Nachweisgrenzen s. Anh. B/Tab. 2)
  - Ansäuern eines Aliquots mit Salpetersäure zur Stabilisierung, Lagerung im Kühlschrank bis zur Analyse
  - Messung der Gesamtgehalte in der wäßrigen Phase mit ICP/AES bzw. mit AAS (Hg)
- Gehalte an  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  (Nachweisgrenzen s. Anh. B/Tab. 2)
  - Lagerung der Proben bis zur Messung im Kühlschrank, Anwendung der Ionenchromatographie (DX 100 mit Leitfähigkeitsdetektion der Fa. Dionex)
- Gehalte an  $\text{NH}_4^+$  (Nachweisgrenze s. Anh. B/Tab. 2)
  - Lagerung der Proben bis zur Messung im Kühlschrank, photometrische Bestimmung mit Spectroquant-Reagenziensatz (Photometer EPOS der Fa. Eppendorf)
- Gehalte an HCH-Isomeren (Nachweisgrenzen s. Anh. B/Tab. 2)
  - Popp et al. (1994), weitere Verbesserung der Methode (s. auch Popp et al., 1995): Expositionszeit der Mikrofestphase in der Probe: 40 min, Injektortemperatur des GC: 250°C, Endtemperatur im GC von 250°C: 10 min
- Bestimmung der PAH-Gehalte in den Perkolaten des ersten Kleinmonolithversuches mit Festphasenextraktion und HPLC/Fluoreszenzdetektion (Anh. B/4; Nachweisgrenzen s. Anh. B/Tab. 2)

#### **Methoden zur Charakterisierung der qualitativen Zusammensetzung der DOM und zur Bindung von $\beta$ -HCH an die DOM**

##### Ultrafiltration

Mit Hilfe der Ultrafiltration wird der niedermolekulare Anteil an der DOM bestimmt. Wichtiger war bei der Anwendung dieser Methode, das "frei" gelöste  $\beta$ -HCH von dem an die DOM gebundenen  $\beta$ -HCH abzutrennen, um den Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von  $\beta$ -HCH zu quantifizieren. Dieses Verfahren wird beschrieben von Tramonti et al. (1986) sowie Deschauer und Kögel-Knabner (1989) und basiert darauf, daß der frei in Lösung vorkommende organische Schadstoff die Membran passieren kann und der an die DOM gebundene Schadstoff von der Membran zurückgehalten wird. Die Analyse der Schadstoffkonzentration in der Probe und im Ultrafiltrat und eine nachfolgende Differenzbildung gestattet es, den an die DOM gebundenen Schadstoffanteil und damit den Verteilungskoeffizienten von  $\beta$ -HCH zwischen Wasser und der DOM ( $K_{\text{DOC}}$ ) zu ermitteln. Eigene Vorversuche sowie die Arbeit von Tramonti et al. (1986) zeigten, daß bei einer Ausschlußgröße der Membran von 1000 Dalton das beste Trennergebnis erzielt wird. Diese Ausschlußgröße kann gleichermaßen als Grenze zwischen nieder- und hochmolekularen Anteilen an der DOM angesehen werden.

Problematisch während der Ultrafiltration sind Konzentrationspolarisierung (Anreicherung rückgehaltener Substanzen an der Membranoberfläche) und Membranenfouling (Ablagerung und Anhäufung von Partikeln und Substanzen auf der Membran und/oder von niedermolekularen Verbindungen in den Membranporen). Diese Effekte können durch ein ständiges Rühren, durch eine begrenzte Probenmenge und eine nur begrenzte Aufkonzentrierung in der Ultrafiltrationszelle vermindert werden. Die Anwendung der Ultrafiltration zur Charakterisierung der Molekülgrößenverteilung innerhalb der DOM beschreiben in der jüngeren Literatur Herbert et al. (1993) und Alberts et al. (1994). Eine kritische Auseinandersetzung mit dieser Methodik kann bei Aiken (1984) sowie bei Jucker und Clark (1994) nachgelesen werden.

Durchführung der Ultrafiltration:

- Verwendung der Ultrafiltrationszelle 8050 und der Ultrafiltrationsmembran YMI (Fa. Amicon)

- Spülen der Membran 24 h in Reinstwasser bei mehrmaligen Wasserwechsel
- Einfüllen von 25 mL Probe, Ultrafiltration bei einem Druck von 4 bar unter N<sub>2</sub>-Atmosphäre und unter ständigem Rühren
- Verwerfen der ersten 4 mL
- Auffangen des Ultrafiltrates
- Abbruch der Ultrafiltration bei einer Einengung des Volumens in der Rührzelle auf 20 % des Ausgangsvolumens
- DOC- und HCH-Analyse in der Probe und im Ultrafiltrat
- Blindwertkorrektur mit Hilfe der Ultrafiltration von Reinstwasser bzw. einer DOM-freien HCH-Standardlösung

Vorversuche zeigten, daß nur bei  $\beta$ -HCH mit dieser Methodik verwendbare Ergebnisse zu erzielen sind. Das  $\alpha$ -Isomer wird zu stark von der hydrophilen Membran adsorbiert (bis zu 80 % der Ausgangskonzentration). Bei  $\gamma$ -HCH ist diese Adsorption zwar schwächer, aber die Konzentrationen in den Proben reichte für eine Trennung nicht aus.

#### Spektroskopische Untersuchungen zur Charakterisierung der DOM

Beispiele für UV/VIS-absorbierende Elektronensysteme sind funktionelle Gruppen, die Stickstoff, Sauerstoff oder Schwefel enthalten sowie Aromaten und konjugierte Doppelbindungen (Geyer, 1994). Mit Hilfe der Absorption bei verschiedenen Wellenlängen im ultravioletten Licht (254 nm, 265 nm, 280 nm, 285 nm, 365 nm) wurden einige Maßzahlen zur qualitativen Charakteristik der DOM gewonnen. In der Literatur werden die Absorption bei 254 nm (bzw. 250 nm; Dobbs et al., 1972; Mrkva, 1975; De Haan et al., 1982) und 280 nm (Chin et al., 1994), das Verhältnis der Absorption bei 265 und 280 nm (Wilander et al., 1974), der Quotient Absorption bei 285 nm /DOC (Buffle et al., 1982; Buffle und Deladoey, 1982; Zumstein und Buffle, 1989; Rostan und Cellot, 1995) und die Absorption bei 365 nm (De Haan, 1972; zit. in De Haan und De Boer, 1978) hervorgehoben. Mit den aufgenommenen Fluoreszenzspektren sollen weitere Eigenschaften der gelösten organischen Substanz beider Standorte und der vorgenommenen Behandlungen aufgedeckt werden.

Aufnahme der UV/VIS-Spektren:

- Spektrometer Carry 3 (Fa. Varian)
- Verwendung einer Küvette mit 10 mm Schichtdicke, Basislinienkorrektur gegen Aqua bidest.
- Wellenlängenbereich: 195 bis 500 nm, Versuchsdurchführung bei Zimmertemperatur

Aufnahme der Fluoreszenzspektren:

- Spektralphotometer LS 50B (Fa. Perkin Elmer) im Synchronmodus
- Verwendung einer Küvette mit 10 mm Schichtdicke, Versuchsdurchführung bei Zimmertemperatur
- Wellenlängenbereich: 290 bis 560 nm, Scangeschwindigkeit: 240 nm s<sup>-1</sup>, Wellenlängendifferenz: 18 nm, Spaltbreite anregungsseitig: 10 nm, Spaltbreite emissionsseitig: 5 nm
- Durchführung einer Spektrenakkumulation zur Verbesserung des Signal/Rauschverhältnisses

#### Fraktionierung der DOM in hydrophobe Säuren und Neutralstoffe sowie in hydrophile Säuren, Basen und Neutralstoffe

Diese Art der Fraktionierung der gelösten organischen Substanz basiert auf den verschiedenen Ladungseigenschaften der Bestandteile der DOM bei unterschiedlichen pH-Werten. Die Grundlage der Auftrennung in hydrophile und hydrophobe Bestandteile ist der Kapazitätsfaktor der Verbindungen zum nichtionischen XAD-8 Harz bei einem pH-Wert von 2 (Leenheer, 1981). Der Begriff hydrophobe Stoffe beschränkt sich streng

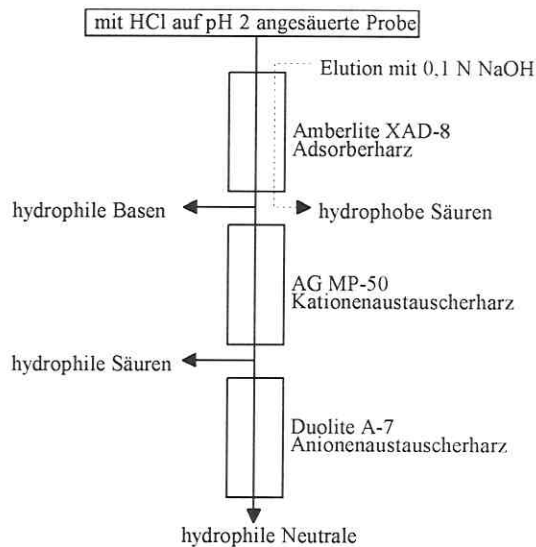


Abb. 5: Ablaufschema der DOM-Fraktionierung

genommen auf die bei einem pH-Wert von 2 isolierte Verbindungen, wenn deren Carboxylgruppen protoniert und die Moleküle ungeladen sind. Die Durchführung der DOM-Fraktionierung erfolgte in Anlehnung an die Methode von Leenheer und Huffman (1976) und Leenheer (1981). Sie wurde nach einer modifizierten und im Aufwand reduzierten Methode vorgenommen, die bei Guggenberger (1992) und Kalbitz (1992) nachgelesen werden kann. Abb. 5 gibt einen Überblick über den Ablauf der DOM-Fraktionierung.

### 3.6 Datenverarbeitung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit dem Programmpaket Statistica für Windows (Version 4.5). Dies umfaßte im wesentlichen die Ermittlung von Mittelwerten, Standardfehlern und der Standardabweichung, die Durchführung von Korrelations- und Regressionsanalysen und den varianzanalytischen Vergleich von Mittelwerten (ANOV/MANOVA-Prozedur, t-Test). Falls nicht anders erwähnt, wurde als Signifikanzschwelle eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % gewählt.

#### 4 Einfluß der Bodeneigenschaften auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung

##### 4.1 Die DOM-Freisetzung aus dem Oberboden - Ergebnisse und Diskussion der Kleinmonolithversuche

###### 4.1.1 Höhe und Dynamik der DOM-Freisetzung

Von den Kleinmonolithen der Dübener Heide besitzen die Perkolate der Standorte Rei und Lub signifikant höhere DOC-Konzentrationen als die von Luk und Pou (Abb. 6). Weitere signifikante Unterschiede in der DOC-Konzentration der Perkolate zwischen den Standorten bestehen nicht. Hohe DOC-Konzentrationen in Rei werden von der intensivsten Perkolations aller Standorte in der Dübener Heide begleitet. Beides führt zum stärksten DOM-Austrag beim Vergleich der Monolithe der Dübener Heide im Untersuchungszeitraum (Abb. 7). In Pou hat die Kombination aus niedrigen DOC-Konzentrationen und geringen Perkolatvolumina die niedrigste freigesetzte DOC-Menge aller untersuchten Standorte in der Dübener Heide zur Folge.

Die DOM-Freisetzung erreicht in den Böden der Muldeauce ein ähnliches Niveau wie in der Dübener Heide. Auffällig ist die größere Variabilität sowohl zwischen den einzelnen Standorten als auch innerhalb eines Bodens im Vergleich zur Dübener Heide (Abb. 6). Nur die Böden von Gre und Spi/schluffig besitzen eine signifikant geringere mittlere DOC-Konzentration im Vergleich zu den anderen Standorten (Abb. 6). Die hohen

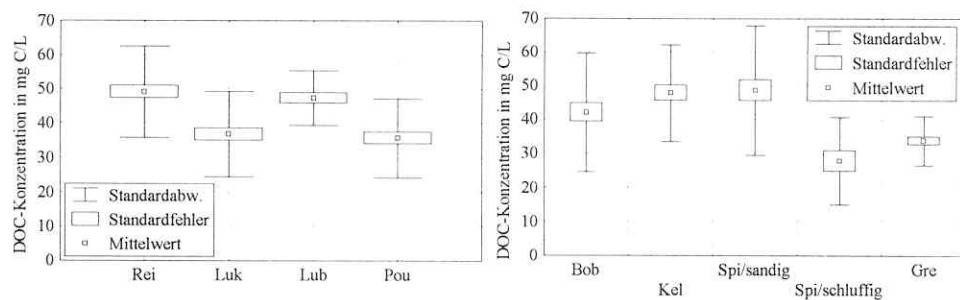


Abb. 6: DOC-Konzentration in allen untersuchten Perkolaten der Monolithe der Dübener Heide und der Muldeauce

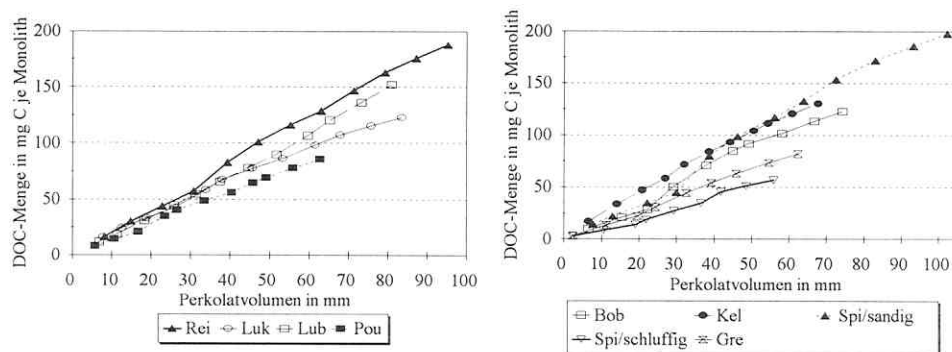


Abb. 7: Summenkurven der freigesetzten DOC-Menge je Monolith und des gewonnenen Perkolatvolumens im Verlauf des gesamten Kleinmonolithversuches



DOC-Konzentrationen in den Perkolaten von Spi/sandig werden von den größten fließenden Wassermengen aller Monolithe begleitet. Die Folge ist eine signifikant höhere DOM-Freisetzung als in Bob und Kel trotz vergleichbarer DOC-Konzentrationen (Abb. 7). Ähnliche DOC-Konzentrationen in Bob und Kel und ähnliche Perkolatvolumina bedingen nur geringe Unterschiede in den freigesetzten DOC-Mengen dieser Standorte. In den Perkolaten der Monolithe von Gre und Spi/schluffig werden die niedrigen DOC-Konzentrationen von geringen Perkolatvolumina begleitet. Dies führt zu den geringsten freigesetzten DOC-Mengen in der Muldeau.

Die Summenkurven der freigesetzten DOC-Mengen im Untersuchungszeitraum (Abb. 7) zeigen, daß die Unterschiede zwischen den Standorten erst mit zunehmender Versuchsdauer deutlich sichtbar werden. Daraus kann die Notwendigkeit einer ausreichend langen Versuchszeit abgeleitet werden. Gleichzeitig wird sichtbar, daß die Unterschiede in den freigesetzten DOC-Mengen auch noch bestehen, wenn gleiche Perkolatvolumina zugrunde gelegt werden. Dies verweist auf die große Bedeutung der DOC-Konzentration im Bodenperkolat zur Charakterisierung der DOM-Freisetzung.

Wird aus den zugegebenen Bewässerungsmengen auf einen möglichen Jahresniederschlag von 550 mm (Muldeau) bzw. von 650 mm (Dübener Heide) hochgerechnet, dann ergeben sich folgende jährliche Austräge von Kohlenstoff mit der Bodenlösung aus einer Tiefe von 0 bis 25 cm:

■ Rei:	166 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Luk:	99 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Lub:	116 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Pou:	70 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Bob:	53 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Kel:	64 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Spi/sandig:	113 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Spi/schluffig:	32 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
■ Gre:	38 kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>

Die aufgezeigten Werte können unter Freilandbedingungen sicher nur selten erreicht werden, denn der gesamte Jahresniederschlag wird bei der Berechnung als Starkregen gewertet. So liegen dieser Berechnung mögliche jährliche Sickerwassermengen, die die obere Bodenschicht (25 cm) verlassen, von 125 mm (Muldeau) bis über 300 mm (Dübener Heide) zugrunde. Auch muß unter natürlichen Bedingungen mit einer höheren Evapotranspiration als im Monolithversuch gerechnet werden. Allerdings ermittelte Guggenberger (1992) einen DOM-Austrag aus der Humusaufgabe podsoliger Böden des Fichtelgebirges zwischen 146 und 335 kg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und einen DOM-Austrag aus dem Mineralboden zwischen 70 und 133 kg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Höhere Jahresniederschläge und eine stärkere Podsolierung sind für die von Guggenberger (1992) ermittelten hohen DOM-Austräge verantwortlich. Innerhalb der Kiefernforste spiegelt sich an der Höhe der DOM-Freisetzung der unterschiedliche Immissionseinfluß wider mit der stärksten DOM-Freisetzung im Boden des Standortes (Rei), der die größte Entfernung zu den Großemittenten besitzt. Danach folgen die Standorte Luk und Pou mit jeweils sinkender DOM-Freisetzung bei gleichzeitig steigendem Immissionseinfluß.

Die Ursachen für den geringeren jährlichen DOM-Austrag aus den Böden der Muldeau im Vergleich zur Dübener Heide liegen in einem geringeren jährlichen Niederschlag und in einer stärkeren Bewässerung der

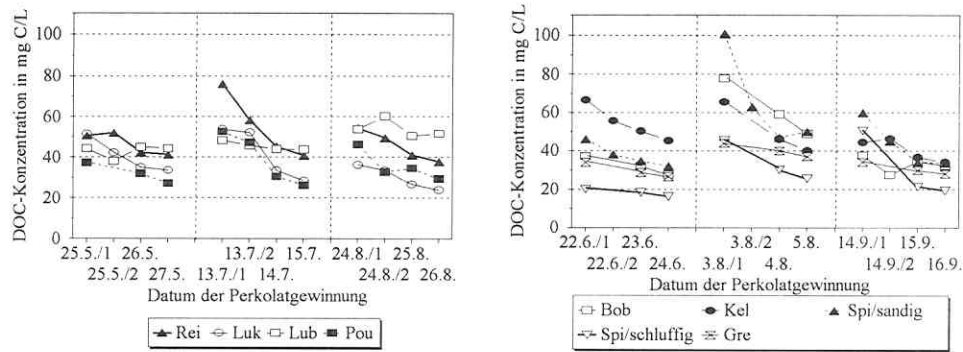


Abb. 8: Dynamik der DOC-Konzentration in den Perkolaten der Dübener Heide und der Muldeaue 1993

Monolithe der Muldeaue im Versuchszeitraum. Eine Schadstoffwirkung auf die DOM-Freisetzung in der Muldeaue kann zu diesem Zeitpunkt nicht abgeleitet werden, denn eine hohe DOM-Freisetzung wurde in stark (Spi/sandig, Kel) und gering (Bob) kontaminierten Böden beobachtet.

Die Dynamik der DOC-Konzentration (Abb. 8) in den Perkolaten der Monolithe der Dübener Heide und der Muldeaue ähnelt einander. Hohe DOC-Konzentrationen zu Beginn jeder Perkolationsperiode werden zumeist von schnell sinkenden Werten abgelöst. Dies wurde auch erwartet, denn nach langer Trockenheit muß im Anfangsstadium von Starkniederschlägen mit hohen DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung gerechnet werden. Es kommt zum Abtransport von in Trockenperioden gebildeten und akkumulierten, wasserlöslichen organischen Verbindungen (Abschn. 4.1.2.5). Eine Ausnahme bildet der Buchenstandort in der Dübener Heide. Hier bleibt während des gesamten Versuchszeitraumes die DOC-Konzentration auf einem recht einheitlichen Niveau ohne erkennbaren Trend. Die Dynamik der freigesetzten DOC-Mengen je Monolith ähnelt der Dynamik der DOC-Konzentrationen, da annähernd gleiche Perkolatvolumina gewonnen wurden. Eine Gegenüberstellung von Perkolatmenge und DOC-Konzentration (exemplarisch für den Standort Rei) ist im Anh. C/1 enthalten. Auch kann man davon ausgehen, daß es im vorliegenden Versuch zu einem Austausch des beweglichen Wassers im Monolith (zumeist wesentlich stärkere Wasserzufuhr als im Monolith gespeichert war; Anh. B/Tab. 1) in Verbindung mit Makroporenfluß kommt.

In den Monolithen der Muldeaue wurden zumeist in der 2. Niederschlagsperiode die höchsten DOC-Konzentrationen ermittelt. Hier spiegelt sich möglicherweise ein Temperatureffekt auf die DOM-Freisetzung wider, denn in dieser Zeit konnten die mit Abstand höchsten Temperaturen (über 30°C vom 3.8. bis 5.8.93) während des gesamten Versuchszeitraumes gemessen werden. Dem stehen 15 bis 25°C in der 1. und 3. Niederschlagsperiode gegenüber. Tate und Meyer (1983), Cronan und Aiken (1985), Dalva und Moore (1991), Guggenberger (1992) und Heikkinen (1994) machen den Anstieg in der mikrobiellen Aktivität für den Anstieg in der DOM-Freisetzung bei höheren Temperaturen verantwortlich. Die Ergebnisse von Kramer et al. (1990) können nicht bestätigt werden, daß die DOM-Bildungsrate unter erhöhten Temperaturen genauso schnell steigt wie der DOM-Abbau.

Der prozentuale Anstieg der DOC-Konzentration im 1. Perkolat nach Trockenheit im Vergleich zum DOC-Mittelwert des jeweiligen Monolithes differiert nur wenig zwischen den Kiefernstandorten in der Dübener Heide. Er beträgt 150...160 % im Vergleich zu nur 125 % in den Monolithen des Buchenstandortes. Die maximalen prozentualen Anstiege der DOC-Konzentration nach Trockenheit im Vergleich zum Mittelwert schwanken dagegen innerhalb und zwischen den Standorten der Muldeau in einem weiten Bereich:

▪ Bob:	174...189 %
▪ Kel:	124...178 %
▪ Spi/sandig:	201...208 %
▪ Spi/schluffig:	170...205 %
▪ Gre:	126...134 %

Auch wechselt in der Muldeau im Unterschied zur Dübener Heide bei einem Vergleich der Höhe der DOC-Konzentrationen die Reihenfolge der Standorte sowohl bei einer Betrachtung der jeweils 1. Perkolate nach Trockenheit als auch der folgenden Perkolate (Abb. 8). Diese sehr hohe Variabilität in der Höhe und Dynamik der DOM-Freisetzung in den Böden der Muldeau zeigt sich auch an den Summenkurven der freigesetzten DOC-Menge (Abb. 7). Dies macht eine Vorhersage zu erwartender DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung sehr schwierig. Es deutet sich an, daß in der Muldeau auf die DOM-Freisetzung eine größere Anzahl an Faktoren wirksam werden als in der Dübener Heide.

#### 4.1.2 Einfluß wichtiger Bodeneigenschaften auf die Höhe und Dynamik der DOM-Freisetzung

##### 4.1.2.1 C/N-Parameter der Böden und mikrobiologische Bodeneigenschaften

In jedem Monolith wurde die organische Bodensubstanz als hauptsächliche DOM-Quelle hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit und Löslichkeit mit einer einfachen und kostengünstigen Methode in zwei Tiefen charakterisiert (Abschn. 3.1). Gleichzeitig soll der Einfluß der Mikroorganismen auf die DOM-Freisetzung mit der Bestimmung der Bodenatmung und der mikrobiellen Biomasse abgeschätzt werden, denn eine Vielzahl von Autoren sehen einen ursächlichen Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Aktivität und der DOC-Konzentration in der Bodenlösung (McDowell und Wood, 1984; Kreutzer und Zelles, 1986; Steinweg und Mansfeldt, 1995). Um mögliche Beziehungen zwischen diesen Bodeneigenschaften und der DOM-Freisetzung zu erkennen, wurden sie mit dem Mittel- und Maximalwert der DOC-Konzentration jedes Monolithes, mit der freigesetzten DOC-Menge je Monolith und dem maximalen prozentualen Anstieg der DOC-Konzentration nach Trockenheit (im Vergleich zum Mittelwert) korreliert.

Die ermittelten Korrelationskoeffizienten zeigen (Tab. 3), daß die Menge an leicht abbaubarer organischer Substanz, die mit dem Heißwasserextrakt erfaßt wird ( $C_{hw}$ ) und die qualitative Beschaffenheit der organischen Substanz (C/N-Verhältnisse in der Humusaufgabe und im Heißwasserextrakt) signifikante Beziehungen zur DOM-Freisetzung in der Dübener Heide besitzen. In der Muldeau weisen fehlende signifikante Korrelationskoeffizienten darauf hin, daß die Mittelwerte der DOC-Konzentrationen und die freigesetzten DOC-Mengen je Monolith zu einem wesentlich geringeren Anteil als in der Dübener Heide vom Zustand der organischen Bodensubstanz und den mikrobiellen Bodeneigenschaften beeinflusst werden.

Tab. 3 : Korrelationskoeffizienten zwischen C- und N-Kennwerten des Bodens, der Bodenatmung und Parametern der DOM-Freisetzung (Mittel- und Maximalwerte der DOC-Konzentration sowie freigesetzte DOC-Menge in den Perkolaten je Monolith, maximaler prozentualer Anstieg der DOC-Konzentration nach Trockenheit je Monolith im Vergleich zum dazugehörigen Mittelwert)

Bodeneigenschaft und Tiefe	DOC-Maximum (DOC <sub>max</sub> /mg L <sup>-1</sup> )	DOC-Mittelwert (DOC <sub>mit</sub> /mg L <sup>-1</sup> )	DOC-Menge (mg)	DOC-Anstieg (%)
C <sub>org</sub> (0 bis 10 cm)				
Muldeauc (n=17)	-0,2	0,21	-0,17	-0,49
Dübener Heide (n=16)	0,17	0,43	0,05	-0,48
C <sub>org</sub> (10 bis 25 cm)				
Muldeauc (n=17)	-0,09	0,07	-0,31	-0,15
Dübener Heide (n=16)	-0,25	-0,33	<b>-0,61*</b>	0,13
C <sub>hwil</sub> (0-10 cm Tiefe)				
Muldeauc (n=16)	-0,16	0,28	-0,15	-0,54*
Dübener Heide (n=16)	0,44	<b>0,68**</b>	0,48	-0,45
C <sub>hwil</sub> (10-25 cm Tiefe)				
Muldeauc (n=17)	0,15	-0,07	-0,14	0,31
Dübener Heide (n=16)	<b>0,54*</b>	0,44	0,31	0,12
C <sub>hwil</sub> /N <sub>hwil</sub> (0 bis 10 cm Tiefe)				
Muldeauc (n=17)	<b>0,55*</b>	0,09	0,44	<b>0,82***</b>
Dübener Heide (n=16)	<b>0,77***</b>	<b>0,64**</b>	<b>0,85***</b>	0,2
C <sub>org</sub> /N <sub>org</sub> (0 bis 10 cm Tiefe)				
Muldeauc (n=17)	0,17	0,03	0,14	0,34
Dübener Heide (n=16)	<b>0,7**</b>	<b>0,72**</b>	<b>0,8***</b>	-0,04
Anteil von C <sub>hwil</sub> am C <sub>org</sub> (10 bis 25 cm Tiefe)				
Muldeauc (n=17)	0,25	-0,12	0,17	<b>0,56*</b>
Dübener Heide (n=16)	<b>0,82***</b>	<b>0,77***</b>	<b>0,85***</b>	0,03
Bodenatmung (0 bis 10 cm Tiefe)				
Muldeauc (n=17)	-0,09	0,38	-0,14	-0,53*
Dübener Heide (n=16)	<b>0,47</b>	<b>0,49</b>	0,2	-0,11

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

Weite C/N-Verhältnisse und hohe Gehalte des Bodens an C<sub>hwil</sub> ermöglichen hohe DOC-Konzentrationen in der Dübener Heide. So erklärt eine multiple Regression mit dem C/N-Verhältnis im Boden und dem Gehalt des Bodens an heißwasserlöslichem Kohlenstoff (in 0-10 cm) 60 % der Variabilität der mittleren DOC-Konzentration ( $\alpha=0,001$ ) in den Monolithen der Dübener Heide (Anh. C/2). Hingegen läßt sich in der Muldeauc die mittlere DOC-Konzentration und die freigesetzte DOC-Menge je Monolith nicht mit einem befriedigenden Bestimmtheitsmaß vorhersagen (Anh. C/2). In der Dübener Heide hängt die freigesetzte DOC-Menge je Monolith außer von den oben genannten Eigenschaften vom Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoff in der unteren Bodenschicht (10-25 cm) ab. Eine multiple Regression mit dem C/N-Verhältnis im Heißwasserextrakt der Humusauflage und dem Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs am C<sub>org</sub> im Mineralboden erklärt 79 % der Variabilität der Mittelwerte der freigesetzten DOC-Menge je Monolith. In den mineralischen Bodenhorizonten der Dübener Heide mit ihren geringen Gehalten an organischer Substanz (Tab. 1, Anh. C/Tab.1) kommt es zur Adsorption von in der Humusauflage gebildeter DOM (Tate und Meyer, 1983; McDowell und Wood, 1984; McDowell und Likens, 1988; Jardine et al., 1989; Vance und David, 1992), wobei hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff die DOM-Adsorption verringern bzw. verhindern können (Jardine et al., 1989; Dahlgren und Marrett, 1991; Guggenberger, 1992; Kaiser, 1995). Besteht dieser Kohlenstoff zu

einem großen Anteil aus leicht umsetzbarer organischer Substanz, wird die Adsorption nicht nur vermindert, sondern die mineralischen Bodenschichten sind selbst eine DOM-Quelle. Werden die Standorte der Dübener Heide verglichen, unterstreicht die gleiche Reihenfolge im Anteil des  $C_{hwl}$  am  $C_{org}$  und bei den freigesetzten DOC-Mengen (Anh. C/Tab. 1 und Tab. 4) den fördernden Einfluß hoher Anteile des  $C_{hwl}$  am  $C_{org}$  im Mineralboden auf die DOM-Freisetzung. In der Muldeau ist wahrscheinlich die hohe DOM-Freisetzung in Bob auf den hohen Anteil des  $C_{hwl}$  am  $C_{org}$  über die gesamte Monolithtiefe zurückführbar. Dieser Anteil ist mit 6,6-9,1 % deutlich größer als in den anderen Böden der Muldeau (Anh. C/Tab. 1).

Tab. 4 : Ausgewählte Kennwerte der organischen Substanz (0 bis 10 cm), der mikrobiellen Bodeneigenschaften und der DOM-Freisetzung in den Böden der Dübener Heide und der Muldeau

	$C_{org}$ in %	$C_{org}/N_{org}$	$C_{hwl}$ in mg/kg	$C_{hwl}/N_{hwl}$	Biomasse in $\mu\text{g C g}^{-1}$	Bodenatmung in $\mu\text{g C g}^{-1} \text{h}^{-1}$	Bakterien/ Pilze	DOC <sub>mit</sub> in mg C L <sup>-1</sup>	DOC-Men- ge in mg C
Rei	21,30	27,50	8026	22,22	805	14,9	29,3	49,08	187,8
Luk	15,64	23,08	6792	16,66	606	10,9	12,4	36,52	112,3
Lub	27,48	25,21	9194	16,78	1099	15,3	14,3	47,63	131,1
Pou	24,72	21,05	6177	15,38	1119	15,5	105,9	35,69	79,7
Bob	2,67	13,20	2423	17,02	635	6,8	142,9	42,46	118,2
Kel	23,97	21,96	7714	14,60	861	15,8	34,1	47,59	112,4
Spi/sandig	6,02	24,28	2475	25,64	127	2,0	142,1	48,60	198,3
Spi/schluffig	9,96	28,56	2975	22,29	223	2,9	71,4	28,03	55,7
Gre	10,53	14,04	3998	11,75	637	6,4	225,0	33,74	83,2

Auch in der Muldeau kommt es bei weiten C/N-Verhältnissen (Kel und Spi) und gleichzeitig hohen Gehalten des Bodens an  $C_{hwl}$  in Kel trotz fehlender Korrelationen (Tab. 3, 4) zu hohen DOC-Mittelwerten und zu einem starken DOM-Austrag aus dem Boden. Dabei weisen diese Eigenschaften in Kel und Spi auf gehemmte Umsatzbedingungen der angelieferten organischen Substanz hin, für die die hohen Schadstoffbelastungen verantwortlich gemacht werden (Anh. A/6). Somit kann gefolgert werden, daß weite C/N-Verhältnisse und hohe Gehalte des Bodens an leicht umsetzbarer organischer Substanz in beiden Untersuchungsgebieten den Austrag einer Bodenlösung mit hohen DOC-Gehalten begünstigen. Sie sind ein Indikator für die Anhäufung von wenig abgebauter, kohlenhydratreicher und N-armer Pflanzenstreu, die unter für Mikroorganismen günstigen Bedingungen leicht abgebaut werden kann. Die Bedeutung mikrobieller Prozesse für die DOM-Freisetzung kann daraus abgeleitet werden.

Allerdings deutet sich eine Beziehung zwischen der Bodenatmung und dem Mittel- sowie Maximalwert der DOC-Konzentration in der Dübener Heide nur an (Tab. 3). Die mikrobiellen Biomassen differieren sehr stark zwischen den einzelnen Standorten (Tab. 4), so daß kein offensichtlicher Zusammenhang zur DOM-Freisetzung erkennbar ist. Betrachtet man aber die Biomassen für jeden Standort getrennt, zeigt sich, daß zumeist die Monolithe mit der größten Biomasse auch den höchsten DOC-Mittelwert des jeweiligen Standortes besitzen (Anh. C/Tab. 2). Die Bestimmung von Keimzahlen und des Verhältnisses von Bakterien zu Pilzen (Tab. 4) sollte zur Verbesserung des Verständnisses der Rolle der Mikroorganismen bei der DOM-Freisetzung beitragen, denn Pilze liefern nach Guggenberger (1992) den entscheidenden Beitrag zur DOM-Produktion auf Waldstandorten. Das Verhältnis von Bakterien zu Pilzen ist in Pou im Vergleich zu den anderen Standorten der

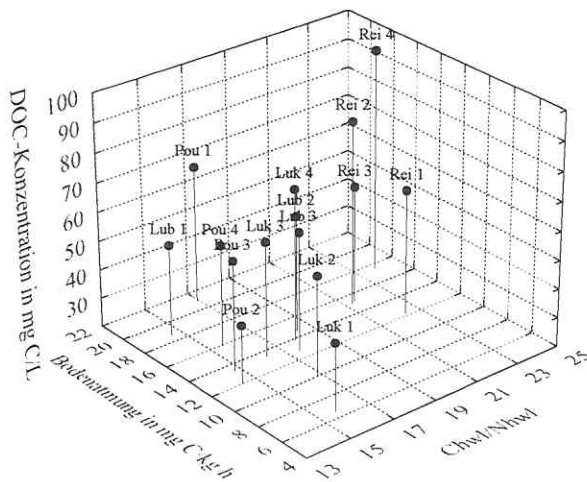


Abb. 9: Abhängigkeit der maximalen DOC-Konzentration in den Perkolaten der Dübener Heide vom C/N-Verhältnis in der heißwasserlöslichen Fraktion und der Bodenatmung

Dübener Heide zugunsten der Bakterien verschoben. In der Muldeau korrespondieren weite C/N-Verhältnisse und hohe Gehalte an organischer Substanz besonders in Kel mit einem im Vergleich zu Bob und Gre verengtem Verhältnis von Bakterien zu Pilzen. Diese Verschiebungen innerhalb der Mikroflora können die DOM-Freisetzung vor allem in Kel verstärken und in Pou vermindern. Eine Quantifizierung dieses Einflusses ist aber nicht möglich, denn die Bestimmung der Keimzahlen im Boden konnte nur anhand einer Mischprobe je Standort vorgenommen werden.

In der Dübener Heide sind die unterschiedlichen C/N-Verhältnisse im Boden und in der heißwasserlöslichen Fraktion sowie die unterschiedlichen Gehalte an leicht umsetzbarem organischem Kohlenstoff die Folge der kalk- und stickstoffhaltigen Immissionen, die die Humusform als Gesamtheit änderten (Konopatzky, 1995). Die Kalk- und Nährstoffzufuhr in Emittentennähe (Pou) erhöhten den pH-Wert des Bodens, förderten die mikrobielle Aktivität und hierbei besonders die Bakterien und steigerten folglich den Stoffumsatz und den Zersetzungsgrad der organischen Substanz. Der geringere Stoffumsatz und die geringere Abbaugeschwindigkeit in Emittentenerne im Vergleich zu Emittentennähe (niedriger pH-Wert, weites C/N-Verhältnis, wenig Nährstoffe) begünstigen die Humifizierung (Gisi et al., 1990). Heute muß in emittentenernen Böden (Rei) mit höheren Gehalten an wenig zersetzter organischer Substanz und damit auch mit einer stärkeren DOM-Freisetzung gerechnet werden. In der Muldeau tragen vor allem die hohen Schadstoffbelastungen zu einer Differenzierung der organischen Bodensubstanz und der mikrobiellen Bodeneigenschaften bei. Hemmen hohe Schadstoffkonzentrationen im Boden den Stoffumsatz (Kel, Spi), kann eine hohe DOM-Freisetzung die Folge sein.

Aus ökologischer Sicht sind die Spitzenwerte in der DOC-Konzentration, wie sie nach Trockenperioden auftreten, von besonderer Bedeutung. In solchen Situationen muß mit einer verstärkten Schadstoffmobilisierung gerechnet werden. Die partiellen Korrelationskoeffizienten von berechneten multiple Regressionen (Anh. C/2) belegen für beide Untersuchungsgebiete, daß die Spitzenwerte in der DOC-Konzentration vor allem vom C/N-Verhältnis in der heißwasserlöslichen Fraktion abhängen (Abb. 9). Dies weist auf die große Bedeutung wenig abgebauter Streu (weites C/N-Verhältnis besonders in der heißwasserlöslichen Fraktion) für die DOM-Freisetzung im Anfangsstadium von Niederschlagsereignissen nach Trockenheit hin. Daneben verdeutlicht der fördernde Einfluß der Bodenatmung auf die Spitzenwerte der DOC-Konzentration (Abb. 9) die mikrobiell determinierte DOM-Freisetzung zu Beginn von Niederschlägen nach langer Trockenheit. Diese Erkenntnis wird

durch das Ergebnis einer multiplen Regression zur Erklärung des prozentualen Anstieges der DOC-Konzentration nach Trockenheit in der Muldeae unterstützt. Für diesen Anstieg ist wiederum das C/N-Verhältnis im Heißwasserextrakt der bestimmende Faktor (Anh. C/2).

Es kann abgeleitet werden, daß die Möglichkeit von hohen DOC-Maxima und hohen prozentualen Anstiegen in der DOC-Konzentration im Bodenperkolat besonders groß ist bei einem geringen Zersetzungsgrad der organische Substanz (weite  $C_{hwf}/N_{hwf}$ ), bei einer hohen Bodenatmung und einer starken (mikrobiellen) Anreicherung von potentiell wasserlöslichem organischem Kohlenstoff im Boden (hoher Anteil des  $C_{hwf}$  am  $C_{org}$ ). Die DOC-Maxima und DOC-Anstiege hängen stärker von den C- und N-Parametern sowie von mikrobiologischen Eigenschaften ab im Vergleich zu den Mittelwerten der DOC-Konzentration oder freigesetzten DOC-Mengen (höhere Bestimmtheitsmaße). Dies zeigt, daß die DOM-Freisetzung zu Beginn von Niederschlägen nach langer Trockenheit vorwiegend biologisch determiniert ist. Im weiteren Verlauf der Perkolatation gewinnen Lösungsprozesse und der langsame Abbau von schon stärker zersetzter organischer Substanz an Bedeutung.

Der Einfluß von Menge und Qualität der organischen Bodensubstanz und der mikrobiellen Eigenschaften auf die DOM-Freisetzung ist in der Muldeae weniger deutlich zu erkennen als in der Dübener Heide. Dies wird nicht nur auf den begrenzten Stichprobenumfang zurückgeführt. Vielmehr ist in der Muldeae eine Maskierung der Wirkung der bisher diskutierten Eigenschaften durch andere Bodeneigenschaften wahrscheinlich.

#### 4.1.2.2 Bodenphysikalische Eigenschaften, Fließbedingungen der Bodenlösung

Innerhalb dieses Abschnittes wird der Frage nachgegangen, wie sich die Unterschiede in den bodenphysikalischen Eigenschaften über die Fließbedingungen der Bodenlösung auf die DOM-Freisetzung auswirken.

Zwischen den Standorten der Dübener Heide bestehen nur geringe Unterschiede im Perkolationsverhalten. Sie kommen hauptsächlich durch unterschiedliche Durchflußmengen am jeweils 1. Perkolatstag nach Trockenheit zustande. Es wurde die folgende Reihenfolge bei den Perkolatvolumina ermittelt (Abb. 7):

- Rei (3,81 L) > Luk (3,09 L) > Lub (2,81 L) > Pou (2,34 L)

Hohe Perkolatmengen korrespondieren mit hohen DOC-Konzentration und folglich auch mit hohen freigesetzten DOC-Mengen in den Kiefernforstvarianten (Abschn. 4.1.1). Dies zeigt die Bedeutung von ausreichend großen Wasserflüssen für eine hohe DOM-Freisetzung vor allem zu Beginn von Niederschlägen nach Trockenperioden.

Innerhalb jeder Kiefernforstvariante weisen die Monolithe mit der schnellsten Bodenwasserbewegung im 1. Perkolat nach Trockenheit zumeist die höchsten DOC-Konzentrationen auf (Anh. C/Tab. 3). Dies spricht dafür, daß schnelle Bodenwasserbewegungen im Anfangsstadium von Starkniederschlägen förderlich auf die DOC-Konzentration wirken. In Trockenzeiten gebildetes, wasserlösliches organisches Material wird mit einsetzendem Niederschlag sehr schnell aus der Humusaufgabe transportiert und kann von den Porenwänden abgespült werden. Gleichzeitig läßt die schnelle Bodenwasserbewegung kaum sorptive Prozesse von organischer Substanz am Mineralkörper zu. Auch Kramer et al. (1990) ermittelten im Anfangsstadium von

Starkniederschlägen hohe DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung. Jardine et al. (1990) sehen in der schnellen Passage des Mineralbodens und einem Wegspülen von alter organischer Substanz aus dem Mineralboden Ursachen für erhöhte DOM-Austräge bei Starkniederschlägen.

Der Einfluß der Fließgeschwindigkeit auf die DOM-Freisetzung kehrt sich im Verlauf der Perkolation um. Ab dem 2. Perkolat wurden jeweils in den Monolithen der Dübener Heide mit der schnellsten Bodenwasserbewegung die niedrigsten DOC-Konzentrationen festgestellt. Nach dem Abtransport des in Trockenperioden gebildeten und potentiell wasserlöslichen organischen Materials sind im weiteren Perkolationsverlauf intensive Kontakte zwischen fester und flüssiger Bodenphase für hohe DOC-Konzentrationen in der Dübener Heide charakteristisch. Lösungsprozesse besitzen nun einen größeren Anteil an der DOM-Freisetzung als zu Beginn der Perkolation nach Trockenperioden. McDowell und Wood (1984), Cronan (1990) sowie Heikkinen (1994) berichten von ähnlichen Einflüssen einer langen Verweilzeit der Bodenlösung auf die Höhe der DOM-Freisetzung in Horizonten, die hohe Gehalte an organischer Substanz besitzen. Die Bedeutung dieser intensiven Kontakte zwischen fester und flüssiger Bodenphase für eine hohe DOM-Freisetzung wird am Buchenstandort besonders deutlich. In Lub verhindern die dichte Lagerung des Bodens und die hohe Wasserkapazität der Humusaufgabe (Tab. 1) schnelle Bodenwasserbewegungen. Dies trägt zu der hohen DOM-Freisetzung in Lub bei.

Tab. 5 : Porenvolumen, Trockenrohddichte und Wasserkapazität in den Monolithen der Muldeae (10-15 cm Tiefe)

	Porenvolumen (V %)	Trockenrohddichte (g cm <sup>-3</sup> )	Wasserkapazität (M %)
Bob	42,76	1,46	29,52
Kel	67,07	0,74	86,06
Spi/sandig	42,97	1,14	39,07
Spi/schluffig	48,25	1,04	46,59
Gre	50,96	1,23	45,13

In den Monolithen der Muldeae variierte die Bodenwasserbewegung aufgrund substratbedingter Unterschiede der bodenphysikalischen Eigenschaften (Auswahl in Tab. 5) wesentlich stärker zwischen den einzelnen Standorten als in der Dübener Heide. Am jeweils 1. Perkolationsstag nach Trockenheit konnte die nachstehende Reihenfolge in der Perkulationsgeschwindigkeit festgestellt werden (ermittelt anhand der einsetzenden Perkolation; Anh. C/Tab. 4):

- Spi/sandig > Kel > Spi/schluffig > Bob > Gre

Im weiteren Verlauf der Perkolation (2. und 3. Perkolationsstag) kehrten sich die Verhältnisse zum Teil um, so daß in den Monolithen von Bob und Gre eine schnellere Perkolation als in den Monolithen von Spi/sandig, Spi/schluffig und Kel ermittelt wurde (vgl. Anh. C/Tab. 4). Bei den je Monolith gewonnenen Perkolatmengen im Versuchszeitraum ergibt sich folgende Reihenfolge:

- Spi/sandig >> Bob > Kel > Gre > Spi/schluffig

So korrespondieren auch in der Muldeae hohe DOC-Konzentrationen mit hohen Perkolatmengen. Dies verdeutlicht den fördernden Einfluß großer fließender Wassermengen auf die DOM-Freisetzung.



Ähnliche Wirkungen wie in der Dübener Heide rufen die schnellen Bodenwasserbewegungen im sandigen und kiesreichen Substrat von Spi/sandig hervor. Sehr starke Anstiege der DOC-Konzentration und die höchsten DOC-Konzentrationen in der Muldeae im ersten Perkolat nach Trockenheit werden von schnell sinkenden DOC-Konzentrationen im weiteren Verlauf der Perkolation abgelöst (Abb. 8). Die insgesamt sehr hohen Perkolatmengen stellen neben den hohen DOC-Konzentrationen die Ursache für den stärksten DOM-Austrag aller untersuchten Standorte in der Muldeae dar.

Gleichartige Fließbedingungen in Bob und Gre (sehr spät einsetzende Perkolation nach Trockenheit und intensive Kontakte zwischen fester und flüssiger Bodenphase, danach gleichmäßige, schnelle Bodenwasserbewegung) differieren in ihrer Wirkung auf die DOM-Freisetzung. In Bob sind die humose Schicht im unteren Teil des Monolithes (erhöhtes C/N-Verhältnis in der heißwasserlöslichen Fraktion) und der hohe Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs am  $C_{org}$  im gesamten Monolith in Verbindung mit den intensiven Kontakten zwischen fester und flüssiger Bodenphase für hohe Anstiege in der DOC-Konzentration nach Trockenheit und für die insgesamt hohe DOM-Freisetzung verantwortlich (Abschn. 4.1.2.1). In Gre begünstigen diese intensiven Kontakte Adsorptionsprozesse (Abschn. 4.1.2.3/4) und tragen zu niedrigen DOC-Konzentrationen bei. Ein Einfluß der Fließbedingungen auf die DOM-Freisetzung ist in den Monolithen von Kel und Spi/schluffig kaum zu erkennen.

Es kann gefolgert werden, daß in beiden Untersuchungsgebieten schnelle Bodenwasserbewegungen durch einen schnellen Abtransport der in Trockenperioden gebildeten DOM und durch das Umgehen von Adsorptionsprozessen hohe DOC-Konzentrationen verursachen. Daneben trägt eine intensive Bodenwasserbewegung infolge verstärkter Auswaschungsprozesse zu einer hohen DOM-Freisetzung bei. In Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften können langsame Bodenwasserbewegungen und damit verbundene intensive Kontakte zwischen fester und flüssiger Bodenphase die DOM-Freisetzung verstärken oder verringern. Mit Hilfe der bestimmten bodenphysikalischen Eigenschaften ist es aber nicht möglich, DOC-Konzentrationen oder DOC-Austräge zu quantifizieren. Dies wurde auch nicht erwartet, denn die Fließbedingungen der Bodenlösung werden hauptsächlich von der Porengrößenverteilung, vom Anteil und der Kontinuität der Makroporen sowie von substratbedingten Quellungs- und Schrumpfungsprozessen bestimmt. Die Analyse dieser Eigenschaften war aber nicht durchführbar. In dieser Arbeit kam es vor allem darauf an, die Untersuchungen zur DOM-Freisetzung unter natürlichen Fließbedingungen durchzuführen und deren Einfluß qualitativ abzuschätzen.

#### **4.1.2.3 Kationenaustauschkapazität, Gehalte der Böden an austauschbaren Basen und pH-Wert des Bodens**

In beiden Untersuchungsgebieten bestehen negativen Korrelationen zwischen Parametern der DOM-Freisetzung, der KAK und dem Gehalt des Bodens an basischen Kationen (Anh. C/Tab. 5). So erklärt eine multiple Regression mit der KAK (10 bis 25 cm) und dem austauschbaren Ca in 0-10 cm Tiefe 67 % der Streuung des prozentualen Anstiegs der DOC-Konzentration in der Muldeae (Anh. C/3). Eine hohe KAK (Anh. C/Tab. 6) puffert mögliche Anstiege in der DOC-Konzentration nach Trockenheit und ist Ausdruck einer hohen DOM-Adsorptionskapazität. Sie trägt damit zur Verringerung der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden bei. Nelson

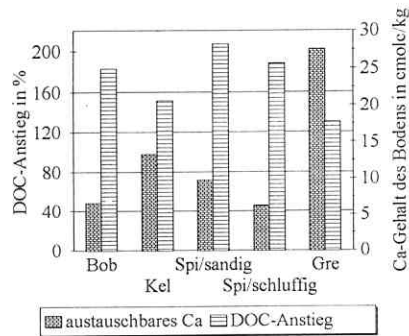


Abb. 10a: Gehalte der Böden der Muldeaua in 0-10 cm Tiefe an austauschbarem Ca und Anstiege der DOC-Konzentration nach Trockenheit im Vergleich zur mittleren DOC-Konzentration (in %)

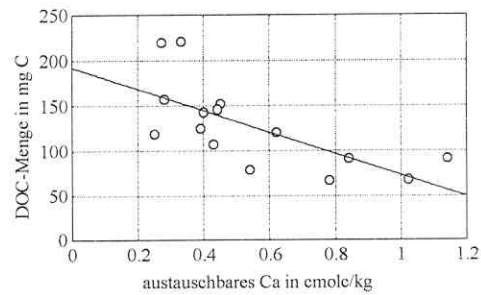


Abb. 10b: Lineare Regression zwischen dem Gehalt der Böden in der Dübener Heide in 10-25 cm Tiefe an austauschbarem Ca und der freigesetzten DOC-Menge je Monolith ( $n=15$ ,  $r=-0,7$ )

et al. (1993) heben die Rolle hoher Tongehalte, die für die KAK eine große Relevanz besitzen, zur Immobilisierung von DOM hervor. Die Ergebnisse bestätigen die koagulierende Wirkung hoher Calciumgehalte im Boden auf die freigesetzte DOM (Berry et al., 1990). So korrespondieren niedrige Gehalte des Bodens an austauschbarem Ca in Bob und Spi/sandig mit hohen Anstiegen in der DOC-Konzentration nach Trockenheit, während in Gre und Kel neben der hohen KAK in 10-25 cm Tiefe die hohen Gehalte des Bodens an Ca für die nur geringen Anstiege in der DOC-Konzentration (Abb. 10a) und für die geringe DOM-Freisetzung in Gre von Bedeutung sind. In der Dübener Heide dokumentiert ein negativer Zusammenhang zwischen freigesetzter DOC-Menge und dem Gehalt des Mineralbodens an austauschbarem Ca (Abb. 10b) die Wirkung der basischen Immissionen auf die DOM-Freisetzung in der Dübener Heide. Zusätzlich zu ihrer Wirkung auf die organische Bodensubstanz (Abschn. 4.1.2.1) vermindern die Immissionen durch höhere Sorptionskapazitäten und eine größere Menge an austauschbarem Ca im Boden die DOM-Freisetzung in emittentennahen Standorten (Pou).

Ein fördernder oder hemmender Einfluß des pH-Wertes auf die DOM-Freisetzung würde sich durch die löslichkeitsfördernde Wirkung hoher pH-Werte (Ghosh und Schnitzer, 1980; Hayes, 1985; Dudley et al., 1986; Tipping und Woof, 1990) mit positiven Korrelationen zwischen dem pH-Wert und Parametern der DOM-Freisetzung belegen lassen. Die berechneten negativen Korrelationskoeffizienten (Anh. C/Tab. 5) zeigen, daß der pH-Wert des Bodens keine unmittelbare Wirkung auf die DOM-Freisetzung ausübt. Die Wirkung hoher Gehalte an austauschbarem Ca und hoher KAK auf die DOM-Freisetzung mit ihren gleichzeitig pH-Wert steigernden Einflüssen überdeckt den löslichkeitsfördernden Effekt hoher pH-Werte auf die organische Substanz.

#### 4.1.2.4 Oxidzustand des Bodens

Die in Tab. 6 dargestellten Korrelationskoeffizienten zeigen, daß Beziehungen zwischen den in zwei Tiefen ermittelten Gehalten der Böden an oxalat- sowie dithionitlöslichem Eisen und der DOM-Freisetzung bestehen. Diese berechneten Korrelationen unterstreichen die Bedeutung kristalliner (dithionitlöslich) und wenig kristalliner (oxalatlöslich) Eisenoxide für die DOM-Adsorption (Dawson et al., 1978; McDowell und Wood,

1984; Jardine et al., 1989; Moore, 1989; Cronan, 1990; David und Zech, 1990; David und Vance, 1991; Guggenberger, 1992; Donald et al., 1993; Mansfeldt und Krause, 1995).

Tab. 6 : Korrelationskoeffizienten zwischen dem Gehalt der Böden an oxalat- und dithionitlöslichem Fe und den Parametern der DOM-Freisetzung

Bodeneigenschaft und Tiefe	DOC-Maximum (mg C L <sup>-1</sup> )	DOC-Mittelwert (mg C L <sup>-1</sup> )	DOC-Menge (mg C je Monolith)	DOC-Anstieg (%)
Fe oxalatlöslich (0-10 cm)				
Muldeau	-0,49	-0,18	-0,34	-0,61*
Dübener Heide	-0,31	-0,17	-0,52*	-0,25
Fe oxalatlöslich (10-25 cm)				
Muldeau	-0,72**	-0,44	-0,82***	-0,56*
Dübener Heide	-0,07	-0,33	-0,50	0,46
Fe dithionitlöslich 0 bis 10 cm				
Muldeau	-0,59*	-0,24	-0,42	-0,71**
Dübener Heide	-0,30	-0,22	-0,52*	-0,15
Fe dithionitlöslich 10 bis 25 cm				
Muldeau	-0,77***	-0,43	-0,72**	-0,71**
Dübener Heide	-0,13	-0,23	-0,41	0,16

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

Der Einfluß von Menge und Zustand der Eisenoxide wirkt sich deutlicher in der Muldeau als in der Dübener Heide auf die DOM-Freisetzung aus (s. Höhe der Korrelationskoeffizienten in Tab. 6). Dies überrascht nicht, denn die Gehalte der Böden an pedogenen Eisenoxiden sind in der Muldeau wesentlich größer und variieren stärker als in der Dübener Heide (Tab. 7). In der Dübener Heide sind die höchsten Gehalte an Eisenoxiden in Pou mit der geringsten DOM-Freisetzung verbunden. Es ist zu vermuten, daß neben dem Zustand der Humusaufgabe auch die Gehalte der Böden an Eisenoxiden für die geringen freigesetzten DOC-Mengen in Pou durch eine Adsorption der DOM verantwortlich sind. Die langsame Bodenwasserbewegung in Pou bietet dafür günstige Voraussetzungen.

Die geringen Gehalte an Fe-Oxiden in Bob und Spi/sandig werden von einer großen Menge freigesetzter DOM je Monolith im Versuchszeitraum begleitet. Zusätzlich schnelle Bodenwasserbewegungen in Spi/sandig und hohe Gehalte an organischer Substanz in Bob in einer Tiefe von 10 bis 25 cm verhindern eine Adsorption der in großen Mengen in der obersten Bodenschicht gebildeten DOM. Höhere Oxidgehalte im Boden von Kel als in Bob und Spi/sandig und ein hoher Anteil wenig kristalliner Eisenoxide an den Eisenoxiden in der zweiten Tiefe (Tab. 7) verhindern, daß aus einer Tiefe von 25 cm die größte Menge an DOM in der Muldeau ausgebracht wird. Dies hätte man aus dem Zustand der organischen Substanz und aus den mikrobiologischen Bodeneigenschaften von Kel vermuten können. Zusätzlich verringert der höhere Tongehalt im Boden von Kel im Vergleich zu Bob den DOM-Austrag. Für eine noch etwas stärkere Adsorption im Boden von Spi/schluffig im Vergleich zu Kel trägt der höhere Gehalt an wenig kristallinen Eisenoxiden in Spi/schluffig bei. Die höchsten Gehalte an Eisenoxiden konnten in Gre nachgewiesen werden. Dies korrespondiert mit einer niedrigen DOM-Freisetzung und einem nur geringen prozentualen Anstieg der DOC-Konzentration nach Trockenheit. Der

intensive Kontakt von fester und flüssiger Bodenphase bietet neben der Menge an Eisenoxiden ideale Bedingungen für die DOM-Adsorption in Gre (Abschn. 4.1.2.2).

Tab. 7: Gehalte der Böden in der Muldeau und der Dübener Heide an oxalat- und dithionitlöslichem Eisen

	oxalatl. Eisen	oxalatl. Eisen	dithionitl. Eisen	dithionitl. Eisen
	0 bis 10 cm	10 bis 25 cm	0 bis 10 cm	10 bis 25 cm
mg kg <sup>-1</sup> Boden				
Bob	2361	8052	3874	13195
Kel	13327	10811	17767	14668
Spi/sandig	7473	4173	9189	7563
Spi/schluffig	8116	11918	12666	15073
Gre	17237	9988	23513	17178
Rei	3486	859	5270	1311
Luk	2850	942	3962	1174
Lub	5673	801	7589	1283
Pou	7687	1222	11186	1661

Für zukünftige Arbeiten sollte neben dem Gehalt die räumliche Beschaffenheit der Sesquioxide eine wichtige Rolle spielen. Für die Höhe der DOM-Adsorption ist es mitentscheidend, ob der ermittelte Sesquioxidgehalt sich aus Überzügen von Silikatpartikeln oder aus isolierten Partikeln zusammensetzt.

#### 4.1.2.5 Bodenfeuchte

Ein weiterer Faktor, der die Höhe der DOM-Freisetzung bestimmt, ist die Bodenfeuchte. Untersuchungen von Kalbitz und Mutscher (1993) sowie Kalbitz und Knappe (1995) zeigten, daß die DOC-Konzentration zu Beginn von Niederschlägen von der Dauer und Intensität der Bodenaustrocknung abhängt. So konnte in den Böden fast aller untersuchten Standorte ein umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen der Bodenfeuchte vor einsetzender Bewässerung und der DOC-Konzentration im Perkolat ermittelt werden. In den Monolithen des Buchenstandortes in der Dübener Heide zeigte sich dieser Zusammenhang nicht. Hier waren vermutlich die Bodenfeuchteschwankungen im Versuchszeitraum bei insgesamt sehr feuchten Böden zu gering, um sich auf die DOM-Freisetzung auszuwirken. Bei den berechneten Regressionen der DOC-Konzentration auf die Bodenfeuchte (Abb. 11a/b, Tab. 8) muß berücksichtigt werden, daß sie nur für einen begrenzten Bodenfeuchtebereich gelten, denn die zur Verfügung stehenden Werte decken nicht den gesamten möglichen Bodenfeuchtebereich ab. Eine bestimmte DOC-Konzentration wird auch bei sehr hohen Bodenwassergehalten nicht unterschritten, während bei sehr trockenen Böden mögliche Maximalwerte der DOC-Konzentration eher unterschätzt werden. Aus diesem Grund scheint eine hyperbolische Funktion vom Typ  $y=b_1+b_2/x$  besser geeignet, den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und DOC-Konzentration abzubilden als eine lineare Herangehensweise. Die Schätzfehler der Parameter einer solchen Funktion (und eines exponentiellen Ansatzes) sind bei einem nur geringen Signifikanzniveau aber für eine weitere Diskussion zu groß.

Die Ursache für den ermittelten Zusammenhang zwischen der DOC-Konzentration in der Bodenlösung und der Bodenfeuchte wird in der mikrobiellen Produktion und Anhäufung von potentiell wasserlöslichen organischen Verbindungen in Perioden ohne Bodenwasserbewegung gesehen (Abschn. 4.1.1). Setzt nach

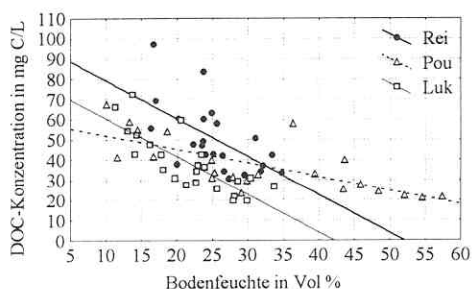


Abb. 11a: Zusammenhang zwischen DOC-Konzentration und Bodenfeuchte in den Monolithen der Dübener Heide (Kiefernforste)

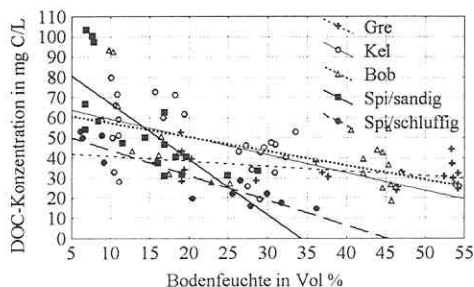


Abb. 11b: Zusammenhang zwischen DOC-Konzentration und Bodenfeuchte in den Monolithen der Muldeau

beginnenden Niederschlägen eine Sickerwasserbewegung ein, kommt es zum Abtransport der akkumulierten organischen Verbindungen. Hohe DOC-Konzentrationen sind die Folge. Je länger die Trockenperiode dauert, desto mehr lösliche organische Verbindungen können sich im Boden anreichern. Dies ist verbunden mit sinkenden Bodenfeuchten und höheren DOC-Konzentrationen bei einsetzender Sickerwasserbewegung. Nach dem Abtransport der akkumulierten organischen Verbindungen (Bodenfeuchte steigt) kann nur die aktuell gebildete DOM mit dem Sickerwasserstrom in tiefere Bodenschichten verlagert werden. In der Literatur werden die Anhäufung mikrobieller Abbauprodukte, die Auflösung von Metall-Humusbindungen und eine längere Verweilzeit der Bodenlösung als Ursachen für hohe DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung nach Trockenperioden angegeben (Yavitt und Fahey, 1985; Beudert et al., 1989; Zabowski und Ugolini, 1990; Haynes und Swift, 1991; Chittleborough et al., 1992; Guggenberger 1992; Kalbitz und Mutscher, 1993). Campbell et al. (1989) verweisen darauf, daß höhere Konzentrationen an gelösten Stoffen in der Bodenlösung bei Trockenheit nicht einfach auf einen Konzentrierungseffekt zurückgeführt werden dürfen. Sie sehen in der Tätigkeit der Wurzeln eine entscheidende Größe (höhere Evapotranspiration bei Trockenheit verstärkt Nachlieferung gelöster Stoffe aus dem Unterboden).

Tab. 8 : Ergebnisse der berechneten linearen Regressionen der DOC-Konzentration auf die Bodenfeuchte in den Böden der Muldeau und der Dübener Heide

Standort	Anzahl der Wertepaare	DOC-Konzentration = a1 + a2 * Bodenfeuchte (Vol %)		
		Korrelationskoeffizient	a1	a2
<b>Muldeau</b>	99	-0,49	61,40	-0,70
Bob	24	-0,55	64,35	-0,70
Kel	24	-0,49	68,07	-0,88
Spi/sandig	18	-0,75	94,58	-2,76
Spi/schluffig	11	-0,93	56,20	-1,24
Gre	22	-0,50	43,07	-0,24
<b>Dübener Heide (ohne Lub)</b>	72	-0,55	58,18	-0,61
Rei	24	-0,70	98,04	-1,88
Luk	24	-0,80	78,17	-1,86
Pou	24	-0,74	48,93	-0,34

Lineare Regressionen zwischen Bodenfeuchte und DOC-Konzentration (Abb. 11a/b, Tab. 8) spiegeln die Höhe und Dynamik der DOC-Konzentration wider. Sie veranschaulichen in der Dübener Heide besser als die

Mittelwerte der DOC-Konzentration die Reihenfolge in der mittleren DOM-Freisetzung mit steigenden Werten von Pou über Luk nach Rei. Vergleichbare DOC-Anstiege nach Trockenheit in Rei und Luk bei einem höheren Niveau als in Pou werden sichtbar. Auch in der Muldeue werden das hohe durchschnittliche Niveau der DOM-Freisetzung und die großen Anstiege in der DOC-Konzentration in Spi/sandig deutlich. Die Parameter der linearen Regressionsgleichungen demonstrieren die nur geringen Unterschiede in der DOM-Freisetzung zwischen Bob und Kel. Sie zeigen das nur geringe Niveau der DOM-Freisetzung in Spi/schluffig und Gre bei einem nur sehr geringen Anstieg in der DOC-Konzentration nach Trockenheit in Gre.

Die Betrachtung der Abb. 11a/b sowie der Vergleich der Höhe der Korrelationskoeffizienten zwischen DOC-Konzentration und Bodenfeuchte (Tab. 8) zeigt die größere Vielfalt von Einflußgrößen auf die DOM-Freisetzung in den Monolithen der Muldeue im Vergleich zur Dübener Heide. Die Bestimmtheitsmaße werden niedriger, je mehr Bodeneinflüsse auf die DOC-Konzentration im Bodenperkolat einwirken. In den Monolithen von Spi/sandig gibt es kaum Möglichkeiten für eine DOM-Adsorption. Mit der Dübener Heide vergleichbare Bestimmtheitsmaße sind eine Folge. In Bob könnte der Substratwechsel in 16 cm Tiefe und die dadurch beeinflusste DOM-Freisetzung (kaum adsorptive Prozesse, Beitrag zur DOM-Freisetzung, da hohe Gehalte an leicht umsetzbarer organischer Substanz) das im Vergleich zur Dübener Heide verringerte Bestimmtheitsmaß verursachen. In Gre und Kel sind Adsorptionsprozesse neben DOM-Freisetzungsvorgängen in größeren Umfang zu erwarten. Geringere Bestimmtheitsmaße sind eine Folge davon.

Zur Vorhersage von zu erwartenden DOC-Konzentrationen eignen sich die Regressionsgleichungen nur in der Dübener Heide und im Boden von Spi (Tab. 8). In den anderen Böden der Muldeue sind die Bestimmtheitsmaße für solche Vorhersagen zu niedrig. Der Wert der berechneten Gleichungen besteht hauptsächlich in der Erfassung der Dynamik der DOC-Konzentration mit empirischen Mitteln durch die Parameter der Regressionsgleichungen. Das Absolutglied ( $a_1$ ) weist auf die durchschnittliche DOC-Konzentration hin, während der Geradenanstieg ( $a_2$ ) ein Maß für den Anstieg der DOC-Konzentration zu Beginn von Niederschlagsereignissen nach langer Trockenheit ist. Nach einer Validierung des Zusammenhanges unter Freilandbedingungen wäre die Einbeziehung dieser Parameter in Modelle möglich, die die Mobilität von Schadstoffen mit einer hohen Affinität zur gelösten organischen Substanz vorhersagen.

#### 4.1.3 Aussagen zur DOM-Freisetzung anhand der Perkolateigenschaften

Die neben der DOC-Konzentration in den Bodenperkolaten bestimmten Eigenschaften (Abschn. 3.1; Anh. C/Tab. 7, 8) sollten helfen, Ursachen für die ermittelte Höhe und Dynamik der DOM-Freisetzung aufzudecken. Die löslichkeitsfördernde Wirkung steigender pH-Werte auf organische Moleküle (Tipping und Woof, 1990) konnte nur in Lub mit einem positiven Zusammenhang zwischen pH-Wert und DOC-Konzentration ( $r=0,40$ ,  $n=30$ ,  $\alpha < 0,05$ ) nachgewiesen werden. Der Standort Lub zeichnet sich durch intensive Kontakte zwischen fester und flüssiger Bodenphase aus. Die Schlußfolgerung, daß in diesem Boden Lösungsprozesse einen hohen Anteil an der DOM-Freisetzung besitzen, ist naheliegend. Ansonsten läßt ein zumeist negativer Zusammenhang zwischen DOC-Konzentration und pH-Wert im Bodenperkolat auf eine biologische  $\text{CO}_2$ -Produktion und

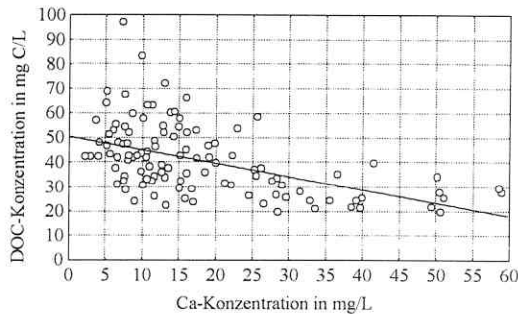


Abb. 12: Zusammenhang zwischen DOC- und Ca-Konzentration in den Perkolaten der Kiefernstandorte der Dübener Heide

auf den Säurecharakter der DOM schließen (Gjessing, 1976; Cronan und Aiken, 1985). Mikrobielle Abbauprodukte besitzen einen hohen Anteil an niedermolekularen Säuren. Sie gelangen aufgrund ihres mobilen Charakters zuerst in die Bodenlösung und verursachen niedrige pH-Werte bei hohen DOC-Konzentrationen im Anfangsstadium der Perkolatation (Schachtschabel et al., 1989).

Durch die Immissionen in der Dübener Heide kommt es in den Perkolaten der Kiefernstandorte zu einem umgekehrt proportionalen Zusammenhang zwischen der DOC-Konzentration und dem Gehalt an Ca und Mg (Ca:  $r = -0,49$ ,  $n = 130$ ,  $\alpha < 0,0001$ ; Abb. 12) sowie der Leitfähigkeit ( $r = -0,26$ ,  $n = 130$ ,  $\alpha < 0,01$ ). Auch eine nichtlineare Herangehensweise verbessert den Korrelationskoeffizienten zwischen Ca- und DOC-Konzentration nur unerheblich ( $r = 0,51$ ; Anh. C/4). Ursachen und Wirkungen dieses Zusammenhang sind im Abschn. 4.1.2.3 aufgelistet. Eine Löslichkeitsvermindernde Wirkung hoher Ca-Konzentrationen und einer hohen Ionenstärke konnte in den Monolithen der Muldeae im Gegensatz zu den Kiefernstandorten nicht festgestellt werden, obwohl in den Perkolaten der Muldeae die Ca-Konzentrationen wesentlich größer waren als in der Dübener Heide (vgl. Anhang C/Tab. 7, 8). Die unterschiedliche Wirkung der Ca-Ionen in den untersuchten Böden unterstreicht die Standortabhängigkeit dieses Faktors für die DOM-Freisetzung.

Durch die Immissionen in der Dübener Heide

Die unterschiedlich zusammengesetzte Mikroflora in den Böden (Bakterien: größere Mineralisationsleistung aber geringere Wirkung auf die DOM-Freisetzung als Pilze; Pilze: geringere Mineralisationsleistung bei größerer Wirkung auf die DOM-Freisetzung als Bakterien) macht es schwierig, die Perkolatgehalte an Nährstoffen und ihre Zusammenhänge mit der DOC-Konzentration zur Aufdeckung von Unterschieden in der DOM-Freisetzung zwischen den Standorten zu nutzen. Eine Kopplung von C-, N-, P- und S-Kreislauf ist kaum nachweisbar. Diese Kopplung findet vor allem über mikrobielle Prozesse statt und wäre ein Indiz für eine vorherrschend mikrobiell determinierte DOM-Freisetzung.

#### 4.2 Untersuchung des Einflusses der Bodeneigenschaften auf die Höhe der DOM-Freisetzung anhand von Bodenprofilen

Ein Ziel der Bestimmung wasserlöslicher Gehalte an Kohlenstoff in verschiedenen Tiefen von vier Bodenprofilen war die Vertiefung der Erkenntnisse über den Einfluß von Bodeneigenschaften auf die DOM-Freisetzung. Darüber hinaus sollen die beiden genutzten Wasserextrakte (Abschn. 3.2) in ihrer Eignung zur Erfassung der DOC-Gehalte des Bodens und der Bodeneigenschaften, die die DOM-Freisetzung bestimmen, eingeschätzt werden.

Das Ausschütteln des Bodens mit einem Boden/Wasserverhältnis von 1:5 führt zu einer stärkeren Extraktion als beim Sättigungsextrakt und damit zu höheren DOC-Gehalten der Böden (Abb. 13), wobei zwischen beiden Extraktionsverfahren ein enger korrelativer Zusammenhang besteht ( $r=0,96$ ,  $n=24$ ,  $\alpha<0,001$ ; Anh. C/5). Die mit der Schüttelprozedur bestimmten DOC-Gehalte in der obersten Bodenschicht von Kel und Spi sind vergleichbar mit den Werten von Homann und Grigal (1992) sowie Gensior (1995), die DOC-Gehalte (in 0-10 cm Tiefe) von 143-243 mg C kg<sup>-1</sup> ermittelten.

Anhand beider Extraktionsmethoden kann die Schlußfolgerungen gezogen werden, daß mit zunehmender Bodentiefe der DOC-Gehalt des Bodens sinkt bei gleichzeitig steigendem Anteil des DOC am  $C_{org}$  (Abb. 13; Anh. C/6). Beide Methoden zeigen auch, daß in Kel in allen Tiefen der DOC-Gehalt des Bodens größer ist als in Spi und gleichzeitig einen höheren Anteil am  $C_{org}$  besitzt. Für die Höhe des DOC-Gehaltes und für den Anteil des DOC am  $C_{org}$  des Bodens ist der Gehalt an leicht umsetzbarem organischem Kohlenstoff wichtiger als der Gesamtgehalt an organischer Substanz. Korrelationskoeffizienten zwischen dem DOC- und dem  $C_{hwl}$ -Gehalt des Bodens waren signifikant und größer (0,7 bzw. 0,5; s. Anh. C/Tab. 9) als solche zum  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens. Gleichzeitig korreliert der Anteil des DOC am  $C_{org}$  sehr eng mit dem Anteil des heißwasserlöslichen organischen Kohlenstoffs am  $C_{org}$  ( $r=0,97$  bzw. 0,88) und mit dem C/N-Verhältnis in der heißwasserlöslichen Fraktion ( $r=0,96$  bzw. 0,86; Anh. C/Tab. 9). Dies hebt wie bei den Kleinmonolithversuchen die Bedeutung eines geringen Zersetzungsgrades der organischen Substanz für eine hohe DOM-Freisetzung hervor. Die Unterschiede im Anteil des DOC am  $C_{org}$  zwischen Kel und Spi sowie zwischen den verschiedenen Tiefen sind mitverantwortlich für den fehlenden Zusammenhang zwischen dem DOC- und  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens, wie er von Gensior (1995) betont wird.

Die Anteile des DOC am  $C_{org}$  sind in tieferen Schichten von Kel auffallend höher als die in der Literatur angegebene 0,2 bis 0,8 % (Simard et al., 1988; Göttlein, 1988; Göttlein und Pruscha, 1991; Homann und Grigal, 1992; Gensior, 1995). Der in Kel höhere und mit zunehmender Tiefe stärker steigende DOC-Anteil am  $C_{org}$  als in Spi bei höheren DOC-Gehalten in Kel deutet auf eine stärkere DOM-Verlagerung in Kel als in Spi hin und bietet besonders in Kel die Möglichkeit einer stärkeren Schadstoffverlagerung (Liu und Amy, 1993).

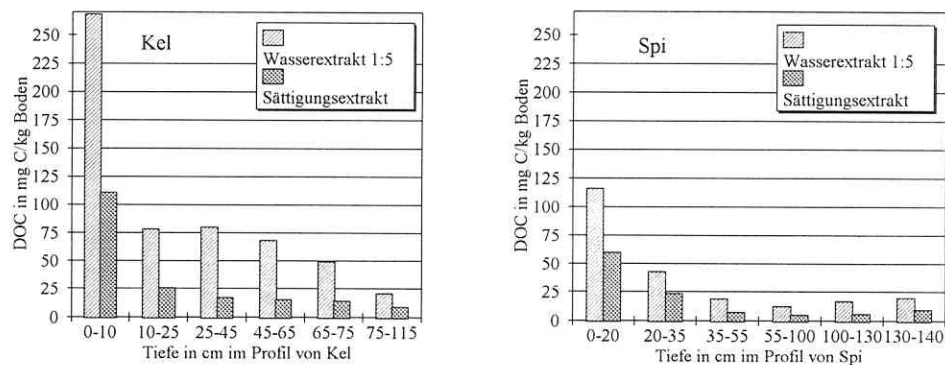


Abb. 13: DOC-Gehalt in verschiedenen Tiefen von Kel und Spi: ermittelt mit einem Wasserextrakt bei einem Boden/Wasserverhältnis von 1:5 (Schüttelprozedur) und einem Sättigungsextrakt



Die Profiluntersuchungen weisen neben den Einflüssen der organischen Substanz auf die Bedeutung von Adsorptionsprozessen für die DOM-Freisetzung hin. Adsorptive Prozesse sind an die fein texturierten Bodenbestandteile mit hohen Gehalten pedogener Oxide (hier vor allem Fe-Oxide) gebunden. So verringern hohe Sandgehalte die DOM-Adsorption und erhöhen den Anteil des DOC am  $C_{org}$  ( $r=0,67$  bzw.  $0,71$ ; Anh. C/Tab. 9). Umgekehrt wirken hohe Ton- und Schluffgehalte sowie hohe Eisen- und Aluminiumgehalte der Böden adsorptionsfördernd (positive Korrelationskoeffizienten; Anh. C/Tab. 9).

Methodisch kann gefolgert werden, daß beide Extraktionsverfahren gleichermaßen geeignet sind, Bodeneigenschaften zu identifizieren und zu quantifizieren, die den DOC-Gehalt des Bodens bestimmen. Die Abhängigkeit des DOC-Gehaltes vom Boden/Wasserverhältnis muß aber bei der Auswahl des Extraktionsverfahrens berücksichtigt werden. Versteht man den DOC-Gehalt des Bodens in erster Linie als Parameter, der die Qualität der Bodenlösung, des Sickerwassers und von Grund- sowie Oberflächenwasser beeinflusst, sollte er mit Hilfe eines Sättigungsextraktes ermittelt werden. Die Angabe ist dann zweckmäßiger in  $mg\ C\ L^{-1}$ . Das Ausschütteln des feldfrischen Bodens über einen kurzen Zeitraum bei einem Boden/Wasserverhältnis von ca. 1:5 liefert sehr schnell Informationen über Unterschiede im DOC-Gehalt von Böden. Es wird aber eine wesentlich größere Menge an Kohlenstoff extrahiert, als unter natürlichen Bedingungen in Lösung gehen kann. Diese Methodik ist deshalb geeignet, den potentiell wasserlöslichen Kohlenstoffpool im Boden zu kennzeichnen.

#### 4.3 DOM-Freisetzung aus dem Oberboden - Zusammenwirken der untersuchten Eigenschaften

Der Zustand der organischen Bodensubstanz ist von den untersuchten Eigenschaften für die DOM-Freisetzung aus dem Oberboden (0-25 cm) besonders wichtig (Abb. 14). Ein geringer Zersetzungsgrad (weites C/N-Verhältnis vor allem in der heißwasserlöslichen Fraktion, hohe Anteile des  $C_{hwf}$  am  $C_{org}$ ) und große Mengen an leicht abbaubarer organischer Substanz (hohe Gehalte an  $C_{hwf}$ ) begünstigen das Auftreten hoher

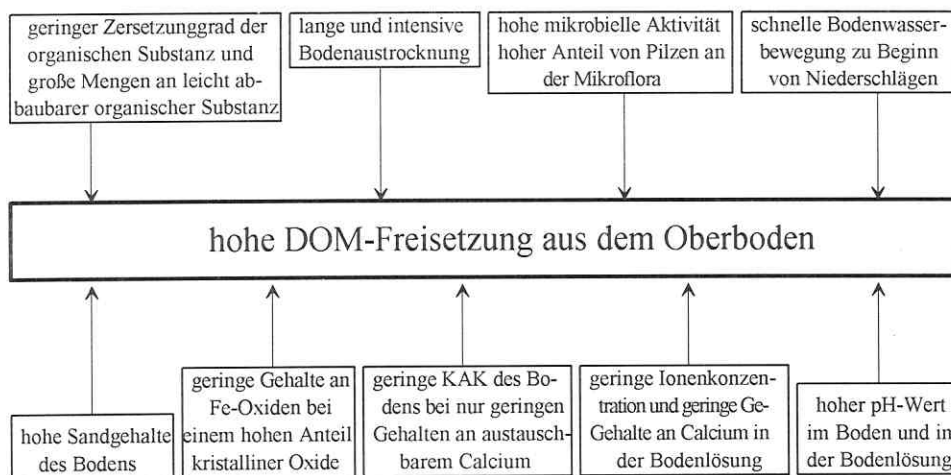


Abb. 14: Bedingungen für eine hohe DOM-Freisetzung aus dem Oberboden

DOC-Konzentrationen. In der Dübener Heide führten die Immissionen mit basischen Flugaschen durch einen verstärkten Abbau der anfallenden Streu und einen erhöhten Zersetzungsgrad der organischen Materialien zu einem Gradienten mit sinkender DOM-Freisetzung bei Annäherung an die Emittenten. In der Muldeauc bestehen günstige Voraussetzungen für eine hohe DOM-Freisetzung, wenn die Bodenkontamination eine Hemmung des Stoffabbaus und damit eine Verringerung des Zersetzungsgrades der organischen Substanz hervorruft (Kel und Spi). In beiden Untersuchungsgebieten sind die Dauer und Intensität der Bodenaustrocknung entscheidend für die Höhe der DOC-Konzentration in der Bodenlösung nach Niederschlägen, die auf Trockenperioden folgen. Ursache ist der Abtransport von in Trockenperioden mikrobiell gebildeten und potentiell wasserlöslichen organischen Verbindungen. Die Anstiege in der DOM-Freisetzung nach langen Trockenperioden sind besonders groß bei einem geringen Zersetzungsgrad der organischen Substanz und einer hohen Bodenatmung.

In der Dübener Heide bestehen nur geringe Unterschiede in den substratbedingten Bodeneigenschaften, die für die DOM-Adsorption und für die Fließbedingungen der Bodenlösung verantwortlich sind. Deshalb ist eine Quantifizierung der DOM-Freisetzung am besten erreichbar unter Einbeziehung der Parameter, die die organische Substanz des Bodens charakterisieren (Anh. C/2):

$$\text{DOC-Menge} = -61,738 + 7,516 * C_{\text{hwf}}/N_{\text{hwf}} (0-10 \text{ cm}) + 5,518 * \text{Anteil } C_{\text{hwf}} \text{ am } C_{\text{org}} (10-25 \text{ cm}); r^2 = 0,79$$

$$\text{DOC-Mittelwert} = -13,078 + 0,0024 * C_{\text{hwf}} + 1,522 * C_{\text{org}}/N_{\text{org}} (0-10 \text{ cm}); r^2 = 0,60$$

$$\text{DOC-Maximum} = -19,841 + 3,409 * C_{\text{hwf}}/N_{\text{hwf}} (0-10 \text{ cm}) + 1,481 * \text{Bodenatmung} (0-10 \text{ cm}); r^2 = 0,67$$

Bestehen wie in der Muldeauc beträchtliche Unterschiede zwischen den Standorten in den Bodeneigenschaften, die für die DOM-Adsorption und für die Fließbedingungen der Bodenlösung verantwortlich sind, überdecken diese die Wirkungen der organischen Bodensubstanz. Hohe Ton- und Schluffgehalte, hohe Gehalte an pedogenen Eisenoxiden, eine hohe Kationenaustauschkapazität und hohe Gehalte des Bodens an austauschbarem Ca und Mg verringern durch Adsorptions- und Ausfällungsprozesse die DOM-Freisetzung (Abb. 14). Schnelle Bodenwasserbewegungen fördern durch den Abtransport von in Trockenperioden gebildeten, wasserlöslichen organischen Verbindungen die DOM-Freisetzung zu Beginn von Niederschlägen nach Trockenperioden. Im weiteren Verlauf von Niederschlägen können langsame Bodenwasserbewegungen bei fehlenden Adsorptionsplätzen und bei einem geringen Zersetzungsgrad der organischen Substanz hohe DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung hervorrufen. Sind entsprechende Adsorptionsplätze vorhanden, muß mit einer verstärkten DOM-Adsorption gerechnet werden. Multiple Regressionen zur Quantifizierung der DOM-Freisetzung aus den Oberböden der Muldeauc unterstützen die Schlußfolgerung, daß Unterschiede in der DOM-Freisetzung zwischen den Standorten das Ergebnis wechselnder Faktorkombinationen und damit das Ergebnis einer kombinierenden Wirkung der Prozesse DOM-Bildung und DOM-Adsorption sind (Anh. C/7):

$$\text{DOC-Menge} = 178,531 + 0,016 * C_{\text{hwf}} (0-10 \text{ cm}) + 10,447 * \text{Anteil } C_{\text{hwf}} \text{ am } C_{\text{org}} (10-25 \text{ cm}) - 0,02 * \text{Fe-oxalatlöslich} (10-25 \text{ cm}); r^2 = 0,78$$

$$\text{DOC-Maximum} = 65,5 + 1,939 * C_{\text{hwf}}/N_{\text{hwf}} (0-10 \text{ cm}) - 0,006 \text{ Fe-oxalatlöslich} (10-25 \text{ cm}) + 2,218 * \text{Bodenatmung} (0-10 \text{ cm}); r^2 = 0,64$$

So verringern im emittentennahen Standort der Dübener Heide neben dem hohen Zersetzungsgrad der organischen Substanz die hohe KAK und hohe Ca-Gehalte in Boden und -lösung zusätzlich die DOM-Freisetzung. In der Mulde bewirken in Bob das sandige Bodensubstrat und der Zustand der organischen Bodensubstanz (verringertes Zersetzungsgrad, hoher Anteil des  $C_{\text{hwl}}$  am  $C_{\text{org}}$ , hohe Gehalte an  $C_{\text{hwl}}$ ) in Kombination mit intensiven Kontakten zwischen Bodenlösung und Bodenfestphase hohe DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung und einen hohen Anstieg der DOC-Konzentration zu Beginn von Niederschlägen nach Trockenperioden. Der hohe Zersetzungsgrad der organischen Substanz (hohe Abbauleistung der Mikroflora) und die große DOM-Adsorptionskapazität in Gre ließen bei intensiven Kontakten zwischen fester und flüssiger Bodenphase nur eine geringe DOM-Freisetzung zu. In Kel und Spi kam es aufgrund der hohen Schadstoffkontamination zur Akkumulation von wenig zersetzter organischer Substanz. Im Boden von Spi/sandig führte diese Akkumulation in Verbindung mit schnellen und ergiebigen Wasserflüssen und einer nur geringen DOM-Adsorptionskapazität zur höchsten DOM-Freisetzung aller untersuchten Standorte in der Mulde vor allem zu Beginn von Niederschlägen nach Trockenperioden. Die DOM-Freisetzung und die Anstiege in der DOC-Konzentration zu Beginn von Niederschlägen nach Trockenperioden sind in Kel geringer als in Spi/sandig. Hier lassen die Bodeneigenschaften bei einer langsameren Bodenwasserbewegung Adsorptions- und Ausfällungsprozesse von DOM in größerem Umfang als in Spi/sandig zu. Es konnte nicht geklärt werden, warum der Standort Spi/schluffig trotz eines geringen Abbaugrades der organischen Substanz und eines hohen Pilzanteils an der Mikroflora bei einer mittleren DOM-Adsorptionskapazität eine so niedrige DOM-Freisetzung besitzt.

Zusammenfassend kann abgeleitet werden, daß primär für die DOM-Freisetzung aus dem Oberboden der Zustand der organischen Bodensubstanz und mikrobielle Bodeneigenschaften verantwortlich sind (Abb. 14). Zusätzlich können lange Trockenperioden zu einer sehr großen Steigerung der DOM-Freisetzung beitragen. Inwieweit die genannten Bedingungen die wirkliche Höhe der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden bestimmen, hängt von den substratbedingten Eigenschaften ab, die für die DOM-Adsorption und für die Fließbedingungen der Bodenlösung verantwortlich sind. Diese bestimmen letztlich die Höhe der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden.

#### 4.4 Einfluß der DOM auf die Schadstoffmobilisierung

Zur Bearbeitung dieser Fragestellung ist es erforderlich, die Mobilisierung der Schadstoffe, die in ihrer Mobilität durch die DOM beeinflusst werden, im Hinblick einer möglichen Grundwassergefährdung einzuschätzen. Dazu werden die entsprechenden Trinkwassergrenzwerte als Anhaltspunkt genutzt. Eine Überschreitung dieser Grenzwerte in der Bodenlösung kann eine Kontamination des Grundwassers nach sich ziehen mit den daraus folgenden Gefahren für die Umwelt und die Bevölkerung.

##### 4.4.1 Mobilisierung von Schwermetallen

###### 4.4.1.1 Ergebnisse und Diskussion des Kleinmonolithversuches in der Dübener Heide

Die Gehalte der Bodenperkolate an Schwermetallen in der Dübener Heide bewegen sich in einem für saure Waldstandorte "normalen" Bereich. Starke Konzentrationsanstiege zu Beginn der Perkolation nach

Trockenheit, wie sie bei der DOM beobachtet wurden, treten kaum auf. Tab. 9 gibt einen Überblick über die Mittelwerte und den Schwankungsbereich der bestimmten Schwermetalle in den Bodenperkolaten. Von den nicht aufgeführten, aber analysierten Elementen (Cr, Cu, Cd, As) konnten nur in einigen Perkolaten Spuren nachgewiesen werden.

Tab. 9 : Gehalte der Perkolate in der Dübener Heide an Schwermetallen und Al (in mg L<sup>-1</sup>; Mittelwerte, Minimum und Maximum)

	Rei	Luk	Lub	Pou	"Normalwerte" in der Bodenlösung saurer Waldstandorte*
Al	2,21 (1,24...4,48)	1,95 (0,4...6,25)	2,07 (1,37...3,24)	1,68 (1,02...2,62)	bis 20 (0,20**)
Ba	0,1 (0,06...0,2)	0,21 (0,03...0,46)	0,07 (0,02...0,16)	0,14 (0,06...0,38)	1,00**
Fe	0,57 (0,21...1,38)	0,2 (0...1,13)	2,10 (1,20...3,26)	0,14 (0,01...0,30)	0,10...10,00
Mn	0,28 (0,15...0,64)	1,41 (0,25...3,56)	0,19 (0,1...0,38)	0,07 (0,01...0,20)	0,01...13,00
Zn	0,08 (0,03...0,15)	0,23 (0,06...0,65)	0,14 (0,09...0,22)	0,04 (0...0,16)	bis 1,20
Pb	0,05 (0...0,1)	0,03 (0...0,1)	0,08 (0,03...0,15)	0,04 (0...0,10)	0,016...0,160

\* nach Schachtschabel et al. (1989; Kap. XX, XXII); \*\* Grenzwert der Trinkwasserverordnung

Zumeist wurden in Pou, dem emittentennächsten Standort, die niedrigsten Konzentrationen an Schwermetallen im Bodenperkolat ermittelt. Dies dürfte eine direkte Folge der hohen pH-Werte im Boden dieses Standortes sein. Die relativ hohen Gehalte in der Humusaufgabe dieses Standortes an Zn, Mn und Cd konnten sich deshalb nicht im Bodenperkolat widerspiegeln.

Ein positiver Einfluß der DOM auf die Schwermetallmobilisierung zeichnet sich nur bei Fe sowie z.T. bei Al (nur Lub) und Pb anhand von positiven Korrelationen zwischen der DOC- und Schwermetallkonzentration ab. So konnte ein positiver Korrelationskoeffizient zwischen der DOC- und Fe-Konzentration bei Einbeziehung aller Bodenperkolate von 0,55 (n=159,  $\alpha < 0,001$ ) ermittelt werden. Dies zeigt die Bedeutung des Transportes von organisch gebundenem Fe, wie sie von vielen Autoren betont wird (z.B. Fahey et al., 1985; Brahmer, 1990; Guggenberger, 1992). Daß bei den übrigen Schwermetallen ein solcher Zusammenhang nicht besteht, ist wahrscheinlich auf die dominierende Rolle des pH-Wertes für die Schwermetallmobilisierung zurückzuführen (Adriano, 1986; Buffle, 1988; McBride, 1989; del Castilho et al., 1993; Hornburg und Brümmer, 1993). Belegbar ist diese pH-Wirkung durch negative Korrelationskoeffizienten zwischen Schwermetallkonzentrationen und pH-Wert in Luk, die in einem Bereich von -0,33 bis -0,62 liegen (Al: -0,62; Ba: -0,39; Fe: -0,57; Zn: -0,37; Mn: -0,33). Ähnliche negative Korrelationskoeffizienten lassen sich auch für die anderen Standorte der Dübener Heide berechnen.

Bereits an den Gesamtgehalten der Humusaufgabe an Schwermetallen spiegelt sich die unterschiedliche Entfernung der Standorte zu den Emittenten nur bei Zn, Mn und Cd wider (Abschn. 2.1.3). Gleichzeitig kommt es

bei Annäherung an die Emittenten zu einer sinkenden DOM-Freisetzung. Desweiteren fehlt ein Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Schwermetallmobilisierung. Deshalb besteht gegenwärtig keine Gefahr einer DOM-induzierten Schwermetallmobilisierung in emittentennahen Standorten.

#### 4.4.1.2 Ergebnisse und Diskussion des Kleinmonolithversuches in der Muldeauc

Aus Tab. 10 geht hervor, daß nur in Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig mit einer nennenswerten Schwermetallmobilisierung gerechnet werden muß. Ungeachtet der sehr hohen Schwermetallkonzentration im Boden (Anh. C/Tab. 11) gibt es in Gre und in Bob (außer Ba) keine bedenklichen Konzentrationen an Schwermetallen und As in der Bodenlösung. Der hohe pH-Wert, hohe Ton- und Schluffgehalte, große Mengen an pedogenen Eisenoxiden, die z.T. nur wenig kristallin sind, und die niedrige DOM-Freisetzung sind verantwortlich für die sehr geringe Schwermetallmobilisierung in Gre. In Bob reichen schon die hohen pH-Werte aus, um eine Schwermetallmobilisierung in größerem Umfang zu verhindern. Diese Ergebnisse zeigen, daß weitere Betrachtungen zum Einfluß der DOM-Freisetzung auf die Schwermetallmobilisierung hauptsächlich für die Standorte Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig notwendig sind.

Tab. 10: Gehalte der Perkolate in der Muldeauc an Schwermetallen, As und Al (in mg L<sup>-1</sup>; Mittelwerte, Minimum und Maximum)

	Bob	Kel	Spi/sandig	Spi/schluffig	Gre	Trinkwassergrenzwert
Al	0,05 (0...0,16)	1,21 (0,51...3,44)	0,7 (0,44...1,41)	0,98 (0,6...1,43)	0,01 (0...0,07)	0,20
Cd	< 0,0005	<b>0,03</b> (0,001...0,08)	0,0003 (0...0,005)	0,0005 (0...0,002)	< 0,0005	0,01
Ba	0,12 (0,06...0,25)	0,08 (0,05...0,15)	0,07 (0,05...0,14)	0,09 (0,06...0,17)	0,06 (0,03...0,14)	1 (0,05*)
Fe	0,05 (0...0,21)	0,28 (0,04...0,66)	0,44 (0,25...0,82)	0,58 (0,39...1,24)	0,006 (0...0,054)	0,20
Mn	0,01 (0...0,1)	0,31 (0,03...1,28)	0,15 (0,05...0,43)	0,15 (0,1...0,24)	0,002 (0...0,008)	0,05
Zn	0,008 (0...0,04)	<b>2,93</b> (0,51...8,19)	0,62 (0,19...2,04)	0,71 (0,35...1,39)	0,004 (0...0,044)	0,80**
Cr	< 0,001 (0...0,004)	<b>0,02</b> (0,01...0,05)	<b>0,08</b> (0,04...0,13)	<b>0,05</b> (0,03...0,06)	< 0,001	0,05
Pb	0,008 (0...0,05)	0,01 (0...0,05)	0,02 (0...0,06)	0,03 (0...0,09)	0,008 (0...0,03)	0,04
Cu	< 0,005	<b>0,06</b> (0...0,16)	<b>0,03</b> (0...0,09)	<b>0,03</b> (0...0,07)	< 0,005	0,075**
As	0,002 (0...0,015)	0,008 (0...0,028)	0,005 (0...0,023)	0,001 (0...0,01)	0,005 (0...0,035)	0,04
Hg	0,0003 (0...0,0007)	<b>0,0022</b> (0,0002...0,0069)	<b>0,0023</b> (0,0007...0,0042)	<b>0,0007</b> (0,0002...0,0014)	0,0002 (0...0,0004)	0,001

\* Referenzwert der Hollandliste (1994)

\*\* Interventionswert der Hollandliste (1994)

#### Chrom und Kupfer:

Die Cr-Konzentrationen bewegen sich vor allem in den Monolithen von Spi/sandig auf einem sehr hohen Niveau, während bei Cu die hohen Konzentrationen in den Perkolaten von Kel bezüglich einer

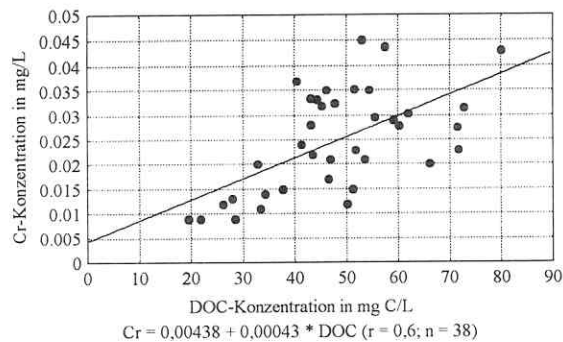


Abb. 15: Zusammenhang zwischen DOC- und Cr-Konzentration in den Perkolaten von Kel

Grundwassergefährdung hervorgehoben werden müssen (Tab. 10). Hier besteht ein Zusammenhang zwischen der Mobilisierung von Cr sowie Cu und der DOM-Freisetzung. Sichtbar ist dieser Zusammenhang anhand einer ähnlichen Dynamik der Konzentrationen im Versuchsverlauf (nicht dargestellt) und anhand von Korrelationskoeffizienten ( $r=0,6$  bzw.  $0,62$  für Cr und Cu; Abb. 15, Anh. C/Tab. 10). Auch Guggenberger (1992) hebt bei der Stabilität organischer Cr- und Cu-Komplexe die Bedeutung

der DOM für die Komplexierung dieser Schwermetalle hervor. In Spi/sandig und Spi/schluffig gibt es im Gegensatz zu Kel kaum Anzeichen einer DOM-induzierten Mobilisierung von Cr und Cu. Inwieweit qualitative Unterschiede in der DOM zwischen Kel und Spi für diese Differenzen verantwortlich sind, bedarf weiterer Untersuchungen.

#### Quecksilber:

Sehr hohe Hg-Konzentrationen treten in den Bodenperkolaten von Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig mit Spitzenwerten bis zu  $7 \mu\text{g L}^{-1}$  auf. Besonders in Kel und in Spi/schluffig sind positive Beziehungen zwischen DOM-Freisetzung und Hg-Mobilisierung erkennbar (Korrelationskoeffizienten von  $0,45$  in Kel bzw.  $0,51$  in Spi/schluffig zwischen der DOC- und der Hg-Konzentration; Anh. C/Tab. 10). DOM-Hg-Komplexe besitzen eine hohe Stabilität (Abschn. 1.2.2), so daß auch andere Autoren einen Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Hg-Mobilisierung betonen (Driscoll et al., 1995; Pettersson et al., 1995). Im Boden von Spi/sandig kann nur bei einer Betrachtung der 2. Niederschlagsperiode ein DOM-Einfluß auf die Hg-Mobilisierung abgeleitet werden. Hier folgt die Hg-Dynamik der Dynamik der DOM-Freisetzung bei sehr hohen DOC- und Hg-Konzentrationen. Dies verdeutlicht auch in Spi/sandig die Gefahren für das Grundwasser durch eine DOM-induzierte Hg-Mobilisierung.

#### Eisen und Mangan:

An den Fe-Konzentrationen in den Bodenperkolaten läßt sich wie in der Dübener Heide ein Einfluß der DOM erkennen. Der Zusammenhang zur DOM ist bei den untersuchten Böden in Kel am engsten ist ( $r=0,69$ ; Anh. C/Tab. 10), aber auch in Spi/sandig ( $r=0,43$ ) und Spi/schluffig ( $r=0,6$ ; Anh. C/Tab. 10) vorhanden. Kaum nachweisbar ist die Kopplung von Fe an die DOM bei geringen Fe-Konzentrationen im Perkolat (Bob und Gre). Zumeist existieren in den Bodenperkolaten keine Beziehungen zwischen DOC- und Mn-Konzentration (außer in Bob; Anh. C/Tab. 10).

#### Aluminium, Barium, Blei und Arsen:

Keine eindeutigen Zusammenhänge bestehen zwischen der DOM-Freisetzung und der Mobilisierung von Al, Ba, Pb und As. In Kel deutet sich mit einer positiven Korrelation zwischen Al- und DOC-Konzentration ( $r=0,33$ ,  $\alpha<0,05$ ; Anh. C/Tab. 10) ein Zusammenhang zur DOM-Freisetzung an. Die Al-Mobilisierung wird aber größtenteils durch den pH-Wert gesteuert (negative Korrelationskoeffizienten zwischen Al und pH-Wert; Anh. C/Tab. 10). Bei Ba fehlen trotz Korrelationen zwischen DOC- und Ba-Gehalt in Bob. Gre und Spi/schluffig (Anh. C/Tab. 10) solche Beziehungen in Kel, wo sonst der Zusammenhang zwischen DOM und Schwermetallen am engsten ist (s. S. 48-53). Nur die in der 2. Niederschlagsperiode in allen Monolithen überdurchschnittlich hohen Pb-Konzentrationen signalisieren einen Zusammenhang zur DOM-Freisetzung, denn dies korrespondiert mit den höchsten DOC-Konzentrationen (Abschn. 4.1.1). Eine positive Wirkung der DOM auf die As-Mobilisierung ist anhand schwacher, aber signifikante Korrelationen zwischen DOC- und As-Konzentration nur in Gre und Kel erkennbar.

#### Cadmium und Zink:

Ein Einfluß der DOM auf die Cd und Zn-Mobilisierung konnte in keinem Boden ermittelt werden. Die nur geringe Stabilität von Komplexen der DOM mit Cd und Zn und Unterschiede in der qualitativen Zusammensetzung der DOM und der Bodenlösung sind wahrscheinlich die Ursache für widersprüchliche Literaturangaben zum Einfluß der DOM auf die Cd- und Zn-Mobilisierung (König et al., 1986; Schlinkert und Brümmer, 1991; Bourg und Darmendrail, 1992; del Castillo und Chardon, 1995; Holm et al., 1995). Es muß aber beachtet werden, daß besonders in Kel (und etwas weniger auch in Spi/sandig und Spi/schluffig) mit einer starken Mobilisierung dieser Elemente (Tab. 10) und damit mit einer Grundwassergefährdung gerechnet werden muß. In Gre ist trotz sehr hoher Cd-Gehalte im Boden (Gesamtgehalte, mobile Anteile) keine Cd-Mobilisierung feststellbar. Dies zeigt, daß die Bestimmung der  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -löslichen Gehalte des Bodens an Cd (und Zn) nur einen ersten Hinweis auf die Gefährdung des Grundwassers zuläßt, denn der von Liebe et al. (1995) vorgeschlagene Prüfwert für mobiles Cd ( $100 \mu\text{g kg Boden}$ ) wird auch im Boden von Gre weit überschritten (Anh. C/Tab. 11).

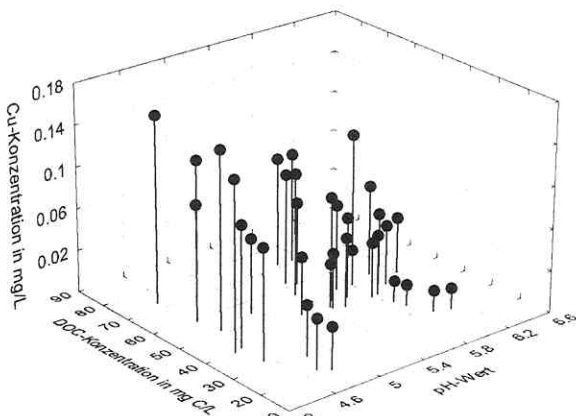


Abb. 16: Abhängigkeit der Cu-Konzentration von der DOC-Konzentration und dem pH-Wert in den Perkolaten von Kel

**Zusammenwirken von DOM-Freisetzung und pH-Wert auf die Schwermetallmobilisierung vor allem zu Beginn von Niederschlägen nach langen Trockenperioden:**

Bezieht man in Korrelationen zwischen dem Schwermetallgehalt des Bodenperkolates und der DOC-Konzentration den pH-Wert mit ein, lassen sich z.T. hohe Bestimmtheitsmaße erzielen (Abb. 16, Tab. 11). Sie liegen bei ausschließlicher Einbeziehung der ersten Perkolate nach Trockenheit zumeist höher als bei Berücksichtigung aller Werte bei einem gleichzeitig deutlichen Anstieg der partiellen Korrelationskoeffizienten zwischen DOC- und Schwermetallkonzentration (Tab. 11). Die DOM zu Beginn von Niederschlägen zeichnet sich durch besonders hohe hydrophile Anteile aus, die nach Guggenberger (1992) eine höhere Affinität zu Schwermetallen besitzen als andere DOM-Bestandteile. Diese DOM-Bestandteile gelangen aufgrund ihrer großen Mobilität zuerst in die Bodenlösung und können infolge ihres sauren Charakters den pH-Wert absenken. Dieser komplexe Zusammenhang zwischen DOM, pH-Wert und Schwermetallmobilisierung ist deshalb zu Beginn von Niederschlägen, wo eine verstärkte DOM-Freisetzung stattfindet, besonders ausgeprägt. Gleichzeitig besitzt in solchen Situationen die DOM für die Schwermetallmobilisierung eine größere Bedeutung als im weiteren Verlauf von Niederschlagsereignissen. Wiederum zeigte sich, daß der Einfluß der DOM-Freisetzung auf die Mobilisierung von Schwermetallen in Kel wesentlich größer ist als in Spi/sandig und in Spi/schluffig.

Tab. 11: Multiple Bestimmtheitsmaße und partielle Korrelationskoeffizienten bei linearen Regressionen zwischen dem Gehalt der Perkolate an Schwermetallen, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können, und dem pH-Wert sowie der DOC-Konzentration für den gesamten Untersuchungszeitraum und für die jeweils ersten Perkolate nach Trockenheit in Kel

	gesamter Untersuchungszeitraum (n=38)			jeweils ersten Perkolate nach Trockenheit (n=12)		
	multiples $r^2$	partieller Korrelationskoeffizient		multiples $r^2$	partieller Korrelationskoeffizient	
		pH-Wert	DOC		pH-Wert	DOC
Al	0,56**	-0,71**	0,47*	0,79*	-0,75*	0,82*
Fe	0,58**	-0,46*	0,73**	0,70*	-0,55	0,79*
Cr	0,47**	-0,43*	0,64**	0,84*	-0,66	0,90*
Cu	0,69**	-0,7**	0,75**	0,78*	-0,64	0,85*
Hg	0,33*	0,41*	0,48*	0,47*	0,38	0,66*

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

**Untersuchung des DOM-Einflusses auf die Schwermetallmobilisierung mit multiplen Regressionen:**

Die Gegenüberstellung von Perkolat- und Bodeneigenschaften wird im folgenden Abschnitt zur Untersuchung des Einflusses der DOM auf die Mobilisierung von Schwermetallen genutzt. Dabei kommen Mittelwerte, Maximalwerte und im Versuchszeitraum freigesetzte Mengen an DOM und Schwermetallen neben den bestimmten Bodeneigenschaften in jedem Monolith zur Anwendung. Es wird für die anthropogen akkumulierten Schwermetalle (Cr, Cu, Hg, Pb, As, Zn, Cd, Mn, Ba) überprüft, inwieweit ein Einfluß der DOM auf ihre Mobilisierung besteht.



Tab. 12: Korrelationskoeffizienten zwischen Maximal- und Mittelwerten der DOC- und Hg-Konzentration sowie freigesetzten Mengen (n=16)

	DOC-Mittelwert	DOC-Maximum	freigesetzte DOC-Menge
Hg-Mittelwert	0,58*	0,68**	0,68**
Hg-Maximum	0,68**	0,53*	0,58*
freigesetzte Hg-Menge	0,62**	0,67**	0,84***

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

Die in Abb. 17, Tab. 12 und Anh. C/8 dargestellten Ergebnisse belegen den beträchtlichen Einfluß der DOM-Freisetzung auf die Mobilisierung von Hg, Cr, Cu und As. Sie zeigen, daß die Einbeziehung der Gehalte des Bodens an mobilen Schwermetallen allein keine ausreichende Sicherheit zur Beurteilung des Mobilisierungsverhaltens von solchen Elementen bietet, die über eine hohe Affinität zur DOM verfügen. Die Berechnung der multiplen Regressionen erlaubt die Schlußfolgerung, daß der Gesamtgehalt an organischer Substanz keinen sichtbaren Einfluß auf das Mobilisierungsverhalten von Hg, Cr, Cu und As in den untersuchten Böden ausübt, weil diese Bodeneigenschaft sowohl für die Mobilisierung als auch für die Festlegung der Schwermetalle von Bedeutung ist. Statt dessen sollte in die Bewertung der Schwermetallmobilisierung neben den  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -löslichen Gehalten (oder Gesamtgehalten), dem pH-Wert des Bodens und substratspezifischen Bodeneigenschaften zur Bewertung der Schwermetallsorption (KAK, Tongehalt, Gehalt an Oxiden) ein Parameter einbezogen werden, der die DOM-Freisetzung beschreibt. Für die Cd- und Zn-Mobilisierung sind nicht die DOM sondern der pH-Wert des Bodens und des Bodenperkolates sowie der Gehalt des Bodens an mobilisierbaren ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -löslich) Bestandteilen bestimmend. Ähnliche Aussagen sind auch für Al, Mn, Ba und Pb zu treffen. Eine positive Korrelation zwischen freigesetzter Ba- und DOC-Menge ( $r=0,64$ ;  $n=16$ ;  $\alpha<0,05$ ) deutet allerdings auf eine Ba-Mobilisierung hin, die von der DOM beeinflusst wird.

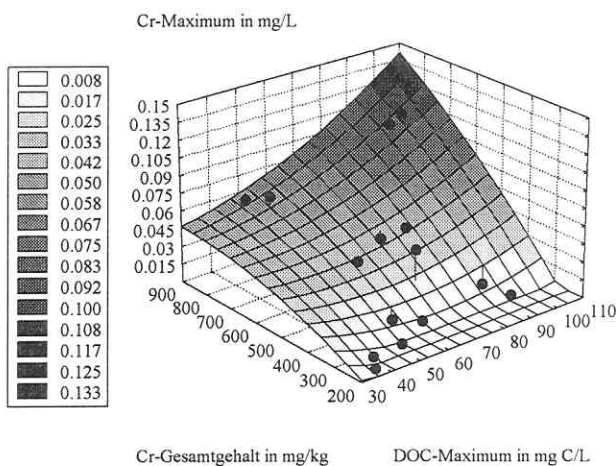


Abb. 17: Abhängigkeit der maximalen Cr-Konzentration in den Perkolaten der Muldeue von der maximalen DOC-Konzentration im Bodenperkolat und dem Cr-Gesamtgehalt im Boden

#### Fazit:

Der Einfluß der DOM auf die Schwermetallmobilisierung ist vom jeweiligen Element und vom Standort abhängig. Hohe DOC-Konzentrationen wirken vor allem im Boden von Kell mobilisierend auf Fe, Cu, Cr, Hg und z.T. auf As. Im Boden von Spi/sandig wurde eine mobilisierende Wirkung der DOM bei Fe, z.T. bei Hg und bei Pb festgestellt, während eine solche Wirkung im Boden von Spi/schluffig bei Fe, Hg und Ba erfolgt. Ein Einfluß der DOM besteht demnach hauptsächlich zu

solchen Elementen, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können. In Situationen mit einer verstärkten DOM-Freisetzung (Niederschläge nach langen Trockenperioden) muß deshalb in Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig mit einer beträchtlichen DOM-induzierten Schwermetallmobilisierung und -verlagerung gerechnet werden. Hohe Schadstoffkonzentrationen im Boden können über einen gehemmten Stoffumsatz und nachfolgender gesteigerter DOM-Freisetzung die Schwermetallmobilisierung verstärken. Die aus den Profiluntersuchungen gewonnene Erkenntnis über den in Kel wesentlich höheren Anteil des DOC am  $C_{org}$  im Vergleich zu Spi (Abschn. 4.2) wäre eine Erklärungsmöglichkeit für den in Kel stärkeren DOM-Einfluß auf die Schwermetallmobilisierung. Aufgrund sehr niedriger Schwermetallkonzentrationen in den Bodenperkolaten von Bob und Gre ist kaum ein Einfluß der DOM nachweisbar.

#### 4.4.1.3 Ergebnisse der Profiluntersuchungen in der Muldeaue

Die Ergebnisse der Profiluntersuchungen in der Muldeaue lassen sich nur begrenzt zur Ableitung von Zusammenhängen zwischen der DOM-Freisetzung und der Schwermetallmobilisierung nutzen, denn die Schwermetallgehalte der wäßrigen Phasen waren in den tieferen Schichten für eine sichere Bestimmung oft zu niedrig.

Der Wiederanstieg der Gesamtgehalte an Schwermetallen im Profil von Spi in 130 bis 150 cm Tiefe (Abschn. 2.2.3, Tab. 2, Abb. 2, Anh. A6) könnte geogen bedingt sein. Dagegen ist der bei den untersuchten Schwermetallen (außer Cr und Hg) in beiden Bodenprofilen spätestens in der letzten untersuchten Tiefe stattfindende Anstieg der mobilisierbaren und wasserlöslichen Anteile (wenn nachweisbar) an den Gesamtgehalten (dargestellt für As im Profil von Kel in Abb. 18) ein Hinweis auf stattfindende Verlagerungsprozesse. Allerdings könnte dieser Anstieg auch durch die Einwirkung von (kontaminiertem) Grundwasser auf den Boden verursacht werden. Dies verdeutlicht die sehr vielfältigen Einflüsse der Bodenwasserbewegung auf die Schadstoffmobilisierung in den Böden der Muldeaue, die weitere Untersuchungen bedürfen. Der Anstieg der mobilisier-

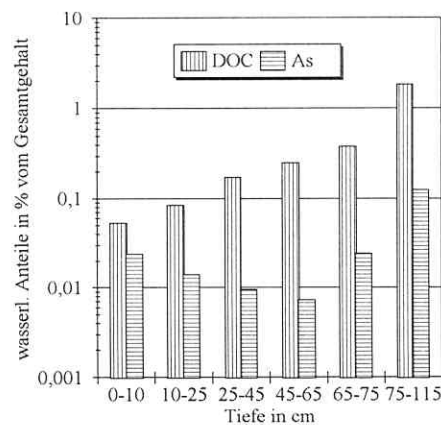


Abb. 18: Anteile der wasserlöslichen Gehalte (im Sättigungsextrakt) von As und DOC an den königswasserlöslichen As-Gehalten bzw. am  $C_{org}$  im Profil von Kel

baren und wasserlöslichen Anteile an den Gesamtgehalten ist zumeist auch mit einem Anstieg der absoluten mobilisierbaren und wasserlöslichen Gehalte der Böden an Schwermetallen gekoppelt. Die Ausführungen in Abschn. 4.2 zeigten, daß es mit zunehmender Bodentiefe auch zum Anstieg des Anteils des wasserlöslichen organischen Kohlenstoffs am  $C_{org}$  kommt. In Spi wurde sogar eine absolute Zunahme der DOC-Gehalte in der letzten Tiefe festgestellt. Die Schlußfolgerung, daß ein Zusammenhang zwischen den mobilisierbaren bzw. wasserlöslichen Schwermetallgehalten und der DOM besteht, ist naheliegend. Allerdings lassen es die niedrigen wasserlöslichen Gehalte der untersuchten Elemente nicht zu, diese Annahme weiter zu unterlegen.

#### 4.4.2 Mobilisierung von organischen Schadstoffen in der Muldeauce

Eine nur sehr geringe Kontamination der Böden der Dübener Heide mit organischen Schadstoffen macht Untersuchungen zu ihrer Mobilisierung in diesen Böden gegenstandslos. Deshalb erfolgte eine Beschränkung auf die Standorte in der Muldeauce.

##### 4.4.2.1 Mobilisierung von PAHs

Aus Abb. 19 und Anh. C/Tab. 12 geht hervor, daß in den Böden aller untersuchten Standorte mit einer PAH-Mobilisierung gerechnet werden muß. Zumeist wurden Phenanthren, Acenaphthen, Fluoren und Fluoranthen identifiziert und quantifiziert. Die Naphthalinwerte streuten so stark, daß eine sinnvolle Auswertung nicht möglich war. Pyren und Anthracen traten selten auf, während Benzo(a)pyren, Benzo(k)fluoranthen und Indeno(1,2,3)pyren nur in einzelnen Proben nachweisbar waren. Die ermittelten Konzentrationen im Bodenperkolat zeigen, daß zu Beginn der Perkolatation nach einer sechswöchigen Trockenperiode die höchsten Werte auftreten (Abb. 19). Im weiteren Verlauf der Perkolatation nähern sich die Konzentrationen sehr schnell der Nachweisgrenze an und überschreiten dann nur noch in den Perkolaten von Spi/sandig und Spi/schluffig den Trinkwassergrenzwert für PAHs ( $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Es treten somit nur erhöhte PAH-Konzentrationen in Situationen mit einer verstärkten DOM-Freisetzung auf. In Trockenperioden mit einer ausreichend langen Reaktionszeit kommt es neben der mikrobiellen Bildung potentiell wasserlöslicher organischer Verbindungen (DOM) auch zu einer Anlagerung von im Boden akkumulierter PAHs an diese Verbindungen. Mit einsetzender Bodenwasserbewegung erfolgt der Abtransport der PAHs zusammen mit der DOM in der Bodenlösung.

Johnson und Amy (1995) stellten einen gesteigerten Transport und eine verstärkte Desorption von PAHs durch die Zugabe von DOM mit einer Konzentration von  $20 \text{ mg C L}^{-1}$  fest. Die im Monolithversuch erzielten Ergebnisse zeigen aber, daß nicht nur von außen zugeführte DOM-Lösungen die Mobilität der im Boden akkumulierten PAHs erhöhen. Vielmehr kann man von einer Verzahnung der DOM-Freisetzung und PAH-Mobilisierung bzw. von DOM- und PAH-Transport ausgehen.

Aus Abb. 20 sind die nur geringen Differenzierungen der PAH-Konzentration im Bodenperkolat der sehr un-

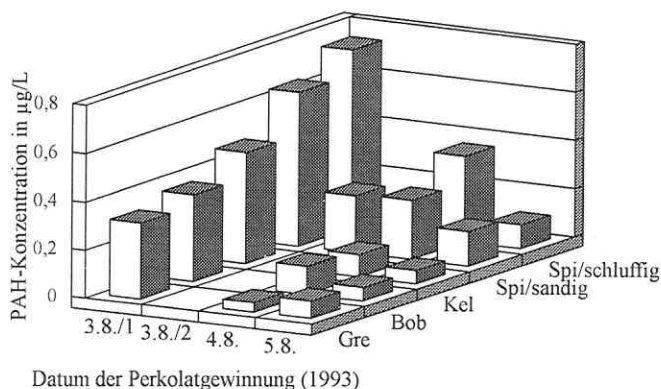


Abb. 19: PAH-Konzentration in den Perkolaten der Muldeauce

terschiedlich stark kontaminierten Böden ersichtlich. Nur anhand der maximalen Perkolatkonzentrationen ist die wesentlich geringere Bodenkontamination von Bob und Gre im Vergleich zu Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig zu erkennen. Dafür wird die geringe Wasserlöslichkeit der PAHs verantwortlich

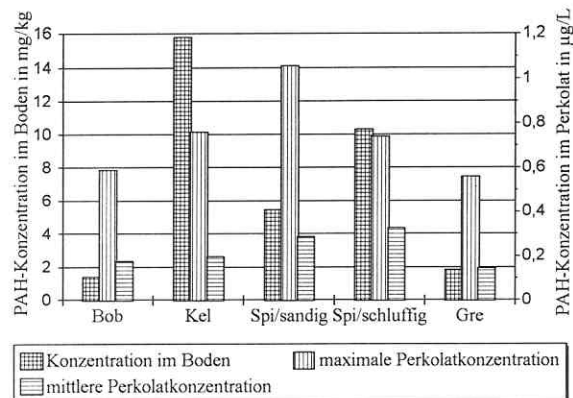


Abb. 20: PAH-Konzentration im Boden (0-10 cm) und im Bodenperkolat der Monolithe der Muldeauc

gemacht. Die geringe Wasserlöslichkeit der PAHs ist aber aufgrund eines zumeist negativen Zusammenhangs zwischen Wasserlöslichkeit und DOM-Affinität für organische Schadstoffe (Chiou et al., 1986) eine Ursache für die Kopplung der PAH-Mobilisierung an die DOM-Freisetzung. Auch bestehen nur geringe Zusammenhänge zwischen Bodenbelastung und PAH-Konzentration in der flüssigen Phase (Abb. 20). Die größte Bodenkontamination wurde in Kel gefunden, während die höchsten Konzentrationen in den Perkolaten von Spi/sandig festgestellt werden konnten. Die hohe DOM-Freisetzung in Spi/sandig, gekoppelt an schnelle Bodenwasserbewegungen und fehlende Sorbenten in dem sandig/kiesigen Bodensubstrat sind wahrscheinlich für die Unterschiede in der PAH-Mobilisierung zwischen Kel und Spi/sandig verantwortlich. Eine wesentlich höhere DOM-Freisetzung in Bob im Vergleich zu Gre wäre neben höheren Tongehalten in Gre eine Erklärungsmöglichkeit für die höheren PAH-Gehalte der Perkolate in Bob trotz einer im Vergleich zu Gre geringeren Bodenkontamination. Die Vermutung eines sehr engen Zusammenhanges zwischen DOM-Freisetzung und PAH-Mobilisierung gerade in Bob wird durch einen positiven Korrelationskoeffizienten zwischen DOC- und PAH-Konzentration von 0,91 bestätigt.

Die enge Kopplung der PAH-Mobilisierung an die DOM-Freisetzung läßt sich auch mit linearen Korrelationen zwischen der PAH- und der DOC-Konzentration in den Bodenperkolaten belegen:

Bob (n=12)	Kel (n=12)	Spi/sandig (n=12)	Spi/schluffig (n=5)	Gre (n=12)
0,91 ( $\alpha < 0,001$ )	0,62 ( $\alpha < 0,05$ )	0,66 ( $\alpha < 0,05$ )	0,89 ( $\alpha < 0,05$ )	0,39 ( $\alpha = 0,21$ )

Diese sehr unterschiedlichen Koeffizienten zeigen, daß die Beziehungen zwischen der DOM und der PAH-Mobilisierung unterschiedlich stark und standortabhängig sind (DeWitt et al., 1992; Raber und Kögel-Knabner, 1994; Brannon et al., 1995). Bei Einbeziehung aller auf PAHs untersuchten Bodenperkolate erzielt man einen Korrelationskoeffizienten zwischen DOC- und PAH-Konzentration von 0,51 (Anh. C/9). Diese Korrelation unterstreicht neben dem DOM-Einfluß auf die PAH-Mobilisierung die hohe Variabilität der PAH-Konzentration im Bodenperkolat und die Wirkung anderer Prozesse und Bodeneigenschaften (Ton, Humus, Oxide) auf die PAH-Mobilisierung.

Die Bedeutung von PAH-Mobilisierungsprozessen anhand festgestellter PAH-Verlagerungen bis in größere Bodentiefen (Tebaay et al., 1993) ist sichtbar im Bodenprofil von Spi. Hier kommt es in einer Tiefe von 130 bis 150 cm zum Wiederanstieg der PAH-Konzentration im Boden (Tab. 2, Anh. C/Tab. 13). Ein Substratwechsel ermöglicht in dieser Tiefe Sorptionsprozesse. Verlagert werden sowohl relativ gut wasserlösliche Verbindungen wie Naphthalin und Phenanthren als auch sehr schlecht wasserlösliche Verbindungen wie

Benzo(a)anthracen oder Pyren. Neben den Gehalten der genannten Verbindungen wächst mit zunehmender Tiefe im Profil von Spi ihr Anteil an der Gesamt-PAH-Konzentration im Boden, so bei Phenanthren von 17 % in 0 bis 20 cm Tiefe auf 38 % in 100 bis 130 cm Tiefe. Der Anteil von Benzo(a)anthracen an der PAH-Konzentration im Boden steigt in der vorletzten Tiefe wieder auf 31 % an (Anh. C/Tab. 13). Im Profil von Kel ist der Anstieg der Anteile von Phenanthren und Benzo(b)fluoranthren mit zunehmender Tiefe (Anh. C/Tab. 13) besonders auffällig. Es muß hervorgehoben werden, daß zumeist der Einfluß der DOM auf sehr schlecht wasserlösliche PAHs stärker ist als auf relativ gut wasserlösliche Verbindungen (Johnson und Amy, 1995). Aber Magee et al. (1991) betonen den DOM-Einfluß auch auf das relativ gut wasserlösliche Phenanthren. Diese Ergebnisse unterstützen die Schlußfolgerung über einen DOM-Einfluß auf die Tiefenverteilung der PAHs in den Profilen von Spi und Kel. Allerdings sollte man als mögliche Ursachen für die festgestellte Tiefenverteilung der PAHs auch reine Lösungsprozesse, partikelgebundenen Transport und Unterschiede in der Sorption und im mikrobiellen Abbau von unterschiedlich wasserlöslichen PAHs in Betracht ziehen. Gleichzeitig deuten die Naphthalingehalte in einer Tiefe von 130 bis 150 cm im Profil von Spi auf eine direkte Wirkung von kontaminiertem Grundwasser hin, welches mit dem Vorfluter "Spittelwasser" Kontakt hat. Dies zeigt auch die Bedeutung eines kapillaren Aufstieges für die Tiefenverteilung von Schadstoffen in grundwasserbeeinflussten Auenböden.

Die Ergebnisse der Tiefenverteilung der PAHs in den Böden von Kel und Spi vermitteln das Bild einer stattfindenden Mobilisierung und Tiefenverlagerung der nur sehr schlecht wasserlöslichen PAHs. In Verbindung mit dem Kleinmonolithversuch kann die Schlußfolgerung gezogen werden, daß für diese Mobilisierung und Tiefenverlagerung die DOM-Freisetzung und der DOM-Transport eine große Bedeutung besitzen.

#### 4.4.2.2 Mobilisierung von HCHs

Die Mittelwerte der HCH-Konzentration in den Bodenperkolaten (Abb. 21) zeigen, daß außer auf der nur sehr gering kontaminierten Fläche Bob eine  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in großem Umfang stattfindet. Die anderen

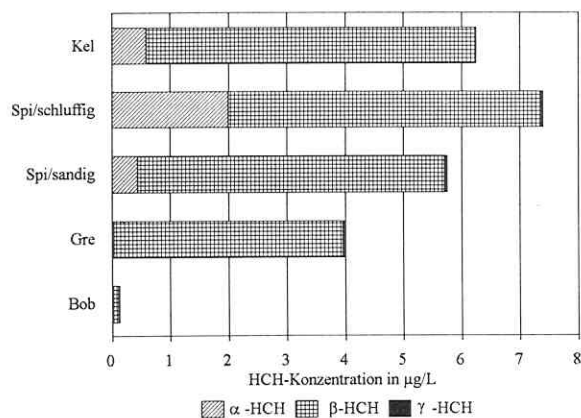


Abb. 21: Mittelwerte der HCH-Konzentration in den Perkolaten der Mulde

HCH-Isomere spielen nur eine untergeordnete Rolle. Zieht man den Trinkwassergrenzwert für die Summe aller chlororganischen Pestizide zur Einordnung der Werte heran, ist erkennbar, daß allein die  $\beta$ -HCH-Werte in Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig diesen Grenzwert um das 10fache überschreiten. Aber auch in Gre, dem wesentlich geringer kontaminierten Standort ("nur" 2,5 mg  $\beta$ -HCH  $\text{kg}^{-1}$  Boden im Vergleich zu über 200 mg  $\text{kg}^{-1}$  in Kel), wurde eine mittlere

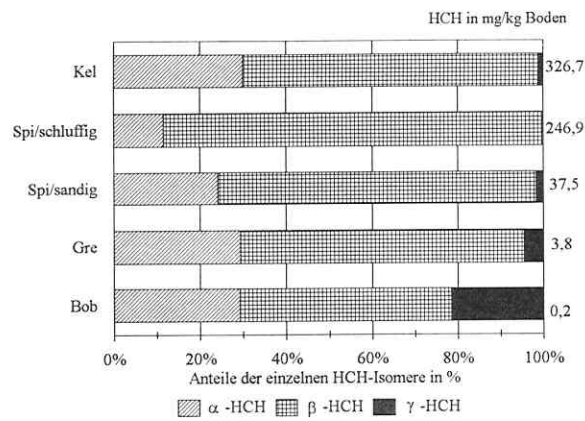


Abb. 22: Mittelwerte der HCH-Konzentration in den Böden der Monolithe aus der Mulde und Anteile der einzelnen Isomere

Die unerwartet hohe Mobilität von  $\beta$ -HCH wird sichtbar bei einem Vergleich der Anteile der einzelnen Isomere im Boden und im Bodenperkolat (vgl. Abb. 21, 22). Außer in den Monolithen von Spi/schluffig kommt es zu einer deutlichen Erhöhung des Anteils von  $\beta$ -HCH an der Gesamt-HCH-Konzentration vom Boden zum Perkolat. Dieser Anteil erhöht sich in Kel von 66 % im Boden auf ca. 90 % im Bodenperkolat, obwohl dieses Isomer die geringste Wasserlöslichkeit besitzt ( $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ , 10 mal niedriger als  $\alpha$ -HCH; Eichler, 1983). In Gre ist die Veränderung dieser Anteile noch stärker ausgeprägt. Eine Abnahme des Anteils von  $\beta$ -HCH an der Gesamt-HCH-Konzentration vom Boden zum Perkolat hätte man erwarten können, wenn nur Lösungsprozesse für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung verantwortlich wären. So kann auf einen Einfluß der gelösten organischen Substanz auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung geschlossen werden, denn dieser Einfluß ist zumeist bei solchen Verbindungen am größten, die eine geringe Wasserlöslichkeit besitzen (Chiou et al., 1986).

Die Wirkung der DOM auf die Mobilisierung von  $\beta$ -HCH ist standortabhängig. Nimmt man die Erhöhung des Anteils von  $\beta$ -HCH an der Gesamt-HCH-Konzentration vom Boden zum Perkolat als ein Maß für den Einfluß der DOM auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung, so verringert sich dieser von Gre über Spi/sandig und Kel nach Spi/schluffig (vgl. Abb. 21, 22). Dieser Trend kann aber mit linearen Korrelationskoeffizienten zwischen freigesetzter DOC- und mobilisierter  $\beta$ -HCH-Menge nur teilweise nachvollzogen werden. Dieser ist in Gre am engsten (0,74), gefolgt von Kel (0,55), Spi/sandig (0,53) und Spi/schluffig (0,53; Anh. C/Tab. 14).

Die Gegenüberstellung der  $\beta$ -HCH-Konzentration im Boden und im Perkolat zeigt, daß in Spi/sandig ähnliche Perkolatkonzentrationen im Vergleich zu Kel gemessen wurden, obwohl der Boden dieser Monolithe nur ca. 1/10 der  $\beta$ -HCH-Konzentration von Kel besitzt. Ähnliche DOC-Konzentrationen im Bodenperkolat dieser beiden Standorte sind ein weiterer Hinweis für die Kopplung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung an die DOM-Freisetzung. In Gre treten nur etwas geringere  $\beta$ -HCH-Konzentrationen im Bodenperkolat im Vergleich zu Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig auf, obwohl im Boden nur ein Bruchteil an  $\beta$ -HCH vorhanden ist. Bei einer nur geringen DOM-Freisetzung in Gre bleibt fraglich, ob qualitative Unterschiede in der DOM für diese erheblich stärkere

$\beta$ -HCH-Konzentration von ca.  $4 \mu\text{g L}^{-1}$  gemessen. Selbst in den Bodenperkolaten des nur gering kontaminierten Standortes Bob wird der zulässige Grenzwert für einzelne chlororganische Pestizide von  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  bei  $\beta$ -HCH in einigen Proben überschritten.

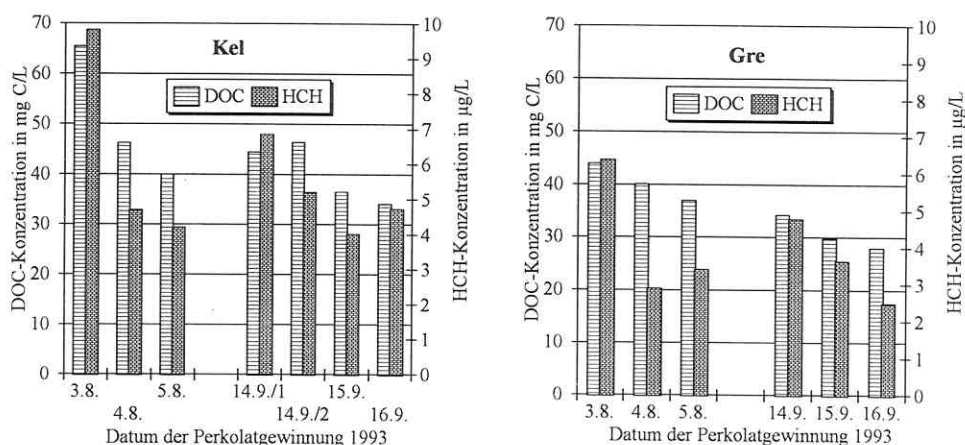


Abb. 23: Mittelwerte der DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten von Kel und Gre (2. und 3. Niederschlagsperiode)

$\beta$ -HCH-Mobilisierung (verglichen mit den Gehalten der Böden von Spi und Kel an  $\beta$ -HCH) verantwortlich sind. Vielmehr ist ein zusätzlicher Einfluß anderer Bodeneigenschaften zu vermuten, wobei eine weitere Diskussion dieses Phänomens im Abschn. 5 stattfindet.

Eine ähnliche aber nicht identische Dynamik der DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der Standorte mit der vermutlich engsten Beziehung zwischen DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung (Kel und Gre; Abb. 23) verdeutlicht in Verbindung mit Korrelationen zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration (0,65 in Gre und 0,47 in Kel; Anh. C/Tab. 14) den Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Gleichzeitig kann abgeleitet werden, daß die große Variabilität der  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten das Erkennen von Beziehungen zwischen DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung erschwert. So beträgt die Spannweite der mittleren  $\beta$ -HCH-Konzentration zwischen den einzelnen Wiederholungen (Monolithe) in Kel 1,87 bis 12,35  $\mu\text{g L}^{-1}$  und in Gre 0,10 bis 10,77  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Die Unterschiede sind noch größer, wenn Minimal- und Maximalwerte betrachtet werden. Die Differenzen in der Bodenkontamination der einzelnen Wiederholungen können nicht die Ursache für diese hohe Variabilität sein, denn diese sind wesentlich geringer als in den Perkolaten. Auch die Variabilität der DOM-Freisetzung reicht zur Erklärung der großen Variabilität der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nicht aus, so daß in den untersuchten Böden für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung neben der DOM-Freisetzung noch andere Faktoren eine Rolle spielen müssen.

Die Untersuchung der Leitprofile von Kel und Spi zeigt mit zunehmenden Gesamtgehalten an HCH in der untersten Bodenschicht von Spi und erhöhten Gehalten in dieser Tiefe in Kel stattfindende Verlagerungsprozesse an (Abschn. 2.2.3, Abb. 2, Anh. A/6). Über einen möglichen Einfluß der DOM auf diese Verlagerung sollte die Bestimmung wasserlöslicher HCH-Gehalte des Bodens Erkenntnisse liefern. Von den verwendeten zwei verschiedenen Wasserextraktionen (Abschn. 3.2) ergab der Sättigungsextrakt niedrigere HCH-Konzentrationen in der flüssigen Phase im Vergleich zum Ausschütteln des Bodens mit Reinstwasser. So konnte in

der obersten Bodenschicht von Kel mit dem Sättigungsextrakt "nur" eine  $\beta$ -HCH-Konzentration von  $1,672 \mu\text{g L}^{-1}$  im Vergleich zu  $19,905 \mu\text{g L}^{-1}$  mit der Schüttelprozedur ermittelt werden. Für beide Extraktionen und beide Standorte bestätigt sich die Dominanz des  $\beta$ -Isomers unter den verschiedenen HCHs (Tab. 13, Abb. 25).

Tab. 13: Wasserlösliche Gehalte an  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH im Profil von Spi (Angaben in  $\mu\text{g L}^{-1}$  und in  $\mu\text{g kg}^{-1}$  Boden; W1 = Wassereextrakt mit Schüttelprozedur, W2 = Sättigungsextrakt)

Tiefe cm	$\alpha$ -HCH W2	$\alpha$ -HCH W1	$\alpha$ -HCH W2	$\alpha$ -HCH W1	$\beta$ -HCH W2	$\beta$ -HCH W1	$\beta$ -HCH W2	$\beta$ -HCH W1
	$\mu\text{g L}^{-1}$		$\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden		$\mu\text{g L}^{-1}$		$\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden	
0-20	4,797	9,255	6,228	50,498	11,958	29,179	15,523	159,200
20-35	0,278	4,021	0,256	18,882	0,491	4,287	0,452	20,132
35-55	0,015	0,016	0,010	0,065	n.n.	0,155	n.n.	0,630
55-100	0,007	0,038	0,004	0,148	0,000	0,170	0,000	0,668
100-130	0,036	0,019	0,021	0,073	0,467	0,287	0,265	1,150
130-140	0,021	0,010	0,021	0,043	0,062	0,103	0,063	0,462

n.n. nicht nachweisbar

Nur die sechs Proben des Profils von Spi lassen einen direkten Vergleich beider Extraktionsmethoden zu (Tab. 13), da in Kel mit dem Sättigungsextrakt nur in der obersten Bodenschicht mobile HCH-Bestandteile nachweisbar waren. Die größere Extraktionskraft der Schüttelprozedur im Vergleich zum Sättigungsextrakt wird für die höheren wasserlöslichen Gehalte des Bodens an  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH, die mit diesem Verfahren im Vergleich zum Sättigungsextrakt ermittelt wurden, verantwortlich gemacht. Aus diesem Grund liefert nur die Schüttelprozedur auf beiden Standorten und in allen Tiefen meßbare Gehalte an wasserlöslichem HCH. Deshalb wird sie als das geeignetere Verfahren zur Kennzeichnung mobiler HCH-Anteile im Boden betrachtet, obwohl für das Profil Spi mit beiden Verfahren die gleichen Tendenzen (s. nächster Abs.) aufgedeckt werden können. Der Sättigungsextrakt eignet sich nur zur Kennzeichnung der Zusammensetzung der Bodenlösung im Oberboden aufgrund höherer HCH-Gehalte in dieser Schicht. Die höhere Sorptionskapazität des Bodens für  $\beta$ -HCH in Kel im Vergleich zu Spi wird als Ursache angesehen, daß es mit dem Sättigungsextrakt nicht gelang, diesen Schadstoff auch in tieferen Bodenschichten von Kel in die flüssige Phase zu überführen. Erst bei einer höheren

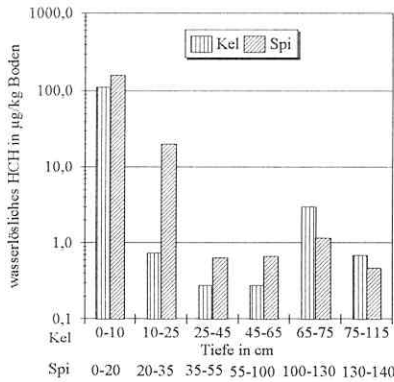


Abb. 24: Tiefenverlauf des wasserlöslichen  $\beta$ -HCH in den Profilen von Kel und Spi

Extraktionsstärke (Schüttelprozedur) kann das sorbierte HCH erfaßt werden. Dieses nur relativ schwach an den Boden gebundene HCH wird als Indikator von Verlagerungsprozessen betrachtet und unterstreicht die Bedeutung der Erfassung wasserlöslicher HCH-Bestandteile.

In beiden Böden sinken zunächst mit zunehmender Tiefe die Gehalte (höhere Werte in Spi im Vergleich zu Kel) an wasserlöslichem HCH (Tab. 13, Abb. 24 und 25, Anh. C/10). Dies wurde aufgrund sinkender Gesamtgehalte im Boden auch erwartet. Zu einer Umkehrung dieses Trends kommt es in Kel in 65-75 cm Tiefe und in etwas abgeschwächter Form in Spi in 100-130 cm Tiefe. Die nun stark erhöhten Gehalte



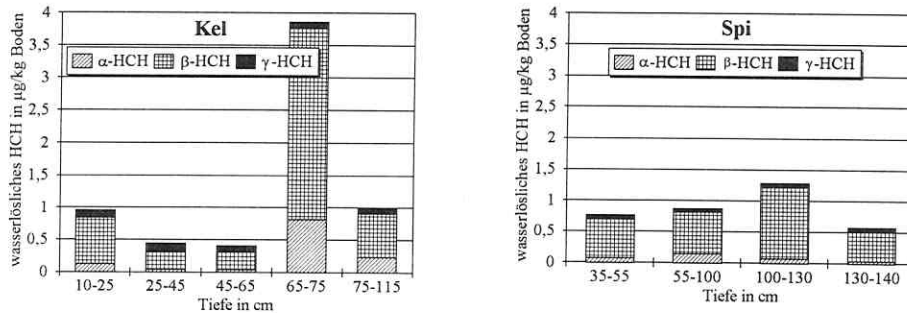


Abb. 25: Gehalt des Bodens an wasserlöslichem HCH in ausgewählten Tiefen der Profile von Kel und Spi (oberste Bodenschichten nicht dargestellt; ermittelt mit Schüttelprozedur)

hauptsächlich an wasserlöslichem  $\beta$ -HCH in Kel und in etwas abgeschwächter Form in Spi (Abb. 24 und 25) und der bedeutende Anstieg im Anteil des wasserlöslichen  $\beta$ -HCH am  $\beta$ -HCH-Gehalt des Bodens (Abb. 26) sind ein Hinweis auf einen großen Verlagerungsschub. Ausgelöst wurde dieser Verlagerungsschub wahrscheinlich durch das Hochwasser im April 1994. Die hauptsächliche Verlagerung von  $\beta$ -HCH im Vergleich zu den anderen Isomeren zeigt den Einfluß der DOM auf die Mobilisierung und den Transport von  $\beta$ -HCH an. Ohne Einfluß des Lösungsvermittlers DOM hätte man mit zunehmender Bodentiefe einen stärkeren Anstieg und damit eine stärkere Tiefenverlagerung des besser wasserlöslichen  $\alpha$ -HCH im Vergleich zum  $\beta$ -HCH erwarten können. Ein zusätzlicher Beweis für eine an die DOM gekoppelte Tiefenverlagerung von  $\beta$ -HCH ist der steigende Anteil von  $\beta$ -HCH am wasserlöslichen HCH-Gehalt des Bodens von Spi mit zunehmender Tiefe (sinkender Anteil des besser wasserlöslichen  $\alpha$ -HCH; Abb. 25).

Die enge Verknüpfung von DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung kann anhand von linearen Korrelationskoeffizienten zwischen wasserlöslichem  $\beta$ -HCH-Gehalt und dem DOC-Gehalt der Böden der Profile von Kel und Spi belegt werden ( $r=0,72$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,01$ ). Daneben verdeutlicht ein vergleichbarer Tiefenverlauf

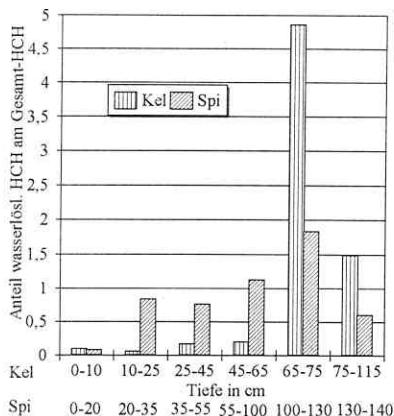


Abb. 26: Anteil des wasserlöslichen  $\beta$ -HCH am  $\beta$ -HCH-Gehalt des Bodens (in %)

wasserlöslicher HCH- und C-Gehalte bzw. der Anteile des wasserlöslichen C und  $\beta$ -HCH an den Gesamtgehalten im Boden (Anh. C/10, 11) die enge Verknüpfung von  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung. In den tieferen Schichten von Kel korrespondieren wesentlich höhere DOC-Gehalte als in Spi (Abschn. 4.2) auch mit höheren wasserlöslichen  $\beta$ -HCH-Gehalten im Vergleich zu Spi. Dies unterstreicht den Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von  $\beta$ -HCH. Gleichzeitig kann daraus abgeleitet werden, daß in Kel die Tiefenverlagerung von  $\beta$ -HCH in größerem Umfang stattfindet als in Spi.

Eine andere Möglichkeit für den Anstieg der wasserlöslichen  $\beta$ -HCH-Gehalte mit zunehmender Tiefe wäre die Kontamination des Unterbodens durch das Grundwasser mit  $\beta$ -HCH und veränderte Redoxverhältnisse im Boden durch den Grundwassereinfluß. Für diese Hypothese spricht die Kopplung des starken Anstieges der wasserlöslichen HCH-Gehalte in Kel an den Gr-Horizont. Die Höhe des Grundwassereinflusses auf die wasserlöslichen  $\beta$ -HCH-Gehalte kann mit dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial nicht eingeschätzt werden. Beide Hypothesen zeigen aber gleichermaßen die Bedeutung einer an die DOM-Freisetzung gekoppelten Mobilisierung von  $\beta$ -HCH, denn für eine Grundwasserkontamination ist die Mobilisierung aus dem Oberboden und eine anschließende Verlagerung die Hauptursache. Mögliche Mechanismen einer Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM sind bei Senesi und Chen (1989) und von Oepen et al. (1991) aufgeführt, wobei hydrophobe Wechselwirkungen die größte Bedeutung besitzen sollten (Abschn. 1.2.2). Daneben können kovalente Bindungen und Ladungstransfermechanismen die Kopplung von chlorierten organischen Verbindungen an die DOM verursachen (Tramonti et al., 1986; Michaelis et al., 1995).

#### 4.5 Zusammenfassende Betrachtung der DOM-Wirkung auf die Schadstoffmobilisierung

In der Muldeaue zeigte sich, daß von allen Schadstoffen  $\beta$ -HCH das größte Problem bezüglich einer möglichen Grundwasserkontamination darstellt. Es wird in den Böden von Kel, Spi/sandig, Spi/schluffig und Gre in großem Umfang mobilisiert und verlagert. Ein positiver Einfluß der DOM auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung konnte abgeleitet werden. Die Wirkung der DOM ist standortabhängig, im Boden von Spi/schluffig am geringsten und in Kel sowie Gre am größten. In den Böden aller untersuchten Standorte der Muldeaue findet eine Mobilisierung von PAHs statt. Gleichzeitig konnte für die Standorte Kel und Spi eine Tiefenverlagerung nachgewiesen werden. Die PAH-Mobilisierung geschieht in erster Linie zu Beginn von Niederschlägen nach langer Trockenheit, wo auch die DOM-Freisetzung ihr Maximum erreicht. Eine Verzahnung beider Prozesse muß angenommen werden. Der Einfluß der DOM auf die PAH-Mobilisierung ist wiederum standortabhängig und steigt in der Reihenfolge Gre < Kel < Spi/sandig < Spi/schluffig < Bob.

In der Muldeaue wurde eine starke Mobilisierung und Tiefenverlagerung von Schwermetallen in den Böden der Standorte Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig festgestellt. Es wurde deutlich, daß der Einfluß der DOM auf die Schwermetallmobilisierung vom jeweiligen Element und von den Standorteigenschaften abhängt. Er ist besonders eng in Kel und bei solchen Elementen, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können. Die DOM-induzierte Schwermetallmobilisierung und -verlagerung in Zeiten einer starken DOM-Freisetzung (Niederschläge nach langen Trockenperioden) machte es notwendig, zur Charakterisierung der Mobilität dieser Schwermetalle ein Parameter zu berücksichtigen, der die DOM-Freisetzung beschreibt. Der mittlere DOC-Gehalt der Bodenlösung könnte dafür Verwendung finden.

In der Dübener Heide konnte bei für saure Waldstandorte typischen Schwermetallkonzentrationen im Bodenperkolat kaum ein Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Schwermetallmobilisierung ermittelt werden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt besteht keine Gefahr einer DOM-induzierten Schwermetallmobilisierung in emittentennahen Böden.

## 5 Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und die Schadstoffmobilisierung

### 5.1 Ergebnisse und Diskussion des Kleinmonolithversuches

Unter naturnahen Bedingungen soll die Hypothese getestet werden, daß Kalkung und Grünlandumbruch die DOM-Freisetzung erhöhen. Kalkung kann mit der Erhöhung des pH-Wertes zu einer besseren Löslichkeit organischer Verbindungen führen und außerdem den mikrobiellen Abbau von organischer Substanz steigern (Schierl et al., 1986; Kreutzer, 1995). Gleichzeitig kann eine Bodenbearbeitung fördernd auf die DOM-Freisetzung wirken (Cronan et al., 1992). Bei den Untersuchungen steht die Frage im Mittelpunkt, ob es durch die nachgestalteten Bewirtschaftungsmaßnahmen zu einer DOM-induzierten Erhöhung der Mobilisierung von Schwermetallen und HCHs kommt.

#### 5.1.1 DOM-Freisetzung

Die DOM-Freisetzung wird durch einen Grünlandumbruch bzw. durch einen Umbruch mit kombinierter Kalkzufuhr in den Böden von Kel und Gre nicht signifikant beeinflusst (Abb. 27). Auch die DOC-Mengen je Perkolat und die Summe der im Versuchszeitraum aus dem Monolith freigesetzten DOC-Mengen vermitteln kein anderes Bild (nicht dargestellt). Wenn sich wie in Kel eine positive Wirkung der Kombination von Umbruch und Kalkung auf die DOM-Freisetzung andeutet, muß angemerkt werden, daß dies vor allem auf den hohen DOC-Konzentrationen eines einzelnen Monolithes beruht.

In den Bearbeitungsvarianten ist von einem verstärkten Abbau der organischen Substanz auszugehen. Dies wird belegt durch den Anstieg der Nitratkonzentration in den Perkolaten von Kel von durchschnittlich 33 mg L<sup>-1</sup> (Kontrolle) über 154 mg L<sup>-1</sup> (Umbruch) auf 256 mg L<sup>-1</sup> (Umbruch+Kalkung). Daß sich diese gesteigerte Mineralisation nicht in einer verstärkten DOM-Freisetzung niederschlägt, beruht wahrscheinlich auf einem vollständigen Abbau der organischen Substanz und auf einer verstärkten Konsumtion der potentiell wasserlöslichen Verbindungen durch Mikroorganismen. Weiterhin kann eine verstärkte DOM-Bildung durch Sorptionsprozesse in der unbearbeiteten Bodenschicht maskiert werden, da diese Bodenschicht in Kel und Gre

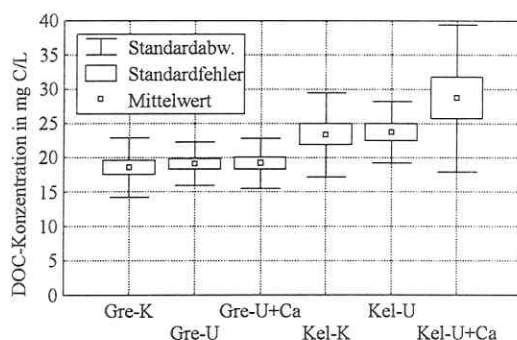


Abb. 27: Vergleich der DOC-Konzentrationen in den Monolithen von Gre und Kel (K = Kontrolle, U = Umbruch, U+Ca = Umbruch mit Kalkung)

eine hohe DOM-Adsorptionsfähigkeit besitzt (Abschn. 4.1.2.3/4.1.2.4).

In Gre ist der Mineralisationszuwachs infolge Bodenbearbeitung und Kalkung wesentlich geringer als in Kel. Die Nitratkonzentrationen steigen von 233 mg L<sup>-1</sup> (Kontrolle) auf 360 mg L<sup>-1</sup> (Umbruch und Umbruch+Kalkung) an. In diesen Böden kann nicht wie in Kel von gehemmten Umsatzbedingungen in der Kontrollvariante ausgegangen werden, so daß die Verbesserung der

Lebensbedingungen der Mikroorganismen (Durchlüftung infolge Umbruch; Kalkung) in Gre nur einen geringen Effekt besitzt. Die Nitratkonzentrationen in den Kontrollvarianten belegen neben den C- und N-Parametern des Bodens (Abschn. 4.1.2.1) die hohe Mineralisationsleistung der Mikroorganismen in Gre und die unterschiedliche Abbaudynamik der angelieferten Streu in Gre und Kel.

Tab. 14: Menge und Zustand der organischen Substanz zu den beiden Beprobungsterminen für die Monolithversuche 1993 und 1994

	$C_{org}$ (%)	$C_{org}/N_{org}$	$C_{hwl}$ (mg kg <sup>-1</sup> )	$C_{hwl}/N_{hwl}$	Anteil $C_{hwl}$ am $C_{org}$ (%)
Kel Juni 1993	23,98	21,90	7713,5	14,60	3,22
Kel August 1994	20,86	21,07	5136,5	10,65	2,46
Gre Juni 1993	10,53	14,04	3997,7	11,75	3,82
Gre August 1994	10,30	13,67	3088,5	9,94	3,00

Eine verringerte DOM-Freisetzung in den Monolithen von August 1994 im Vergleich zu Juni 1993 bestätigt die im Abschn. 4.1.2.1 gewonnenen Erkenntnisse über die Wirkung der organischen Bodensubstanz auf die DOM-Freisetzung. Durch den unterschiedliche Probenahmezeitpunkt und die hohe räumliche Variabilität der Bodeneigenschaften kam es zu einer Verringerung der Menge an leicht abbaubarer organischer Substanz und zu einer Erhöhung des Zersetzungsgrades der organischen Substanz in den Böden des vorliegenden Versuches im Vergleich zum Monolithversuch 1993. Dies zeigt sich an den niedrigeren Gehalten an heißwasserlöslichem Kohlenstoff, an einem engeren C/N-Verhältnis im Heißwasserextrakt und an einem geringeren Anteil des  $C_{hwl}$  am  $C_{org}$  in beiden Böden im August 1994 im Vergleich zum Juni 1993 (Tab. 14). Dabei sind die Unterschiede zwischen den beiden Probenahmen in Kel stärker ausgeprägt als in Gre. Dies korrespondiert mit einer stärkeren Verringerung der DOM-Freisetzung in Kel als in Gre im vorliegenden Versuch im Vergleich zum Monolithversuch 1993. Zusätzlich sind höhere Bodenfeuchten in Kel und Gre während des Versuches von 1994 im Vergleich zu 1993 (Abschn. 3.3.1) für die niedrigere DOM-Freisetzung in beiden Böden verantwortlich.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß ein Umbruch der oberen 10 cm des Bodens mit gleichzeitiger Einarbeitung der Vegetationsreste und eine zu dieser Bodenbearbeitung verabreichte Kalkung die DOM-Freisetzung aus den oberen 25 cm in Kel und Gre nicht signifikant erhöhen.

### 5.1.2 Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von Schwermetallen

Die Bearbeitungsmaßnahmen in den Monolithen von Kel und Gre führten im Vergleich zur Kontrolle nur zu geringen Veränderungen in der Schwermetallkonzentration in den Bodenperkolaten (Tab. 15). In Gre ist ein leichter Anstieg der Zn- und Mn-Konzentrationen nach Umbruch zu beobachten, der durch eine mit dem Umbruch kombinierte Kalkung abgeschwächt wird. In den Perkolaten von Kel kommt es bei Zn und Mn zu einem geringfügigen Anstieg von Kel-K über Kel-U zu Kel-U+Ca. Die Ergebnisse aus dem Monolithversuch 1993 und die nur geringe Stabilität organischer Komplexe mit diesen Schwermetallen lassen die Schlußfolgerung zu, daß der beobachtete Anstieg bei Zn und Mn nicht auf die Wirkung der DOM zurückgeführt werden kann. Denkbar ist eine mobilitätssteigernde Wirkung hoher Chlorid-, Sulfat- und Nitratkonzentrationen in den Bodenperkolaten. Es konnte keine fördernde Wirkung der Bearbeitungsvarianten auf die Elemente Fe, Cr, Cu, Hg

und As gefunden werden, wo ein Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Mobilisierung besteht (Abschn. 4.4.1.2). Dieses Ergebnis überrascht nicht bei dem fehlenden Einfluß der Bearbeitungsvarianten auf die DOM-Freisetzung. Aufgrund dieses fehlenden Einflusses können die in Gre leicht erhöhten Ba-Konzentrationen nach einer Bearbeitungsmaßnahme nur dann auf die Wirkung der DOM zurückgeführt werden, wenn es zu qualitativen Veränderungen an der DOM kommt.

Tab. 15: Schwermetallgehalte der Perkolate der Bearbeitungsvarianten von Kel und Gre (in mg L<sup>-1</sup>)

	Gre-K	Gre-U	Gre-U+Ca	Kel-K	Kel-U	Kel-U+Ca
Cd	n.n.	n.n.	n.n.	0,071	0,073	0,070
Al	n.n.	n.n.	n.n.	24,84	25,42	21,00
Ba	0,096	0,132	0,130	0,037	0,037	0,041
Fe	n.n.	n.n.	n.n.	0,211	0,172	0,190
Zn	0,044	0,143	0,054	9,281	9,349	9,926
Mn	0,003	0,010	0,005	4,006	4,431	4,783
Cr	n.n.	n.n.	n.n.	0,083	0,081	0,058
Pb	n.n.	n.n.	n.n.	0,130	0,171	0,117
Cu	n.n.	n.n.	n.n.	0,597	0,617	0,373
As	0,015	0,019	0,012	0,026	0,022	0,017
Hg (in µg L <sup>-1</sup> )	0,16	0,18	0,18	0,46	0,40	0,25

n.n.: nicht nachweisbar

Die Ergebnisse in Tab. 15 zeigen, daß Kalkung zumeist zu einer Verringerung der Schwermetallkonzentration in der Bodenlösung beiträgt. Wenn eine Kalkung nicht die Erhöhung der DOM-Freisetzung nach sich zieht, kann es auch nicht zu der von Schierl et al. (1986) und Kreutzer (1995) festgestellten Zunahme der Gehalte an Fe, Cu, Pb und Al in der Bodenlösung kommen. Deshalb wird aus den vorliegenden Ergebnissen abgeleitet, daß Kalkung zumeist zu einer Verringerung der Mobilität der akkumulierten Schwermetalle führt. Ursachen sind die geringere Löslichkeit der meisten Schwermetalle bei steigenden pH-Werten (Ausfällung von Carbonaten) und eine verbesserte Adsorptionsfähigkeit der Böden.

### 5.1.3 Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von HCH

In den Perkolaten von Kel bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten in der  $\beta$ -HCH-Konzentration (Abb. 28) und bei den im Versuchszeitraum je Monolith mobilisierten  $\beta$ -HCH-Mengen (nicht dargestellt). Die hohe Variabilität der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung wird als Ursache für die im vorliegenden Versuch noch stärkere  $\beta$ -HCH-Mobilisierung als im Versuch 1993 (1993 mittlere  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten von 5,42  $\mu\text{g L}^{-1}$  gegenüber 11,8  $\mu\text{g L}^{-1}$  1994) angesehen. Außerdem ist diese hohe Variabilität wahrscheinlich dafür verantwortlich, daß im vorliegenden Versuch nur ein geringer Anstieg des  $\beta$ -HCH-Anteils an der HCH-Konzentration bei einem Vergleich von Boden und Perkolat feststellbar war.

In Kel sind DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung auch im vorliegenden Versuch zwei Prozesse, die miteinander verbunden sind. So korrespondiert die fehlende Wirkung der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung mit einer fehlenden Wirkung auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Den Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung verdeutlichen eine ähnliche Dynamik beider Prozesse

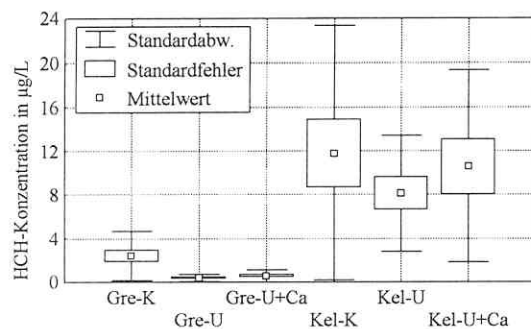


Abb. 28: Vergleich der  $\beta$ -HCH-Konzentrationen in den Perkolaten der Bearbeitungsvarianten von Gre und Kel

im Hinblick einer möglichen Grundwassergefährdung, während die  $\gamma$ -HCH-Gehalte der Perkolate (0,05 bis 0,08  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) unerheblich sind. Zwischen den einzelnen Varianten bestehen in Kel keine signifikanten Unterschiede in der  $\alpha$ -HCH-Konzentration der Perkolate (und bei den mobilisierten Mengen). Eine Wirkung der DOM auf die  $\alpha$ -HCH-Mobilisierung konnte nicht ermittelt werden.

In Gre existieren deutliche und signifikante Unterschiede in der  $\beta$ -HCH-Konzentration zwischen der Kontrollvariante einerseits und den Bearbeitungsvarianten andererseits (Abb. 28). Andere Isomere spielen keine Rolle. Die  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der unbearbeiteten Monolithe sind nur etwas geringer als im Monolithversuch 1993 und bestätigen die im Monolithversuch 1993 ermittelte sehr große Mobilisierung von  $\beta$ -HCH in Gre. Die Dynamik der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in der Kontrollvariante unterscheidet sich erheblich von den anderen beiden Varianten (Abb. 29). So kommt es im Perkolationsverlauf zu einem dramatischen Anstieg der  $\beta$ -HCH-Konzentration im Bodenperkolat. In den bearbeiteten Varianten sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Perkolaten im Vergleich zur Kontrollvariante gering. Ein einheitlicher Trend ist nicht erkennbar. Hier ist die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung vergleichsweise gering.

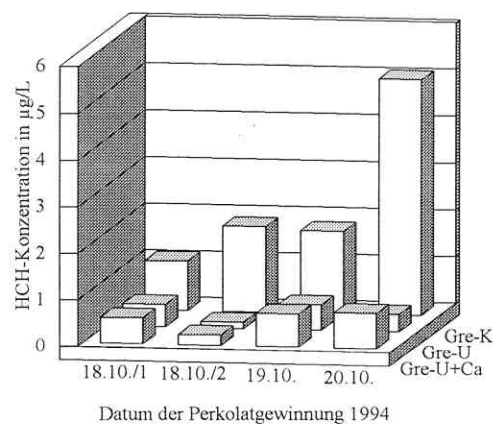


Abb. 29: Dynamik der  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der Bearbeitungsvarianten von Gre

(Anh. C/12) und ein linearer Korrelationskoeffizient zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration von 0,58 ( $n=39$ ;  $\alpha<0,001$ ).

Eine durchschnittliche  $\alpha$ -HCH-Konzentrationen von 6,95  $\mu\text{g L}^{-1}$  in der Kontrollvariante von Kel zeigt, daß im Gegensatz zum Monolithversuch 1993 neben dem  $\beta$ -Isomer auch das  $\alpha$ -Isomer eine Rolle spielt. Trotzdem besitzt das  $\beta$ -Isomer unter allen HCH-Isomeren die größte Bedeutung

Die gegensätzliche Dynamik von DOM-Freisetzung (sinkende DOC-Konzentration im Verlauf der Perkolations) und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung (Abb. 29) zeigen, daß die sehr hohe  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in der Kontrollvariante im Vergleich zu den bearbeiteten Monolithen nicht ursächlich auf die Wirkung der DOM zurückgeführt werden darf. In den bearbeiteten Monolithen sinkt durch die intensive Durchlüftung das Redoxpotential im Perkolationsverlauf wesentlich schwächer als in der Kontrollvariante. Es wird vor allem in der Kontrollvariante Werte erreichen, die zu einer

starken  $\beta$ -HCH-Mobilisierung beitragen können. So verstärken anaerobe Bodenverhältnisse den  $\beta$ -HCH-Abbau (Haider, 1983; Achenbach et al., 1994; Buser und Müller, 1995), wobei dem Abbau die Überführung des  $\beta$ -HCH in leicht zugängliche Bindungsformen (wasserlöslich) vorausgehen sollte. Neben dem höheren Redoxpotential ist eine stärkere Sorption am Boden durch intensivere Kontakte zwischen flüssiger und fester Bodenphase nach Zerstörung des Porensystems und der Bodenaggregate eine weitere Möglichkeit für die nur geringe  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in den Bearbeitungsvarianten. Die Unterschiede in der Bodenwasserbewegung zwischen Kontrolle und Bearbeitungsvarianten sind gering. Deshalb werden Unterschiede in der Sorptionskapazität von Aggregatschale und -kern als Hauptursache für eine verstärkte  $\beta$ -HCH-Sorption angesehen. Wilcke und Kauptjohann (1994) berichten von einer höheren Schwermetallbindungskapazität der Aggregatkerne im Vergleich zu den Aggregatschalen infolge höherer Gehalte an Eisenoxiden, höherer  $C_{org}$ -Gehalte und einer höheren KAK. Diese Eigenschaften bestimmen auch die Adsorption organischer Schadstoffe im Boden (von Oepen et al., 1991; Blume, 1992; Litz, 1993). Aus diesem Grund ist eine höhere  $\beta$ -HCH-Adsorptionsfähigkeit des Aggregatkernes im Vergleich zur Aggregatschale wahrscheinlich. Erreichbar werden diese Adsorptionsplätze erst nach Zerstörung der Aggregate (Bodenbearbeitung).

Der starke Anstieg des  $\beta$ -HCH-Anteils an der Gesamt-HCH-Konzentration bei einem Vergleich von Boden und Perkolat zeigt auch im vorliegenden Versuch den Einfluß der DOM auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in Gre. Er steigt von ca. 65 % im Boden auf 97 % (Kontrollvariante) bzw. auf 90 % (Bearbeitungsvarianten) im Bodenperkolat an. Korrelationen zwischen der  $\beta$ -HCH- und der DOC-Konzentration bestehen nicht aufgrund der großen Unterschiede in den  $\beta$ -HCH-Konzentrationen und den nur geringen Differenzen in den DOC-Gehalten der Bodenperkolate.

Die Ergebnisse dieses Versuches unterstreichen die sehr starke  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in den Böden von Kel und Gre. Es bestätigte sich, daß DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung zwei miteinander verbundene Prozesse sind. Dabei zeigen die ermittelten  $\beta$ -HCH- und DOC-Konzentrationen die geringe Wahrscheinlichkeit einer weiteren DOM-induzierten Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung als Ergebnis eines Umbruchs und einer mit dem Umbruch kombinierten Kalkung in Kel. Als Ursachen für den starken Rückgang der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen in Gre werden aus den bisher vorliegenden Ergebnissen ein Anstieg des Redoxpotentials im Boden und eine verstärkte  $\beta$ -HCH-Adsorption vermutet.

#### 5.1.4 Anmerkungen zur Methodik

Es überraschte zunächst, daß anhand der Bodenperkolate nur ein sehr geringer Einfluß der nachgestalteten Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung nachgewiesen werden konnte, obwohl deutliche Veränderungen in der Mineralisation der organischen Substanz stattfanden. Deshalb konnte kaum eine DOM-induzierte Erhöhung der Schadstoffmobilität als Folge der simulierten Bewirtschaftungsmaßnahmen ermittelt werden. Hauptursache für dieses Phänomen sind Adsorptionsprozesse von DOM und Schadstoffen in der

unbearbeiteten Bodenschicht (10 bis 25 cm Tiefe; Abschn. 4.1.2), die Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung maskieren, wie sie durch die Bewirtschaftungsmaßnahmen hervorgerufen werden können.

Fraglich bleibt, ob eine Verlängerung des Experiments zur Differenzierung der Wirkung der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung führen kann. So finden verstärkte Mineralisierungsprozesse, wie sie durch einen Grünlandumbruch und Kalkung ausgelöst werden, sehr schnell statt (Schierl et al., 1986; Cronan et al., 1992; Klimanek, 1988; Curtin und Smillie, 1995). Außerdem ist die hohe DOM-Adsorptionskapazität beider Böden in der Lage, über einen längeren Zeitraum Unterschiede in der DOM-Bildung zwischen verschiedenen Varianten abzupuffern. In Säulenexperimenten von Gensior (1995) veränderten sich Unterschiede in der DOC-Konzentration im Bodenperkolat zwischen Kontroll- und Kalkungsvariante innerhalb eines Jahres nur unwesentlich. Die hohe räumliche Variabilität der Bodeneigenschaften und Schadstoffkontaminationen und die sehr große Variabilität von  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung erschweren zusätzlich die Aufdeckung von Zusammenhängen zwischen beiden Prozessen.

Der Wert dieses Versuches besteht in einer Annäherung an natürliche Bedingungen (ungestörte Lagerung). Der im nächsten Abschnitt vorzustellende Inkubationsversuch schließt Maskierungseffekte durch Adsorptionsprozesse in einer anderen Bodenschicht aus. Die Ergebnisse sind aber wesentlich schwieriger auf Freilandbedingungen übertragbar als beim Monolithversuch. Deshalb wird eine Kombination beider Versuche als sehr günstig betrachtet.

## 5.2 Ergebnisse und Diskussion des Inkubationsversuches

### 5.2.1 Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf Menge und Qualität der DOM

Von den geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen werden steigende DOC-Konzentrationen in den Böden bei Verschiebungen in der qualitativen Zusammensetzung im Vergleich zu den Kontrollvarianten erwartet. Nicht bekannt ist, in welchem Umfang sich die jeweiligen Behandlungsmaßnahmen auf Menge und Qualität der DOM auswirken und inwiefern diese Wirkungen standortabhängig sind.

#### 5.2.1.1 DOC-Gehalte der Böden

Die DOC-Gehalte der Böden als ein Maß für die mit Wasser extrahierbaren organischen Verbindungen (Abschn. 4.2) bestätigen die in den Monolithversuchen gewonnen Erkenntnisse über die höhere DOM-Freisetzung in Kel im Vergleich zu Gre (Abb. 30a, b). Außer bei Überstauung und Trocknung kommt es in Gre im Versuchszeitraum zum Absinken der DOC-Gehalte im Boden, wobei der Einfluß der Inkubationszeit signifikant ist. Hier werden leicht abbaubare und wasserlösliche organische Verbindungen schneller abgebaut als aus dem Bodenpool nachgeliefert werden können. In Kel ist ein solch einheitlicher Trend nicht vorhanden. Dies bestätigt die höhere Abbauleistung der Mikroflora in Gre als in Kel (Abschn. 4.3, 5.1.1).



Vergleicht man die beiden Kontrollvarianten miteinander (Abb. 30a), so wird sichtbar, daß in Kel und Gre die DOC-Gehalte der Böden bei Versuchsdurchführung im Kühlschrank (4°C; Ko-K) höher sind als bei Versuchsdurchführung unter Raumtemperaturen (25°C; Ko-R). Sehr hoch und signifikant ist dieser Unterschied zu Versuchsbeginn im Boden von Kel. Dies zeigt, daß es bei Raumtemperatur in beiden Böden zum Abbau von löslichen und leicht abbaubaren organischen Verbindungen kommt, die zum Probenahmezeitpunkt im Boden vorhanden sind. Auch im Kühlschrank finden Umsetzungsvorgänge statt (abnehmender DOC-Gehalt im Verlauf der Inkubation), so daß Bodenuntersuchungen zum DOC-Gehalt immer sofort an feldfrischen Proben vorgenommen werden müssen.

Im vorliegenden Versuch ziehen Überstauung (Üb) und die damit verbundenen anaeroben Bodenbedingungen in beiden Böden den stärksten Anstieg der DOC-Gehalte aller Varianten nach sich (Abb. 30a). Eine weniger effiziente Zersetzung der organischen Substanz und ein hoher Anteil von Stoffwechselzwischenprodukten an der DOM durch die anaeroben Bedingungen wird für diesen Anstieg der DOC-Gehalte verantwortlich gemacht (Brümmer, 1978; Mulholland et al., 1990; Sedell und Dahm, 1990). Dieser Anstieg ist in Kel wesentlich stärker ausgeprägt als in Gre, erreicht hier aber schon nach 10 Tagen Inkubationszeit sein Maximum. In Gre findet dieser Anstieg vor allem nach 30 Tagen Versuchsdauer statt und erreicht eine Höhe, die mit den Ergebnissen

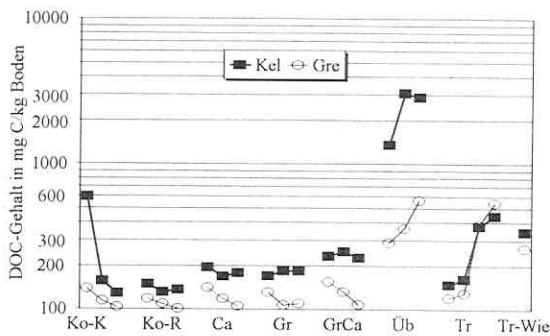


Abb. 30a: DOC-Gehalte im Boden in den Behandlungsvarianten von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation (nach 3, 10, 30 und 60 (nur Tr) Tagen Inkubation)

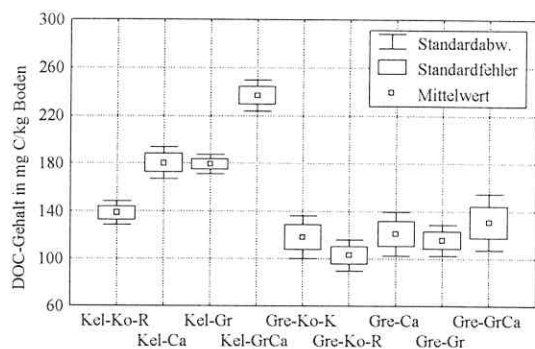


Abb. 30b: DOC-Gehalte ausgewählter Behandlungsvarianten des Inkubationsversuches von Kel und Gre

von Homann und Grigal (1992) vergleichbar ist. Die in Kel im Vergleich zu Gre stärkere Erhöhung der DOC-Gehalte im Boden könnte durch ein niedrigeres Redoxpotential aufgrund der höheren Gehalte an organischer Substanz verursacht worden sein. Die mit zunehmender Überstauungsdauer in beiden Böden steigende pH-Werte (verbesserte Löslichkeit organischer Substanzen) können zusätzlich zum Anstieg der DOC-Gehalte beitragen.

Der Inkubationsversuch bestätigt die Ergebnisse aus dem Monolithversuch, daß Trockenheit (Tr) die DOC-Gehalte im Boden erhöht (Abb. 30a). In beiden Böden kommt es aber erst nach 30 Tagen Trockenheit zum erwarteten starken Anstieg der DOC-Gehalte, obwohl die Bodenfeuchte kontinuierlich von ca. 45 % zu Versuchsbeginn, über 29 % nach 3 Tagen, 15 % nach 10 Tagen auf Lufttrockne nach 30

Tagen abnimmt. Nach 30 Tagen Trockenheit übersteigt zum erstenmal der DOC-Gehalt in Gre den von Kel. Eine Ausdehnung der Lufttrocknung auf 60 Tage verändert die Bodenfeuchte nicht, steigert aber den DOC-Gehalt des Bodens noch beträchtlich. Dieser nochmalige Anstieg ist besonders in Gre ausgeprägt. Es zeigt sich, daß die Dauer der Austrocknung wichtiger ist, als der Wassergehalt (bzw. die Saugspannung) im Boden. Dies unterstützt die Ergebnisse von Chittleborough et al. (1992), die einen Zusammenhang zwischen der Dauer der Trockenperiode und der DOC-Konzentration in einem Einzugsgebiet betonen. Die Erhöhung der DOM-Freisetzung infolge Trockenheit ist auf die Akkumulation von mikrobiell produzierten organischen Verbindungen und von abgestorbenen Mikroorganismen zurückzuführen, die nicht abtransportiert werden können (Abschn. 4.1.2.5) und deren weiterer Abbau vor allem bei sehr trockenen Bedingungen gebremst wird. Der geringere Trocknungseinfluß in den Monolithversuchen als im vorliegenden Inkubationsversuch liegt an der stärkeren Bodenaustrocknung im Verlauf der Inkubation und an Adsorptionsprozessen im unteren Teil der Bodenmonolithe. Der Boden von Gre besitzt eine höhere DOM-Adsorptionskapazität als Kel (Abschn. 4.1.2.4). Deshalb waren die Anstiege in der DOC-Konzentration nach Trockenheit im Monolithversuch im Gegensatz zum Inkubationsversuch in Gre geringer als in Kel.

Wiederbefeuchtung des lufttrockenen Bodens (Tr-Wie) führt in beiden Böden zu einem signifikanten Absinken der DOC-Gehalte im Vergleich zum trockenen Boden (Abb. 30a). Dieser Rückgang wird auf den sprunghaften Anstieg der mikrobiellen Aktivität und den damit verbundenen Abbau leicht löslicher und leicht abbaubarer organischer Verbindungen zurückgeführt. Dieser Rückgang ist in Gre wesentlich stärker als in Kel ausgeprägt. Dies zeigt wiederum die höhere Abbauleistung der Mikroflora in Gre im Vergleich zu Kel, die auch für die stärkere Erhöhung des DOC-Gehaltes im Boden bei langer Trockenheit in Gre im Vergleich zu Kel verantwortlich ist.

Nur in Kel besitzen Graszufuhr (Gr) und Kalkung (Ca) den aufgrund der Zufuhr von leicht abbaubaren organischen Materialien (Gras) und der gesteigerten mikrobiellen Aktivität (Abschn. 5.1) erwarteten signifikanten Einfluß auf den DOC-Gehalt des Bodens mit einer Erhöhung um ca. je  $40 \text{ mg C kg}^{-1}$  Boden (Abb. 30b). Im Monolithversuch hatte sich diese positive Wirkung nur bei einer Kombination von Umbruch (mit Graszufuhr) und Kalkung angedeutet. Die Kombination beider Maßnahmen (Stoffzufuhr, Verbesserung der Lebensbedingungen der Mikroorganismen: GrCa) summiert nicht nur die Einzelwirkungen. Sie bringt einen zusätzlichen Effekt und führt im Boden von Kel, der sich durch einen gehemmten Stoffumsatz unter natürlichen Bedingungen auszeichnet, zu einem verstärkten Abbau von organischer Substanz. Dieser Abbau ist aber nicht vollständig (relativ niedrige  $\text{NO}_3^-$ -Gehalte) sondern erhöht die Menge an wasserlöslichen organischen Verbindungen. Eine erhöhte Substanzzufuhr und eine Anhebung des pH-Wertes können in Gre den unter natürlichen Bedingungen effizienten Stoffabbau nur wenig stimulieren. Die Dominanz der Bakterien gegenüber den Pilzen trägt möglicherweise dazu bei, daß sich verbesserten Abbaubedingungen nicht auf die wasserlösliche organische Substanz auswirken weil der Abbau hauptsächlich mineralische Produkte hinterläßt.

Neben den Wirkungen über die verbesserten Abbaubedingungen darf der Löslichkeitseffekt höherer pH-Werte durch die Kalk- und Graszufuhr (Abschn. 4.1.2.3) und die Auswaschung von organischen Verbindungen aus den frischen Blättern des zugeführten Grases (Petersen und Cummis, 1974; Mulholland et al., 1990) nicht außer acht gelassen werden. Der pH-Wert in den Wasserextrakten von Kel steigt von ca. 4,4 in der Kontrollvariante (25°C) über 4,9 bei Graszufuhr und 5,2 bei Kalkung auf durchschnittlich 5,6 bei Kombination von Gras- und Kalkzufuhr, während dieser Anstieg in Gre von 6,5 in der Kontrollvariante (25°C) auf nur 7,2 bei Kombination von Kalk- und Graszufuhr stattfindet, obwohl beiden Standorten vergleichbare Kalkmengen verabreicht wurden (Abschn. 3.3.1). Dies ist eine weitere Ursache für die unterschiedliche Wirkung von Kalkung und Graszufuhr in Kel und Gre.

#### 5.2.1.2 DOM-Fraktionen

Die bestimmten DOM-Fraktionen reagieren unterschiedlich auf wechselnde Umweltbedingungen (Bourbonniere, 1989) und besitzen eine unterschiedliche Affinität zu Schadstoffen (Kukkonen et al., 1990; Guggenberger, 1992). Deshalb erscheint die DOM-Fraktionierung (Abschn. 3.5.2) geeignet, Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltbedingungen auf die DOM-Qualität und deren Wirkung auf die Schadstoffmobilität zu erfassen.

Tab. 16: Anteile der DOM-Fraktionen am DOC-Gehalt des Bodens und Gehalt des Bodens an den DOM-Fraktionen (Mittelwerte der Varianten)

	HiN	HiS	HiB	HoS	HoN	HiN	HiS	HiB	HoS	HoN
	Anteil am DOC-Gehalt des Bodens in %					Gehalt des Bodens in mg C kg <sup>-1</sup> Boden				
<b>Kel</b>										
Ko-K	<b>31,63</b>	28,85	11,65	26,94	0,93	<b>140,04</b>	62,57	<b>27,03</b>	61,82	1,19
Ko-R	16,08	31,00	9,59	38,43	4,90	22,07	43,12	13,38	53,05	6,73
Ca	12,19	32,99	6,03	<b>43,57</b>	5,21	22,28	59,47	10,84	<b>78,26</b>	9,39
Gr	9,83	33,06	11,36	38,18	7,57	17,38	60,00	20,24	<b>68,54</b>	13,85
GrCa	9,23	33,10	6,48	<b>47,47</b>	3,72	21,75	78,20	15,42	<b>112,60</b>	8,72
<b>Gre</b>										
Ko-K	<b>17,32</b>	28,19	10,12	39,10	5,28	20,68	33,85	11,72	46,87	7,30
Ko-R	10,41	32,74	5,65	40,45	10,74	10,74	34,34	6,15	42,82	11,18
Ca	13,14	35,38	6,57	<b>44,58</b>	0,34	15,51	43,79	8,34	<b>54,71</b>	0,48
Gr	12,43	34,51	7,73	40,60	4,73	14,03	39,90	8,96	46,98	5,69
GrCa	11,56	36,60	4,44	<b>45,80</b>	1,60	15,02	48,49	4,93	<b>60,72</b>	1,84

Im Boden von Kel besteht der hohe DOC-Gehalt zu Beginn der Inkubation (Abb. 30a) hauptsächlich aus hydrophilen Neutralen (HiN; Tab. 16). Sie haben zu diesem Zeitpunkt einen Anteil von 63 % am DOC-Gehalt des Bodens (nicht dargestellt). Im Verlauf der Inkubation sinkt dieser Anteil auf ca. 14 %. Der niedrigere DOC-Gehalt der Kontrollvarianten von Kel und Gre bei Raumtemperatur im Vergleich zur Inkubation im Kühlschrank beruht hauptsächlich auf verringerten Anteilen der HiN und HiB (Gre) am DOC-Gehalt (Tab. 16), die infolge der höheren Temperaturen und der guten Abbaubarkeit dieser Fraktionen selektiv mineralisiert werden. So sind die aus dem Abbau pflanzenbürtiger Kohlenhydrate und aus der Freisetzung mikrobieller Kohlenhydrate stammenden Hauptbestandteile der HiN (freie Oligo- und Polysaccharide; Guggenberger, 1992) unter den DOM-Fraktionen am besten mikrobiell abbaubar (Qualls und Haines, 1992). Außerdem besteht eine

enge Beziehung zwischen den HiN und der mikrobiellen Aktivität (Bourbonniere, 1989). Auch die zu den HiB gehörenden Verbindungen (Abschn. 1.2.1) zeichnen sich durch eine sehr gute mikrobielle Abbaubarkeit aus. Qualitative Unterschiede der DOM zwischen den beiden Standorten zeigen sich anhand der Kontrollvarianten mit einem höheren Anteil der hydrophoben Säuren (HoS) in Gre (39 %) als in Kel (27 %) bei Versuchsdurchführung im Kühlschrank. Dies weist auf einen höheren Humifizierungsgrad der DOM in Gre im Vergleich zu Kel hin (Abschn. 1.2.1).

Durch Kalkung und durch die Kombination von Graszufuhr und Kalkung kommt es in Kel nicht nur zu einer Erhöhung der DOC-Gehalte im Boden sondern auch zu einem selektiven Abbau von leicht verfügbarer organischer Substanz (sinkender Anteil der HiN und HiB; Tab. 16). Gleichzeitig wurde in beiden Böden eine bevorzugte Synthese wasserlöslicher organischer Substanzen beobachtet, die wesentlich resistenter gegenüber mikrobiellen Abbauprozessen sind. Dies kann mit dem Anstieg des HoS-Anteils am DOC-Gehalt und der HoS-Gehalte in den Böden von Kel und in Gre dokumentiert werden (Tab. 16). Der Anstieg beträgt aber nur etwas mehr als 5 % und ist in Gre etwas geringer als in Kel. Die Hauptbestandteile der HoS (s. Guggenberger, 1992), die als Vorstufen von Huminstoffen angesehen werden, besitzen die schlechteste mikrobielle Abbaubarkeit (Qualls und Haines, 1992). In Kel und Gre kommt es somit zu einer geringfügigen Stabilisierung und zu einer höheren Humifizierung der gelösten organischen Substanz infolge Kalkung und der Kombination aus Graszufuhr und Kalkung. Diese qualitativen Verschiebungen könnten aufgrund der höheren Hydrophobizität der DOM eine stärkere Kopplung hydrophober organischer Schadstoffe ( $\beta$ -HCH) an die DOM hervorrufen.

Die Dynamik der einzelnen DOM-Fractionen in Kel nach Überstauung ist neben den stark ansteigenden DOC-Gehalten zu Beginn der Überstauung geprägt von hohen HiN-Anteilen (über 20 %) am DOC (Abb. 31). In Kel führt die Überstauung sehr schnell zu einem sehr niedrigen Redoxpotential. Die Folgen sind ein gehemmter Stoffabbau (Effizienz des Stoffabbaus sinkt stark und damit die Oxidation der primären Abbauprodukte) und

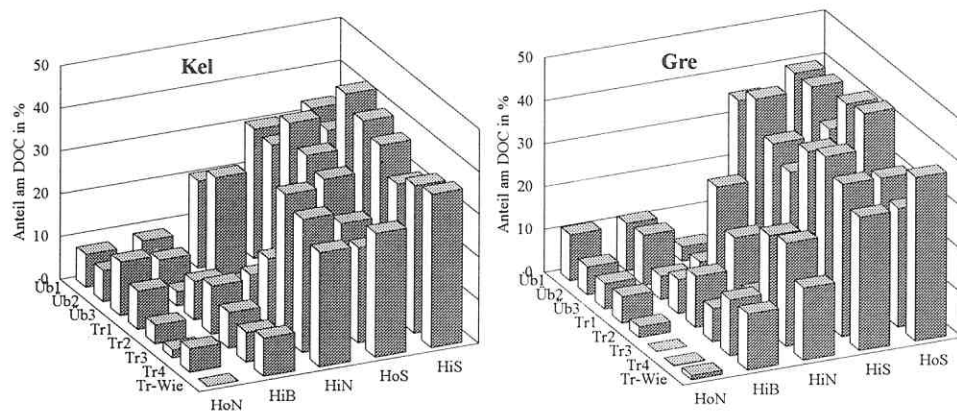


Abb. 31: Anteile der DOM-Fractionen am DOC-Gehalt des Bodens von Kel und Gre in der Überstauungs (Üb)- und Trocknungsvariante (Tr) sowie nach Wiederbefeuchtung (Tr-Wie) zum jeweiligen Beprobungstermin (Termine 1 bis 4 entsprechen 3, 10, 30, 60 Tage Inkubationszeit)

hohe Anteile von Stoffwechselzwischenprodukten an der DOM. Solche Bedingungen treten in Gre aufgrund des höheren Redoxpotentials (Abschn. 5.2.1.1) erst zwischen dem 10. und 30. Überstauungstag auf. Deshalb sind die Auswirkungen der anaeroben Bodenbedingungen in Gre erst nach 30 Tagen an dem starken Anstieg der DOC-Gehalte und einer starken Mobilisierung pflanzlicher und mikrobieller Kohlenhydrate (starker Anstieg der HiN; Abb. 31) richtig sichtbar. Bis zu diesem Zeitpunkt konnte der gebremste mikrobielle Abbau durch einen bevorzugten Abbau der mikrobiell gut verfügbaren HiN ausgeglichen werden (nur geringer HiN-Anteil am DOC-Gehalt). In Kel sinken nach 30 Tagen Inkubation der HiN-Anteil am DOC-Gehalt und die HiN- und HiB-Gehalte des Bodens stark ab, obwohl die DOC-Gehalte nur leicht sinken. Dies korrespondiert mit einem Anstieg des Anteils (einschließlich der Gehalte im Boden) der hydrophilen (HiS) und hydrophoben Säuren auf 43 % (HiS) bzw. 38 % (HoS). Zusätzlich steigt der Anteil hydrophober Neutraler (HoN) zum Ende der Inkubation leicht an. Die lange Überstauung (bis zu 30 Tage) zieht in Kel vermutlich eine so starke Hemmung des Stoffabbaus nach sich, daß nun hauptsächlich die mikrobiell leicht verfügbaren HiN und HiB abgebaut werden. Eine weitere Folge ist die bevorzugte Mobilisierung von mikrobiell nur schlecht abbaubaren und von nur wenig mikrobiell veränderten Verbindungen (HoS, HoN) sowie von niedrigmolekularen organischen Säuren (HiS). Die bevorzugte Entstehung von HoS und HoN einerseits und von HiS andererseits könnte in Kel zu einer verstärkten Mobilisierung von hydrophoben organischen Schadstoffen und von Schwermetallen führen (Abschn. 1.2.2).

Aus Abb. 31 geht hervor, daß für den starken Zuwachs der DOC-Gehalte nach 30 Tagen Trockenheit hauptsächlich die HiN verantwortlich sind. Die dominierende Rolle der HiN für steigende DOC-Konzentrationen nach Trockenheit wird durch den nochmaligen starken Anstieg des DOC-Gehaltes im Boden von Gre nach 60 Versuchstagen (Abb. 30a) bestätigt, der hauptsächlich durch steigende HiN-Anteile verursacht wird. Dagegen leisten in Kel für den nur geringen Anstieg der DOC-Konzentration nach 60 Tagen Trockenheit die HiS einen größeren Beitrag als die HiN (Abb. 31). Der bevorzugte Einfluß der Bodenaustrocknung auf die Fraktion der HiN in beiden Böden verdeutlicht den mikrobiell determinierten Charakter des Anstieges der DOC-Konzentration nach Trockenperioden, denn unter den HiN dominieren nach Guggenberger (1992) mikrobiell freigesetzte Kohlenhydrate. Trockene Bodenverhältnisse führen zu einem gebremsten Abbau und zur selektiven Anreicherung der HiN, unter denen die Mikroben selbst einen bedeutenden Anteil besitzen. Diese Ergebnisse erlauben gleichzeitig die Schlußfolgerung, daß Trockenheit zu einem sinkenden Humifizierungsgrad der DOM führt (sinkende HoS-Anteile). Eine geringere Kopplung von hydrophoben organischen Schadstoffen an die DOM wäre eine mögliche Folge. Gleichzeitig könnte aus dem steigenden Anteil der HiS nach 60 Tagen Trockenheit in Kel eine stärkere Schwermetallmobilisierung hervorgehen.

Die geringeren DOC-Gehalte beider Böden nach einer Wiederbefeuchtung des Bodens sind vor allem auf den selektiven Abbau der für Mikroorganismen leicht verfügbaren HiN zurückzuführen (Abb. 31). Gleichzeitig steigt in beiden Böden der Anteil der HoS am DOC-Gehalt. Dies kann eine stärkere Kopplung von hydrophoben organischen Schadstoffen an die DOM hervorrufen. Wiederum zeigt sich die höhere Abbauleistung der Mikroorganismen in Gre im Vergleich zu Kel, denn die mit der Wiederbefeuchtung ansteigende mikrobielle

Aktivität führt in Gre neben einem selektiven und starken Abbau der HiN auch zu einem Abbau aller anderen Fraktionen. Dagegen können in Kel die als besonders refraktär geltenden HoS in den 24 Stunden der Wiederbefeuchtung von den Mikroorganismen nicht abgebaut werden (ca. 96 mg C kg<sup>-1</sup> Boden nach 60 Tagen Trockenheit und nach Wiederbefeuchtung). Die Wiederbefeuchtungsvariante verdeutlicht, daß Anstiege in der DOC-Konzentration nach Trockenperioden nicht durch die stattfindende Erhöhung der mikrobiellen Aktivität verursacht werden.

### 5.2.1.3 Molekülgröße

Die nachgestalteten Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen sowie der Standort besitzen keinen signifikanten Einfluß auf den Anteil niedrigmolekularer organischer Verbindungen am DOC-Gehalt des Bodens (Abb. 32). Die hohe Variabilität der Anteile von niedermolekularen Verbindungen an der DOM (Abb. 32) beruht auf starken Schwankungen zwischen den einzelnen Inkubationsterminen ohne erkennbare Tendenz. Eine bevorzugte Mobilisierung niedermolekularer Stoffe als Folge einer Kalkungsmaßnahme (Gensior, 1995) wird im vorliegenden Versuch nicht bestätigt. Nur bei Graszufuhr deuten sich erhöhte niedermolekulare Bestandteile an der DOM an. Korrelative Zusammenhänge bestehen zwischen dem HiN-Anteil

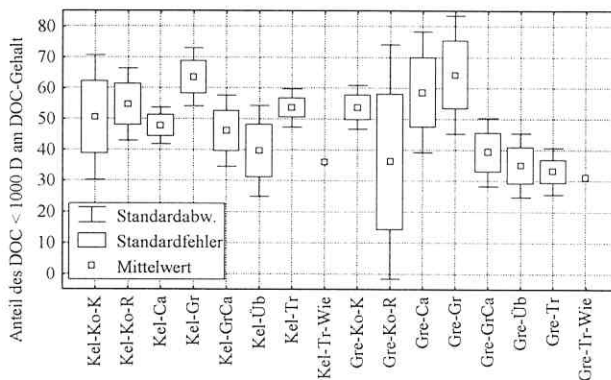


Abb. 32: Mittelwerte, Standardfehler und Standardabweichungen der DOC-Anteile in der Molekülgröße kleiner 1000 Dalton am DOC-Gehalt (in %) in den Varianten von Kel und Gre

und dem DOC-Gehalt des Bodens < 1000 Dalton in Gre ( $r=0,56$ ,  $n=18$ ,  $\alpha<0,05$ ) sowie zwischen den HiB-Anteilen und der niedermolekularen DOC-Fraktion in Kel ( $r=0,48$ ,  $n=23$ ,  $\alpha<0,05$ ). Dies bestätigt aufgrund der sehr guten mikrobiellen Abbaubarkeit der niedermolekularen DOM-Bestandteile (Gensior, 1995) die im vorhergehenden Abschnitt erwähnte gute mikrobielle Abbaubarkeit der HiN und HiB.

Ungeachtet der hohen Variabilität der niedermolekularen DOM-Anteile stimmen die Ergebnisse mit den Erkenntnissen von Madhun et al. (1986) und Gensior (1995) überein, daß der überwiegende Teil der DOM im Boden der niedermolekularen Fraktion zuzurechnen ist. Zu einem anderen Ergebnis kamen Homann und Grigal (1992), Moore (1988), und Alberts et al. (1994), die den überwiegenden Teil der DOM in der höhermolekularen Fraktion wiederfanden. Dies zeigt zum einen die große natürliche Variabilität der Molekülgrößenverteilung innerhalb der DOM. Es werden aber auch methodische Probleme der Erfassung der Molekülgröße und der Vergleichbarkeit der verschiedenen Methoden angedeutet.

#### 5.2.1.4 Spektroskopische Eigenschaften der Wasserextrakte im UV-Licht

Die Absorption im UV-Licht wird bestimmt durch die Zusammensetzung der DOM (Gehalt an lichtabsorbierenden Elektronensystemen) und den DOC-Gehalt im Wasserextrakt. Deshalb erscheint es ratsam, vor allem die Quotienten aus Absorption und DOC-Gehalt (spezifische Absorption) für die weitere Diskussion zu nutzen.

Die spezifischen Absorptionen bei 285 und 254 nm korrelieren zu 100 % miteinander. Zwischen den Quotienten  $A_{285}/\text{DOC-Gehalt}$  und  $A_{365}/\text{DOC-Gehalt}$  besteht eine enge lineare Korrelation ( $r=0,92$ ). Dies zeigt die Berechtigung, sich bei der Diskussion der spektroskopischen Eigenschaften der Wasserextrakte hauptsächlich auf die spezifische Absorption bei 285 nm zu beschränken. Diese ist ein Maß für die fulvischen Anteile an der DOM und wird von phenolischen Gruppen und von Carboxylgruppen der Benzoesäuren verursacht (Buffle et al., 1982; Buffle und Deladoey, 1982; Zumstein und Buffle, 1989; Rostan und Cellot, 1995). Der von Wilander et al. (1974) vorgeschlagene Quotient  $A_{265}/A_{280}$  zur Differenzierung von ligninbürtigen organischen Substanzen und Huminstoffen eignet sich im vorliegenden Versuch nicht, die DOM zwischen den beiden Standorten und den verschiedenen Varianten zu unterscheiden (Anh. C/Tab. 15). Aus Abb. 33 geht die hohe Variabilität der spezifischen Absorption zu den einzelnen Probenahmetermen hervor. Trocknung und Überstauung wurden aufgrund eines erkennbaren Trends während der Versuchsdurchführung nicht in diese Darstellung einbezogen (Abb. 34).

Die zumeist höhere spezifische Absorption bei 285 nm in Gre als in Kel (signifikant, außer bei GrCa; Abb. 33) weist auf größere fulvische Anteile in Gre im Vergleich zu Kel hin. Ist die spezifische Absorption bei 285 nm größer als 20, besteht die DOM hauptsächlich aus fulvischen Verbindungen (Rostan und Cellot, 1995). Dieser Wert wird bis auf eine Ausnahme nur in Gre erreicht (Anh. C/Tab. 15). Eine höhere spezifische Absorption ist mit einer stärkeren Oxidation der organischen Primärsubstanz verbunden (Buffle und Deladoey, 1982). Trotz einer höheren Menge an wasserlöslichen Verbindungen in Kel zeichnen sich diese durch einen geringeren Oxidationsgrad (geringere Veränderung der pflanzlichen Ausgangssubstanz) und einen geringeren Humifizierungsgrad im Vergleich zu Gre

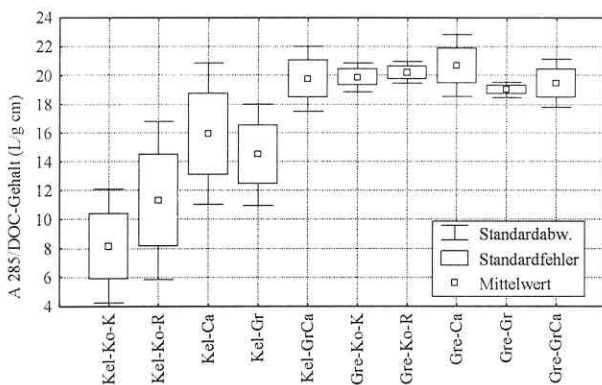


Abb. 33: Mittelwerte, Standardfehler und Standardabweichungen der spezifischen Absorption bei 285 nm in  $\text{L g}^{-1} \text{cm}^{-1}$  in ausgewählten Varianten von Kel und Gre

aus. Daraus könnte man eine geringere Fähigkeit zur Schadstoffmobilisierung ableiten.

Nur in der Kontrollvariante bei 4°C korrespondieren die höheren fulvischen Anteile in Gre im Vergleich zu Kel mit höheren Anteilen an HoS und unterstützen die Aussage über einen höheren Humifizierungsgrad der DOM in Gre als in Kel. Lineare Korrelationen zwischen der spezifischen Absorption

bei 285 nm und dem HoS-Anteil am DOC-Gehalt belegen die enge Beziehung der HoS-Fraktion zu den Huminstoffen (0,69 in Kel, 0,85 in Gre und 0,75 bei Berücksichtigung aller Wertepaare; Anh. C/Tab. 16). Gleichzeitig sind Korrelationen zwischen der Absorption bei 254, 285 und 365 nm und dem HoS-Gehalt des Wasserextraktes immer enger als solche zum DOC-Gehalt, wobei zu keiner anderen Fraktion eine engere Korrelation als zum HoS-Gehalt besteht (Anh. C/Tab. 17). Negativ korreliert der fulvische Anteil an der DOM mit dem HiN-Anteil ( $r = -0,52$  bis  $-0,66$ ; Anh. C/Tab. 16). Dies zeigt, daß die HiN hauptsächlich aus aliphatischen Kohlenhydraten bestehen, die nur geringe Mengen an funktionellen Gruppen besitzen. Berücksichtigt man die gute Wasserlöslichkeit der HiN, ist von dieser Fraktion nur ein geringer Einfluß auf hydrophobe organische Schadstoffe und auf Schwermetalle zu erwarten.

Ein verstärkter Abbau von leicht verfügbaren organischen Verbindungen (geringe Lichtabsorption) bei erhöhten Temperaturen ist hauptsächlich in Kel an erhöhten fulvischen Anteilen feststellbar (vgl. Kontrollvarianten bei 4° und 25°C in Abb. 33 und Anh. C/Tab. 15). Diese Veränderungen korrespondieren mit abnehmenden HiN- und HiB-Anteilen am DOC-Gehalt des Bodens. Die wesentlich schwächere Abnahme der HiN infolge einer Temperaturerhöhung in Gre im Vergleich zu Kel wird durch den nur geringen Zuwachs der fulvischen Anteile in Gre bei 25°C im Vergleich zu 4°C bestätigt.

Nur in Kel wird der aus den DOM-Fractionen für beide Standorte abgeleitete höhere Humifizierungsgrad der DOM nach Kalkung und Graszufuhr (Abschn. 5.2.1.2) auch mit steigenden fulvischen Anteilen an der DOM bekräftigt. Der Anstieg ist wie bei den HoS am stärksten und signifikant bei einer Kombination von Kalkung und Graszufuhr. Damit wird die Annahme bestätigt, daß es besonders in dem Boden (Kel) zur Stimulation des mikrobiellen Abbaus durch Stoffzufuhr und Kalkung kommt, wo die Abbaubedingungen zuvor sehr schlecht waren (Abschn. 5.2.1.1). Dieser Vorgang wird von einer bevorzugten Bildung abbauresistenter organischer Verbindungen begleitet und äußert sich in einer Zunahme der fulvischen bzw. der HoS-Anteile an der DOM.

Die Bestimmung der fulvischen Anteile an der DOM bestätigen die anhand der DOM-Fractionen gewonnenen Ergebnisse über die Auswirkungen der Überstauung auf die DOM. So korrespondiert in Gre der starke Anstieg des Anteils der HiN am DOC-Gehalt nach dem 10. Inkubationstag mit einem Abfall fulvischer Anteile (Abb. 34). In Kel stimmen steigende HoS-Anteile am DOC-Gehalt nach 30 Tagen Überstauung mit steigenden fulvischen Anteilen überein, die ein für den Standort Kel sehr hohen Wert erreichen. Daraus läßt sich zusätzlich zu den Schlußfolgerungen im Abschn. 5.2.1.2 ableiten, daß wahrscheinlich eine Mobilisierung von bodenbürtigen organischen Verbindungen in Kel nach 30 Tagen Überstauung erfolgt. Geringere fulvische Anteile zu Beginn der Überstauung in Gre im Vergleich zu den Kontrollvarianten (Anh. C/Tab. 15) weisen darauf hin, daß es nicht nur in Kel zu diesem Zeitpunkt zu einer verstärkten Mobilisierung von weniger zersetzten und geringer oxidierten Abbauprodukten kommt.

Die spezifische Absorption im UV-Licht liefert ähnliche Erkenntnisse wie die vorgenommene DOM-Fraktionierung (Abschn. 5.2.1.2) zum Einfluß von Bodenaustrocknung und Wiederbefeuchtung auf die



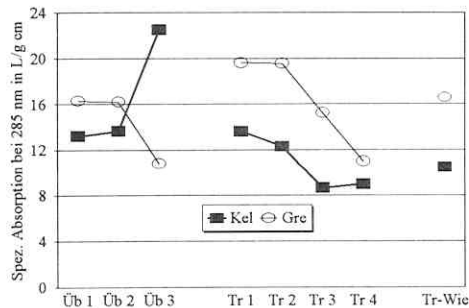


Abb. 34: Spezifische Absorption der Wasserextrakte von Kel und Gre nach Überstauung (Üb), Trocknung (Tr) und Wiederbefeuchtung (Tr-Wie) im Verlauf der Inkubation

DOM-Qualität. Die deutliche Verringerung der fulvischen Anteile an der DOM in beiden Böden nach 30 Tagen Trockenheit und der auch nach 60 Versuchstagen weiter voranschreitende Rückgang in Gre (Abb. 34) steht im Einklang mit dem Verhalten der HiN. Allerdings sind in Kel mit der spezifische Absorption qualitative Veränderungen erst nach dem Ende des 30. Trocknungstages sichtbar, obwohl mit der DOM-Fraktionierung vom Beginn der Trocknung an steigende HiN-Anteile am DOC-Gehalt nachgewiesen wurden. Wiederbefeuchtung zieht eine Erhöhung der fulvischen Anteile an der DOM in Gre auf 182 % und in Kel auf

117 % des Wertes vor der Wasserzugabe nach sich. Dies demonstriert die erhöhte mikrobielle Aktivität nach der Wasserzugabe, den verstärkten Abbau von leicht verfügbaren organischen Verbindungen (mit wenig lichtabsorbierenden Gruppen) und die wesentlich größere Abbauleistung der Mikroorganismen in Gre im Vergleich zu Kel.

Es zeigt sich, daß die Ergebnisse von DOM-Fraktionierung und UV-Spektroskopie keine völlig deckungsgleiche Interpretation zuläßt. Beide Verfahren sind aber geeignet, wertvolle Hinweise für Qualitätsverschiebungen innerhalb der DOM infolge veränderter Umweltbedingungen und von Bewirtschaftungsmaßnahmen zu liefern, wobei gleiche grundsätzliche Aussagen möglich sind.

#### 5.2.1.5 Fluoreszenzspektren der Wasserextrakte

Die stärkere Fluoreszenz der organischen Moleküle von Gre im Vergleich zu Kel in den meisten Varianten bestätigt den aus den UV-Spektren abgeleiteten höheren Humifizierungsgrad und die stärkere mikrobielle Veränderung der DOM in Gre als in Kel (Anh. C/13-16). Dabei weist der größere Peak bei 350 nm in den Wasserextrakten von Gre als in Kel auf eine größere Anzahl Carboxylgruppen des Salicylsäuretyps hin (Cronan et al., 1992). Bei geringeren DOC-Gehalten in Gre als in Kel muß für diesen Unterschied eine stärkere mikrobielle Umwandlung der DOM die Ursache sein. Die Unterschiede in der Fluoreszenz bei ca. 400 nm sind zwischen den beiden Standorten wesentlich kleiner als bei 350 nm. Eine Fluoreszenz bei ca. 395 nm wird von Cronan et al. (1992) als typische für kondensierte aromatische Ringe angesehen, die charakteristisch für Huminsäuren sind. Dies läßt die Schlußfolgerung zu, daß qualitative Unterschiede in der DOM zwischen Gre und Kel weniger im Gehalt an mehrkernigen kondensierten aromatischen Verbindungen liegen (Huminsäuren) sondern im Gehalt an Carboxylgruppen vom Salicylsäuretyp (Fulvosäuren).

Eine stärkere Fluoreszenz über den gesamten Wellenbereich in Kel nach Kalkung und Graszufuhr (Anh. C/13) als in der Kontrolle, die am stärksten bei der Kombination beider Maßnahmen ist, zeigt die mikrobielle

Veränderung und steigende Humifizierung der DOM in Kel nach diesen Maßnahmen. Dies stimmt mit den Ergebnissen von DOM-Fraktionierung und UV-Spektroskopie überein. In Gre besitzt nur Kalkung einen steigenden Einfluß auf die Fluoreszenz. Graszufuhr verringert sie, und die Kombination von Kalkung und Graszufuhr hat keinen Einfluß auf die Fluoreszenz (Anh. C/14). Geringe aber mit der Fluoreszenz gleichartige Unterschiede in der spezifischen Absorption im UV-Licht (Anh. C/Tab. 15) bestätigen diese Befunde. Somit kann die Hypothese aus der Absorption im UV-Licht und aus den gemessenen DOC-Gehalten im Boden unterstützt werden, daß sich besonders in dem Boden mit gehemmten mikrobiellen Abbau (Kel) die verbesserten Lebensbedingungen der Mikroben in einer stärkeren mikrobiellen Veränderung der DOM und in einer verstärkten Bildung von abbauresistenteren wasserlöslichen Verbindungen widerspiegeln. Die Kombination aus Kalkung und Graszufuhr führt zur Angleichung der mikrobiellen Veränderung und des Humifizierungsgrades der DOM in Kel und Gre.

Der sehr starke Rückgang der Fluoreszenz bei 350 nm zu Beginn der Überstauung in Kel im Vergleich zu den anderen Varianten, und die geringere Wirkung auf die Fluoreszenz bei 400 nm (Anh. C/15) zeigen, daß in Kel zuerst eine sehr schnelle Mobilisierung von Verbindungen mit geringen Gehalten an Carboxylgruppen (Salicylsäuretyp) erfolgt. Weniger stark werden huminsäureähnliche Verbindungen beeinflusst. Dies deckt sich mit hohen HiN-Gehalten zu Beginn der Überstauung. Im weiteren Verlauf der Überstauung nimmt der Gehalt der DOM an fluoreszierenden Gruppen nur noch wenig ab. In Verbindung mit den hohen DOC-Konzentrationen verdeutlicht die sehr niedrige Fluoreszenz nach Überstauung in Kel (Anh. C/15) die nur geringe mikrobielle Veränderung der DOM. In Gre steigt im Verlauf der Überstauung die Fluoreszenz bei 350 und 400 nm, wobei die Bande bei 400 nm immer besser ausgeprägt wird (Anh. C/16). Die aber wesentlich stärker steigenden DOC-Gehalte weisen darauf hin, daß auch in Gre ein relativer Rückgang des Gehaltes der DOM an fluoreszierenden Bestandteilen im Vergleich zu den anderen Varianten stattfindet, der aber wesentlich niedriger als in Kel ist. Unterstützt wird diese Aussage durch sinkende fulvische Anteile an der DOM nach Überstauung (Abb. 34). Es werden die bisher gewonnen Befunde bestätigt, daß in Gre Überstauung aufgrund des nicht so stark sinkenden Redoxpotentials einen geringeren Einfluß auf die DOM ausübt als in Kel. Dies äußert sich neben geringeren DOC-Gehalten in Gre auch in einem weniger starken Absinken des Humifizierungsgrades und der mikrobiellen Veränderung der DOM in Gre als in Kel. In Gre beginnt erst nach 30 Tagen Überstauung die Mobilisierung einer wenig mikrobiell veränderten und nur gering humifizierten DOM (hohe HiN-Gehalte, Absinken der fulvischen Anteile an der DOM). Dieser Prozeß wurde in Kel schon nach 3 Tagen Überstauung beobachtet.

Die steigenden DOC-Gehalte nach Trockenheit sind nicht nur auf mikrobielle Kohlenhydrate (steigende HiN-Gehalte, sinkende fulvische Anteile an der DOM) zurückzuführen. Vielmehr ist anhand der mit zunehmender Trocknungsdauer steigenden Fluoreszenz bei ca. 400 nm auch ein Zuwachs huminsäureähnlicher Verbindungen nachweisbar (Abb. 35). Von diesen aromatischen Verbindungen könnte ein stark fördernder Einfluß auf die Mobilisierung hydrophober organischer Schadstoffe ( $\beta$ -HCH) ausgehen. Wie bei den DOC-Gehalten im Boden ist der Anstieg der Bande bei 400 nm in Gre deutlicher ausgeprägt als in Kel. Nur in Kel steigert

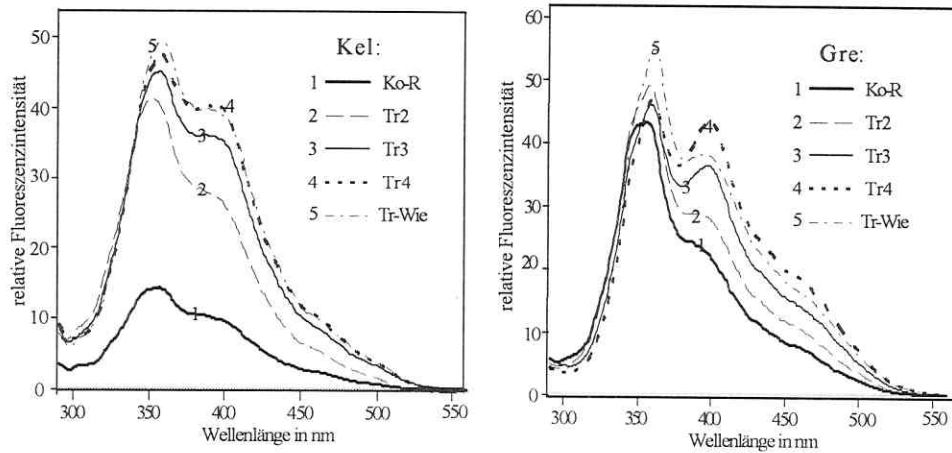


Abb. 35: Synchronfluoreszenzspektren der wäßrigen Extrakte von Kel und Gre der Kontrolle bei 25°C (Ko-R), der Trocknung nach 10 (Tr2), 30 (Tr3) und 60 Tagen (Tr4) sowie nach Wiederbefeuchtung (Tr-Wie)

Trocknung die Fluoreszenz auch bei 350 nm deutlich gegenüber der Kontrolle (Abb. 35). Der Anstieg des Gehaltes an Carboxylgruppen vom Salicylsäuretyp vom 30. zum 60. Trocknungstag in Kel bestätigt die leichte Erhöhung des HiS-Anteils am DOC-Gehalt des Bodens und bekräftigt die Möglichkeit einer stärkeren Schwermetallmobilisierung nach langer Trockenheit in Kel als in Gre. An den Auswirkungen der Wiederbefeuchtung auf die Fluoreszenzspektren zeigt sich wiederum die höhere Abbauleistung der Mikroorganismen in Gre als in Kel. So führt der sprunghafte Anstieg der mikrobiellen Aktivität nach Wiederbefeuchtung hauptsächlich in Gre bei stark sinkenden DOC-Gehalten zu einer stärkeren mikrobiellen Veränderung der DOM im Vergleich zur Trocknungsvariante (Verstärkung der Fluoreszenz bei 350 nm). Außerdem kommt es nur in Gre zu einem Abbau der huminsäureähnlichen Verbindungen nach Wiederbefeuchtung (Abnahme der Fluoreszenz bei 400 nm). In Kel kann von einer Zunahme des Anteils mehrkerniger, kondensierter aromatischer Verbindungen an der DOM nach Wiederbefeuchtung ausgegangen werden. Dieser nochmalige Anstieg der Aromatizität der DOM in Kel nach Wiederbefeuchtung im Vergleich zur Bodenaustrocknung verstärkt das schon hohe Risiko einer DOM-induzierten Mobilisierung hydrophober organischer Schadstoffe nach Trockenheit. Es wird durch einen steigenden Anteil von HoS und fulvischer Bestandteile an der DOM bekräftigt.

Die Synchronfluoreszenzspektren der Wasserextrakte bestätigten nicht nur die Erkenntnisse zu Qualitätsunterschieden der DOM zwischen Kel und Gre und zur Wirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Überstauung auf die DOM, die durch die DOC-Gehalte, die DOM-Fractionen und die Absorption im UV-Licht gewonnen wurden. Vielmehr konnte nur durch diese Methode ein Anstieg der Aromatizität der DOM infolge einer langen Bodenaustrocknung erkannt werden, der durch Wiederbefeuchtung in Kel noch verstärkt wird.

### 5.2.1.6 Zusammenfassung möglicher Auswirkungen der quantitativen und qualitativen Veränderungen an der DOM auf die Schadstoffmobilisierung

Von den quantitativen und qualitativen Veränderungen der DOM wird vor allem nach Überstauung in beiden Böden eine verstärkte Mobilisierung von Schwermetallen erwartet. In Kel müßte dieser Einfluß größer sein als in Gre, da hier die DOC-Gehalte stärker ansteigen als in Gre und nach 30 Tagen Überstauung auch eine bevorzugte Freisetzung von niedermolekularen und hydrophoben Säuren erfolgt. Höhere HoS- und HoN-Gehalte sowie eine steigende spezifische Absorption bei 285 nm nach 30 Tagen Überstauung in Kel könnten zur Verstärkung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung führen. In beiden Böden sollten die höheren DOC-Gehalte nach Trocknung zu einer Erhöhung der Mobilität von Schwermetallen beitragen. Obwohl in Gre die DOC-Gehalte stärker steigen als in Kel, wird in Kel eine stärkere mobilitätsfördernde Wirkung als in Gre erwartet, denn hier steigen nach langer Trockenheit auch die HiS-Anteile am DOC-Gehalt und der Gehalt an Carboxylgruppen. Insgesamt wird der DOM-Einfluß nach Trockenheit auf die Schwermetallmobilisierung aber nicht sehr groß sein, denn die hohen DOC-Gehalte beruhen überwiegend auf HiN, die nur eine geringe Affinität zu Schwermetallen und organischen Schadstoffen besitzen. Von der steigenden Aromatizität der DOM nach Trocknung wird eine fördernde Wirkung auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung erwartet (Abschn. 1.2.2). Eine der Trocknung folgende Wiederbefeuchtung könnte diesen Prozeß in Kel noch weiter verstärken. In Kel ist aufgrund der höheren DOC-Gehalte und der qualitativen Veränderungen an der DOM nach Kalkung und nach Kombination von Kalkung und Graszufuhr mit einer verstärkten Schwermetall- und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung zu rechnen.

### 5.2.2 Wirkung der DOM auf die Mobilisierung von Schwermetallen

Infolge Überstauung und in geringerem Umfang auch nach Trockenheit kommt es zu der im Abschn. 5.2.1.6 prognostizierten DOM-induzierten Erhöhung der Mobilität einiger Schwermetalle. Die in Tab. 17 aufgeführten Einflüsse der DOM auf die Schwermetallmobilisierung werden in den nachfolgenden Abschnitten elementarspezifisch diskutiert.

#### Kupfer:

In beiden Böden kommt es nach 60 Tagen Trockenheit und in etwas abgeschwächter Form nach Wiederbefeuchtung des Bodens zu einer verstärkten Cu-Mobilisierung, die in Kel etwas stärker als in Gre ist (Tab. 18). Für diese DOM-induzierte Cu-Mobilisierung spielen aber weniger die DOC-Gehalte als vielmehr die Menge an lichtabsorbierenden funktionellen Gruppen der DOM die entscheidende Rolle. So konnten in Kel trotz fehlender Korrelationen zum DOC-Gehalt Korrelationen zwischen dem wasserlöslichen Cu-Gehalt und der Lichtabsorption bei 254, 285 und 365 nm ( $r=0,80$ ,  $n=22$ ,  $\alpha<0,001$ ) berechnet werden. Auch in Gre sind die Korrelationen zwischen dem wasserlöslichen Cu-Gehalt und der Absorption im UV-Licht enger als zum DOC-Gehalt. Eine Reihe von Autoren bestätigt die mobilisierungsfördernde Wirkung von hohen DOC-Konzentrationen bei Cu (Dudley et al., 1986; del Castillo et al., 1993). Der fehlende Einfluß der Kalkung auf die niedermolekulare DOM-Fraktion (Abschn. 5.2.1.3) könnte eine Ursache für die fehlende Wirkung dieser Maßnahme auf die Cu-Mobilisierung sein, denn Cu wird nach Kuiters und Mulder (1992) hauptsächlich von dieser Fraktion komplexiert. Somit besteht nur nach langer Bodenaustrocknung die Gefahr einer DOM-induzierten

Erhöhung der Cu-Mobilisierung. Diese zeigt sich nur nach kurzer Überstauung (Tab. 18). Bei längerer Überstauung tragen der steigende pH-Wert (Anh. C/17) und die Bildung schwer löslicher Cu-Sulfide (Blume, 1992) zu einer Verringerung der Cu-Mobilisierung bei.

Tab. 17: Übersicht über den Einfluß der DOM auf die Schwermetallmobilisierung durch die geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen

	Cu	Cr	Hg	Fe	Mn	As	Pb	Al	Ba	Cd	Zn
<u>Kel</u>											
Ca			xx								
Gr											
GrCa			xx								
Üb	xx	xxx	xxx	xxx		xxx	xx				
Tr	xx	x	x	xx							
Tr-Wie	xx			xx							
<u>Gre</u>											
Ca											
Gr											
GrCa											
Üb	x	xx		xx	xxx	xx					
Tr	xx	x		x	xx			x			
Tr-Wie	xx				xx						

x DOM-Einfluß auf leicht erhöhte Schwermetallmobilisierung deutet sich an

xx Erhöhung der Schwermetallmobilisierung durch die DOM

xxx starke Erhöhung der Schwermetallmobilisierung durch die DOM

Tab. 18: Wasserlöslichen Cu-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel und Gre (Mittelwerte der 3 Termine in mg kg<sup>-1</sup> Boden)

	Ko-K	Ko-R	Ca	Gr	GrCa	Üb	Tr	Tr-Wie
Kel	0,134	0,087	0,005	0,029	0,006	1,108**	0,460*	0,413
Gre	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,470**	0,359*	0,251

n.n. nicht nachweisbar; \* nach 60 Tagen Trockenheit; \*\* nach 3 Tagen Überstauung (bei längerer Überstauung nicht mehr nachweisbar)

#### Chrom:

Unter den geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltbedingungen hat nur Überstauung den erwarteten signifikanten Einfluß auf die wasserlöslichen Cr-Gehalte (Abb. 36). Wie bei den DOC-Gehalten ist der Anstieg in Kel wesentlich stärker ausgeprägt als in Gre und erreicht hier mit maximal 3,19 mg wasserlöslichem Cr kg<sup>-1</sup> Boden sehr hohe Werte. Auffallend ist dabei die übereinstimmende Dynamik von wasserlöslichen Cr- und C-Gehalten in der Überstauungsvariante (vgl. Abb. 30a und Abb. 36). So überrascht der enge Korrelationskoeffizient zwischen wasserlöslichen Cr- und C-Gehalten von 0,96 in Kel (n=23,  $\alpha < 0,001$ ) nicht. Dieser Koeffizient wird mit der Verwendung der Absorption bei verschiedenen Wellenlängen anstatt des DOC-Gehaltes bestätigt ( $r=0,90$ , n=22,  $\alpha < 0,001$ ). Entsprechende Zusammenhänge sind in Gre aufgrund der zumeist in der Nähe der Nachweisgrenze liegenden Cr-Gehalte wesentlich schwieriger nachweisbar. Die Ergebnisse zeigen, daß die gesteigerte Mobilisierung von Cr nach Überstauung auf die Wirkung der DOM zurückgeführt werden kann. Eine Ursache für dieses Phänomen ist die hohe Stabilität von DOM-Cr-Komplexen und der

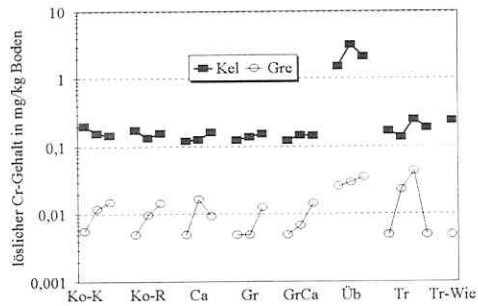


Abb. 36: Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Cr-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation

große Komplexierungsgrad von Cr (König et al., 1986). Die DOM-Wirkung ist in Gre und Kel dafür verantwortlich, daß trotz steigender pH-Werte nach Gras- und Kalkzufuhr die wasserlöslichen Cr-Gehalte im Vergleich zur Kontrolle nicht absinken. In beiden Böden kommt es nach Trocknung nur bis zum 30. Inkubationstag zu dem erwarteten Anstieg der wasserlöslichen Cr-Gehalte infolge steigender DOC-Gehalte. Warum es aber nach 60 Tagen Trockenheit trotz steigender DOC-Gehalte zu einem Abfall der wasserlöslichen Cr-Gehalte kommt, kann nicht geklärt werden (Abb. 36).

Die Untersuchungen bestätigen nicht die im Abschn. 1.2.2 aufgezeigte besondere Rolle der HIS für die Cr-Komplexierung. Gleichzeitig verdeutlichen die Beziehungen der wasserlöslichen Cr-Gehalte zur Lichtabsorption und zu den DOC-Gehalten, daß für die Cr-Mobilisierung die DOM-Qualität keine entscheidende Rolle spielt. Zur Erfassung des Einflusses der DOM auf die Cr-Mobilisierung reichen die DOC-Gehalte aus.

#### Quecksilber:

Überstauung führt nur in Kel zu anfänglich stark erhöhten wasserlöslichen Hg-Gehalten im Boden, die mit zunehmender Überstauungsdauer wieder absinken (Abb. 37). Der DOM-Einfluß auf die hohen Hg-Gehalte wird in der Überstauungsvariante wie bei Cu mit zunehmender Inkubationsdauer von steigenden pH-Werten und einer hohen Sulfatreduktion (Anh. C/17) bei Bildung von Hg-Sulfiden überdeckt, die zu einem Rückgang der Hg-Löslichkeit führen. Ein schwacher Einfluß der nach Trockenheit steigenden DOC-Gehalte auf die wasserlöslichen Hg-Gehalte deutet sich in Kel an. Im Gegensatz zu Cu und Cr kommt es im Boden von Kel nach Kalkung und nach Kombination von Kalkung und Graszufuhr zu einer signifikanten Erhöhung der wasserlöslichen Hg-Gehalte (Abb. 37). Dafür werden die hauptsächlich in Kel stattfindenden qualitativen Veränderungen

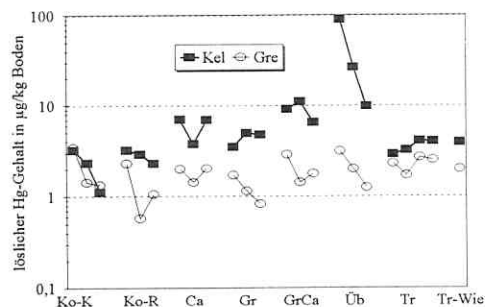


Abb. 37: Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Hg-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation

der DOM nach diesen Bewirtschaftungsmaßnahmen verantwortlich gemacht. So ist der Korrelationskoeffizient zwischen wasserlöslichen Hg- und C-Gehalten mit 0,43 ( $n=23$ ,  $\alpha<0,05$ ) zwar relativ gering, aber zwischen den wasserlöslichen Hg-Gehalten und der Absorption bei 254, 285 und 365 nm besteht eine hochsignifikante und enge Beziehung ( $r=0,92$  bzw.  $0,94$  bei 365 nm,  $n=22$ ,  $\alpha<0,001$ ). Eine Betrachtung der einzelnen DOM-Fractionen in Kel zeigt, daß eine Beziehung des wasserlöslichen Hg-Gehaltes zum HoS-Gehalt des Bodens besteht ( $r=0,56$ ,  $n=20$ ,  $\alpha<0,05$  bei Nichtberücksichtigung

der extremen Werte der Überstauungsvariante). Somit ist das Ausmaß der DOM-induzierten Erhöhung der Hg-Mobilisierung vor allem abhängig von der Anzahl an funktionellen Gruppen und anderer lichtabsorbierender Systeme. Befinden sich diese funktionellen Gruppen an huminstoffähnlichen Verbindungen (HoS), wirkt sich das förderlich auf die Hg-Mobilisierung aus.

#### Eisen und Mangan:

In beiden Böden führt Überstauung zu einer signifikanten Erhöhung der wasserlöslichen Fe-Gehalte, wobei sich die unterschiedliche Dynamik der DOC-Gehalte beider Böden auch in den wasserlöslichen Fe-Gehalten widerspiegelt (vgl. Abb. 30a, 38). Enge Korrelationskoeffizienten zwischen wasserlöslichen Fe- und C-Gehalten sind eine Folge (Kel:  $r=0,9$ ,  $n=23$ ,  $\alpha<0,001$ ; Gre:  $r=0,77$ ,  $n=23$ ,  $\alpha<0,001$ ). Diese Ergebnisse lassen die Annahme zu, daß in beiden Böden die beobachtete verstärkte Fe-Mobilisierung direkt an die DOM-Freisetzung gekoppelt ist. Für die erhöhte Mobilisierung von Fe (und Mn) nach Überstauung dürften aber auch direkte Einflüsse des Redoxpotentials und des pH-Wertes eine Rolle spielen. Nur in Kel besitzt außer Überstauung noch die Trocknung eine signifikante Wirkung auf die Fe-Mobilisierung. Dies unterstreicht die Hypothese einer stärkeren Wirkung der Trocknung auf die Schwermetallmobilisierung in Kel im Vergleich zu Gre.

Nur in Gre und nur nach Überstauung und Austrocknung des Bodens kommt es zu einer signifikanten Erhöhung der Mn-Mobilisierung (Abb. 39). Die ausschließliche Mobilitätserhöhung bei den Varianten mit signifikant steigenden DOC-Gehalten und eine vergleichbare Dynamik wasserlöslicher Mn- und C-Gehalte in diesen Varianten (Korrelationskoeffizient zwischen Mn- und DOC-Gehalt  $0,67$ ,  $n=23$ ,  $\alpha<0,001$ ) sind Hinweise für einen direkten Einfluß der DOM auf die Mobilitätserhöhung von Mn nach Überstauung und Trocknung. Nicht erklärbar ist die fehlende Erhöhung der wasserlöslichen Mn-Gehalte nach 60 Tagen Trockenheit im Vergleich zu 30 Tagen trotz steigender DOC-Gehalte.

In Kel bestätigen etwas engere Korrelationen der wasserlöslichen Fe-Gehalte zur Lichtabsorption bei 254, 285 und 365 nm als zum DOC-Gehalt die große Bedeutung der DOM-Qualität für die Schwermetallmobilisierung. Allerdings kann ähnlich wie bei Cr keine bevorzugte Rolle der HiS für die Fe-Mobilisierung abgeleitet werden.

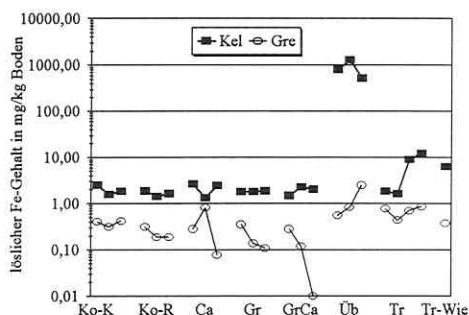


Abb. 38: Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Fe-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation

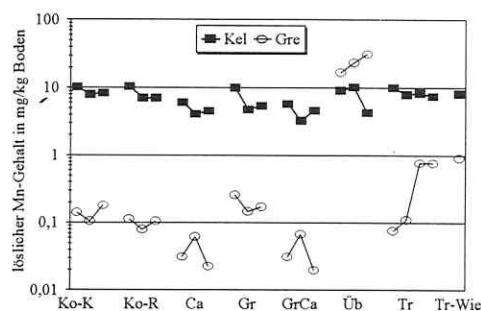


Abb. 39: Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Mn-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation

In Gre sind wiederum Korrelationen zwischen den wasserlöslichen Mn-Gehalten und der Lichtabsorption enger als zum DOC-Gehalt. Die engsten Beziehungen der wasserlöslichen Mn-Gehalte bestehen aber zu den Gehalten an HoS ( $r=0,77$ ,  $n=19$ ,  $\alpha<0,001$ ) und HoN ( $r=0,87$ ,  $n=19$ ,  $\alpha<0,001$ ), die auch als Maß für den Huminstoffanteil an der DOM gelten. Mn-DOM-Komplexe besitzen nur eine geringe Stabilität (Schachtschabel et al., 1989), werden aber neben freien Ionen als Hauptspezies in der Bodenlösung angesehen (Schlinkert und Brümmer, 1991). Im Boden von Kel reicht wahrscheinlich der geringe Humifizierungsgrad der DOM im Vergleich zu Gre (weniger funktionelle Gruppen; Abschn. 5.2.1.4) für die Bildung hinreichend stabiler Komplexe nicht aus. Weiterhin verringert der starke Protonendruck in Kel (niedriger pH-Wert) die Stabilität vorhandener DOM-Mn-Komplexe (Schlinkert und Brümmer, 1991). Aufgrund beider Faktoren besteht nur im Boden von Gre ein Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Mn-Mobilisierung.

Neben dem Einfluß des jeweiligen Schwermetalls verdeutlichen die Unterschiede in der Fähigkeit der DOM von Kel und Gre, die Mobilisierung von Fe und Mn zu verstärken, die Standortabhängigkeit des DOM-Einflusses auf die Schwermetallmobilisierung. Während für Fe, welches stabile Komplexe mit der DOM bilden kann, die Absorption im UV-Licht ein geeigneter Parameter zur Erfassung der Komplexierungsfähigkeit der DOM ist, spielt für die Mn-Mobilisierung die Lage der funktionellen Gruppen (huminstoffähnliche Substanzen; HoS, HoN) eine entscheidende Rolle.

Tab. 19: Mittelwerte der wasserlöslichen As-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel und Gre ( $\text{mg kg}^{-1}$  Boden)

	Ko-K	Ko-R	Ca	Gr	GrCa	Üb	Tr	Tr-Wie
Kel	0,079	0,136	0,071	0,205	0,092	2,722	0,109	0,058
Gre	0,118	0,135	0,124	0,091	0,176	0,306	0,120	0,085

#### Arsen und Blei:

Nach Überstauung kommt es zu einem signifikanten Anstieg des Gehaltes an wasserlöslichem As in beiden Böden (Tab. 19) und in Kel zusätzlich zu einem Anstieg des Gehaltes an wasserlöslichem Pb (Anh. C/18). Vermutlich sind diese erhöhten As- und Pb-Gehalte hauptsächlich auf die erhöhten DOC-Konzentrationen zurückzuführen. Überstauung erhöht den DOC-Gehalt des Bodens in Kel wesentlich stärker als in Gre, so daß die viel größere Steigerung der wasserlöslichen As-Gehalte im Boden von Kel im Vergleich zu Gre und der fehlende Einfluß auf Pb in Gre nicht überrascht. Die DOM-Wirkung läßt sich mit linearen Korrelationen zwischen wasserlöslichen C- und Pb-Gehalten in Kel ( $r=0,91$ ,  $n=23$ ,  $\alpha<0,001$ ) bzw. wasserlöslichen C- und As-Gehalten (Kel:  $r=0,82$ ,  $n=23$ ,  $\alpha<0,001$ ; Gre:  $r=0,45$ ,  $n=23$ ,  $\alpha<0,05$ ) untermauern. Ein bevorzugter Einfluß der bestimmten DOM-Fraktionen und anderer qualitativer Eigenschaften der DOM auf die Mobilisierung von As und Pb nach Überstauung ist nicht zu erkennen.



#### **Cadmium, Zink, Aluminium und Barium:**

Die Untersuchungen zeigen, daß die geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltbedingungen in beiden Böden nicht zu einer DOM-induzierten Erhöhung von Cd, Zn, Al und Ba führen. Nur in Gre kann ein Einfluß der DOM auf die leicht erhöhten Al-Konzentrationen nach Trockenheit nicht ausgeschlossen werden (Anh. C/Tab. 18). Kalkung und ihre Kombination mit Graszufuhr verringern zumeist die wasserlöslichen Cd-, Zn- und Al-Gehalte (Anh. C/19, Anh. C/Tab. 18). Enge Korrelationen zum pH-Wert (Anh. C/Tab. 19) bestätigen die dominierende Rolle dieser Eigenschaft auf die Mobilisierung von Cd, Zn und Al (Abschn. 4.4.1.2). Bezüglich einer möglichen Grundwassergefährdung sind die wasserlöslichen Cd- (ca.  $90 \mu\text{g kg}^{-1}$  Boden) und Zn-Gehalte ( $28 \text{ mg kg}^{-1}$  Boden) in Kel besonders besorgniserregend. So fanden Marschner et al. (1995) "nur" ca.  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  wasserlösliches Zn in einem stark kontaminierten Boden. Die im Boden von Kel vor allem nach 30 Tagen Überstauung beobachtete Erhöhung der wasserlöslichen Ba-Gehalte (Anh. C/18) ist wahrscheinlich das Resultat der stark sinkenden Sulfatgehalte (Anh. C/17; verringerte Bildung von schwer löslichen Ba-Sulfat), denn zu diesem Zeitpunkt gehen die DOC-Gehalte bereits wieder zurück. Auch in Gre ist der Anstieg der wasserlöslichen Ba-Gehalte nach Überstauung, nach Graszufuhr und nach Kombination von Graszufuhr und Kalkung nicht auf die Wirkung der DOM zurückführbar. Es bestehen keine Beziehungen in Gre zwischen wasserlöslichen Ba-Gehalten und quantitativen sowie qualitativen Merkmalen der DOM.

#### **Fazit:**

Die ermittelten wasserlöslichen Schwermetallgehalte unterstreichen die bisherigen Ergebnisse einer hohen Mobilität der akkumulierten Schwermetalle in Kel und einer gleichzeitig nur geringen Mobilität in Gre. Nach Überstauung und Trocknung kann es zu einer DOM-induzierten Erhöhung der Mobilisierung von Cu, Cr, Fe, Hg, As und in geringerem Maße von Mn und Pb kommen. Damit wird ein Ergebnis aus dem Abschn. 4.4 bestätigt, daß der DOM-Einfluß vom jeweiligen Schwermetall abhängig ist und eine besonders große Höhe erreicht, wenn stabile Komplexe mit der DOM gebildet werden können. Eine DOM-induzierte Schwermetallmobilisierung nach Kalkung und nach Kalkung mit Graszufuhr findet nur bei Hg und nur in Kel statt. Es zeigt sich, daß die Wirkung der DOM auf die Schwermetallmobilisierung in hohem Maße von den jeweiligen Standortbedingungen und den daraus resultierenden Unterschieden in der Zusammensetzung der Bodenlösung und in der Menge und Qualität der DOM abhängt. Diese Standortabhängigkeit spiegelt sich wider in einer zumeist stärkeren Erhöhung der Schwermetallmobilisierung nach Überstauung und Trocknung in Kel im Vergleich zu Gre infolge höherer DOC-Gehalte und qualitativer Veränderungen der DOM in Kel sowie in Unterschieden bei den betroffenen Elementen. Höhere pH-Werte und ein höherer Humifizierungsgrad der DOM in Gre als in Kel lassen in Gre auch einen DOM-Einfluß auf solche Schwermetalle zu (Mn), die nur wenig stabile Komplexe mit der DOM bilden können.

Zur Erfassung der mobilitätssteigernden Wirkung der DOM bei Cr, Pb, As und Fe (in Gre) reichen die DOC-Gehalte aus. Bei Cu, Hg, Mn (in Gre) und Fe (in Kel) ist die qualitative Zusammensetzung der DOM wichtiger als der DOC-Gehalt. Als gutes Kriterium zur Ermittlung des Ausmaßes der Kopplung dieser Schwermetalle an die DOM erwies sich die Absorption im UV-Licht als ein Maß für den Gehalt der DOM an funktionellen

Gruppen. Auch Murphy und Zachara (1995) betonen den Gehalt der organischen Substanz an freien Carboxylgruppen neben der Komplexstabilität als entscheidendes Kriterium für das Ausmaß der Kopplung von Schwermetallen an die DOM. Für die Mn-Mobilisierung in Gre und für die Hg-Mobilisierung in Kel spielt der Anteil huminstoffähnlicher Verbindungen an der DOM (HoS, HoN) und damit neben dem Gehalt an funktionellen Gruppen ihre Lage eine wichtige Rolle.

### 5.2.3 Wirkung der DOM auf die Mobilisierung von HCH

Die in den Abschn. 4.4.2.2 und 5.1.3 vorgestellten Ergebnisse zur HCH-Mobilisierung zeigten, daß unter den verschiedenen HCH-Isomeren in beiden Böden  $\beta$ -HCH die größte Bedeutung bezüglich einer möglichen Grundwassergefährdung besitzt. Für die festgestellte hohe  $\beta$ -HCH-Mobilisierung wurde die DOM als eine wichtige Einflußgröße erkannt, während ein solcher Einfluß bei den anderen HCH-Isomeren nicht besteht. Deshalb steht dieses Isomer im Mittelpunkt der folgenden Betrachtungen, und es wird nur kurz auf die anderen HCH-Isomere eingegangen. Mit dem Inkubationsversuch sollen mögliche Erhöhungen der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung infolge der quantitativen und qualitativen Veränderungen an der DOM durch die geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltbedingungen diskutiert werden. Gleichzeitig erfolgt, wenn möglich, eine Quantifizierung des Ausmaßes der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM. Dabei liegt der Bestimmung des an die DOM gekoppelten  $\beta$ -HCH die Modellvorstellung zugrunde, daß eine Verteilung des  $\beta$ -HCH im Boden zwischen drei Phasen stattfindet. Neben der mobilen flüssigen Phase und einer stationären festen Phase fungiert die DOM als eine mobile kolloidale Phase (Lafrance et al., 1989; McCarthy und Zachara, 1989; Pardue et al., 1993). Große Unterschiede in der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und im DOM-Einfluß zwischen den untersuchten Standorten Kel und Gre machen eine getrennte Betrachtung sinnvoll.

#### 5.2.3.1 Standort Kel

##### $\beta$ -HCH:

Die ermittelten Gehalte an wasserlöslichem  $\beta$ -HCH im Boden von Kel bestätigen die sehr große Mobilität dieses Schadstoffes. So liegen den in Abb. 40 dargestellten Mittelwerten  $\beta$ -HCH-Konzentrationen im Wassere

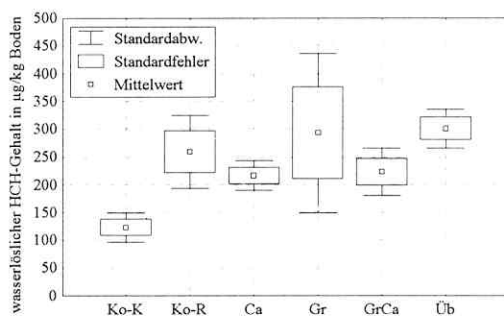


Abb. 40: Wasserlösliche  $\beta$ -HCH-Gehalte im Boden der Varianten von Kel (außer Trocknung und Wiederbefeuchtung)

trakt von 16 bis 71  $\mu\text{g L}^{-1}$  zugrunde.

##### Einfluß der Temperatur

Bei niedrigen Temperaturen (Kontrolle bei 4°C) hat die DOM gegenüber den anderen Varianten einen geringeren Einfluß auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Dies wird dokumentiert durch eine signifikant geringere Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM (ermittelt mit Ultrafiltration; Tab. 20) bei gleichzeitig signifikant niedrigeren wasserlöslichen  $\beta$ -HCH-Gehalten

in der Kontrolle bei 4°C im Vergleich zur Versuchsdurchführung bei 25°C (Abb. 40). Die geringen hydrophoben DOM-Bestandteile in der Kontrollvariante bei 4°C (niedrigste spezifische Absorption im UV-Licht aller Varianten, geringe Anteile an HoS) und die damit verbundenen signifikant niedrigsten wasserlöslichen  $\beta$ -HCH-Gehalte in Kel sind ein erster Hinweis auf die große Bedeutung der DOM-Qualität für die Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM. Diese Aussage begründet sich darauf, daß die hydrophoben Bestandteile der DOM eine große Affinität zu dem relativ schlecht wasserlöslichen  $\beta$ -HCH besitzen müßten (Chiou et al., 1986; Schlautman und Morgan, 1993; Raber und Kögel-Knabner, 1994; Marschner, 1995).

Tab. 20: An die DOM gekoppelte  $\beta$ -HCH-Menge, frei im Wasser gelöste  $\beta$ -HCH-Gehalte und Anteil des an die DOM gekoppelten  $\beta$ -HCH am  $\beta$ -HCH im Wasserextrakt in den verschiedenen Varianten von Kel (Mittelwerte sowie bei den Varianten Überstauung und Trocknung Werte zum jeweiligen Beprobungstermin)

	Ko-K	Ko-R	Ca	Gr	GrCa	Üb 3 Tage	Üb 10 Tage	Üb 30 Tage	Tr 3 Tage	Tr 10 Tage	Tr 30 Tage	Tr 60 Tage	Tr-Wie
$\mu\text{g } \beta\text{-HCH je mg DOC}$	0,11	0,42	0,33	0,46	0,29	0,07	0,00	0,01	0,16	0,67	5,26	5,79	9,90
$\beta\text{-HCH frei in Lösung } (\mu\text{g L}^{-1})$	17,19	34,00	27,89	37,99	28,18	33,81	54,58	53,58	23,99	55,14	238,34	327,15	347,40
Anteil des an die DOM gekoppelten $\beta$ -HCH am wasserlöslichen $\beta$ -HCH (%)	18,43	23,78	24,89	23,71	25,88	24,42	0,00	3,85	12,85	24,44	57,53	56,45	62,67

#### Einfluß von Kalkung, Graszufuhr und der Kombination aus Kalkung und Graszufuhr

Zwischen der Kontrolle bei 25°C, der Kalkung, der Graszufuhr und der Kombination aus Kalkung und Graszufuhr bestehen keine signifikanten Unterschiede in den Gehalten des Bodens an wasserlöslichem  $\beta$ -HCH und in der Höhe der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM (Tab. 20). Die quantitativen und qualitativen Veränderungen an der DOM nach Kalkung und nach Kombination von Kalkung und Graszufuhr (steigende DOC-Gehalte, steigender Anteil HoS und steigende fulvische Anteile) wirken sich nicht signifikant auf die an die DOM gekoppelte  $\beta$ -HCH-Menge aus. Eine weitere Erhöhung des Anteils dieser hydrophoben DOM-Bestandteile gegenüber der Kontrolle bei 25°C hat in Kel für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung keine Bedeutung mehr. Der mit DOM-Fraktionierung bestimmbare Anteil der HoS an der DOM und die mit UV-Spektroskopie ermittelten fulvischen Anteile an der DOM sind demnach nicht allein entscheidend für das Ausmaß der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM. Die an DOM gekoppelte  $\beta$ -HCH-Menge der genannten Varianten ähnelt den Ergebnissen von Tramonti et al. (1986), die ca. 0,3  $\mu\text{g } \gamma\text{-HCH je mg Fulvosäure}$  fanden. Diese Vergleichbarkeit überrascht bei der wesentlich niedrigeren Wasserlöslichkeit von  $\beta$ -HCH im Vergleich zu  $\gamma$ -HCH. Borsdorf et al. (1995) berichten, daß nur 0,35 ng  $\beta$ -HCH von 1 mg Huminsäure aufgenommen werden können. Entgegen den bisher aufgezeigten eigenen Ergebnissen fanden sie bei zwei unterschiedlichen Huminsäuren immer für

$\beta$ -HCH die geringste Aufnahmekapazität unter den HCH-Isomeren. Dieser Widerspruch verdeutlicht auch die Schwierigkeiten, mit unterschiedlichen Methoden gewonnene Ergebnissen zu vergleichen.

#### Einfluß von Überstauung

Überstauung zieht im Boden von Kel nur leicht erhöhte wasserlösliche  $\beta$ -HCH-Gehalte nach sich (Abb. 40), obwohl der DOC-Gehalt sehr stark ansteigt (Erhöhung um ca. das zwanzigfache im Vergleich zur Kontrolle bei 25°C). Der leichte Anstieg wird daher nicht mit dem Anstieg der DOC-Gehalte in Verbindung gebracht, obwohl es nach 30tägiger Überstauung wieder zu einem Zuwachs der hydrophoben Bestandteile und der fulvischen Anteile an der DOM kommt. Gleichzeitig sinkt aber der Anteil aromatischer Strukturelemente an der DOM, der als entscheidend für den DOM-Einfluß auf die Kopplung hydrophober organischer Schadstoffe an die DOM angesehen wird (Gauthier et al., 1987; Zhou et al., 1995). Sichtbar ist der fehlende DOM-Einfluß auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach Überstauung an der Aufhebung der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM (Tab. 20). Auch Hunchak-Kariouk und Suffet (1994) berichten von einer verringerten Bindung eines hydrophoben organischen Schadstoffes an die DOM unter anaeroben Bedingungen trotz steigender Absorption im UV-Licht. Auch hier könnte der sinkende aromatische Anteil an der DOM die Ursache für dieses Phänomen sein.

#### Einfluß von Trocknung und Wiederbefeuchtung

Die größten Veränderungen in der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung finden infolge einer Bodenaustrocknung statt. Im Verlauf der Trocknung kommt es zu einem kontinuierlichen Anstieg der wasserlöslichen  $\beta$ -HCH-Gehalte, die nach Wiederbefeuchtung des trockenen Bodens mit 5414  $\mu\text{g kg}^{-1}$  ihr Maximum erreichen (Abb. 41). Dies entspricht 931  $\mu\text{g L}^{-1}$  und bedeutet eine Überschreitung der absoluten Wasserlöslichkeit um fast das fünffache. Diese starke Erhöhung der Wasserlöslichkeit kann nur durch die Wirkung des Lösungsvermittlers DOM verursacht worden sein und wird durch die steigende Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM mit zunehmender Trockenheit bewiesen (Tab. 20). Wie bei den Gehalten des Bodens an wasserlöslichem  $\beta$ -HCH erreicht die Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM nach Wiederbefeuchtung ihr Maximum. In dieser Variante ist sie ca. 20mal höher als in der Kontrollvariante. Diese hohe Aufnahme-

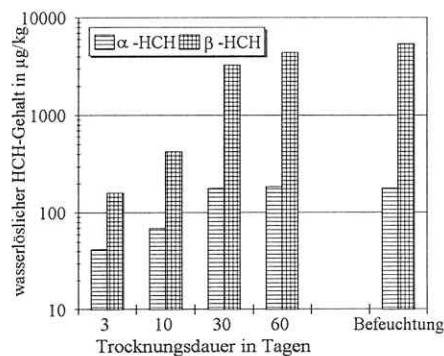


Abb. 41: Dynamik wasserlöslicher  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH-Gehalte bei Trocknung und anschließender Wiederbefeuchtung im Boden von Kel

fähigkeit der DOM für  $\beta$ -HCH beweist in eindrucksvoller Weise die DOM-induzierte Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach Bodenaustrocknung. Es zeigt sich außerdem, daß für diese sehr starke Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM vor allem die durch Trocknung und Wiederbefeuchtung ausgelösten qualitativen Veränderungen an der DOM verantwortlich sein müssen. So steigen die Gehalte an wasserlöslichem  $\beta$ -HCH bis zum 60. Versuchstag auf ca. 1700 % der Kontrollvariante (25°C), während die DOC-Gehalte nur auf ca. 300 % wachsen. Wiederbefeuchtung führt gar zur Verringerung des DOC-Gehaltes im Vergleich zur

vorhergehenden Trocknung, zieht aber eine weitere Erhöhung der Gehalte an wasserlöslichem  $\beta$ -HCH nach sich.

DOM-Fraktionierung und Absorption im UV-Licht zeigen aber im Verlauf der Trocknung eine Verringerung der hydrophoben Bestandteile an der DOM an (Rückgang der fulvischen Anteile bzw. der HoS an der DOM), von denen eine besonders hohe Affinität zu  $\beta$ -HCH erwartet wird. Selbst die Gehalte dieser DOM-Verbindungen im Wassereextrakt übersteigen nach langer Bodenaustrocknung nicht die Werte der Variante GrCa, in der es nicht zu einer Verstärkung der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM kam. Erst nach Wiederbefeuchtung kommt es zu einer Zunahme der fulvischen Anteile und der HoS im Vergleich zur vorausgehenden Trocknung, so daß der nochmalige Zuwachs der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung im Vergleich zur Bodenaustrocknung damit im Zusammenhang stehen kann. Eine Erklärung für die sehr hohe, DOM-induzierte  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach langer Bodenaustrocknung geben DOM-Fraktionierung und UV-Spektroskopie aber nicht.

Erst die Synchronfluoreszenzspektroskopie liefert mit dem Nachweis steigender Gehalte der Wassereextrakte an mehrkernigen, kondensierten aromatischen Verbindungen den entscheidenden Hinweis für die starke DOM-induzierte  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach Trockenheit und nach anschließender Wiederbefeuchtung (Abschn. 5.2.1.5). Schon nach 10 Tagen ist die entsprechende Bande fast so groß wie bei Kombination von Kalkung und Graszufuhr, obwohl der DOC-Gehalt wesentlich niedriger ist (160 mg gegenüber 251 mg  $\text{kg}^{-1}$  Boden). Ein weiteres Anwachsen dieser Bande wurde bei einer Ausdehnung der Trocknung auf 30 bzw. 60 Tagen beobachtet. Infolge der Wiederbefeuchtung ist die fehlende Veränderung der "Huminsäurebande" trotz sinkender DOC-Gehalte ein Hinweis für die weitere relative Anreicherung der DOM mit aromatischen Strukturelementen. Aus diesen Erkenntnissen kann abgeleitet werden, daß die trockenbedingte starke Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung hauptsächlich auf dem Zuwachs aromatischer DOM-Bestandteile beruht.

#### Verteilungskoeffizient $K_{\text{DOC}}$ für $\beta$ -HCH

Der unter Einschluß aller zur Verfügung stehenden Wertepaare ermittelte Verteilungskoeffizient  $K_{\text{DOC}}$ , der das Verhältnis zwischen DOM-gebundenem und frei im Wasser gelöstem  $\beta$ -HCH und damit den DOM-Einfluß auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung quantifiziert, liegt bei 24586  $\text{L kg}^{-1}$  (Abb. 42; Berechnungsgrundlagen im Anh. C/20). Diese sehr hohe Affinität von  $\beta$ -HCH zur DOM ( $\log K_{\text{DOC}}$  von 4,39) ähnelt der von PAHs (Maxin, 1992; Raber und Kögel-Knabner, 1994), obwohl  $\beta$ -HCH eine etwas höhere Wasserlöslichkeit als die meisten PAHs besitzt und keine aromatische Verbindung ist. Gleichzeitig steht diese hohe Affinität im Widerspruch zu den Ergebnissen von Chin et al. (1990), die nur bei Verbindungen mit einem Oktanol/Wasserverteilungskoeffizient, der größer als  $10^5$  ist, Wechselwirkungen mit der DOM vermuten. Der Logarithmus dieses Verteilungskoeffizienten beträgt für  $\beta$ -HCH aber nur 3,85 (Rippen, 1994). Der bestimmte  $K_{\text{DOC}}$  ist auch wesentlich höher, als in der Literatur aufgeführte Verteilungskoeffizienten zwischen fester und flüssiger Phase (Chiou et al., 1979; Mabey et al., 1982; Rippen, 1994). Dies steht im Widerspruch zu den Ergebnissen von Henry und Suffet (1989), die für die organische Bodensubstanz, für die partikuläre organische Substanz in der Lösung und für die DOM von sechs verschiedenen Standorten gleiche Verteilungskoeffizienten zu chlorierten

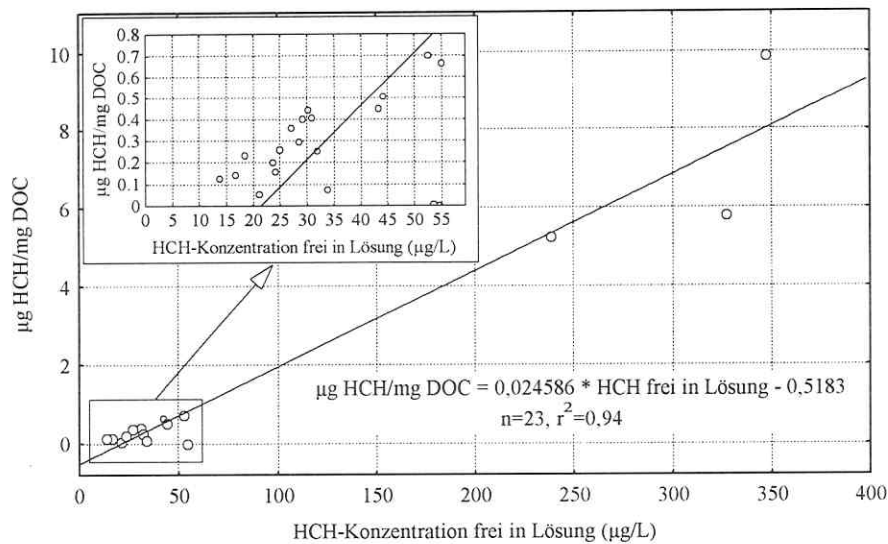


Abb. 42: Lineare Regression zwischen dem an die DOM gebundenen und dem frei im Wasser gelösten  $\beta$ -HCH zur Ermittlung des  $K_{DOC}$

Kohlenwasserstoffen fanden. Aus diesen Ausführungen wird die große Schwankungsbreite solcher Verteilungskoeffizienten in natürlichen Systemen deutlich. Dafür werden qualitative Unterschiede in der DOM, die zumeist durch die DOM-Quelle bedingt sind, verantwortlich gemacht (Morehead et al., 1986; Chiou et al., 1987; Raber und Kögel-Knabner, 1994).

Der hohe  $\log K_{DOC}$  kommt nicht nur durch die starke Kopplung des  $\beta$ -HCH an die DOM nach langer Trocknung und Wiederbefeuchtung zustande, denn die Regressionsgerade bietet auch eine sehr gute Anpassung für die Mehrzahl der Werte mit einer wesentlich geringeren Bindung von  $\beta$ -HCH je Masseinheit DOM (Abb. 42). Diese ausgeprägte Linearität über einen weiten Konzentrationsbereich ist ein Hinweis, daß es sich bei der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM hauptsächlich um einen Verteilungsprozeß handelt, der über hydrophobe Wechselwirkungen stattfindet (Chiou, 1989). Zusätzlich hebt Chiou (1989) hervor, daß dieser Prozeß keine Erscheinung ist, die sich an Oberflächen abspielt. Vielmehr handelt es sich um ein Eindringen in die organische Phase. Auch ist der vergleichsweise hohe  $K_{DOC}$  nicht methodisch bedingt. Die in den Trocknungsvarianten sehr hohen Gehalte an frei gelöstem  $\beta$ -HCH (Überschreitung der Wasserlöslichkeit; Tab. 20) zeigen, daß auch im Ultrafiltrat der Einfluß eines Lösungsvermittlers vorhanden ist. Bei den hohen  $\beta$ -HCH-Konzentrationen gelang keine vollständige Trennung von DOM-assoziierten und frei im Wasser gelösten  $\beta$ -HCH-Molekülen. Deshalb wird mit dieser Technik der an die DOM gekoppelte  $\beta$ -HCH-Anteil eher leicht unterschätzt als überschätzt.

Ohne Einbeziehung der sehr hohen Werte der Trocknungsvarianten (Ausschluß der Werte nach 30 und 60 Tagen Trocknung und der Wiederbefeuchtung) und ohne die sehr niedrige Assoziation von DOM und  $\beta$ -HCH nach 10 bzw. 30 Tagen Überstauung ist der  $\log K_{DOC}$  von 4,14 (Abb. 43) niedriger als bei Nutzung aller

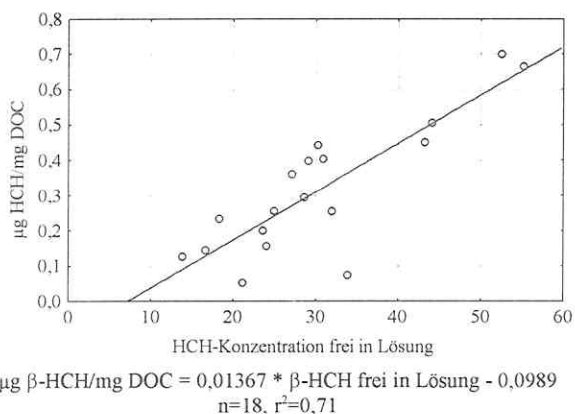


Abb. 43: Lineare Regression zwischen dem an die DOM gebundenen und dem frei gelösten  $\beta$ -HCH zur Ermittlung des  $K_{\text{DOC}}$  (ohne Trocknung nach 30 und 60 Tagen, ohne Überstauung nach 10 und 30 Tagen)

Wertepaare. Auch Maxin (1992) stellte eine geringere Kopplung von hydrophoben organischen Schadstoffen an die DOM eines feuchten im Vergleich zur DOM eines lufttrockenen Bodens fest. Sie folgert, daß nach Bodentrocknung mehr hydrophobe Substanzen in Lösung gehen als unter feuchten Bodenbedingungen. Nach den vorliegenden Ergebnissen ruft nicht der stärkere hydrophobe Charakter sondern der höhere Anteil aromatischer Strukturelemente die größere Affinität der DOM zu hydrophoben Schadstoffen ( $\beta$ -HCH) nach Trocknung hervor. Der etwas niedrigere  $\log K_{\text{DOC}}$

von 4,14 zeigt aber, daß auch ohne die Werte nach Trocknung eine hohe Affinität des  $\beta$ -HCH zur DOM besteht. Außer in der Kontrolle bei 4°C und nach Überstauung besitzt die DOM für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung eine entscheidende Bedeutung. Dies wird unterstrichen durch einen mit durchschnittlich 86 % hohen Anteil des  $\beta$ -Isomers am wasserlöslichen HCH bei ca. 66 % Anteil des  $\beta$ -Isomers am HCH-Gehalt des Bodens. Diese Verschiebung zugunsten des am schlechtesten wasserlöslichen Isomers fällt in der Kontrolle bei 4°C und nach Überstauung geringer aus.

Dieser niedrigere  $\log K_{\text{DOC}}$  ohne die Extremwerte (4,14) zeigt, daß Verteilungskoeffizienten zwischen der DOM und hydrophoben organischen Schadstoffen nicht nur in Abhängigkeit der DOM-Quelle (s. oben) variieren. Die DOM eines Standortes wird durch die unterschiedlichsten Standorteinflüsse in ihrer Menge und Qualität so verändert, daß sich ihre Bindungsfähigkeit für diese Schadstoffe verringern (Überstauung) oder erhöhen (Trocknung) kann. Trotzdem findet man in der Literatur verschiedene Regressionsmodelle zur Berechnung des  $K_{\text{DOC}}$  aus der Wasserlöslichkeit oder aus dem Oktanol/Wasserverteilungskoeffizienten ( $K_{\text{ow}}$ ). Diese ergeben folgende  $K_{\text{DOC}}$  für  $\beta$ -HCH ( $\log K_{\text{ow}} = 3,85$ ; Rippen, 1994;  $S = 0,688 \mu\text{M L}^{-1}$ ; Eichler, 1983):

- |   |                         |
|---|-------------------------|
| 1. Nach Landrum et al. (1987): $\log K_{\text{DOC}} = 0,72 * \log K_{\text{ow}} + 0,87$   | $K_{\text{DOC}} = 3,64$ |
| 2. Nach Chin und Weber (1989): $\log K_{\text{DOC}} = 0,82 * \log K_{\text{ow}} + 0,1923$ | $K_{\text{DOC}} = 3,35$ |
| 3. Nach Enfield et al. (1989): $\log K_{\text{DOC}} = 0,709 * \log K_{\text{ow}} + 0,748$ | $K_{\text{DOC}} = 3,48$ |
| 4. Nach Eadie et al. (1992): $\log K_{\text{DOC}} = 0,01 * \log S + 4,2$                  | $K_{\text{DOC}} = 4,20$ |
| 5. zit. in Kosian et al. (1995): $\log K_{\text{DOC}} = 0,938 * \log K_{\text{ow}} - 0,5$ | $K_{\text{DOC}} = 3,11$ |
| 6. Ding und Wu (1995): $\log K_{\text{DOC}} = 0,96 * \log K_{\text{ow}} - 0,51$           | $K_{\text{DOC}} = 3,19$ |

Der große Mangel dieser Regressionsgleichungen besteht darin, daß qualitative Unterschiede in der DOM nicht in die Berechnung des  $K_{\text{DOC}}$  eingehen können. Mit den vorliegenden Ergebnissen konnte aber gezeigt

werden, daß gerade die DOM-Qualität einen großen Einfluß auf die Höhe der Kopplung des hydrophoben organischen Schadstoffes an die DOM besitzt. Entscheidend für das Ausmaß der Assoziation von  $\beta$ -HCH und der DOM im Boden von Kel ist der Grad der Aromatizität der DOM. Auch Gauthier et al. (1987) betonen, daß sich die Affinität der DOM zu Pyren mit steigender Aromatizität erhöht. Bei Zhou et al. (1995) steigt der Koc-Wert (Verteilungskoeffizient zwischen Schadstoff und dem Boden, normiert auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff) für ein Pyrethroid von 405000 auf 816000 bei einer Zunahme der Aromatizität von 18 auf 38 %. Berücksichtigt man den großen Einfluß der DOM-Qualität, überrascht es nicht, daß die berechneten  $K_{\text{DOC}}$ -Werte für  $\beta$ -HCH nicht mit den gemessenen übereinstimmen. Sie sind zumeist wesentlich niedriger als die gemessenen Werte für die DOM von Kel.

Es wird die Schlußfolgerung von Chin und Gschwend (1992) unterstützt, daß eine Bestimmung der Affinität der DOM zu relevanten organischen Schadstoffen immer von Fall zu Fall erfolgen muß, um den Einfluß der DOM auf ihre Mobilität abzuschätzen. Dabei ist es notwendig, neben Standortunterschieden auch solche Differenzen in der DOM-Qualität zu beachten, die durch veränderte Umweltbedingungen ausgelöst werden können.

#### Andere HCH-Isomere:

Der Boden von Kel besitzt zwar sehr hohe Gehalte an wasserlöslichem  $\alpha$ -HCH (Tab. 21). Auch kommt es nach Überstauung des Bodens und nach Austrocknung zu einer signifikanten Steigerung der wasserlöslichen  $\alpha$ -HCH-Gehalte im Vergleich zu den Kontrollvarianten. Ein Einfluß der DOM war aber nicht feststellbar. So stimmt nach Überstauung die Dynamik der wasserlöslichen  $\alpha$ -HCH-Gehalte im Boden (Anstieg erst nach 30 Tagen Überstauung) nicht mit der Dynamik der DOC-Gehalte (Abb. 30a) überein. Die nur mäßige Übereinstimmung der Dynamik wasserlöslicher C- und  $\alpha$ -HCH-Gehalte nach Trockenheit (vgl. Abb. 30a und Abb. 41), fehlende korrelative Beziehungen zwischen beiden Parametern und fehlende Beziehungen zu den bestimmten qualitativen Eigenschaften der DOM dokumentieren, daß Mobilisierung von  $\alpha$ -HCH und DOM nicht miteinander verbunden sind. Unterstützt wird diese Annahme durch geringere Anteile des  $\alpha$ -Isomers am HCH-Gehalt des Wasserextraktes (14,5 %) im Vergleich zum HCH-Gehalt des Bodens (28,4 %). Wie schon aus den Kleinmonolithversuchen und den Profiluntersuchungen abgeleitet wurde, spielt das  $\gamma$ -HCH nur eine untergeordnete Rolle (Tab. 21). Ein Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von  $\gamma$ -HCH besteht nicht.

Tab. 21: Mittelwerte wasserlöslicher  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel in  $\mu\text{g kg}^{-1}$  Boden

	Ko-K	Ko-R	Ca	Gr	GrCa	Üb	Tr	Tr-Wie
$\alpha$ -HCH	37,314	42,707	33,970	26,812	30,299	83,619	118,018	178,933
$\gamma$ -HCH	0,570	0,490	0,803	0,746	0,637	0,977	0,863	0,977

#### 5.2.3.2 Standort Gre

Die in Gre vergleichsweise geringe Bodenkontamination mit HCH führt zu wesentlich niedrigeren wasserlöslichen HCH-Gehalten als in Kel (Tab. 22, Abb. 44). Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen



Varianten bestehen durch die sehr hohe Variabilität nicht (Abb. 44). Es deutet sich nur nach Graszufuhr (ähnlich wie in Kel) eine Erhöhung der wasserlöslichen  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH-Gehalte auf einem aber niedrigen Niveau an. Das Gras von Gre besitzt HCH-Gehalte von  $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$   $\alpha$ -HCH und  $1,17 \text{ mg kg}^{-1}$   $\beta$ -HCH. Im relativ gering kontaminierten Boden von Gre wirkt sich die mit dem Gras zugeführte HCH-Menge erhöhend auf die wasserlöslichen Gehalte aus.

Tab. 22: Mittelwerte wasserlöslicher  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Gre in  $\mu\text{g kg}^{-1}$  Boden

	Ko-K	Ko-R	Ca	Gr	GrCa	Üb	Tr	Tr-Wie
$\alpha$ -HCH	0,112	0,179	0,174	0,285	0,114	0,149	0,192	0,207
$\gamma$ -HCH	0,170	0,107	0,063	0,122	0,101	0,119	0,090	0,094

Auch in diesem Versuch besitzt das schlecht wasserlösliche  $\beta$ -Isomer unter den HCH-Isomeren die größte Mobilität. Die Wirkung des Lösungsvermittlers DOM führt zu einem größeren Anteil des  $\beta$ -Isomers am HCH-Gehalt des Wasserextraktes (77,5 %) als am HCH-Gehalt des Bodens (66,3 %). Gleichzeitig ist der wasserlösliche  $\beta$ -HCH-Anteil am  $\beta$ -HCH-Gehalt des Bodens in allen Varianten größer als der wasserlösliche  $\alpha$ -HCH-Anteil am  $\alpha$ -HCH-Gehalt des Bodens (Anh. C/21). Zusätzlich zu der hohen Variabilität der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und von Quantität und Qualität der DOM erschweren im vorliegenden Versuch die niedrigen  $\beta$ -HCH-Konzentrationen im Wasserextrakt ( $0,03$  bis  $0,69 \mu\text{g L}^{-1}$ ) das Erkennen bestehender Assoziationen zwischen  $\beta$ -HCH und der DOM. Aus diesem Grund war es mit der Ultrafiltration nicht möglich, frei gelöste Bestandteile von Molekülen abzutrennen, die an die DOM gekoppelt sind. Sorptionserscheinungen des  $\beta$ -HCH an der Versuchsapparatur lassen einen Mindestgehalt von  $5 \mu\text{g L}^{-1}$   $\beta$ -HCH (entspricht ca.  $29 \mu\text{g kg}^{-1}$  Boden) für eine erfolgreiche Trennung mit der verwendeten Methode als notwendig erscheinen.

Aufgrund der Ergebnisse beider Monolithversuche mit  $\beta$ -HCH-Konzentrationen bis über  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  wurden im vorliegenden Inkubationsversuch wesentlich höhere wasserlösliche  $\beta$ -HCH-Gehalte erwartet. Die  $\beta$ -HCH-Gehalte in den Wasserextrakten sind nur etwas niedriger als die  $\beta$ -HCH-Gehalte der Bodenperkolate der bearbeiteten Varianten im Monolithversuch zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung. Dort wurde vermutet, daß für die wesentlich niedrigere  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in

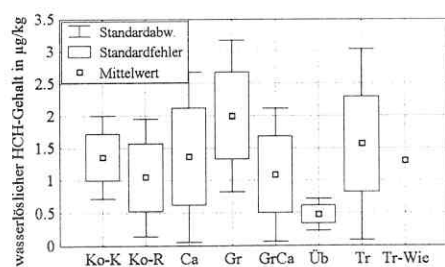


Abb. 44: Wasserlösliche  $\beta$ -HCH-Gehalte im Boden der Varianten von Gre

den bearbeiteten Varianten im Vergleich zu den unbearbeiteten Monolithen höhere Redoxpotentiale und eine stärkere Sorption von  $\beta$ -HCH an den Aggregatkernen verantwortlich sind. Im vorliegenden Versuch fehlt aber ein fördernder Einfluß niedriger Redoxpotentiale (Überstauung) auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Deshalb wird die stärkere Sorption von  $\beta$ -HCH nach Zerstörung der Bodenaggregate am Aggregatkern als Hauptursache für die niedrige  $\beta$ -HCH-Mobilisierung

im Inkubationsversuch und in den Bearbeitungsvarianten des Monolithversuches angesehen. Die Aggregatzerstörung ist im Inkubationsversuch wesentlich stärker als in den Bearbeitungsvarianten des Monolithversuches. Intensivere Kontakte der Bodenlösung mit dem Aggregatkern sind daher im Inkubationsversuch möglich. Daraus folgt eine stärkere Adsorption von frei gelöstem und mit der DOM assoziiertem  $\beta$ -HCH. Deshalb überraschen die etwas niedrigeren  $\beta$ -HCH-Konzentrationen im Inkubationsversuch im Vergleich zu den Bearbeitungsvarianten des Monolithversuches nicht. Diese starke Adsorption von  $\beta$ -HCH in Gre wird auch als die entscheidende Ursache angesehen, daß es hier nach Trocknung und nach anschließender Wiederbefeuchtung nicht zu einer Mobilisierung von  $\beta$ -HCH wie in Kel kommt. Die Fluoreszenzspektren (Abschn. 5.2.1.5) lassen auch in Gre einen ähnlichen Zuwachs aromatischer Bestandteile an der DOM wie in Kel erkennen.

Wirkungen der DOM auf die  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH-Mobilisierung sind anhand der bestimmten Parameter nicht sichtbar.

### 5.2.3.3 Zusammenfassung zum Einfluß der DOM auf die HCH-Mobilisierung im Inkubationsversuch

Der Inkubationsversuch bestätigt die aus den vorangegangenen Versuchen abgeleitete sehr große Mobilität von  $\beta$ -HCH in Kel, während in Gre in allen Varianten nur geringe wasserlösliche  $\beta$ -HCH-Gehalte mit diesem Versuch nachweisbar waren. Die anderen HCH-Isomere spielen im Vergleich zu  $\beta$ -HCH nur eine untergeordnete Rolle. Nach Austrocknung des Bodens kommt es in Kel zu einer sehr starken  $\beta$ -HCH-Mobilisierung auf 4,37 mg wasserlösliches  $\beta$ -HCH  $\text{kg}^{-1}$  Boden, die bei einer anschließenden Wiederbefeuchtung des Bodens noch weiter auf 5,41 mg wasserlösliches  $\beta$ -HCH  $\text{kg}^{-1}$  ansteigt. Dies sind bereits ca. 2,4 % des Gesamtgehaltes an  $\beta$ -HCH im Boden. Für diese starke  $\beta$ -HCH-Mobilisierung wurde zweifelsfrei die DOM als Ursache erkannt. Es werden maximal 9,9  $\mu\text{g}$   $\beta$ -HCH von einem mg DOC gebunden. Dies entspricht ca. 63 % des wasserlöslichen  $\beta$ -HCH. Als Hauptursache für die sehr starke  $\beta$ -HCH-Mobilisierung wurde mit Hilfe der Synchronfluoreszenzspektren der Anstieg aromatischer, huminsäureähnlicher Strukturelemente an der DOM mit zunehmender Trockenheit erkannt. Daneben spielen für den nochmaligen Zuwachs in der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach Wiederbefeuchtung von trockenem Boden steigende HoS- und fulvische Anteile an der DOM eine wichtige Rolle. Ein sehr großer Linearbereich bei der Bestimmung des  $K_{\text{DOC}}$  im Boden von Kel weist darauf hin, daß die Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM ein Verteilungsprozeß ist, der über hydrophobe Wechselwirkungen stattfindet.

Der bestimmte Verteilungskoeffizient  $K_{\text{DOC}}$  für  $\beta$ -HCH in Kel liegt mit 4,39 wesentlich höher, als es die Wasserlöslichkeit von  $\beta$ -HCH vermuten läßt. Dies verdeutlicht den großen Einfluß der DOM-Qualität auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Deshalb muß der in der Literatur oft beschriebene Weg abgelehnt werden, die Bindungsfähigkeit der DOM für hydrophobe organische Schadstoffe mit Regressionen unter Nutzung von substanzspezifischen Eigenschaften zu ermitteln. Die Untersuchungen zeigten, daß für die qualitativen Unterschiede in der DOM neben dem Standort hauptsächlich veränderte Umweltbedingungen bedeutsam sind.

Die geringere Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM in Kel bei tiefen Temperaturen (4°C) im Vergleich zu den anderen Varianten (25°C) ist verbunden mit einem weniger hydrophoben Charakter der DOM in dieser Variante und verdeutlicht die Bedeutung der DOM-Qualität für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Eine weitere Verstärkung dieses hydrophoben Charakters nach Kalkung und der Kombination von Graszufuhr und Kalkung in Kel verbessert aber nicht die Bindungsfähigkeit der DOM für  $\beta$ -HCH. So haben in beiden Böden diese Bewirtschaftungsmaßnahmen trotz steigender DOC-Gehalte in Kel keine Auswirkungen auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Nach Überstauung kommt es in Kel bei leicht steigenden wasserlöslichen  $\beta$ -HCH-Gehalten im Boden zu einer Aufhebung der Kopplung von DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Neben dem großen DOM-Einfluß auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach Trockenheit in Kel zeigen höhere Anteile des  $\beta$ -Isomers am wasserlöslichen HCH-Gehalt als am HCH-Gehalt des Bodens außer nach Überstauung in Kel die Bedeutung der DOM für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in beiden Böden.

### 5.3 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse des Monolith- und Inkubationsversuches und ihre ökologische Relevanz

Ziel der beiden Versuche war, den Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung aufzudecken und die Bedingungen zu ermitteln, unter denen mit einer DOM-induzierten Erhöhung der Schadstoffmobilisierung zu rechnen ist. Während im Monolithversuch die Untersuchung der Auswirkungen eines Grünlandumbruches und einer damit kombinierten Kalkung unter naturnahen Bedingungen im Mittelpunkt stand, galt es im Inkubationsversuch mögliche maximale Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen zu erfassen. Dabei wurden mit Überstauung und Bodenaustrocknung zwei extreme Umweltbedingungen geprüft, die für Auenböden Relevanz besitzen. Überschwemmungsereignisse und hohe Grundwasserstände sowie Austrocknungsperioden im Sommer sind für diese Böden charakteristisch.

Die durchgeführten Versuche zeigen deutlich, daß Trockenperioden zur Verstärkung der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden führen. Entscheidend ist die Dauer der Bodenaustrocknung. Qualitative Untersuchungen an der DOM unterstützen die Hypothese, daß diese verstärkte DOM-Freisetzung das Ergebnis mikrobiell produzierter und in Trockenperioden nicht abtransportierter organischer Verbindungen und abgestorbener Mikroorganismen ist. Die größere Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen in Gre gegenüber von Kel führt zu einem größeren Anstieg der DOC-Gehalte im Boden von Gre. Unter natürlichen Fließbedingungen (Monolithversuch) tragen aber in Gre stärker als in Kel Adsorptionsprozesse zur Abpufferung der ansteigenden DOC-Gehalte bei. Durch Bodenaustrocknung und durch die nach Trocknung folgende Wiederbefeuchtung kommt es in beiden Böden zu einem Anstieg aromatischer Strukturelemente an der DOM. Diese qualitativen Veränderungen werden neben der Steigerung der DOM-Freisetzung als entscheidend dafür angesehen, daß es durch lange Trockenheit zu einer sehr starken DOM-induzierten  $\beta$ -HCH-Mobilisierung im Boden von Kel kommt. Diese Folge von Trockenperioden wird als das größte ökologische Problem angesehen, das in den untersuchten Böden auftreten kann. Sehr große  $\beta$ -HCH-Frachten können bei Starkniederschlägen nach langen Trockenperioden mit dem Sickerwasser oder durch Oberflächenabfluß in aquatische Teile des Ökosystems gelangen.

Berücksichtigt man den im Abschn. 4.1.1 aufgezeigten möglichen jährlichen DOM-Austrag aus der oberen Bodenschicht von Kel mit ca.  $64 \text{ kg C ha}^{-1}$  und eine mögliche Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM von  $0,423 \text{ g kg}^{-1} \text{ DOC}$  unter normalen Bodenfeuchteverhältnissen, läßt sich ein jährlicher Austrag von  $27 \text{ g } \beta\text{-HCH ha}^{-1}$  berechnen. Dieser jährliche Austrag kann sich auf  $634 \text{ g } \beta\text{-HCH ha}^{-1}$  erhöhen, wenn die maximal mögliche Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM ( $9,9 \text{ g kg}^{-1} \text{ DOC}$ ) zugrunde gelegt wird. Dabei lassen vergleichbare Ergebnisse von Kleinmonolithexperiment und Inkubationsversuch zum Einfluß der Trocknung auf die DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung den Schluß zu, daß auch unter Freilandbedingungen nach langen Trockenperioden mit einer sehr starken  $\beta$ -HCH-Mobilisierung zu rechnen ist. Zudem dokumentiert die Tiefenverteilung von  $\beta$ -HCH in den untersuchten Bodenprofilen stattfindende Verlagerungsprozesse (Abschn. 2.2.3, 4.4.2.2). Somit stellen die in den Böden der Muldeaeu lagernden Mengen an  $\beta$ -HCH (in Kel  $60,25 \text{ kg } \beta\text{-HCH je ha}$ ) auf lange Sicht eine ständige Gefahr für das Grundwasser dar.

Eine im Vergleich zur  $\beta$ -HCH-Mobilisierung geringere ökologische Relevanz hat die mit Trockenheit steigende DOM-Freisetzung durch eine mit ihr verknüpfte Mobilisierung von Cu, Fe und z.T. Hg im Boden von Kel sowie von Cu, Mn und Al in Gre.

Diskrepanzen ergeben sich in der Einschätzung der Mobilität von  $\beta$ -HCH im Boden von Gre bei einem Vergleich der Ergebnisse von Monolith- und Inkubationsversuch. Beide Versuche belegen zunächst einen Einfluß der DOM auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Sie zeigen, daß in Gre vor allem unter natürlichen Fließbedingungen durch ein intaktes Porensystem und bei hohen Wassergehalten mit einer sehr großen Mobilisierung von  $\beta$ -HCH gerechnet werden muß. Die Mobilisierung erreicht eine dem Boden von Kel ähnelnde Höhe, obwohl die Bodenkontamination wesentlich geringer ist als in Kel und der Boden eine hohe Adsorptionsfähigkeit für  $\beta$ -HCH und die DOM aufweist. Die festgestellte geringe Mobilisierung von  $\beta$ -HCH nach Bodenbearbeitung und in allen Varianten des Inkubationsversuches beruht wahrscheinlich auf verstärkt ablaufenden Adsorptionsprozessen nach der Zerstörung von Bodenaggregaten, in deren Folge Adsorptionsplätze für  $\beta$ -HCH und die DOM am Aggregatkern zugänglich werden. Aus ökologischer Sicht bedeutet dies, daß in Gre nach allen Maßnahmen, die zur Aggregatzerstörung führen, mit einer Verringerung der sonst hohen  $\beta$ -HCH-Mobilität gerechnet werden kann. Im Boden von Kel sind die  $\beta$ -HCH-Konzentrationen für einen deutlichen Einfluß der Adsorption zu hoch. Auch besitzt dieser Boden eine geringere Adsorptionskapazität als Gre. In Kel gelingt es deshalb mit beiden Versuchsansätzen, die große Mobilität von  $\beta$ -HCH zu erfassen. Dagegen kann in Gre die hohe  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nur bei Versuchsbedingungen erkannt werden, die natürliche Fließbedingungen im Boden gestatten. Dies zeigt den großen Wert der durchgeführten Kleinmonolithversuche. Gleichzeitig wird deutlich, daß die vorgestellten Adsorptionsphänomene die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in Gre wesentlich stärker bestimmen als die Wirkung der DOM. Die mit dem Inkubationsversuch ermittelte niedrige Mobilität von  $\beta$ -HCH in Gre muß als Artefakt betrachtet werden. Die Möglichkeit solcher Artefaktbildungen sollte bei der Interpretation von Batchversuchen oder bei Säulenexperimenten mit geschütteten Proben immer in Betracht gezogen werden.

Überstauung des Bodens zieht in beiden Böden eine starke Erhöhung der DOM-Freisetzung nach sich. Diese Wirkung besitzt ökologische Relevanz, denn mit der Verstärkung der DOM-Freisetzung ist eine Mobilisierung solcher Schwermetalle und As verbunden, die mit der DOM Komplexe bilden können. Hervorzuheben sind Fe, Mn (nur Gre), Pb (nur Kel), As und Cr. Bei Cu und Hg führt die Überstauung nur anfänglich zu ihrer Mobilisierung, denn im weiteren Verlauf kommt es durch Bildung schwer löslicher anorganischer Verbindungen (Sulfide) zu ihrer Immobilisierung. Die verstärkte Schwermetallmobilisierung nach Überstauung wird neben direkten Wirkungen des Redoxpotentials und des pH-Wertes durch eine Zunahme der zur Verfügung stehenden Komplexbildner verursacht. Die Auswirkungen der Überstauung sind in dem Boden am größten, wo es zum größten Abfall des Redoxpotentials kommt und wo deshalb die stärkste Förderung der DOM-Freisetzung stattfindet (Kel).

Sind die Auswirkungen der Überstauung auf die Schwermetallmobilisierung aus hochkontaminierten Böden bezüglich einer möglichen Grundwassergefährdung als ökologisch sehr bedenklich einzustufen, ergibt sich bei den Einflüssen der Überstauung auf die HCH-Mobilisierung ein günstigeres Bild. Anaerobe Bodenbedingungen führen neben dem beschleunigten HCH-Abbau im Boden nicht zu der starken Mobilisierung und Grundwassergefährdung, wie man es nach der enormen Steigerung der DOM-Freisetzung erwartet hätte. Es kann deshalb nicht von einer DOM-induzierten Erhöhung der HCH-Mobilisierung ausgegangen werden. Vielmehr kommt es durch die anaeroben Bodenverhältnisse und qualitative Veränderungen an der DOM (Verringerung aromatischer Strukturelemente) zu einer Aufhebung der Kopplung von  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung.

Die organische Bodensubstanz von Kel ist im Vergleich zu Gre durch einen geringeren Zersetzungsgrad und eine geringere Abbauleistung der Mikroflora gekennzeichnet. Ursache ist die Hemmung des Stoffabbaus in Kel durch die starke Schadstoffkontamination. Deshalb besitzen verbesserte Umweltbedingungen (Kalkung, Graszufuhr, Durchlüftung, Temperaturerhöhung von 4 auf 25°C) vor allem in Kel Auswirkungen auf Menge und Qualität der DOM. So verändert sich in Kel im Inkubationsversuch nach Temperaturerhöhung die qualitative Zusammensetzung der DOM zugunsten fulvischer Bestandteile und HoS. Dies zieht eine verstärkte Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM nach sich und führt zu einer Steigerung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Der Inkubationsversuch zeigt, daß neben der stärkeren DOM-Freisetzung in Kel als in Gre qualitative Unterschiede zwischen der DOM in Kel und Gre bestehen. Aus diesen qualitativen Unterschieden zwischen der DOM in Gre und Kel (DOM in Gre stärker mikrobiell verändert, höhere fulvische Anteile und eine größere Anzahl an funktionellen Gruppen als in Kel) kann aber zu diesem Zeitpunkt kein stärkerer Einfluß der DOM in Gre im Vergleich zu Kel auf die Schadstoffmobilisierung abgeleitet werden.

Nur geringe Auswirkungen eines Grünlandumbruches (bei Zufuhr der Vegetationsreste) und seiner Kombination mit Kalkung auf die DOM und auf Schwermetalle sowie HCH in Kel und Gre zeigt der Monolithversuch an. Dies wird durch den Inkubationsversuch in Gre bestätigt, so daß derartige Bewirtschaftungsmaßnahmen für die Schadstoffmobilisierung im Boden von Gre als unbedenklich eingeschätzt werden können. Im Boden

von Kel muß aber anhand des Inkubationsversuches eine verstärkte DOM-Freisetzung nach Kalkung und Graszufuhr betont werden, die besonders groß bei Kombination beider Maßnahmen ist. Zusätzlich kommt es zu qualitativen Verschiebungen zugunsten hydrophober DOM-Bestandteile. Diese quantitativen und qualitativen Veränderungen führen aber nicht zu einer verstärkten Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM und damit nicht zu einer Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung.

Fehlende Wirkungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Fraktion der HiS und auf niedermolekulare DOM-Bestandteile werden als Ursache für eine fehlende DOM-induzierte Erhöhung der Mobilisierung der meisten Schwermetalle angesehen. Für die verstärkte Hg-Mobilisierung nach den geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen ist neben den steigenden DOC-Gehalten hauptsächlich der größere Anteil fulvischer Elemente an der DOM nach Kalkung und nach ihrer Kombination mit Graszufuhr (zusätzlich höherer Anteil an HoS) verantwortlich. Diese Bestandteile werden aber im Boden bevorzugt sorbiert (Yavitt und Fahey, 1985; David et al., 1989; Jardine et al., 1989; Guggenberger, 1992; McCarthy et al., 1993; Zech et al., 1993). Auch kommt es zu Adsorptionsprozessen von DOM und Schadstoffen in der unbearbeiteten Bodenschicht, die zwar die stattfindenden Umsetzungsprozesse in der bearbeiteten Bodenschicht während des Monolithversuches maskieren, aber unter natürlichen Bedingungen eine große Bedeutung besitzen. Deshalb sind in Kel die Auswirkungen der geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Erhöhung der Schadstoffmobilisierung eher unbedeutend. Aus diesem Grund zieht ihre Anwendung zur Verbesserung der Pflanzenbestände und für eine in Situ Sanierung des Bodens keine Grundwassergefährdung durch die untersuchten Schadstoffe nach sich. Die Einbeziehung der Nährstoffe verändert dieses Bild, sollte aber nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit sein.

## 6 Saisonale Dynamik der DOM-Freisetzung und ihr Einfluß auf die Schadstoffmobilisierung

In diesem Abschnitt steht die Aufdeckung von Gesetzmäßigkeiten in der saisonalen Dynamik der DOM-Freisetzung und ihres Einflusses auf die Schadstoffmobilität im Mittelpunkt. Dabei wird ein Schwerpunkt die Überprüfung des in den vorhergehenden Versuchen erkannten, umgekehrt proportionalen Zusammenhanges zwischen der Bodenfeuchte und der DOM-Freisetzung und einer aus der steigenden DOM-Freisetzung resultierenden verstärkten Mobilisierung von  $\beta$ -HCH und einiger Schwermetalle unter Freilandbedingungen sein.

### 6.1 DOM-Freisetzung

Der Charakterisierung und Diskussion der saisonalen Dynamik der DOM-Freisetzung wird eine Vorstellung der Jahresmittelwerte der DOC-Konzentration (berechnet aus 12 Monatswerten) und ihrer Schwankungsbreite im Verlauf eines Jahres vorangestellt. Dies dient der Charakterisierung der Höhe der DOM-Freisetzung und einem Vergleich der Ergebnisse mit denen der Monolithversuche (Abschn. 4.1).

### 6.1.1 Jahresmittelwerte

#### Muldeae:

Auffällig ist das sehr hohe Niveau der DOC-Konzentration bei der gleichzeitig größten Schwankungsbreite in den Bodensättigungsextrakten von Bob (Abb. 45). Dieser wesentlich höhere Mittelwert im Vergleich zu den anderen Standorten der Muldeae und der Dübener Heide überrascht, denn im Monolithversuch wurden für die Standorte Bob, Kel und Spi/sandig ähnliche DOC-Konzentrationen ermittelt (Abb. 6 und Abb. 45). Zusätzlich demonstrieren die in Gre vergleichsweise hohen und in Spi/sandig niedrigen DOC-Konzentration Unterschiede in den DOC-Mittelwerten zwischen Monolith- und Batchversuch. Dies verdeutlicht die große Bedeutung der verwendeten Methode für die Erfassung der DOM-Freisetzung (Abschn. 6.4). Mit ca. 25 mg C L<sup>-1</sup> besitzt der Boden von Spi/schluffig wie im Monolithversuch die niedrigste durchschnittliche DOC-Konzentration.

In den Bodenextrakten weisen besonders die Standorte mit einer hohen Biomasse bei einem gleichzeitig hohen Anteil der Bakterien (Gre und Bob) wesentlich höhere DOC-Konzentrationen als im Monolithversuch auf (Tab. 4, Abb. 6 und Abb. 45). Die eigenen Ergebnisse im Monolithversuch und Literaturangaben belegen aber, daß hauptsächlich Pilze für die DOM-Freisetzung verantwortlich sind. Nun beruhen die hohen Mittelwerte vor allem auf sehr großen Spitzenwerten (hohe Standardabweichung; Abb. 45). Wahrscheinlich werden mit Hilfe der vorgenommenen Extraktion bei entsprechend günstigen Bedingungen für die Mikroorganismen eine große Anzahl bakterieller Stoffwechselprodukte mit erfaßt, die im Monolithversuch bereits wieder abgebaut werden, bevor sie meßbar ins Bodenperkolat übergehen. Aus diesem Grund überraschen die niedrigen DOC-Konzentrationen in Spi/sandig und Spi/schluffig nicht, denn beide Böden besitzen nur geringe mikrobielle Biomassen bei einem niedrigen Anteil der Bakterien vor allem in Spi/schluffig (Tab. 4).

Der von Schlinkert (1992) ermittelte Zusammenhang zwischen mittlerem DOC-Gehalt in der Bodenlösung und C<sub>org</sub>-Gehalt des Bodens kann nicht bestätigt werden. Es besteht nur eine korrelative Beziehung zwischen dem Gehalt des Bodens an heißwasserlöslichem Kohlenstoff und dem mittleren DOC-Gehalt im Boden ( $r=0,8$ ,  $n=9$ ,  $\alpha<0,05$ ). Dies unterstreicht die wesentlich stärkere Abhängigkeit der DOM-Freisetzung vom Zustand der

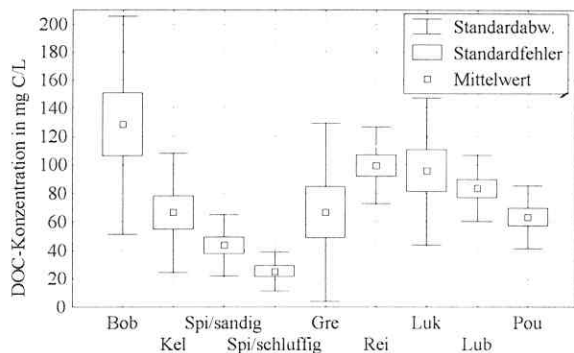


Abb. 45: DOC-Gehalte in den Bodensättigungsextrakten der Standorte der Muldeae und der Dübener Heide

organischen Substanz als von der Menge und hebt die besondere Bedeutung wenig abgebauter organischer Substanz für die DOM-Freisetzung hervor (Abschn. 4.1.2.1). In der Literatur schwanken die Angaben über die Höhe der DOC-Konzentration in der Bodenlösung der Oberböden in einem weiten Bereich (<10...700 mg C L<sup>-1</sup>; Nätcher, 1987; Schlinkert, 1992; Falkengren-Grerup und Tyler, 1993).

Dabei wurde die Bodenlösung mit unterschiedlichen Methoden gewonnen. Im Zusammenhang mit den Differenzen bei den eigenen Untersuchungen zwischen Monolith- und Batchversuch verdeutlichen diese Werte neben der sehr großen Variabilität der DOM-Freisetzung, die Schwierigkeiten eines Vergleiches von Ergebnissen, die mit verschiedenen Methoden erzielt werden.

#### Dübener Heide:

In der Dübener Heide (außer Pou) verfügen die Bodenextrakte zumeist über höhere DOC-Konzentrationen als in der Muldeue (Abb. 45). Nur die hohen durchschnittlichen Gehalte von Bob können nicht erreicht werden. In der Literatur berichten eine Reihe von Autoren, daß die Perkolate organischer Auflagen die höchsten DOC-Konzentrationen besitzen (Cronan, 1985; Cronan und Aiken, 1985; McDowell und Likens, 1988; Moore und Jackson, 1989; Qualls et al., 1991; Guggenberger, 1992). Die im Sättigungsextrakt im Vergleich zum Monolithversuch höheren DOC-Konzentrationen sind die Folge von fehlenden Adsorptionsvorgängen im B-Horizont. Dieser wurde nicht in die Probenahme einbezogen, denn die DOM-Freisetzung und nicht die Adsorption stand im Mittelpunkt des Interesses. Im vorliegenden Versuch wird das Ergebnis des Kleinmonolithversuches über die signifikant höhere DOM-Freisetzung von Rei im Vergleich zu Pou bestätigt (Abb. 45). Somit spiegelt sich auch in diesem Versuch der Immissionseinfluß auf die Höhe der DOM-Freisetzung wider.

#### 6.1.2 Saisonale Dynamik

Die Dynamik der DOC-Konzentration in der Bodenlösung der untersuchten Standorte der Muldeue und der Dübener Heide war 1994/95 zumeist von zwei ausgeprägten Maxima geprägt (Abb. 46/47). Das erste Maximum lag in den meisten Fällen im Sommer und das zweite Maximum im Herbst. Auffallend ist, daß in Bob, Gre und Pou das erste Maximum im Juli zu verzeichnen war, während in Kel und Spi/sandig dieses Maximum erst im August beobachtet werden konnte. Nur geringen Schwankungen ist die DOC-Konzentration in Spi/schluffig unterworfen.

Der Peak in der DOC-Konzentration im Sommer wird auf die erhöhte mikrobielle Abbauleistung infolge der

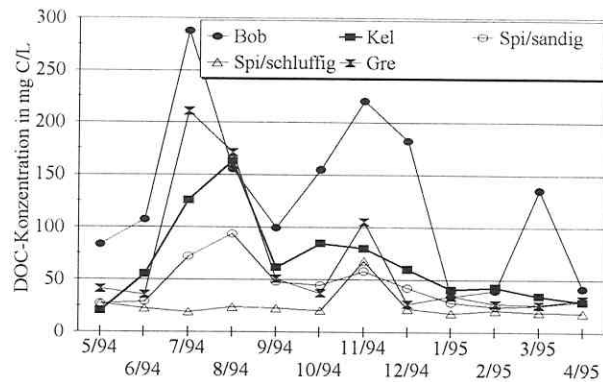


Abb. 46: Dynamik der DOC-Konzentration in den Bodenextrakten der Muldeue von Mai 1994 bis April 1995

optimalen Temperaturbedingungen zurückgeführt. Der verstärkte Abbau von organischer Substanz zieht auch die verstärkte Bildung wasserlöslicher organischer Verbindungen nach sich. Sehr hohe Lufttemperaturen herrschten vor allem im Zeitraum kurz vor der Probenahme Anfang Juli und über einen längeren Zeitraum vor der Probenahme im August (Anh. C/22). Diese hohen Lufttemperaturen wurden von einer



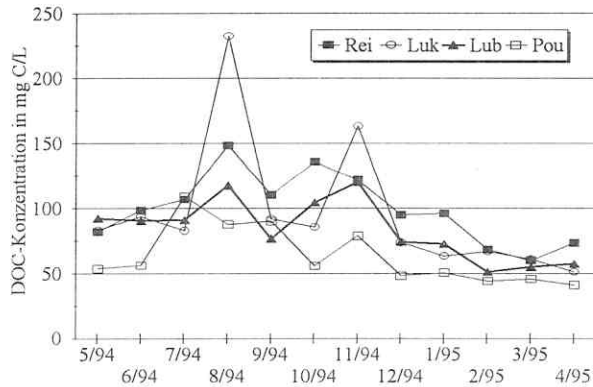


Abb. 47: Dynamik der DOC-Konzentration in den Bodenextrakten der Dübener Heide von Mai 1994 bis April 1995

geringen Niederschlagsmenge begleitet (Anh. C/23-27). Die Bodenfeuchte sank deshalb bis zum August kontinuierlich ab (Abb. 48, Anh. C/Tab. 20) und wird von einem Anstieg der DOC-Konzentration im Bodensättigungsextrakt begleitet (Abb. 48). Dieser Anstieg der DOC-Konzentration bei trockenen Boden ist wahrscheinlich noch größer, als mit dem Sättigungsextrakt nachweisbar. So muß bei trockenem im Vergleich zu feuchten

Boden natürlich mehr Wasser bis zum Erreichen des Sättigungspunktes zugegeben werden. Dies hat einen Verdünnungseffekt zur Folge. Der große Einfluß des Boden/Wasserverhältnisses auf die ermittelten DOC-Gehalte (Abschn. 4.2) macht aber eine Rückrechnung der DOC-Konzentration im Bodensättigungsextrakt auf den Ausgangswassergehalt des Bodens unmöglich. Mit dem Sättigungsextrakt, als eine Annäherung an die natürliche Bodenlösung, wird der Einfluß des Boden/Wasserverhältnisses auf den Jahresgang der ermittelten DOC-Gehalte in der flüssigen Phase ausgeschaltet. Es konnte für die Böden mit ausgeprägtem Peak der DOC-Konzentration im Sommer ein korrelativer negativer Zusammenhang zwischen der DOC-Konzentration im Bodensättigungsextrakt und der Bodenfeuchte ermittelt werden ( $n=12$ ):

- Bob:  $-0,63$  ( $\alpha < 0,05$ )
- Kel:  $-0,24$  (diese nur geringe Abhängigkeit beruht auf Unterschieden in den beprobten Teilflächen in ihrer Bodenfeuchte, s. Abschn. 3.4;  $r = -0,9$  bei Einbeziehung der Werte von Mai bis Oktober 1994)
- Spi/sandig:  $-0,63$  ( $\alpha < 0,05$ )
- Gre:  $-0,82$  ( $\alpha < 0,01$ )
- Rei:  $-0,48$  ( $\alpha < 0,1$ )
- Luk:  $-0,60$  ( $\alpha < 0,05$ )
- Lub:  $-0,57$  ( $\alpha < 0,1$ )
- Pou:  $-0,79$  ( $\alpha < 0,01$ )

Somit wird auch im Freiland der im Monolith- und Inkubationsversuch gefundene negative Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und DOM-Freisetzung bestätigt (Ursachen s. Abschn. 4.1.1, 4.1.2.5, 5.2.1). Wichtig ist darauf hinzuweisen, daß für die Höhe des Anstieges der DOC-Konzentration die Dauer der Bodenaustrocknung und die Abbauleistung der Mikroorganismen wichtige Größen sind (vgl. Abschn. 5.2.1). In der Muldeau ist in Bob und Gre aufgrund der hohen Abbauleistung der Mikroorganismen (hohe Biomasse und hoher Anteil der Bakterien; enge C/N-Verhältnisse im Boden; Tab. 4) der Anstieg in der DOC-Konzentration besonders hoch und findet zeitlich etwas eher statt als in Kel und Spi/sandig (Abb. 46). In Kel korrespondiert der höhere Anstieg als in Spi/sandig mit einer wesentlich höheren Biomasse (Tab. 4). In Spi/schluffig könnte die niedrige Biomasse bei erhöhtem Anteil an Pilzen verantwortlich sein, daß es im Sommer nicht zum Anstieg der DOM-Freisetzung kommt.

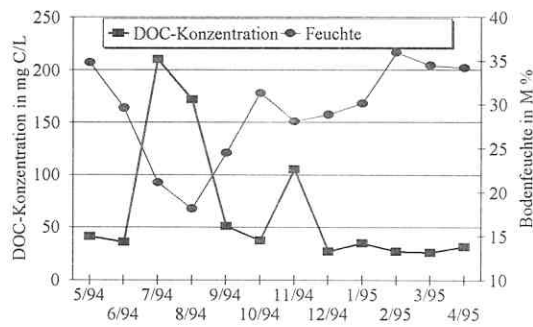


Abb. 48: Zusammenhang zwischen der DOC-Konzentration im Bodensättigungsextrakt und der Bodenfeuchte im Verlauf eines Jahres beispielhaft dargestellt für den Standort Gre

In den Waldstandorten der Dübener Heide sind die Anstiege der DOC-Konzentration in der Regel geringer als in der Mulde (Abb. 47). Eine Ausnahme bildet der Standort Luk, wo es im August zu einem enormen Anstieg der DOC-Konzentration im Bodenextrakt kommt. Er wird von einer starken Erhöhung der Nitratkonzentrationen (von 13 auf 41 mg L<sup>-1</sup>) begleitet. Die starke Stickstoffmobilisierung kann eine Hemmung des Ligninabbaus auslösen, wodurch der Anteil wenig abgebauter aber wasserlöslicher Ligninabbauprodukte erhöht wird (Guggenberger, 1992). Dies zieht eine Erhöhung der DOC-Gehalte nach sich und führt in Kombination mit der Wirkung der Trockenperiode im Sommer zu dem starken Anstieg der DOM-Freisetzung in Luk.

Die dargestellten Ergebnisse einer erhöhten DOM-Freisetzung im Sommer werden durch Befunde von Cronan und Aiken (1985), Dalva und Moore (1991), Guggenberger (1992), Guggenberger und Zech (1994) sowie Federer und Sticher (1994) bestätigt. Liechty et al. (1995) ermittelten für einen Temperaturanstieg in der Vegetationsperiode von 2,1°C in der Humusaufgabe einen Anstieg der DOC-Konzentration in der Bodenlösung der Humusaufgabe von Waldböden von 3,7 mg L<sup>-1</sup>. Allerdings können nicht alle Autoren diesen Trend nachvollziehen. So berichten Seto und Yanagiya (1983) sowie Vance und David (1991) über die Unabhängigkeit der DOC-Konzentration vom Temperaturverlauf im Jahr. Kramer et al. (1990) bezeichnen den Temperatureffekt auf die DOC-Konzentration als klein, da die Zersetzungsrate der DOM genauso wie die DOM-Bildung bei erhöhter Temperatur steigt. Schlinkert (1992) berichtet von einem Maximum der DOC-Konzentration im Sättigungsextrakt im späten Frühjahr.

Das zweite Maximum in der DOC-Konzentration im Spätherbst tritt außer in Kel und Rei in allen Böden auf und ist wiederum besonders deutlich in Bob und Luk ausgeprägt (Abb. 46, 47). Für dieses Maximum ist wahrscheinlich das große Angebot an wenig zersetzter organischer Substanz infolge abgestorbener ober- und unterirdischer Pflanzenteile nach Beendigung der Vegetationsperiode verantwortlich. Gleichzeitig kann ein Einfluß der aktuellen Witterung vermutet werden, denn der Probenahme Anfang November ging eine lange Periode mit nur geringen Niederschlägen und mit für die Jahreszeit noch einmal recht hohen Temperaturen (Tagesmitteltemperatur von teilweise 15°C; Anh. C/22-27) auf allen Standorten voraus. So zeigt sich auch am Maximum im Herbst die Bedeutung von Trockenperioden für die DOM-Freisetzung. In der Bodenfeuchte deutet sich dies nur an, da die Temperaturen und die geringere Evapotranspiration im Vergleich zum Sommer keine große Bodenaustrocknung zuließen. In Lub ist zusätzlich die Wirkung des Laubfalls, die sich bereits Anfang Oktober andeutet, naheliegend. Von einer Reihe Autoren wird der Peak in der DOM-Freisetzung im Herbst bestätigt

und mit der Zunahme des Angebotes an wenig zersetztem Pflanzenmaterial erklärt (Campbell et al., 1989; Prietzel et al., 1989; Brahmer, 1990; Grieve, 1990; Schlinkert, 1992).

Ein dritter Peak in der DOC-Konzentration wurde nur im Boden von Bob im März 1995 beobachtet (Abb. 46). Dieser Peak ist mit leicht erhöhten Nitratgehalten (ca. 5 mg L<sup>-1</sup> im Vergleich zu durchschnittlich 1 mg L<sup>-1</sup>) verbunden, so daß eine Anbindung der erhöhten DOM-Freisetzung an einen kurzfristigen lokalen Mineralisierungsschub vermutet wird.

Es kann gefolgert werden, daß für die saisonale Dynamik der DOM-Freisetzung jahreszeitliche Einflüsse, die aktuelle Witterung und die Standortbedingungen verantwortlich sind. Anstiege der DOC-Konzentration im Sommer hängen außer von der temperaturbedingten höheren mikrobiellen Abbauleistung von Dauer und Intensität der Bodenaustrocknung (Temperaturen und Regenmenge) sowie von der Abbauleistung der Mikroorganismen und damit von Menge und Zustand der organischen Bodensubstanz ab. Hohe Biomassen mit einem hohen Anteil der Bakterien an der Mikroflora (Bob, Gre), die einen hohen Abbaugrad der organischen Bodensubstanz hervorrufen, können besonders große Anstiege in der DOM-Freisetzung auslösen. Ausgeprägte jahreszeitliche Schwankungen mit einer großen Amplitude sind die Folge. Die Erhöhung der DOC-Gehalte im Sommer ist in den Waldböden der Dübener Heide weniger stark als in der Mulde ausgeprägt. Dafür wird als eine Ursache die kontinuierliche Streuzersetzung und Nachlieferung von gelösten organischen Substanzen unter der ganzjährig vorhandenen Streuauflage vermutet (Schlinkert, 1992). In der Dübener Heide zeigte sich, daß eine erhöhte Stickstoffmobilisierung zu einer starken Erhöhung der DOM-Freisetzung im Sommer beitragen kann (Luk). Dies verdeutlicht die Gefahren, die von den aktuellen Stickstoffimmissionen in der Dübener Heide ausgehen. Weniger deutlich als im Sommer ist der Anstieg der DOM-Freisetzung im Herbst von den genannten Standortbedingungen abhängig. Es dominiert die Wirkung der Zufuhr frischer Streu nach Beendigung der Vegetationsperiode.

## 6.2 Einfluß der DOM auf die saisonale Dynamik der Schwermetallmobilisierung

In diesem Abschnitt interessiert hauptsächlich die Frage, ob die Maxima der DOM-Freisetzung im Sommer und Herbst auch zu erhöhten Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung beitragen können, und ob es darin Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten gibt.

Die durchschnittlichen Gehalte der Bodenextrakte und die Standardabweichungen der untersuchten Elemente (Tab. 23) zeigen die für das Grundwasser in der Muldeau bedenklich hohen Konzentrationen in der Bodenlösung an Cd in Kel und Spi/schluffig, an Zn in Kel und Spi/schluffig sowie an Cr in Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig. Auch in diesen Untersuchungen bestätigt sich die geringe Mobilität der in Gre akkumulierten Schwermetalle. Die Schwermetallkonzentrationen in den Bodenextrakten der Dübener Heide sind in erster Linie ein Spiegelbild der pH-Werte. So überraschen die niedrigen Konzentrationen in Pou nicht, obwohl dieser Standort der stärksten Immissionsbelastung ausgesetzt war.

Tab. 23: Mittelwerte und Standardabweichungen (n=12) der pH-Werte und der Elementkonzentration (in mg L<sup>-1</sup>) in den Bodenextrakten der Standorte der Muldeaue und der Dübener Heide von Mai 1994 bis April 1995

	Bob	Kel	Spi/sandig	Spi/schluffig	Gre	Rei	Luk	Lub	Pou
pH-Wert: Mittelwert	6,95	5,15	6,02	4,57	7,44	4,77	4,72	4,87	5,87
pH-Wert: Standardabweichung	0,51	0,48	0,35	0,35	0,13	0,26	0,29	0,26	0,38
Cd: Mittelwert	n.n.	0,0063	0,0005	0,0021	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cd: Standardabweichung		0,0061	0,0010	0,0028					
Zn: Mittelwert	0,158	1,493	0,407	1,137	0,060	0,449	0,459	0,289	0,341
Zn: Standardabweichung	0,111	0,692	0,267	0,362	0,087	0,153	0,192	0,161	0,107
Al: Mittelwert	0,750	0,846	0,223	0,848	0,358	2,822	2,331	2,693	1,562
Al: Standardabweichung	0,417	0,650	0,126	0,423	0,648	2,311	0,516	0,675	1,095
Ba: Mittelwert	0,216	0,214	0,150	0,279	0,133	0,496	0,464	0,298	0,434
Ba: Standardabweichung	0,137	0,057	0,047	0,114	0,075	0,160	0,171	0,090	0,161
Mn: Mittelwert	0,087	0,547	0,187	0,411	0,009	0,368	1,400	0,551	0,104
Mn: Standardabweichung	0,042	0,241	0,140	0,236	0,006	0,202	0,606	0,286	0,050
Fe: Mittelwert	0,784	0,191	0,314	0,288	0,255	0,752	0,570	0,748	0,456
Fe: Standardabweichung	0,479	0,142	0,143	0,089	0,394	0,204	0,135	0,156	0,220
Cr: Mittelwert	0,005	0,023	0,032	0,020	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002
Cr: Standardabweichung	0,003	0,007	0,010	0,005	0,003	0,002	0,001	0,002	0,003

n.n.: in über 50 % der Proben nicht nachweisbar

Bis auf die erwähnten Ausnahmen sind die ermittelten Gehalte in den Bodenextrakten in allen Böden zumeist sehr niedrig. In der Dübener Heide kann aufgrund der im Bereich der Nachweisgrenze schwankenden Gehalte auf eine Diskussion bei Cd, Cu, Pb, und As verzichtet werden. Ähnliches gilt für die Gehalte an Pb und Cu in den Bodenextrakten der Muldeaue. In den nachfolgenden Abschnitten werden bestehende Zusammenhänge zwischen dem Jahresgang der DOM-Freisetzung und der Schwermetallmobilisierung in den Böden der Muldeaue und der Dübener Heide diskutiert.

#### Chrom:

In den Bodenextrakten von Gre und der Dübener Heide waren die Cr-Konzentrationen zumeist nur bei hohen DOC-Konzentrationen für eine erfolgreiche Analyse hoch genug. In Bob wurde ein Korrelationskoeffizient

von 0,62 (n=12,  $\alpha < 0,05$ ) zwischen DOC- und Cr-Konzentration ermittelt, trotz sehr niedriger Cr-Gehalte. Somit deutet sich in diesen Böden ein Einfluß hoher DOC-Konzentrationen auf die Cr-Mobilisierung an. Im Boden von Kel besteht bei hohen Cr-Konzentrationen (Maximum 37  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) ein Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Cr-Mobilisierung, der sich anhand einer vergleichbaren Dynamik beider Bestandteile im Bodenextrakt und eines Korrelationskoeffizienten ( $r=0,77$ , n=12,  $\alpha < 0,01$ ) nachweisen läßt (Abb. 49). Andere Inhaltsstoffe der Bodenextrakte von Kel

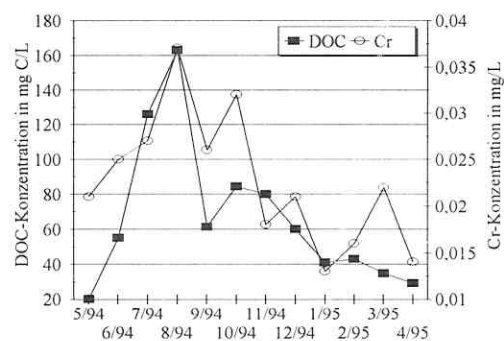


Abb. 49: Zusammenhang zwischen DOC- und Cr-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Kel (Mai 1994 bis April 1995)

zeigen keine Beziehungen zur Cr-Konzentration. In Kel besteht demnach eine hohe Wahrscheinlichkeit einer DOM-induzierten Erhöhung der Cr-Mobilisierung in Situationen mit einer verstärkten DOM-Freisetzung (besonders im Sommer), die als sehr kritisch im Hinblick auf eine mögliche Grundwassergefährdung gewertet werden muß. Ähnliche Verhältnisse existieren in Spi/sandig und Spi/schluffig. Allerdings ist in diesen beiden Böden der Zusammenhang zur DOM-Freisetzung weniger deutlich ausgeprägt. Dies bestätigt die Ergebnisse des Monolithversuches (Abschn. 4.4.1.2). Eine größere Anzahl von Komplexierungsplätzen an der DOM in Kel als in Spi/sandig und Spi/schluffig wird als Ursache für dieses Phänomen vermutet.

#### Eisen und Mangan:

In der Muldeaeue wird nur in Spi/sandig anhand des ausgeprägten Peaks der Fe-Konzentration im Sommer 1994, der mit einer gesteigerten DOM-Freisetzung zusammenfällt, ein Zusammenhang zwischen Fe-Mobilisierung und DOM-Freisetzung vermutet ( $r=0,62$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,05$ ; Abb. 50). In der Dübener Heide ist dieser Zusammenhang in Pou besonders eng. Dies wird verdeutlicht durch einen Korrelationskoeffizienten von 0,83 ( $n=12$ ,  $\alpha<0,01$ ; Rei:  $r=0,69$ ; Lub:  $r=0,6$  bei  $n=12$  und  $\alpha<0,05$  in Rei und Lub). Negative Korrelation zwischen Fe-Konzentration und Bodenfeuchte in Spi/sandig ( $r=-0,62$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,05$ ) und in Pou ( $r=-0,75$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,01$ ), die nur aufgrund des Zusammenhanges zwischen DOC-Konzentration und Bodenfeuchte bestehen, verdeutlichen die DOM-Wirkung auf die Fe-Mobilisierung nach Trockenperioden im Sommer.

Die Dynamik von DOC- und Mn-Konzentration ähnelt einander nur in Lub ( $r=0,71$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,01$ ). Der DOC-Peak im Sommer 1994 wird allerdings nicht von einem Mn-Peak begleitet (Abb. 51). Dies läßt die Schlußfolgerung zu, daß es nicht zu einer DOM-induzierten Erhöhung der Mn-Mobilisierung durch den Zuwachs der DOM-Freisetzung im Sommer nach langer Trockenheit kommt. Ein Einfluß der DOM auf die Mn-Mobilisierung nach dem Laubfall scheint aber durchaus vorhanden zu sein.

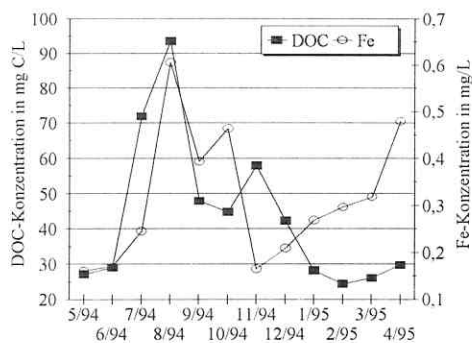


Abb. 50: Zusammenhang zwischen DOC- und Fe-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Spi/sandig (Mai 1994 bis April 1995)

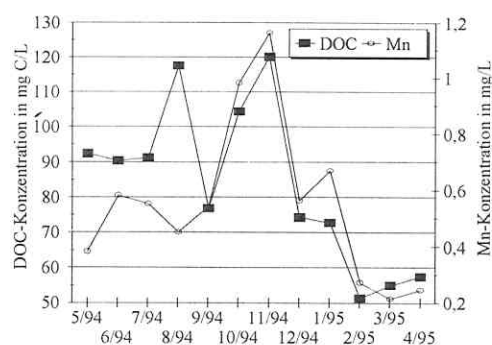


Abb. 51: Zusammenhang zwischen DOC- und Mn-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Lub (Mai 1994 bis April 1995)

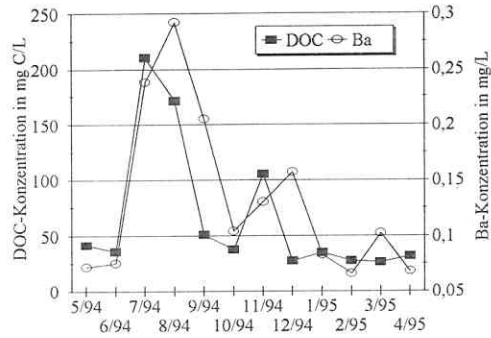


Abb. 52: Zusammenhang zwischen DOC- und Ba-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Gre (Mai 1994 bis April 1995)

#### Barium:

Allein in Gre besteht eine gute Übereinstimmung von DOC- und Ba-Dynamik (Abb. 52;  $r=0,8$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,01$ ), so daß in Gre vor allem bei trockenem Boden im Sommer mit einer hohen Ba-Mobilisierung gerechnet werden muß, die wahrscheinlich mit der Wirkung der DOM zusammenhängt. Allerdings können in gleicher Weise Korrelationen zum Zn, Ca, Mg, und Na-Gehalt berechnet werden. Somit ist aus diesem Versuch nicht mit Sicherheit ableitbar, inwieweit DOM-Freisetzung und Ba-Mobilisierung kausal miteinander verbunden sind.

Jedoch unterstützt der im Monolithversuch ermittelte Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Ba-Mobilisierung die Annahme über die Wirkung der DOM in Gre (Abschn. 4.4.1.2).

#### Aluminium, Cadmium, Zink und Arsen:

Die nur geringe Abhängigkeit der Al-Mobilisierung von der DOM-Freisetzung in der Muldeau bestätigt die in den vorangegangenen Versuchen gewonnenen Ergebnisse (Abschn. 4.4.1.2, 5.2.2). In der Dübener Heide kann man in Pou (und abgeschwächt in Rei und Lub) dagegen von einer engen Kopplung der Al-Mobilisierung an die DOM-Freisetzung ausgehen (Abb. 53; Korrelationskoeffizient zwischen DOC- und Al-Konzentration 0,86,  $n=12$ ,  $\alpha<0,001$ ). Dies zeigt die Gefahr einer DOM-induzierten Erhöhung der Al-Mobilisierung nach langen Trockenperioden im Sommer, wobei die mobilitätssteigernde Wirkung niedriger pH-Werte aber nicht vernachlässigt werden darf. Somit hat die in der Literatur vielfach betonte Rolle löslicher Al-DOM-Komplexe nur Bedeutung für die Mobilisierung von Al (Shotyk und Sposito, 1990; Fründ et al., 1994; Zernichow und Lund, 1995), wenn ausschließlich organische Horizonte, wie in der Dübener Heide, betrachtet werden. In der Muldeau betrug die beprobte Tiefe 25 cm, so daß hier ein wesentlich stärkerer Einfluß der mineralischen Bodenkomponenten zu erwarten ist. Auch Gensior (1995) wies in den organischen Horizonten die

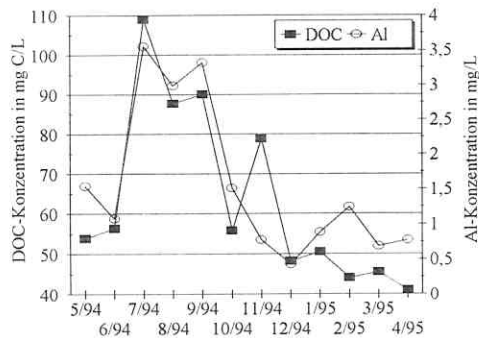


Abb. 53: Zusammenhang zwischen DOC- und Al-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Pou (Mai 1994 bis April 1995)

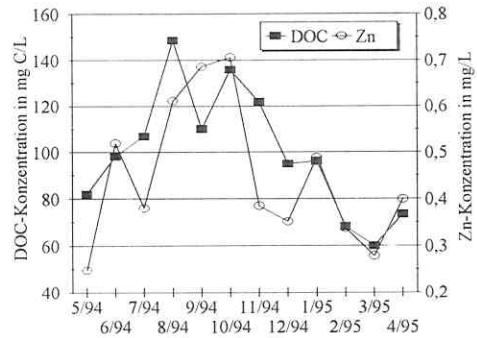


Abb. 54: Zusammenhang zwischen DOC- und Zn-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Rei (Mai 1994 bis April 1995)

Al-Komplexierung durch die DOM nach, während dieser Einfluß in den mineralischen Bodenhorizonten nicht vorhanden war. Der Standort Luk besitzt unter den Standorten der Dübener Heide die geringsten Gehalte an organischer Substanz (Tab. 1). Dies korrespondiert mit fehlenden Zusammenhängen zwischen Al- und DOC-Konzentration.

In Kel traten in den Sommermonaten in Verbindung mit der stärksten DOM-Freisetzung die höchsten Cd-Konzentrationen auf, und in Bob, Spi/sandig und Spi/schluffig konnte Cd nur zu diesem Zeitpunkt analytisch festgestellt werden. Ob diese Parallelität von verstärkter DOM- und Cd-Mobilisierung kausal bedingt ist, bleibt fraglich, denn in den vorhergehenden Abschnitten und bei Untersuchungen von Federer und Sticher (1994) wurde die Unabhängigkeit von DOM-Freisetzung und Cd-Mobilisierung herausgearbeitet. Ähnliches wie für Cd gilt auch für Zn in Gre, denn hier konnte nur bei dem Anstieg der DOC-Konzentration im August 1994 eine deutlich erhöhte Zn-Konzentration ( $0,32 \text{ mg L}^{-1}$  im Vergleich zu durchschnittlich  $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ ) gemessen werden. Aufgrund des hohen pH-Wertes in Gre (7,4) und der dadurch höheren Stabilität von organischen Komplexen könnte der beobachtete Anstieg durchaus von hohen DOC-Gehalten verursacht worden sein. So betonen Schachtschabel et al. (1989), daß 60 bis 80 % des Zn oberhalb eines pH-Wertes von 6,5 organisch komplexiert vorliegt. Ein korrelativer Zusammenhang zwischen Zn- und DOC-Konzentration ( $r=0,73$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,01$ ) besteht nur in Rei. Er spiegelt sich auch in einer vergleichbaren Dynamik wider (Abb. 54). Bemerkenswert ist die Verknüpfung hoher DOC- und Zn-Konzentrationen im Sommerhalbjahr. Gleichzeitig bestehen auch Korrelationen zwischen der Zn-Konzentration und dem Fe- sowie Cr-Gehalt ( $r=0,87$ ,  $n=12$ ,  $\alpha<0,001$ ) des Bodenextraktes. Diese Beziehungen zu Schwermetallen, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können, gestatten die Schlußfolgerung, daß die DOM für die Zn-Mobilisierung in Rei eine gewisse Bedeutung besitzt. Keine Beziehungen bestehen in den untersuchten Böden zwischen der As-Mobilisierung im Verlauf eines Jahres und der DOM-Freisetzung.

**Fazit:**

Für die untersuchten Schwermetalle sowie Al und As besteht kein grundsätzlicher, für alle Standorte gültiger Zusammenhang zwischen einer verstärkten DOM-Freisetzung im Sommer und Herbst und einer damit verknüpften Schwermetallmobilisierung. Zumeist sind die Dynamik der DOC- und Schwermetallkonzentration im Bodensättigungsextrakt nicht unmittelbar verbunden. Eine Verknüpfung zwischen DOM-Freisetzung und Schwermetallmobilisierung findet nur in einigen Böden und bei einigen Elementen statt (Abb. 49...54). Der engste Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Schwermetallmobilisierung besteht unter den untersuchten Elementen bei Cr. Hier muß in den stark kontaminierten Böden der Muldeae mit einer DOM-induzierten Erhöhung der Cr-Mobilisierung hauptsächlich im Sommer nach langen Trockenperioden gerechnet werden. Ursachen für den unterschiedlichen Einfluß der DOM auf die Schwermetallmobilisierung liegen in einer unterschiedlichen Fähigkeit der Elemente, Komplexe mit der DOM zu bilden, in qualitativen Differenzen zwischen der DOM der Standorte, die aber nicht näher untersucht werden konnten, und in unterschiedlichen Milieubedingungen im Boden und der Bodenlösung.

### 6.3 Einfluß der DOM auf die saisonale Dynamik der HCH-Mobilisierung in den Böden der Muldeae

Untersuchungen zur jahreszeitlichen Variabilität organischer Schadstoffe in der Bodenlösung wurden bisher kaum vorgenommen. Deshalb soll in diesem Abschnitt untersucht werden, ob die Mobilisierung von HCH in den kontaminierten Böden der Muldeae einer saisonalen Dynamik unterliegt und ob die verstärkte DOM-Freisetzung im Sommer und Herbst zu einer verstärkten Mobilisierung von HCH führt. Besonders wichtig ist die Überprüfung der ermittelten und von der DOM-Freisetzung abhängigen sehr hohen Mobilität von  $\beta$ -HCH und des bisher erzielten Ergebnisses einer DOM-induzierten Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach langen Trockenperioden.

Anhand der Gehalte der Bodenextrakte an HCH spiegelt sich die hohe Bodenbelastung und die hohe Mobilität von  $\beta$ -HCH in Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig wider (Tab. 24). Die Extrakte von Gre besitzen höhere HCH-Konzentrationen als die Extrakte des nur gering kontaminierten Bodens in Bob. Allerdings können die sehr hohen  $\beta$ -HCH-Gehalte der Monolithversuche nicht bestätigt werden. Dies trifft in gleicher Weise für die Standorte Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig zu. Auch hier werden die sehr hohen HCH-Konzentrationen in den Perkolaten des Monolithversuches und in den Wasserextrakten des Inkubationsversuches bzw. der Bodenprofiluntersuchungen nicht erreicht. Damit wird die Notwendigkeit unterstrichen, die möglichen Grenzen und Einschränkungen der angewendeten Methoden gerade bei der Einschätzung der Mobilität von  $\beta$ -HCH sehr genau in Betracht zu ziehen (Abschn. 6.4).

Aus den in Tab. 24 dargestellten Werten wird wie in den vorangegangenen Versuchen die Dominanz des  $\beta$ -Isomers unter den drei nachweisbaren HCH-Isomeren deutlich. Das  $\alpha$ -Isomer besitzt wie im Monolithversuch vor allem in Spi/schluffig einen bedeutenden Anteil an der HCH-Kontamination der Bodenlösung. In den vergleichsweise niedrig kontaminierten Bodenextrakten von Bob und Gre spielt neben  $\beta$ -HCH das  $\gamma$ -Isomer eine Rolle. Die Dominanz des  $\beta$ -Isomers gestattet, die weiteren Ausführungen hauptsächlich auf dieses Isomer zu beschränken.

Tab. 24: Jahresmittelwerte und Standardabweichungen (Stand.-abw.) der HCH-Konzentration in den Bodenextrakten der Muldeae (ermittelt von Mai 1994 bis April 1995; in  $\mu\text{g L}^{-1}$ )

	$\alpha$ -HCH		$\beta$ -HCH		$\gamma$ -HCH		HCH-Gesamt	
	Mittelwert	Stand.-abw.	Mittelwert	Stand.-abw.	Mittelwert	Stand.-abw.	Mittelwert	Stand.-abw.
Bob	0,012	0,013	0,046	0,078	0,022	0,010	0,079	0,092
Kel	0,138	0,138	0,615	0,580	0,037	0,035	0,790	0,668
Spi/sandig	0,053	0,064	0,680	0,762	0,031	0,019	0,764	0,808
Spi/schluffig	0,178	0,160	0,242	0,213	0,023	0,009	0,443	0,354
Gre	0,015	0,013	0,059	0,044	0,030	0,013	0,103	0,053

In Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig läßt sich der Einfluß der DOM auf die jahreszeitliche Variabilität der  $\beta$ -HCH-Konzentration anhand einer vergleichbaren Dynamik (Abb. 55a-c) und anhand von positiven Korrelationskoeffizienten zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration erkennen ( $n=12$ ; Kel:  $r=0,49$ ,  $\alpha<0,1$ ;



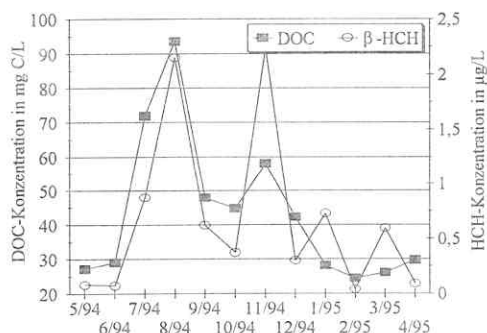


Abb. 55a: Zusammenhang zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in Spi/sandig (Mai 1994 bis April 1995)

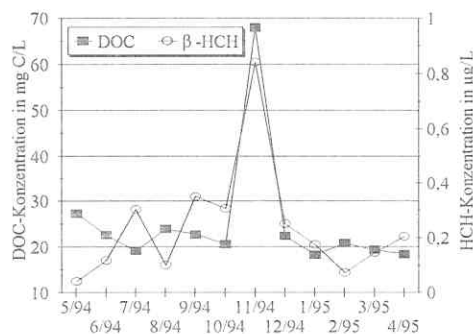


Abb. 55b: Zusammenhang zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in Spi/schluffig (Mai 1994 bis April 1995)

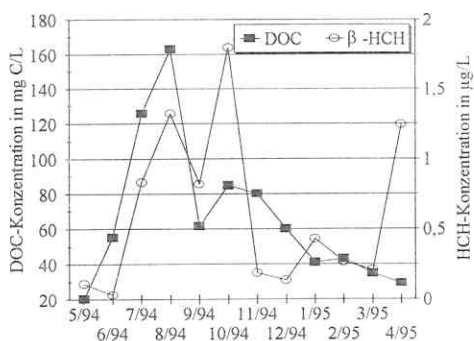


Abb. 55c: Zusammenhang zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in Kel (Mai 1994 bis April 1995)

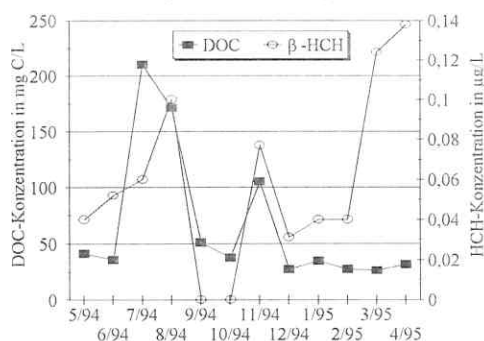


Abb. 55d: Zusammenhang zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in Gre (Mai 1994 bis April 1995)

Spi/sandig:  $r = 0,78$ ,  $\alpha < 0,01$ ; Spi/schluffig:  $r = 0,83$ ,  $\alpha < 0,001$ ). In den Bodenextrakten von Spi/sandig kommt es vom Frühjahr 1994 bis zum Hochsommer mit dem Anstieg der DOC-Konzentration zu einem Anstieg der  $\beta$ -HCH-Konzentration um fast das 30fache von  $0,08 \mu\text{g L}^{-1}$  auf  $2,15 \mu\text{g L}^{-1}$  (Abb. 55a). Mit dem Wiederanwachsen der DOC-Konzentration im Herbst steigt auch die  $\beta$ -HCH-Konzentration ( $2,24 \mu\text{g L}^{-1}$ ) auf ihr zweites Maximum. Im weiteren Verlauf des Untersuchungszeitraumes schwanken die  $\beta$ -HCH-Konzentrationen bei einer geringen DOM-Freisetzung in einem wesentlich niedrigeren Konzentrationsbereich ( $0,04$  bis  $0,73 \mu\text{g L}^{-1}$ ). In Spi/sandig ist der sehr große Anstieg der  $\beta$ -HCH-Konzentration im Sommer infolge einer hohen DOM-Freisetzung zudem das Resultat der geringen Adsorptionskapazität dieses Bodens für die DOM und  $\beta$ -HCH. Daneben können auch qualitative Veränderungen an der DOM für den starken Anstieg der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung verantwortlich sein (Abschn. 5.2.3.1). Ein durchschnittlicher Anteil des  $\beta$ -Isomers am HCH-Gehalt des Bodenextraktes von 89 % verdeutlicht zum einen die dominierende Rolle dieses Isomers und weist bei einem Anteil dieses Isomers von 61 % an der HCH-Konzentration im Boden wie in den vorangegangenen Versuchen auf die Wirkung des Lösungsvermittlers DOM für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung hin.

Eine ähnlich enge Anbindung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung an die DOM-Freisetzung wie in Spi/sandig ist auch in Spi/schluffig zu verzeichnen (Abb. 55b). Der relative Zuwachs von  $\beta$ -HCH mit steigender DOM-Freisetzung im November ist in Spi/schluffig wesentlich geringer als im Boden von Spi/sandig. Hierfür ist die größere Adsorptionsfähigkeit des Bodens in Spi/schluffig für die DOM und  $\beta$ -HCH durch höhere Ton- und Schluffgehalte sowie durch höhere Gehalte an pedogenen Eisenoxiden verantwortlich (Tab. 2 und Tab. 7). In Spi/schluffig spielt neben dem  $\beta$ -Isomer auch  $\alpha$ -HCH eine bedeutende Rolle bezüglich einer möglichen Grundwassergefährdung (Tab. 24). Ungeachtet einer ähnlichen Dynamik von  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH im Bodenextrakt ist aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit von  $\alpha$ -HCH und der bisherigen Ergebnisse (Abschn. 4.4.2.2, 5.1.3, 5.2.3) ein Zusammenhang zwischen  $\alpha$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung unwahrscheinlich.

In Kel ist der Zusammenhang zwischen  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung anhand des Datenmaterials aus einem Jahr nicht so deutlich zu erkennen. Aber auch hier kommt es zu einer DOM-induzierten Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach der längeren Trockenperiode im Sommer (Abb. 55c). Der zweite Anstieg der  $\beta$ -HCH-Konzentration (Oktober) ist wesentlich stärker, als man es aus dem Zuwachs der DOC-Konzentration vermuten sollte. Desweiteren steigt im April 1995 die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung bei einer gleichbleibenden DOC-Konzentration wieder an. Ähnlich wie im Boden von Spi/sandig zeigt in Kel der größere Anteil des  $\beta$ -Isomer am HCH-Gehalt des Bodenextraktes (78 %) als am HCH-Gehalt des Bodens (66 %) die Bedeutung der Wirkung der DOM für die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung auch in diesem Versuch. In Kel fällt der Zuwachs im Anteil des  $\beta$ -HCH am HCH-Gehalt vom Boden zum Bodenextrakt etwas schwächer als in Spi/sandig aus, weil in Kel der Einfluß von DOM- und  $\beta$ -HCH-Adsorption wesentlich stärker ausgeprägt ist als in Spi/sandig. Diese unterschiedlich hohe Adsorption macht es neben der hohen Variabilität von DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung schwierig, Unterschiede in der Höhe des DOM-Einflusses auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung zwischen den beiden Standorten aufzudecken.

In Bob konnte nur zu 5 Terminen  $\beta$ -HCH nachgewiesen werden. Der Maximalwert von  $0,26 \mu\text{g L}^{-1}$  ist aber schon als deutlich erhöht anzusehen, wenn man bedenkt, daß der Trinkwassergrenzwert für einzelne chlororganische Pestizide bei  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  liegt. Dieser Maximalwert fällt mit dem 2. Maximum der DOM-Freisetzung Anfang November 1994 zusammen. Die Vermutung einer Kopplung von  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung ist naheliegend. Im Vergleich zu Bob stimmen DOC- und  $\beta$ -HCH-Dynamik in Gre besser überein (Abb. 55d). Bis zum Dezember 1994 besteht eine Parallelität von DOM-Freisetzung und  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Der Anstieg im Sommer 1994 auf  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  und im Herbst kann wahrscheinlich auf die Wirkung der DOM zurückgeführt werden und bestätigt die DOM-induzierte Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach langer Trockenheit im Sommer. Warum es ab Januar 1995 zu einem Wiederanstieg der  $\beta$ -HCH-Konzentration kommt, ist nicht mit der Wirkung der DOM erklärbar.

Zusammenfassend kann abgeleitet werden, daß die Dynamik der  $\beta$ -HCH-Konzentration überwiegend der Dynamik der DOC-Konzentration folgt. Die anderen HCH-Isomere spielen zumeist nur eine untergeordnete

Rolle. Es können die bisherigen Ergebnisse einer sehr hohen Mobilität von  $\beta$ -HCH bestätigt werden. Gleichzeitig bekräftigt dieser Versuch, daß Bodentrockenheit infolge einer erhöhten DOM-Freisetzung und einer veränderten qualitativen Zusammensetzung der DOM zu einer verstärkten Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM und damit zu einer größeren  $\beta$ -HCH-Mobilisierung führt. In Spi/sandig ist diese Gefahr einer DOM-induzierten Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung nach langen Trockenperioden im Sommer besonders groß. Daneben muß in den kontaminierten Böden aber auch im Herbst bei einer gesteigerten DOM-Freisetzung infolge des großen Angebotes an wenig zersetzter organischer Substanz mit einer verstärkten  $\beta$ -HCH-Mobilisierung gerechnet werden. Die hohe Variabilität der  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Bodenextrakten weist darauf hin, daß die Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM nur ein Mechanismus ist, der die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung bestimmt. Weitere Einflußgrößen müssen noch aufgedeckt werden.

#### **6.4 Diskussion der Ergebnisse hinsichtlich einer Vergleichbarkeit mit den Resultaten der vorhergehenden Untersuchungen**

Die in den Bodenextrakten der verschiedenen Standorte nach dem Batch-Verfahren bestimmten DOC-Gehalte sind in ihrer Aussagekraft eingeschränkt, denn die Zerstörung des Porensystems und der Aggregatstruktur führt zu Kontaktmöglichkeiten zwischen fester und flüssiger Phase, die bei natürlicher Lagerung (Kleinmonolithversuch) nicht bestehen und im Gelände keine Bedeutung besitzen. Andererseits beträgt die Dauer solcher Versuche zumeist 24 h, während im Kleinmonolithversuch eine Versuchsdauer von mehreren Wochen bis zu einigen Monaten möglich ist. Das Ausschalten der natürlichen Fließbedingungen der Bodenlösung und die begrenzte Zeit der Versuchsdurchführung können je nach Standortverhältnissen eine Verringerung oder Erhöhung der DOC-Konzentration in der flüssigen Bodenphase nach sich ziehen. Eine hohe Abbauleistung der Mikroorganismen kann zur Überschätzung der DOM-Freisetzung führen, da mit dem Sättigungsextrakt Stoffe erfaßt werden, die unter natürlichen Bedingungen und im Kleinmonolithversuch bereits abgebaut sind, bevor sie in tiefere Bodenschichten transportiert werden (Gre, Bob). Dagegen wird die hohe DOM-Freisetzung von Standorten mit einem nur geringen Abbaugrad der organischen Substanz und bei grobkörnigen Bodensubstraten, die eine schnelle Bodenwasserbewegung zulassen, mit dem Sättigungsextrakt eher unterschätzt (Spi/sandig). Auch eine hohe DOM-Adsorptionskapazität kann zur Unterschätzung der DOM-Freisetzung führen, wenn es im Freiland zu einer Umgehung dieser Adsorptionsplätze kommt (z.B. bei schnellen Bodenwasserbewegungen zu Beginn von Niederschlägen nach langen Trockenperioden). Die praktizierte Untersuchungsmethodik läßt deshalb hauptsächlich Schlußfolgerungen über jahreszeitliche Einflüsse, die im Kleinmonolithversuch nicht erfaßbar sind, auf die Dynamik der Inhaltsstoffe in der Bodenlösung zu. Die im Inkubationsversuch verwendete Schüttelprozedur erfaßt eine wesentlich größere Menge an organischer Substanz, als unter natürlichen Bedingungen in Lösung gehen kann (Abschn. 4.2). Deshalb ist diese Methode weniger gut als der Sättigungsextrakt geeignet zur Charakterisierung der jahreszeitlichen Variabilität der Bodenlösung. Aussagen zum Einfluß der Bodeneigenschaften auf die Höhe der DOM-Freisetzung sollten vorrangig mit Experimenten gewonnen werden, die natürliche Fließbedingungen der Bodenlösung gestatten. Allerdings war es mit allem Versuchsansätzen (Kleinmonolithversuche, Profiluntersuchungen, Inkubationsversuch, monatliche Sättigungsextrakte) möglich, wichtige Eigenschaften in ihrer qualitativen Wirkung auf die DOM-Freisetzung zu erkennen.

Während die Ergebnisse zur Schwermetallmobilisierung mit den vorhergehenden Resultaten vergleichbar sind, besitzt die verwendete Untersuchungsmethodik zur Charakterisierung der Höhe der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung eine entscheidende Bedeutung. Einen noch größeren Einfluß als bei Untersuchungen zur DOM-Freisetzung hat die Berücksichtigung der natürlichen Fließbedingungen der Bodenlösung für die Erfassung der Höhe der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Adsorptionsphänomene auf Aggregatebene (Abschn. 5.1.3, 5.2.3.2 und 5.3) und die geringere Extraktionskraft des Sättigungsextraktes im Vergleich zur Schüttelprozedur (Abschn. 4.4.2.2) sind für die im vorliegenden Versuch ermittelte geringere  $\beta$ -HCH-Mobilisierung verantwortlich. Unter natürlichen Bedingungen muß deshalb mit höheren  $\beta$ -HCH-Konzentrationen in der Bodenlösung gerechnet werden. Nur die Kleinmonolithversuche gestatten für alle Standorte eine Einschätzung des Ausmaßes der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung, während mit verschiedenen Wasserextrakten nur einzelne Wirkungen (Bewirtschaftungsmaßnahmen, veränderte Umweltbedingungen, jahreszeitliche Schwankungen) auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung erfaßt werden können. Alle durchgeführten Versuche zeigten aber den Einfluß der DOM auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung in kontaminierten Böden der Mulde und die große Gefahr einer DOM-induzierten Mobilisierung dieses Schadstoffes nach Trockenperioden.

## 7 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Aufklärung der Bedingungen für die DOM-Freisetzung aus dem Oberboden und des Zusammenhanges zwischen DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung. Als Untersuchungsgebiete dienten Böden der Muldeaue, die unterschiedlich stark mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen kontaminiert sind sowie Waldböden der Dübener Heide, die hinsichtlich des Einflusses von kalk- und stickstoffhaltigen Immissionen differieren. Mit Hilfe der dargestellten Kombination verschiedener Methoden wurde geprüft, welche Auswirkungen die untersuchten Faktoren auf die DOM-Freisetzung besitzen und ob eine verstärkte DOM-Freisetzung eine Erhöhung der Schadstoffmobilisierung verursacht:

- Perkolationsversuch mit Kleinmonolithen aller Standorte (ungestörte Lagerung) und Batchversuche (gestörte Lagerung) mit Bodenproben ausgewählter Profile (Kel, Spi) der Muldeaue
  - Identifizierung, Wichtung und Quantifizierung der für die DOM-Freisetzung bedeutsamen Bodeneigenschaften
  - Quantifizierung der Schadstoffgehalte in der Bodenlösung sowie Aufdeckung und Analyse von Zusammenhängen zwischen DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung
- Perkolationsversuch mit Kleinmonolithen an zwei ausgewählten Standorten der Muldeaue (Kel, Gre)
  - Bestimmung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und Ermittlung der DOM-Wirkung auf die Schadstoffmobilisierung
- Inkubationsversuch mit Proben von zwei ausgewählten Böden der Muldeaue (Kel, Gre)
  - Aufdeckung des Einflusses von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen (Temperaturveränderung, Trockenheit, Überstauung) auf die Menge und Qualität der DOM und Ermittlung der Auswirkungen der quantitativen und qualitativen Veränderungen der DOM auf die Schadstoffmobilisierung
- monatliche Analyse der Sättigungsextrakte von Bodenproben aller Standorte
  - Aufdeckung saisonaler Gesetzmäßigkeiten der DOM-Freisetzung und der Wirkung saisonaler Spitzen in der DOM-Freisetzung auf die Schadstoffmobilisierung

Die erzielten Ergebnisse und die abgeleiteten Schlußfolgerungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

### DOM-Freisetzung aus dem Oberboden

1. Primär ist für die Höhe der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden die Qualität der organischen Substanz verantwortlich. Ein **geringer Zersetzungsgrad** und **große Mengen an leicht abbaubarer organischer Substanz** stellen **günstige Bedingungen für die Entstehung hoher DOC-Konzentrationen** in der Bodenlösung dar. In der **Dübener Heide** erhöhten die **basischen Immissionen** den Zersetzungsgrad der organischen Substanz und führten damit zur **Verringerung der DOM-Freisetzung** an emittentennahen Standorten. **Sehr hohe Schadstoffgehalte** in zwei Böden der **Muldeaue** (Kel und Spi) ziehen eine **Hemmung des Stoffabbaus** und damit eine **Verringerung des Zersetzungsgrades** der organischen Substanz nach sich. In diesen Böden bestehen **günstige Voraussetzungen** für eine **hohe DOM-Freisetzung**.
2. Die als bedeutsam erkannten Eigenschaften der organischen Substanz treten in ihrem Einfluß auf die Höhe der DOM-Freisetzung nur dann deutlich in Erscheinung, wenn die untersuchten Standorte geringe Unterschiede in solchen **substratbedingten Bodeneigenschaften** aufweisen, die für die DOM-Adsorption und für die Fließbedingungen der Bodenlösung wichtig sind (Dübener Heide). Anderenfalls (Muldeaue) sind es vor allem diese substratbedingten Eigenschaften, die letztlich **die stattfindende DOM-Freisetzung bestimmen**. Es bestätigt sich die Erkenntnis, daß hohe Ton- und Schluffgehalte, hohe Gehalte an pedogenen, wenig

- kristallinen Eisenoxiden, eine hohe KAK, hohe Gehalte an austauschbarem Ca und Mg durch Adsorptions- und Ausfällungsprozesse zur Verringerung der DOM-Freisetzung beitragen. Hohe DOC-Konzentrationen können sowohl bei schnellen als auch bei langsamen Bodenwasserbewegungen auftreten. Ist bei schnellen Bodenwasserbewegungen die vorhergehende Akkumulation von löslichen organischen Verbindungen für eine hohe DOM-Freisetzung Bedingung, so tragen bei langsamen Bodenwasserbewegungen fehlende Adsorptionsplätze bei einem geringen Zersetzungsgrad der organischen Substanz zu einer hohen DOM-Freisetzung bei.
3. **Lange Trockenperioden im Sommer** können bei einsetzenden Niederschlägen zu einem **sehr starken Anstieg der DOC-Konzentration** in der Bodenlösung führen. Dies stimmt mit den Ergebnissen anderer Autoren überein. Es besteht ein umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und DOM-Freisetzung. Dabei wird die Höhe des Anstieges der DOM-Freisetzung bestimmt von der Dauer der Trockenperiode und dem Austrocknungsgrad des Bodens. Die Ursache für diesen Anstieg ist der Abtransport von in Trockenperioden mikrobiell gebildeten, wasserlöslichen organischen Verbindungen. Er ist besonders groß bei schnellen Bodenwasserbewegungen und einer hohen Abbauleistung der Mikroorganismen und damit abhängig von den Standortbedingungen. Die temperaturbedingte höhere mikrobiellen Aktivität ist neben den Trocknungseinflüssen für das Maximum der DOM-Freisetzung im Sommer verantwortlich. Der **verstärkte Streuanfall** nach Beendigung der Vegetationsperiode im **Herbst** verursacht ein **zweites Maximum der DOM-Freisetzung** im Verlauf eines Jahres.
  4. **Erstmals wurde gezeigt, daß es nach langen Trockenperioden zu einem Anstieg des Anteils aromatischer Strukturelemente an der DOM kommt.** Dieser verstärkt sich nach einer Wiederbefeuchtung des Bodens.
  5. Auch die **Auswirkungen von veränderten Umweltbedingungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen** auf die **DOM-Freisetzung** sind **standortabhängig**. Letztere steigt nach Überstauung besonders kräftig an bei Böden mit sehr hohen Gehalten an organischer Substanz. Ursache ist das sehr stark sinkende Redoxpotential. Dies führt zu einer DOM-Qualität, die im Vergleich zur pflanzlichen Ausgangssubstanz nur wenig mikrobiell verändert ist.
  6. **Eine Verbesserung der Lebensbedingungen der Mikroorganismen durch Temperaturerhöhung, Kalkung oder Zufuhr von Vegetationsresten (Gras) wirkt sich hauptsächlich in Böden mit einer unter den natürlichen Bedingungen stark gehemmten Mikroflora auf die DOM-Freisetzung aus.** Der selektive Abbau von leicht für Mikroorganismen verfügbaren Substanzen infolge einer Temperaturerhöhung erhöht den Humifizierungsgrad der DOM. Gleichzeitig können **Kalkung, Graszufuhr** und die **Kombination beider Maßnahmen** die **DOM-Freisetzung steigern**, wobei dann die **Kalkgabe** mit einer **Erhöhung des Humifizierungsgrades der DOM** verbunden ist. Einflüsse eines Grünlandumbruches auf die DOM-Freisetzung waren unter geländeähnlichen Bedingungen aufgrund von Adsorptionsprozessen in der unbearbeiteten Bodenschicht nicht festzustellen.

## Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von Schadstoffen

### Organische Schadstoffe

1. Es besteht ein positiver Zusammenhang zwischen  **$\beta$ -HCH-Mobilisierung** und **DOM-Freisetzung**, wobei  **$\beta$ -HCH** nach dem heutigen Kenntnisstand die **größte Bedeutung** für eine mögliche **Grundwassergefährdung** in der Muldeau besitzt. Es wird in den kontaminierten Böden trotz seiner nur geringen Wasserlöslichkeit unter Mitwirkung der DOM in großen Mengen mobilisiert. Die Möglichkeit einer **an die DOM gekoppelten Tiefenverlagerung** bis in das Grundwasser wurde **deutlich**. Die **Maxima der DOM-Freisetzung** im Sommer und Herbst werden als Ursache für die gleichzeitig stattfindende **erhöhte  $\beta$ -HCH-Mobilisierung** angesehen. Standortunterschiede bestehen im Ausmaß der Kopplung von  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung. Bodenbedingte Ursachen für diese Standortabhängigkeit konnten nicht aufgedeckt werden. Neben  $\beta$ -HCH sind von den untersuchten organischen Schadstoffen auch die akkumulierten PAHs in den Böden der Muldeau eine, wenn auch wesentlich geringere Gefahr für das Grundwasser. Dabei kann von einer **Kopplung der PAH-Mobilisierung an die DOM-Freisetzung** ausgegangen werden. So erreicht die PAH-Mobilisierung zu Beginn von Niederschlägen nach Trockenperioden und der damit verbundenen verstärkten DOM-Freisetzung in allen untersuchten Böden ihr Maximum.
2. Die **Zunahme aromatischer Strukturelemente** an der DOM ist bei sehr hohen  $\beta$ -HCH-Konzentrationen im Boden neben der gesteigerten DOM-Freisetzung für den sehr **großen Mobilisierungsschub von  $\beta$ -HCH** nach langer Bodenaustrocknung im Sommer verantwortlich. Qualitative Veränderungen der DOM nach Wiederbefeuchtung des Bodens verstärken diesen Prozeß. In solchen Situationen kommen  $\beta$ -HCH-Konzentrationen in der Bodenlösung vor, die die Wasserlöslichkeit dieses Schadstoffes weit übersteigen. **Bis zu 9,9  $\mu\text{g}$   $\beta$ -HCH sind je mg DOC an die DOM gekoppelt.** Diese Kopplung findet wahrscheinlich hauptsächlich über **hydrophobe Wechselwirkungen** statt und ist wesentlich höher, als es die physiko-chemischen Eigenschaften von  $\beta$ -HCH zunächst vermuten lassen. Aufgrund des großen Einflusses der DOM-Qualität kann es nicht gelingen, die Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM anhand von Modellen vorherzusagen, die nur Substanzeigenschaften des Schadstoffes berücksichtigen. Dabei ist die DOM-Qualität nicht nur vom Standort sondern auch von den herrschenden Umweltbedingungen abhängig.
3. Der **große Einfluß der DOM-Qualität auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung** zeigt sich auch daran, daß sich durch die **stärkere Ausprägung des hydrophoben Charakters der DOM nach Temperaturerhöhung** die Bindungsfähigkeit der DOM für  $\beta$ -HCH verbessert. Dies zieht eine **verstärkte  $\beta$ -HCH-Mobilisierung** nach sich. Eine weitere Verstärkung dieses hydrophoben Charakters nach einer Kalkgabe erhöht nicht die Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM. Deshalb kommt es nach einer Kalkgabe trotz erhöhter DOM-Freisetzung nicht zu einer weiteren Steigerung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung.
4. Die sehr hohe DOM-Freisetzung nach **Überstauung** bewirkt keine Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Im Boden eines Standortes führt der Rückgang aromatischer Anteile an der DOM zu einer **Aufhebung der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM**.
5. Besitzt der Boden bei einer nur mäßig hohen Kontamination eine große Adsorptionsfähigkeit für  $\beta$ -HCH und die DOM (Gre), dann muß unter **natürlichen Fließbedingungen** bei **langsamen**

**Bodenwasserbewegungen** unter dem Einfluß der DOM mit der **größten  $\beta$ -HCH-Mobilisierung** gerechnet werden. Sie erreicht dann eine Höhe, die mit den hochkontaminierten Böden (Kel, Spi) vergleichbar ist. Aufgrund der großen Verbreitung derartiger Standortverhältnisse im Gebiet der Muldeau muß auf die Gefahren für die Grundwasserqualität hingewiesen werden. Werden im Gelände das Porensystem und die Aggregatstruktur durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zerstört, kann das zu einer Verringerung der sehr hohen  $\beta$ -HCH-Mobilisierung führen. Ursache sind Adsorptionsplätze an den Kernen von Bodenaggregaten, die erst nach solchen Maßnahmen zugänglich werden.

### Schwermetalle

1. Der **Einfluß der DOM** auf die Schwermetallmobilisierung ist vom **jeweiligen Schwermetall** und vom **Standort abhängig**. Er ist besonders groß bei solchen Elementen, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können (Fe, Cr, Hg und Cu). Der DOM-Einfluß ist geringer und fehlt teilweise bei As, Al, Pb, Mn und Ba. Die DOM hat zumeist keine Wirkung auf die Mobilisierung von Cd und Zn. **Unterschiede im Gehalt an wasserlöslichem organischem Kohlenstoff und im Anteil dieser Kohlenstofffraktion am  $C_{org}$  des Bodens sind mögliche Ursachen für die unterschiedliche Wirkung der DOM auf die Schwermetallmobilisierung** in den untersuchten Böden.
2. Es zeigte sich, daß **hohe Schadstoffkontaminationen**, die zu einem **gehemmten Umsatz** der organischen Substanz führen und zur Akkumulation von wenig zersetzten organischen Substanzen beitragen, die **Mobilität im Boden vorhandener Schwermetalle erhöhen**. Dies ist eine **Folge der** im Vergleich zu nicht kontaminierten Standorten **gesteigerten DOM-Freisetzung**. Die erhöhte Schwermetallmobilisierung wird ökologisch relevant, wenn der Boden nur eine geringe Adsorptionskapazität für die DOM und für Schwermetalle besitzt. Dann sollte bei der Einschätzung der Mobilität der oben aufgezeigten Schwermetalle unbedingt die DOM einbezogen werden. In den stark kontaminierten Böden der Muldeau (Kel, Spi) muß die bezüglich einer möglichen Grundwassergefährdung besorgniserregende **Mobilisierung und Tiefenverlagerung von Cr, Cu, Hg, Cd und Zn** hervorgehoben werden.
3. Ökologisch bedeutsam ist die durch **Trockenheit** im Sommer **steigende DOM-Freisetzung** auch durch eine mit ihr **verknüpfte Mobilisierung von Schwermetallen** bei Niederschlägen, die den Trockenperioden folgen. Der starke Einfluß der DOM auf Cr muß dabei hervorgehoben werden. Es besteht aber im Gegensatz zu  $\beta$ -HCH kein grundsätzlicher, für alle Standorte gültiger Zusammenhang zwischen einer verstärkten DOM-Freisetzung im Sommer und Herbst und einer damit verknüpften Schwermetallmobilisierung.
4. Die gesteigerte DOM-Freisetzung nach **Überstauung** hat in den untersuchten Böden der Muldeau eine **verstärkte Mobilisierung solcher Schwermetalle** (und As) zur Folge, die **stabile Komplexe** mit der DOM bilden können. Dabei kann es zu einer sehr starken Mobilisierung von Cr, Cu, Hg und As kommen. **Die Standortabhängigkeit des DOM-Einflusses auf die Schwermetallmobilisierung** zeigt sich in einer stärkeren Wirkung in dem Boden, wo die DOM-Freisetzung nach Überstauung stärker ansteigt.
5. Die geprüften **Bewirtschaftungsmaßnahmen** führen **nicht** zu einer ökologisch bedeutsamen **Erhöhung der Schwermetallmobilisierung**. Erwähnenswert ist die leicht gesteigerte Hg-Mobilisierung, wenn eine Kalkung durchgeführt wird. Diese Hg-Mobilisierung erfolgt hauptsächlich durch DOM-Bestandteile, die bei



der weiteren Passage des Bodens bevorzugt sorbiert werden. Deshalb ist eine Grundwassergefährdung derzeit unwahrscheinlich.

6. In der **Dübener Heide** besteht **keine Gefahr** einer **DOM-induzierten Erhöhung der Schwermetallmobilisierung** in den Böden, die den Immissionen ausgesetzt waren. So existiert kaum ein Zusammenhang zwischen DOM-Freisetzung und Schwermetallmobilisierung. Gleichzeitig besitzen die emittentennahen Standorte die geringste DOM-Freisetzung in der Dübener Heide.

#### Methodik

1. Die erzielten Ergebnisse zeigen den **großen Wert** der durchgeführten dreimonatigen **Perkolationsversuche mit Kleinmonolithen** bei natürlicher Durchsickerung für die Erfassung des Einflusses der Bodeneigenschaften auf die Höhe und Dynamik der DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung. Nur mit diesem Versuch war es möglich, die hohe Mobilität von  $\beta$ -HCH in allen Böden zu erfassen. Versuchsbedingungen, die das Porensystem und die Aggregatstruktur zerstören (Batchversuch), **täuschen** durch **Sorptionsprozesse an den Aggregatkernen** bei einer hohen Sorptionskapazität des Bodens und einer nur geringen Sättigung dieser Plätze eine **geringe  $\beta$ -HCH-Mobilisierung** vor. Solche Versuchsbedingungen können zu einer starken Unterschätzung der Mobilität von hydrophoben organischen Schadstoffen im Boden führen. Außerdem ist im Batchversuch (Sättigungsextrakt, Schüttelprozedur) in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften eine Über- oder Unterschätzung der DOM-Freisetzung möglich.
2. Die **sehr hohe Variabilität** der **DOM-Freisetzung** und **Schadstoffmobilisierung** macht eine **Kombination der Kleinmonolithversuche mit vertiefenden Versuchen** zu ausgewählten Fragestellungen (Einfluß saisonaler Wirkungen, von veränderten Umweltbedingungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen) **notwendig**.
3. Anhand der vorgenommenen qualitativen Untersuchungen an der DOM wurde der **Einfluß der DOM-Qualität** auf die  **$\beta$ -HCH-Mobilisierung** nachgewiesen. Dies gelang hauptsächlich mit der **Synchronfluoreszenzspektroskopie**. Die **Absorption im UV-Licht** ist gut geeignet zur **Erfassung der für die Schwermetallmobilisierung bedeutsamen Eigenschaften**. Mit ihrer Hilfe ist der DOM-Einfluß auf die Schwermetallmobilisierung vor allem bei Cu und Hg wesentlich besser als mit den DOC-Gehalten zu erkennen.
4. Die **qualitative Charakterisierung der organischen Substanz** durch die Bestimmung der Gehalte des Bodens an **organischem Kohlen- und Stickstoff** als **Gesamtgehalte** und im **Heißwasserextrakt** liefert **wertvolle Informationen** zur Einschätzung der **DOM-Freisetzung**. Hilfreicher als mikrobiologische Summenparameter des Bodens sind für direkte Rückschlüsse auf die DOM-Freisetzung der Anteil von Bakterien und Pilzen an der Biomasse.

#### Hauptsächliche Folgerungen:

1. Die Qualität der DOM spielt neben ihrer Menge eine wesentliche Rolle für die Schadstoffmobilisierung. Untersuchungen zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung und Tiefenverlagerung von Schadstoffen müssen deshalb mit der standorttypischen gelösten organischen Substanz durchgeführt werden. Diese Untersuchungen müssen berücksichtigen, daß es infolge veränderter Umweltbedingungen auch zu Veränderungen an der DOM kommt, die für die Schadstoffmobilisierung von entscheidender Bedeutung sein können.

2. Unterschiede in der DOM-Freisetzung zwischen den Standorten sind das Ergebnis wechselnder Kombinationen der Bodeneigenschaften und Standortbedingungen. Anthropogene Einflüsse auf die DOM-Freisetzung werden über Veränderungen an der organischen Bodensubstanz wirksam. Von den konkreten Bedingungen abstrahierende Verallgemeinerungen zur Quantifizierung der DOM-Freisetzung sollten nur mit größter Vorsicht vorgenommen werden.
3. Insgesamt belegen die erzielten Ergebnisse den großen Einfluß der DOM-Freisetzung auf die Mobilisierung und die Verlagerung hydrophober organischer Schadstoffe ( $\beta$ -HCH und PAHs) in kontaminierten Böden der Muldeae. Dieser Einfluß ist geringer bei den untersuchten Schwermetallen. Von den akkumulierten Schadstoffen im Bereich der Muldeae stellt auf lange Sicht  $\beta$ -HCH das größte Problem für die Sicherung der Grundwasserqualität dar.
4. In den untersuchten Böden erwiesen sich die geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen als ökologisch unbedenklich hinsichtlich der Schadstoffmobilisierung. Die erhöhte DOM-Freisetzung nach langen Trockenperioden im Sommer und nach Beendigung der Vegetationsperiode im Herbst verstärkt die schon große Gefahr einer  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und -Tiefenverlagerung. Die Bedeutung von Überstauungssituationen liegt in der Möglichkeit einer DOM-induzierten Erhöhung der Schwermetallmobilisierung.
5. Die Ergebnisse zum Einfluß der DOM auf die Schadstoffmobilisierung und die aktuelle Schadstoffverteilung in den untersuchten Bodenprofilen belegen, daß die grundwasserfernen Waldböden in der Dübener Heide als Schadstoffsенke fungieren. Dagegen sind die grundwasserbeeinflussten Auenböden in der Muldeae eine potentielle und akute Schadstoffquelle für umliegende Ökosysteme.

## 8 Verzeichnisse

### 8.1 Literaturverzeichnis

- Achenbach, S., A. Fricke, K. Lorenz, J. Rollin und A. Strauss (1994): Untersuchungen zur Sanierung von HCH-belasteten Böden. TerraTech 1, 28-31.
- Adriano, D. C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, NewYork.
- Aiken, G. R. (1984): Evaluation of ultrafiltration for determining molecular weight of fulvic acid. Environ. Sci. Technol. 18, 978-981.
- Alberts J. J., C. Griffin, K. Gwynne und G. J. Leversee (1994): Binding of natural humic matter to polycyclic aromatic hydrocarbons in rivers of the southeastern United States. Wat. Sci. Tech. 30, 199-205.
- Anderson, J. P. E. and K. H. Domsch (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Biol. Fertil. Soils 10, 215-221.
- Andersson, S., I. Valeur and I. Nilsson (1994): Influence of lime on soil respiration, leaching of DOC, and C/S relationships in the mor humus of a haplic podsol. Environ. Int. 20, 81-88.
- Anonymus (1953): Klimaatlas der DDR. Akademie Verlag Berlin.
- Anonymus (1976): Atlas der DDR, Blatt 9.1, Akademie der Wissenschaften der DDR in Zusammenarbeit mit VEB Herrmann Haack, Gotha/Leipzig.
- Anonymus (1983): Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen. DIN 38414-S7.
- Anonymus (1992): Bodenbeschaffenheit: Ammoniumnitratextraktion zur Bestimmung mobiler Spurenelemente in Mineralböden. DIN V 19730.
- Anonymus (1994a): Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden. Jahresgutachten 1994. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Economica Verlag, Bonn.
- Anonymus (1994b): ARGE Sanierung Muldeae. Endbericht zum Modellprojekt Sanierung Muldeae - Leistungsabschnitt 1993. Landratsamt Bitterfeld.
- Außendorf, M. und H. Deschauer (1993): Einfluß von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC), pH und Ionenstärke auf die Schwermetallverlagerung in einem Podsol nach Kompostdüngung. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 72, 307-310.
- Baron, J., D. McKnight und A. S. Denning (1991): Sources of dissolved and particulate organic material in Loch Vale watershed, Rocky Mountains National Park, Colorado, USA. Biogeochem. 15, 89-110.
- Baronius, G. (1992): Zur Ausbildung und Dynamik von Ernährungs- und Chlorosezuständen der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im Immissionsgebiet Dübener Heide. Diss., TU Dresden.
- Benjamin, M. M. und B. D. Honeyman (1992): Trace metals. In: Butcher, S. S., R. J. Charlson, G. H. Orians und G. V. Wolfe (Eds.): Global Biogeochemical Cycles. Academic Press, London, San Diego, New York, Boston, Sydney, Tokyo, Toronto.
- Berggren, D., B. Bergkvist, U. Falkengren-Grerup, L. Folkesson und G. Tyler (1990): Metal solubility and pathways in acidified forest ecosystems of south Sweden. Sci. Total Environ. 96, 103-114.
- Berry, D. F., L. W. Zelazny und H. L. Walker, Jr. (1990): Aluminium and organic matter mobilization from forest soils infiltrated with acidified calcium sulfate solution. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 1757-1762.

- Beudert, G., L. Haumeier und W. Zech (1989): Huminstoffdynamik immissionsbelasteter Waldstandorte. Versuchskonzept und erste Ergebnisse. In: Projektgruppe Bayern zur Erforschung der Wirkung von Umweltschäden (Hrsg.): Proceedings zum 1. Statusseminar der PBWU zum Forschungsschwerpunkt "Waldschäden". GSF-Bericht 6/89, München-Neuherberg.
- Blaser, P. (1993): Komplexierung metallischer Spurenelemente durch wasserlösliche organische Substanzen. In: Frimmel, F. H. und G. Abbt-Braun (Hrsg.): Refraktäre organische Säuren in Gewässern. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 89-105.
- Blume, H.-P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Bourbonniere, R. A. (1989): Distribution patterns of dissolved organic matter fractions in natural waters from eastern Canada. *Org. Geochem.* 14, 97-107.
- Borsdorf, H., M. Möder, C. Opp, J. Stach und W. Böhlmann (1995): Untersuchungen zur Verteilung organischer Schadstoffe in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 76, 221-224.
- Bourg, A. C. M. und D. Darmendrail (1992): Effect of dissolved organic matter and pH on the migration of zinc through river bank sediments. *Environ. Technol.* 13, 695-700.
- Brahmer, G. (1990): Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmosphärischer Einträge. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 25.
- Brannon, J. M., J. C. Pennington, W. M. Davis und C. Hayes (1995): Fluoranthene  $K_{DOC}$  in sediment pore waters. *Chemosphere* 30, 419-428.
- Brümmer, G. W. (1978): Einfluß organischer Substanzen auf Löslichkeit, Bindung und Umwandlung mineralischer Bodenkomponenten. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 27, 173-180.
- Brümmer, G. W., J. Gerth und U. Herms (1986): Heavy metal species, mobility and availability in Soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 382-398.
- Buffle, J. (1988): Complexation reactions in aquatic systems: An analytical approach. Ellis Horwood Publ., Chichester, England.
- Buffle, J., P. Deladoey, J. Zumstein und W. Haerdi (1982): Analysis and characterization of natural organic matters in freshwaters. I. Study of analytical techniques. *Schweiz. Z. Hydrol.* 44/2, 325-362.
- Buffle, J. und P. Deladoey (1982): Analysis and characterization of natural organic matters in freshwaters. II. Comparison of the properties of waters of various origins and their annual trend. *Schweiz. Z. Hydrol.* 44/2, 363-391.
- Buser, H.-R. und M. D. Müller (1995): Isomer and enantioselective degradation of hexachlorocyclohexane isomers in sewage sludge under anaerobic conditions. *Environ. Sci. Technol.* 29, 664-672.
- Cabaniss, S. E. (1990): pH and ionic strength effects on nickel-fulvic acid dissociation kinetics. *Environ. Sci. Technol.* 24, 583-588.
- Campbell, D. J., D. G. Kinniburgh und P. H. T. Beckett (1989): The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: Temporal and spatial variability. *J. Soil Sci.* 40, 321-339.
- Carter, C. W. und I. H. Suffet (1982): Binding of DDT to dissolved humic materials. *Environ. Sci. Technol.* 16, 735-740.
- Chairidchai, G. S. und P. Ritchie (1990): Zinc adsorption by a lateritic soil in the presence of organic ligands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1242-1248.

- Chin, Y.-P. und W. J. Weber, Jr. (1989): Estimating the effects of dispersed organic polymers on the sorption of contaminants by natural solids: 1. A predictive thermodynamic humic-organic solute interaction model. *Environ. Sci. Technol.* 23, 978-984.
- Chin, Y.-P., W. J. Weber, Jr. und B. J. Eadie (1990): Estimating the effects of dispersed organic polymers on the sorption of contaminants by natural solids. 2. Sorption in the presence of humic and other natural macromolecules. *Environ. Sci. Technol.* 24, 837-842.
- Chin, Y.-P. und P. M. Gschwend (1992): Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine porewater organic colloids. *Environ. Sci. Technol.* 26, 1621-1626.
- Chin, Y.-P., G. Aiken und E. O'Loughlin (1994): Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1853-1858.
- Chiou, C. T. (1989): Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter. In: Sawhney, B. L. and K. Brown (Eds): *Reactions and movement of organic chemicals in soils*, SSSA Special Publication 22, 1-29.
- Chiou, C. T., L. J. Peters und V. H. Freed (1979): A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. *Science* 206, 831-832.
- Chiou, C. T., P. E. Porter und D. W. Schmedding (1983): Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. *Environ. Sci. Technol.* 17, 227-231.
- Chiou, C. T., R. L. Malcolm, T. I. Brinton und D. E. Kile (1986): Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids. *Environ. Sci. Technol.* 20, 502-508.
- Chiou, C. T., D. E. Kile, T. I. Brinton, R. L. Malcolm und J. A. Leenheer (1987): A comparison of water solubility enhancement of organic solutes by aquatic humic materials and commercial humic acids. *Environ. Sci. Technol.* 21, 1231-1234.
- Chiou, C. T., D. E. Kile und R. L. Malcolm (1988): Sorption of vapors of some organic liquids on soil humic acid and its relation to partitioning of organic compounds in soil organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 22, 298-303.
- Chittleborough, D. J., K. R. J. Smettem, E. Cotsaris und F. W. Leaney (1992): Seasonal changes in pathways of dissolved organic carbon through a hillslope soil (xeralf) with contrasting texture. *Aust. J. Soil Res.* 30, 465-476.
- Collier, K. J., R. J. Jackson und J. Winterbourn (1989): Dissolved organic carbon dynamics of developed and undeveloped catchments in Westland, New Zealand. *Archiv Hydrobiologie* 117, 21-38.
- Cronan, C. S. (1985): Comparative effects of precipitation acidity on three forest soils: Carbon cycling responses. *Plant Soil* 88, 101-112.
- Cronan, C. S. (1990): Patterns of organic acid transport from forested watersheds to aquatic ecosystems. In: Perdue, E. M. und E. T. Gjessing (Hrsg.): *Organic acids in aquatic ecosystems*. Life Sciences Research Report 48, John Wiley and Sons, Chichester, 245-260.
- Cronan, C. S. und G. R. Aiken (1985): Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochim. Cosmochim. Acta* 49, 1697-1705.
- Cronan, C. S., S. Lakshman und H. H. Patterson (1992): Effects of disturbance and soil amendments on dissolved organic carbon and organic acidity in red pine forest floors. *J. Environ. Qual.* 21, 457-463.
- Curtin, D. und G. W. Smillie (1995): Effects of incubation and pH on soil solution and exchangeable cation ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 1006-1011.

- Dahlgren, R. A. und D. J. Marrett (1991): Organic carbon sorption in arctic and subalpine spodosol B horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1382-1390.
- Dalva, M. und T. R. Moore (1991): Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochem.* 15, 1-19.
- Danzer, J., K. U. Totsche und I. Kögel-Knabner (1993): Cotransport polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und gelöster organischer Substanz in Laborsäulen. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 72, 81-84.
- David, M. B., G. F. Vance, J. F. Rissing und F. J. Stevenson (1989): Organic carbon fractions in extracts of O and B horizons from a New England spodosol: Effect of acid treatment. *J. Environ. Qual.* 18, 212-217.
- David, M. B. und W. Zech (1990): Adsorption of dissolved organic carbon and sulfate by acid forest soils in the Fichtelgebirge, FRG. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 153, 379-384.
- David, M. B. und G. F. Vance (1991): Chemical character and origin of organic acids in streams and seepage lakes of Central Maine. *Biogeochem.* 12, 17-41.
- Dawson, H. J., F. C. Ugolini, B. F. Hrutfiord und J. Zachara (1978): Role of soluble organics in the soil processes of a podsol, Central Cascades, Washington. *Soil Sci.* 126, 290-296.
- De Haan, H. (1972): Some structural and ecological studies on soluble humic compounds from Tjeukemeer. *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.* 18, 685-695.
- De Haan, H. und T. De Boer (1978): A study of the possible interactions between fulvic acids, amino acids and carbohydrates from Tjeukemeer, based on gel filtration at pH 7.0. *Wat. Res.* 12, 1035-1040.
- De Haan, H., T. De Boer, H. A. Kramer und J. Voerman (1982): Applicability of light absorbance as a measure of organic carbon in humic lake water. *Wat. Res.* 16, 1047-1050.
- Del Castillo, P., W. J. Chardon und W. Salomons (1993): Influence of cattle-manure slurry application on the solubility of cadmium, copper, and zinc in a manured acidic, loamy-sand soil. *J. Environ. Qual.* 22, 689-697.
- Del Castillo, P. und W. J. Chardon (1995): Uptake of soil cadmium by three field crops and its prediction by a pH-dependent Freundlich sorption model. *Plant and Soil* 171, 263-266.
- Deschauer, H. und I. Kögel-Knabner (1989): Bindung eines neuartigen sauren Herbizids an die wasserlösliche organische Bodensubstanz. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 59/1, 315-320.
- Deutschmann, G., F. Beese und R. Meißner (1996): Einfluß von Kiefernauaufforstungen auf den Wasserhaushalt und die Verteilung gelöster Stoffe im Bereich der Colbitzer Heide. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.*, im Druck.
- DeWitt, T. H., R. J. Ozretich, R. C. Swartz, J. O. Lamberson, D. W. Schults, G. R. Ditsworth, J. K. P. Jones, L. Hoselton und L. M. Smith (1992): The influence of organic matter quality on the toxicity and partitioning of sediment-associated fluoranthene. *Environ. Toxicol. Chem.* 11, 197-208.
- Ding, J. Y. und S. C. Wu (1995): Partition coefficients of organochlorine pesticides on soil and on the dissolved organic matter in water. *Chemosphere* 30, 2259-2266.
- Dobbs, R. A., R. H. Wise und R. B. Dean (1972): The use of u.v. absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. *Wat. Res.* 6, 1173-1180.
- Donald, R. G., D. W. Anderson und J. W. B. Stewart (1993): Potential role of dissolved organic carbon in phosphorus transport in forested soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1611-1618.

- Driscoll, C. T., V. Blette, C. Yan, C. L. Schofield, R. Munson und J. Holsapple (1995): The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 80, 499-508.
- Dudley, L. M., B. L. McNeal und J. E. Baham (1986): Time dependent changes in soluble organics, copper, nickel, and zinc from sludge amended soils. *J. Environ. Qual.* 15, 188-192.
- Dunnivant, F. M., P. M. Jardine, D. L. Taylor und J. F. McCarthy (1992): Cotransport of cadmium and hexachlorobiphenyl by dissolved organic carbon through columns containing aquifer material. *Environ. Sci. Technol.* 26, 360-368.
- Eadie, B. J., N. R. Morehead, J. Val Klump und P. F. Landrum (1992): Distribution of hydrophobic organic compounds between dissolved and particulate organic matter in Green Bay Waters. *Great Lakes Res.* 18, 91-97.
- Enders K. und P. Peklo (1976): Analyse der Verunreinigungen der Luft im Raum Bitterfeld/Wolfen - Istzustand, Auswirkungen, Sanierungsmaßnahmen. Diss. TU Freiberg.
- Eichler, D. (1983): Physikochemische Eigenschaften, Verhalten und Analytik der HCH-Isomeren. In: Hexachlorcyclohexan als Schadstoff in Lebensmitteln; Materialien zur DFG-Veranst. 28/29. November 1979 und 6. März 1980 / Dtsch. Forschungsgemeinschaft, Weinheim, Verlag Chemie, 14-17.
- Enfield, C. G., G. Bengtsson und R. Lindqvist (1989): Influence of macromolecules on chemical transport. *Environ. Sci. Technol.* 23, 1278-1286.
- Fahey, T. J., J. B. Yavitt, A. E. Blum und J. I. Drever (1985): Controls of soil-solution chemistry in lodgepole pine forest ecosystems, Wyoming. In: Caldwell, D. E., J. A. Brierley und C. L. Brierley (Hrsg.): *Planetary Ecology*, Van Nostrand Reinhold, New York, 473-484.
- Falkengren-Grerup, U. und G. Tyler (1993): The importance of soil acidity, moisture, exchangeable cation pools and organic matter solubility to the cation composition of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) soil solution. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 365-370.
- Federer, P. und H. Sticher (1994): Zusammensetzung und Spezifizierung der Bodenlösung eines mit Schwermetallen belasteten kalkreichen Bodens. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157, 131-138.
- Fiedler, H. J. (1990): *Bodennutzung und Bodenschutz*. Gustav Fischer Verlag Jena.
- Fischer, W. R. (1986): Die Komplexbildung von Cu, Pb und Cd durch heißwasserlösliche Huminstoffe. II. Die Stabilität der gebildeten Komplexe. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 120-129.
- Fox, T. R. und N. B. Comerford (1990): Low-molecular-weight organic acids in selected forest soils of the southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1139-1144.
- Fox, T. R., N. B. Comerford und W. W. McFee (1990): Phosphorous and aluminium release from a spodic horizon mediated by organic acids. *Soil Sci Soc. Am. J.* 54, 1763-1767.
- Fründ, R., G. Guggenberger, K. Haider, H. Knicker, I. Kögel-Knabner, H.-D. Lüdemann, J. Luster, W. Zech und M. Spiteller (1994): Recent advances in the spectroscopic characterization of soil humic substances and their ecological relevance. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157, 175-186.
- Gauthier, T. D., W. R. Seitz und C. L. Grant (1986): Effects of structural and compositional variations of dissolved humic materials on pyrene Koc values. *Environ. Sci. Technol.* 21, 243-248.
- Gensior, A. (1995): Humus-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. *Bodenökologie und Bodengene* Heft 17, Berlin.

- Geyer, S. (1994): Isotopengeochemische Untersuchungen an Fraktionen von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) zur Bestimmung der Herkunft und Evolution des DOC im Hinblick auf die Datierung von Grundwasser. GSF-Bericht 4/94, Neuherberg.
- Ghosh, K. und M. Schnitzer (1980): Macromolecular structures of humic substances. *Soil Sci.* 129, 266-276.
- Gisi, U., R. Schenker, R. Schulin, F. X. Stadelmann und H. Sticher (1990): *Bodenökologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- Gjessing, E. T. (1976): Physical and chemical characteristics of aquatic humus. *Ann Arbor Science*, Ann Arbor, MI.
- Göttlein, A. (1988): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf wasserlösliche organische Stoffe eines Waldbodens unter Fichte; Methodische und ökologische Untersuchungen im Rahmen des Freilandexperiments Höglwald. Diss., Univ. München.
- Göttlein, A. und H. Pruscha (1991): Statistische Auswertung des Einflusses von saurer Beregnung und Kalkung auf die Wasserlöslichkeit organischer Bodeneinhaltsstoffe. In: Kreutzer, K. und A. Göttlein (Hrsg.): *Ökosystemforschung Höglwald - Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand*. Forstwissenschaftliche Forschungen, Heft 39, Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin.
- Grieve, I. C. (1990): Variations in chemical composition of the soil solution over a four-year period at an upland site in southwest Scotland. *Geoderma* 46, 351-362.
- Guggenberger, G. (1992): Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlich immissionsbelasteten Fichtenstandorten. *Bayreuther Bodenk. Berichte* 26.
- Guggenberger, G. und W. Zech (1993): Zur Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) in Fichtenökosystemen - Ergebnisse analytischer DOM-Fraktionierung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 342-347.
- Guggenberger, G. und W. Zech (1994): Composition and dynamics of dissolved carbohydrates and lignin-degradation products in two coniferous forests, N.E. Bavaria, Germany. *Soil Biol. Biochem.* 26, 19-27.
- Haider, K. (1983): Abbau- und Umwandlung von  $\gamma$ -HCH und anderen HCH-Isomeren durch Bodenmikroorganismen. In: *Hexachlorcyclohexan als Schadstoff in Lebensmitteln: Materialien zur DFG-Veranst. 28/29. November 1979 und 6. März 1980 / Dtsch. Forschungsgemeinschaft, Weinheim, Verlag Chemie*, 73-78.
- Hayes, M. H. B. (1985): Extraction of humic substances from soil. In: Aiken, G. R., D. M. McKnight, R. L. Wershaw, und P. McCarthy (Hrsg.): *Humic substances in soil, sediment, and water.*, Wiley-Intersciences, New York, 329-362.
- Haynes, R. J. und R. S. Swift (1991): Concentration of extractable Cu, Zn, and Mn in a group of soils as influenced by air- and oven drying and rewetting. *Geoderma* 49, 319-333.
- Heikkinen, K. (1994): Organic matter, iron and nutrient transport and nature of dissolved organic matter in the drainage basin of a boreal humic river in northern Finland. *Sci. Total Environ.* 152, 81-89.
- Heinemeyer, O., H. Insam, E.-A. Kaiser und G. Walenzik (1989): Soil microbial biomass and respiration measurement: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116, 191-195.
- Henry, L. L. und I. H. Suffet (1989): Sorption of chlorinated hydrocarbons in the water column by dissolved and particulate organic matter. *Adv. Chem. Ser.* 219 (*Aquatic Humic Substances: Influence on fate and treatment of pollutants*), 159-171.
- Herbert, B. E., P. M. Bertsch und J. M. Novak (1993): Pyrene sorption by water-soluble organic carbon. *Environ. Sci. Technol.* 27, 398-403.



- Hering, J. G. und F. M. M. Morel (1988): Humic acid complexation of calcium and copper. *Environ. Sci. Technol.* 22, 1234-1237.
- Heymann, G. (1969): Erläuterungsband zur Standortskarte des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Dübener Heide. unveröff. Manuskript, VEB Forstprojektierung Potsdam, Bereich Standortserkundung Dresden.
- Hollandliste (1994): Niederländische Liste 1994: Interventions (I-Werte)- und Referenzwerte (S-Werte) für Böden und Grundwasser. In: Rosenkranz, D., G. Bachmann, G. Einsele und H.-M. Harreß (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag.
- Holm, P. E., S. Andersen und T. H. Christensen (1995): Speciation of dissolved cadmium: Interpretation of dialysis, ion exchange and computer (GEOCHEM) methods. *Wat. Res.* 29, 803-809.
- Homann, P. S. und D. F. Grigal (1992): Molecular weight distribution of soluble organics from laboratory-manipulated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1305-1310.
- Hornburg, V. und G. W. Brümmer (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 467-477.
- Hornburg, V., G. Welp und G. W. Brümmer (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158, 137-145.
- Hunchak-Kariouk, K. und I. H. Suffet (1994): Binding of organic pollutants to dissolved organic matter in anoxic pore waters. In: Senesi, N. und T. M. Miano (Eds.): Humic substances in the global environment and implications on human health, Elsevier, Amsterdam, 1031-1036.
- Inskip, W. P. und J. Baham (1983): Competitive complexation of Cd(II) and Cu(II) by water-soluble organic ligands and Na-montmorillonite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 1109-1115.
- Jakob, G., L. Duneemann, D. Zachmann und T. Brasser (1990): Untersuchungen zur Bindungsform von Schwermetallen in ausgewählten Abfällen. *Abfallwirtschaftsjournal* 2, 451-457.
- Jakob, G. und T. Brasser (1992): Schwermetallbindungsformen in ausgewählten Abfallarten. *Müll und Abfall*, 17-22.
- Jardine, P. M., N. L. Weber und J. F. McCarthy (1989): Mechanism of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1378-1385.
- Jardine, P. M., G. V. Wilson, J. F. McCarthy, R. J. Luxmoore, D. L. Taylor und L. W. Zelany (1990): Hydrogeochemical processes controlling the transport of dissolved organic carbon through a forested hill-slope. *J. Environ. Contam. Hydrol.* 6, 3-19.
- Johnson, W. P. und G. L. Amy (1995): Facilitated transport and enhanced desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by natural organic matter in aquifer sediments. *Environ. Sci. Technol.* 29, 807-817.
- Jucker, C. und M. M. Clark (1994): Adsorption of aquatic humic substances on hydrophobic ultrafiltration membranes. *Journal of Membrane Science* 97, 37-52.
- Kaiser, K. (1995): Ursachen der Sorption gelöster organischer Substanzen in sauren Waldböden. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 76, 301-304.
- Kalbitz, K. (1992): Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlich genutzter Standorte eines Wassereinzugsgebietes in Nordwest-Sachsen. Univ. Leipzig, Diplomarbeit.

- Kalbitz, K. und Mutscher, H. (1993): Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlich genutzter Standorte in einem Wassereinzugsgebiet Nordwest-Sachsens. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 71, 257-260.
- Kalbitz, K. und S. Knappe (1995): Untersuchungen zum Einfluß pedologischer Faktoren auf die DOM-Freisetzung unterschiedlich stark immissionsbelasteter Waldstandorte der Dübener Heide. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 76, 309-312.
- Kan, A. T. und M. B. Tomson (1990): Ground water transport of hydrophobic organic compounds in the presence of dissolved organic matter. Environ. Toxicol. Chem. 9, 253-263.
- Keefer, R. F., E. E. Codling und R. N. Singh (1984): Fractionation of metal-organic components extracted from a sludge-amended soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 1054-1059.
- Klimanek, E.-M. (1988): Qualität und Umsetzungsverhalten von Ernte- und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten, Habilitationsschrift, Bad Lauchstädt.
- Knappe, S. (1995): pers. Mitteilg.
- Köhler, S. und H. Liebherr (1968): Zur Kartierung von Schadzonen im Rauchsadensgebiet der Dübener Heide mit Hilfe der Bodenvegetation. unveröff. Ingenieur-Arbeit, Forstfachschnle Schwarzburg.
- König, N. und G. Dietze (1986): Komplexierung von Aluminium und Schwermetallen durch natürliche organische Substanzen in sauren Humusextrakten und natürlichen Sickerwässern. Ber. XIII. Kongr. d. Int. Bodenk. Ges. Bd. II, Hamburg, 354-355.
- König, N., P. Baccini und B. Ulrich (1986): Einfluß natürlicher organischer Substanzen auf die Schwermetallverteilung in Böden. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, 3, 84-182.
- Konopatzky, A., D. Kopp, G. Heymann, S. Köhler, G. Kümmel und C. Freyer (1995): Bodenzustandswandel forstlich genutzter Standorte des Immissionsgebietes Dübener Heide und seine Erfassung über die forstliche Boden- und Standortkartierung. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 77, 95-124.
- Koprivnjak, J.-F. und T. R. Moore (1992): Sources, sinks, and fluxes of dissolved organic carbon in subarctic fen catchments. Arctic and Alpine Research 24/3, 204-210.
- Körschens, M., E. Schulz und R. Behm, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. Zentralbl. Mikrobiol. 45, 305-311.
- Kosian, P. A., R. A. Hoke, G. T. Ankley und F. M. Vandermeiden (1995): Determination of dieldrin binding to dissolved organic material in sediment pore water using a reverse-phase separation technique. Environ. Toxicol. Chem. 14, 445-450.
- Kramer, J. R., P. Brassard, P. Collins, T. A. Clair und P. Takats (1990): Variability of organic acids in watersheds. In: Perdue, E. M. und E. T. Gjessing (Hrsg.): Organic acids in aquatic ecosystems. Life Sciences Research Report 48, John Wiley and Sons, Chichester, 127-139.
- Krapp, L. und R. Ruske (1992): Geologische Verhältnisse von Bitterfeld und ihre Relevanz zu Kontaminationen des Grundwassers und Bodens. Schadstoffe und Umwelt 10, 85-91.
- Kreutzer, K. (1995): Effects of liming on soil processes. Plant and Soil 168-169, 447-470.
- Kreutzer, K. und L. Zelles (1986): Die Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung auf die mikrobielle Aktivität im Boden. Forstw. Cbl. 105, 314-317.
- Krüger, A., B. Schneider, H. Neumeister und H. Kupsch (1995): Akkumulation und Transport von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebietes. Geoökodynamik 16, 25-56.

- Kugler, H. und G. Villwock (1995): Geomorphologie des mitteldeutschen Raumes. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 77, 23-26.
- Kuiters, A. T. und W. Mulder (1992): Gelpermeation chromatography and Cu-binding of water-soluble organic substances from litter and humus layers of forest soils. *Geoderma*, 52, 1-15.
- Kukkonen, J., J. F. McCarthy und A. Oikari (1990): Effects of XAD-8 fractions of dissolved organic carbon on the sorption and bioavailability of organic micropollutants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19, 551-557.
- Kukowski, H. und G. W. Brümmer (1989): Untersuchungen zur Adsorption organischer Chemikalien in Abhängigkeit vom Stoffbestand der Böden. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 59/1, 401-406.
- Lafrance, P., O. Banton, P. G. C. Campbell und J. P. Villeneuve (1989): Modeling solute transport in soils in the presence of dissolved humic substances. *Sci. Total Environ.* 86, 207-221.
- Landrum, P. E., S. R. Nihart, B. J. Eadie und L. R. Herche (1987): Reduction in bioavailability of organic contaminants to the amphipod *Pontoporeia hoyi* by dissolved organic matter of sediment interstitial waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 6, 11-20.
- Lauer, M., T. Heymann und C. Schneider (1992): Methodische Grundlagen und erste Ergebnisse zur modellhaften Untersuchung einer durch industrielle Abwässer kontaminierten Flußbaue mit dem Ziel einer ökologisch verträglichen Sanierung - Muldeue zwischen Bitterfeld und Dessau. *Schadstoffe und Umwelt* 10, 163-170.
- Leber, G. (1983): Historische Entwicklung, Herstellung und Anwendung von HCH und Lindan. In: Hexachlorcyclohexan als Schadstoff in Lebensmitteln: Materialien zur DFG-Veranst. 28/29. November 1979 und 6. März 1980 / Dtsch. Forschungsgemeinschaft, Weinheim, Verlag Chemie, 11-13.
- Legler, B. (1970): Regionalgeographische Untersuchungen der Raumstruktur im Elbe-Mulde-Winkel (Dübener Heide). *Wiss. Veröff. Geogr. Inst. DAW, N.F.* 27/28, Leipzig, 147-262.
- Leenheer, J. A. (1981): Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environ. Sci. Technol.* 15, 578-587.
- Leenheer, J. A. und E. W. D. Huffman (1976): Classification of organic solutes in water by using macroreticular resins. *J. Res. U.S. Geol. Survey* 4, 737-751.
- Leenheer, J. A. und H. A. Stuber (1981): Migration through soil of organic solutes in an oil-shale process water. *Environ. Sci. Technol.* 15, 1467-1475.
- Liebe, F., G. W. Brümmer und W. König (1995): Ableitung von Prüferten für die mobile Fraktion potentiell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalens. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 76, 345-348.
- Liechty, H. O., E. Kuuseoks und G. D. Mroz (1995): Dissolved organic carbon in northern hardwood stands with differing acidic inputs and temperature regimes. *J. Environ. Qual.* 24, 927-933.
- Litaor, M. I. und E. M. Thurman (1988): Acid neutralization processes in an alpine watershed front range, Colorado, USA. - I. Buffering capacity of dissolved organic carbon in soil solution. *Appl. Geochem.* 3, 645-652.
- Litz, N. (1993): Verhalten von Umweltchemikalien in Böden - Bewertungsverfahren für die Umweltplanung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 203-208.
- Liu, H. und G. Amy (1993): Modeling partitioning and transport interactions between natural organic matter and polynuclear aromatic hydrocarbons in groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1553-1562.

- Lux, H. (1965): "Rauchschaden-Großraumdiagnose" - ein Verfahren zur großflächigen Erfassung und Abgrenzung von Rauchschäden in Kieferngebieten (dargestellt am Bsp. der Dübener Heide im mitteldeutschen Industriegebiet). Diss., TU Dresden.
- Mabey, W. R., J. H. Smith, R. T. Podoll, H. L. Johnson, T. Mill, T.-W. Chou, J. Gates, I. W. Partridge und H. Jaber (1982): Aquatic fate process data for organic priority pollutants. EPA Report No. 440/4-81-014 by SRI International, Menlo Park, CA, USA.
- Madhun, Y. A., J. L. Young und V. H. Freed (1986): Binding of herbicides by water-soluble organic materials from soil. *J. Environ. Qual.* 15, 64-68.
- Magee, B. R., L. W. Lion und A. T. Lemley (1991): Transport of dissolved organic macromolecules and their effect on the transport of phenanthrene in porous media. *Environ. Sci. Technol.* 25, 323-331.
- Malcolm, R. L. (1990): The uniqueness of humic substances in each of soil, stream and marine environments. *Anal. Chim. Acta* 232, 19-30.
- Mansfeldt, T. und B. Krause (1995): Adsorption von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) im Mineralboden stauwasserbeeinflusster Böden des Kernmünsterlandes. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 76, 361-364.
- Marschner, B. (1995): Bodenchemische und -biologische Einflußfaktoren der Freisetzung von PAK und PCB in einem Rieselfeldboden. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 76, 365-368.
- Marschner, B., W. Wilczynski, M. Renger und K. Stahr (1989): Veränderungen von Humuszusammensetzung und bodenchemischen Eigenschaften einer Rostbraunerde nach einer Kalkungsmaßnahme. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 59/1, 417-422.
- Marschner, B., U. Henke und G. Wessolek (1995): Effects of meliorative additives on the adsorption and binding forms of heavy metals in a contaminated topsoil from a former sewage farm. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158, 9-14.
- Maxin, C. (1992): Sorption Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) an die wasserlösliche organische Substanz in Böden (WOBS): Bayreuther Bodenk. Berichte 25.
- McBride, M. B. (1989): Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Adv. Soil Sci.* 10, 1-56.
- McCarthy, A. J., A. Paterson und P. Broda (1986): Lignin solubilisation by *Thermonospora mesophila*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 24, 347-352.
- McCarthy, J. F. und B. D. Jimenez (1985): Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons and dissolved humic material. *Environ. Sci. Technol.* 19, 1072-1076.
- McCarthy, J. F. und J. M. Zachara (1989): Subsurface transport of contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 23, 496-502.
- McCarthy, J. F. und P. M. Jardine (1990): Colloid-facilitated transport in laboratory soil columns. Oak Ridge National Laboratory, Environ. Sci. Division, Oak Ridge, Tennessee, USA.
- McCarthy, J. F., T. M. Williams, L. Liang, P. M. Jardine, L. W. Jolley, D. L. Taylor, A. V. Palumbo und L. W. Cooper (1993): Mobility of natural organic matter in a sandy aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 27, 667-676.
- McDowell, W. H. und G. E. Likens (1988): Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecol. Monographs* 58, 177-195.
- McDowell, W. H. und T. Wood (1984): Soil processes control dissolved organic carbon concentration in stream water. *Soil Sci.* 137, 23-32.

- McKnight, D. M., P. Bensen, D. A. Francko, E. T. Gjessing, U. Münster, R. C. Petersen, Jr., O. M. Skulberg, C. E. W. Steinberg, E. Tipping, S. A. Visser, P. W. Werner und R. G. Wetzel (1990): How do organic acids interact with solutes, surfaces, and organisms? In: Perdue, E. M. und E. T. Gjessing (Hrsg.): Organic acids in aquatic ecosystems. Life Sciences Research Report 48, John Wiley and Sons, Chichester, 223-243.
- Meißner, R. (1993): Erfahrungen und Ergebnisse bei der Bearbeitung wasserwirtschaftlicher Fragestellungen durch den Einsatz von Lysimetern unterschiedlicher Bauart. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 71, 153-156.
- Meyer, J. L. (1990): Production and utilization of dissolved organic carbon in riverine ecosystems. In: Perdue, E. M. und E. T. Gjessing (Hrsg.): Organic acids in aquatic ecosystems. Life Sciences Research Report 48, John Wiley and Sons, Chichester, 281-299.
- Michaelis, W., H. H. Richnow und R. Seifert (1995): Chemically bound chlorinated aromatics in humic substances. Naturwiss. 82, 139-142.
- Moore, T. R. (1988): Dissolved iron and organic matter in northern peatlands. Soil Sci. 145, 70-76.
- Moore, T. R. (1989): Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand, 1. Maimai. Wat. Resour. Res. 25, 1321-1330.
- Moore, T. R. und R. J. Jackson (1989): Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand, 2. Larry River. Water Resour. Res. 25, 1331-1339.
- Morehead, N. R., B. J. Eadie, B. Lake, P. F. Landrum und D. Berner (1986): The sorption of PAH onto dissolved organic matter in Lake Michigan Waters. Chemosphere 15, 403-412.
- Mrkva, M. (1975): Automatic u.v.-control system for relative evaluation of organic water pollution. Wat. Res. 9, 587-589.
- Mulholland, P. J., C. N. Dahm, M. B. David, D. M. DiToro, T. R. Fisher, I. Kögel-Knabner, M. H. Meybeck, J. L. Meyer und J. R. Sedell (1990): What are the temporal and spatial variations of organic acids at the ecosystem level?. In: Perdue, E. M. und E. T. Gjessing (Hrsg.): Organic acids in aquatic ecosystems. Life Sciences Research Report 48, John Wiley and Sons, Chichester, 315-329.
- Müller, G. (1965): Bodenbiologie. VEB Gustav Fischer Verlag Jena.
- Murphy, E. M., J. M. Zachara und S. C. Smith (1990): Influence of mineral-bound humic substances on the sorption of hydrophobic organic compounds. Environ. Sci. Technol. 24, 1507-1516.
- Murphy, E. M. und J. M. Zachara (1995): The role of sorbed humic substances on the distribution of organic and inorganic contaminants in groundwater. Geoderma 67, 103-124.
- Nätscher, L. (1987): Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Auflagehorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges. Diss., Techn. Univ. München.
- Neite, H. (1989): Zum Einfluß von pH und organischem Kohlenstoffgehalt auf die Löslichkeit von Eisen, Mangan und Zink in Waldböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 441-445.
- Nelson, P. N., J. A. Baldock und J. M. Oades (1993): Concentration and composition of dissolved organic carbon in streams in relation to catchment soil properties. Biogeochem. 19, 27-50.
- Neumeister, H., C. Franke, C. Nagel, G. Peklo, R. Zierath und P. Peklo (1991): Immissionsbedingte Stoffeinträge aus der Luft als geomorphologischer Faktor. 100 Jahre atmosphärische Deposition im Raum Bitterfeld (Sachsen-Anhalt). Geoökodynamik 12, 1-40.

- Neumeister, H. und R. Ruske (1995): Immissionsgeprägte Böden der Industrieregion Bitterfeld. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 77, 339-372.
- Newell, A. D. und J. G. Sanders (1986): Relative copper binding capacities of dissolved organic compounds in a coastal-plain estuary. *Environ. Sci. Technol.* 20, 817-821.
- Pardue, J. H., P. H. Masscheleyn, R. D. DeLaune und W. H. Patrick, Jr. (1993): Assimilation of hydrophobic chlorinated organics in freshwaters wetlands: Sorption and sediment-water exchange. *Environ. Sci. Technol.* 27, 875-882.
- Petersen, R. C. und K. W. Cummis (1974): Leaf processing in a Woodland stream. *Freshwater Biol.* 4, 343-368.
- Pettersson, C., K. Bishop, Y.-H. Lee und B. Allard (1995): Relations between organic carbon and methylmercury in humic rich surface waters from svartberget catchment in northern Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 80, 971-979.
- Pohlman, A. A. und J. G. McColl (1988): Soluble organics from forest litter and their role in metal dissolution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 265-271.
- Popp, P., K. Kalbitz und G. Oppermann (1994): Application of solid-phase microextraction and gas chromatography with electron-capture and mass spectrometric detection for the determination of hexachlorocyclohexanes in soil solutions. *J. Chromatogr. A*, 687, 133-140.
- Popp, P., A. Kauert und K. Kalbitz (1995): Festphasenmikroextraktion (SPME). *GIT Fachzeitschrift für das Laboratorium* 39, 325-331.
- Prietzl, J., S. Baur und K.H. Feger (1989): Al-Speziierung im Sickerwasser von Schwarzwaldböden. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 59, 767-772.
- Qualls, R. G. und B. L. Haines (1991): Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1112-1123.
- Qualls, R. G., B. L. Haines und W. T. Swank (1991): Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest ecosystem. *Ecology* 72, 254-266.
- Qualls, R. G. und B. L. Haines (1992): Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and streamwater. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 578-586.
- Raber, B. und I. Kögel-Knabner (1994): DOM (dissolved organic matter) anthropogener und natürlicher Substrate: Carrierfunktion für PAK. In: Alef, K., W. Blum, S. Schwarz, A. Riss, H. Fiedler und O. Hutzinger (Hrsg.): *Ecoinforma '94*, 3. Fachtagung und Ausstellung für Umweltinformation und Umweltkommunikation., Band 6, Bodenkontamination, Bodensanierung, Bodeninformationssysteme, 97-109.
- Rippen, G. (1994): *Handbuch Umweltchemikalien. Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften.* Ecomed, Landsberg/Lech.
- Rostan, J. C. und B. Cellot (1995): On the use of uv spectrophotometry to assess dissolved organic carbon origin variations in the upper Rhone river. *Aquatic Sci.* 57, 70-80.
- Schachtschabel, P., H.-P. Blume, G. W. Brümmer, K.-H. Hartge und U. Schwertmann (1989): *Lehrbuch der Bodenkunde.* Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schierl, R., A. Göttlein, E. Hohmann, D. Trübenbach und R. Kreutzer (1986): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf Huminstoffe sowie die Aluminium- und Schwermetalldynamik in wäßrigen Bodenextrakten. *Forstw. Cbl.* 105, 309-313.

- Schiff, S. L. und R. Aravena (1990): Dissolved organic carbon cycling in forested watersheds: A carbon isotope approach. *Wat. Resour. Res.* 26, 2949-2957.
- Schlautman, M. A. und J. J. Morgan (1993): Effects of aqueous chemistry on the binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by dissolved humic materials. *Environ. Sci. Technol.* 27, 961-969.
- Schlichting, E., H.-P. Blume und K. Stahr (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin, Wien.
- Schlinkert, A. (1992): Jahreszeitliche Dynamik der Inhaltsstoffe von Bodenlösungen aus A-Horizonten unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsweise und Standorteigenschaften. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 7.
- Schlinkert, A. und G. W. Brümmer (1991): Gehalte an organischer Substanz sowie Speziesverteilung verschiedener Schwermetalle in der Lösungsphase von Oberböden. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 66/1, 397-400.
- Schnitzer, M. und S. U. Khan (1978): *Soil organic matter*. *Developments in soil science* 8, Elsevier, Amsterdam.
- Scholz, R. W., T. M. May, N. Nothbaum, E. Nolteernsting, R. Brockmann, H. Wolff, K.-H. Deubel, H. Grossert, C. Fürst, P. Fürst, D. Krebs, H. Schlebusch, U. Wagner, H. Schöler und B. Seeber (1992): Donator-Akzeptor-Strukturen für organische Parameter und Belastungen der Einwohner des Landkreises Bitterfeld. *Schadstoffe und Umwelt* 10, 277-285.
- Schulte, A. und F. Beese (1994): Adsorptionsdichte-Isothermen von Schwermetallen und ihre ökologische Bedeutung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157, 295-303.
- Sedell, J. R. und C. N. Dahm (1990): Spatial and temporal scales of dissolved organic carbon in streams and rivers. In: Perdue, E. M. und E. T. Gjessing (Hrsg.): *Organic acids in aquatic ecosystems*. *Life Sciences Research Report* 48, John Wiley and Sons, Chichester, 261-279.
- Senesi, N. und Y. Chen (1989): Interactions of toxic organic chemicals with humic substances. *Ecological Studies* 73: *Toxic organic chemicals in porous media*, Springer Verlag, 37-90.
- Seto, M. und Y. Saeko (1983): The amounts of dissolved organic carbon in the soil solution of a forest and a farm soil in situ. *Jap. J. Ecol.* 33, 305-312.
- Seto, M. und K. Yanagiya (1983): Rate of CO<sub>2</sub> evolution from soil in relation to temperature and amount of dissolved organic carbon. *Jap. J. Ecol.* 33, 199-205.
- Shipitalo, M. J., W. M. Edwards, W. A. Dick und L. B. Owens (1990): Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1530-1536.
- Shotyk, W. und G. Sposito (1990): Fluorescence spectroscopy of aqueous leaf litter extracts and their complexes with aluminium. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1305-1310.
- Simard, R. R., L. J. Evans und T. E. Bates (1988): The effects of additions of CaCO<sub>3</sub> and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. *Can. J. Soil Sci.* 68, 41-52.
- Sims, J. L. und W. H. Patrick (1978): Distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 258-268.
- Steinweg, B. und T. Mansfeldt (1995): Einträge und Dynamik des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in stauwasserbeeinflussten Böden des Kernmünsterlandes. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 76, 457-460.
- Tate, C. M. und J. L. Meyer (1983): The influence of hydrologic conditions and successional state on dissolved organic carbon export from forested watersheds. *Ecology* 64, 25-32.

- Tebaay, R. H. (1994): Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens. Bonner Bodenk. Abhandlungen 14.
- Tebaay, R. H., G. Welp und G. W. Brümmer (1993): Gehalte an Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 1-10.
- Thurman, E. M. (1985): Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht / Boston / Lancaster.
- Tipping, E. und M. A. Hurley (1988): A model of solid-solution interactions in acid organic soils, based on the complexation properties of humic substances. J. Soil Sci. 39, 505-519.
- Tipping, E. und C. Woof (1990): Humic substances in acid organic soils: Modeling their release to the soil solution in terms of humic charge. J. Soil Sci. 41, 573-586.
- Totsche, K. U. (1992): Co-Transport in Böden: Konzeption und Bau einer Laborbodensäulenanlage und Modellentwicklung. Bayreuther Bodenk. Berichte 27.
- Tramonti, V., R. H. Zienius und D. S. Gamble (1986): Solution phase interaction of lindane with fulvic acid: Effect of solution pH and ionic strength. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 24, 203-212.
- Ulrich, B. und P. K. Khanna (1972): Desorption and dissolution of salts from soils as a function of soil : water ratio. Soil Sci. 114, 250-253.
- Vance, G. F. und M. B. David (1991): Chemical characteristics and acidity of soluble organic substances from a northern hardwood forest floor. Central Maine, USA. Geochim. Cosmochim. Acta 55, 3611-3625.
- Vance, G. F., M. B. David, S. E. Finn und F. J. Stevenson (1991): Characterization and acid properties of dissolved organic carbon from a maine spodosol. Univ. of Illinois, USA.
- Vance, G. F. und M. B. David (1992): Dissolved organic carbon and sulfate sorption by spodosol mineral horizons. Soil Sci. 154, 136-144.
- von Oepen, B., W. Kördel und W. Klein (1991): Sorption of nonpolar compounds to soils: Processes, measurement and experiences with the applicability of the modified OECD-Guideline 106. Chemosphere 22, 285-304.
- Wershaw, R. L. (1986): A new model for humic materials and their interactions with hydrophobic organic chemicals in soil-water or sediment-water systems. J. Contam. Hydrol. 1, 29-45.
- Wershaw, R. L., P. J. Burcar und M. C. Goldberg (1969): Interaction of pesticides with natural organic material. Environ. Sci. Technol. 3, 271-273.
- Wiegand, S., R. Remane und U. Amarell (1994): Untersuchungen an Zikaden (*Homoptera, Auchenorrhyncha*) in unterschiedlich immissionsbeeinflussten Kiefernforsten der Dübener Heide. Z. Ökologie u. Naturschutz 3, 71-79.
- Wilander, A., H. Kvarnäst und T. Lindell (1974): A modified fluorometric method for measurement of lignin sulfonates and its in situ application in natural waters. Wat. Res. 8, 1037-1045.
- Wilcke, W. und M. Kaupenjohann (1994): Small scale heterogeneity of soil chemical properties. II. Fractions of aluminium and heavy metals. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 459-465.
- Yavitt, J. B. und T. J. Fahey (1985): Organic chemistry of the soil solution during snowmelt leaching in *Pinus contorta* forest ecosystem, Wyoming. In: Caldwell, D. E., J. A. Brierley und C. L. Brierley (Hrsg.): Planetary Ecology. Van Nostrand Reinhold, New York, 485-496.



- Zabowski, D. und F. C. Ugolini (1990): Lysimeter and centrifuge soil solution: Seasonal differences between methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1130-1135.
- Zech, W., F. Ziegler, I. Kögel-Knabner und L. Haumaier (1992): Humic substances distribution and transformation in forest soils. *Sci. Total Environ.* 117/118, 155-174.
- Zech, W., G. Guggenberger, L. Haumaier und I. Kögel-Knabner (1993): Strukturaufklärung und Funktion wasserlöslicher organischer Bodensubstanzen. In: Frimmel, F. H. und G. Abbt-Braun (Hrsg.): *Refraktäre organische Säuren in Gewässern*. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 47-70.
- Zech, W., G. Guggenberger und H.-R. Schulten (1994): Budgets and chemistry of dissolved organic carbon in forest soils: effects of anthropogenic soil acidification. *Sci. Total Environ.* 152, 49-62.
- Zernichow, L. und W. Lund (1995): Size exclusion chromatography of aluminium species in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 300, 167-171.
- Zhou, J. L., S. Rowland und R. F. C. Mantoura (1995): Partition of synthetic pyrethroid insecticides between dissolved and particulate phases. *Wat. Res.* 29, 1023-1031.
- Zsolnay, A. (1993): Der wasserlösliche Anteil des Humus. *Mittlgn Dtsch. Bodenk. Ges.* 71, 247.
- Zumstein, J. und J. Buffle (1989): Circulation of pedogenic and aquagenic organic matter in an eutrophic lake. *Wat. Res.* 23, 229-239.

## 8.2 Verzeichnis verwendeter Abkürzungen und Symbole

### allgemeine Abkürzungen und Symbole:

A	Absorption
AAS	Atomabsorptionsspektrometrie
Anh.	Anhang
$C_{\text{hwf}}$	heißwasserlöslicher Kohlenstoff
$\text{cmol}_c$	Centimol Ionenladung
$C_{\text{org}}$	organischer Kohlenstoff
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
dithionitl. Eisen	dithionitlösliches Eisen
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
$\text{DOC}_{\text{max}}$	maximale DOC-Konzentration in den Bodenperkolaten
$\text{DOC}_{\text{mit}}$	mittlere DOC-Konzentration in den Bodenperkolaten
DOM	Dissolved Organic Matter (gelöste organische Substanz)
GC	Gaschromatographie
GPV	Gesamtporenvolumen
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
HiB	hydrophile Basen
HiN	hydrophile Neutrale
HiS	hydrophile Säuren
HoB	hydrophobe Basen
HoN	hydrophobe Neutrale
HoS	hydrophobe Säuren
HOS <sub>t</sub>	hydrophobe organische Schadstoffe
HPLC	High Performance Liquid Chromatography (Hochleistungsflüssigkeitschromatographie)
H-Wert	Summe der austauschbaren Wasserstoff- und Aluminiumionen im Boden
IC	Inorganic Carbon (anorganischer Kohlenstoff)
ICP/AES	Inductively Coupled Plasma/Atomic Emission Spectroscopy
KAK	Kationenaustauschkapazität
$\text{KAK}_{\text{pot}}$	potentielle Kationenaustauschkapazität
$K_{\text{DOC}}$	Verteilungskoeffizient zwischen frei gelöstem und an den DOC gebundenen Schadstoff
$K_{\text{oc}}$	Verteilungskoeffizient von Stoffen zwischen Boden und Bodenlösung, normiert auf den Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff
$K_{\text{ow}}$	Verteilungskoeffizient einer organischen Verbindung zwischen Oktanol und Wasser
L	Liter
M %	Masse %
n.b.	nicht bestimmt
$N_{\text{hwf}}$	heißwasserlöslicher Stickstoff
n.n.	nicht nachweisbar
$N_{\text{org}}$	organischer Stickstoff
oxalatl. Eisen	oxalatlösliches Eisen
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoff)
S	Löslichkeit
Standardabw.	Standardabweichung
S-Wert	Gehalt des Bodens an austauschbaren Basen
TRD	Trockenrohddichte (Lagerungsdichte)
TS	Trockensubstanz
UV/VIS	Ultraviolet/Visible (ultraviolettes und sichtbares Licht)
WK	Wasserkapazität
Vol %	Volumen %
V-Wert	Anteil der austauschbaren Basen an der KAK

**Kurzzeichen der Standorte:**

Bob	Bobbau (Muldeaue)
Gre	Greppin (Muldeaue)
Kel	Keller (Muldeaue)
Lub	Lutherstein Buche (Dübener Heide)
Luk	Lutherstein Kiefer (Dübener Heide)
Pou	Pouch (Dübener Heide)
Rei	Reinharz (Dübener Heide)
Spi	Spittel (Muldeaue)
Spi/sandig	sandig/kiesiger Abschnitt des Standortes Spittel (Muldeaue)
Spi/schluffig	schluffiger Abschnitt des Standortes Spittel (Muldeaue)

**Kurzzeichen der Versuchsvarianten:**

Monolithversuch zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung

K (Gre-K, Kel-K)	Kontrolle (Standorte Greppin und Keller)
U (Gre-U, Kel-U)	Umbruch (Standorte Greppin und Keller)
U+Ca (Gre-U+Ca, Kel-U+Ca)	Umbruch + Kalkung (Standorte Greppin und Keller)

Inkubationsversuch zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung

Ko-K (Gre-Ko-K, Kel-Ko-K)	Kontrolle bei 4°C (Standorte Greppin und Keller)
Ko-R (Gre-Ko-R, Kel-Ko-R)	Kontrolle bei 25°C (Standorte Greppin und Keller)
Ca (Gre-Ca, Kel-Ca)	Kalkung (Standorte Greppin und Keller)
Gr (Gre-Gr, Kel-Gr)	Graszufuhr (Standorte Greppin und Keller)
GrCa (Gre-GrCa, Kel-GrCa)	Kombination von Kalkung und Graszufuhr (Standorte Greppin und Keller)
Üb (Gre-Üb, Kel-Üb)	Überstauung (Standorte Greppin und Keller)
Üb 1	3 Tage Überstauung
Üb 2	10 Tage Überstauung
Üb 3	30 Tage Überstauung
Tr (Gre-Tr, Kel-Tr)	Trocknung (Standorte Greppin und Keller)
Tr 1	3 Tage Trocknung
Tr 2	10 Tage Trocknung
Tr 3	30 Tage Trocknung
Tr 4	60 Tage Trocknung
Tr-Wie (Gr-Tr-Wie, Kel-Tr-Wie)	Trocknung mit anschließender Wiederbefeuchtung (Standorte Greppin und Keller)

## 8.3 Tabellenverzeichnis

	Seite	
Tab. 1	Wichtige pedologische Eigenschaften der Standorte in der Dübener Heide	8
Tab. 2	Wichtige Bodeneigenschaften und Schadstoffgehalte der Standorte in der Muldeaue	12
Tab. 3	Korrelationskoeffizienten zwischen C- und N-Kennwerten des Bodens, der Bodenatmung und Parametern der DOM-Freisetzung (Mittel- und Maximalwerte der DOC-Konzentration sowie freigesetzte DOC-Menge in den Perkolaten je Monolith, maximaler prozentualer Anstieg der DOC-Konzentration nach Trockenheit je Monolith im Vergleich zum dazugehörigen Mittelwert)	31
Tab. 4	Ausgewählte Kennwerte der organischen Substanz (0 bis 10 cm), der mikrobiellen Bodeneigenschaften und der DOM-Freisetzung in den Böden der Dübener Heide und der Muldeaue	32
Tab. 5	Porenvolumen, Trockenrohdichte und Wasserkapazität in den Monolithen der Muldeaue (10-15 cm Tiefe)	35
Tab. 6	Korrelationskoeffizienten zwischen dem Gehalt der Böden an oxalat- und dithionitlöslichem Fe und den Parametern der DOM-Freisetzung	38
Tab. 7	Gehalte der Böden in der Muldeaue und der Dübener Heide an oxalat- und dithionitlöslichem Eisen	39
Tab. 8	Ergebnisse der berechneten linearen Regressionen der DOC-Konzentration auf die Bodenfeuchte in den Böden der Muldeaue und der Dübener Heide	40
Tab. 9	Gehalte der Perkolate in der Dübener Heide an Schwermetallen und Al (in mg L <sup>-1</sup> ; Mittelwerte, Minimum und Maximum)	47
Tab. 10	Gehalte der Perkolate in der Muldeaue an Schwermetallen, As und Al (in mg L <sup>-1</sup> ; Mittelwerte, Minimum und Maximum)	48
Tab. 11	Multiple Bestimmtheitsmaße und partielle Korrelationskoeffizienten bei linearen Regressionen zwischen dem Gehalt der Perkolate an Schwermetallen, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können, und dem pH-Wert sowie der DOC-Konzentration für den gesamten Untersuchungszeitraum und für die jeweils ersten Perkolate nach Trockenheit in Kel	51
Tab. 12	Korrelationskoeffizienten zwischen Maximal- und Mittelwerten der DOC- und Hg-Konzentration sowie freigesetzten Mengen (n=16)	52
Tab. 13	Wasserlösliche Gehalte an $\alpha$ - und $\beta$ -HCH im Profil von Spi (Angaben in $\mu\text{g L}^{-1}$ und in $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden; W1 = Wasserextrakt mit Schüttelprozedur, W2 = Sättigungsextrakt)	59
Tab. 14	Menge und Zustand der organischen Substanz zu den beiden Beprobungsterminen für die Monolithversuche 1993 und 1994	63
Tab. 15	Schwermetallgehalte der Perkolate der Bearbeitungsvarianten von Kel und Gre (in mg L <sup>-1</sup> )	64
Tab. 16	Anteile der DOM-Fractionen am DOC-Gehalt des Bodens und Gehalt des Bodens an den DOM-Fractionen (Mittelwerte der Varianten)	70
Tab. 17	Übersicht über den Einfluß der DOM auf die Schwermetallmobilisierung durch die geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen	80
Tab. 18	Wasserlöslichen Cu-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel und Gre (Mittelwerte der 3 Termine in mg kg <sup>-1</sup> Boden)	80
Tab. 19	Mittelwerte der wasserlöslichen As-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel und Gre (mg kg <sup>-1</sup> Boden)	83
Tab. 20	An die DOM gekoppelte $\beta$ -HCH-Menge, frei im Wasser gelöste $\beta$ -HCH-Gehalte und Anteil des an die DOM gekoppelten $\beta$ -HCH am $\beta$ -HCH im Wasserextrakt in den verschiedenen Varianten von Kel (Mittelwerte sowie bei den Varianten Überstauung und Trocknung Werte zum jeweiligen Beprobungstermin)	86

Tab. 21	Mittelwerte wasserlöslicher $\alpha$ - und $\gamma$ -HCH-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel in $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden	91
Tab. 22	Mittelwerte wasserlöslicher $\alpha$ - und $\gamma$ -HCH-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Gre in $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden	92
Tab. 23	Mittelwerte und Standardabweichungen (n=12) der pH-Werte und der Elementkonzentration (in $\text{mg L}^{-1}$ ) in den Bodenextrakten der Standorte der Muldeae und der Dübener Heide von Mai 1994 bis April 1995	103
Tab. 24	Jahresmittelwerte und Standardabweichungen (Stand.-abw.) der HCH-Konzentration in den Bodenextrakten der Muldeae (ermittelt von Mai 1994 bis April 1995; in $\mu\text{g L}^{-1}$ )	107

## 8.4 Abbildungsverzeichnis

	Seite	
Abb. 1	Höhe der DOC-Konzentration in verschiedenen Kompartimenten von Ökosystemen	2
Abb. 2	Tiefenverlauf verschiedener Schadstoffe in den Profilen von Kel und Spi	14
Abb. 3	Form und Maße der verwendeten Kleinmonolithe (Angaben in mm)	15
Abb. 4	Bewässerungsregime der Kleinmonolithe der Dübener Heide	16
Abb. 5	Ablaufschema der DOM-Fraktionierung	26
Abb. 6	DOC-Konzentration in allen untersuchten Perkolaten der Monolithe der Dübener Heide und der Muldeauce	27
Abb. 7	Summenkurven der freigesetzten DOC-Menge je Monolith und des gewonnenen Perkolatvolumens im Verlauf des gesamten Kleinmonolithversuches	27
Abb. 8	Dynamik der DOC-Konzentration in den Perkolaten der Dübener Heide und der Muldeauce 1993	29
Abb. 9	Abhängigkeit der maximalen DOC-Konzentration in den Perkolaten der Dübener Heide vom C/N-Verhältnis in der heißwasserlöslichen Fraktion und der Bodenatmung	33
Abb. 10a	Gehalte der Böden der Muldeauce in 0-10 cm Tiefe an austauschbarem Ca und Anstiege der DOC-Konzentration nach Trockenheit im Vergleich zur mittleren DOC-Konzentration (in %)	37
Abb. 10b	Lineare Regression zwischen dem Gehalt der Böden in der Dübener Heide in 10-25 cm Tiefe an austauschbarem Ca und der freigesetzten DOC-Menge je Monolith (n=15, r=0,7)	37
Abb. 11a	Zusammenhang zwischen DOC-Konzentration und Bodenfeuchte in den Monolithen der Dübener Heide (Kiefernforste)	40
Abb. 11b	Zusammenhang zwischen DOC-Konzentration und Bodenfeuchte in den Monolithen der Muldeauce	40
Abb. 12	Zusammenhang zwischen DOC- und Ca-Konzentration in den Perkolaten der Kiefernstandorte der Dübener Heide	42
Abb. 13	DOC-Gehalt in verschiedenen Tiefen von Kel und Spi; ermittelt mit einem Wassereextrakt bei einem Boden/Wasserverhältnis von 1:5 (Schüttelprozedur) und einem Sättigungsextrakt	43
Abb. 14	Bedingungen für eine hohe DOM-Freisetzung aus dem Oberboden	44
Abb. 15	Zusammenhang zwischen DOC- und Cr-Konzentration in den Perkolaten von Kel	49
Abb. 16	Abhängigkeit der Cu-Konzentration von der DOC-Konzentration und dem pH-Wert in den Perkolaten von Kel	50
Abb. 17	Abhängigkeit der maximalen Cr-Konzentration in den Perkolaten der Muldeauce von der maximalen DOC-Konzentration im Bodenperkolat und dem Cr-Gesamtgehalt im Boden	52
Abb. 18	Anteile der wasserlöslichen Gehalte (im Sättigungsextrakt) von As und DOC an den königswasserlöslichen As-Gehalten bzw. am $C_{org}$ im Profil von Kel	53
Abb. 19	PAH-Konzentration in den Perkolaten der Muldeauce	54
Abb. 20	PAH-Konzentration im Boden (0-10 cm) und im Bodenperkolat der Monolithe der Muldeauce	55
Abb. 21	Mittelwerte der HCH-Konzentration in den Perkolaten der Muldeauce	56
Abb. 22	Mittelwerte der HCH-Konzentration in den Böden der Monolithe aus der Muldeauce und Anteile der einzelnen Isomere	57
Abb. 23	Mittelwerte der DOC- und $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten von Kel und Gre (2. und 3. Niederschlagsperiode)	58
Abb. 24	Tiefenverlauf des wasserlöslichen $\beta$ -HCH in den Profilen von Kel und Spi	59

Abb. 25	Gehalt des Bodens an wasserlöslichem HCH in ausgewählten Tiefen der Profile von Kel und Spi (oberste Bodenschichten nicht dargestellt; ermittelt mit Schüttelprozedur)	60
Abb. 26	Anteil des wasserlöslichen $\beta$ -HCH am $\beta$ -HCH-Gehalt des Bodens (in %)	60
Abb. 27	Vergleich der DOC-Konzentrationen in den Monolithen von Gre und Kel (K = Kontrolle, U = Umbruch, U+Ca = Umbruch mit Kalkung)	62
Abb. 28	Vergleich der $\beta$ -HCH-Konzentrationen in den Perkolaten der Bearbeitungsvarianten von Gre und Kel	65
Abb. 29	Dynamik der $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der Bearbeitungsvarianten von Gre	65
Abb. 30a	DOC-Gehalte im Boden in den Behandlungsvarianten von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation (nach 3, 10, 30 und 60 (nur Tr) Tagen Inkubation)	68
Abb. 30b	DOC-Gehalte ausgewählter Behandlungsvarianten des Inkubationsversuches von Kel und Gre	68
Abb. 31	Anteile der DOM-Fractionen am DOC-Gehalt des Bodens von Kel und Gre in der Überstauungs (Üb)- und Trocknungsvariante (Tr) sowie nach Wiederbefeuchtung (Tr-Wie) zum jeweiligen Beprobungstermin (Termine 1 bis 4 entsprechen 3, 10, 30, 60 Tage Inkubationszeit)	71
Abb. 32	Mittelwerte, Standardfehler und Standardabweichungen der DOC-Anteile in der Molekülgröße kleiner 1000 Dalton am DOC-Gehalt in den Varianten von Kel und Gre	73
Abb. 33	Mittelwerte, Standardfehler und Standardabweichungen der spezifischen Absorption bei 285 nm in $L\ g^{-1}\ cm^{-1}$ in ausgewählten Varianten von Kel und Gre	74
Abb. 34	Spezifische Absorption der Wasserextrakte von Kel und Gre nach Überstauung (Üb), Trocknung (Tr) und Wiederbefeuchtung (Tr-Wie) im Verlauf der Inkubation	76
Abb. 35	Synchronfluoreszenzspektren der wäßrigen Extrakte von Kel und Gre der Kontrolle bei 25°C (Ko-R), der Trocknung nach 10 (Tr2), 30 (Tr3) und 60 Tagen (Tr4) sowie nach Wiederbefeuchtung (Tr-Wie)	78
Abb. 36	Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Cr-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation	81
Abb. 37	Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Hg-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation	81
Abb. 38	Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Fe-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation	82
Abb. 39	Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Mn-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre im Verlauf der Inkubation	82
Abb. 40	Wasserlösliche $\beta$ -HCH-Gehalte im Boden der Varianten von Kel (außer Trocknung und Wiederbefeuchtung)	85
Abb. 41	Dynamik wasserlöslicher $\alpha$ - und $\beta$ -HCH-Gehalte bei Trocknung und anschließender Wiederbefeuchtung im Boden von Kel	87
Abb. 42	Lineare Regression zwischen dem an die DOM gebundenen und dem frei im Wasser gelösten $\beta$ -HCH zur Ermittlung des $K_{DOC}$	89
Abb. 43	Lineare Regression zwischen dem an die DOM gebundenen und dem frei gelösten $\beta$ -HCH zur Ermittlung des $K_{DOC}$ (ohne Trocknung nach 30 und 60 Tagen, ohne Überstauung nach 10 und 30 Tagen)	90
Abb. 44	Wasserlösliche $\beta$ -HCH-Gehalte im Boden der Varianten von Gre	92
Abb. 45	DOC-Gehalte in den Bodensättigungsextrakten der Standorte der Muldeau und der Dübener Heide	98
Abb. 46	Dynamik der DOC-Konzentration in den Bodenextrakten der Muldeau von Mai 1994 bis April 1995	99

Abb. 47	Dynamik der DOC-Konzentration in den Bodenextrakten der Dübener Heide von Mai 1994 bis April 1995	100
Abb. 48	Zusammenhang zwischen der DOC-Konzentration im Bodensättigungsextrakt und der Bodenfeuchte im Verlauf eines Jahres beispielhaft dargestellt für den Standort Gre	101
Abb. 49	Zusammenhang zwischen DOC- und Cr-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Kel (Mai 1994 bis April 1995)	103
Abb. 50	Zusammenhang zwischen DOC- und Fe-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Spi/sandig (Mai 1994 bis April 1995)	104
Abb. 51	Zusammenhang zwischen DOC- und Mn-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Lub (Mai 1994 bis April 1995)	104
Abb. 52	Zusammenhang zwischen DOC- und Ba-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Gre (Mai 1994 bis April 1995)	105
Abb. 53	Zusammenhang zwischen DOC- und Al-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Pou (Mai 1994 bis April 1995)	105
Abb. 54	Zusammenhang zwischen DOC- und Zn-Konzentration in den Sättigungsextrakten von Rei (Mai 1994 bis April 1995)	105
Abb. 55a	Zusammenhang zwischen DOC- und $\beta$ -HCH-Konzentration in Spi/sandig (Mai 1994 bis April 1995)	108
Abb. 55b	Zusammenhang zwischen DOC- und $\beta$ -HCH-Konzentration in Spi/schluffig (Mai 1994 bis April 1995)	108
Abb. 55c	Zusammenhang zwischen DOC- und $\beta$ -HCH-Konzentration in Kel (Mai 1994 bis April 1995)	108
Abb. 55d	Zusammenhang zwischen DOC- und $\beta$ -HCH-Konzentration in Gre (Mai 1994 bis April 1995)	108



## **Dank**

An erster Stelle möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. M. Körschens für die Überlassung dieses interessanten Themas und für die gewährte Unterstützung bei der Anfertigung der Arbeit bedanken. In gleicher Weise gilt mein Dank Herrn Dr. S. Knappe für die gute Zusammenarbeit bei der Bearbeitung des Themas, für die stete Diskussionsbereitschaft und für die vielen Hinweise bei der Erstellung der Dissertation.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. H. Mutscher für die anregenden Diskussionen und die zahlreichen Hinweise, die wesentlich zum Gelingen der Arbeit beitrugen und mir halfen, während der Bearbeitung der sehr komplexen Fragestellung, eine klare Linie zu behalten.

Ganz herzlich möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Garz bedanken für die Übernahme der Betreuung an der Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, für die sehr gründliche Durchsicht des Entwurfes der Dissertation und für seine Bereitschaft, als Gutachter zur Verfügung zu stehen.

In gleicher Weise danke ich Herrn Prof. Dr. G. Wessolek für seine Bereitschaft, ein Gutachten zu dieser Arbeit anzufertigen und für seine anregenden Hinweise nach dem Studium des Entwurfes der Dissertation.

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr. P. Felix-Henningsen für sein Einverständnis, ein Gutachten zu dieser Arbeit zu erstellen.

Ganz herzlich möchte ich mich bei Herrn Dr. P. Popp und bei Fr. G. Oppermann für die Unterstützung bei der Analyse organischer Schadstoffe in wäßrigen Lösungen und die Übernahme der Analyse organischer Schadstoffe in Bodenproben bedanken. Mein Dank gilt allen Mitarbeitern der organischen Analytik der Sektion Analytik des UFZ Leipzig-Halle GmbH für die gewährte Unterstützung und das sehr gute Arbeitsklima. Bedanken möchte ich mich bei Herrn Dr. Hanschmann für die Durchsicht des Entwurfes der Dissertation, für die Aufnahme der UV-Spektren und für die stete Diskussionsbereitschaft zum Problemfeld der Huminstoffe sowie bei Herrn Dr. W. Geyer für die Aufnahme der Fluoreszenzspektren.

Mein Dank gilt auch Herrn Dr. R. Wennrich, Herrn Dr. J. Mattusch, Herrn J. Steffen, Fr. M. Wunderlich und Fr. I. Volkmann für die Möglichkeit, die anorganischen Komponenten in den wäßrigen Lösungen zu bestimmen und die Übernahme ausgewählter Boden- und Wasseranalysen.

Ein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Walkow vom Umweltamt in Bitterfeld, der mich bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte in der Mulde und bei der Beschaffung vorhandener Untersuchungsergebnisse unterstützte.

## **Anhang**

<b>Anhang A</b>	<b>Untersuchungsstandorte</b>	Seite
Anhang A/1	Lage der Untersuchungsgebiete und der ausgewählten Standorte	I
Anhang A/2	Lage, Geologie, naturräumliche Ausstattung, Böden, Klima und Vegetation der Dübener Heide	II
Anhang A/3	Immissionsbelastung in der Dübener Heide und Auswirkungen der Immissionen auf die Vegetation der ausgewählten Standorte	III
Anhang A/Tab. 1	Parameter der Kationensorption, Gehalte der Böden an oxalat- und dithionitlöslichem Eisen sowie biologische Eigenschaften der Böden in der Dübener Heide und der Muldeaue	V
Anhang A/4	Lage, Geologie, Hydrologie, Klima, Vegetation und Nutzung der Muldeaue	VI
Anhang A/5	Eintrag von Schadstoffen und Schadstoffbelastungen der Böden in der Muldeaue	VII
Anhang A/6	Bodeneigenschaften der ausgewählten Standorte in der Muldeaue	IX
<b>Anhang B</b>	<b>Methodik</b>	Seite
Anhang B/Tab. 1	Termine der Wasserzufuhr, Wassergehalt vor Beginn der Wasserzufuhr, zugegebene Wasservolumina zu den Kleinmonolithen der Muldeaue und gewonnene Perkolatvolumina	XI
Anhang B/1	Versuchsdurchführung des Kleinmonolithversuches zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung	XI
Anhang B/2	Arbeitsschritte zur Herstellung der Varianten des Inkubationsversuches zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung	XIII
Anhang B/3	Bestimmung der Gesamtgehalte an HCHs, HCB und PAHs in den Böden	XIV
Anhang B/4	Bestimmung der PAH-Gehalte in wäßrigen Lösungen	XIV
Anhang B/Tab. 2	Nachweisgrenzen	XV
<b>Anhang C</b>	<b>Ergebnisse</b>	Seite
Anhang C/1	Dynamik der DOC-Konzentration in den Perkolaten und des Volumens der Bodenperkolate des Standortes Rei (Kleinmonolithversuch, Dübener Heide)	XVI
Anhang C/2	Ergebnisse multipler linearer Regressionen zur Quantifizierung von Parametern der DOM-Freisetzung mit Eigenschaften der organischen Substanz und mikrobiellen Bodeneigenschaften	XVI
Anhang C/Tab. 1	Weitere Kennwerte der organischen Substanz der untersuchten Standorte in der Dübener Heide und der Muldeaue in 0 bis 10 cm und 10 bis 25 cm Tiefe	XVII

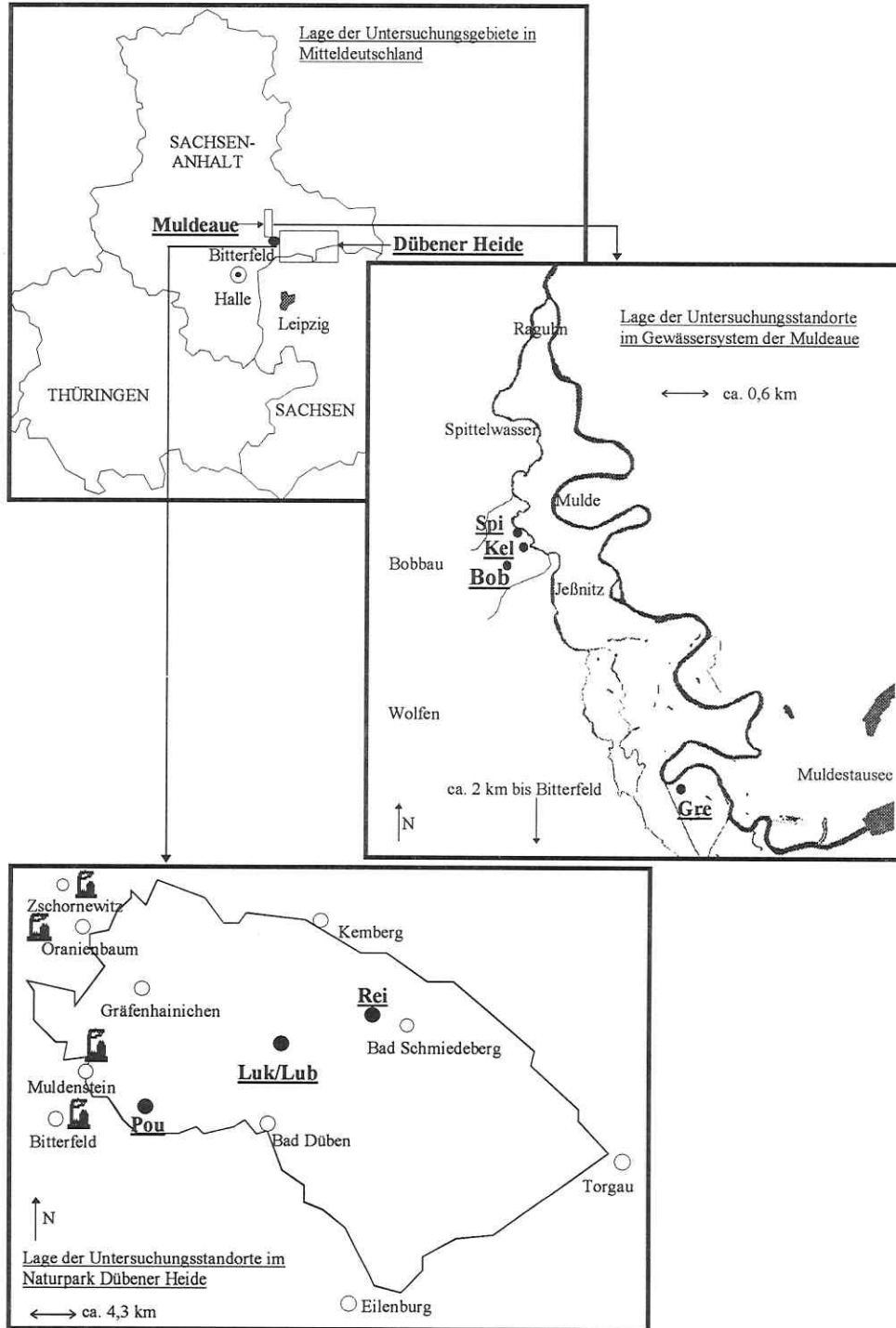
Anhang C/Tab. 2	Mikrobielle Biomasse, mittlere und maximale DOC-Konzentration sowie im Versuchszeitraum freigesetzte DOC-Menge in jedem Monolith der Dübener Heide und der Muldeau	XVIII
Anhang C/Tab. 3	Reihenfolge in der einsetzenden Perkolatation der vier Monolithe eines Standortes und in der Höhe der DOC-Konzentration in den Perkolaten der Kiefernstandorte der Dübener Heide	XIX
Anhang C/Tab. 4	Reihenfolge in der Perkolatationsgeschwindigkeit der Monolithe der Muldeau (bestimmt nach einsetzender Perkolatation in 25 cm Tiefe)	XIX
Anhang C/Tab. 5	Korrelationskoeffizienten zwischen dem pH-Wert des Bodens, der KAK sowie dem Gehalt der Böden an austauschbaren Basen und Parametern der DOM-Freisetzung	XX
Anhang C/3	Ergebnis einer multiplen Regression zur Erklärung des prozentualen Anstieges der DOC-Konzentration nach Trockenheit in der Muldeau	XX
Anhang C/Tab. 6	Kationenaustauschkapazität und austauschbare Basen in den Böden der Muldeau und der Dübener Heide (in $\text{cmol}_e \text{ kg}^{-1}$ Boden)	XXI
Anhang C/Tab. 7	pH-Werte, Gehalte an basischen Kationen, Anionen, Ammonium und Phosphor ( $\text{mg L}^{-1}$ ) sowie Leitfähigkeit ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) der Perkolate der Dübener Heide (Mittelwerte, Minimum, Maximum)	XXI
Anhang C/Tab. 8	pH-Werte, Gehalte an basischen Kationen, Anionen, Ammonium und Phosphor ( $\text{mg L}^{-1}$ ) sowie Leitfähigkeit ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) der Perkolate der Muldeau (Mittelwerte, Minimum, Maximum)	XXII
Anhang C/4	Exponentieller Zusammenhang zwischen der Ca- und der DOC-Konzentration in den Bodenperkolaten der Kiefernstandorte der Dübener Heide ( $\text{DOC-Konzentration} = 15,461 + 10^{3,664 - 0,027 * \text{Ca-Konzentration}}$ , $r = -0,51$ )	XXII
Anhang C/5	Lineare Regression zwischen dem Gehalt des Bodens an DOC, ermittelt mit zwei verschiedenen Extraktionsverfahren (DOC-Gehalt in $\text{mg C kg}^{-1}$ Boden (Wasserextrakt 1:5) = $30,664 + 1,043 * \text{DOC-Gehalt (Sättigungsextrakt)}$ , $r=0,96$ , $n=24$ , $\alpha < 0,0001$ )	XXIII
Anhang C/6	Anteil des DOC-Gehaltes am $C_{\text{org}}$ in verschiedenen Tiefen von Kel und Spi (DOC-Gehalt ermittelt mit einem Wasserextrakt bei einem Boden/Wasser Verhältnis von 1:5 (Schüttelprozedur) und mit einem Sättigungsextrakt)	XXIII
Anhang C/Tab. 9	Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen dem DOC-Gehalt des Bodens, der mit einem Wasserextrakt bei einem Boden/Wasser Verhältnis von 1:5 (W1) und mit einem Sättigungsextrakt (W2) ermittelt wurde, und Bodeneigenschaften aus Bodenprofilen ( $n=24$ )	XXIV
Anhang C/7	Ergebnisse multipler Regressionen zur Quantifizierung der DOM-Freisetzung in der Muldeau ( $n=17$ )	XXIV
Anhang C/Tab. 10	Korrelationskoeffizienten zwischen der DOC-Konzentration, dem pH-Wert und dem Gehalt der Perkolate in der Muldeau an Schwermetallen, Al und As	XXV
Anhang C/Tab. 11	Elementgehalte in den Böden der Monolithe aus der Muldeau in der obersten Bodenschicht (0-10 cm) im Königswasseraufschluß und im $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt (in $\text{mg kg}^{-1}$ Boden)	XXVI
Anhang C/8	Ergebnisse multipler Regressionen zur Erklärung mittlerer und maximaler Konzentrationen an Schwermetallen im Bodenperkolat sowie von im Versuchszeitraum mobilisierten Schwermetallmengen in der Muldeau ( $n=16$ )	XXVII
Anhang C/Tab. 12	Gehalte der Bodenperkolate der Monolithe aus der Muldeau an PAHs in der 2. Niederschlagsperiode (in $\mu \text{L}^{-1}$ )	XXIX

Anhang C/9	Lineare Regression zwischen PAH- und DOC-Konzentration in den Perkolaten der Muldeae	XXIX
Anhang C/Tab. 13	Tiefenverteilung von PAHs in den Profilen von Spi und Kel und Anteile einzelner PAH-Verbindungen an der Gesamt-PAH-Konzentration im Boden	XXX
Anhang C/Tab. 14	Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen der freigesetzten DOC-Menge im Untersuchungszeitraum und der mobilisierten $\beta$ -HCH-Menge sowie zwischen DOC- und $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der Muldeae	XXXI
Anhang C/10	Vergleich der wasserlöslichen C- und $\beta$ -HCH-Gehalte in den Profilen von Kel und Spi (ermittelt mit Schüttelprozedur)	XXXI
Anhang C/11	Zusammenhang zwischen den Anteilen des DOC am $C_{org}$ und des wasserlöslichen $\beta$ -HCH am $\beta$ -HCH Gehalt des Bodens (in %) in den Profilen von Kel und Spi (ermittelt mit Schüttelprozedur)	XXXI
Anhang C/12	Vergleich der Dynamik von DOC- und $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der Bearbeitungsvarianten von Kel	XXXII
Anhang C/Tab. 15	Absorption und spezifische Absorption bei verschiedenen Wellenlängen (in $L g^{-1} cm^{-1}$ ), Quotient aus der Absorption bei 265 und 280 nm in den Wasserextrakten der verschiedenen Varianten in Kel und Gre als Mittelwerte und bei den Varianten Überstauung und Trocknung als Einzelwerte zum jeweiligen Beprobungstermin (1-4 entsprechen 3, 10, 30 bzw. 60 Tage Inkubation)	XXXIII
Anhang C/Tab. 16	Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen dem Anteil der DOM-Fractionen am DOC-Gehalt des Bodens und der spezifischen Absorption bei 285 nm in Kel und Gre	XXXIII
Anhang C/Tab. 17	Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen der Absorption bei verschiedenen Wellenlängen im UV-Licht und dem Gehalt der Böden von Kel und Gre an DOC, HiN, HiS, HiB, HoS und HoN	XXXIV
Anhang C/13	Synchronfluoreszenzspektren der Wasserextrakte von Kel nach 10 Tagen Inkubation (Kontrolle bei Raumtemperatur, Kalkung, Graszufuhr, Kombination aus Kalkung und Graszufuhr)	XXXIV
Anhang C/14	Synchronfluoreszenzspektren der Wasserextrakte von Gre nach 10 Tagen Inkubation (Kontrolle bei Raumtemperatur, Kalkung, Graszufuhr, Kombination aus Kalkung und Graszufuhr)	XXXV
Anhang C/15	Synchronfluoreszenzspektren der Wasserextrakte von Kel nach 3 (Üb 1), 10 (Üb 2) und 30 (Üb 3) Tagen Überstauung	XXXV
Anhang C/16	Synchronfluoreszenzspektren der Wasserextrakte von Gre nach 3 (Üb 1), 10 (Üb 2) und 30 (Üb 3) Tagen Überstauung	XXXVI
Anhang C/17	Höhe und Dynamik des pH-Wertes und der wasserlöslichen Sulfat-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre (Inkubationsversuch)	XXXVI
Anhang C/18	Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Pb- und Ba-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre (Inkubationsversuch)	XXXVII
Anhang C/Tab. 18	Mittelwerte der wasserlöslichen Al-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel und Gre ( $mg kg^{-1}$ Boden)	XXXVII
Anhang C/19	Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Cd- und Zn-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre (Inkubationsversuch)	XXXVII
Anhang C/Tab. 19	Lineare Korrelationen zwischen dem Gehalt der Böden an wasserlöslichen Cd, Zn sowie Al und dem pH-Wert im Wasserextrakt	XXXVII
Anhang C/20	Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung des Verteilungskoeffizienten zwischen $\beta$ -HCH und der DOM ( $K_{DOC}$ ) in Kel	XXXVIII

Anhang C/21	Anteile wasserlöslicher $\alpha$ - und $\beta$ -HCH-Gehalte an den HCH-Gehalten in den Böden der verschiedenen Varianten von Kel und Gre	XXXIX
Anhang C/22	Dynamik der mittleren Lufttemperatur von April 1994 bis April 1995 in der Station Wittenberg (repräsentativ für die Standorte in der Muldeaue und der Dübener Heide)	XXXIX
Anhang C/23	Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Raguhn (repräsentativ für die Standorte Bob, Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig)	XL
Anhang C/24	Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Friedersdorf (repräsentativ für den Standort Gre)	XL
Anhang C/25	Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Gossa (repräsentativ für den Standort Pou)	XLI
Anhang C/26	Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Tornau (repräsentativ für die Standorte Luk und Lub)	XLI
Anhang C/27	Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Bad Schmiedeberg (repräsentativ für den Standort Rei)	XLII
Anhang C/Tab. 20	Dynamik der Bodenfeuchte in den Böden der Muldeaue und der Dübener Heide von Mai 1994 bis April 1995 (Angaben in Masse %)	XLII

Anhang A Untersuchungsstandorte

Anhang A/1 Lage der Untersuchungsgebiete und der ausgewählten Standorte



**Anhang A/2**      Lage, Geologie, naturräumliche Ausstattung, Böden, Klima und Vegetation der Dübener Heide

Die Dübener Heide liegt am Südrand des norddeutschen Tieflandes. Im Norden und Osten wird das Gebiet durch die Elbaue begrenzt, im Westen und Südwesten durch die Mulde. Die Grenze zur Dahlemer Heide im Südosten ist weniger deutlich ausgeprägt und wird von der Talniederung zwischen Bad Dübén und Torgau gebildet. Die Dübener Heide schließt sich nordöstlich an das Halle-Leipziger Plattenland an und gehört als saaleiszeitliche Marginalbildung zur norddeutschen Tiefebene. Sie ist gekennzeichnet durch kräftig ausgebildete, mehrfach gestaffelte Stauchendmoränengebiete, denen durch schmale Flachtäler gegliederte Sanderflächen vorgelagert sind (Kugler und Villwock, 1995). Die Dübener Heide steigt als Terrassen-, Sander-, Grund- und Stauchmoränenlandschaft meist sanft von ca. 70...80 m (Elbe- und Muldetalniveau) auf im Mittel ca. 170 m (Raum Schköna - Bad Schmiedeberg) an (Konopatzky et al., 1995). Zu den Niederungen der Mulde und Elbe erstrecken sich die weiten Flächen der Niederterrassen der beiden Flüsse mit aufgesetzten Binnendünen und Restflächen der durch die Flüsse aufgearbeiteten Urstromtalbildungen (Kugler und Villwock, 1995). Die zeitliche Einordnung der Dübener Heide ist nicht völlig abgesichert, doch ist anzunehmen, daß das Gebiet elster- und frühsaalezeitlich (Drenthestadial) vorgeformt und nur spätsaalezeitlich (Warthestadial) überformt wurde (Legler, 1970).

Nach der Ausgrenzung der Forstlichen Standorts- und Naturraumkartierung gliedert sich die Dübener Heide in 6 chorische Naturraumeinheiten ("Wuchsbezirke"), wobei sich die Untersuchungsstandorte auf der Gräfenhainicher Platte (Pouch) und der Dübener Heidehochfläche (Lutherstein, Reinharz) befinden. Diese Naturraumeinheiten lassen sich wie folgt charakterisieren (nach Konopatzky et al., 1995):

**Gräfenhainicher Platte:**

- Dominanz des zum Drenthestadial gerechneten Sandergebietetes, welches dem dazugehörigen Stauchendmoränenbogen westlich vorgelagert ist
- unterer Teil des Westanstiegs der Dübener Heide (von ca. 85 m auf bis zu ca. 120 m)
- Unterbrechung an mehreren Stellen von mergelführenden saalezeitlichen Moränenablagerungen oder verschiedenen aufgestauchten Tertiärsedimenten
- Relief meist wenig bewegt
- Bodenausstattung: Sand- und Bändersand-Braunerden, wobei die Bändersand-Braunerden oftmals leichte Pseudovergleyungen aufweisen (auf tiefer gelegene Flächen oft Gley-Braunerden, Gleye, Moorgleye)

**Dübener Heidehochfläche:**

- zentraler und höchstgelegener Teil der Dübener Heide
- westlicher Teil: sanderartig aus saalezeitlichem Sediment, mäßig bewegtes Relief
- östlicher Teil: Stauchendmoränenbildung mit kleinräumlichem Wechsel der saalezeitlichen Geschiebesande und aufgestauchtem, oft kohleführendem Tertiärmaterial unterschiedlicher Körnung, stärker bewegtes Relief
- Bodenausstattung: großflächig auftretende Sand-Rostpodsole und podsolige Sand- und Bändersand-Braunerden in engräumigem Wechsel mit Pseudogleyen und Gleyen, in Senken und Kessellagen Moorbildungen möglich

Der Westteil der Dübener Heide gehört zum subkontinental beeinflussten Binnentiefeland und dabei zum Klimagebiet der Leipziger Tieflandsbucht und der Heidegebiete zwischen Mulde und Schwarzer Elster (Anonymus, 1976). Der Ostteil mit den höher gelegenen Flächen kann dem Binnenbecken und Binnenhügelland im Lee der Mittelgebirge und dabei dem Klimagebiet Hoher Fläming und östliche Dübener Heide zugeordnet

werden (Anonymus, 1976). Die mittlere jährliche Lufttemperatur liegt zwischen 8,5 und 9°C. Es herrscht ein Temperaturgradient zwischen den höher gelegenen Teilen (oberhalb von 95 m) und den tiefer liegenden Sand- und Talsandbereichen. Die Niederschläge betragen im Bereich der Dübener Heidehochfläche (östlicher Teil der Dübener Heide) 600-700 mm a<sup>-1</sup>, in den tiefergelegenen Teilen (westlicher Teil der Dübener Heide) 500-600 mm a<sup>-1</sup> (alle Werte aus Konopatzky et al., 1995). Hauptwindrichtung ist Nordwest bis Südwest (Anonymus, 1953).

Die ursprüngliche Vegetation in der Dübener Heide war ein winterlindenreicher Traubeneichen-Hainbuchenwald im subkontinental getönten Westteil bzw. ein Wachtelweizen-Eichen-Buchenwald im atlantisch beeinflussten Ostteil (Wiegand et al., 1994). Im 16. Jahrhundert begann man, Laubwälder durch schnellwüchsige Kiefernmonokulturen zu ersetzen, die heute einen hohen Anteil am Waldbestand ausmachen. Die Dübener Heide ist eines der wenigen großflächigen Waldgebiete Mitteldeutschlands.

#### **Anhang A/3** Immissionsbelastung in der Dübener Heide und Auswirkungen der Immissionen auf die Vegetation der ausgewählten Standorte

Die Emissionen der Chemiebetriebe, insbesondere aber der Kraftwerke der Bitterfelder Region beeinflussten den Westteil der Dübener Heide nachhaltig. Die wichtigsten Emittenten, die Industriekraftwerke von Bitterfeld und Wolfen, das Reichsbahnkraftwerk Muldenstein und das Kraftwerk Zschornowitz liegen nahezu in einer Front an der Westgrenze des Untersuchungsgebietes. Unter den zahlreichen Luftverunreinigungen des Gebietes sind SO<sub>2</sub> und Flugaschen mit einem Kalkgehalt von ca. 20% als Hauptschadstoffe zu nennen. Nach Enders und Peklo (1976) sind für obengenannte Verursacher für den Zeitraum 1971-1974 Emissionen von 148,5-261,9 kt SO<sub>2</sub> und 91,5-251,6 kt Flugasche pro Jahr anzusetzen. Von Lux (1965) wurden für Schwefeldioxid Immissionswerte von 0,22-0,35 mg/m<sup>3</sup> kurzzeitig sogar 0,5-0,98 mg/m<sup>3</sup> gefunden. Insgesamt wurden seit Beginn des 20. Jahrhunderts 17 Millionen Tonnen SO<sub>2</sub> und 12 Millionen Tonnen Flugasche im Bitterfelder Raum emittiert, die überwiegend in der Dübener Heide sedimentierten (Neumeister et al., 1991).

Seit Ende der 60er Jahre wurden in den Wäldern des Untersuchungsgebietes großflächige Düngungen mit Harnstoff vorgenommen, um die Vitalität der stark geschädigten Kiefernbestände zu verbessern. Die Aufwandmengen lagen bei je 120 kg N ha<sup>-1</sup> in drei aufeinanderfolgenden Jahren (Baronius, 1992). Erst 1987 wurde diese Düngung im gesamten Bereich der Dübener Heide eingestellt (Baronius, 1992). Diese langfristigen und über ein ökologisch vertretbares Maß hinausgehende Stickstoffdüngung stellte sich in den Folgejahren als weiterer Schadfaktor heraus. Während die Immissionen bis ca. 1970 von basischen Flugaschen und von SO<sub>2</sub> aus der Braunkohleverbrennung dominiert wurden, nahmen danach die Stickstoffeinträge aus dem Düngemittelwerk Piesteritz und aus der intensiven Landwirtschaft deutlich zu. Die basischen Einträge gingen zurück. Heute wird die Immissionssituation bei abklingenden SO<sub>2</sub>- und Flugaschebelastungen vor allem durch Stickstoff aus der Großviehhaltung geprägt.

Die starken Immissionen vor allem mit basischen Flugaschen aus der dem Untersuchungsgebiet westlich vorgelagerten Front von Kraftwerken und mit Stickstoff führten zur Ausbildung eines Belastungsgradienten mit



abnehmendem Immissionseinfluß nach Osten in Abhängigkeit von der Emittentenentfernung. Dieser Gradient ist erkennbar an unterschiedlich stark geschädigten Waldbeständen (Auslichtung der Kiefern, Wandel in der Kraut- und Strauchschicht) und an einer Veränderung bodenkundlicher Merkmale. So wurden Mitte der 60er Jahre sechs Zonen mit einer unterschiedlich starken Aufbasung der Humusauflage in Abhängigkeit von der Emittentenentfernung ausgewiesen (Köhler und Liebherr, 1968; Heymann, 1969):

- Aufbasungszone 6: Aufbasung um 4 V-Wert-Stufen, d.h. V-Wert größer 64 %
- Aufbasungszone 5: Aufbasung um 3-4 V-Wert-Stufen, d.h. V-Wert zwischen 44 und 66 %
- Aufbasungszone 4: Aufbasung um 3 V-Wert-Stufen, d.h. V-Wert zwischen 28 und 46 %
- Aufbasungszone 3: Aufbasung um 2 V-Wert-Stufen, d.h. V-Wert zwischen 18 und 32 %
- Aufbasungszone 2: Zone der geringsten Aufbasung in der Dübener Heide; Aufbasung um 1 V-Wert-Stufe, d.h. V-Wert kleiner 20 %

Konopatzky (1995) ermittelte aus Untersuchungen der Humusauflage (gleiche Standorte wie 1967) im Vergleich zu 1967 mehrere Zonen einer unterschiedlich starken N-Eutrophierung und Rückversauerung, die ein Spiegelbild des jüngeren Immissionsgeschehens sind.

Die immitierten Flugaschen enthielten beträchtliche Anteile an Schwermetallen. Neumeister und Ruske (1995) betonen vor allem die Gehalte der Flugaschen an Mn, Cu, Zn, Cr, Cd, Co, Mo, Ni, Pb, V und Hg. Deshalb muß in Emittentennähe mit einer Akkumulation in den Böden gerechnet werden.

Die Immissionen führten dazu, daß heute der ca. 40 jährige Kiefernbestand in Pouch als stark geschädigt eingeschätzt werden muß. Es kam zur Entwicklung einer artenreichen Kraut- und Strauchschicht. Säurezeiger fehlen vollständig, dafür konnten nitrophile und basenliebende Arten (z.B. Brombeere) identifiziert werden. Der Standort Lub ist durch einen ca. 60 jährigen Buchenbestand gekennzeichnet. Die Kraut- und Strauchschicht fehlt, und ein Immissionseinfluß ist nicht zu erkennen. Der ca. 45 jährige Kiefernbestand am Standort Luk wird als mittelmäßig geschädigt betrachtet. Die dichte Krautschicht ist artenärmer als am Standort Pou, Moose sind kaum zu finden. Es dominieren verschiedene Gräser. Einzelne Sträucher und Säurezeiger (Heidekraut) konnten gefunden werden. Die Kiefern am Standort Rei (ca. 30 Jahre) zeigen von allen Standorten die geringsten Schadsymptome. Hier kam es nur zur Ausbildung einer lichten Krautschicht, die von Moosen und verschiedenen Gräsern gebildet wird. Azidophile Pflanzen wie Heidekraut und Heidelbeere treten vermehrt auf.

Anhang A/Tab. 1 Parameter der Kationensorption, Gehalte der Böden an oxalat- und dithionitlöslichem Eisen sowie biologische Eigenschaften der Böden in der Dübener Heide und der Muldeauce\*

Standort und Tiefe cm	KAK	S-Wert	H-Wert	Na	K	Ca	Mg	V-Wert (%)	Fe-oxalatlöslich mg kg <sup>-1</sup> Boden	Fe-dithionitlöslich µg C gTS <sup>-1</sup>	Biomasse µg C gTS <sup>-1</sup>	Bodenatmung µg C gTS <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> **	Bakterien 10 <sup>6</sup>	Pilze 10 <sup>3</sup>
<b>Rei</b>														
+4-2	72,3	9,5	60,4	0,21	0,59	7,93	0,73	1,3	3486	5270	805	14,9	24	82
2-21	6,5	0,5	6	0,04	0,05	0,33	0,07	7,6	859	1311	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<b>Luk</b>														
+4-2	59,6	7,9	50,3	0,15	0,35	6,78	0,6	13,3	2850	3962	606	10,9	16	129
2-21	6,7	0,6	5,8	0,03	0,06	0,41	0,05	8,3	942	1174	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<b>Lutb</b>														
+6-0	105,5	10,8	92,1	0,33	0,77	8,91	0,75	10,2	5673	7589	1099	15,3	18	126
0-19	5,9	0,6	5,5	0,03	0,05	0,48	0,05	10,5	801	1283	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<b>Pou</b>														
+8-1,5	107,2	39,2	67,7	0,22	0,6	36,23	2,13	36,5	7687	11186	1119	15,5	36	34
1,5-17	9,7	1,2	8,7	0,03	0,09	0,95	0,1	12	1222	1661	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<b>Bob</b>														
0-20	18,6	8,1	9,8	0,08	0,56	6,58	0,83	43,3	2361	3874	635	6,8	20	14
20-25	39,4	20,8	16,8	0,11	0,77	18,76	1,18	52,8	8052	13195	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<b>Kel</b>														
0-10	77,5	21,2	55,6	0,41	3,06	13,38	3,35	26,1	13327	17767	861	15,8	14	41
10-25	35,9	7	28,2	0,39	0,64	5,41	0,59	19,4	10811	14668	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<b>Spi</b>														
0-10	36,1	7,5	28,7	0,06	0,46	6,24	0,76	21,2	8116	12666	223	2,9	15	21
10-25	29,6	2,7	27,7	0,07	0,16	2,08	0,36	8,9	11918	15073	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<b>Gre</b>														
0-15	66	31,8	29,7	0,27	0,53	27,55	3,44	48,3	17237	23513	637	6,4	18	8
15-25	39,9	26,2	10,97	0,35	0,23	22,59	3,06	65,8	9988	17178	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

\* bestimmt anhand von Bodenproben aus den Kleinmonolithen (außer Keimzahlen)

\*\* mg CO<sub>2</sub>-C

n.b. nicht bestimmt

#### **Anhang A/4** Lage, Geologie, Hydrologie, Klima, Vegetation und Nutzung der Mulde

Die Mulde zwischen Friedersdorf (Auslaß des Muldestausees) und Dessau ist eine ausgeprägte, ebene Flußniederung mit Altwasserarmen, Tümpeln, Stillwasserbereichen, Flutrinnen und Gräben. Sie befindet sich im Bundesland Sachsen-Anhalt und erstreckt sich über eine Länge von ca. 50 km mit einer Breite von 1...3 km. Die Mulde überwindet hier einen Höhenunterschied von rund 20 m (83,5 m NN bei Friedersdorf, 63 m NN bei Dessau; Lauer et al., 1992). Naturräumlich läßt sich der größte Teil der Mulde der Einheit "Dahlen-Dübener Heiden" zuordnen (Neumeister und Ruske, 1995).

Im Bereich der Mulde sind holozäne mehr oder weniger sandige Auenlehme weitverbreitet, die häufigen Grundwasserschwankungen unterliegen. Diese Substrate, die die Ausgangsbasis für die rezente Bodenentwicklung bilden, lassen sich in sandige Fazies (schwach bis stark lehmige Sande), bindige Fazies (sandiger Lehm, Lehm) und stark bindige Fazies (sandige Tone, Ton) einteilen (Anonymus, 1994b). Unterlagert werden diese Gesteine von grundwasserführenden Schottern und Kiessanden (weichselglaziale und holozäne Muldeablagerungen; Lauer et al., 1992, Neumeister und Ruske, 1995). Unter den jungpleistozänen Muldeablagerungen befinden sich die altpleistozänen Muldeschotter, die zusammen die sogenannte Hauptterrasse der Mulde bilden (Krapp und Ruske, 1992). All diese Gesteine des Quartärs sind großräumig hydraulisch miteinander verbunden und bilden den quartären Grundwasserstock. Unter den Ablagerungen des Quartärs beginnen die des Tertiärs mit einem Decktonkomplex, unter dem die zum Teil 10 m mächtigen Bitterfelder Braunkohleflöze liegen. Ihnen folgen 20-30 m mächtige Bitterfelder Glimmersande und ein 10...20 m dicker Tonhorizont, der sogenannte Ruppelton. Der Bitterfelder Glimmersand bildet den zweiten Grundwasserleiter.

Bei Hochwasser tritt die Mulde regelmäßig über die Ufer und überschwemmt das eingedeichte Gebiet. Überschwemmungen gibt es jährlich 2...3 mal mit Überschwemmungshöhen von 1...2 m, bezogen auf das Flußufer (Lauer et al., 1992). Im 2...3 jährigen Rhythmus erreichen die Überschwemmungen 2...3 m Höhe, und gelegentlich gibt es auch Überschwemmungen über 3 m Höhe (letztmalig 1987; Lauer et al., 1992). Auch hinter den Deichen kommt es durch Grabenrückstau und sogenannte Qualmwasserdurchbrüche zu Überflurvernässungen (Neumeister und Ruske, 1995). Natürliche Entwässerungssysteme bilden außer der Mulde das Spittelwasser, der Schlangengraben, die Lobber, die Leine und weitere Bäche, in die direkt die Abwassereinleiter der Industrie münden oder mündeten (Neumeister und Ruske, 1995).

Das Gebiet der Mulde um Bitterfeld liegt an der Ostgrenze des Mitteldeutschen Trockengebietes im stark kontinental beeinflussten Binnentiefenland und gehört dabei zum Klimagebiet der Leipziger Tieflandsbucht. Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt 9,3° C (Station Bitterfeld) bzw. 8,7° C (Station Dessau). Die mittlere Niederschlagsmenge wird im 50 jährigen Mittel für die Station Bitterfeld mit 539 mm und für die Station Dessau mit 552 mm angegeben. Im Winterhalbjahr dominieren Winde aus südwestlich-westlichen Richtungen, während im Sommerhalbjahr Westwinde vorherrschen.

Die Mulde ist eine typische Auenlandschaft mit Auenwiesen, solitären kräftigen Weiden, Eichen und Kiefern sowie Auenwäldern (Lauer et al., 1992). Aufgrund der fruchtbaren Böden wird (wurde) die Aue intensiv

landwirtschaftlich genutzt, in den feuchten Niederungen vorwiegend als Weiden und Wiesen, in den höher gelegenen Bereichen auch ackerbaulich (Lauer et al., 1992).

#### Anhang A/5 Eintrag von Schadstoffen und Schadstoffbelastungen der Böden in der Mulde

Schadstoffeinträge in das Gebiet der Mulde bei Bitterfeld erfolgten (und erfolgen) hauptsächlich über den Wasserweg und nur zu geringen Teilen durch luftgetragene Schadstoffe. Neumeister und Ruske (1995) grenzen drei Hauptquellen aus, für die das folgende Schadstoffspektrum charakteristisch ist:

- Schadstoffe, die über den Abwasserweg aus der regionalen chemischen Industrie und dem Bergbau in die Böden gelangen (bei Hochwässern und der Ablagerung von Flußschlamm bei Vorflutungen)
  - z.B. Hg, Salze, Säuren und Laugen, FeO u.a. Schwermetalle (aus Ferrohütte), Mn-haltige Schlämme, Chromlauge, Rückstände aus der Wofatitherstellung (CuSO<sub>4</sub>, verschiedene organische Verbindungen), Dioxine, HCH, DDX, Chlorphenole, Chlorbenzole u.a. organische Verbindungen
- Schadstoffe aus dem Oberlauf der Mulde, die als Schwebstoff transportiert und bei Hochwässern abgelagert wurden
  - vor allem Schwermetalle und Arsen
- Schadstoffe, die über den Luftpfad aus der Chemieindustrie eingetragen wurden (quantitativ nachweisbar und von anderen Quellen trennbar nur im westlichen Bereich der Aue in unmittelbarer Nähe des "Abstroms" der Chemiebetriebe)
  - z.B. Staub, Schwermetalle, Asche, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, N-Verbindungen, organische Chlorverbindungen (Chlorbenzole, Chlorkohlenwasserstoffe, Dioxine, HCH)

Eine wichtige Determinante der Höhe und Art der Schadstoffbelastung der Böden ist die räumliche Lage in der Aue durch die unterschiedlichen Zuflüsse und Einleitungen in die Mulde. Anonymus (1994b) gliedern die Mulde zwischen Muldestausee und Muldemündung in die Elbe in sieben Bereiche mit den ausgewiesenen Schwerpunkten in der Bodenbelastung:

- Mulde bei Friedersdorf / Mühlbeck und Pouch: ohne erkennbare Schadstoffbelastung
- Alte Mulde: besonders As, z.T. auch Cd, Zn, Dioxine und Furane, HCH, DDX
- Mulde zwischen Bitterfeld und Jeßnitz: besonders As, z.T. auch Dioxine und Furane, HCH, DDX, Cd, Zn
- Spittelwasserbereich / östlich des Spittelwassers: besonders As, Cd, Zn, Dioxine und Furane, HCH, DDX
- Spittelwasserbereich / Uferbereich: besonders Dioxine und Furane, HCH, DDX, Hg, z.T. auch Zn, Cu
- Spittelwasserbereich / westlich des Spittelwassers: besonders Dioxine und Furane, HCH, DDX
- Mulde nach dem Spittelwasserzufluß: besonders As, Zn, Cd, z.T. auch Dioxine, HCH

Neben dem Schadstoffangebot, welches durch die Überschwemmungshäufigkeit und die Schadstofffracht im Überschwemmungswasser bestimmt wird, beeinflussen bodenkundliche Parameter die aktuelle Schadstoffkonzentration im Boden. So fanden Anonymus (1994b) eine Abhängigkeit der Konzentration der meisten Schadstoffe (Schwermetalle, organische Schadstoffe) vom Ton- und Humusgehalt der Böden. Sie bezogen diese beiden Merkmale auch in ihre abschließende Bewertung der Bodenkontaminationsgefährdung in der Mulde ein. Hohe Ton- und Humusgehalte zogen die Eingruppierung in besonders gefährdete Böden nach sich. Vom Standpunkt der Mobilität der akkumulierten Schadstoffe ist eine solche Eingruppierung nicht möglich. Hier sind die Böden, die sich aus den sandigen Substraten entwickelten, besonders gefährdet.

Als besonders kontaminiert erwies sich das Überschwemmungsgebiet des Spittelwassers. In dieses Fließgewässer wurde ein Großteil der Abwässer der chemischen Industrie eingeleitet. Schlickuntersuchungen des

## VIII

Spittelwassers ergaben 1993 folgende Maximalwerte an ausgewählten Schadstoffen (Neumeister und Ruske, 1995):

Schadstoffgehalte des Schlicks des Spittelwassers in mg kg<sup>-1</sup> TS (Maximalwerte):

### Schwermetalle

Quecksilber (organisch gebunden)	740
Chrom	1700
Kupfer	870
Blei	848
Zink	2390
Arsen	165
Zinn	10560

### Organische Schadstoffe

Dioxin	20300,00 ng TE BGA kg <sup>-1</sup> TS
HCH ( $\alpha$ - und $\beta$ -Isomere)	1290
DDX	400
PAH	180
Chlorphenole	9420

Die Böden im Überflutungsbereich des Spittelwassers sind hochgradig mit  $\beta$ -HCH kontaminiert (Konzentration z.T. über 100 mg kg<sup>-1</sup> Boden), aber auch weite Teile im Überflutungsbereich der Mulde zeichnen sich durch hohe Bodenbelastungen aus. Zurückzuführen sind die hohen Gehalte der Böden an  $\beta$ -HCH auf die Lindanherstellung in Bitterfeld. Am synthetisierten HCH nahm das Zielprodukt ( $\gamma$ -HCH) nur einen Anteil von 14...15 % ein (Leber, 1983). 60...70 % waren  $\alpha$ -HCH und 7-10 %  $\beta$ -HCH (Leber, 1983). Diese Abfälle kamen über das Abwassersystem in die Böden. Hier fand eine relative Anreicherung des  $\beta$ -HCH-Gehaltes statt, da  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH wesentlich schneller als  $\beta$ -HCH im Boden abgebaut wird (Haider, 1983). Erhöhte  $\beta$ -HCH-Konzentrationen in der Milch machten es notwendig, weite Gebiete der Mulde von jeglicher landwirtschaftlicher Nutzung auszuschließen, da ein Transfer Boden-Pflanze nachgewiesen werden konnte (Scholz et al., 1992). Ob und in welcher Größenordnung eine Verlagerung von  $\beta$ -HCH in das Grundwasser stattfindet, ist nicht bekannt. Ein weiteres Problem stellen die über den Abwasserweg des Spittelwassers entsorgten Ionenaustauscher dar. Durch Überschwemmungen und durch eine Vorflutsanierung gelangten sie großflächig in die Böden im Überflutungsbereich des Spittelwassers. Diese Anreicherungen in den Böden zeigen heute Schadstoffmaxima an (Neumeister und Ruske, 1995).

#### Anhang A/6 Bodeneigenschaften der ausgewählten Standorte in der Mulde

Das sandigste Substrat im Oberboden der ausgewählten Standorte besitzt Bob. Hier kommt es aber in einer Tiefe von 20 cm zu einer spürbaren Erhöhung des Ton- und Schluffgehaltes. Das Bodensubstrat der Standorte Spi und Kel ist feiner texturiert als in Bob, wobei Kel einen höheren Schluffgehalt als Spi aufweist. Der Oberboden in Gre zeichnet sich durch das bindigste Substrat aller ausgewählten Standorte aus.

Die ausgewählten Standorte differieren in den Sorptionseigenschaften und im pH-Wert. Bemerkenswert ist vor allem die sehr hohe KAK des Bodens von Kel, die durch den hohen Gehalt an organischer Substanz determiniert wird. Der Greppiner Boden besitzt die zweithöchste KAK, gefolgt von den Böden Spi und Bob, obwohl es in Bob zu einem Anstieg in 20 cm Tiefe kommt. Die pH-Werte liegen in einem Bereich zwischen 3,5 (Spi) und 6,0 (Gre).

Die hohen Gehalte an organischer Substanz in den Böden von Kel und Spi sind die Folge eines verminderten Streuabbaus durch die akkumulierten Schadstoffe, wobei die weiten C/N-Verhältnisse als ein Beleg für gehemmte Umsatzbedingungen gewertet werden. Regelmäßige Untersuchungen der Bodenfeuchte auf allen Standorten zeigten, daß der gehemmte Stoffumsatz in Kel und Spi nicht auf die Wirkung ständig hoher Bodenfeuchten zurückgeführt werden darf. Somit besitzen die Standorte Kel und Spi ein hohes Speichervermögen für Schadstoffe. Unter Umweltbedingungen oder Managementmaßnahmen, die zum Abbau von organischer Substanz führen, kann es zu einer Mobilisierung der an sie gebundenen Organika und Schwermetalle kommen. Die Mobilisierung der akkumulierten Schadstoffe kann neben dem Abbau von organischer Substanz durch niedrige pH-Werte (Schwermetalle) und ein relativ sandiges Bodensubstrat in Kel und Spi sowie durch die hohe biologische Aktivität im Boden von Kel unterstützt werden. Das für Auenböden extrem weite C/N-Verhältnis auf der Spittelfläche (ca. 28,5) ist eine direkte Folge der Schädwirkung der akkumulierten Ionenaustauscher.

In Bob geht der Stoffumsatz wesentlich schneller. Das enge C/N-Verhältnis ist ein Indikator für den schnellen Abbau der anfallenden organischen Primärschubstanz und ihren Einbau in Humusstoffe. Der sehr sandige Boden besitzt die geringsten Gehalte an organischer Substanz und somit auch das geringste Speichervermögen für Schadstoffe. Der hohe Gehalt und das C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz in Gre können als typisch für diesen Bodentyp und dieses Substrat angesehen werden. Wird zusätzlich die Körnung berücksichtigt, weist auch der Greppiner Boden ein hohes Speicherpotential für Schadstoffe auf.

Betrachtet man die Schadstoffbelastungen in den Leitprofilen, wird deutlich, daß der Boden in Bob am geringsten kontaminiert ist. Allerdings steigt die Schadstoffkonzentration im zweiten Horizont (fossiler Ah) an. Der höhere Ton- und Schluffgehalt sowie die stärkere Anreicherung mit organischer Substanz in diesem Horizont sind für das größere Speichervermögen für Schadstoffe im Vergleich zum rezenten Ah-Horizont verantwortlich. Aber auch in dieser Tiefe werden die hohen Konzentrationen an Schwermetallen und organischen Schadstoffen der Keller- und Spittelfläche kaum erreicht (außer bei den PAHs, bei Zn und As). Die höheren Schadstoffkonzentrationen in einer Tiefe ab 20 cm in Bob sind wahrscheinlich das Resultat von länger

zurückliegenden Überschwemmungsereignissen, obwohl auch eine Tiefenverlagerung aus dem sehr sandigen Substrat nicht ausgeschlossen werden kann. Für eine Verlagerung sprechen die recht hohen Schadstoffgehalte in den tieferen Bodenschichten von Bob.

Die Kontaminationen der Böden von Kel und Spi spiegeln deutlich den Einfluß der Überflutung durch das Spittelwasser wider (Abschn. 2.2.3). Die Böden sind extrem hoch mit  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH sowie mit Schwermetallen kontaminiert, dagegen spielen die PAH-Konzentrationen eine weniger bedeutende Rolle. Unter den Schwermetallen werden die hohen Konzentrationen an Cu, Pb, As und Hg als besonders kritisch eingeschätzt. Aber auch von der Cd-Kontamination kann eine Gefahr für das Grundwasser ausgehen. Für die zum Teil geringere Kontamination des Bodens von Spi im Vergleich zu Kel sind bei einer ähnlichen Überflutungsgefährdung das sandigere Substrat und ein geringerer Gehalt an organischer Substanz verantwortlich. Diese Unterschiede sind ein Ausdruck der räumlichen Variabilität der Schadstoffgehalte im Boden im Überflutungsgebiet des Spittelwassers.

Die Grundwassergefährdung durch die hohen Kontaminationen der Böden von Kel und Spi wird besonders deutlich, wenn man sich die Tiefenverteilung der Schadstoffe in Spi betrachtet. In einer Tiefe ab 130 cm steigt hier die Kontamination des Auenlehms wieder an. Eine feinere Texturierung des Bodensubstrates und ein höherer Gehalt an organischer Substanz sind verantwortlich, daß die bis in diese Tiefe verlagerten Schadstoffe adsorbiert werden. Bestätigt wurde dieser Trend bei einer Rammkernsondierung, wo in einer Tiefe von 100 bis 200 cm ein Anstieg der Schwermetallkontamination und der gesamten organischen Belastung ermittelt wurde. Auch im Boden von Kel konnte in einer Tiefe von 100 cm noch eine deutliche meßbare  $\beta$ -HCH-Konzentration festgestellt werden. Es liegen somit Beweise für eine Tiefenverlagerung von  $\beta$ -HCH und anderen Schadstoffen vor. Grundwasserstände, die nur wenige dm unter Geländeoberfläche liegen, verdeutlichen die Gefahren für das Grundwasser, die von den Kontaminationen der Böden in Kel und Spi ausgehen können.

Sehr hohe Arsen- und Schwermetallgehalte (vor allem Cd, Zn, Cu, Pb) bei einer im Vergleich zu Kel und Spi wesentlich geringeren organischen Kontamination zeichnen den Boden von Gre aus. Die im AhSw-Horizont z.T. höheren Gehalte an Schwermetallen als im Ah-Horizont sind ein Spiegelbild der Schadstofffracht aus der oberen Mulde in der Vergangenheit. Nur im Ah-Horizont dokumentiert sich der Einfluß der chemischen Industrie des 20. Jahrhunderts. Die  $\beta$ -HCH-Konzentration von  $2,51 \text{ mg kg}^{-1}$  Boden ist zwar wesentlich niedriger als im Boden von Kel und Spi. Aber nach Scholz et al. (1992) kam es zu erhöhten  $\beta$ -HCH-Konzentrationen im Gras schon bei einer Konzentration von  $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$  Boden. Obwohl die nur geringe HCH-Konzentration im Unterboden gegen eine  $\beta$ -HCH-Verlagerung in größerem Umfang spricht, kann diese nicht ausgeschlossen werden. Man kann davon ausgehen, daß die im Unterboden gefundene HCH-Menge dorthin verlagert wurde, denn durch die Überflutungen vor dem Einfluß der chemischen Industrie konnten zwar schwermetallhaltige Schlämme sedimentieren, nicht aber HCH.

**Anhang B Methodik**

**Anhang B/Tab. 1** Termine der Wasserezufuhr, Wassergehalt vor Beginn der Wasserezufuhr, zugegebene Wasservolumina zu den Kleinmonolithen der Muldeae und gewonnene Perkolatvolumina

Entnahme im Gelände: 9.6. bis 11.6.93	Bob	Kel	Spi/sandig	Spi/schluffig	Gre
1. Niederschlagsperiode: Ausgangswassergehalt:	39 mm	54 mm	45 mm	58 mm	88 mm
Wasserzugabe:					
1. Tag: 22.6.93	52 mm	40 mm	40 mm	40 mm	40 mm
2. Tag: 23.6.93	32 mm	20 mm	20 mm	20 mm	20 mm
3. Tag: 24.6.93	16 mm	16 mm	16 mm	16 mm	16 mm
Summe der Wasserzugabe	100 mm	76 mm	76 mm	76 mm	76 mm
Perkolatvolumen	23 mm	27 mm	30 mm	19 mm	19 mm
2. Niederschlagsperiode: Ausgangswassergehalt:	21 mm	30 mm	21 mm	21 mm	40 mm
Wasserzugabe:					
1. Tag: 3.8.93	62 mm	45 mm	45 mm	45 mm	62 mm
2. Tag: 4.8.93	30 mm	21 mm	21 mm	21 mm	33 mm
3. Tag: 5.8.93	18 mm	18 mm	18 mm	18 mm	18 mm
Summe der Wasserzugabe	110 mm	84 mm	84 mm	84 mm	113 mm
Perkolatvolumen	23 mm	17 mm	34 mm	17 mm	20 mm
3. Niederschlagsperiode: Ausgangswassergehalt:	43 mm	30 mm	21 mm	20 mm	43 mm
Wasserzugabe:					
1. Tag: 14.9.93	57 mm	45 mm	45 mm	45 mm	62 mm
2. Tag: 15.9.93	20 mm	20 mm	20 mm	20 mm	30 mm
3. Tag: 16.9.93	16 mm	16 mm	16 mm	16 mm	16 mm
Summe der Wasserzugabe	93 mm	81 mm	81 mm	81 mm	108 mm
Perkolatvolumen	29 mm	23 mm	38 mm	19 mm	23 mm
Gesamtzufuhr an Aqua dest.	303 mm	241 mm	241 mm	241 mm	297 mm

**Anhang B/ 1** Versuchsdurchführung des Kleinmonolithversuches zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung

Die Umbruch- und Umbruch- plus Kalkungsvarianten wurden mit Hilfe der in ungestörter Lagerung gewonnenen Kleinmonolithe hergestellt. Nach der Probenahme und dem Aufstellen der Monolithe im Kalhaus der Gefäßversuchsstation wurde der folgende Arbeitsablauf eingehalten:

- Abschneiden und Zerkleinern des Grasbewuchses
- vorsichtige Entnahme der obersten Bodenschicht (0 bis 10 cm)
- Homogenisieren des entnommenen Bodens mit der Hand
- Zusatz des zerkleinerten Grasaufwuchses
  - Insgesamt wurden 100 g Frischmasse je Monolith zugesetzt. Diese Zufuhr entspricht 67,1 g Gras kg<sup>-1</sup> Boden (TS-Basis) bzw. der vollständigen Einarbeitung eines Grasaufwuchses von 25 t/ha (TS-Gehalt des Grases: 33 % in Gre und 39 % in Kel).
- Zusatz von CaO zu den Monolithen mit der Variante U+Ca (Gre: 2,313 g kg<sup>-1</sup> trockenen Boden; Kel: 2,013 g kg<sup>-1</sup> trockenen Boden) zur Anhebung des pH-Wert des Bodens um eine Einheit (notwendige Menge an CaO durch Kalbedarfsbestimmung ermittelt)
- Homogenisieren des Bodens mit dem zugesetzten Gras und Kalk
- Aufsetzen eines Metallrahmens aus Edelstahl auf die Monolithe zur Vergrößerung des Volumens der Gefäße



- Entnahme und Homogenisieren des entnommenen Bodens vergrößert Volumen
- eingefüllter Boden sollte nicht wieder verdichtet werden, um eine optimale Durchlüftung zu gewährleisten
- Einfüllen des Bodens in die Monolithe der Umbruch- und Umbruch- plus Kalkungsvariante

Calciumoxid kam als schnell wirkender Kalkdünger zum Einsatz, um die Versuchsdauer abzukürzen. Beide Böden besitzen eine ausreichende Pufferkapazität für die Anwendung von CaO. Zur Bestimmung der notwendigen Kalkmenge und der Bodenfeuchte in den Monolithen wurde der aktuelle Wassergehalt in den Monolithen der Bearbeitungsvarianten in der Bodenschicht 0 bis 10 cm ermittelt. Gleichzeitig erfolgte die Analyse der Bodenfeuchte in jedem Monolith an Bodenmaterial der unteren Monolithschicht, welches beim Zurechtschneiden der Monolithe nach der Entnahme im Gelände anfällt. Die weitere Versuchsdurchführung bis zur Bewässerung, Perkolation und Analytik ist dem nachfolgenden Abschnitt zu entnehmen:

- Einstellen einer gleichmäßigen Bodenfeuchte von 37 % (M) im Boden von Kel und 35 % (M) in Gre in jedem Monolith durch die Zugabe von Aqua dest., da die Bodenfeuchte die DOM-Freisetzung beeinflusst.
- 14tägige Inkubation im Kalthaus der Gefäßversuchsstation (bis Anfang September) und täglicher Ausgleich der Verdunstung
  - Ergebnisse von Klimanek (1988) belegen, daß in dieser Zeit der Hauptumsatz der leicht abbaubaren organischen Substanz unter optimalen Temperatur- und Feuchtebedingungen erfolgt. Der Temperaturverlauf mit Tageswerten zwischen 20 und 30°C während der Inkubation kann als optimal angesehen werden.
- "Trockenzeit" von 40 Tagen
  - Starkniederschläge nach Trockenperioden begünstigen das Auftreten hoher DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung. Deshalb sollten die Auswirkungen von Umbruch sowie von Umbruch plus Kalkung auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung unter diesen Umweltbedingungen geprüft werden.
  - Der Austrocknungseffekt mußte bei allen Varianten gleich groß sein, um den Einfluß der Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erkennen. Aus diesem Grunde erhielten die Monolithe mit einer überdurchschnittlich schnellen Austrocknung regelmäßig zusätzliche Wassergaben.
  - Die "Trockenzeit" wurde unter Raumbedingungen simuliert. Niedrige Temperaturen im Freiland ließen ein ausreichendes Abtrocknen im Kalthaus der Gefäßversuchsstation nicht zu.
- Simulation von Starkniederschlägen über die Dauer von drei Tagen auf der Grundlage der im Abschn. 3.1 vorgestellten Überlegungen (1. Tag 40 mm, 2. Tag 14 mm, 3. Tag 12 mm)
- Auffangen und Aufbereiten der Perkolate (Abschn. 3.1)
  - Die Perkolatmengen zwischen den verschiedenen Monolithen unterschieden sich am jeweils ersten Tag der Perkolation nach Trockenheit zum Teil sehr stark. Deshalb wurden die gewonnen Bodenlösungen der Monolithe mit schneller und ergiebiger Perkolation in ein erstes und zweites Perkolat geteilt.
- Analyse der Perkolate sowie der Böden in den Monolithen

**Anhang B/ 2** Arbeitsschritte zur Herstellung der Varianten des Inkubationsversuches zum Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen auf die DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung

- 2 Kontrollvarianten (Versuchsdurchführung bei 4°C und 25°C)
- Variante mit Kalkzusatz
  - Die Zugabe von 0,0925 g CaO zum Boden von Gre und 0,0805 g CaO zum Boden von Kel entsprach der Kalkmenge, die bei dem Kleinmonolithversuch mit 2,3133 (Gre) bzw. 2,0125 g (Kel) CaO je kg Boden (TS-Basis) zum Einsatz kam.
- Graszugabe
  - Die Zugabe von 2,685 g Grasfrischmasse zu 40 g Boden (TS-Basis) entspricht der Graszugabe des Kleinmonolithversuches. Der TS-Gehalt des Grases betrug 33 % in Gre und 39 % in Kel.
- Gras- und Kalkzugabe
  - Diese Variante ist eine Kombination von Gras- und Kalkzugabe, die wie oben beschrieben, hergestellt wurde.
- Überstauung
  - Eine Überstauung des Bodens im Becherglas wurde durch die Zugabe von 30 ml Reinstwasser vorgenommen.
- Trocknung
  - Der Ansatz dieser Variante erfolgte ohne Verdunstungsschutz durch die atmungsaktive Folie und erlaubte eine allmähliche Austrocknung des Bodens.
- Trocknung mit anschließender Wiederbefeuchtung
  - Zusätzlich 4 Gefäße je Standort konnten über die 30 Tage der allgemeinen Inkubationsdauer hinaus austrocknen. Nach 60 Tagen wurden je Standort zwei Gefäße wiederbefeuchtet und die zu Versuchsbeginn herrschende Bodenfeuchte eingestellt. Ein Tag später erfolgte die Extraktion dieser Böden (einschließlich der 60 Tage ausgetrockneten) mit Reinstwasser.

**Anhang B/ 3** Bestimmung der Gesamtgehalte an HCHs, HCB und PAHs in den Böden

- Einwaage von ca. 5 g lufttrockenem Boden
- Zugabe von 40 mL eines Aceton/Hexan-Gemisches (Verhältnis 1:1)
- 3-stündige Soxtec-Extraktion (1 h Extraktionshülse in Lösung, 2 h über der Lösung)
- Einengen der Proben, Einstellen eines Volumens je nach Kontaminationsgrad von 5 bzw. 10 mL Hexan
- Florisil-clean-up von 1 mL für die HCH (HCB)-Analytik
- Bestimmung der HCHs und von HCB durch GC-Analytik mit ECD: GC/ECD mit Autosampler, Trennsäule HP 5 (25 m x 0,32 mm, d=0,52 µm), Injektion splitless, Injektortemperatur: 250°C, Detektortemperatur 300°C, Temperaturprogramm: 80°C (8 min)-6°C min<sup>-1</sup>-250°C (3,67 min)-15°C min<sup>-1</sup>-300°C (1,66 min), Gesamtdauer der Analyse: 45 min, Trägergas H<sub>2</sub>, make-up-Gas: N<sub>2</sub>
- Kieselgel-clean-up von 1 mL und Aufnahme in Acetonitril für die PAH-Analytik
- PAH-Analyse mit HPLC/Fluoreszenzdetektion, Quantifizierung von 15 PAHs nach EPA

**Anhang B/ 4** Bestimmung der PAH-Gehalte in wäßrigen Lösungen

- Verwendung von Kartuschen mit C<sub>18</sub>-Material (500 mg in 6 mL Kartusche; Fa. Baker)
- Durchsaugen von 2 x 5 mL Dichlormethan
- 2 min Trocknen bei vollem Vakuum (über Schutzsäule)
- Durchsaugen von 5 mL Methanol
- Durchsaugen von 5 mL eines Gemisches aus Reinstwasser und Isopropanol (20 %)
- Durchsaugen der Probe (40 mL), die mit Isopropanol (20 %) versetzt wurde bei einer Flußrate von maximal 3 mL min<sup>-1</sup>
- Nachspülen mit 5 mL Reinstwasser
- Trockensaugen bei vollem Vakuum (30 min über Schutzsäule) und 4 min mit N<sub>2</sub>
- Elution mit 2 mL Dichlormethan (10 min Einwirkzeit, 1 mL min<sup>-1</sup>)
- Einengen des Extraktes im N<sub>2</sub>-Strom
- Aufnahme in 200 µL Acetonitril, 3 min Ultraschallbad
- Analyse des Extraktes mit HPLC/Fluoreszenzdetektion
- Wiederfindungsrate bei ca. 80 %

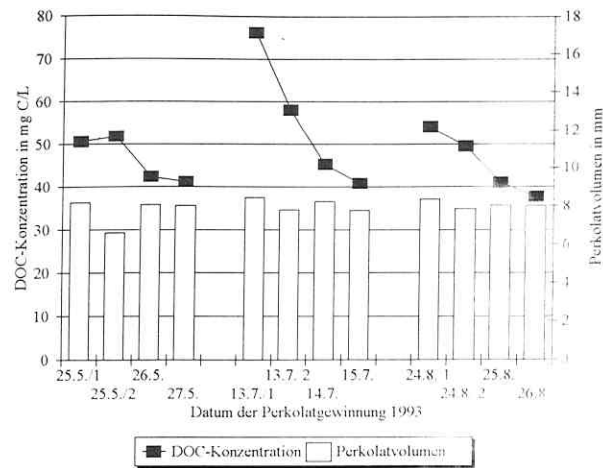
Anhang B/Tab. 2 Nachweisgrenzen

Verbindung / Element	Nachweisgrenze im Boden bei der Bestimmung der im Königswasser löslichen Gehalte bzw. der Gesamtgehalte ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden)	Nachweisgrenze im Boden bei der Bestimmung der $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -löslichen Gehalte ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden)	Nachweisgrenze im Bodenperkolat, Sättigungs- oder Wasserextrakt ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ; HCHs und PAHs in $\text{ng L}^{-1}$ )	Nachweisgrenze wasserlöslicher Gehalte des Bodens (Schüttelprozedur: $\mu\text{g kg}^{-1}$ )
DOC	n.b.	n.b.	300	1500
Cd	1,5 <sup>1</sup>	0,2 <sup>1</sup>	0,5	2,5
Al	1500	150	15	75
Ba	250	20	10	50
Fe	300	40	12	60
Zn	150	10	10	50
Ni	300	25	10	50
Mn	60	5	4	20
Cr	250	20	1	5
Pb	50,0 <sup>1</sup>	10,0 <sup>1</sup>	15	75
Cu	90	10	5	25
Hg	1,5	0,1	0,05	0,25
As	300	40	12	60
Cl <sup>-</sup>	n.b.	n.b.	100	500
$\text{NO}_3^-$	n.b.	n.b.	100	500
$\text{NO}_2^-$	n.b.	n.b.	50	250
$\text{SO}_4^{2-}$	n.b.	n.b.	100	500
$\text{NH}_4^+$	n.b.	n.b.	500	2500
$\alpha$ -HCH	0,3	n.b.	3	0,015
$\beta$ -HCH	1	n.b.	28	0,14
$\gamma$ -HCH	0,5	n.b.	3	0,015
$\delta$ -HCH	1	n.b.	10	0,05
HCB	0,3	n.b.	n.b.	n.b.
Naphthalin	0,8	n.b.	4	n.b.
Acenaphthen	0,4	n.b.	2	n.b.
Fluoren	0,5	n.b.	2,5	n.b.
Phenanthren	0,5	n.b.	2,5	n.b.
Anthracen	1,2	n.b.	6	n.b.
Fluoranthren	1	n.b.	5	n.b.
Pyren	3,8	n.b.	19	n.b.
Benzo(a)anthracen	1,5	n.b.	7,5	n.b.
Chrysen	1,6	n.b.	8	n.b.
Benzo(b)fluoranthren	0,6	n.b.	3	n.b.
Benzo(k)fluoranthren	0,5	n.b.	2,5	n.b.
Benzo(a)pyren	1,6	n.b.	8	n.b.
Dibenz(a,h)anthracen	3,5	n.b.	17,5	n.b.
Benzo(g,h,i)perylene	2,8	n.b.	14	n.b.
Indeno(1,2,3)pyren	0,4	n.b.	2	n.b.

n.b. = nicht bestimmt

<sup>1</sup> mit AAS

## Anhang C Ergebnisse



**Anhang C/1** Dynamik der DOC-Konzentration in den Perkolaten und des Volumens der Bodenperkolate des Standortes Rei (Kleinmonolithversuch, Dübener Heide)

**Anhang C/2** Ergebnisse multipler linearer Regressionen zur Quantifizierung von Parametern der DOM-Freisetzung mit Eigenschaften der organischen Substanz und mikrobiellen Bodeneigenschaften

**Dübener Heide (n=16):**

$$\text{DOC-Mittelwert (mg C L}^{-1}\text{)} = -13.078 + 0.0024 * C_{\text{hwf}}(0-10 \text{ cm}) + 1.522 * C_{\text{org}}/N_{\text{org}}(0-10 \text{ cm})$$

$$r^2=0,60 \ (\alpha=0,002)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
$C_{\text{hwf}}$ 0-10 cm	0,55	0,04
$C_{\text{org}}/N_{\text{org}}$ 0-10 cm	0,61	0,02

$$\text{DOC-Menge je Monolith (mg C)} = -61.738 + 7.516 * C_{\text{hwf}}/N_{\text{hwf}}(0-10 \text{ cm}) + 5.518 * \text{Anteil } C_{\text{hwf}} \text{ am } C_{\text{org}}(10-25 \text{ cm})$$

$$r^2=0,79 \ (\alpha=0,00004)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
$C_{\text{hwf}}/N_{\text{hwf}}$ 0-10 cm	0,59	0,03
Anteil $C_{\text{hwf}}$ am $C_{\text{org}}$ 10-25 cm	0,6	0,02

$$\text{DOC-Maximum (mg C L}^{-1}\text{)} = -19.841 + 3.409 * C_{\text{hwf}}/N_{\text{hwf}}(0-10 \text{ cm}) + 1.481 * \text{Bodenatmung}(0-10 \text{ cm})$$

$$r^2=0,67 \ (\alpha=0,0005)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
$C_{\text{hwf}}/N_{\text{hwf}}$ 0-10 cm	0,79	0,001
Bodenatmung 0-10 cm	0,55	0,04

**Muldeae** (n=17):

$$\text{DOC-Mittelwert (mg C L}^{-1}\text{)} = 3,1634 + 0,00325 * C_{\text{hwl}} + 0,88203 * C_{\text{hwl}}/N_{\text{hwl}} + 1,778 * \text{Anteil } C_{\text{hwl}} \text{ am } C_{\text{org}} \text{ (0-10 cm)}$$

$r^2=0,3$  (nicht signifikant)

$$\text{DOC-Maximum (mg C L}^{-1}\text{)} = -78,732 + 4,605 * C_{\text{hwl}}/N_{\text{hwl}} \text{ (0-10 cm)} - 2,388 * C_{\text{org}}/N_{\text{org}} \text{ (0-10 cm)} + 6,707 * C_{\text{org}}/N_{\text{org}} \text{ (10-25 cm)} + 3,11 * \text{Bodenatmung (0-10 cm)}$$

$r^2=0,64$  ( $\alpha=0,003$ )

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
$C_{\text{hwl}}/N_{\text{hwl}}$ 0-10 cm	0,79	0,001
$C_{\text{org}}/N_{\text{org}}$ 0-10 cm	-0,67	0,01
$C_{\text{org}}/N_{\text{org}}$ 10-25 cm	0,68	0,01
Bodenatmung 0-10 cm	0,72	0,004

$$\text{DOC-Anstieg nach Trockenheit (\%)} = 70,686 + 4,792 * C_{\text{hwl}}/N_{\text{hwl}} \text{ 0-10 cm} + 3,036 * \text{Anteil } C_{\text{hwl}} \text{ am } C_{\text{org}} \text{ (0-10cm)}$$

$r^2=0,71$  ( $\alpha=0,0001$ )

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
$C_{\text{hwl}}/N_{\text{hwl}}$ 0-10 cm	0,85	0,001
Anteil $C_{\text{hwl}}$ am $C_{\text{org}}$ 0-10 cm	0,46	0,08

**Anhang C/Tab. 1** Weitere Kennwerte der organischen Substanz der untersuchten Standorte in der Dübener Heide und der Muldeae in 0 bis 10 cm und 10 bis 25 cm Tiefe

	$C_{\text{org}}$ (%)	$C_{\text{org}}/N_{\text{org}}$	$C_{\text{hwl}}$ (mg/kg)	$C_{\text{hwl}}/N_{\text{hwl}}$	Anteil des $C_{\text{hwl}}$ am $C_{\text{org}}$ (%)	
	10-25 cm	10-25 cm	10-25 cm	10-25 cm	0-10 cm	10-25 cm
Rei	0,41	13,6	571	22,3	3,8	14,8
Luk	0,48	13	396	15,3	4,5	7,3
Lub	0,44	17,2	456	18,9	3,4	10,6
Pou	0,69	17	514	20,4	2,5	7,6
Bob	3,69	13,2	2398	18,1	9,1	6,6
Kel	3,68	12,8	917	14,5	3,2	2,5
Spi/sandig	1,86	16,4	1012	23	4,2	5,3
Spi/schluffig	2,8	13,3	1656	18,8	3	5,9
Gre	2,4	12,7	915	16,7	3,8	3,9

**Anhang C/Tab. 2** Mikrobielle Biomasse, mittlere und maximale DOC-Konzentration sowie im Versuchszeitraum freigesetzte DOC-Menge in jedem Monolith der Dübener Heide und der Mulde

Monolith	Biomasse mg C kg <sup>-1</sup> Boden	DOC-Mittelwert mg C L <sup>-1</sup>	DOC-Maximum mg C L <sup>-1</sup>	DOC-Menge mg C/Monolith
Rei 1	808	41,96	63,42	152,3
Rei 2	<b>820</b>	<b>57,18</b>	<b>83,66</b>	<b>221,2</b>
Rei 3	769	41,09	60,68	157,2
Rei 4	823	56,09	97,21	220,5
Luk 1	418	27,35	42,82	79,2
Luk 2	571	34,71	54,41	119,7
Luk 3	711	36,97	59,63	107,5
Luk 4	<b>726</b>	<b>47,06</b>	<b>72,38</b>	<b>142,8</b>
Lub 1	1138	42,25	51,68	125,3
Lub 2	1065	44,34	60,14	146,9
Lub 3	1094	56,3	61,19	121,1
Pou 1	<b>1336</b>	<b>43,65</b>	<b>67,32</b>	<b>67,5</b>
Pou 2	988	26,89	39,89	68,1
Pou 3	1033	34,16	57,84	91,8
Pou 4	1119	38,07	59,94	91,4
Bob 1	615	48,9	92,66	127,2
Bob 2	<b>737</b>	<b>51,26</b>	<b>93,41</b>	<b>149,5</b>
Bob 3	615	34,12	59,55	98,1
Bob 4	573	35,57	65,87	98,2
Kel 1	827	51,93	79,87	158,6
Kel 2	<b>1020</b>	<b>57,66</b>	71,62	129,1
Kel 3	994	40,8	72,74	75,5
Kel 4	601	39,98	60,15	86,4
Spi/sandig 1	129	46,11	97,68	161,8
Spi/sandig 2	145	49,75	103,5	208
Spi/sandig 3	106	49,93	100,7	225
Spi/schluffig 1	<b>276</b>	24,86	51,16	<b>60,8</b>
Spi/schluffig 2	170	31,19	53,1	50,6
Gre 1	697	31,46	41,61	70,6
Gre 2	568	29,85	37,77	68,1
Gre 3	n.b.	34,49	43,43	n.b.
Gre 4	647	39,18	52,7	110,8

**Anhang C/Tab. 3** Reihenfolge in der einsetzenden Perkolation der vier Monolithe eines Standortes und in der Höhe der DOC-Konzentration in den Perkolaten der Kiefernstandorte der Dübener Heide

Monolith	Reihenfolge der einsetzenden Perkolation in 25 cm Tiefe am jeweils 1. Perkolationsstag			DOC-Konzentration im 1. Perkolat nach Trockenheit		
	1. Niederschlagsperiode	2. Niederschlagsperiode	3. Niederschlagsperiode	1. Niederschlagsperiode	2. Niederschlagsperiode	3. Niederschlagsperiode
Rei 1	3.	3.	4.	48,97	63,42	41,96
Rei 2	<b>1.</b>	2.	2.	<b>60,22</b>	83,66	58
Rei 3	2.	4.	3.	37,83	60,68	47,7
Rei 4	2.	<b>1.</b>	<b>1.</b>	55,53	<b>97,21</b>	<b>69,12</b>
Luk 1	4.	4.	4.	42,82	35,24	27,8
Luk 2	3.	3.	3.	54,41	47,61	31,1
Luk 3	2.	1.	2.	42,49	47,91	34,34
Luk 4	<b>1.</b>	<b>2.</b>	<b>1.</b>	<b>66,28</b>	<b>72,38</b>	<b>52,24</b>
Pou 1	2.	3.	4.	41,37	58,75	67,32
Pou 2	1.	4.	3.	33,21	39,89	27,84
Pou 3	4.	<b>1.</b>	2.	32,71	<b>57,84</b>	34,64
Pou 4	3.	2.	<b>1.</b>	41,84	53,98	<b>54,94</b>

**Anhang C/Tab. 4** Reihenfolge in der Perkulationsgeschwindigkeit der Monolithe der Muldeae (bestimmt nach einsetzender Perkolation in 25 cm Tiefe)

	1. Niederschlagsperiode			2. Niederschlagsperiode			3. Niederschlagsperiode		
	1. Tag	2. Tag	3. Tag	1. Tag	2. Tag	3. Tag	1. Tag	2. Tag	3. Tag
Bob	5.	5.	<b>1.</b>	4.	4.	<b>1.</b>	4.	<b>1.</b>	2.
Kel	2.	3.	5.	2.	2.	5.	2.	3.	5.
Spi/sandig	<b>1.</b>	<b>1.</b>	2.	<b>1.</b>	<b>1.</b>	4.	<b>1.</b>	2.	3.
Spi/schluffig	3.	4.	4.	3.	3.	3.	3.	4.	4.
Gre	4.	2.	3.	5.	5.	2.	5.	5.	<b>1.</b>



**Anhang C/Tab. 5** Korrelationskoeffizienten zwischen dem pH-Wert des Bodens, der KAK sowie dem Gehalt der Böden an austauschbaren Basen und Parametern der DOM-Freisetzung

Bodeneigenschaft und Tiefe	DOC-Maximum (mg C L <sup>-1</sup> )	DOC-Mittelwert (mg C L <sup>-1</sup> )	DOC-Menge (mg je Monolith)	DOC-Anstieg (%)
pH-Wert (0 bis 10 cm)				
Muldeue (n=17)	-0,34	-0,04	-0,14	<b>-0,64*</b>
Dübener Heide (n=16)	-0,46	<b>-0,56*</b>	<b>-0,75***</b>	0,20
pH-Wert (10 bis 25 cm)				
Muldeue (n=17)	-0,27	-0,03	-0,11	<b>-0,54*</b>
Dübener Heide (n=16)	<b>-0,62*</b>	<b>-0,76***</b>	<b>-0,73**</b>	0,33
KAK (0-10 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	-0,39	0,03	-0,32	<b>-0,67**</b>
Dübener Heide (n=16)	-0,24	0,06	-0,36	<b>-0,52*</b>
KAK (10-25 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	<b>-0,59*</b>	-0,27	<b>-0,63*</b>	<b>-0,64**</b>
Dübener Heide (n=16)	-0,32	-0,47	<b>-0,62*</b>	0,29
Ca (0 bis 10 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	-0,51	-0,18	-0,22	<b>-0,74**</b>
Dübener Heide (n=16)	-0,31	-0,40	<b>-0,60*</b>	0,16
Ca (10 bis 25 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	-0,41	-0,29	-0,29	-0,43
Dübener Heide (n=16)	-0,44	-0,45	<b>-0,70**</b>	0,06
Mg (0 bis 10 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	-0,43	0,06	-0,27	<b>-0,82***</b>
Dübener Heide (n=16)	-0,29	-0,37	-0,58	0,15
Mg (10 bis 25 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	<b>-0,57*</b>	-0,38	-0,32	<b>-0,62*</b>
Dübener Heide (n=16)	0,03	0,12	-0,25	0,28
K (0 bis 10 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	-0,02	0,35	-0,12	-0,37
Dübener Heide (n=16)	-0,02	0,30	0,12	<b>-0,60*</b>
K (10 bis 25 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	0,38	<b>0,61*</b>	0,21	-0,09
Dübener Heide (n=16)	-0,49	<b>-0,66**</b>	<b>-0,69**</b>	0,28
Na (0 bis 10 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	-0,20	0,03	-0,20	-0,43
Dübener Heide (n=16)	-0,18	0,18	0,05	<b>-0,67**</b>
Na (10 bis 25 cm Tiefe)				
Muldeue (n=17)	-0,41	-0,11	-0,31	<b>-0,61*</b>
Dübener Heide (n=16)	0,24	0,33	0,40	-0,19

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

**Anhang C/3** Ergebnis einer multiplen Regression zur Erklärung des prozentualen Anstieges der DOC-Konzentration nach Trockenheit in der Muldeue

DOC-Anstieg nach Trockenheit (%) = 247,146 - 1,494 \* KAK (10-25 cm) - 2,245 \* Ca (0-10cm)

$r^2=0,67$  ( $\alpha=0,001$ )

partieller Korrelationskoeffizient    Signifikanzniveau

KAK 10-25 cm	-0,6	0,03
Ca 0-10 cm	-0,72	0,005

**Anhang C/Tab. 6** Kationenaustauschkapazität und austauschbare Basen in den Böden der Muldeace und der Dübener Heide (in cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden)

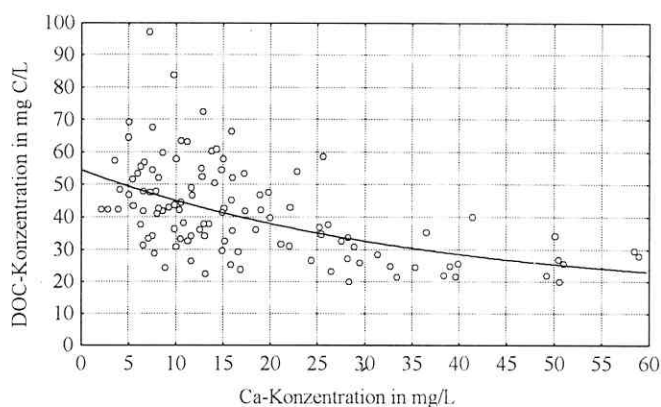
	KAK	KAK	Ca	Ca	Mg	Mg	K	K	Na	Na
	0-10 cm	10-25 cm	0-10 cm	10-25 cm	0-10 cm	10-25 cm	0-10 cm	10-25 cm	0-10 cm	10-25 cm
Bob	18,63	39,4	6,58	18,76	0,83	1,18	0,56	0,77	0,08	0,11
Kel	77,5	35,85	13,38	5,41	3,35	0,59	3,06	0,64	0,41	0,39
Spi/sandig	34,27	17,3	9,73	3,6	1,21	0,57	0,51	0,19	0,16	0,12
Spi/schluffig	36,05	29,6	6,24	2,08	0,76	0,36	0,48	0,16	0,06	0,07
Gre	65,97	39,87	27,55	22,59	3,44	3,06	0,53	0,23	0,27	0,35
Rei	72,25	6,45	7,93	0,33	0,73	0,07	0,59	0,05	0,21	0,04
Luk	59,58	6,65	6,78	0,41	0,6	0,05	0,35	0,06	0,15	0,03
Lub	105,47	5,9	8,91	0,48	0,75	0,05	0,77	0,05	0,33	0,03
Pou	107,2	9,68	36,23	0,95	2,13	0,1	0,6	0,09	0,22	0,03

**Anhang C/Tab. 7** pH-Werte, Gehalte an basischen Kationen, Anionen, Ammonium und Phosphor (mg L<sup>-1</sup>) sowie Leitfähigkeit (mS cm<sup>-1</sup>) der Perkolate der Dübener Heide (Mittelwerte, Minimum, Maximum)

	Rei	Luk	Lub	Pou
Kalium	7,73 (1,5...18,28)	13,17 (5,37...51,5)	7,81 (0,78...55,30)	15,11 (2,65...91,80)
Natrium	2,59 (1,43...7,26)	2,40 (0,87...4,95)	3,77 (1,70...8,05)	3,2 (1,56...6,34)
Calcium	9,68 (3,6...19,79)	21,67 (2,12...58,90)	15,33 (8,38...24,63)	22,22 (10,53...50,4)
Magnesium	0,35 (0,1...1,23)	1,20 (0,1...3,81)	0,61 (0,1...1,41)	1,29 (0,43...3,58)
Phosphor	1,48 (0,66...2,87)	1,74 (0,65...4,37)	1,29 (0,38...2,88)	1,94 (0,44...4,59)
Ammonium	1,46 (0,12...2,83)	3,13 (0,01...5,98)	1,11 (0...2,91)	0,4 (0...1,47)
Nitrat	7,75 (0...70,56)	58,82 (2,72...200,68)	0,42 (0...2,16)	41,61 (5,43...159,8)
Nitrit	0,05 (0...0,35)	0,08 (0...0,43)	0,04 (0...0,36)	0,07 (0...0,36)
Sulfat	24,33 (10,17...45,7)	27,23 (6,22...45,18)	36,77 (14,20...87,81)	23,66 (14,31...38,6)
Chlorid	8,37 (2,93...19,76)	7,20 (1,00...43,11)	10,36 (0,01...58,74)	11,88 (1,23...82,36)
pH-Wert	4,20 (3,54...4,66)	4,51 (4,02...4,98)	4,32 (3,83...4,60)	4,65 (4,35...5,12)
Leitfähigkeit	0,14 (0,08...0,25)	0,24 (0,08...0,48)	0,16 (0,09...0,37)	0,21 (0,11...0,45)

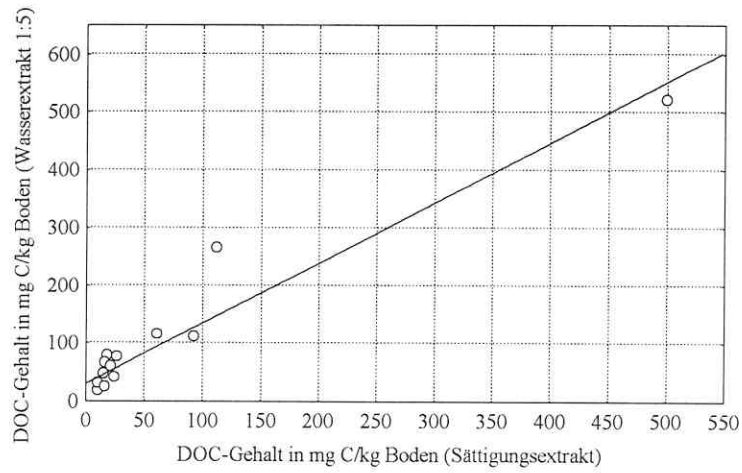
**Anhang C/Tab. 8** pH-Werte, Gehalte an basischen Kationen, Anionen, Ammonium und Phosphor ( $\text{mg L}^{-1}$ ) sowie Leitfähigkeit ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) der Perkolate der Muldeau (Mittelwerte, Minimum, Maximum)

	Bob	Kel	Spi/sandig	Spi/schluffig	Gre
Kalium	<b>26,19</b> (0,25...76,3)	<b>45,55</b> (17,33...74,10)	<b>14,31</b> (10,00...23,77)	<b>11,19</b> (5,47...19,44)	<b>1,58</b> (0,04...4,12)
Natrium	<b>9,18</b> (4,87...20,84)	<b>26,62</b> (3,24...117,40)	<b>13,22</b> (4,23...32,74)	<b>10,01</b> (3,72...17,19)	<b>58,24</b> (40,03...79,3)
Calcium	<b>70,52</b> (30,2...156,3)	<b>66,76</b> (11,76...211,50)	<b>34,43</b> (12,93...116,1)	<b>24,70</b> (16,18...36,98)	<b>80,0</b> (50,9...116,2)
Magnesium	<b>5,18</b> (2,31...11,65)	<b>5,80</b> (0,99...22,59)	<b>3,17</b> (1,39...7,93)	<b>2,91</b> (1,93...4,3)	<b>9,35</b> (6,42...12,39)
Phosphor	<b>1,35</b> (0,65...2,56)	<b>2,03</b> (0,65...4,34)	<b>3,39</b> (1,38...8,08)	<b>1,94</b> (0,79...4,68)	<b>1,6</b> (0,35...2,94)
Ammonium	<b>0,15</b> (0...1,23)	<b>1,54</b> (0,15...4,20)	<b>0,75</b> (0,00...1,76)	<b>0,75</b> (0,25...1,74)	<b>0,02</b> (0...0,15)
Nitrat	<b>37,13</b> (0...197,8)	<b>21,37</b> (5,03...58,40)	<b>2,48</b> (0,00...13,42)	<b>0,43</b> (0,00...2,62)	<b>13,51</b> (0...61,54)
Nitrit	<b>0,23</b> (0...3,35)	<b>0,03</b> (0...0,83)	<b>0,00</b> (0,00...0,00)	<b>0,00</b> (0,00...0,00)	<b>0,43</b> (0...4,55)
Sulfat	<b>124,6</b> (76,9...215,6)	<b>204,46</b> (33,33...565,75)	<b>101,86</b> (34,07...322,39)	<b>96,85</b> (64,87...133,48)	<b>219,6</b> (161,4...316,3)
Chlorid	<b>19,01</b> (0...66,37)	<b>51,23</b> (12,42...225,25)	<b>15,79</b> (6,96...34,35)	<b>15,83</b> (5,85...25,69)	<b>8,9</b> (0...23,12)
pH-Wert	<b>7,6</b> (7,13...8,05)	<b>5,41</b> (4,46...6,20)	<b>4,97</b> (4,58...5,74)	<b>3,54</b> (3,46...3,64)	<b>8,1</b> (7,92...8,33)
Leitfähigkeit	<b>0,51</b> (0,33...1,10)	<b>0,67</b> (0,24...1,81)	<b>0,32</b> (0,15...0,79)	<b>0,37</b> (0,26...0,51)	<b>0,67</b> (0,36...0,95)

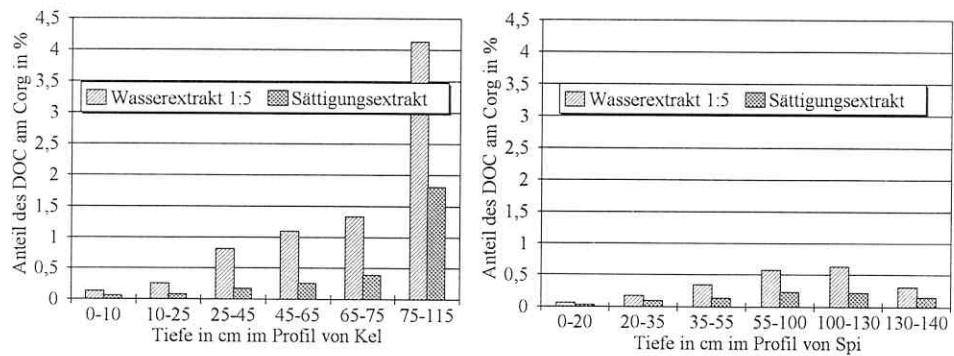


**Anhang C/4**

Exponentieller Zusammenhang zwischen der Ca- und der DOC-Konzentration in den Bodenperkolaten der Kiefernstandorte der Dübener Heide (DOC-Konzentration =  $15,461 + 10^{3,664 - 0,027 \cdot \text{Ca-Konzentration}}$ ,  $r = -0,51$ )

**Anhang C/5**

Lineare Regression zwischen dem Gehalt des Bodens an DOC, ermittelt mit zwei verschiedenen Extraktionsverfahren (DOC-Gehalt in mg C kg<sup>-1</sup> Boden (Wasserextrakt 1:5) = 30,664 + 1,043 \* DOC-Gehalt (Sättigungsextrakt), r=0,96, n=24, α<0,0001)

**Anhang C/6**

Anteil des DOC-Gehaltes am C<sub>org</sub> in verschiedenen Tiefen von Kel und Spi (DOC-Gehalt ermittelt mit einem Wasserextrakt bei einem Boden/Wasserverhältnis von 1:5 (Schüttelprozedur) und mit einem Sättigungsextrakt)

**Anhang C/Tab. 9** Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen dem DOC-Gehalt des Bodens, der mit einem Wasserextrakt bei einem Boden/Wasserverhältnis von 1:5 (W1) und mit einem Sättigungsextrakt (W2) ermittelt wurde, und Bodeneigenschaften aus Bodenprofilen (n=24)

	DOC-Gehalt W1	DOC-Gehalt W2	Anteil des DOC am C <sub>org</sub> (W1)	Anteil des DOC am C <sub>org</sub> (W2)
C <sub>org</sub>	0,4	0,2	-0,21	-0,21
C <sub>org</sub> /N <sub>org</sub>	0,33	0,19	<b>-0,47*</b>	<b>-0,44*</b>
C <sub>hwf</sub>	<b>0,7***</b>	<b>0,5*</b>	-0,19	-0,11
Anteil C <sub>hwf</sub> am C <sub>org</sub>	-0,09	-0,03	<b>0,97***</b>	<b>0,88***</b>
C <sub>hwf</sub> /N <sub>hwf</sub>	-0,14	-0,09	<b>0,96***</b>	<b>0,86***</b>
Ton	-0,24	-0,34	<b>-0,68***</b>	<b>-0,69***</b>
Schluff	-0,22	-0,34	<b>-0,65**</b>	<b>-0,69***</b>
Sand	0,23	0,35	<b>0,67***</b>	<b>0,71***</b>
Fe-Gehalt <sup>†</sup>	0,18	-0,01	<b>-0,51*</b>	<b>-0,53**</b>
Al-Gehalt <sup>†</sup>	-0,04	-0,12	<b>-0,41*</b>	<b>-0,45*</b>

<sup>†</sup> ermittelt im Königswasseraufschluß

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

**Anhang C/7** Ergebnisse multipler Regressionen zur Quantifizierung der DOM-Freisetzung in der Mulde (n=17)

**DOC-Menge** je Monolith (mg C) = 178,531 + 0,016 C<sub>hwf</sub> (0-10 cm) + 10,447 \* Anteil C<sub>hwf</sub> am C<sub>org</sub> (10-25 cm) - 0,02 \* Fe-oxalatlöslich (10-25 cm)

$r^2 = 0,78$  ( $\alpha < 0,0001$ )

Bodeneigenschaft / Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
C <sub>hwf</sub> 0-10 cm	0,65	0,01
Anteil C <sub>hwf</sub> am C <sub>org</sub> 10-25 cm	0,43	0,1
Fe-oxalatlöslich 10-25 cm	-0,9	0,001

**DOC-Maximum** (mg C L<sup>-1</sup>) = 65,5 + 1,939 \* C<sub>hwf</sub>/N<sub>hwf</sub> (0-10 cm) - 0,006 Fe-oxalatlöslich (10-25 cm) + 2,218 \* Bodenatmung (0-10 cm)

$r^2 = 0,66$  ( $\alpha < 0,001$ )

Bodeneigenschaft / Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
C <sub>hwf</sub> /N <sub>hwf</sub> 0-10 cm	0,53	0,05
Fe-oxalatlöslich 10-25 cm	-0,73	0,002
Bodenatmung 0-10 cm	0,62	0,02

**Anhang C/Tab. 10** Korrelationskoeffizienten zwischen der DOC-Konzentration, dem pH-Wert und dem Gehalt der Perkolate in der Mulde an Schwermetallen, Al und As

	Bob (n=38)	Kel (n=38)	Spi/sandig (n=36)	Spi/schluffig (n=17)	Gre (n=32)
<b>DOC-Konzentration</b>					
Cr	n.b.	0,6***	0,01	0,11	n.b.
Cu	n.b.	0,62***	0,21	0,26	n.b.
Hg	0,32	0,45*	0,05	0,51*	-0,22
Al	0,23	0,33*	0,05	0,07	n.b.
Ba	0,90***	0,21	0,09	0,77***	0,85***
Pb	n.b.	0,14	0,57***	0,06	n.b.
As	n.b.	0,32*	0,32	0,19	0,57**
Cd	n.b.	0,05	-0,22	0,39	n.b.
Zn	n.b.	0,16	-0,09	0,33	n.b.
Mn	0,76***	0,13	0,02	0,18	n.b.
Fe	0,42**	0,69***	0,43**	0,60**	n.b.
<b>pH-Wert</b>					
Cr	n.b.	-0,33*	-0,53**	-0,87***	n.b.
Cu	n.b.	-0,54***	-0,75	-0,57*	n.b.
Hg	-0,46*	0,38	0,58**	0,88***	-0,19
Al	-0,77***	-0,66***	-0,70***	-0,54	n.b.
Ba	-0,54***	-0,28	-0,17	-0,06	-0,21
Pb	n.b.	-0,56***	-0,65***	-0,70**	n.b.
As	n.b.	-0,09	0,19	-0,34	-0,06
Cd	n.b.	-0,3	-0,36*	-0,01	n.b.
Zn	n.b.	-0,11	-0,66***	-0,34	n.b.
Mn	-0,58***	-0,05	-0,73	-0,50*	n.b.
Fe	-0,75***	-0,31	0,14	-0,31	n.b.

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

n.b.: nicht bestimmt, da mehr als 50 % der Werte unterhalb der Nachweisgrenze

**Anhang C/Tab. 11** Elementgehalte in den Böden der Monolithe aus der Mulde aus der obersten Bodenschicht (0-10 cm) im Königswasseraufschluß und im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt (in  $\text{mg kg}^{-1}$  Boden)

	Bob	Kel	Spi/sandig	Spi/schluffig	Gre
<b>Gesamtgehalte (löslich im Königswasser)</b>					
Cr	25,8	530,3	803,3	845	271,3
Cu	17,85	148,9	65,3	71,3	144,1
Hg	1,53	39,4	8,1	8,1	22,9
Al	7048	12765	8087	6492	26447
Ba	102,8	532,5	651	672	774,7
Pb	17,5	285,4	161,7	176,4	286,3
As	13,6	93	59,6	55	178,9
Cd	0,7	4,36	1,64	1,36	13,8
Zn	84,6	205	119,7	99,8	744
Mn	191,7	163,8	132,7	144,6	1166
Fe	10705	29575	18767	22480	42947
<b>mobilisierbare Gehalte (<math>\text{NH}_4\text{NO}_3</math>-löslich)</b>					
Cr	0,03	0,51	0,37	0,53	0,02
Cu	0,05	0,33	0,51	0,93	0,12
Hg	<0,0001	0,005	0,001	0,002	0,001
Al	3,07	18,91	57,99	109,9	9,64
Ba	16,41	15,35	15,56	16,1	65,79
Pb	<0,01	0,41	0,77	0,63	<0,01
As	0,05	0,24	0,01	0,05	<0,01
Cd	0,04	0,32	0,11	0,11	0,31
Zn	2,41	29,07	25,8	17,37	5,09
Mn	10,39	19,3	22,7	15,29	17,85
Fe	1,91	10,79	16,43	56,57	0,63

**Anhang C/8** Ergebnisse multipler Regressionen zur Erklärung mittlerer und maximaler Konzentrationen an Schwermetallen im Bodenperkolat sowie von im Versuchszeitraum mobilisierten Schwermetallmengen in der Mulde (n=16)

$$\text{Hg-Mittelwert (mg L}^{-1}\text{)} = 0,0052 - 0,0056 * \text{pH}_{\text{Boden (0-10 cm)}} + 0,0034 * \text{pH}_{\text{Boden (10-25 cm)}} + 0,00011 * \text{DOC}_{\text{mit}} + 0,3112 * \text{Hg-NH}_4\text{NO}_3\text{-löslich}$$

$$r^2 = 0,9 \quad (\alpha = 0,00003)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
pH-Wert (Boden) 0-10 cm	-0,89	<0,001
pH-Wert (Boden) 10-25 cm	0,87	<0,001
DOC-Mittelwert	0,95	<0,001
Hg-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslich 0-10 cm	0,82	<0,001

$$\text{Hg-Maximum (mg L}^{-1}\text{)} = 0,0022 - 0,0011 * \text{pH}_{\text{Boden (0-10 cm)}} + 0,00005 * \text{DOC}_{\text{max}} + 0,00008 * \text{Hg-Gesamt}$$

$$r^2 = 0,74 \quad (\alpha = 0,0008)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
pH-Wert (Boden) 0-10 cm	-0,66	0,02
DOC-Maximum	0,74	0,005
Hg-Gesamt 0-10 cm	0,81	0,001

$$\text{Hg-Menge (mg je Monolith)} = -0,00454 + 0,00005 * \text{DOC}_{\text{Menge}} + 0,4667 * \text{Hg-NH}_4\text{NO}_3\text{-löslich}$$

$$r^2 = 0,77 \quad (\alpha = 0,0001)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
DOC-Menge	0,89	<0,001
Hg-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslich 0-10 cm	0,57	0,04

$$\text{Cr-Mittelwert (mg L}^{-1}\text{)} = -0,0149 - 0,0014 * \text{KAK}_{\text{Boden (10-25 cm)}} + 0,0005 * \text{DOC}_{\text{mit}} + 0,00007 * \text{Cr-gesamt}$$

$$r^2 = 0,93 \quad (\alpha = 0,00001)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
KAK 10-25 cm	-0,71	0,04
DOC-Mittelwert	0,51	0,05
Cr-Gesamt 0-10 cm	0,79	<0,001

$$\text{Cr-Maximum (mg L}^{-1}\text{)} = -0,079 + 0,00059 * \text{DOC}_{\text{max}} + 0,00014 * \text{Cr-Gesamt}$$

$$r^2 = 0,83 \quad (\alpha = 0,00001)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
DOC-Maximum	0,6	0,02
Cr-Gesamt 0-10 cm	0,88	<0,001

$$\text{Cr-Menge (mg je Monolith)} = -0,2291 + 0,00117 * \text{DOC}_{\text{Menge}} + 0,00033 * \text{Cr-gesamt}$$

$$r^2 = 0,88 \quad (\alpha = 0,00001)$$

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
DOC-Menge	0,85	<0,001
Cr-Gesamt 0-10 cm	0,89	<0,001



XXVIII

**Cu-Mittelwert** (mg L<sup>-1</sup>) = -0,0583 + 0,000011 \* C<sub>hw1</sub> - 0,000002 \* Fe-oxalatlöslich (0-10 cm) + 0,00094 \* DOC<sub>mit</sub> + 0,0578 \* Cu-NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-löslich

r<sup>2</sup> = 0,87 (α = 0,002)

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
C <sub>hw1</sub> 0-10 cm	0,89	0,002
Fe-oxalatlöslich 0-10 cm	-0,73	0,03
DOC-Mittelwert	0,66	0,05
Cu-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslich 0-10 cm	0,92	<0,001

**Cu-Maximum** (mg L<sup>-1</sup>) = -0,1214 + 0,000016 \* C<sub>hw1</sub> + 0,00098 \* DOC<sub>max</sub> + 0,084 \* Cu-NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-löslich

r<sup>2</sup> = 0,98 (α = 0,00001)

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
C <sub>hw1</sub> 0-10 cm	0,98	<0,001
DOC-Maximum	0,96	<0,001
Cu-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslich 0-10 cm	0,98	<0,001

**Cu-Menge** (mg je Monolith) = -0,1788 + 0,00002 \* C<sub>hw1</sub> - 0,000005 \* Fe<sub>oxalatlöslich</sub> (0-10 cm) + 0,00361 \* DOC<sub>Menge</sub> + 0,1546 \* Cu-NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-löslich

r<sup>2</sup> = 0,88 (α = 14)

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
C <sub>hw1</sub> 0-10 cm	0,85	0,002
Fe-oxalatlöslich 0-10 cm	-0,7	0,05
DOC-Menge	0,83	0,003
Cu-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslich 0-10 cm	0,94	<0,001

**As-Mittelwert** (mg L<sup>-1</sup>) = -0,0048 - 0,00221 \* pH<sub>Boden (10-25 cm)</sub> + 0,00024 \* DOC<sub>mit</sub> + 0,00004 \* As-Gesamt

r<sup>2</sup> = 0,75 (α = 0,0003)

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
pH-Boden 10-25 cm	-0,5	0,08
DOC-Mittelwert	0,86	<0,001
As-Gesamt 0-10 cm	0,82	<0,001

**As-Maximum** (mg L<sup>-1</sup>) = -0,00965 - 0,00221 \* pH<sub>Boden (10-25 cm)</sub> + 0,00062 \* DOC<sub>max</sub> + 0,00014 \* As-gesamt

r<sup>2</sup> = 0,54 (α = 0,03)

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
pH-Boden 10-25 cm	-0,29	0,34
DOC-Maximum	0,59	0,03
As-Gesamt 0-10 cm	0,72	0,005

**As-Menge** (mg je Monolith) = -0,00445 - 0,0019 \* pH<sub>Boden (10-25 cm)</sub> + 0,00015 \* DOC<sub>Menge</sub> + 0,000103 \* As-gesamt

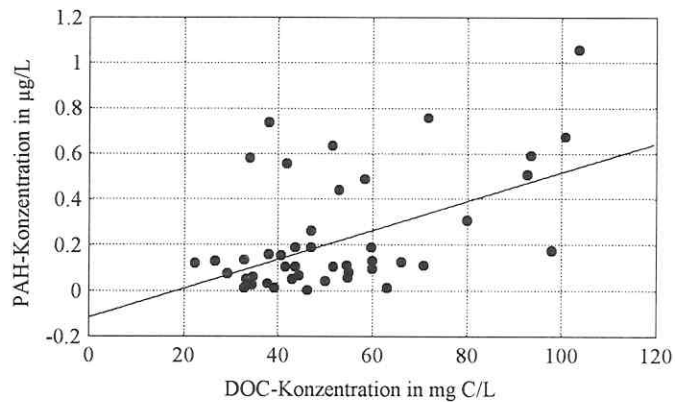
r<sup>2</sup> = 0,72 (α = 0,0006)

Bodeneigenschaft /Tiefe	partieller Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau
pH-Boden 10-25 cm	-0,4	0,17
DOC-Menge	0,87	<0,001
As-Gesamt 0-10 cm	0,73	0,004

**Anhang C/Tab. 12** Gehalte der Bodenperkolate der Monolithe aus der Muldeau an PAHs in der 2. Niederschlagsperiode (in  $\mu\text{L}^{-1}$ )

	Naphthalin	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Summe (ohne Naphthalin)
1.Tag, 1. Perkolat								
Bob	1,42	0,13	0,05	0,11	0,01	0,03	0,02	0,36
Kel	1,44	0,14	0,05	0,16	0,01	0,04	0,04	0,46
Spi/sandig	3,73	0,25	0,1	0,19	0,01	0,06	0,02	0,64
Spi/schluffig	n.n.	0,19	0,08	0,26	0,03	0,09	0,09	0,74
Gre	0,84	0,12	0,05	0,09	0,01	0,03	0,02	0,32
1. Tag, 2. Perkolat								
Spi/sandig	1,81	0,1	0,04	0,09	n.n.	0,01	n.n.	0,24
2. Tag								
Bob	2,12	0,03	0,03	0,06	n.n.	n.n.	n.n.	0,12
Kel	0,52	0,01	0,02	0,06	n.n.	n.n.	n.n.	0,09
Spi/sandig	0,95	0,01	0,03	0,05	n.n.	0,01	n.n.	0,25
Spi/schluffig	2,68	0,14	0,06	0,12	n.n.	0,03	n.n.	0,36
Gre	2,86	n.n.	0,02	0,02	n.n.	n.n.	n.n.	0,04
3. Tag								
Bob	0,46	n.n.	0,02	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	0,06
Kel	0,96	n.n.	0,02	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	0,05
Spi/sandig	0,33	n.n.	0,02	0,1	n.n.	0,01	0,01	0,15
Spi/schluffig	0,6	n.n.	0,02	0,07	n.n.	n.n.	n.n.	0,1
Gre	1,88	n.n.	0,02	0,05	n.n.	n.n.	n.n.	0,07

n.n.: nicht nachweisbar



$$\text{PAH-Konzentration} = -0,0872 + 0,0072 * \text{DOC-Konzentration} \quad (r=0,51; n=53)$$

**Anhang C/9**

Lineare Regression zwischen PAH- und DOC-Konzentration in den Perkolaten der Muldeau

**Anhang C/Tab. 13** Tiefenverteilung von PAHs in den Profilen von Spi und Kel und Anteile einzelner PAH-Verbindungen an der Gesamt-PAH-Konzentration im Boden

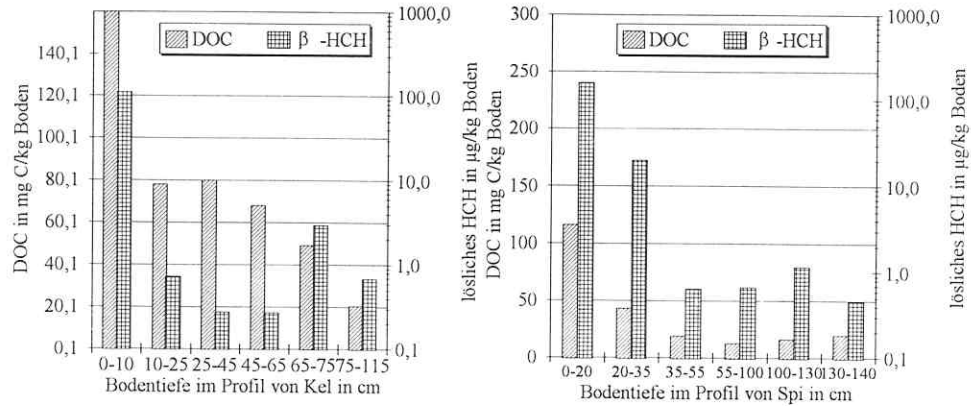
	Gehalt des Bodens in mg kg <sup>-1</sup> Boden						Anteil am Gesamtgehalt des Bodens an PAHs in %					
	Tiefe in cm						Tiefe in cm					
	0-20	20-35	35-55	55-100	100-130	130-150	0-20	20-35	35-55	55-100	100-130	130-150
<b>Spi</b>												
Naphthalin	0,05	n.n.	n.n.	n.n.	0,002	0,009	0,29	0	0	0	15,38	29,03
Acenaphthen	1,163	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,65	0	0	0	0	0
Fluoren	1,554	n.n.	n.n.	0,001	0,001	0,001	8,89	0	0	3,85	7,69	3,23
Phenanthren	2,925	0,104	0,019	0,007	0,005	0,006	16,73	8,29	11,38	26,92	38,46	19,35
Anthracen	0,354	0,011	0,001	0,001	n.n.	0,001	2,02	0,88	0,6	3,85	0	3,23
Fluoranthren	1,727	0,257	0,032	0,003	0,001	0,003	9,88	20,48	19,16	11,54	7,69	9,68
Pyren	n.n.	0,136	0,02	0,002	n.n.	0,003	0	10,84	11,98	7,69	0	9,68
Benzo(a)anthracen	9,714	0,094	0,014	0,002	0,004	0,001	55,55	7,49	8,38	7,69	30,77	3,23
Chrysen	n.n.	0,129	0,018	0,004	n.n.	0,001	0	10,28	10,78	15,38	0	3,23
Benzo(b)fluoranthren	n.n.	0,147	0,018	0,002	n.n.	0,002	0	11,71	10,78	7,69	0	6,45
Benzo(k)fluoranthren	n.n.	0,067	0,008	0,001	n.n.	0,001	0	5,34	4,79	3,85	0	3,23
Benzo(a)pyren	n.n.	0,119	0,013	0,001	n.n.	0,001	0	9,48	7,78	3,85	0	3,23
Dibenz(a,h)anthracen	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0	0	0	0	0	0
Benzo(g,h,i)perylen	n.n.	0,101	0,013	0,001	n.n.	0,001	0	8,05	7,78	3,85	0	3,23
Indeno(1,2,3)pyren	n.n.	0,09	0,011	0,001	n.n.	0,001	0	7,17	6,59	3,85	0	3,23
Summe PAHs	17,487	1,255	0,167	0,026	0,013	0,031						
<b>Kel</b>												
Gehalt des Bodens in mg kg <sup>-1</sup> Boden												
Anteil am Gesamtgehalt des Bodens an PAHs in %												
Tiefe in cm												
Tiefe in cm												
	0-10	10-25	25-45	45-65	65-75	75-115	0-10	10-25	25-45	45-65	65-75	75-115
Naphthalin	0,047	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,54	0	0	0	0	0
Acenaphthen	n.n.	n.n.	0,008	0,003	0,002	n.n.	0	0	3,92	4,11	4,55	0
Fluoren	1,039	n.n.	0,004	0,003	0,002	n.n.	11,87	0	1,96	4,11	4,55	0
Phenanthren	2,83	0,195	0,026	0,017	0,012	0,011	32,33	8	12,75	23,29	27,27	50
Anthracen	0,145	0,014	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,66	0,57	0	0	0	0
Fluoranthren	1,244	0,452	0,03	0,001	0,004	0,002	14,21	18,56	14,71	1,37	9,09	9,09
Pyren	0,277	0,289	0,021	0,007	0,005	n.n.	8,31	11,86	10,29	9,59	11,36	0
Benzo(a)anthracen	2,721	0,154	0,013	0,005	0,004	n.n.	31,09	6,32	6,37	6,85	4,55	0
Chrysen	n.n.	0,205	0,018	0,008	0,002	n.n.	0	8,42	8,82	10,96	4,55	0
Benzo(b)fluoranthren	n.n.	0,439	0,028	0,01	0,007	0,005	0	18,02	13,73	13,7	15,91	22,73
Benzo(k)fluoranthren	n.n.	0,12	0,008	0,004	0,001	0,001	0	4,93	3,92	5,48	2,27	4,55
Benzo(a)pyren	n.n.	0,178	0,014	0,004	0,002	0,001	0	7,31	6,86	5,48	4,55	4,55
Dibenz(a,h)anthracen	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0	0	0	0	0	0
Benzo(g,h,i)perylen	n.n.	0,228	0,018	0,006	0,002	0,001	0	9,36	8,82	8,22	4,55	4,55
Indeno(1,2,3)pyren	n.n.	0,162	0,016	0,005	0,005	0,001	0	6,65	7,84	6,85	6,82	4,55
Summe PAHs	8,753	2,436	0,204	0,073	0,044	0,022						

n.n.: nicht nachweisbar

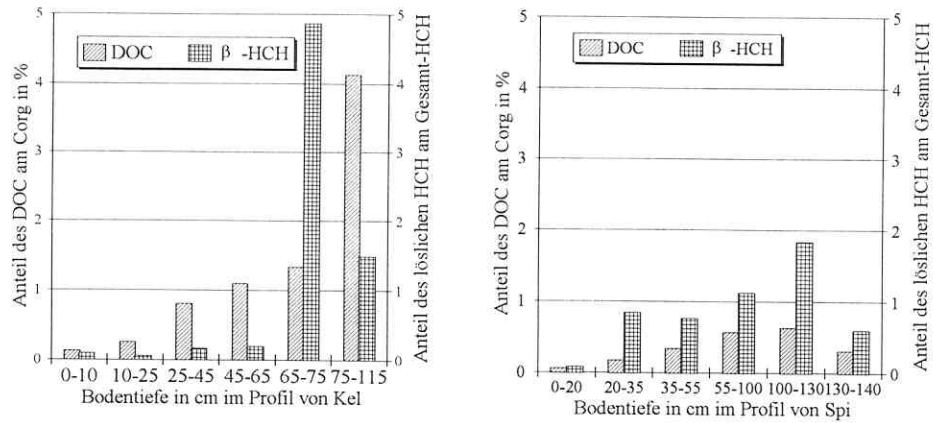
**Anhang C/Tab. 14** Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen der freigesetzten DOC-Menge im Untersuchungszeitraum und der mobilisierten  $\beta$ -HCH-Menge sowie zwischen DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der Muldeau

	Bob (n=26)	Kel (n=25)	Spi/sandig (n=24)	Spi/schluffig (n=12)	Gre (n=21)
DOC-Menge					
$\beta$ -HCH-Menge	-0,08	0,55**	0,53**	0,53	0,74***
DOC-Konzentration					
$\beta$ -HCH-Konzentration	-0,21	0,47*	0,38	0,26	0,65***

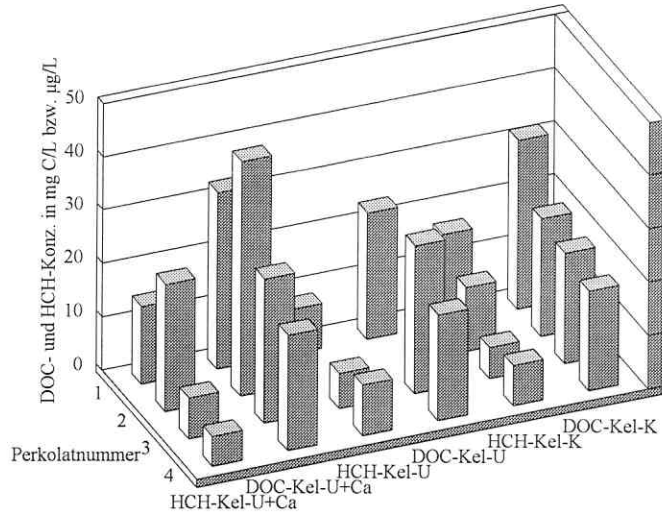
\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$



**Anhang C/10** Vergleich der wasserlöslichen C- und  $\beta$ -HCH-Gehalte in den Profilen von Kel und Spi (ermittelt mit Schüttelprozedur)



**Anhang C/11** Zusammenhang zwischen den Anteilen des DOC am  $C_{org}$  und des wasserlöslichen  $\beta$ -HCH am  $\beta$ -HCH Gehalt des Bodens (in %) in den Profilen von Kel und Spi (ermittelt mit Schüttelprozedur)



**Anhang C/12** Vergleich der Dynamik von DOC- und  $\beta$ -HCH-Konzentration in den Perkolaten der Bearbeitungsvarianten von Kel

**Anhang C/Tab. 15** Absorption und spezifische Absorption bei verschiedenen Wellenlängen (in  $L g^{-1} cm^{-1}$ ).  
Quotient aus der Absorption bei 265 und 280 nm in den Wasserextrakten der verschiedenen Varianten in Kel und Gre als Mittelwerte und bei den Varianten Überstauung und Trocknung als Einzelwerte zum jeweiligen Beprobungstermin (1-4 entsprechen 3. 10. 30 bzw. 60 Tage Inkubation)

Variante	A 254	A 254/DOC	A 265/A 280	A 285	A 285/DOC	A 365	A 365/DOC
Kel-Ko-K	0,45	12,52	1,23	0,3	8,15	0,07	1,96
Kel-Ko-R	0,43	17,31	1,23	0,28	11,31	0,07	2,79
Kel-Ca	0,66	23,52	1,21	0,45	15,93	0,11	4
Kel-Gr	0,55	21,67	1,22	0,36	14,48	0,09	3,44
Kel-GrCa	1,01	28,95	1,25	0,69	19,76	0,17	4,88
Kel-Üb1	2,85	19,32	1,2	1,94	13,18	0,51	3,49
Kel-Üb2	n.b.	n.b.	1,21	3,22	13,63	n.b.	n.b.
Kel-Üb3	n.b.	n.b.	1,18	9,12	22,52	n.b.	n.b.
Kel-Tr1	0,47	20,84	1,23	0,31	13,6	0,08	3,48
Kel-Tr2	0,51	18,91	1,23	0,33	12,28	0,08	2,81
Kel-Tr3	0,81	13,12	1,23	0,53	8,62	0,12	1,88
Kel-Tr4	0,98	13,41	1,21	0,66	8,95	0,14	1,94
Kel-Tr-Wie	0,93	15,83	1,23	0,62	10,46	0,14	2,38
Gre-Ko-K	0,58	28,62	1,2	0,4	19,87	0,11	5,54
Gre-Ko-R	0,49	29,54	1,2	0,33	20,2	0,11	5,58
Gre-Ca	0,61	30,49	1,2	0,42	20,68	0,11	5,36
Gre-Gr	0,53	27,43	1,19	0,37	19,01	0,1	4,95
Gre-GrCa	0,61	28,39	1,2	0,42	19,47	0,11	4,93
Gre-Üb1	1,05	23,86	1,2	0,72	16,3	0,19	4,35
Gre-Üb2	1,63	24,5	1,22	1,08	16,21	0,25	3,83
Gre-Üb3	1,44	16,61	1,24	0,94	10,8	0,22	2,49
Gre-Tr1	0,55	28,21	1,2	0,38	19,64	0,11	5,61
Gre-Tr2	0,64	28,37	1,19	0,44	19,57	0,12	5,43
Gre-Tr3	1,03	22,06	1,19	0,71	15,24	0,19	4,03
Gre-Tr4	1,5	16,03	1,21	1,03	10,98	0,27	2,89
Gre-Tr-Wie	1,1	24,16	1,2	0,76	16,59	0,2	4,45

n.b.: nicht bestimmt

**Anhang C/Tab. 16** Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen dem Anteil der DOM-Fractionen am DOC-Gehalt des Bodens und der spezifischen Absorption bei 285 nm in Kel und Gre

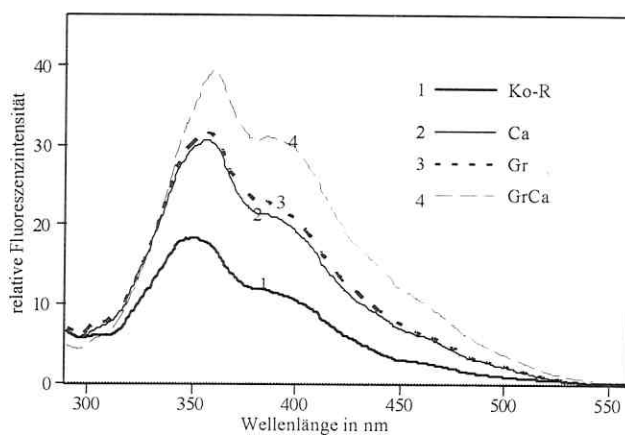
	HiN	HiS	HiB	HoS	HoN
Kel	-0,66**	0,44*	-0,42*	0,69***	0,26
Gre	-0,52*	-0,06	-0,3	0,85***	0,05
alle Wertepaare	-0,63***	0,33*	-0,34*	0,75***	0,14

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,01$ ; \*\*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

**Anhang C/Tab. 17** Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen der Absorption bei verschiedenen Wellenlängen im UV-Licht und dem Gehalt der Böden von Kel und Gre an DOC, HiN, HiS, HiB, HoS und HoN

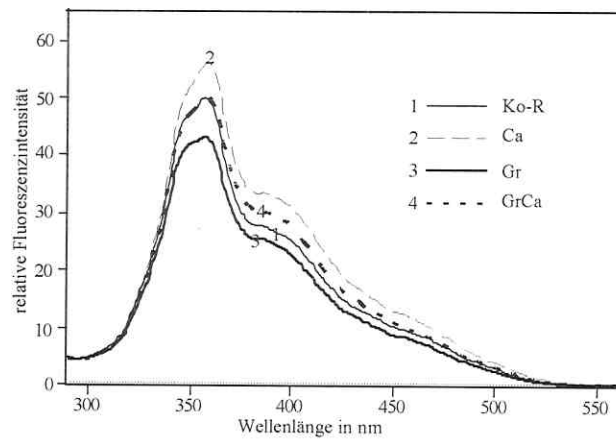
	DOC	HiN	HiS	HiB	HoS	HoN
<b>Kel</b> (n=22)						
Absorption bei 254 nm	0,88**	0,38	0,90**	0,78*	0,96*	0,80*
Absorption bei 285 nm	0,87**	0,37	0,90**	0,77*	0,96*	0,80*
Absorption bei 365 nm	0,88**	0,37	0,88**	0,77*	0,96*	0,81*
<b>Gre</b> (n=19)						
Absorption bei 254 nm	0,93**	0,68*	0,97**	0,88**	0,98**	0,50*
Absorption bei 285 nm	0,93**	0,68*	0,96**	0,89**	0,98**	0,47*
Absorption bei 365 nm	0,91**	0,67*	0,94**	0,90**	0,95**	0,41

\* signifikant bei  $\alpha < 0,05$ ; \*\* signifikant bei  $\alpha < 0,001$

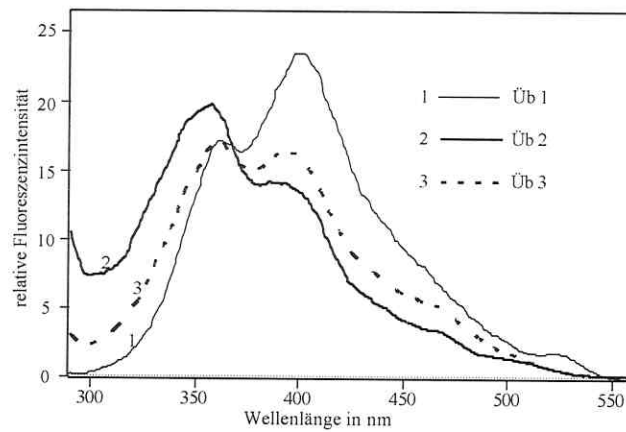


**Anhang C/13**

Synchronfluoreszenzspektrern der Wassereextrakte von Kel nach 10 Tagen Inkubation (Kontrolle bei Raumtemperatur, Kalkung, Graszufuhr, Kombination aus Kalkung und Graszufuhr)

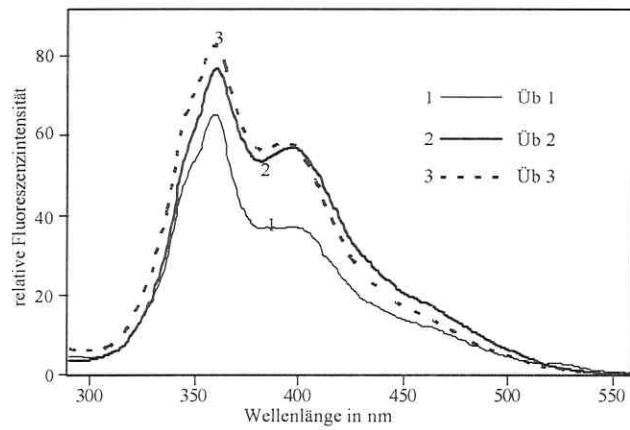


**Anhang C/14** Synchronfluoreszenzspektrern der Wasserextrakte von Gre nach 10 Tagen Inkubation (Kontrolle bei Raumtemperatur, Kalkung, Graszufuhr, Kombination aus Kalkung und Graszufuhr)

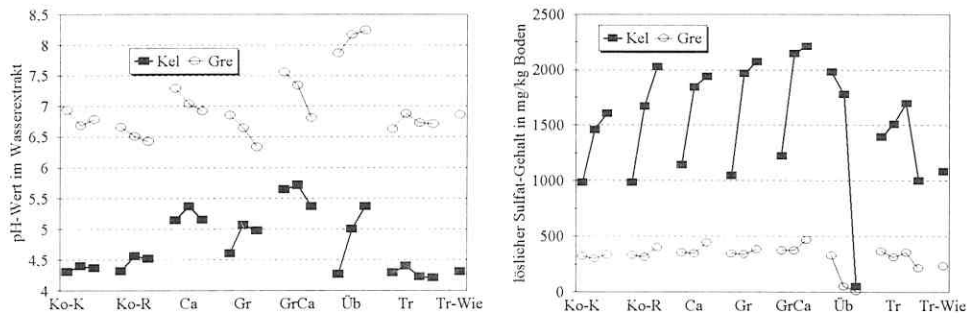


**Anhang C/15** Synchronfluoreszenzspektrern der Wasserextrakte von Kel nach 3 (Üb 1), 10 (Üb 2) und 30 (Üb 3) Tagen Überstauung

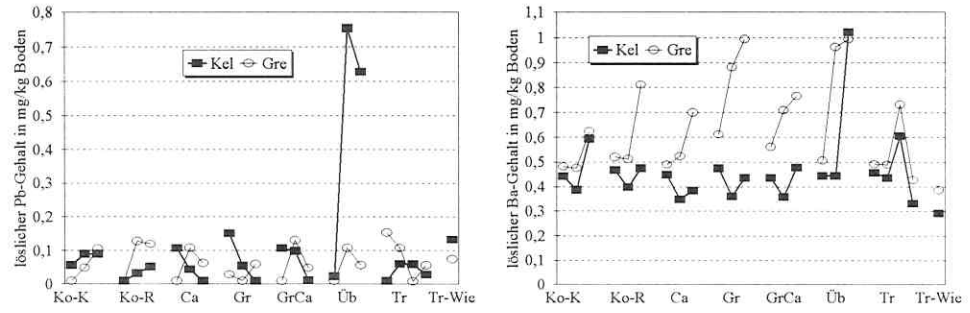




Anhang C/16 Synchronfluoreszenzspektrn der Wasserextrakte von Gre nach 3 (Üb 1), 10 (Üb 2) und 30 (Üb 3) Tagen Überstauung



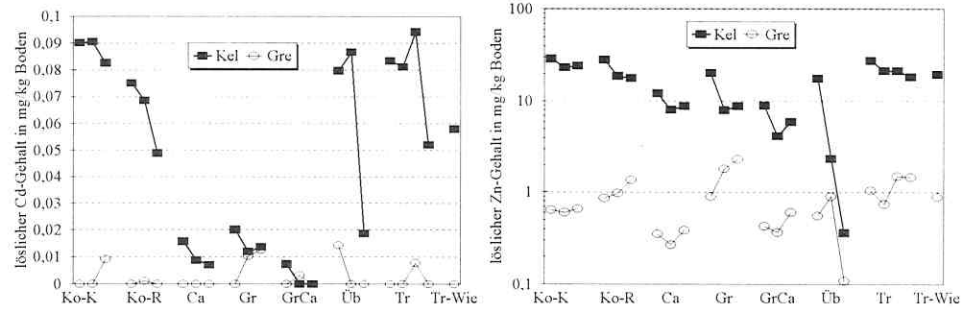
Anhang C/17 Höhe und Dynamik des pH-Wertes und der wasserlöslichen Sulfat-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre (Inkubationsversuch)



**Anhang C/18** Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Pb- und Ba-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre (Inkubationsversuch)

**Anhang C/Tab. 18** Mittelwerte der wasserlöslichen Al-Gehalte in den verschiedenen Varianten von Kel und Gre (mg kg<sup>-1</sup> Boden)

	Ko-K	Ko-R	Ca	Gr	GrCa	Üb	Tr	Tr-Wie
Kel	9,495	7,079	2,1	3,301	1,414	9,151	9,811	9,739
Gre	0,584	0,551	0,41	0,504	0,125	0,209	0,799	0,085



**Anhang C/19** Höhe und Dynamik der wasserlöslichen Cd- und Zn-Gehalte in den verschiedenen Varianten der Böden von Kel und Gre (Inkubationsversuch)

**Anhang C/Tab. 19** Lineare Korrelationen zwischen dem Gehalt der Böden an wasserlöslichen Cd, Zn sowie Al und dem pH-Wert im Wasserextrakt

	Cd	Zn	Al
Kel (n=23)	-0,77 ( $\alpha < 0,001$ )	-0,87 ( $\alpha < 0,001$ )	-0,87 ( $\alpha < 0,001$ )
Gre (n=23)	-0,05 (nicht signifikant)	-0,58 ( $\alpha < 0,01$ )	-0,43 ( $\alpha < 0,05$ )

**Anhang C/20** Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung des Verteilungskoeffizienten zwischen  $\beta$ -HCH und der DOM ( $K_{\text{DOC}}$ ) in Kel

Die im Wasserextrakt gemessene  $\beta$ -HCH-Konzentration ( $C_{\text{total}}$  in  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) ist die Summe aus frei gelösten HCH-Molekülen ( $C_{\text{frei}}$  in  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) und an die DOM gekoppelten Molekülen ( $C_{\text{DOM}}$  in  $\mu\text{g L}^{-1}$ ):

$$C_{\text{total}} = C_{\text{frei}} + C_{\text{DOM}}$$

Der Verteilungskoeffizient  $K_{\text{DOC}}$ , der das Verhältnis zwischen DOM-gebundenem und frei im Wasser gelöstem  $\beta$ -HCH quantifiziert, kann nach der folgenden Gleichung bestimmt werden (DOC-Gehalt<sub>WE</sub> = DOC-Gehalt im Wasserextrakt in  $\text{mg L}^{-1}$ ):

$$K_{\text{DOC}} = C_{\text{DOM}} / (\text{DOC-Gehalt}_{\text{WE}} * C_{\text{frei}})$$

Das frei gelöste  $\beta$ -HCH wurde von dem an die DOM gebundenen  $\beta$ -HCH mit Ultrafiltration abgetrennt (Abschn. 3.5.2). Dabei läßt sich die  $\beta$ -HCH-Konzentration im Wasserextrakt, die an die DOM gekoppelt ist, folgendermaßen berechnen:

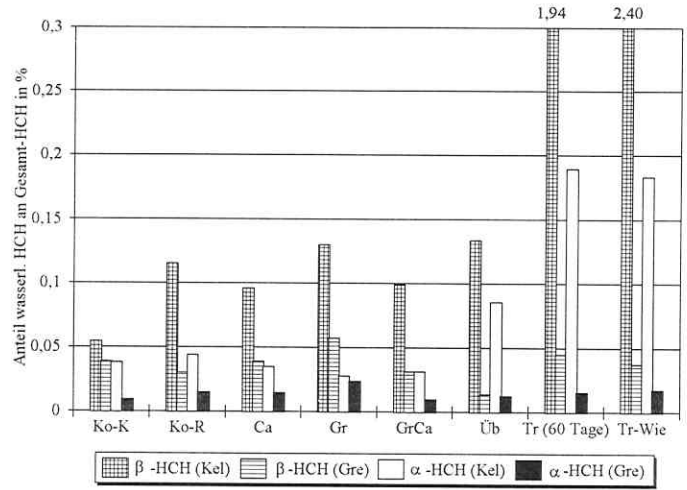
$$C_{\text{DOM}} = C_{\text{total}} * (100 \% - A_{\text{Ultra}} - \text{Blindwert})$$

$A_{\text{Ultra}}$  steht dabei für den Anteil des  $\beta$ -HCH im Ultrafiltrat an der gesamten  $\beta$ -HCH-Konzentration im Wasserextrakt. Der Blindwert drückt den Anteil des  $\beta$ -HCH aus, der von der zu filtrierenden Lösung ohne DOM-Einfluß nicht im Ultrafiltrat wiedergefunden werden kann.

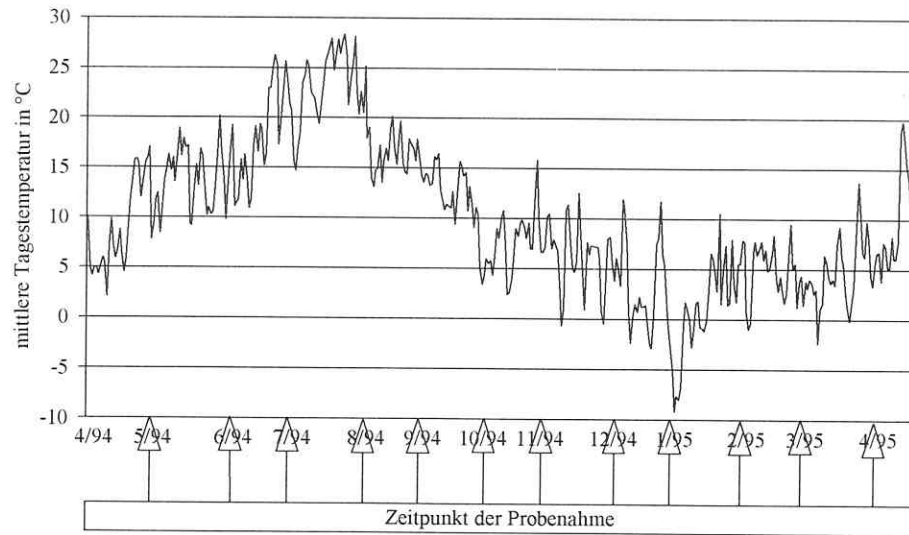
Von einer Reihe Autoren wird zur Bestimmung des Verteilungskoeffizienten  $K_{\text{DOC}}$  ein lineares Regressionsmodell benutzt (Carter und Suffet, 1982; McCarthy und Jimenez, 1985; Maxin, 1992; Raber und Kögel-Knabner, 1994; Kosian et al., 1995). Die allgemeine Regressionsgleichung lautet:

$$C_{\text{DOM}} / \text{DOC-Gehalt}_{\text{WE}} = (K_{\text{DOC}} * C_{\text{frei}}) + a$$

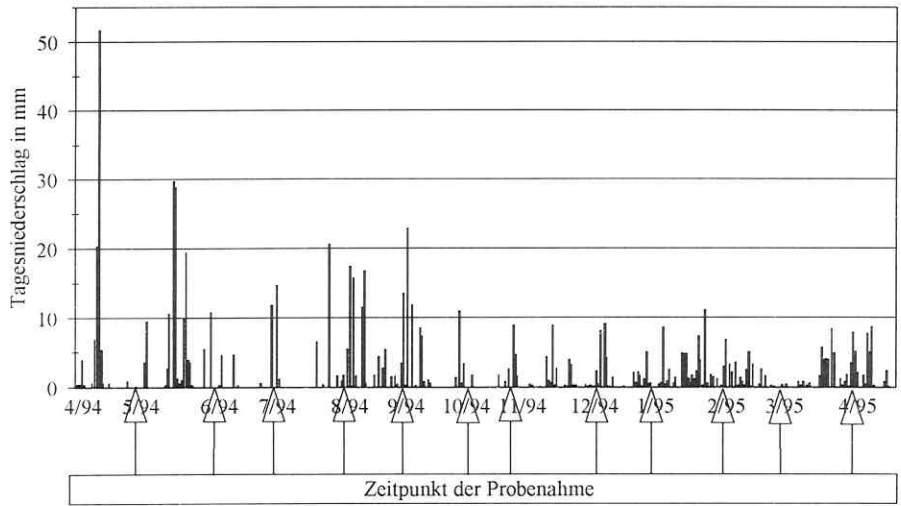
Der Anstieg der Regressionsgeraden entspricht dem Verteilungskoeffizienten  $K_{\text{DOC}}$ , "a" ist die Regressionskonstante. Dieser Weg wird in der vorliegenden Arbeit besprochen.



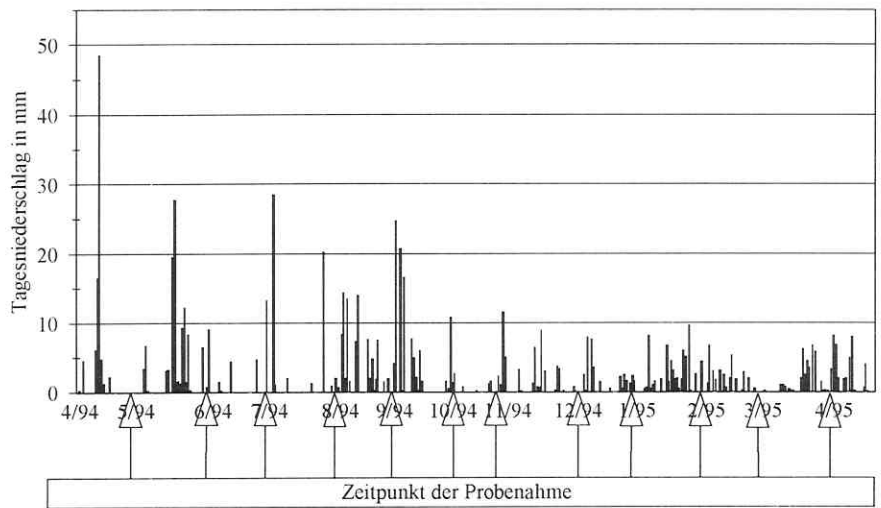
Anhang C/21 Anteile wasserlöslicher  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH-Gehalte an den HCH-Gehalten in den Böden der verschiedenen Varianten von Kel und Gre



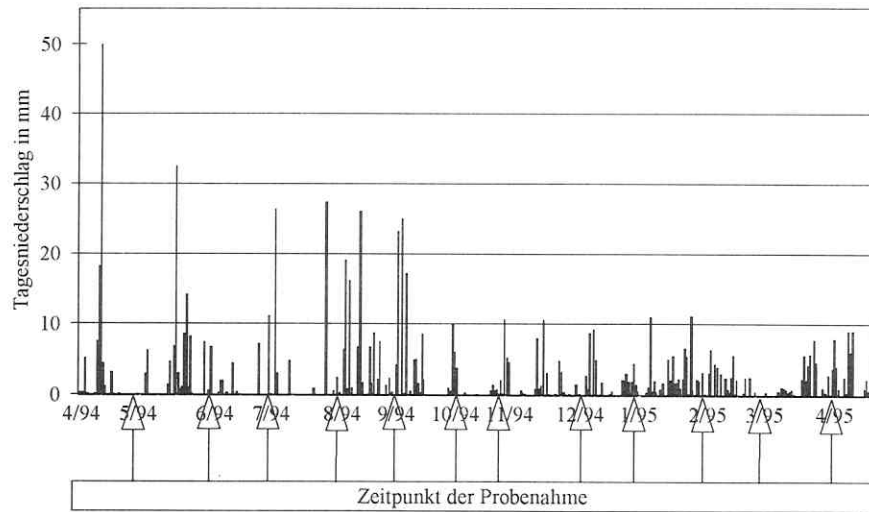
Anhang C/22 Dynamik der mittleren Lufttemperatur von April 1994 bis April 1995 in der Station Wittenberg (repräsentativ für die Standorte in der Muldeau und der Dübener Heide)



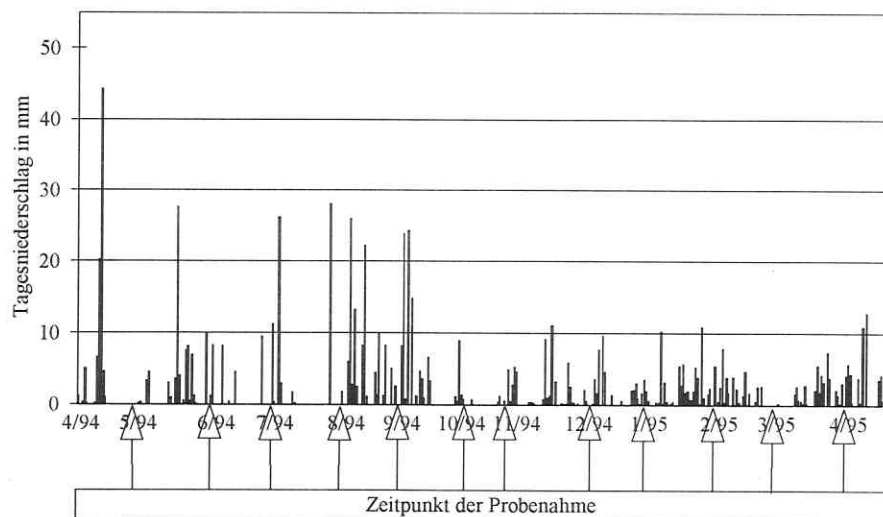
Anhang C/23 Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Raguhn (repräsentativ für die Standorte Bob, Kel, Spi/sandig und Spi/schluffig)



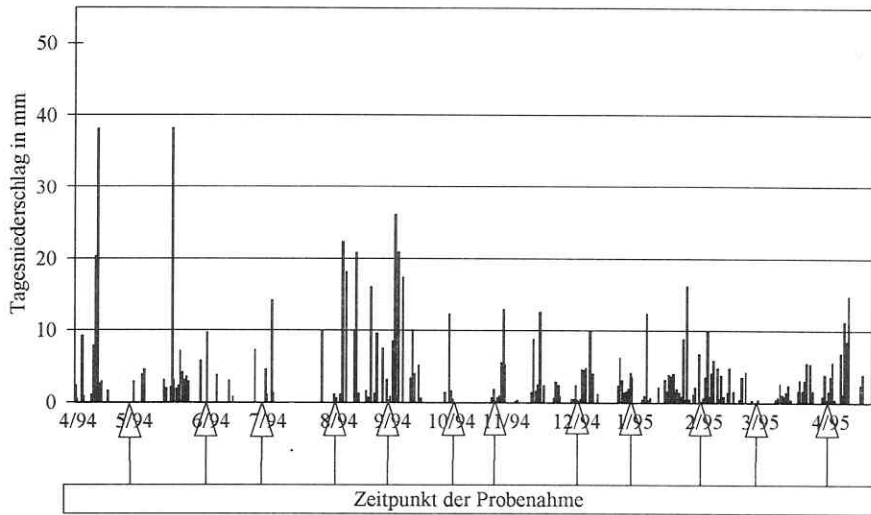
Anhang C/24 Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Friedersdorf (repräsentativ für den Standort Gre)



**Anhang C/25** Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Gossa (repräsentativ für den Standort Pou)



**Anhang C/26** Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Tornau (repräsentativ für die Standorte Luk und Lub)



Anhang C/27 Niederschlagsdynamik von April 1994 bis April 1995 in der Station Bad Schmiedeberg (repräsentativ für den Standort Rei)

Anhang C/Tab. 20 Dynamik der Bodenfeuchte in den Böden der Muldeaue und der Dübener Heide von Mai 1994 bis April 1995 (Angaben in Masse %)

	Bob	Kel	Spi/sandig	Spi/schluffig	Gre	Rei	Luk	Lub	Pou
Mai 94	20,2	39	25,5	29,7	34,9	42,9	43,3	63	40,9
Juni 94	18,9	35	18,8	24,3	29,6	46,5	42,3	68	48,5
Juli 94	11,7	26,1	12,7	19,6	21,1	28	29,1	43	32,5
<b>August 94</b>	<b>7,4</b>	<b>21,1</b>	<b>9,9</b>	<b>19,3</b>	<b>18,1</b>	<b>29,1</b>	<b>26,2</b>	<b>38,4</b>	<b>28,7</b>
September 94	13	30,9	12,4	20,7	24,5	45,2	35,9	51,5	40,4
Oktober 94	15,2	21,9	13,9	24,4	31,3	52,6	43,2	58,1	45,6
November 94	15,2	15,2	12,6	23,6	28,1	46,9	42,9	50,9	42,8
Dezember 94	17,3	18,9	18,5	24,2	28,9	50,7	40,3	53,4	42,8
Januar 95	18,8	20,7	16,6	24,8	30,1	58,2	45,5	63,1	44,1
Februar 95	20	20,9	15,6	25,6	36	56,9	43,7	61,6	48,6
März 95	16,4	19,4	13,9	27,5	34,5	50,5	41,4	61,9	43,1
April 95	20,7	22,9	14,8	28,1	34,2	50,6	43,6	66,3	52,8

### **Selbständigkeitserklärung**

Hiermit erkläre ich, daß ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Halle/Saale, den 19. April 1996

Karsten Kalbitz



### Lebenslauf und wissenschaftlicher Bildungsgang

Name: Karsten Kalbitz  
Geburtsdatum: 9. Oktober 1965  
Geburtsort: Querfurt  
Familienstand: verheiratet seit 1992. 1 Kind  
Schulbildung: 1972 bis 1984. Abitur 1984  
Wehrdienst: 1984 bis 1987  
Studium: 1987 bis 1992 Studium der Agrarwissenschaften an der Universität Leipzig  
    Fachrichtung: Tropische und subtropische Landwirtschaft  
    Hauptstudium: Boden- und Standortkunde  
    Diplomarbeit: Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM)  
    unterschiedlich genutzter Standorte in einem Wassereinzugsgebiet  
    Nordwest-Sachsens  
    Abschluß: Dezember 1992 als Diplomagraringenieur  
Promotion: 1993 bis 1995 Doktorand am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle  
GmbH in der Sektion Bodenforschung  
berufliche Tätigkeit: seit 1996 wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Sektion Bodenforschung  
des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH

Querfurt, 19. April 1996

Karsten Kalbitz

Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Fachgebiet: Bodenkunde

---

**Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluß  
der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und  
Standorteigenschaften**

Thesen  
zur  
Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades  
Doctor agriculturarum (Dr. agr.)

der Landwirtschaftlichen Fakultät  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Dekan: Prof. Dr. W. Diepenbrock

vorgelegt von: Dipl.-Ing. agr. Karsten Kalbitz

Gutachter: Prof. Dr. M. Körschens  
Prof. Dr. J. Garz  
Prof. Dr. P. Felix-Henningsen  
PD G. Wessolek

Verteidigung am: 28.10.96

Halle/Saale 1996

Die Mobilisierung im Boden akkumulierter Schadstoffe bedeutet die Umkehrung der Senkenfunktion des Bodens in eine Quellenfunktion. Sie ist mit einer Belastung des Grundwassers und anderer Kompartimente des Ökosystems verbunden. Für die Mobilisierung, den Transport und die ökotoxikologische Wirkung der Schadstoffe spielt die gelöste organische Substanz (**Dissolved Organic Matter - DOM**) des Bodens eine herausragende Rolle. Trotzdem gibt es nur wenige Untersuchungen, die die Wechselbeziehungen zwischen Standort und Boden, der autochthonen DOM und der im jeweiligen Boden akkumulierten Schadstoffe in den Mittelpunkt stellen. Deshalb war das Ziel der vorliegenden Arbeit die weitere Aufklärung der Bedingungen der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden und des Zusammenhanges zwischen DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung. Dabei ging es vor allem um die Aufdeckung und Analyse der Umstände, unter denen durch eine verstärkte DOM-Freisetzung eine für die Qualität von Grund- und Oberflächenwasser kritische Schadstoffmobilisierung hervorgerufen werden kann. Die für die Untersuchungen ausgewählten Standorte der Muldeau und der Dübener Heide zeichnen sich durch eine in Art und Höhe unterschiedliche anthropogene Bodendegradation aus. Gleichzeitig besteht für diese Böden eine Kenntnislücke, welche Gefahren von den Bodenkontaminationen für das Ökosystem und den Menschen ausgehen können. Zur Bearbeitung der Fragestellung wurde unter Berücksichtigung der sehr komplexen Wirkungen von Boden- und Standorteigenschaften auf die DOM und die Schadstoffe eine Kombination aus verschiedenen Untersuchungsansätzen gewählt:

- Perkolationsversuch mit Kleinmonolithen aller Standorte (ungestörte Lagerung) und Batchversuche (gestörte Lagerung) mit Bodenproben ausgewählter Profile der Muldeau
  - Identifizierung, Wichtung und Quantifizierung der für die DOM-Freisetzung bedeutsamen Bodeneigenschaften
  - Quantifizierung der Schadstoffgehalte in der Bodenlösung sowie Aufdeckung und Analyse von Zusammenhängen zwischen DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung
- Perkolationsversuch mit Kleinmonolithen an zwei ausgewählten Standorten der Muldeau
  - Bestimmung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOM-Freisetzung und Ermittlung der DOM-Wirkung auf die Schadstoffmobilisierung
- Inkubationsversuch mit Proben von zwei ausgewählten Böden der Muldeau
  - Aufdeckung des Einflusses von Bewirtschaftungsmaßnahmen und veränderten Umweltbedingungen (Temperaturveränderung, Trockenheit, Überstauung) auf die Menge und Qualität der DOM und Ermittlung der Auswirkungen der quantitativen und qualitativen Veränderungen der DOM auf die Schadstoffmobilisierung
- monatliche Analyse der Sättigungsextrakte von Bodenproben aller Standorte
  - Aufdeckung saisonaler Gesetzmäßigkeiten der DOM-Freisetzung und der Wirkung saisonaler Spitzen in der DOM-Freisetzung auf die Schadstoffmobilisierung

#### **Die Untersuchungen führten zu folgenden Ergebnissen:**

##### **DOM-Freisetzung aus dem Oberboden**

1. Primär ist für die Höhe der DOM-Freisetzung aus dem Oberboden die Qualität der organischen Substanz verantwortlich. Ein geringer Zersetzungsgrad und große Mengen an leicht abbaubarer organischer Substanz stellen günstige Bedingungen für die Entstehung hoher DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung dar. In der Dübener Heide erhöhten die basischen Immissionen den Zersetzungsgrad der organischen Substanz und verschlechterten so die Bedingungen für die DOM-Freisetzung. Hemmen sehr hohe Schadstoffgehalte den Stoffabbau, bestehen infolge des geringen Zersetzungsgrades der organischen Substanz günstige Voraussetzungen für die DOM-Freisetzung.

2. Weisen die untersuchten Standorte aber bedeutende Unterschiede in den substratbedingten Bodeneigenschaften auf, die für die DOM-Adsorption und für die Fließbedingungen der Bodenlösung wichtig sind, dann tritt der Einfluß der organischen Bodensubstanz auf die DOM-Freisetzung zurück, und diese Eigenschaften bestimmen letztlich die DOM-Freisetzung aus dem Oberboden. Adsorptions- und Ausfällungsprozesse tragen zur Verringerung der DOM-Freisetzung bei. Vor allem in leichten Sandböden muß mit einer hohen DOM-Freisetzung gerechnet werden.
3. Lange Trockenperioden im Sommer können bei einsetzenden Niederschlägen zu einem sehr starken Anstieg der DOC-Konzentration in der Bodenlösung führen. Ursache ist der Abtransport von in Trockenperioden mikrobiell gebildeten, wasserlöslichen organischen Verbindungen. Dabei wird die Höhe des Anstieges der DOM-Freisetzung von der Dauer der Trockenperiode und dem Grad der Bodenaustrocknung bestimmt. Er ist besonders groß bei schnellen Bodenwasserbewegungen und einer hohen Abbauleistung der Mikroorganismen. Erstmals wurde gezeigt, daß es nach langen Trockenperioden auch zu einem Anstieg des Anteils aromatischer Strukturelemente an der DOM kommt. Neben dem Maximum im Sommer tritt im Verlauf eines Jahres nach Beendigung der Vegetationsperiode im Herbst ein zweites Maximum der DOM-Freisetzung auf.
4. Nach Überstauung steigt die DOM-Freisetzung besonders stark in Böden mit sehr hohen Gehalten an organischer Substanz an. Ursache ist das sehr stark sinkende Redoxpotential.
5. Eine Verbesserung der Lebensbedingungen der Mikroorganismen durch Temperaturerhöhung, Kalkung oder Zufuhr von Vegetationsresten (Gras) wirkt sich hauptsächlich in Böden mit einer unter den natürlichen Bedingungen stark gehemmten Mikroflora auf die DOM-Freisetzung aus. Eine Temperaturerhöhung erhöht in solchen Böden den Humifizierungsgrad der DOM. Gleichzeitig können Kalkung, Graszufuhr und die Kombination beider Maßnahmen die DOM-Freisetzung steigern, wobei dann die Kalkgabe mit einer Erhöhung des Humifizierungsgrades der DOM verbunden ist.

#### **Einfluß der DOM auf die Mobilisierung von Schadstoffen**

##### **Organische Schadstoffe**

6. Zwischen  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und DOM-Freisetzung besteht ein positiver Zusammenhang, und  $\beta$ -HCH besitzt nach dem heutigen Kenntnisstand die größte Bedeutung für eine mögliche Grundwassergefährdung in der Mulde. Es wird in den kontaminierten Böden trotz seiner nur geringen Wasserlöslichkeit unter Mitwirkung der DOM in großen Mengen mobilisiert. Eine an die DOM gekoppelte Tiefenverlagerung bis in das Grundwasser wurde deutlich. Neben  $\beta$ -HCH sind von den untersuchten organischen Schadstoffen auch die akkumulierten PAHs in den Böden der Mulde eine, wenn auch wesentlich geringere Gefahr für das Grundwasser. Dabei kann von einer Kopplung der PAH-Mobilisierung an die DOM-Freisetzung ausgegangen werden. So erreicht die PAH-Mobilisierung zu Beginn von Niederschlägen nach Trockenperioden und der damit verbundenen verstärkten DOM-Freisetzung in allen untersuchten Böden ihr Maximum.
7. Für den sehr großen Mobilisierungsschub von  $\beta$ -HCH nach langer Bodenaustrocknung im Sommer ist bei sehr hohen  $\beta$ -HCH-Konzentrationen im Boden neben der gesteigerten DOM-Freisetzung die Zunahme aromatischer Strukturelemente an der DOM verantwortlich. In solchen Situationen kommen

- $\beta$ -HCH-Konzentrationen in der Bodenlösung vor, die die Wasserlöslichkeit dieses Schadstoffs weit übersteigen. Bis zu 9,9  $\mu\text{g}$   $\beta$ -HCH sind je mg DOC an die DOM gekoppelt. Diese Kopplung findet wahrscheinlich hauptsächlich über hydrophobe Wechselwirkungen statt und ist wesentlich stärker, als es die physikochemischen Eigenschaften von  $\beta$ -HCH zunächst vermuten lassen. Aufgrund des großen Einflusses der DOM-Qualität kann es nicht gelingen, die Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM anhand von Modellen vorherzusagen, die nur Substanzeigenschaften des Schadstoffes berücksichtigen. Dabei ist die DOM-Qualität nicht nur vom Standort sondern auch von den herrschenden Umweltbedingungen abhängig.
8. Der große Einfluß der DOM-Qualität auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung zeigt sich auch daran, daß der Anstieg des hydrophoben Charakters der DOM nach Temperaturerhöhung die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung verstärkt. Eine weitere Verstärkung dieses hydrophoben Charakters nach einer Kalkgabe führt aber trotz erhöhter DOM-Freisetzung nicht zu einer weiteren Steigerung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung.
  9. Die sehr hohe DOM-Freisetzung nach Überstauung bewirkt keine Erhöhung der  $\beta$ -HCH-Mobilisierung. Im Boden eines Standortes kommt es durch den Rückgang aromatischer Anteile an der DOM zur Aufhebung der Kopplung von  $\beta$ -HCH an die DOM.
  10. Besitzt der Boden bei einer nur mäßig hohen Kontamination eine große Adsorptionsfähigkeit für  $\beta$ -HCH und die DOM, dann muß unter natürlichen Fließbedingungen bei langsamen Bodenwasserbewegungen unter Mitwirkung der DOM mit der größten  $\beta$ -HCH-Mobilisierung gerechnet werden. Sie erreicht dann eine Höhe, die mit den hochkontaminierten Böden vergleichbar ist. Aufgrund der großen Verbreitung derartiger Standortverhältnisse im Gebiet der Muldeae ergibt sich daraus ein großes Gefährdungspotential für das Grundwasser. Werden im Gelände das Porensystem und die Aggregatstruktur durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zerstört, kann das zu einer Verringerung der sehr hohen  $\beta$ -HCH-Mobilisierung führen. Ursache sind Adsorptionsplätze an den Kernen von Bodenaggregaten, die erst nach solchen Maßnahmen zugänglich werden.

#### Schwermetalle

11. Der Einfluß der DOM auf die Schwermetallmobilisierung ist vom jeweiligen Element und vom Standort abhängig. Er ist besonders groß bei solchen Elementen, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können (Fe, Cr, Hg, Cu). Unterschiede im Gehalt an wasserlöslichem organischem Kohlenstoff und im Anteil dieser Kohlenstofffraktion am  $C_{\text{org}}$  im Boden sind mögliche Ursachen für die unterschiedliche Wirkung der DOM auf die Schwermetallmobilisierung in den untersuchten Böden. Hohe Schadstoffkontaminationen, die zu gehemmten Umsatzbedingungen der organischen Substanz führen und zur Akkumulation von wenig zersetzten organischen Substanzen beitragen, können infolge der gesteigerten DOM-Freisetzung die Mobilität im Boden akkumulierter Schwermetalle erhöhen. In den stark kontaminierten Böden der Muldeae (Kel, Spi) muß die besorgniserregende Mobilisierung und Tiefenverlagerung von Cd, Zn, Cr, Cu und Hg bezüglich einer möglichen Grundwassergefährdung hervorgehoben werden.
12. Ökologisch bedeutsam ist die durch Trockenheit im Sommer steigende DOM-Freisetzung bei nachfolgenden Niederschlägen auch durch eine mit ihr verknüpfte Mobilisierung von Schwermetallen. Der starke Einfluß der DOM auf Cr muß dabei hervorgehoben werden. Es besteht aber im Gegensatz zu  $\beta$ -HCH kein

- grundsätzlicher, für alle Standorte gültiger Zusammenhang zwischen einer verstärkten DOM-Freisetzung im Sommer und Herbst und einer damit verknüpften erhöhten Mobilisierung des jeweiligen Schadstoffes.
13. Die gesteigerte DOM-Freisetzung nach Überstauung hat in den untersuchten Böden der Mulde eine verstärkte Mobilisierung solcher Schwermetalle (und As) zur Folge, die stabile Komplexe mit der DOM bilden können. Dabei kann es zu einer sehr starken Mobilisierung von Cr, Cu, Hg und As kommen. Die Standortabhängigkeit des DOM-Einflusses auf die Schwermetallmobilisierung zeigt sich in einer stärkeren Wirkung in dem Boden, wo die DOM-Freisetzung nach Überstauung stärker ansteigt.
  14. Die geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen führen nicht zu einer ökologisch bedeutsamen Erhöhung der Schwermetallmobilisierung.
  15. In der Dübener Heide besteht keine Gefahr einer DOM-induzierten Erhöhung der Schwermetallmobilisierung in den Böden, die den Immissionen ausgesetzt waren.

#### **Methodik**

16. Nur mit den Kleinmonolithversuchen war es möglich, die hohe Mobilität von  $\beta$ -HCH in allen Böden zu erfassen. Versuchsbedingungen, die das Porensystem und die Aggregatstruktur zerstören (Batchversuch), täuschen durch Sorptionsprozesse an den Aggregatkernen bei einer hohen Sorptionskapazität des Bodens und einer nur geringen Sättigung dieser Plätze eine geringe  $\beta$ -HCH-Mobilisierung vor. Solche Versuchsbedingungen können zu einer starken Unterschätzung der Mobilität von hydrophoben organischen Schadstoffen im Boden führen. Außerdem ist im Batchversuch (Sättigungsextrakt, Schüttelprozedur) in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften eine Über- oder Unterschätzung der DOM-Freisetzung möglich. Die sehr hohe Variabilität der DOM-Freisetzung und Schadstoffmobilisierung macht aber eine Kombination der Kleinmonolithversuche mit vertiefenden Versuchen zu ausgewählten Fragestellungen notwendig.
17. Der Nachweis des Einflusses der DOM-Qualität auf die  $\beta$ -HCH-Mobilisierung gelang hauptsächlich mit der Synchronfluoreszenzspektroskopie. Die Absorption im UV-Licht ist gut geeignet zur Erfassung der für die Schwermetallmobilisierung bedeutsamen Eigenschaften. Mit ihrer Hilfe ist der DOM-Einfluß auf die Schwermetallmobilisierung vor allem bei Cu und Hg wesentlich besser als mit den DOC-Gehalten zu erkennen.
18. Die qualitative Charakterisierung der organischen Substanz durch die Bestimmung der Gehalte des Bodens an organischem Kohlen- und Stickstoff als Gesamtgehalte und im Heißwasserextrakt liefert wertvolle Informationen zur Einschätzung der DOM-Freisetzung.

#### **Schlußfolgerungen**

19. Die Qualität der DOM spielt neben ihrer Menge eine wesentliche Rolle für die Schadstoffmobilisierung. Untersuchungen zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung und Tiefenverlagerung von Schadstoffen müssen deshalb mit der standorttypischen gelösten organischen Substanz durchgeführt werden. Diese Untersuchungen müssen berücksichtigen, daß es infolge veränderter Umweltbedingungen auch zu Veränderungen an der DOM kommt, die für die Schadstoffmobilisierung von entscheidender Bedeutung sein können.

20. Unterschiede in der DOM-Freisetzung zwischen den Standorten sind das Ergebnis wechselnder Kombinationen der Bodeneigenschaften und Standortbedingungen. Anthropogene Einflüsse auf die DOM-Freisetzung werden über Veränderungen an der organischen Bodensubstanz wirksam. Von den konkreten Bedingungen abstrahierende Verallgemeinerungen zur Quantifizierung der DOM-Freisetzung sollten nur mit größter Vorsicht vorgenommen werden.
21. Insgesamt belegen die erzielten Ergebnisse den großen Einfluß der DOM-Freisetzung auf die Mobilisierung und die Verlagerung hydrophober organischer Schadstoffe ( $\beta$ -HCH und PAHs) in kontaminierten Böden der Muldeae. Dieser Einfluß ist geringer bei den untersuchten Schwermetallen. Von den akkumulierten Schadstoffen im Bereich der Muldeae stellt auf lange Sicht  $\beta$ -HCH das größte Problem für die Sicherung der Grundwasserqualität dar.
22. In den untersuchten Böden erwiesen sich die geprüften Bewirtschaftungsmaßnahmen als ökologisch unbedenklich hinsichtlich der Schadstoffmobilisierung. Die erhöhte DOM-Freisetzung nach langen Trockenperioden im Sommer und nach Beendigung der Vegetationsperiode im Herbst verstärkt die schon große Gefahr einer  $\beta$ -HCH-Mobilisierung und -Tiefenverlagerung. Die Bedeutung von Überstauungssituationen liegt in der Möglichkeit einer DOM-induzierten Erhöhung der Schwermetallmobilisierung.
23. Die Ergebnisse zum Einfluß der DOM auf die Schadstoffmobilisierung und die aktuelle Schadstoffverteilung in den untersuchten Bodenprofilen belegen, daß die grundwasserfernen Waldböden in der Dübener Heide als Schadstoffsенke fungieren. Dagegen sind die grundwasserbeeinflussten Auenböden in der Muldeae eine potentielle und akute Schadstoffquelle für umliegende Ökosysteme.

Autor:

Karsten Kalbitz  
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Sektion Bodenforschung  
Hallesche Straße 44  
D-06246 Bad Lauchstädt  
Telefon 034635/73-212  
Telefax 034635/73-288