

# Freisetzung des DOM und der Halogenorganika in Säulenversuchen mit Rieselfeldböden

Irena Savric, Thorsten Reemtsma, Martin Jekel \*

## 1 Einleitung

Als Alternative zur heute gängigen biologischen Abwasserbehandlung wurden in Berlin vor der Jahrhundertwende Rieselfelder mit einer Maximalfläche von 14.000 ha angelegt. Das zumeist nur mechanisch vorbehandelte Abwasser wurde über die Bodenpassage gereinigt, bevor es durch die Versickerung dem Grundwasser zugeführt wurde. Die länger als ein Jahrhundert erfolgte Beaufschlagung der Rieselfelder mit maximalen Versickerungsmengen von bis zu 700.000 m<sup>3</sup>/d hat zu einer großflächigen Belastung der Böden mit einer Vielzahl an anorganischen und organischen Schadstoffe sowie Nährstoffen geführt (BJARSCH 1997). Die Höhe der Schadstoffbelastung im Boden überschreitet zwar i.A. Grenzwerte nicht großflächig, jedoch führt die Größe der ehemaligen Rieselfeldflächen zu einem erheblichen Schadstoff-Pool, der auch in Zukunft durch eine mögliche Mobilisierung der Schadstoffe die Qualität des Grundwassers beeinträchtigen kann. Um die weitere Belastung des rieselfeldbeeinflussten Grundwassers zu minimieren, müssen Bewirtschaftungsformen für die verbliebenen Rieselfeldflächen gefunden werden, die eine höchstmögliche Verlangsamung des Schadstoffaustrages aus dem Boden in das Grundwasser bewirken. Dafür ist es notwendig, Kenntnisse über die Mechanismen und Einflußfaktoren, die die Freisetzung von akkumulierten Stoffen aus den Rieselfeldböden und deren Transport im Bodenkörper bestimmen, zu erwerben. Dieser Fragestellung wurde im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes an der TU-Berlin nachgegangen.

Die Mobilisierung von Schadstoffen und deren Verlagerung ins Grundwasser hinein hängt von einer Vielzahl chemischer, physikalischer und mikrobieller Parameter ab. Bei reinen Desorptionsprozessen sind die bestimmenden Einflußgrößen rein physiko-chemischer Natur. In den Rieselfeldern spielt aber die Mineralisierung der während der Abwasserversickerung angereicherten organischen Bodensubstanz eine wichtige Rolle, da diese zum Verlust von Sorptionsplätzen und damit möglicherweise zu erhöhter Schadstofffreisetzung führt. Gleichzeitig wird sowohl durch Desorptions- als auch durch Mineralisationsprozesse DOM (dissolved organic matter) gebildet. Für hydrophobe organische

---

\* TU-Berlin, Fachgebiet Wasserreinhaltung, Sekr. KF4, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin

Verbindungen wird in der Literatur eine starke Affinität zu DOM und eine daraus folgenden verstärkten Mobilisierung und Tiefenverlagerung beschrieben (CHIOU et al. 1986; McCARTHY & JIMENEZ, 1985). Die im folgenden dargestellten Untersuchungsergebnisse haben daher das Ziel, die Freisetzung von DOM und die damit einhergehende Schadstofffreisetzung an zwei Rieselfeldstandorten in Abhängigkeit von physiko-chemischen und mikrobiellen Einflußparametern zu untersuchen.

## 2 Methodik

Die zu untersuchende Fragestellung kann zunächst nur sinnvoll im Labor bearbeitet werden, da hier im Gegensatz zu Felduntersuchungen kontrollierte Bedingungen einstellbar sind, verschiedene Parameter zwar parallel, aber unabhängig voneinander untersucht werden können und dadurch aussagekräftige Ergebnisse in einem angemessenen Zeitraum zu erwarten sind. Die Methodik stützt sich im Wesentlichen auf den Betrieb zweier kleintechnischer Säulenversuchsanlagen als vereinfachte Modellsysteme für das Feld. In die Säulen wurde auf 5 mm gesiebter und homogener Boden von zwei Berliner Rieselfeldstandorten (Gatow und Buch) unter Einhaltung der im Feld herrschenden Lagerungsdichte eingebaut.

Die **Säulenanlage I** dient der Ermittlung des Einflusses physikalisch-chemischer Parameter auf die Mobilisierung von DOM (gemessen als DOC - dissolved organic matter), auf dessen Qualität, ermittelt über die spektralen Absorptionseigenschaften und auf die Mobilisierung von Schadstoffen, exemplarisch an Hand des Summenparameter AOX (an Aktivkohle adsorbierbare Organohalogene) bestimmt. Hierfür wurden von den beiden Standorten je vier Säulen betrieben, die mit Wässern unterschiedlicher Qualität beschickt wurden:

- Kontrollvariante: Deionisiertes Wasser
- Säurevariante: Auf einen pH-Wert von 3,0 eingestelltes deionisiertes Wasser zur Simulation einer Bodenversauerung
- Kalkvariante: Kalkaufbringung und Beschickung mit Deionat zur Simulation einer Bodenkalkung und der damit verbundenen pH-Wert-Anhebung
- Klarwasservariante: Beschickung mit Ablauf der Kläranlage Berlin Ruhleben zur Simulation der Prozesse bei einer Grundwasseranreicherung mit Klarwasser.

Die Beregnung erfolgte regelmäßig zweimal pro Woche mit einer Jahresmenge von etwa 2034 mm und entspricht damit in Buch der achtfachen und in Gatow der vierfachen jährlichen Grundwasserneubildungsrate (HOFFMANN et al., 1995). Der Boden beider Standorte wurde unter Beibehaltung der im Feld vorliegenden Horizonte eingebaut. Um einen aeroben Betrieb der Anlage zu gewährleisten, wurde in festen Intervallen ein Unterdruck angelegt und Luft durch die Säulen gesaugt. Die Perkolate wurden als Monatsmischproben beprobt und auf die Parameter DOC (dissolved organic carbon), spektrale Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SAK<sub>254</sub>) und 436 nm (SAK<sub>436</sub>) und AOX analysiert. Am Bodenmaterial wurde, neben einer bodenkundlichen Charakterisierung, der

Gehalt an organischem Kohlenstoff und  $\text{EOX}_E$  (mit Essigester extrahierbare organische Halogenverbindungen, REEMTSMA & JEKEL, 1996) bestimmt.

Die **Anlage II** wurde so konzipiert, daß vor allem die mikrobiellen Umsetzungsraten der organischen Bodensubstanz verfolgt werden können. Im Zuge der mikrobiologischen Mineralisation wird organische Bodensubstanz zum Teil in kleinere organische Moleküle, die dann in Wasser löslich sind, zersetzt und zum Teil vollständig zu Kohlendioxid veratmet. Über die Erfassung dieser Produkte kann die Mineralisation des SOM (soil organic matter) quantitativ bestimmt werden. Neben den in der Säulenanlage I untersuchten Meßparametern wurde daher zusätzlich die Bestimmung des gebildeten Kohlendioxids eingeführt. Hierfür wurde die Bodenluft aus den gasdichten Säulen in regelmäßigen Abständen abgesaugt und durch Kalilauge als Absorptionsmittel geleitet, deren  $\text{CO}_2$ -Gehalt schließlich bestimmt wurde. Das im Perkolat gelöste "Kohlendioxid" wurde als TIC (total organic carbon) analysiert.

In die Säulen wurde lediglich organischer Oberboden (Gatow:  $\text{Ah}_1$ , Buch:  $\text{yAh}$ ) eingebaut, da hier die höchsten  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalte vorhanden sind und damit die höchsten Umsetzungsraten zu erwarten sind.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Vergleich physiko-chemischer Einflußfaktoren auf die Freisetzung von DOM

Der Einfluß physiko-chemischer Faktoren auf die DOM-Freisetzung wird zunächst am Standort Gatow dargestellt.

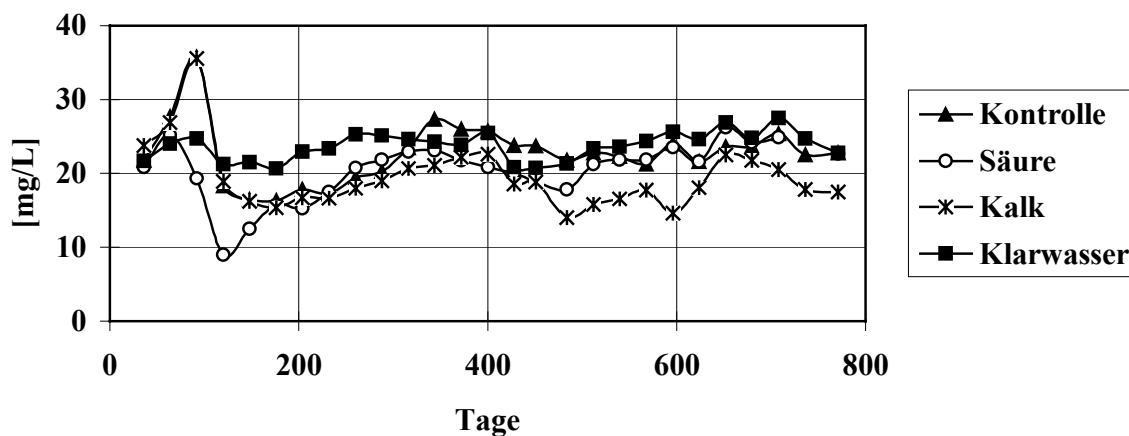


Abb. 1: DOC-Ablaufwerte der Säulenversuchsanlage I für den Standort Gatow

Abbildung 1 zeigt die DOC-Ablaufwerte für die vier Varianten der Gatow-Säulen. Die DOC-Konzentrationen pendeln sich nach der Einfahrphase, die nach etwa 140 Tagen Betriebszeit auch bezüglich der übrigen organischen Parameter als abgeschlossen angesehen werden kann, in einem Bereich zwischen 15 und 25 mg/L ein. Damit setzt der Gatower Boden erhebliche Mengen an DOM frei, die die Hintergrundkonzentration des Berliner Grundwassers um das drei- bis fünffache überschreiten. Diese hohen Mengen an DOM bergen daher allein und abgesehen von ihrer möglichen schadstoffmobilisierenden Wirkung bereits ein erhebliches Belastungspotential des Grundwassers.

Beim Vergleich der verschiedenen Betriebsvarianten zeigt sich zunächst deutlich, daß die Beschickung mit auf pH 3 angesäuertem deionisiertem Wasser zu keiner Versauerung des Gatower Bodenperkolates geführt hat. Der pH-Wert der Säurevariante liegt mit etwa 6,7 um lediglich 0,3 pH-Einheiten unter der Kontrollvariante. In diesem engen pH-Bereich ist auch kein Einfluß auf die DOM-Freisetzung des Gatower Bodens festzustellen. Die DOC-Ablaufwerte für die Kontroll- und die Säurevariante liegen seit dem 500. Versuchstag beide im Mittel bei 23 mg/L.

Dagegen zeigen sich deutliche Einflüsse bei der Kalk- und der Klarwasservariante. Mit dem Klarwasser wird der Säule im Mittel ein DOC von 15 mg/L zugeführt, der während der Bodenpassage lediglich bis auf Restgehalte von 10 - 12 mg/L weiter biologisch abbaubar ist (DREWES 1997; REEMTSMA & JEKEL 1996). Ebenso sollten im Klarwasser keine gut adsorbierbaren Substanzen vorhanden sein, da sie in der Kläranlage durch den intensiven Kontakt mit Klärschlamm i.A. gut entfernt werden (PETRASEK et al. 1983; WANG et al. 1993). Demnach wäre zu erwarten, daß der Klarwasser-DOC nahezu vollständig durch die Bodensäulen durchbricht und die Klarwassersäule gegenüber der Kontrollvariante eine DOC-Überhöhung von etwa 10 mg/L aufweist. Die tatsächliche Überhöhung beträgt jedoch bis zum 300. Versuchstag etwa 5 mg/L und danach nur noch 1 - 2 mg/L.

Die Kalkvariante weist seit dem 500. Versuchstag im Mittel 5 mg/L bzw. 25 % weniger DOC auf als die Kontrollsäule.

Ergebnisse von Elutionsuntersuchungen mit den hier eingesetzten Böden legen nahe, daß diese Effekte auf die Lösungsinhalte des Sickerwassers in der Klarwasser- und Kalksäule, v.a. auf den Gehalt an Calciumionen, zurückzuführen sind. Calciumionen können nach Ionentausch gegen einwertige Kationen mit den negativen Oberflächenladungen der organischen Substanz schwer lösliche intra- und intermolekulare Komplexe bilden und so deren Verlagerung stark einschränken bzw. unterbinden. Mobil bleiben niedermolekulare und verhältnismäßig polare Substanzen (REEMTSMA et al., eingereicht; REEMTSMA et al., 1998). Untermauert wird diese Vermutung durch die Calciumablaufwerte der Säulen. Die Gatower Kalkvariante weist über die gesamte Versuchszeit trotz der Kalkaufbringung die geringsten Calciumkonzentrationen aller Gatow Varianten auf. Aus dem eingebrachten Kalk werden zwar Calciumionen freigesetzt, diese werden aber durch die Komplexierung mit organischem Bodenmaterial in unlösliche Verbindungen überführt und werden dadurch nicht mit dem Perkolat ausgewaschen. Auch ein Teil der mit dem Klarwasser eingebrachten Calciumionen wird über denselben Mechanismus im Boden zurückgehalten.

Dadurch weist die Klarwassersäule im Ablauf nur noch etwa 110 mg/L Calcium auf (IFP-Endbericht, 1998) obwohl ihr mit dem Klarwasser etwa 180 mg/L (REEMTSMA & JEKEL, 1996) zugeführt wurden.

### 3.2 Vergleich bodenchemischer Parameter auf die DOM-Freisetzung

Trotz der geologischen Verwandtschaft der beiden Böden weisen sie doch erhebliche Unterschiede in ihrem Freisetzungspotential für DOM auf, wie beim Vergleich von Abbildung 1 und Abbildung 2 deutlich wird.

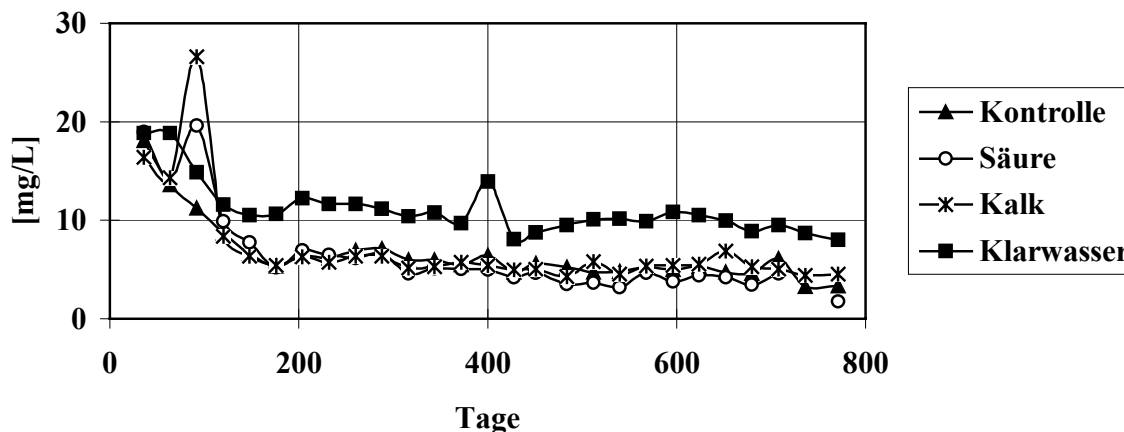


Abb. 2: DOC-Ablaufwerte der Säulenversuchsanlage I für den Standort Buch

Die Perkolate der **Bucher-Säulen** weisen nach beendeter Einfahrphase über die gesamte Versuchszeit sehr geringe DOC-Konzentrationen auf, die lediglich ein Viertel bis ein Fünftel der Ablaufkonzentrationen der Gatower Säulen darstellen. Am Ende der Versuchszeit liegen die Werte der Bucher Säulen mit Ausnahme der Klarwasservariante zwischen 3 und 5 mg/L. Sie haben damit eine Größenordnung, die mit der Hintergrundbelastung des Berliner Grundwassers vergleichbar ist. Das aus dem Bucher Boden freigesetzte DOM stellt damit allein keinen wesentlichen Belastungsparameter für das Grundwasser dar. Ein Vergleich der einzelnen Varianten ist bei derart niedrigen DOC-Konzentrationen nicht sinnvoll, da die Unterschiede lediglich statistisch absicherbar wären, aber keinerlei ökologische Relevanz besitzen.

Die differierenden DOC-Freisetzungsbilanzen der beiden Böden können z.T. an Hand unterschiedlicher bodenchemischer Parameter erklärt werden.

**Tab. 1:** Ausgangskonzentrationen ausgewählter bodenchemischer Kenngrößen im Füllmaterial der Bodensäulen

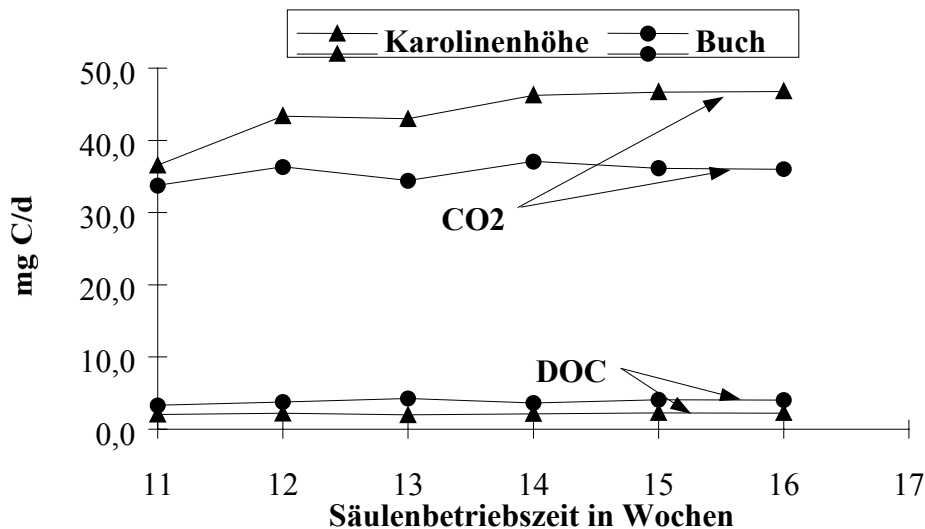
Boden	Horizont	Tiefe cm	pH	C <sub>org.</sub> %	C <sub>org.</sub> -Inventar g
<b>Gatow</b>	Ah1	0-12	6,65	4,71	328
	Ah2	12-30	6,42	5,58	
	rAh	30-50	6,46	0,44	
	Bv	50-80	6,41	0,18	
	C	80-90			
<b>Buch</b>	Yah	0-20	4,95	2,97	137
	C1	20-50	4,54	0,23	
	C2	50-75	4,32	0,15	
	C3	75-90	4,75	0,09	

Der Gatower-Boden besitzt mit 328 g Kohlenstoff pro Säule ein um den Faktor 2,4 höheres C<sub>org.</sub>-Inventar als der Bucher-Boden (137 g Kohlenstoff pro Säule). Die höheren Gehalte an SOM führen offenbar auch zu höheren DOM-Freisetzen. Allein über das Inventar des Bodens an organischem Kohlenstoff lassen sich die unterschiedlichen DOM-Freisetzen der Böden jedoch nicht erklären, schließlich liegen zwischen den DOC-Ablaufkonzentrationen der beiden untersuchten Standorte mit einem Faktor von vier bis fünf größere Unterschiede als in den Gehalten an organischem Kohlenstoff.

### 3.3 Vergleich mikrobieller Einflußfaktoren auf die DOM-Freisetzung

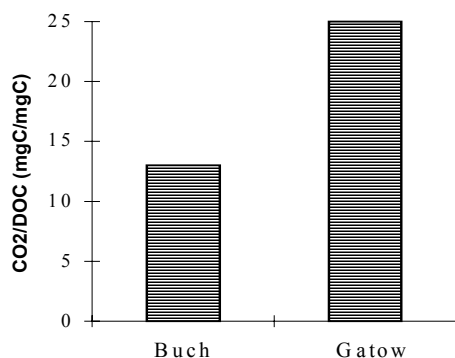
Bisher unzureichend untersucht wurde der Aspekt der Mineralisationsleistung in den Rieselfeldern. Mikrobielle Umsetzungen führen zum Abbau organischen Bodenmaterials und zur Bildung löslicher niedermolekularer Verbindungen aus schwerlöslichen hochmolekularen. Durch den Rieselbetrieb ist in den Oberböden der Rieselfelder leicht mineralisierbare organische Substanz angereichert worden, die nach Einstellung des Rieselbetriebes wieder abgebaut wird. AURAND et al. (1984) stellten daher in den Rieselfeldern Gatow eine verstärkte Mineralisation gegenüber einem unberieselten Vergleichsstandort fest. Über die dabei begleitend stattfindende Freisetzung von DOM und von Schadstoffen und deren möglichen Eintrag ins Grundwasser werden keine Aussagen getroffen.

Zur Untersuchung der Mineralisationsleistung der beiden Rieselfeldstandorte wurde eine weitere Säulenversuchsanlage in Betrieb genommen, mit der es möglich war, auch das während der mikrobiellen Atmung gebildete Kohlendioxid zu erfassen.



**Abb. 3:** CO<sub>2</sub>- und DOC-Freisetzen in der Säulenanlage II nach beendeter Einfahrphase

Aus Abbildung 3 wird deutlich, daß das gebildete CO<sub>2</sub> den bedeutenden Meßparameter für die Umsetzung des SOM in den Säulen darstellt. Lediglich 5 bis 10 % des umgesetzten organischen Bodenmaterials werden als DOC im Säulenablauf registriert, der Rest wird vollständig mineralisiert. Auffällig ist, daß der Bucher Boden in diesen Säulen höhere DOC-Freisetzen zeigt als der Gatower. Dies hat zwei Gründe: Zum einen wurde für den Einbau frischer Boden aus dem Feld entnommen, dessen C<sub>org.</sub>-Gehalt bei 4 % und nicht bei 3 % wie für die Säulenanlage I lag. Durch den höheren C<sub>org.</sub>-Gehalt des hier eingebauten Bucher Bodens kommt es im Vergleich zur Säulenversuchsanlage I auch zu stärkeren DOC-Freisetzen. Zum anderen fehlen in den Säulen der Anlage II die mineralischen C-Horizonte, in denen nach Untersuchungen von DREWES (1997) ein erheblicher Teil des im organischen Oberboden freigesetzten DOM mikrobiologisch wieder abgebaut wird.



**Abb. 4:** Verhältnis von CO<sub>2</sub> zu DOC (absolute Werte) in der Säulenanlage II

Das Verhältnis aus CO<sub>2</sub> zu DOC kann als Maß für die Mineralisierbarkeit des organischen Materials herangezogen werden. Es liegt bei der Gatower Säule etwa doppelt so hoch wie bei der Bucher (Abb. 4). Das organische Material des Gatower Bodens ist damit einer Mineralisation wesentlich leichter zugänglich als das Bucher Material. Dieser Befund deckt sich auch mit Laboruntersuchungen zur Bestimmung der Bodenatmung im Respirometer an den hier eingesetzten Böden (IFP-Endbericht).

Es kann deshalb angenommen werden, daß für die erhöhten DOC-Ablaufwerte des Gatower Bodens in der Säulenanlage I neben dem höheren  $C_{org}$ -Inventar als zweiter Faktor die stärkere Mineralisationsleistung verantwortlich ist, so daß das Verhältnis des  $C_{org}$ -Inventars von Gatow zu Buch zwar bei 2,4 liegt, das Verhältnis der DOC-Ablaufwerte mit 4 bis 5 aber höher ist.

### 3.4 Vergleich der Schadstofffreisetzung der beiden Standorte

Als Schadstoffindikator wurde exemplarisch der AOX ausgewählt, da es sich um einen Summenparameter handelt mit dem ein verhältnismäßig weites Schadstoffspektrum erfaßt wird.

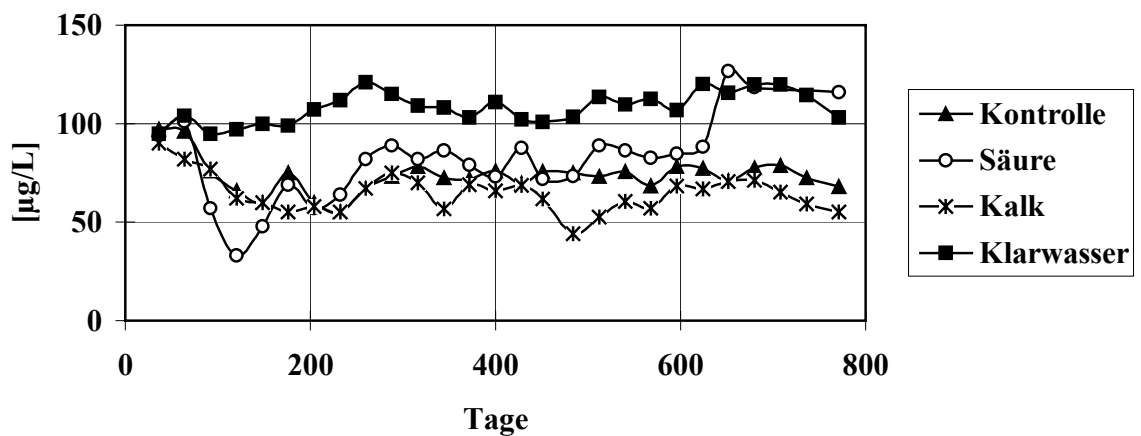


Abb. 5: AOX-Ablaufwerte der Säulenversuchsanlage I für den Standort Gatow

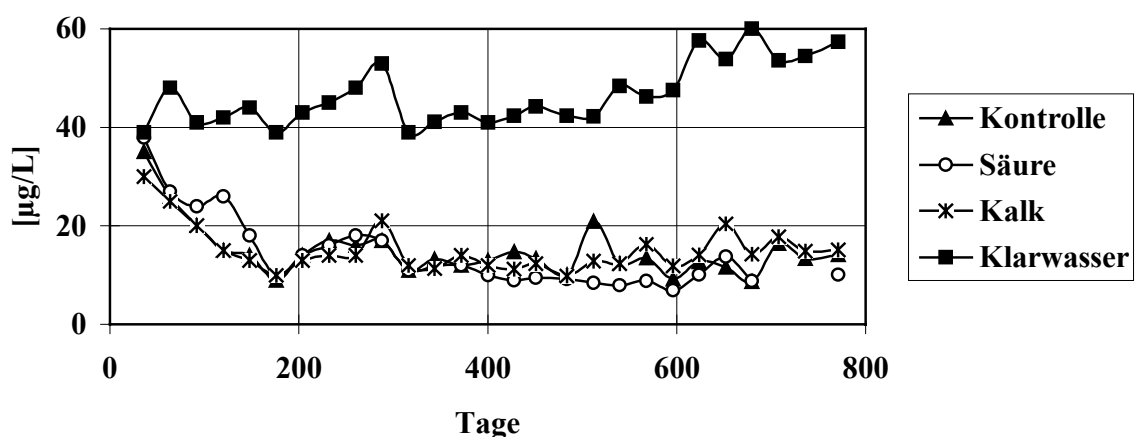


Abb. 6: AOX-Ablaufwerte der Säulenversuchsanlage I für den Standort Buch

Die AOX-Ablaufwerte zeigen die gleiche Charakteristik wie der DOC. Die Bucher Säulenperkolate weisen deutlich niedrigere AOX-Konzentrationen auf als die Gatower Säulenabläufe. Die Perkolate der Klarwassersäulen beider Böden weisen gegenüber den



übrigen Varianten die höchsten Gehalte an adsorbierbaren Halogenorganika auf. In beiden Klarwassersäulen bricht der Klarwasser-AOX zu etwa 80 % durch. Die verminderte Wirkung von Calciumionen auf die Rücklösung von DOM ist offenbar auch auf die Freisetzung von Schadstoffen übertragbar, so zeigt die Gatower Kalksäule neben den geringsten DOC-Konzentrationen auch die geringsten AOX-Gehalte aller Gatowvarianten.

Eine Betrachtung von Schadstofffreisetzungen kann nur sinnvoll im Zusammenhang zum vorhandenen Bodeninventar erfolgen. Den korrespondierenden Bodenparameter zum AOX erhält man über die Bestimmung des EOX.

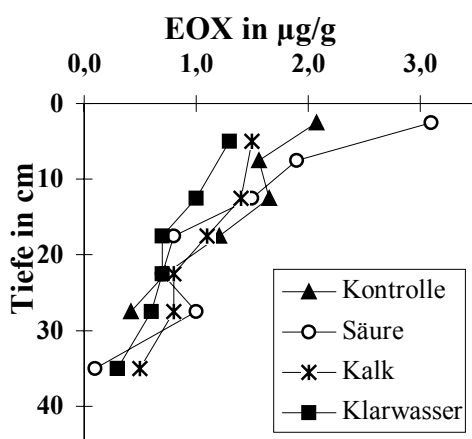


Abb. 7: EOX-Gehalte in den Gatow-Säulen

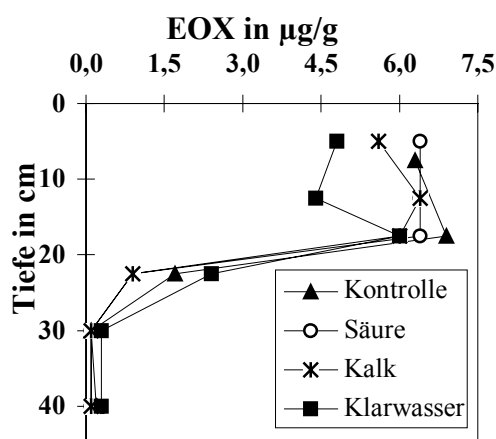


Abb. 8: EOX-Gehalte in den Bucher-Säulen

Die Bodenproben der Bucher-Säulen weisen im Gegensatz zum  $C_{org}$  wesentlich höhere  $EOX_E$ -Gehalte auf als das Gatower Bodenmaterial. In den obersten 20 cm liegen die Konzentrationen zwischen 5 und 7  $\mu\text{g/g}$  Trockensubstanz (TS). Die Bucher Säulen zeigen ein ausgeprägtes Tiefenprofil mit nahezu konstanten Gehalten in den ersten 20 cm und einem schlagartigen Abfall innerhalb weniger Zentimeter auf sehr niedrige Werte von 0,1-0,2  $\mu\text{g/g}$  TS. Das Gatower Bodenmaterial weist mit 1,3 bis 5,7  $\mu\text{g/g}$  durchweg geringere Gehalte an Halogenorganika auf als die Bucher-Säulen. Das Tiefenprofil zeigt eine kontinuierliche Abnahme der Konzentrationen mit der Tiefe bis zu einem Wert um 0,1  $\mu\text{g/g}$  TS in 45 cm Säulentiefe. In den EOX-Tiefenprofilen beider Untersuchungsstandorte spiegeln sich die  $C_{org}$ -Gehalte des eingebauten Bodenmaterials wider.

Obwohl der Bucher Boden auf Grund des geringeren  $C_{org}$ -Inventars schlechtere Voraussetzungen für eine Schadstoffbindung mit sich bringt, weist er wesentlich höhere Konzentrationen an EOX auf als der Gatower Boden. Dies kann zum einen mit der Geschichte der beiden Standorte erklärt werden. Während die Gatower Rieselfelder seit etwa den 60er Jahren nur noch mit geklärtem, also vergleichsweise gering belastetem Kommunalabwasser beaufschlagt wurden, wurden die Bucher Rieselfelder noch bis vor etwa 10 Jahren genutzt und neben Kommunalabwasser auch mit weitestgehend ungeklärtem, stark schadstoffbelastetem Industrieabwasser beschickt (BJARSCH 1997).

Darüber hinaus besitzt der Bucher Boden aber offenbar auch qualitativ anderes organisches Material das ein wesentlich stärkeres Bindungsvermögen für Halogenorganika aufweist als das Gatower organische Material. Deutlich wird diese Aussage bei der vergleichenden Betrachtung der Boden- und der Perkolatuntersuchungen.

Trotz einem Drittel des  $C_{org}$ -Inventars und dreifach höherer EOX-Gehalte des Bucher Bodens, ist bei gleicher Beschickung ein Fünftel weniger AOX meßbar als in den Gatower Perkolaten.

Ein weiterer Erklärungsansatz könnte in der unterschiedlichen mikrobiellen Aktivität der beiden untersuchten Böden liegen. In der Säulenanlage II konnte gezeigt werden, daß das Bucher organische Material einer wesentlich geringeren Mineralisation unterliegt als das Gatower organische Material, d.h. im Bucher Boden wird weniger SOM abgebaut und damit gehen auch weniger Sorptionsplätze verloren. Bei einem geringeren Abbau von SOM wird auch weniger AOX freigesetzt. Neben der höheren Mineralisation setzt der Gatower Boden auch mehr DOM frei, das durch seine lösungsvermittelnden Eigenschaften noch verstärkend auf die AOX-Freisetzung wirken kann.

#### 4 **Schlußfolgerungen**

Die hier dargestellten Untersuchungen belegen, daß die Mobilisierung von Schadstoffen aus kontaminierten Böden von verschiedenen Einflußgrößen abhängt, die sowohl physikochemischer als auch mikrobieller Art sind. Neben der Ionenzusammensetzung des versickernden Wassers spielt das Ausmaß mikrobieller Umsetzungen des SOM eine wichtige Rolle. Aber auch standortabhängige Faktoren wie bodenchemische Eigenschaften sind von entscheidender Bedeutung. Erst das Zusammenwirken aller Einflußgrößen bestimmt das Maß der Schadstofffreisetzung und damit die mögliche Beeinträchtigung der Grundwasserqualität.

#### 5 **Literatur**

- Aurand, K.; Dizer, H.; Filip, Z.; Neumayr, V. & Seidel, K. (1984). Vergleichende Untersuchungen an langfristig mit Abwasser belasteten Böden zur Beurteilung der Reinigungsvorgänge durch den Untergrund bei der künstlichen Grundwasseranreicherung. Bundesministerium für Forschung und Technologie, Forschungsbericht T 84-104.
- Bjarsch B. (1997). 125 Jahre Berliner Rieselfeld-Geschichte. *Wasser & Boden* **49**, 45-48
- Chiou, C.T.; Malcolm, R.L.; Brinton, T.I. & Kile, D.E (1986). Water solubility enhancement of some organic polutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids. *Environ. Sci. Technol.* **20**, 502-508.

- Drewes J.E. (1997). Untersuchungen zum Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Wiederverwendung kommunaler Kläranlagenabläufe zur künstlichen Grundwasseranreicherung. *VDI Reihe 15 - Umwelttechnik* **174**, VDI-Verlag Düsseldorf
- Hoffmann, C.; Bowo, C. & Renger, M. (1995). Untersuchungsergebnisse der bodenökologischen Meßstation in Berlin-Buch 1994. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesforstamtes Berlin. 36 S.
- McCarthy, J.F. & Jimenez, B.D. (1985). Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons and dissolved humic material. *Environ. Sci. Technol.* **19**, 1072-1076.
- Petrasek, A.C.; Kugelmann, I.J.; Austern, B.M.; Pressley, T.A., Winslow, L.A. & Wise, R.H. (1983). Fate of toxic organic compounds in wastewater treatment plants. *Journal WPCF* **55**, 1286-1296.
- Reemtsma, T.; Gehring, M. & Bredow, A. (1998). Verfügbarkeit organischer Schadstoffe im Boden: Entwicklung eines sequentiellen Auslaugtests. *Dieser Band*
- Reemtsma T., Bredow A. & Gehring M. (eingereicht). Effects of dissolved salts onto organic matter leaching from soils.
- Reemtsma T. & Jekel M. (1996). Potential of ethyl acetate in determination of extractable organic halogens (EOX) from contaminated soil, sediment, and sewage sludge. *Chemosphere* **32**, 815-826
- Reemtsma, T. & Jekel, M. (1996). Untersuchungen zur Mischwasserversickerung in den Rieselfeldern Karolinenhöhe - Abschlußbericht. F&E-Vorhaben im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe.
- Wang, L.; Govind, R. & Dobbs, R.A. (1993). Sorption of toxic organic compounds on wastewater solids: mechanism and modelling. *Environ. Sci. Technol.* **27**, 152-158.

### **Danksagung**

Die vorliegenden Untersuchungen wurden von der TU-Berlin im Rahmen des Projektes "Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung organischer und anorganischer Schadstoffe sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen" (IFP n7/21) gefördert.