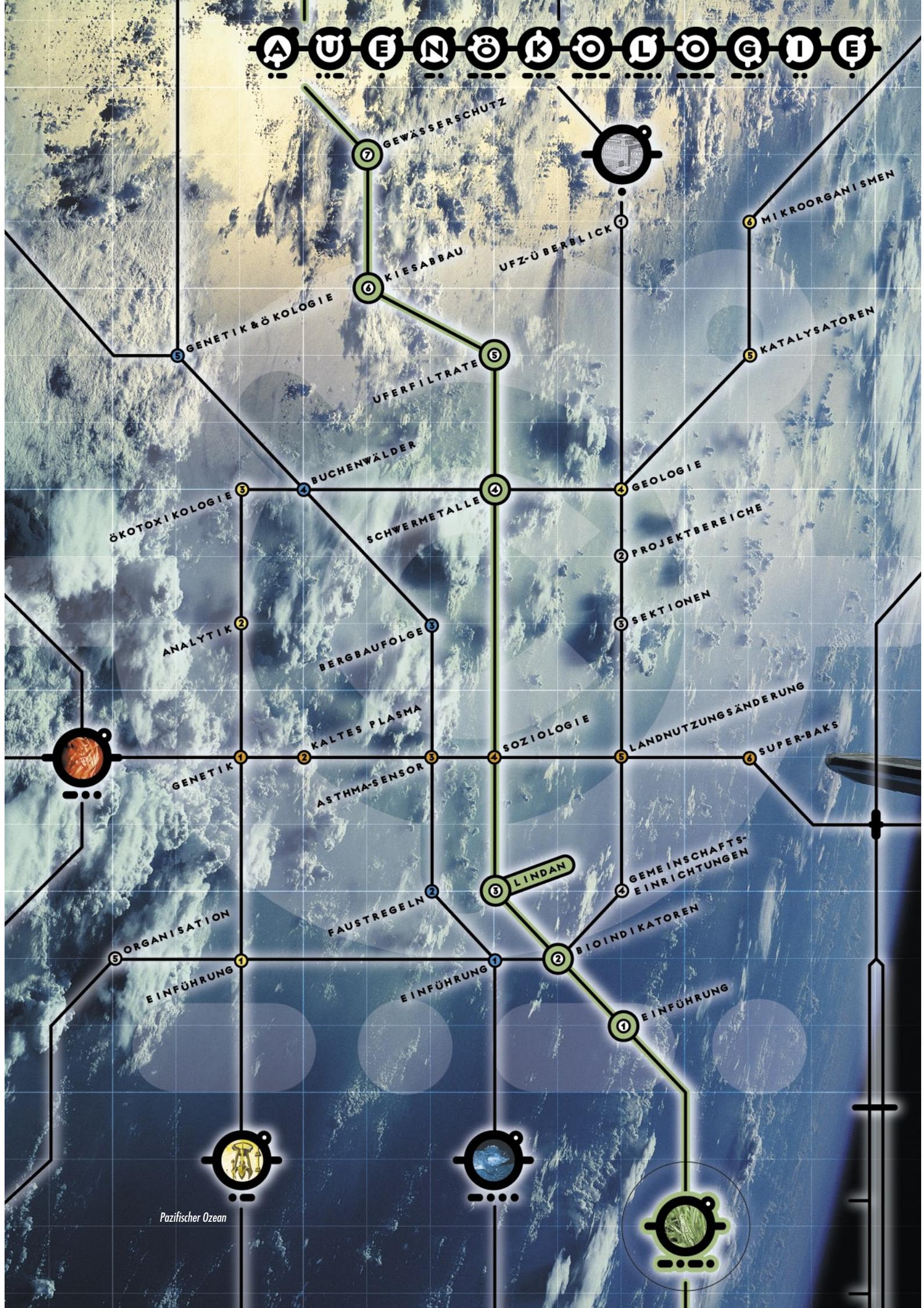


A U E N Ö K O L O G I E



RÜCKSTÄNDE AUS DER LINDANPRODUKTION IN DER MULDEAUE

Eva-Maria Klimanek, Elke Schulz, Judit Lehmann

Lindan ist der Handelsname eines Insektenbekämpfungsmittels, das als Kontakt- und Fraßgift, bedingt durch seine hohe Flüchtigkeit jedoch in stärkerem Maße als Atemgift wirksam ist. Seinen Namen verdankt es dem Holländer LINDEN, der es 1912 erstmals in sehr reiner Form herstellen konnte. Lindan ist ursprünglich bestimmt für die Anwendung in der Landwirtschaft (Bekämpfung von Schadinsekten im Acker-, Gemüse- und Obstanbau sowie Mittel zur Saatgutbehandlung), zur Vernichtung von Haushaltsschädlingen, zur Bekämpfung von Kopfläusen beim Menschen oder auch als Holzschutzmittel.

Wegen der potenziellen Gefahren, die Produktion und Anwendung von Lindan mit sich bringen (zum Beispiel Anreicherung im Boden und in Organismen über die Nahrungskette) wird es seit 1984 in den alten und seit 1989 in den neuen Bundesländern nicht mehr produziert. Seine Verwendung wurde stark eingeschränkt. In Holzschutzmitteln beispielsweise ist Lindan weiter zugelassen, unter der Bedingung, dass eine Reinheit von 99% gewährleistet ist.

Chemisch gesehen ist Lindan die Bezeichnung für das Gamma-Isomer des Hexachlorcyclohexans (HCH), eines chlorierten Kohlenwasserstoffes, der durch die Addition von Chlor und Benzol entsteht. Bei diesem Prozess entsteht jedoch nicht ausschließlich das Gamma-Isomer Lindan. Immerhin 85% des Reaktionsproduktes repräsentieren andere Isomere (alpha-, beta- und delta-HCH), die nicht pestizid wirksam sind und sich im Gegensatz zum Gamma-Isomer Lindan durch eine hohe Persistenz auszeichnen. So betrug der produktionsbedingte Anfall von beta-HCH 1983 weltweit zirka 15.000 Tonnen. Nach Schätzungen gelangte diese Menge auch zu 100% in die Umwelt [1].



Bild 1: Auch heute noch in Apotheken zu finden: Lindanhaltiges Haarwasmittel gegen Kopfläuse (Foto: Norma Neuheiser, UFZ)

Die Mulde ist ein Nebenfluss der Elbe, der nördlich von Colditz aus der Zwickauer und der Freiburger Mulde entsteht und nach 124 km bei Roßlau in die Elbe mündet. Wie an der Elbe ist auch im Muldegebiet in weiten Teilen die Auenlandschaft erhalten. Sie besticht durch ihre Schönheit und hat trotz allem – man kann es ihr auf den ersten Blick nicht ansehen – ziemlich mit den Hinterlassenschaften der Chemischen Industrie zu kämpfen. Untersuchungen von Böden und Pflanzen haben ergeben, dass in der Region um Bitterfeld und Dessau großflächige Gebiete der Muldeau beispielsweise stark mit beta-HCH kontaminiert sind. Seit zirka 1993 sind sie deshalb für die landwirtschaftliche Nutzung als Weidefläche beziehungsweise Fläche zur Futtermittelproduktion gesperrt.

Obwohl nur das gamma-Isomer des HCH eine insektizide Wirkung besitzt, wurde bis etwa 1978 auch in Deutschland noch technisches HCH als Isomerenmischung eingesetzt. Alle Isomere gelangten so auf direktem Wege in die Umwelt. Später wurde gereinigtes Lindan verwendet. Die nicht pesti-



Bild 2: Auenlandschaft an der Mulde (Foto: Judit Lehmann)

zid wirksamen Isomere gelangten jahrelang über die Abwässer der Lindan-produzierenden Betriebe (zum Beispiel Elektrochemisches Kombinat Bitterfeld) in die Mulde und lagerten sich zum Teil in den Sedimenten ab. Bei auentypischen Überflutungseignissen kommt es zur Aufschwemmung der Sedimente und damit zum Eintrag des beta-HCH in die Auengebiete. Wie bereits erwähnt weiß man, dass sich beta-HCH durch eine vergleichsweise hohe Persistenz auszeichnet und dass sein mikrobieller Abbau äußerst langsam vonstatten geht. Jedoch liegen Informationen über die Beeinflussung der Abbaubarkeit von beta-HCH nur in geringem Umfang vor.

Eine Gruppe von Wissenschaftlern des UFZ ist in einem vom Ministerium für Landwirtschaft (ehemals Ministerium für Raumordnung und Umwelt) des Landes Sachsen-Anhalt geförderten Projekt der Frage nachgegangen, durch welche Maßnahmen die beta-HCH-Kontamination der Muldeauen verringert werden kann, um sie einer Nutzung wieder zugänglich zu machen.

Möglichkeiten der Sanierung

Von den zur Bodensanierung möglichen Verfahren wurden in diesem speziellen Fall nur Möglichkeiten der *in-situ*-Sanierung untersucht. Alle anderen Verfahren (*ex-situ*) würden das Bild der Kulturlandschaft »Mulde« mit seiner Flora und Fauna erheblich beeinträchtigen oder zerstören. Die Wissenschaftler untersuchten den Abbau des beta-HCH im Boden durch Forcierung der mikrobiellen Aktivität beziehungsweise verschiedene Maßnahmen der Bewirtschaftung.

Natürlich vorhandene (autochthone) Mikroorganismen sind die Hauptakteure beim Abbau vieler Schadstoffe im Boden, so auch des beta-HCH. Entscheidend für deren erfolgreiche Arbeit ist die Mobilität und Verfügbarkeit des Schadstoffs sowie die Anpasstheit der Mikroorganismen an die vorhandenen Bedingungen. Die Wissenschaftler untersuchten, inwieweit der Zusatz von speziellen Nährsubstraten den Abbau der Schadstoffe erhöhen könnte. Insbesondere letztgenannte Methode würde eine schonende Möglichkeit der Sanierung in Landschaftsschutzgebieten darstellen.

Eine Sanierung von Böden über die darauf wachsenden Pflanzen würde sehr lange Zeiträume und außerdem eine Verwertung des kontaminierten Pflanzen-Materials erfordern.

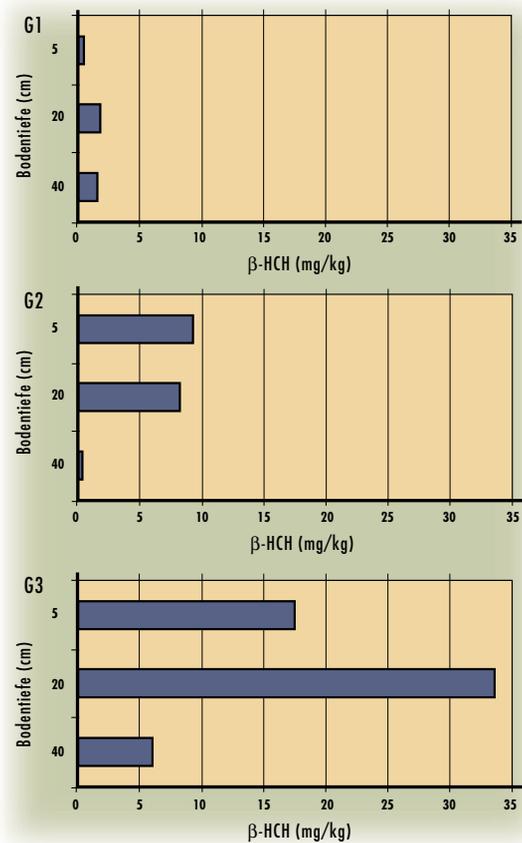


Bild 3: Beta-HCH-Gehalte der Bodenprofile G1, G2, G3 im Gebiet der Dessauer Mulde (bis zu einer maximalen Tiefe von 60 cm).

Schadstoffsituation

Zur Ermittlung von Lage und Höhe der beta-HCH-Kontamination sowie der mikrobiellen Aktivität des Bodens legten die Wissenschaftler Bodenprofile an. Sie befinden sich an drei ausgewählten Standorten – (G1) Grünland in Ufernähe, (G2) Grünland in 50 Metern Entfernung von der Mulde, (G3) Grünland in 500 Metern Entfernung von der Mulde – mit unterschiedlichem Grad und unterschiedlicher Tiefe der Kontamination sowie unterschiedlicher Grundwasserbeeinflussung (Bild 3).

Die Untersuchungen zum Abbau von beta-HCH im Freiland erfolgten in Kleinparzellenversuchen (Bild 4) mit einer Parzellengröße von 3 x 3 Metern jeweils auf den drei durch die Bodenprofilbeschreibung charakterisierten Flächen G1, G2 und G3.

Der Einfluss von verschiedenen Bewirtschaftungsformen auf den Schadstoffabbau wurde anhand vier verschiedener Varianten geprüft: (1) ungestörter Aufwuchs (Kontrolle), (2) Grasmahd mit Abfuhr des Mähgutes, (3) Mulchen mit dem Mähgut und (4) Schwarzbrache. Dabei orientierten



Bild 4: Kleinparzellenversuch in der Mulde
(Foto: Judit Lehmann)

sich die Wissenschaftler an den bis zur Flächenstilllegung üblichen Bewirtschaftungsweisen. Die Prüfglieder (1) bis (3) widerspiegeln die gegenwärtige Situation in einem Teil der Auenlandschaft. Schwarzbrache (4) als eine für Auenlandschaften untypische Form diente der Klärung der Frage, ob eine stärkere Durchlüftung des Bodens zu einem schnelleren Abbau des beta-HCH führen könnte.

Als Nährsubstrat zur Erhöhung der mikrobiellen Aktivität wurde ein kohlen- und stickstoffreiches, kommerziell erhältliches Nährsubstrat eingesetzt. Als Äquivalente dienen Vinasse (Futterzusatz bzw. Bodenhilfsstoff, der aus der Vergärung der in der Zuckerherstellung als Abfallstoff anfallenden Melasse gewonnen wird) und Gülle. Die Nährsub-



Bild 5: Einbringung der Nährsubstrate in die Bodentiefe von 30-40 cm auf der Fläche G1. (Foto: Judit Lehmann)

strate wurden auf den Flächen G2 und G3 oberflächlich ausgebracht. Auf der Fläche G1 mit der höchsten beta-HCH-Kontamination in 40-60 cm Tiefe musste das Nährstoffgemisch und die Vinasse in die kontaminierte Bodenschicht unter Druck über Bodensonden eingebracht werden (Bild 5). Zur gleichmäßigen Verteilung des Substrates

wurden Raster in einem Abstand von 10 cm über die Fläche gelegt. Die Beprobung der Flächen erfolgte in einem zirka sechswöchigen Abstand während der Vegetationsperiode. Zur Untersuchung des pH-Wert-Einflusses der Böden erfolgte im zweiten Untersuchungsjahr eine Kalkung von 45-56 dt/ha.

Prüffaktoren

Die Wirkung der verschiedenen Behandlungen der Flächen des Kleinparzellenversuches auf eine Schadstoffverminderung beziehungsweise dafür notwendige Anregung der im Boden vorhandenen mikrobiellen Biomasse wird anhand verschiedener Faktoren geprüft. Im speziellen Fall wurde für die Prüfung des Einflusses der Behandlungen auf die mikrobielle Biomasse das Enzym Protease und die Dimethylsulfoxid (DMSO)-Reduktion gewählt. Protease ist ein wichtiges Enzym im Stickstoff-Stoffwechsel der Mikroorganismen. Es wird durch das Vorhandensein proteinreicher Verbindungen im Boden induziert. Die Dimethylsulfoxid-Reduktion ist ein Maß für die mikrobielle Biomasse, da circa 95% der Bodenmikroben diese Substanz (DMSO) im Boden reduzieren können.

Bei einem Vergleich der kontaminierten Bodenschichten der drei Flächen fällt auf, dass außer der Belastung mit beta-HCH die chemischen und biologischen Parameter auf der Fläche G1 wesentlich geringere Werte aufweisen. Die

Parameter	G 1		G 2		G 3	
	0-20 cm	40-60	0-20 cm	40-60	0-20 cm	40-60
Org in %	1,288	1,210	6,374	6,374	5,051	5,051
Ni in %	0,109	0,086	0,492	0,492	0,451	0,451
beta-HCH in mg/kg TS	1,042	22,840	25,583	25,583	8,759	8,759
pH-Wert	5,31	4,53	5,87	5,87	5,91	5,91
Mikrobielle Biomasse in µgC _{mik} /g TS	148	50	913	913	888	888
DMSO-Reduktion in ng DMS/g TS/h	828	367	4774	4774	7403	7403
Protease in µg Tyrosin/g TS/2h	171	39	824	824	960	960

Tabelle 1: Charakteristik der Versuchsflächen bei Anlage der Versuche

Fläche G1 unterscheidet sich im Bodentyp (Sand) und der Tiefe der Hauptkontaminationsschicht von den Flächen G2 und G3 (Gley). Besonders die mikrobielle Aktivität nimmt in der Bodentiefe ab.

Die Ergebnisse von ausgewählten chemischen und mikrobiellen Parametern der Erstbeprobung sind in Tabelle 1

wiedergegeben. Für die Fläche G1 wurden zum Vergleich die entsprechenden Daten auch für die Bodenschicht 0-20 cm angegeben.

Wirkung der Bewirtschaftung auf ...

- die mikrobielle Aktivität

Nur die Schwarzbrache führte im Vergleich zum ungestörten Aufwuchs (Kontrolle) zu einer Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität des Bodens in den Kleinparzellenversuchen. Bild 6 verdeutlicht das am Beispiel der am stärksten kontaminierten Fläche G2. Das kann dadurch erklärt werden, dass zur Erzeugung der Schwarzbrache Pflanzenmaterial in den Boden eingearbeitet wurde, welches in der Folgezeit durch die Mikroorganismen mineralisiert wurde. Da im weiteren Versuchsverlauf keine Pflanzenrückstände und Wurzelaußscheidungen in den Boden gelangten, nahm die mikrobielle Aktivität stark ab.

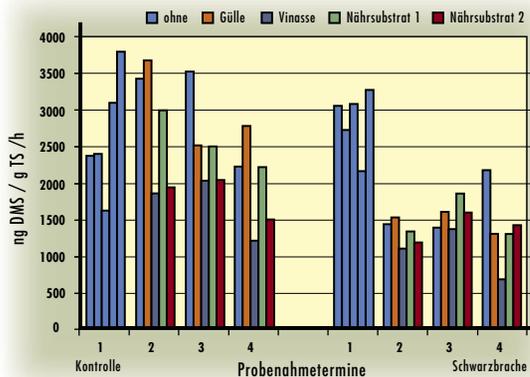


Bild 6: Einfluss der Schwarzbrache und der Nährsubstrate auf den Kennwert der mikrobiellen Aktivität Dimethylsulfoxid (DMSO)-Reduktion des Bodens der Fläche G2 in 0-20 cm Bodentiefe. Probenahmetermin: (1) 10. Mai; (2) 2. Juli; (3) 29. August; (4) 20. Oktober 1996.

- auf den Schadstoffgehalt

In Bild 7 ist exemplarisch für die Fläche G1 der Verlauf des beta-HCH Gehaltes über einen Zeitraum von zwei Vegetationsperioden dargestellt. Es wird sehr deutlich, dass die unterschiedliche Bewirtschaftung keine eindeutige Wirkung auf den Gehalt von beta-HCH im Boden ausgeübt hat. Hinzu kommt eine hohe Variabilität der Kontamination bei Versuchsanlage, besonders auf den Flächen G2 und G3. Mit Ausnahme einiger starker Schwankungen, die auf die Inhomogenität der Kontamination des Bodens zurückzuführen sind, ist eine einheitliche »Dynamik« im beta-

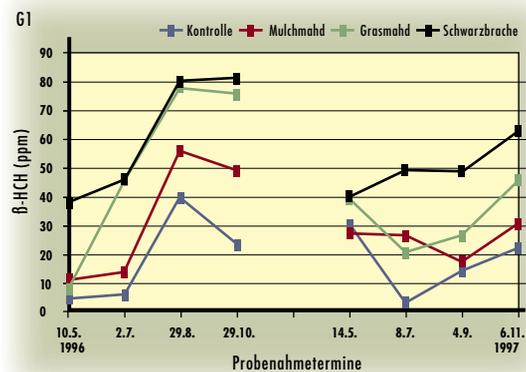


Bild 7: Beta-HCH-Gehalte des Bodens der Fläche G1 in Abhängigkeit von unterschiedlicher Bewirtschaftung des Grünlandes.

HCH-Gehalt des Bodens während des Versuchszeitraumes zu erkennen. Es treten Verminderungen und Anstiege im beta-HCH-Gehalt gegenüber der Kontrollvariante auf, die sich nicht mit der Bewirtschaftung erklären lassen. Der zu einzelnen Terminen auftretende leichte Rückgang der beta-HCH-Werte unter das Niveau der Kontrolle ist für eine Sanierung nicht relevant. Auf der Fläche G1 mit der beta-HCH-Belastung in der Tiefe von 40-60 cm ist eine Wirkung der oberflächlichen Bewirtschaftung außer bei Schwarzbrache nicht zu erwarten. Auch auf dieser Fläche sind gleichsinnige Veränderungen des beta-HCH-Gehaltes im Boden aller Prüfglieder im Versuchszeitraum festzustellen. Sie konnten aber im Rahmen des Forschungsprojektes nicht aufgeklärt werden.

Wirkung spezieller Nährstoffzusätze auf...

- die mikrobielle Aktivität

Die Zufuhr von Nährstoffen oder die Veränderung des Bodenmilieus dient der Erhöhung der mikrobiellen Aktivität der Bodenorganismen beziehungsweise der Verschiebung des mikrobiellen Artenspektrums, in dessen Folge ein Abbau von Schadstoffen direkt oder im Cometabolismus erfolgen kann.

Die Ergebnisse der Dimethylsulfoxid (DMSO)-Reduktion der Versuchsfläche G2 im ersten Versuchsjahr für die Prüfglieder »ohne Mahd« (Kontrolle) und »Schwarzbrache« (vgl. Bild 6) zeigen jedoch keine eindeutige Wirkung der Nährsubstrate auf diesen Parameter der mikrobiellen Aktivität. Ein Vergleich der Nährstoffzufuhr zum unbehandelten Prüfglied (ohne) ergab keine signifikanten Unterschiede.

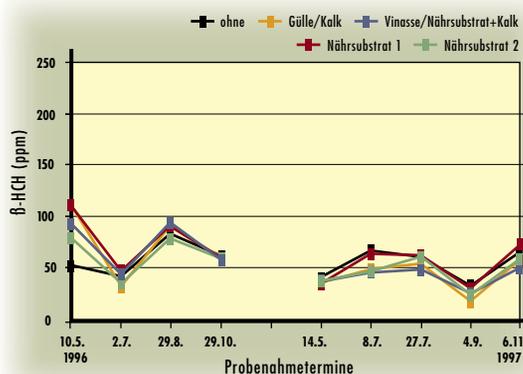


Bild 8: Einfluss der Bewirtschaftung (hier Grasmahd) der Flächen G1, G2, und G3 auf den beta-HCH-Gehalt des Bodens während der Vegetationszeit der Jahre 1996/97.

Auftretende Aktivitätserhöhungen sind daher nicht im Zusammenhang mit der Nährstoffzufuhr interpretierbar. Die Schwarzbrache wies trotz Nährstoffzugabe wesentlich geringere DMSO-Werte als die Kontrolle auf. Ähnliche Ergebnisse waren auch für die Proteaseaktivität zu verzeichnen. Die Erhöhung der Nährstoffmenge und des pH-Wertes durch eine Kalkung der Flächen führten ebenfalls zu keiner Steigerung der mikrobiellen Aktivität.

• die Schadstoffbelastung

Der Erfolg von Sanierungsmaßnahmen kann aber nicht nur an der Erhöhung der mikrobiellen Aktivität gemessen werden, sondern an einer Verminderung des Belastungsgrades des Bodens an Schadstoffen. Aus diesem Grunde wurden die Bodenproben des Kleinparzellenversuches auf ihren beta-HCH-Gehalt untersucht. Nach Einsatz der Nährstoffe war jedoch keine Verminderung der beta-HCH-Gehalte des Bodens festzustellen. Auch eine Erhöhung der Nährstoff-Aufwandsmengen führte nicht zum gewünschten Ergebnis. Die alternativ eingesetzten Substrate Gülle und Vinasse bewirkten ebenfalls keinen messbaren cometabolischen Abbau von beta-HCH, wie Bild 8 beispielhaft für die Versuchsvariante »Grasmahd« erkennen lässt.

Die Böden der drei Versuchsflächen wiesen pH-Werte von 4,4 (G1) und 5,15-5,3 (G2, G3) auf. Eine im zweiten Versuchsjahr auf einigen Parzellen der Versuche verabreichte Kalkung mit einer sehr hohen Kalk-Aufwandsmenge führte bei einer einmaligen Gabe zu keiner nennenswerten Veränderung des pH-Wertes und hatte keinen Einfluss auf den Abbau von beta-HCH. Mit einer einmaligen Kalk-Gabe ist demnach eine pH-Wert-Änderung im Freiland nicht zu erreichen, sie stellt sich erst nach Kalkungen über einen längeren Zeitraum ein. Eine pH-Wert-Verschiebung würde

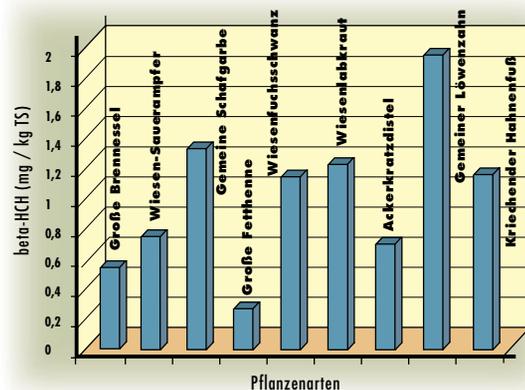


Bild 9: Belastung von Wildpflanzen der Muldeau mit beta-HCH

dann jedoch zu einer Veränderung der Biozönose der Aue führen und damit dem Anliegen eines Biosphärenreservats widersprechen.

Kann beta-HCH von Wildpflanzen aufgenommen werden?

Wie bereits erwähnt sind einige Grünlandflächen der Muldeau seit zirka 1993 von der landwirtschaftlichen Nutzung ausgeschlossen. Die Quelle der Pflanzen-Kontamination war jedoch bis dato nicht vollständig geklärt. Man ging von einer äußerlichen Kontamination aus, da beta-HCH als nicht sehr beweglich galt. So wurde dessen Aufnahme durch die Wurzel für wenig wahrscheinlich gehalten.

Bei den nahe der Flächen G2 und G3 stichprobenartig entnommenen Wildpflanzen wurde ein beta-HCH-Gehalt festgestellt, der über dem für Futterpflanzen zulässigen Wert von 0,01 mg/kg TM lag (Bild 9) und mit rund 2 mg/kg TS dem der Pflanzen aus einem Gefäßversuch unter kontrollierten Bedingungen entsprach. Das lässt den Schluss zu, dass eine Aufnahme von beta-HCH über das Wurzelsystem erfolgt ist. Eine zusätzliche äußere Kontamination durch Bodenpartikel, die durch Regenspritzwasser auf die Pflanzen gelangen, ist zwar nicht völlig auszuschließen, kann aber auf Grund des sehr starken Bodenbewuchses am Standort nicht als Hauptkontaminationsursache der Pflanzen angesehen werden.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Größere beta-HCH belastete Flächen der Muldeau müssen auf Grund ihrer Kontamination aus der landwirtschaftlichen Nutzung (Futtererzeugung, Weideland) ausgeschlossen werden. Wenn auch damit zunächst der Eintritt dieses Schadstoffes in die Nahrungskette ausgeschlossen wurde, stellt die Bodenkontamination jedoch längerfristig eine wieder mobilisierbare Schadstoffquelle dar. Es stellt sich die Frage, wie unter dem Aspekt der Erhaltung des Landschaftsbildes mit den nicht mehr bewirtschafteten Flächen verfahren werden soll und ob es ebenfalls unter diesem Aspekt Möglichkeiten einer schonenden Sanierung gibt.

Folgende Forschungsergebnisse können zusammenfassend formuliert werden:

- Die Freilandflächen wiesen eine hohe Variabilität in der mikrobiellen Aktivität und in der Verteilung des beta-HCH auf. Während des Versuchszeitraumes waren starke Schwankungen des beta-HCH-Gehaltes auffällig.
- Die geprüften Bewirtschaftungsformen führten gegenüber dem ungestörten Aufwuchs nach zwei Untersuchungsperioden zu keiner Verminderung des beta-HCH-Gehaltes.
- Die eingesetzten Substrate »definierter Nährstoff«, »Vinasse« und »Gülle« sowie eine Kalkung des Bodens bewirkten keine eindeutige Erhöhung der mikrobiellen Aktivität und Verminderung der beta-HCH-Belastung.
- In unterschiedlichen, dem Untersuchungsgebiet entnommenen Pflanzenarten konnte eine Kontamination mit beta-HCH festgestellt werden. Es wurde nachgewiesen, dass es vorwiegend über die Wurzeln in die Pflanzen gelangt.
- Auf der Grundlage von Gewächshausversuchen wurde die mögliche Aufnahme von beta-HCH durch auentypische Pflanzen ermittelt. Es lässt sich der Schluss ziehen, dass eine Sanierung der Flächen über einen Schadstoffentzug durch die standörtliche Vegetation in überschaubaren Zeiträumen nicht möglich ist.

Literatur

[1] Sloof, W.; Mattijsen, A.J.C.M. (1987): Intergated criteria document hexachlorcyclohexanes. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Report No. 758473011. NL-Bilthoven.

English Abstract

Residues from former lindane production process in wetlands of the river Mulde

Eva-Maria Klimanek, Elke Schulz, Judit Lehmann

There are only a few options for an in situ remediation of contaminated sites in protected natural surroundings while maintaining character and vegetation of the site:

(a) remediation of the site by eliminating the pollutants via uptake by roots of the site specific vegetation (b) accelerated microbial decomposition of pollutants by changing site management strategies, changing soil milieu, applying substrate specific microorganisms and/or increasing the efficiency of the autochtone microflora by using specific nutrient sources.

Within a research project funded by the Ministry for Arrangement, Agriculture and Environment of Saxony-Anhalt the effects of management and application of specific nutritive substances on microbial activity and a degradation of beta-HCH were tested in field experiments on the site. Results:

- Beta-HCH concentration and microbial activity varied widely between the three selected experimental sites and the results obtained from plots of different treatments also showed relatively large variations within experimental period.
- After two experimental (vegetation) periods no effects of cultivation on beta-HCH concentrations were found.
- Application of a specific nutritive substance as well as the application of vinasse and semi-liquid manure did not cause any significant increase of microbial activity but also no decrease in beta-HCH concentration of the soil.
- A transfer of the main contaminant (beta-HCH) from soil to the tops of site specific plants via root system could be verified both under experimental conditions (greenhouse experiments) and during on site studies.