

Übersichtsbeiträge

Organische Luftschadstoffe und ihre Bedeutung für die terrestrische Vegetation

A. REISCHL, M. REISSINGER, O. HUTZINGER

Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Universität Bayreuth, D-8580 Bayreuth

Zusammenfassung. Die Bedeutung terrestrischer Vegetation für die Verteilung organischer Umweltchemikalien in der Ökosphäre ist nur unzulänglich untersucht. In dieser Arbeit werden Prinzipien der Akkumulation und Verteilung organischer Luftschadstoffe in den Blättern höherer Pflanzen diskutiert. Vor allem der gasförmige Eintrag aus der Atmosphäre scheint die Konzentration in Blättern höherer Pflanzen zu bestimmen. Die Anreicherung lipophiler, nichtionischer Substanzen mit Dampfdrücken < 10 Pa, wie deren Verteilung im Blatt ist mit Hilfe physikalisch-chemischer Stoffeigenschaften abschätzbar. Die Akkumulation organischer Spurenstoffe in terrestrischer Vegetation kann für die Belastung der Nahrungskette und auch hinsichtlich phytotoxischer Wirkungen eine entscheidende Rolle spielen.

Einleitung

Terrestrische Vegetation nimmt aufgrund ihrer Funktion als Primärproduzent eine entscheidende Stellung innerhalb der Ökosphäre ein. Durch den Menschen verursachte Schädigungen an der Vegetation sind vor allem durch die Waldschäden bekannt geworden. Während für die Schäden bisher nahezu ausschließlich anorganische Spezies verantwortlich gemacht werden, wurde ein möglicher Wirkungszusammenhang mit **organischen Schadstoffen** nur in Ansätzen untersucht. So für leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (FRANK, FRANK, 1985), Peroxide (STÄRK, STAUFF, 1986), Monoterpene (WAGNER et al., 1987) sowie phenolische Substanzen (RIPPEN et al., 1987). Dies ist vor allem auf folgende Gründe zurückzuführen:

- Die Analyse organischer Spurenstoffe ist, verglichen mit der Messung anorganischer Verbindungen sehr aufwendig. Mit dem Sinken des pH-Wertes in atmosphärischen Niederschlägen ist ein deutlicher Effekt anorganischer Spezies in der Umwelt meßbar, wobei z.B. im Zusammenhang mit der Versauerung von Seen auch eindeutige Wirkungen auf Ökosysteme zu beobachten waren.

- Während die Gesamtemission anorganischer Substanzen sehr groß ist, die Anzahl der auftretenden Spezies dagegen relativ gering, ist dies für organische Stoffe zumeist umgekehrt. Allerdings bewegen sich die Anteile emittierter leichtflüchtiger Aromaten (\rightarrow Tabelle 1) und halogenierter Kohlenwasserstoffe in einer ähnlichen Größenordnung

Tabelle 1: Emittierte Mengen an NO_x und verschiedener Aromaten in der BRD (nach RIPPEN et al., 1987). Dahinter Konzentrationsbereiche in der Außenluft (bodennahe kontinentale Reinluft): NO_x , Aromaten, Ozon (Umweltgutachten, 1987)

Substanz	Emittierte Menge t/Jahr	Luftkonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Benzol	55 000 – 70 000	4.6 – 22.3
Toluol	240 000 – 260 000	9 – 34.5
NO_x	3 100 000	0.4 – 1.3
O_3		40 – 80

(RIPPEN et al., 1987; Umweltgutachten, 1987). Trotzdem verhinderte vor allem die große Anzahl der übrigen organischen Verbindungen die gezielte Untersuchung möglicher phytotoxischer Effekte.

Obwohl man von mehreren zehntausend gebräuchlichen organischen Verbindungen ausgehen kann, reduziert sich deren Zahl enorm, wenn man sie hinsichtlich des Vorkommens in der Atmosphäre betrachtet. So stellten GRAEDEL et al., 1986 fest, daß bisher 2 000 – 3 000 organische Spezies in der Atmosphäre identifiziert wurden. Kriterien, nach denen diese Zahl weiter reduziert und Schwerpunkte gesetzt werden können, sind deshalb notwendig.

In diesem Beitrag werden solche Prozesse zusammengefaßt und diskutiert, die für die Beziehung von organischen Spurenstoffen zur terrestrischen Vegetation von entscheidender Bedeutung sind und eine Voraussetzung zur Abschätzung ihres Schadpotentials darstellen. Ein Schwerpunkt liegt auf der Darstellung des direkten atmosphärischen Eintrags auf oberirdische Pflanzenteile.

1 Primärstoffe – Sekundärstoffe

Entscheidende Prozesse und Wechselwirkungen zwischen Vegetation und atmosphärischen Schadstoffen \rightarrow Abb. 1. Neben einigen Stoffgruppen, die in der Umwelt überwiegend persistent sind (viele Chlorkohlenwasserstoffverbindungen) und damit auf Dauer als **Primärsubstanzen** auftreten, unterliegt die überwiegende Zahl organischer Sub-

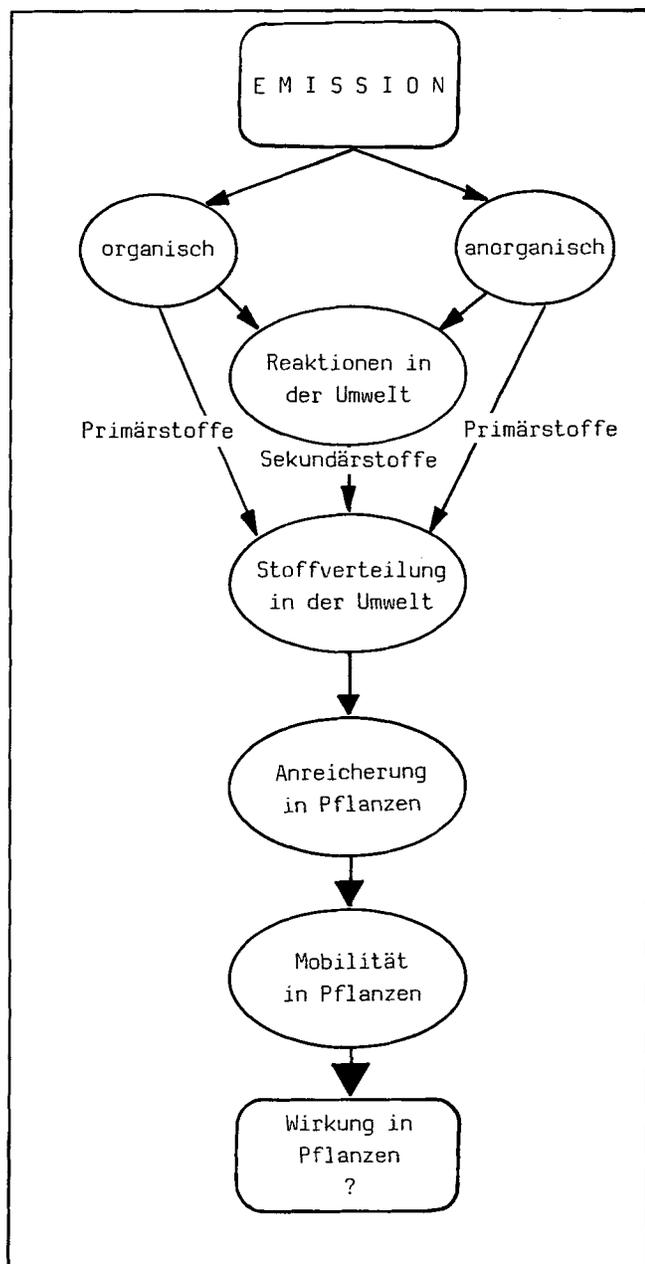


Abb. 1: Schematische Darstellung der Verteilungsprozesse, die entscheidend sind für den Aufbau eines phytotoxischen Potentials.

stanzklassen einer mehr oder weniger schnellen Umwandlung. Damit ist es erforderlich, neben den Ausgangssubstanzen auch deren Folgeprodukte (Sekundärstoffe) in die Betrachtung einzubeziehen.

Sekundärstoffe von Umweltchemikalien, die in Verbindung mit Untersuchungen an Pflanzen aufgefallen sind, sind z.B. methylierte Metaboliten des Pentachlorphenol (→ Abb. 2), die resistent gegenüber weiterem biologischen Abbau (SCHRAMM, 1988), schwer photoabbaubar sind (HIRSCH, 1988) und in der Atmosphäre (ATLAS et al., 1986; ROBIEN, 1988) sowie angereichert in Fichtennadeln (REISCHL, 1988) nachgewiesen wurden.

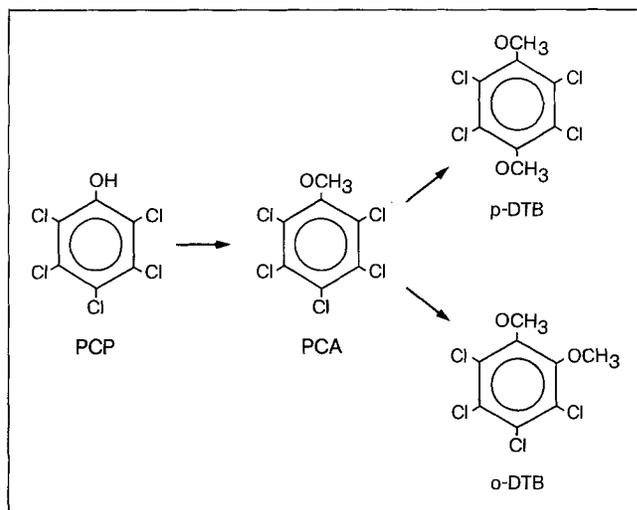


Abb. 2: Metabolische Umwandlung des Pentachlorphenol (PCP) in Pentachloranisol (PCA) und Dimethoxytetrachlorbenzol (DTB) (nach ENGELHARDT et al., 1986)

Als Sekundärstoffe kann auch ein Teil der nitrierten Phenole gelten, die in atmosphärischen Niederschlägen nachgewiesen wurden (RIPPEN et al., 1987; LEUENBERGER et al., 1988) und ebenso in Fichtennadeln gefunden werden konnten (HINKEL, 1988). LEUENBERGER et al. (1988) errechneten auf der Basis gemessener Konzentrationen im Regen auch die korrespondierenden Gasphasenkonzentrationen (→ Tabelle 2).

Tabelle 2: Konzentrationen an nitrierten Phenolen im Regen (nM) und errechnete korrespondierende Gasphasenkonzentrationen in der Atmosphäre (nach LEUENBERGER et al., 1988)

Substanz	Konzentration in	
	Regen (nM)	Luft $\mu\text{g}/\text{m}^3$
2-Nitrophenol	4.3	0.35
3-Methyl-2-Nitrophenol	2.0	0.05
4-Methyl-2-Nitrophenol	2.0	0.20
2,4-Dinitro-6-Methylphenol	15	0.05

Nitrierte Aromaten gelangen durch Verbrennungsprozesse, mit industriellen Abfällen oder im Einzelfall in Anwendung als Pestizide in die Umwelt, kommen aber auch natürlich vor (SHEA et al., 1983; MÜLLER, 1986). In einigen Studien wurden Kinetik und Mechanismen der Bildung von nitrierten Aromaten in der verschmutzten Atmosphäre durchgeführt (NOJIMA et al., 1975; ATKINSON et al., 1980) (→ Abb. 3). Das Auftreten von nitrierten Phenolderivaten ist damit in engem Zusammenhang mit dem Vorkommen von Stickoxiden und Ozon zu sehen (RIPPEN et al. 1987). Dadurch ergibt sich eine Verknüpfung anorganischer mit organischen Emissionen, wobei vor allem der Kraftfahrzeugverkehr die Ausgangssubstanzen bereitstellt (Umweltgutachten, 1987).

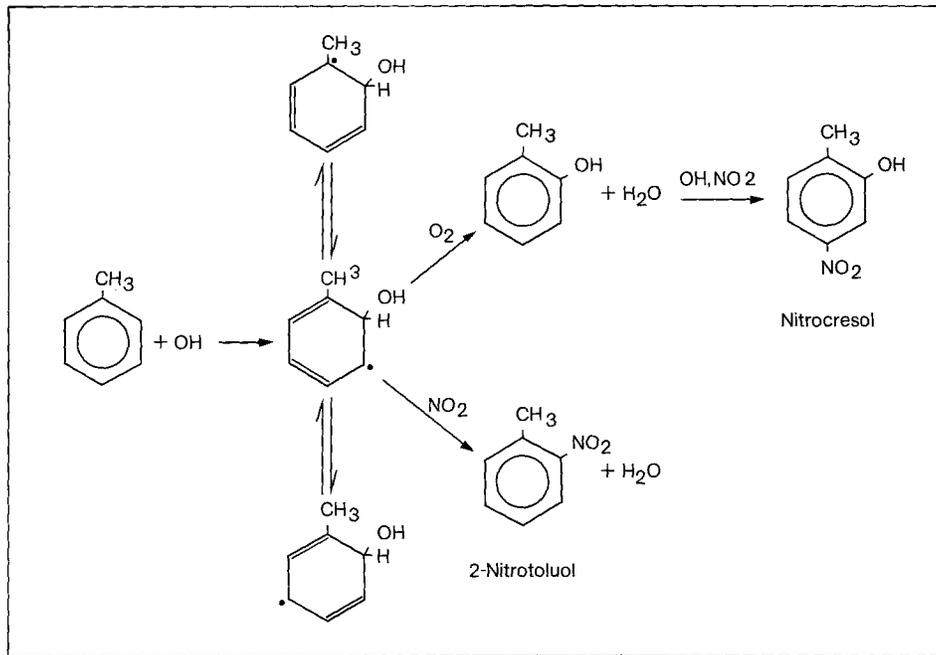


Abb. 3: Bildung von nitrierten Aromaten in der Atmosphäre am Beispiel der Entstehung von Nitrocresol und 2-Nitrotoluol aus Toluol (aus DUCE et al., 1983 nach GROSJEAN et al., 1978)

2 Stoffverteilung in der Umwelt

Die Bedeutung der Vegetation für die Verteilung von organischen Substanzen in terrestrischen Systemen wurde vor allem anhand von geschlossenen Mikroökosystemen untersucht (KLOSKOWSKI et al., 1981; FIGGE et al., 1985). Allerdings sind die unternommenen Versuche eng gebunden an die Art der Stoffapplikation sowie anderer Versuchsparameter und spiegeln zudem aufgrund der einmaligen Kontaminierung nicht die Stoffverteilung wieder, wie sie aus einem lange andauernden Eintrag resultiert. Dies liegt vor allem daran, daß einzelne Systemkompartimente eine sehr lange Zeitdauer bis zu einer Gleichgewichtseinstellung benötigen.

Zur Abschätzung des Verteilungsverhaltens von organischen Spurenstoffen in Ökosystemen existieren verschiedene Typen von mathematischen Modellen, wobei jedoch auf-

fällt, daß die **terrestrische Vegetation** bei den Berechnungen meist ausgeklammert wurde, da die meisten Modelle auf aquatische Systeme zugeschnitten sind. Erst in den letzten Jahren wurden verschiedene Modelle adaptiert und Stoffflüsse in terrestrischen Mikroökosystemen nachvollzogen (FIGGE et al., 1985) oder für größere Gebiete Gleichgewichtskonzentrationen unter Einbeziehung von Pflanzen berechnet (CONNELL, HAWKER, 1986) (→ Tabelle 3).

Ein erster Ansatz, die Vegetation auch unter Nichtgleichgewichtsbedingungen bei der Verteilung organischer Substanzen in der Umwelt zu berücksichtigen, wurde von SCHRAMM, et al. (1987) unternommen, wobei das auf dem Fugazitätsprinzip aufbauende Modell UNITTtree zudem eine Abschätzung der Mobilität dieser Stoffe innerhalb der Pflanze erlaubt (→ UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. (1989) 1: S. 7).

Tabelle 3: Mit Hilfe des Fugazitätsmodells nach MACKAY errechnete Gleichgewichtsverteilung einiger Umweltchemikalien für Canberra, Australien (CONNELL, HAWKER, 1986). PCP-Pentachlorphenol, Phen-Phenanthren, TCE-Tetrachlorethen, Cl₆BIP-2,2',4,4',6,6'-Hexachlorbiphenyl

Kompartiment	Volumen des Kompartimentes [m ³]	Stoffverteilung (Prozent)				
		PCP	Phen	TCE	DDT	Cl ₆ BIP
Atmosphäre	2.21 · 10 ¹¹	0.006	0.32	82.7	3 · 10 ⁻⁴	8 · 10 ⁻³
Wasser	3.32 · 10 ⁷	7 · 10 ⁻⁴	2 · 10 ⁻³	0.03	4 · 10 ⁻⁵	2 · 10 ⁻⁶
Boden	4.32 · 10 ⁶	86.8	86.4	14.9	86.5	86.4
Schweb	2.99 · 10 ³	0.18	0.18	0.03	0.18	0.18
Sediment	2.11 · 10 ⁵	12.7	12.6	2.17	12.6	12.6
aquat. Biota	1.66 · 10 ¹	2 · 10 ⁻³	2 · 10 ⁻³	3 · 10 ⁻⁴	2 · 10 ⁻³	2 · 10 ⁻³
Vegetation	9.67 · 10 ⁴	0,62	0.61	0.10	0.61	0.61

3 Schadstoffaufnahme in die Pflanze

Hinsichtlich der Aufnahmewege und Mobilität organischer Substanzen in der Pflanze lassen sich viele Kenntnisse und Prinzipien der Pflanzenschutzmittelforschung verwenden. Um die Schadstoffaufnahme unter Umweltbedingungen zu beschreiben, sind diese Kenntnisse jedoch nur beschränkt anwendbar. Dies wird vor allem für den direkten Eintrag von atmosphärischen Schadstoffen auf das Blatt deutlich. Während nach erfolgter Pestizidapplikation die Pflanzeneroberfläche (oder ein Teil davon) durch Verdampfung des Stoffes eine Quelle darstellt, fungiert sie unter Umweltbedingungen (bei Nichtapplikation) als – zumindest temporäre – Senke. Hierfür gibt es aber auch aus der Praxis der Pflanzenschutzmittelanwendung Überlegungen zur Abdrift, die in Analogie verwendet werden könnten (HARTLEY, GRAHAM-BRYCE, 1980; THOMPSON, 1982). Andererseits fehlen vor allem für perennierende Pflanzen und die für Umweltschadstoffe gültige langandauernde „Applikation“ übertragbare Kenntnisse.

4 Aufnahme über den Boden

Die Frage der Mobilität und Aufnahme in die Pflanze ist vor allem für Stoffe, die vorwiegend über das Wurzelsystem aufgenommen werden, sehr komplex und stark abhängig von Bodenparametern. Von BRIGGS et al. (1982) wurde die Anreicherung in der Wurzel sowie die Mobilität nichtionischer Substanzen im Transpirationsstrom in Abhängigkeit vom Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten beschrieben (→ Abb. 4 und 5). Beide Beziehungen resultieren aus Messungen an verschiedenen höheren Pflanzen und zeigen, da sie auf wässrige Nährlösungen bezogen sind, eine Ver-

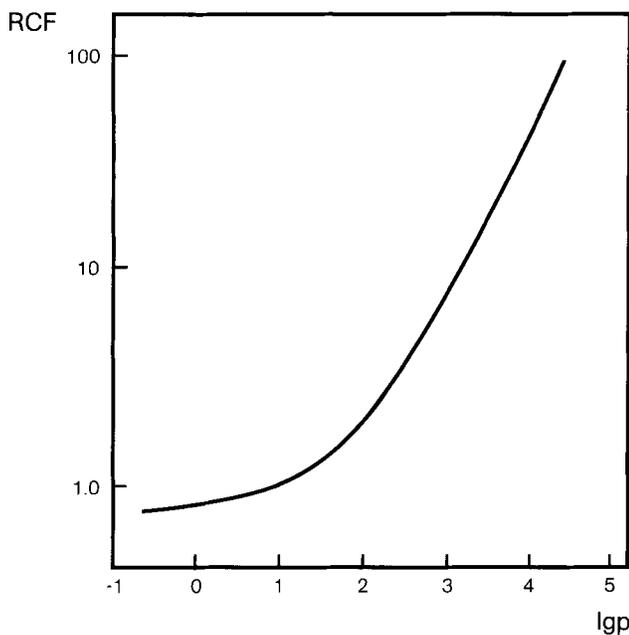


Abb. 4: Konzentrationsfaktor (RCF = Root Concentration Factor) zwischen Wurzeln und einer externen wässrigen Lösung in Abhängigkeit vom Verteilungskoeffizienten (nach BRIGGS et al., 1982).

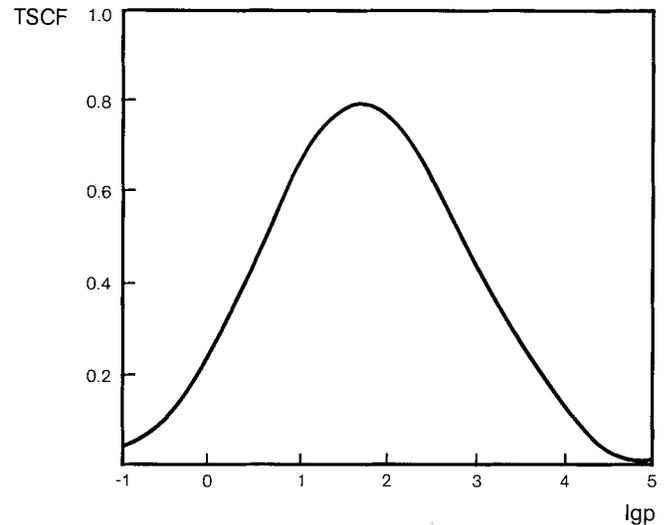


Abb. 5: Konzentrationsfaktor (TSCF = Transpiration Stream Concentration Factor) zwischen Transpirationsstrom und einer externen wässrigen Lösung in Abhängigkeit vom Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten (nach BRIGGS et al., 1982).

schiebung in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften. Hochlipophile Substanzen, die in vielen Böden immobil sind, lassen zwar eine maximale Adsorption an die Wurzel erwarten, maximale Stoff-Flüsse jedoch nicht. Favorisiert sind in diesem Fall Stoffe mit mäßiger Lipophilie, die sowohl eine ausreichende Bewegung im Boden garantiert als auch eine genügende Anreicherung an der Wurzeloberfläche. Allerdings gilt dies nur, wenn die verschiedenen Substanzen keine aktiven Gruppen aufweisen (z.B. chemisorptive Bindungen mit der Bodenmatrix), wodurch sich ihre Mobilität reduziert.

Zumindest für lipophile Substanzen ohne reaktive Gruppen kann eine wesentliche Aufnahme über das Wurzelsystem in die Pflanze ausgeschlossen werden. Dies ist in mehreren Untersuchungen, auch über längere Zeiträume, nachgewiesen worden (MOZA et al., 1979; BACCI, GAGGI, 1985).

5 Direkte Anreicherung organischer Spurenstoffe aus der Luft

5.1 Depositionsmechanismen

Wie aus → Abb. 5 hervorgeht, ist für hochlipophile Substanzen eine Aufnahme über den Boden mit anschließender Verlagerung in die Blätter unwahrscheinlich. Somit kommt zur Anreicherung in Blättern vor allem die direkte Aufnahme aus der umgebenden Atmosphäre in Frage:

Der Eintrag aller organischen Umweltchemikalien auf die Pflanze kann gasförmig, gelöst oder partikelgebunden erfolgen. Über den Beitrag der einzelnen Depositionsart zum Gesamtfluß der Substanz auf die Blattoberfläche entscheiden vor allem die Stoffeigenschaften, das Partikelangebot, die Art der Emission sowie meteorologische Parameter und Blatteigenschaften (EISENREICH, 1981; CHAMBERLAIN, 1986; BIDDLEMAN, 1988).

Von entscheidender Bedeutung für die Art der Deposition ist die **Gasphasen/Partikel-Verteilung** des jeweiligen Stoffes. Zu deren Abschätzung existieren einige Modellvorstellungen, unter denen der Ansatz von JUNGE (1977) als beste Näherung gilt (BIDLEMAN, 1988):

$$\Phi = c \cdot \Theta / (p_0 + c \cdot \Theta)$$

Φ = Anteil an adsorbierter Substanz
 c = Konstante
 p_0 = Dampfdruck des Stoffes
 Θ = Partikeloberfläche pro Luftvolumen

Sogar Substanzen mit sehr **niedrigen Dampfdrücken** (z.B. p,p'-DDT, höherchlorierte PCB) kommen in Gebieten mit geringer Partikelbelastung überwiegend in der Gasphase vor (EISENREICH et al., 1981) (\rightarrow Abb. 6), womit sich auch für diese Stoffklassen die Frage ergibt, in welcher Form die Deposition auf die Blattoberfläche vorwiegend stattfindet:

- partikeladsorbiert (naß und trocken) oder
- in gelöstem oder gasförmigem Zustand.

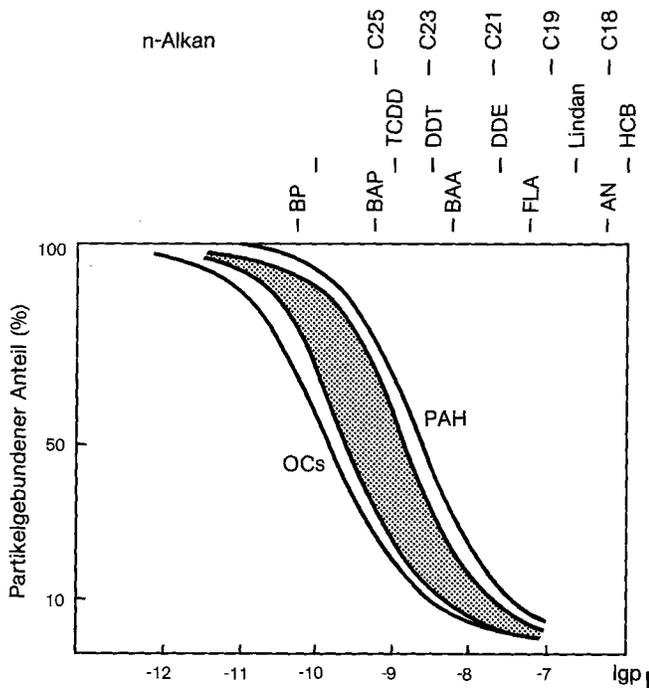


Abb. 6: Gasphasen/Partikelverteilung niedrigflüchtiger organischer Verbindungen in Abhängigkeit vom Dampfdruck über der unterkühlten Flüssigkeit ($\lg p_1$, in atm). Die schattierte Fläche stellt die nach JUNGE (1977) errechneten Verteilungen für verschiedene Partikelgehalte in der Luft dar ($1.5 \cdot 10^{-6} - 1.5 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{cm}^3$). Die durchgezogenen Linien repräsentieren die in Feldmessungen gefundenen Verteilungen von Organochlorverbindungen und PAH bei einem Partikelgehalt von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (nach BIDLEMAN, 1988). Die Abkürzungen (so weit nicht im Text erklärt) stehen für: BP-Benzo[ghi]perylen; BAP-Benzo[a]pyren; BAA-Benzoanthracen; FLA-Fluoranthen; AN-Anthracen; TCDD-2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin; DDE-p,p'DDE

Für die Mobilität der Substanzen auf der Blattoberfläche bedeutet partikelgebundene Deposition primär eine verringerte Mobilität in Richtung des Blattinneren, während vor allem für die gasförmig deponierten Substanzen sogar eine Aufnahme über die Stomata möglich ist.

Zur Abschätzung des Anteils gelöst deponierter Stoffe im Vergleich zur partikelgebundenen aus der Atmosphäre ausgewaschenen Fraktion gilt nach PANKOW et al. (1984):

$$R \cdot T / H(T) \gg W_p \cdot \Phi / (1 - \Phi)$$

T = Temperatur
 R = Gaskonstante
 $H(T)$ = temperaturabhängige Henry-Konstante
 W_p = Auswaschungsverhältnis für Partikel

Chemikalien, die eine niedrige Henry-Konstante aufweisen (z.B. Phenolderivate), werden demnach bevorzugt gelöst deponiert. Obwohl damit der gasförmige gegenüber dem gelösten Fluß nicht abgeschätzt werden kann, sind diese Substanzen hinsichtlich ihrer Mobilität auf dem Blatt in jedem Falle favorisiert.

Zur Abschätzung der Stoff-Flüsse existieren nahezu keine experimentellen Untersuchungen, obwohl diese möglicherweise die Akkumulationskinetik stark beeinflussen. THOMAS et al. (1983) nehmen für die in epiphytischen Moosen vorgefundenen Stoffmengen an, daß der Eintrag von gamma-HCH (Lindan) über den Gesamtniederschlag, jener von Hexachlorbenzol (HCB) aber hauptsächlich gasförmig erfolgt. Dies muß jedoch für höhere Pflanzen nicht gelten, da schon für die Kutikeln verschiedener Arten weit unterschiedliche Anreicherungsfaktoren für gelöste Stoffe gefunden wurden (RIEDERER, SCHÖNHERR, 1984).

5.2 Mobilität im Blatt

Alle Substanzen, die aus der Atmosphäre auf die Blattoberfläche deponieren, müssen, um in das Blattinnere zu gelangen, entweder die Stomata passieren (was nur für Stoffe in der Gasphase möglich ist) oder durch die Kutikula diffundieren. Welche Art der Aufnahme überwiegt, hängt von der Blattphysiologie (Morphologie der Stomata und der Blattoberfläche, Chemismus der Kutikula) sowie vor allem von der Molekülgröße des jeweiligen Stoffes ab (HARTLEY, GRAHAM-BRYCE, 1980).

Die Fähigkeit eingetragener Substanzen, durch die Kutikula zu diffundieren, spielt eine entscheidende Rolle für die Entfaltung toxischer Wirkung, da die Kutikula ein nicht lebendes Pflanzenkompartiment darstellt (CHAMEL, 1986).

5.3 Untersuchungen an isolierten Kutikeln

Für gelöste organische Verbindungen wurde an isolierten Pflanzenkutikeln eine Vielzahl von Untersuchungen zur Permeabilität durchgeführt (RIEDERER, SCHÖNHERR, 1985; CHAMEL, 1986). Die gemessenen Diffusionskoeffizienten liegen um mindestens fünf Größenordnungen niedriger als

Tabelle 4: Diffusionskoeffizienten unterschiedlich lipophiler Substanzen für isolierte Kutikeln von *Citrus aurantium* L. (KERLER, 1986). 2,4,5 T-2,4,5 Trichlorphenoxyessigsäure, PCP-Pentachlorphenol, HCB-Hexachlorbenzol, DEHP-Bis(2-ethylhexyl)-phthalat; D-Diffusionskoeffizient

Substanz	D ($\cdot 10^{16} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$)	lg $K_{o/w}$
4-Nitrophenol	168	1.92
Atrazin	10.2	2.64
2,4,5-T	11.9	3.40
PCP	13.5	4.07
HCB	3.05	5.47
Perylen	1.51	6.50
DEHP	1.70	7.86

jene für die Diffusion in Wasser (\rightarrow Tabelle 4) (KERLER, 1986; CHAMEL, 1986). Trotzdem ist aufgrund der geringen Kutikuladicke (unterer μm -Bereich) dieser Aufnahmeweg von großer Bedeutung, was auch aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln bekannt ist (HARTLEY, GRAHAM-BRYCE, 1980). Vor allem mit steigender Lipophilie der eingesetzten Substanzen wurde eine erleichterte Aufnahme durch die Kutikula beobachtet (HULL, 1970). KERLER, SCHÖNHERR (1988) beschreiben den Zusammenhang zwischen gemessenen Permeabilitätskoeffizienten (P) in Citrus-Kutikeln mit dem Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten der eingesetzten Stoffe (\rightarrow Tabelle 4) durch die Gleichung:

$$\lg P = 0.704 \cdot \lg K_{o/w} - 11.2$$

$$K_{o/w} = \text{Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient}$$

$$P = \text{Permeabilitätskoeffizient} = F/A \cdot (C_a - C_i),$$

$$F = \text{Stofffluß durch die Kutikula}$$

$$A = \text{Fläche der Kutikula}$$

$$(C_a - C_i) = \text{Konzentrationsgradient außen/innen}$$

Ein Konzentrationsgleichgewicht zwischen isolierten Kutikeln und einer umgebenden wässrigen Lösung stellt sich innerhalb weniger Stunden ein (RIEDERER, SCHÖNHERR, 1984; KERLER, 1986), wobei auch hier eine enge Beziehung zum Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten gefunden wurde (KERLER, SCHÖNHERR, 1987).

Es stellt sich aber die Frage, inwieweit die Untersuchung der Akkumulations- und Permeationseigenschaften des Systems Wasser/isolierte Pflanzenkutikel direkt auf das Verhalten unter Freilandbedingungen übertragen werden kann. Zum einen sind Blätter im Freiland nicht andauernd vollständig benetzt, zum anderen erfolgt der Stoffeintrag, vor allem von Substanzen mit großen Henry-Konstanten, nicht überwiegend in gelöster Form, sondern, in Abhängigkeit vom Dampfdruck, hauptsächlich partikelgebunden oder gasförmig. Eine zusätzliche Aufnahme über die Stomata, wie sie für das vollständige Blatt möglich ist, kann außerdem zur Unterbewertung der *in vivo* aufgenommenen Stoffmenge führen.

5.4 Stoffverteilung in Blättern

Um die Verteilung von unter Umweltbedingungen eingetragenen Stoffen direkt in Blättern zu untersuchen, muß eine Kompartimentierung des Blattes vorgenommen werden. Die analytische Auftrennung des Blattes in die löslichen, hauptsächlich auf der Kutikul-Außenseite befindlichen Lipide und das Restblatt bietet hierfür eine praktikable Möglichkeit (\rightarrow Abb. 7 a). Die Abwaschung von Blättern mit organischen Lösungsmitteln und damit das Entfernen eines Teils der löslichen Lipide findet auch Anwendung bei der Untersuchung des Permeationsverhaltens von Pestiziden (NIGG et al., 1981; HAMILTON et al., 1982).

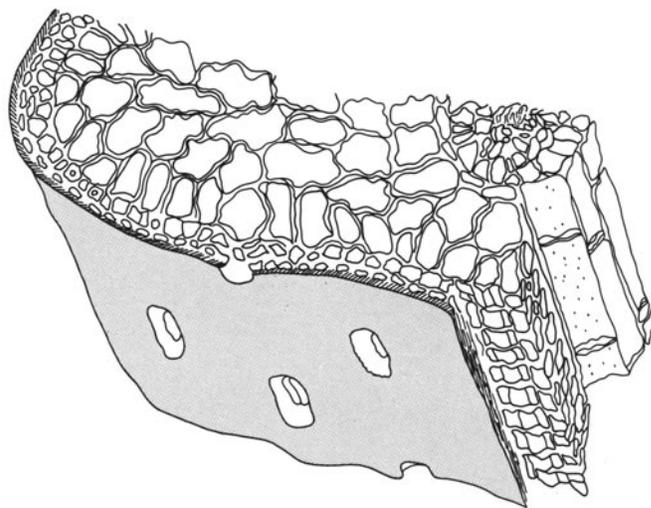


Abb. 7 a: Schematischer Querschnitt durch eine Nadel von *Picea abies* mit schraffierter Kennzeichnung der Kutikula (modifiziert nach BREHMER, 1981)

Messungen an Fichtennadeln (\rightarrow Abb. 7 b) ergaben deutliche Unterschiede in der Verteilung der analysierten Umweltchemikalien (\rightarrow Tabelle 5) (REISCHL et al., 1987; REISCHL, 1988). Die Verteilung persistenter, schwerflüchtiger Stoffe in einjährigen Fichtennadeln läßt sich über nachfolgende Gleichung beschreiben:

$$\lg \text{SCL/RN} = 0.2468 \cdot \lg K_{o/w} + 7.8744 \lg \cdot \text{Molvol} - 20.7121$$

$$\text{SCL/RN} = \text{Quotient der Konzentrationen in den löslichen Lipiden und der Restnadel}$$

$$\text{Molvol} = \text{Molvolumen nach LeBas (LYMAN et al., 1982)}$$

Diese Gleichung gilt nur für Substanzen mit niedrigen Dampfdrücken ($< 1 \text{ Pa}$) ohne ionische Eigenschaften. Zudem ist zu beachten, daß die Gleichung keine Gleichgewichtsverteilung beschreibt, sondern eine Abhängigkeit von der Zeit aufweist (REISCHL, 1988). Für Substanzen, die in der Pflanze metabolisierbar sind, wird mit obiger Gleichung der Anteil des innerhalb der Nadel aufgenommenen Stoffanteils unterschätzt, da in der Kutikula nur eine geringe enzymatische Aktivität zu beobachten ist (KRELL, SANDERMANN, 1985).



Abb. 7 b: *Picea abies*, geschädigt*

Tabelle 5: Quotient der Konzentrationen (je ng/g Nadelrockgewicht) ausgewählter chlorierter Kohlenwasserstoffe in löslichen kutikulären Lipiden (SCL) und der Restnadel von *Picea abies* (Nadelalter 1 Jahr) als $K_{SCL/RN}$, sowie bezogen auf Lipidgewicht/Nadelrockgewicht als $K_{Lipid/RN}$ (REISCHL, 1988).

Substanz	$K_{SCL/RN}$	$K_{Lipid/RN}$
alpha-HCH	0.26	17
gamma-HCH	0.18	11.5
HCB	0.35	18.2
p,p'-DDT	3.8	159

Die Stoffverteilung kann sowohl von der Art des Eintrags, als auch von der Geschwindigkeit der stomatären oder kutikulären Aufnahme abhängen. In jedem Falle liegen große Anteile der in Fichtennadeln vorgefundenen persistenten Substanzen innerhalb der kutikulären Polymerstruktur vor (REISCHL et al., 1988) und sind damit potentiell phytotoxisch wirksam.

* Mit freundlicher Genehmigung zur Verfügung gestellt von Prof. Dr. P. SCHÜTT, Institut für Forstbotanik München.

5.5 Anreicherung und Anreicherungs kinetik

Zur Akkumulation lipophiler Substanzen in Blättern existieren viele Arbeiten, die sich vor allem mit polycyclischen Aromaten (PAH) und Organohalogenverbindungen befassen (BUCKLEY et al., 1982; THOMAS et al., 1984). In → Tabelle 6 sind Konzentrationsbereiche von organischen Substanzen in Nadeln und Blättern unterschiedlicher Pflanzenarten zusammengefaßt. Verlauf und Intensität der Anreicherung wurden bisher im Gegensatz zu aquatischen Systemen nur sehr eingeschränkt untersucht. Eine gute Beobachtungsmöglichkeit des Konzentrationsverlaufs über längere Zeiträume bietet das Vorhandensein mehrjähriger Triebe an Koniferen. Die auf das Nadelrockgewicht bezogenen Stoffgehalte nehmen mit dem Nadelalter im allgemeinen linear zu (BAGGI, GACCI, 1985; HERRMANN, BAUMGARTNER, 1987). Allerdings wurden Veränderungen der Nadeleigenschaften, die möglicherweise das Verhältnis zwischen Akkumulationseigenschaften und Konzentrationsbezugspunkt verschieben, nicht berücksichtigt.

Tabelle 6: Konzentrationsbereiche organischer Spurenstoffe in der Atmosphäre und in Koniferennadeln (-.- Werte nicht verfügbar; * REISCHL et al., 1987; ** REISCHL, 1988; § WITTLINGER, BALLSCHMITER, 1987; §§ BUCK, KIRSCHMER, 1986; \$ GAGGI, BACCI, 1985, *Pinus sylvestris*)

Substanz	Konzentration	
	Fichtennadeln [ng/g]	Luft [pg/m ³]
alpha-HCH	5 – 12*	347 – 1 700§
gamma-HCH	7 – 22*	29 – 410§
HCB	1 – 3*	55 – 403§
p,p'-DDE	0.8 – 2.5*	-.-
p,p'-DDT	2 – 7*	2 – 270§
Σ PCB _{C13-10}	-.-	58 – 7 950§
Aroclor 1260	10 – 300§	-.-
Σ PCDD _{C14-8}	0.06 – 0.24**	0.15 – 10.09§§
Σ PCDF _{C14-8}	0.05 – 0.39**	1.5 – 14.15§§

Löst man den Akkumulationsverlauf gasförmig eingetragener Substanzen (mit Dampfdrücken < 10 Pa) in der Anfangsphase zeitlich höher auf, so ergibt sich der in → Abbildung 8 und 9 dargestellte typische Verlauf. Einer anfänglich schnellen Adsorption an die Nadeloberfläche folgt ein – in Abhängigkeit von den Stoffeigenschaften – unterschiedlich steiler weiterer Konzentrationsanstieg. Ein Gleichgewicht mit der konstanten umgebenden Luftkonzentration wird innerhalb des Untersuchungszeitraumes nicht erreicht. Der Clearanceverlauf nach Einstellen einer Nullkonzentration in der Umgebungsluft zeigt Halbwertszeiten von mehreren Wochen bis Monaten (→ Tabelle 7). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen BAGGI, GACCI (1987) bei Untersuchungen an *Azalea indica*.

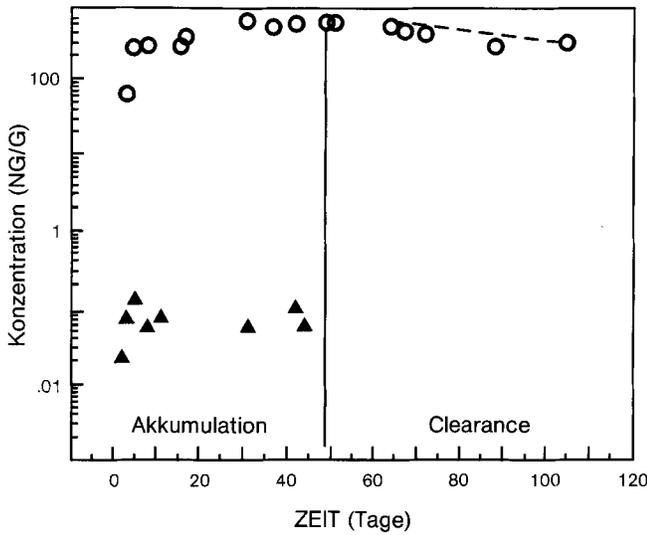


Abb. 8: Kinetik der Akkumulation und Clearance von 2,2',3,4,5,5',6-Heptachlorbiphenyl in der Gasphase in Nadeln von *Picea omorika* (REISCHL et al., 1988); o-Nadel, Δ-Luft

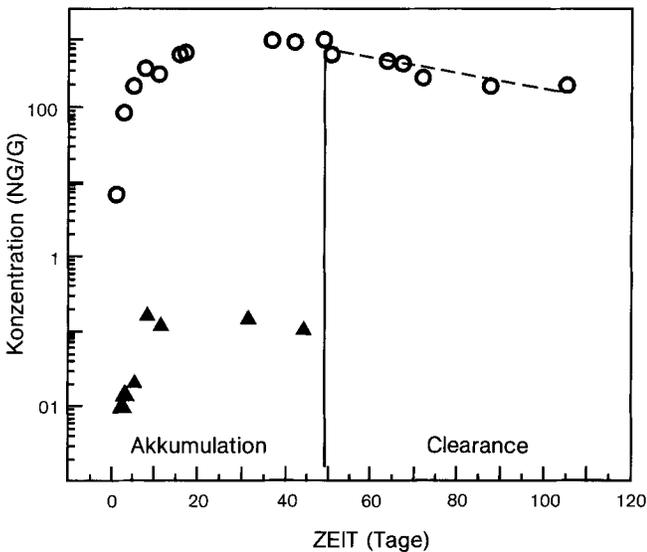


Abb. 9: Kinetik der Akkumulation und Clearance von 4,4'-Dichlorbiphenyl in der Gasphase in Nadeln von *Picea omorika* (REISCHL et al., 1988). o-Nadel, Δ-Luft

Auf der Basis der gemessenen Halbwertszeiten kann unter Verwendung eines Zweikompartimentmodells mit Raten erster Ordnung eine Abschätzung der Gleichgewichtsfaktoren Luft/Blatt erfolgen. Dieser Modelltypus ist in der Schadstoff-Forschung vielfach zur Beschreibung der Akkumulationskinetik in aquatischen Organismen verwendet worden (LILLELUND et al., 1987). Durch Kombination mit physikalisch-chemischen Stoffparametern können zudem Gleichungen zur Abschätzung des Akkumulationspotentials von Substanzen mit ähnlichen Eigenschaften aufgestellt werden (→ Tabelle 8).

Das Akkumulationsverhalten leichtflüchtiger organischer Substanzen wurde von FIGGE (1987) exemplarisch für das

Tabelle 7: Biokonzentrationsfaktoren Nadel/Luft (w/w) (BCF) und Halbwertszeiten ($t_{1/2}$) der Aufreinigung von verschiedenen chlorierten Kohlenwasserstoffen auf Nadeln von *Picea omorika* nach Einstellen einer Nullkonzentration in der umgebenden Luft

	BCF	$t_{1/2}$
1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	570	33
Pentachlorbenzol	7 380	27
Hexachlorbenzol	3 410	30
gamma-HCH	9 950	126
p,p'-DDT	194 900	148
4,4'-Dichlorbiphenyl	18 600	29
2,5,2'-Trichlorbiphenyl	5 600	25
2,2',3,4,5,5',6-Heptachlorbiphenyl	23 100	48
2,2',3,4,4',5,6,6'-Oktachlorbiphenyl	51 591	79

Tabelle 8: Abschätzung von Biokonzentrationsfaktoren Blatt/Luft mit Hilfe physikalisch-chemischer Stoffparameter.

BCF_{bd,1}: Biokonzentrationsfaktor Blattrockengewicht/Gewicht Luft; BCF_{bf,1}: Biokonzentrationsfaktor Blattfeuchtgewicht/Gewicht Luft; K_{ow}: Verteilungskoeffizient Oktanol/Wasser; H.: Henry-Konstante; p_s: Dampfdruck über dem Feststoff; TRAVIS: TRAVIS, HATTEMER-FREY, 1988; * Daten von BAGGI, GACCI, 1987, inclusive einer PCB-Mischung; CALAMARI: CALAMARI et al., 1987; ** Daten von BAGGI, GACCI, 1987, ohne Einrechnen der PCB-Mischung; REISCHL: REISCHL et al., 1988

Gleichung	n	Literatur
(1) $BCF_{bd,1} = 9.1 \cdot (K_{ow})^{0.71}$	5*	TRAVIS
(2) $BCF_{bd,1} = 5 \cdot 10^{-8} \cdot (K_{ow})^{1.5/H}$	5*	TRAVIS
(3) $lgBCF_{bf,1} = 1.25 \cdot lgH + 4.06$	4**	CALAMARI
(4) $lgBCF_{bd,1} = -0.2946 \cdot lgp_s + 3.3917$	9	REISCHL
(5) $lgBCF_{bd,1} = 0.4254 \cdot lgK_{ow} - 0.4244lgH + 2.2951$	9	REISCHL

Tetrachlorethen (TCE) untersucht. Nach einstündiger Be- gasung stellte sich hierbei ein Gleichgewicht zwischen einem Fichtenzweig und der umgebenden Atmosphäre ein, wobei die Konzentrationsverteilung durch

$$C_{NADEL} = 0.103 \cdot C_{Luft}$$

$C_{Nadel, Luft}$ = Stoffkonzentration im jeweiligen Kompartiment

beschrieben werden kann. Allerdings wurde für das eben- falls untersuchte Furfurol innerhalb eines Zeitraumes von 24 h kein Gleichgewicht zwischen Fichtenzweig und umge- bender Luft erreicht. Da diese Beobachtungen jedoch nur auf der Messung der Radioaktivitätsverteilung beruhen (so- wohl das TCE als auch das Furfurol waren ¹⁴C-markiert), kann keine Aussage darüber gemacht werden, ob die Ori- ginalsubstanzen in den Nadeln vorliegen oder deren Meta- bolen.

6 Schlußfolgerungen

Die terrestrische Vegetation spielt eine entscheidende Rolle bei der Verteilung organischer Spurenstoffe in der Umwelt. Vor allem die Blätter höherer Pflanzen besitzen ein hohes Akkumulationspotential für atmosphärisch eingetragene lipophile Substanzen mit niedrigem Dampfdruck. Neben der absolut eingetragenen Menge, die sich aus atmosphärischer Konzentration und der Intensität der Anreicherung zusammensetzt, ist für die Mobilität im Blatt die **Depositionsart** von entscheidender Bedeutung. Es ist zu erwarten, daß Stoffanteile, die partikelgebunden eingetragen werden, nur eine sehr geringe Mobilität aufweisen, ebenso wie gasförmige Stoffe mit hohem Molekylvolumen und/oder hydrophilen Eigenschaften. Allerdings ist, wie oben erwähnt, ein Vergleich der Anteile partikelgebundener und nichtgebundener Deposition nicht durchgeführt worden.

Zu den Stoffgruppen, die trotz des hohen Akkumulationspotentials und möglichen gasförmigen Eintrags nur mäßig mobil sind, können z.B. polychlorierte Dibenzop-dioxine und Dibenzofurane, höherchlorierte PCBs (> sechs Chloratome) oder PAHs mit mehr als fünf Ringeinheiten gezählt werden. Voraussetzung ist allerdings, daß diese Substanzen auf den Blattoberflächen keine Reaktionen eingehen und in Form ihrer Umwandlungsprodukte in das Blatt aufgenommen werden.

Lipophilie, vorwiegend **gasförmiges Auftreten** in der Atmosphäre sowie ein **kleines Molvolumen** fördern das Eindringen in das Blattinnere. Stoffgruppen, die diese Eigenschaften aufweisen, sind z.B. leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, Chlorbenzole und substituierte monocyclische Aromaten. Zwar weisen diese Substanzen eine vergleichsweise niedrige Akkumulationstendenz auf, kommen aber in relativ hohen Konzentrationen in der Atmosphäre vor. Ob bei der Aufnahme vor allem das Eindringen über die Stomata oder die Diffusion durch die Kutikula überwiegt, ist nicht geklärt. Eine Akkumulation von metabolisierbaren Stoffen, die leicht in das Blatt aufgenommen werden, ist nur dann zu beobachten, wenn die Akkumulationsrate die Abbaurate übertrifft. Dies kann für gasförmig eingetragene Substanzen auch angenommen werden. Die Verteilung von Chemikalien zwischen verschiedenen Blattkompartimenten kann damit beim Vergleich zwischen dem Verhalten persistenter und metabolisierbarer Stoffe Hinweise auf derartige Reaktionen sowie möglicherweise auf die einwirkende Dosis geben. Hinsichtlich möglicher pflanzentoxischer Effekte muß in jedem Fall die Gesamtheit der akkumulierten Fremdstoffe betrachtet werden. Alleine die persistenten chlorierten Kohlenwasserstoffe summieren sich zu Konzentrationen im mittleren bis oberen ppb-Bereich. Zur Abschätzung der Gehalte weiterer bekannter phytotoxischer Umweltschadstoffe fehlen jedoch ausführliche Meßdaten (z.B. für nitrierte Phenole).

Die Erforschung des **Depositions-, Akkumulations- und Verteilungsverhaltens** von organischen Spurenstoffen auf Pflanzen unter Umweltbedingungen ist bisher stark vernachlässigt worden und läßt zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine klare Einschätzung des Schadpotentials zu. Weitere Untersuchungen zu diesem Themenkomplex sind um so dringlicher, wenn man berücksichtigt, daß diese Prozesse

auch den ersten Schritt zur Kontamination der menschlichen Ernährung darstellen.

Literatur

- ATKINSON, R.; CARTER, W. P. L.; DARNALL, K. R.; WINER, M. W.; PITTS, J. N., jr.: A Smog Chamber and Modeling Study of the Gas Phase NO_x-Air Photooxidation of Toluene and the Cresols. Intern. J. Chem. Kin XII, 779 (1980)
- ATLAS, E.; SULLIVAN, K.; GIAM, C. S.: Widespread Occurrence of Polyhalogenated Aromatic Ethers in the Marine Atmosphere. Atmos. Environment. 20, 1217 (1986)
- BACCI, E.; GAGGI, C.: Polychlorinated Biphenyls in Plant Foliage: Translocation or Volatilization from Contaminated Soil. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35, 673 (1985)
- BIDLEMAN, T. F.: Atmospheric Processes. Environ. Sci. Technol. 22, 361 (1988)
- BREHMER, U.: Dissertation. Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München (1981)
- BRIGGS, G. G.; BROMILOW, R. H.; EVANS, A. A.: Relationships Between Lipophilicity and Root Uptake and Translocation of Non-Ionised Chemicals by Barley. Pestic. Sci. 13, 495 (1982)
- CHAMBERLAIN, A. C.: Deposition of Gases and Pesticides on Vegetation and Soils, in: LEGGE, A. H., KRUPA, S. V., Air Pollutants and their Effects on the Terrestrial Ecosystem. John Wiley & Sons, New York (1986)
- CHAMEL, A.: Foliar Adsorption of Herbicides: Study of the Cuticular Penetration Using Isolated Cuticles, Physiol. Veg. 24, 491 (1986)
- CONNELL, D. W.; HAWKER, D.: Predicting the Distribution of Persistent Organic Chemicals in the Environment. Chemistry in Australia, December 429 (1986)
- DUCE, R. A.; MOHNEN, V. A.; ZIMMERMANN, P. R.; GROSJEAN, D.; CAUTREELS, W.; CHATFIELD, R.; JAENICKE, R.; OGREN, J. A.; PELLIZZARI, E. D.; WALLACE, G. T.: Organic Material in the Global Troposphere. Rev. Geophys. Space Phys. 21, 921 (1983)
- EISENREICH, S. J.; LOONEY, B. B.; THORNTON, J. D.: Airborne Organic Contaminants in the Great Lakes Ecosystem. Environ. Sci. Technol. 15, 30 (1981)
- ENGELHARDT, G.; WALLNÖFER, P. R.; MÜCKE, W.; RENNER, G.: Transformations of Pentachlorophenol, Part II: Transformations under Environmental Conditions. Toxicol. Environ. Chem. 11, 233 (1986)
- FRANK, H.; FRANK, W.: Chlorophyll-Bleaching by Atmospheric Pollutants and Sunlight. Naturwiss. 72, 139 (1985)
- FIGGE, K.; KLAHN, J.; KOCH, J.: Chemische Stoffe in Ökosystemen. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 61, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1985)
- FIGGE, K.: Untersuchung von Adsorption/Transport/Distribution von organischen Luftschadstoffen durch/in Blattorgane. Statusseminar zum BMFT-Förderschwerpunkt Ursachenforschung von Waldschäden, KFA Jülich, Jül-Spez-413 (1987)
- GAGGI, C.; BACCI, E.: Accumulation of Chlorinated Hydrocarbon Vapours in Pine Needles. Chemosphere. 14, 451 (1985)
- GRAEDEL, T. E.; HAWKINS, D. F.; CLAXTON, L. D.: Atmospheric Chemical Compounds. Academic Press, London (1986)
- HAMILTON, R. J.; McCANN, A. W.; SEWELL, P. A.; MERRALL, G. T.: Foliar Uptake of the White Oat Herbicide Flamprop-methyl by Wheat, in: CUTLER, D. F.; ALVIN, K. L.; PRICE, C. E.: The Plant Cuticle. Academic Press, London (1982)
- HARTLEY, G. S.; GRAHAM-BRYCE, I. J.: Physical Principles of Pesticide Behaviour. Academic Press, London (1980)
- HINKEL, M.: Diplomarbeit. Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Universität Bayreuth (1989)
- HIRSCH, M.: Dissertation. Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Universität Bayreuth (1989)
- HULL, H. M.: Leaf Structure as Related to Absorption of Pesticides and other Compounds. Res. Reviews. 31, 1 (1970)

- JUNGE, C. E.: Basic Considerations About Trace Constituents in the Atmosphere as Related to the Fate of Global Pollutants, in: SUFFET, I. H.: Fate of Pollutants in the Air and Water Environments. Wiley, New York (1977)
- KERLER, F.: Dissertation. Institut für Botanik und Mikrobiologie der Technischen Universität München (1986)
- KERLER, F.; SCHÖNHERR, J.: Accumulation of Lipophilic Chemicals in Plant Cuticles: Prediction from Octanol/Water-Partition Coefficients. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17, 1 (1987)
- KERLER, F.; SCHÖNHERR, J.: Permeation of Lipophilic Chemicals Across Plant Cuticles: Prediction from Partition Coefficients and Molar Volumes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17, 7 (1988)
- KLOSKOWSKI, R.; SCHEUNERT, I.; KLEIN, W.; KORTE, F.: Laboratory Screening of Distribution, Conversion and Mineralization of Chemicals in the Soil-Plant-System and Comparison to Outdoor Experimental Data. Chemosphere. 10, 1089 (1981)
- KRELL, H.-W.; SANDERMANN, H. jr.: Compartmentalization of the Plant Metabolic Enzymes for the Persistent Plastisizer Chemical, Bis-2-(Ethylhexyl)-Phthalate. Plant Science 40, 87 (1985)
- LEUENBERGER, C.; CZUCZUWA, J.; TREMP, J.; GIGER, W.: Nitrated Phenols in Rain: Atmospheric Occurrence of Phytotoxic Pollutants. Chemosphere 17, 511 (1988)
- LILLELUND, K.; de HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I.; SIMONIS, W.: Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht, Weinheim (1987)
- LYMAN, W. J.; REEHL, W. F.; ROSENBLATT, D. H.: Handbook of Chemical Property Estimation Methods. McGraw-Hill Book Co., New York (1982)
- MOZA, P. N.; SCHEUNERT, I.; KLEIN, W.; KORTE, F.: Long Term Uptake of Lower Chlorinated Biphenyls and their Conversion Products by Spruce Trees (*Picea abies*) from Soil Treated with Sewage Sludge. Chemosphere 8, 373 (1979)
- MÜLLER, F.: Phytopharmakologie. Ulmer, Stuttgart (1986)
- NIGG, H. N.; ALBRIGO, L. G.; NORDBY, H. E.; STAMPER, J. H.: A Method for Estimating Leaf Compartmentalization of Pesticides in Citrus. J. Agric. Food Chem. 29, 750 (1981)
- NOJIMA, K.; KAWAGUCHI, A.; OHYA, T.; KANNO, S.; HIROBE, M.: Studies on the Photochemical Reaction of Air Pollutants. X. Identification of Nitrophenols in Suspended Particles. Chem. Pharm. Bull. 31 (3) 1047 (1983)
- REISCHL, A.; REISSINGER, M.; HUTZINGER, O.: Occurrence and Distribution of Organic Micropollutants in Conifer Needles. Chemosphere 16, 2647 (1987)
- REISCHL, A.: Dissertation. Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Universität Bayreuth (1988)
- REISCHL, A.; REISSINGER, M.; HUTZINGER, O.: Organic Micropollutants and Plants, in: SCHULZE, E. D., LANGE, O.: Acid Rain and Forest Decline in the Fichtelgebirge. Ecological Studies, im Druck (1988)
- REISCHL, A.; REISSINGER, M.; THOMA, H.; HUTZINGER, O.: Uptake and Accumulation of PCDD and PCDF in Terrestrial Plants: Basic Considerations. Vortrag 8th International Symposium on Dioxins and Related Compounds. Umea, Sweden (1988)
- RIEDERER, M.; SCHÖNHERR, J.: Accumulation and Transport of (2,4-dichlorophenoxy) Acetic Acid in Plant Cuticles: I. Sorption in the Cuticular Membrane and its Components, Ecotoxicol. Environ. Safety 8, 236 (1984)
- RIEDERER, M.; SCHÖNHERR, J.: Accumulation and Transport of (2,4-dichlorophenoxy) Acetic Acid in Plant Cuticles: II. Permeability of the Cuticular Membrane. Ecotoxicol. Environ. Safety 9, 196 (1985)
- RIPPEN, G.; ZIETZ, E.; FRANK, R.; KNACKER, T.; KLÖPFER, W.: Do Airborne Nitrophenols Contribute to Forest Decline? Environ. Technol. Letters. 8, 475 (1987)
- ROBIEN, A.: Diplomarbeit. Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Universität Bayreuth (1988)
- SCHRAMM, K.-W.: Dissertation. Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Universität Bayreuth (1988)
- SHEA, P. J.; WEBER, J. B.; OVERCASH, M. R.: Biological Activities of 2,4-Dinitrophenol in Plant-Soil Systems. Res. Reviews. 87, 1 (1983)
- STÄRK, G.; STAUFF, J.: Anreicherung hochmolekularer Peroxide auf Fichtennadeln in Reingebieten. Staub-Reinhalt. Luft 46, 396 (1986)
- THOMPSON, N.: Diffusion and Uptake of Chemical Vapour Volatilising from a Sprayed Target Area. Pestic. Science 14, 33 (1983)
- Umweltgutachten des Rates der Sachverständigen für Umweltfragen. Kohlhammer, Stuttgart (1987)
- WAGNER, E.; VOLLBRECHT, P.; JANISTYN, B.; GROSS, K.; WOERTH, J.: Monoterpenvermittelte Zerstörung des Photosyntheseapparates von Waldbäumen. AFZ 27, 28, 29, 705 (1987)
- WITTLINGER, R.; BALLSCHMITER, K.: Global Baseline Pollution Studies XI: Congener-Specific Determination of Polychlorinated Biphenyls (PCB) and Occurrence of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexane, 4,4'-DDE and 4,4'-DDT in Continental Air. Chemosphere 16, 2497 (1987)

Kurznachrichten aus der Gesetzgebung

Novellierungsentwurf Chemikaliengesetz

vom Bundeskabinett verabschiedet

– Kein aktueller Handlungsbedarf zur Novellierung des Chemika- liengesetzes

Das Chemikaliengesetz hat sich in seiner Grundkonzeption prinzipiell bewährt. Dies bestätigt die Bundesregierung in ihrem Erfahrungsbericht zum Gesetz. Es bestehen keine Fakten, die eine Änderung des Gesetzes dringend erforderlich machen.

Die EG-Kommission wird in Kürze einen Vorschlag zur Änderung der dem Chemikaliengesetz zugrundeliegenden EG-Bestimmungen, eine sogenannte 7. Änderungsrichtlinie, dem Ministerrat zuleiten. Nach Verabschie-

dung dieser EG-Richtlinie, voraussichtlich bereits 1990, wird sowieso eine Änderung des deutschen Chemikaliengesetzes notwendig werden. Eine vorgezogene deutsche Novellierung erscheint zum gegenwärtigen Zeitpunkt unnötig.

Aus Sicht der deutschen chemischen Industrie ist es erforderlich, daß der Gesetzesentwurf einerseits bestehendem EG-Recht nicht widerspricht andererseits Regelungsthemen der 7. Änderungsrichtlinie ausklammert, da diese abhängig von den EG-Beratungen sonst wieder kurzfristig geändert werden müßten.

Gravierend werden sich die zusätzlich im Gesetzesentwurf vorgesehenen Mitteilungs- und Prüfpflichten für Stoffe kleiner Mengen, für Zwischenprodukte und für Erprobungsprodukte auswirken. Die bereits durch das bestehende Gesetz beeinträchtigte Innovation neuer verbesserter Stoffe, die auch aus Umweltschutzgründen gefordert sind, wird

weiter behindert. Dabei sind die langen Vorlaufzeiten zur Durchführung dieser Untersuchungen von ausschlaggebender Bedeutung. Zur Verfahrensentwicklung und Erprobungszwecken werden der verarbeitenden Industrie solche neuen Stoffe im Gegensatz zum Ausland nicht mehr schnell und flexibel zur Verfügung gestellt werden können.

Zudem ist im Gesetz eine Vielzahl neuer Ermächtigungen zur Anforderung von Daten für Stoffe und Zubereitungen enthalten, die eine nicht vertretbare bürokratische Belastung erwarten lassen.

Statt der Einführung neuer Regelungen sollte vielmehr auf die freiwillige Kooperation mit der Industrie gesetzt werden, wie am Beispiel der Altstoffüberprüfung erfolgreich praktiziert.

Quelle: Mitteilung vom Verband der Chemischen Industrie, 19. 04. 1989