



UFZ-Bericht

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

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 19/1997

**Die Vegetation als Senke
und biochemischer Reaktor
für luftgetragene Schadstoffe**

Ludwig Weißflog, Klaus-Dieter Wenzel

UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Sektion Chemische Ökotoxikologie

ISSN 0948-9452

Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben (FKZ: 1601 A/0024)

*Die Vegetation als Senke und
biochemischer
Reaktor für luftgetragene Schadstoffe*

Archiv

Autoren:

Ludwig Weißflog und Klaus-Dieter Wenzel

Sektion Chemische Ökotoxikologie
UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Permoserstraße 15
D - 04318 Leipzig

Leipzig, den 30.06.1997

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des Landes Sachsen-Anhalt gefördert (Kultusministerium Sachsen-Anhalt). Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Inhaltsverzeichnis

		Seite
1	Einführung	1
2	Ablauf der im Projekt durchgeführten Feldarbeiten	2
2.1	Beschreibung der Meßstandorte	3
2.1.1	Meßpunkt 1	3
2.1.2	Meßpunkt 2	4
2.1.3	Meßpunkt 3	5
2.1.4	Meßpunkt 4	6
2.1.5	Meßpunkte 5 und 6	7
2.1.6	Meßpunkt 7	8
2.1.7	Meßpunkt 8	9
2.1.8	Meßpunkt 9	10
2.1.9	Meßpunkt 10	10
3	Material und Methoden	10
3.1	Probennahme	10
3.2	Schadstoffanalytik	10
3.2.1	Anorganische Schadstoffe und Bioelemente	10
3.2.1.1	Auswahl der Schadstoffe	10
3.2.1.	Probenvorbereitung der Kiefernadeln, Laubblätter und der zur Erfassung des atmogen transportierten partikulären Schadstoffanteils verwendeten Quarzfilter sowie die benutzte analytische Methodik	11
3.2.2	Organische Schadstoffe	11
3.2.2.1	Auswahl der Schadstoffe	11
3.2.2.2	Probenvorbereitung der Kiefernadeln und Laubblätter sowie analytische Methodik	13
3.2.2.3	Extraktion und Cleanup der Wachsschicht	13
3.2.2.4	Extraktion des in der Wachsschicht deponierten Flugstaubes	14
3.2.2.5	Extraktion des Nadel- bzw. Blattinneren	14
3.2.2.6	Gerätetechnische Ausstattung und Analyse	17
3.2.2.7	Bestimmung von Lipidgehalten	17
3.3	Immissionsmessungen	18
3.3.1	Probenahme	18
3.3.2	Aufarbeitung der Kartusche (gasförmiger Schadstoffanteil)	18
3.3.3	Aufarbeitung des Staubfilters (partikulär gebundene Anteile)	19
4	Ergebnisse und Diskussionen	19
4.1	Immissionsmessungen	19
4.1.1	Immissionsmessungen der ausgewählten Schwermetalle und Bioelemente	19
4.1.2	Immissionsmessungen der ausgewählten organischen Schadstoffe	20
4.1.2.1	Meßpunkt 1	20
4.1.2.2	Meßpunkt 2	21
4.1.2.3	Meßpunkt 3	22
4.1.2.4	Meßpunkt 4	22
4.1.2.5	Meßpunkte 5 und 6	23
4.1.2.6	Meßpunkt 7 bei +20°C	24
4.1.2.7	Meßpunkt 7 bei -19°C	24
4.1.2.8	Meßpunkt 8	25

		Seite
4.1.2.9	Meßpunkt 9	25
4.1.2.10	Meßpunkt 10	26
4.1.2.11	Diskussion der Immissionsmessungen	27
4.2	Schadstoffkonzentrationen in der Vegetation	28
4.2.1	Die Vegetation als Senke für luftgetragene, partikulär gebundene Schwermetalle und Bioelemente	28
4.2.2	Die Vegetation als Senke für luftgetragene organische Schadstoffe	29
4.2.3	Bestimmung von Lipidgehalten	31
4.2.4	Betrachtung der einzelnen Schadstoffgruppen	32
4.2.4.1	Die Gruppe der HCH-Isomere	32
4.2.4.2	Die Gruppe der DDTs	33
4.2.4.3	Die Gruppe der PCBs	34
4.2.4.4	Die Gruppe der PAKs	35
4.2.4.5	Diskussion der Pflanzenmessungen	36
4.3	Abbau- bzw. Umlagerungsreaktionen ausgewählter Organika	41
4.3.1	Reaktionen an der Schadstoffquelle und/oder in der Atmosphäre	41
4.3.2	Reaktionen in der Kiefernadel - Bioreaktor Vegetation	43
5	Zusammenfassung	45
6	Literatur	47
7	Tabellen und Abbildungen	50

Die Atmosphäre über dem heutigen Land Sachsen-Anhalt wurde bis zu Beginn der neunziger Jahre durch Emissionen der industriellen Ballungsgebiete in der mitteldeutschen Industrieregion Leipzig-Halle-Bitterfeld belastet. Als Verursacher sind besonders die Chemiezentren Schkopau, Leuna, Bitterfeld-Wolfen mit ihren Produktionsstätten und großen Industriekraftwerken, das Mansfelder Land mit seiner Vielzahl von Betrieben der Buntmetallverhüttung und -verarbeitung sowie Maschinenbaubetriebe in Halle, Magdeburg, Dessau, Bitterfeld und Wittenberg zu nennen. Durch Umstrukturierung und Schließung veralteter Industrieanlagen erfolgte nach der Wiedervereinigung Deutschlands eine bedeutende Reduktion der atmosphären Belastung der Region mit den sogenannten "klassischen" Schadstoffen Schwefeldioxid (SO_2) und Staub. Die laufende Energieumstellung im kommunalen Bereich und in Klein- und Mittelbetrieben auf Gas- bzw. Ölheizung trägt in zunehmendem Maße zu einer weiteren Verminderung dieser beiden Luftschadstoffe bei. Bedingt durch den starken Flugstaubrückgang und den kontinuierlich zurückgehenden Verkauf verbleiten Benzins kam es weiterhin zu einer Verminderung luftgetragener Schwermetallbelastungen in diesem Bundesland.

Obwohl die Einführung der Katalysator-Technik im Kfz-Verkehr zu einer Reduzierung der Stickoxidemission beim einzelnen Fahrzeug führte, kam es in den letzten Jahren u.a. durch die starke Zunahme des Straßenverkehrs sowie die Inbetriebnahme neuer Gas- und Ölheiztechnik zu einer Erhöhung der NO_x -Konzentrationen und damit zu einem Anstieg des Ozongehaltes in der Atmosphäre Sachsen-Anhalts. Während in den zurückliegenden Jahren im günstigsten Falle der Bestimmung der klassischen Luftschadstoffe in der mitteldeutschen Industrieregion Aufmerksamkeit geschenkt wurde bzw. aus analytischen Gründen geschenkt werden konnte, war die Erfassung luftgetragener Chlororganika und polyzyklischer Aromaten schon wegen des Mangels an hochwertigen Analysengeräten so gut wie nicht möglich. Vor 1989 waren die eigentlich für die Bearbeitung dieses Problemkreises zuständigen Bezirkshygieneinstitute und Institute für Veterinärwesen sowie weitere Dienststellen diesbezüglich technisch nur unzureichend ausgestattet. Nach 1991 vertraten hingegen Verantwortliche die Meinung, daß der technische Wandel sehr schnell automatisch zu einer Sanierung der Atmosphäre in den fünf neuen Ländern der Bundesrepublik Deutschland führen würde. Nur wenige Autoren wiesen zum damaligen Zeitpunkt auf Probleme hin, die z.B. auf die langjährige Produktion und Anwendung der mittelflüchtigen persistenten Chlororganika 1,1-p,p'-Dichlordiphenyl-2,2,2-trichloräthan (**DDT**), γ -Hexachlorcyclohexan (**Lindan**) und Hexachlorbenzol (**HCB**) in der ehemaligen DDR zurückzuführen sind bzw. auf solche, die von einigen brisanten großtonnagigen Produktionsrückstände-Altlasten auch in naher Zukunft ausgehen werden (UMLAUF et al. 1990, HEINISCH 1992). In den vergangenen Jahren getätigte eigene Untersuchungen konnten inzwischen insbesondere die dort für die Gruppe der luftgetragenen Chlororganika gemachten Voraussagen bestätigen. So ist z.B. in der Region Bitterfeld und im Eisleben-Hettstedter Raum in den letzten Jahren ein deutlich zunehmender Eintrag von luftgetragenen Chlororganika und polyzyklischen Aromaten in die Vegetation zu beobachten (WEIBFLOG et al. 1997). Dieses Geschehen wird von uns u.a. mit Stoffverlagerungen in den Produktionsbetrieben während der Sanierungsphase bzw. durch Stofffreisetzungen bei der Teilsanierung und Rekultivierung von Deponien, wie z.B. des Bitterfelder Deponiestandortes "Grube Antonie" und des Altlaststandortes "Emden" bei Haldensleben sowie Halden der ehemaligen Kupferhütten in Helbra und Eisleben, aber auch mit nicht umweltgerechter Betriebsführung von Herstellern der Kupfer, Aluminium und Messing gewinnenden und verarbeitenden Industrie dieser Region erklärt.

Ausgehend von diesen Betrachtungen ist dabei die Rolle der Vegetation als Senke und Bioreaktor für Schadstoffe mit biozidem Charakter speziell in der Nähe der Emittenten von

besonderer Bedeutung. Um kausale Zusammenhänge zwischen den betrachteten atmosphärischen organischen und anorganischen Xenobiotika, ihrer Deposition in der Vegetation und ihrem weiteren Schicksal in einzelnen Pflanzenkompartimenten erkennen zu können, ist es erforderlich, sowohl die Immissionsituation im jeweiligen terrestrischen Ökosystem als auch die Schadstoffkonzentration in ausgewählten Indikatorpflanzen zu ermitteln.

2 Ablauf der im Projekt durchgeführten Feldarbeiten

In den ersten Monaten des Projektes wurden Standorte mit naturnaher Ausstattung und vergleichbaren Spezies in der Vegetation ermittelt, an denen unter der veränderten Immissionsituation Untersuchungen längerfristiger Art möglich waren. Umfangreiche prospektorische Feldarbeiten in verschiedenen Teilen Sachsen-Anhalts, verbunden mit der Auswahl und der Kennzeichnung von jeweils fünf geeigneten Indikatorbäumen sowie der Gewinnung entsprechenden Probenmaterials mit anschließenden vielfältigen chemisch-analytischen Untersuchungen, führten zur Festlegung der unter 3.1 aufgeführten Meßstandorte. Dabei erfolgte die Auswahl der in den folgenden Abschnitten im Detail charakterisierten Meßstandorte im Frühjahr/Sommer 1995 nach Kriterien, die eine erfolgreiche weitere Bearbeitung des Projektes auch im Jahr 1996 gestatteten. Wichtige Aspekte bei der Auswahl waren dabei eine möglichst stabile definierte Immissions-situation, hervorgerufen durch emittententypische atmosphärische Stoffeinträge in die Vegetation, des weiteren das Vorhandensein der ausgewählten Vegetationsvertreter vergleichbaren Alters an allen Meßstandorten sowie infrastrukturelle Belange für den Aufbau von Meßgeräten auf einem selbst konstruierten und mit gasgestützter Stromerzeugungsanlage ausgestatteten mobilen Meßwagen (Abb. 1) zur Erfassung luftgetragener Schwermetalle, Stäube und organischer Substanzen an den jeweiligen Meßplätzen (MP).

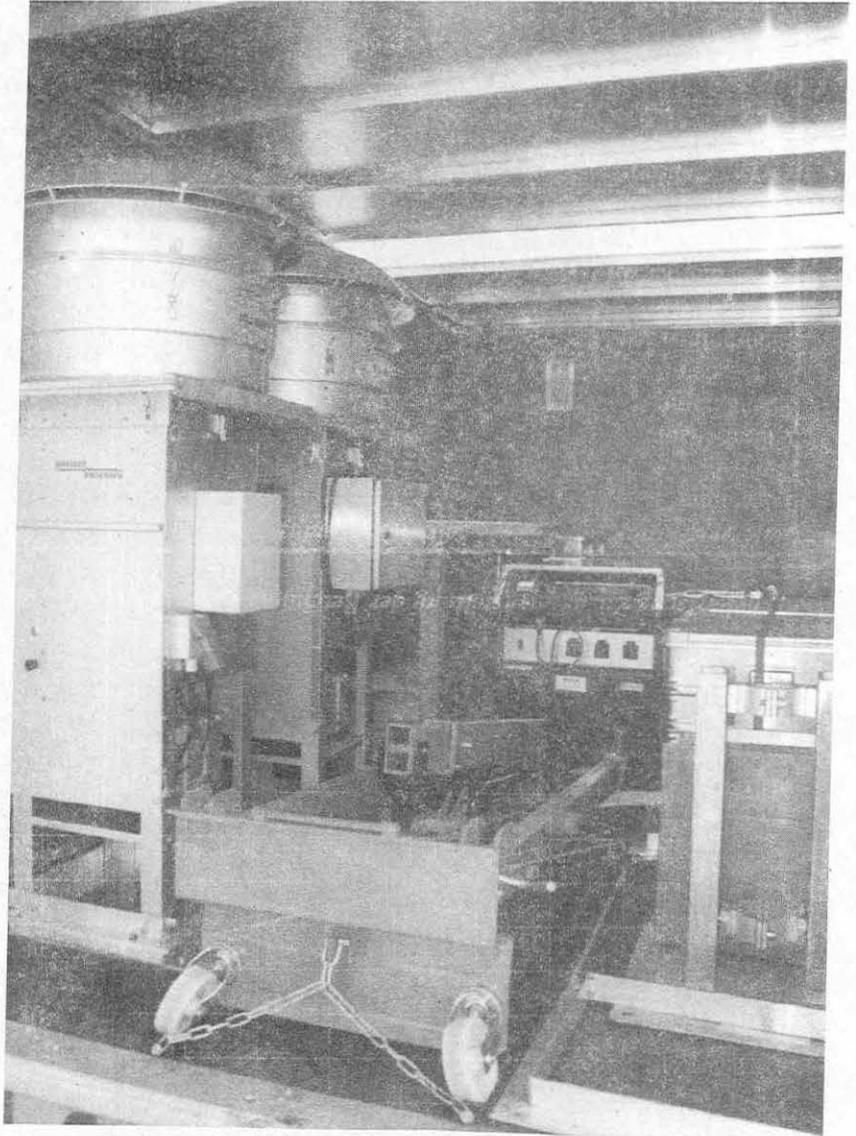


Abb. 1 Blick in das Innere unseres Meßwagens

des weiteren das Vorhandensein der ausgewählten Vegetationsvertreter vergleichbaren Alters an allen Meßstandorten sowie infrastrukturelle Belange für den Aufbau von Meßgeräten auf einem selbst konstruierten und mit gasgestützter Stromerzeugungsanlage ausgestatteten mobilen Meßwagen (Abb. 1) zur Erfassung luftgetragener Schwermetalle, Stäube und organischer Substanzen an den jeweiligen Meßplätzen (MP).

2.1 Beschreibung der Meßstandorte

2.1.1 Meßpunkt 1

Der südwestlich von Haldensleben gelegene Standort wird durch chlororganische Fremdstoffe belastet, die mit großer Wahrscheinlichkeit durch Ausgasungen der Sondermülldeponie Emden emittiert werden. Die Deponie liegt in einem Landschaftsschutzgebiet inmitten umfangreicher landwirtschaftlicher Nutzflächen (Abb. 2). Ihre typischen Emissionen sind standortspezifisch und werden von keinen ähnlichen Emittenten überlagert. Diese Sondermülldeponie wurde in seit ca. 30 Jahren stillgelegten, zwischen den Gemeinden Emden und Bebertal gelegenen Steinbrüchen angelegt. Der dort vorhandene Untergrund aus Ton verhindert ein mögliches Versickern der Schadstoffe. Der Steinbruch I war 1977 aufgefüllt, von 1977 bis 1981 erfolgte die Verkippung des Sondermülls in den Steinbruch II. Nach Schließung der Deponien wurden diese jeweils mit Erdreich abgedeckt. In dieser Deponie wurden seit den sechziger Jahren langjährig vom ehemaligen Chemiebetrieb VEB Fahlberg-List Magdeburg (Falima) umfangreiche Rückstände der Produktion des Insektizides γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan, γ -HCH), hauptsächlich aus den Ballast-Isomeren α -, β - und δ -HCH (δ -HCH gegenüber dem Gehalt im normalen technischen Produkt angereichert wegen seiner hohen öligen Konsistenz und den damit verbundenen und auch gewünschten Adsorptionseigenschaften für die anderen Isomere) bestehend, abgelagert.

Für die im Projekt zu tätigen wissenschaftlichen Untersuchungen wurden die Vegetationsvertreter **Gemeine Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*), **Stieleiche** (*Quercus robur L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) ausgewählt.



Abb. 2 Blick aus südwestlicher Richtung auf den Meßstandort MP 1

2.1.2 Meßpunkt 2

Der unmittelbar bei Ringelsdorf zwischen Ziesar und Theeßen an der Bundesautobahn (BAB) 2 gelegene Meßpunkt wurde ausgewählt, um zu klären, in welchem Maße äußerst starker Kfz-Verkehr mit seinen Emissionen als Quelle für Einträge von polyzyklischen Aromaten und Dieselruß in die Vegetation fungiert. Der Meßpunkt liegt innerhalb eines Naturschutzgebietes und wird von weiteren Emittenten nicht unmittelbar belastet (Abb. 3). Auch hier wurden als geeignete Vegetationsvertreter die **Gemeine Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*), **Stieleiche** (*Quercus robur L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) ausgewählt.



Abb. 3 Blick aus südlicher Richtung auf den MP 2

2.1.3

Meßpunkt 3

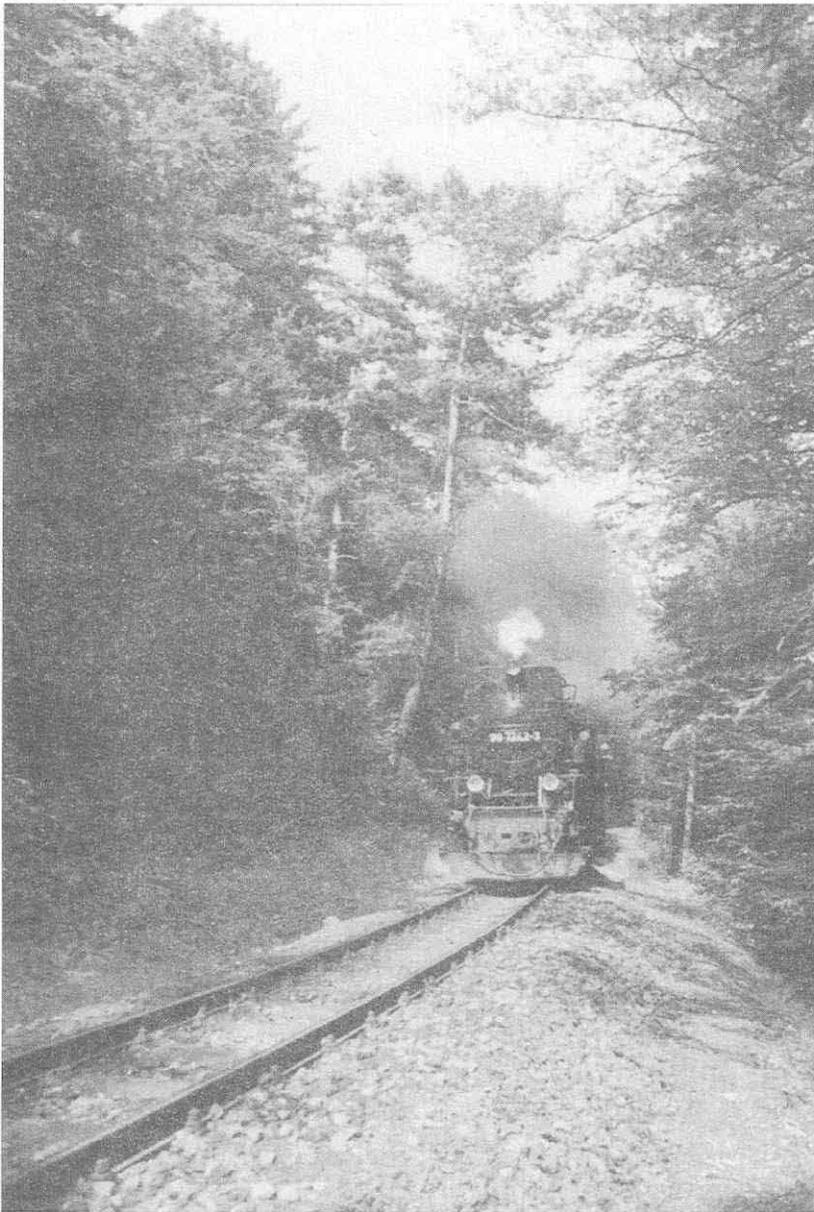


Abb. 4 Blick auf Meßpunkt 3 mit Emittent

Der südlich von Gernrode/Harz gelegene Meßpunkt mit den ausgewählten Vegetationsvertretern **Gemeine Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*), **Stieleiche** (*Quercus robur L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) wird alleinig durch Emissionen des Zugbetriebes der Harzquerbahn auf der Schmalspurstrecke *Gernrode-Alexisbad* innerhalb eines Steigungsbereiches kurz hinter dem Haltepunkt "Osterteich" belastet. Diese Emissionen werden bevorzugt durch die Steinkohlefeuerung der dort eingesetzten Dampflokomotiven der Baureihe 99 freigesetzt (Abb. 4).

2.1.4 Meßpunkt 4

Der 2 km nördlich des Ortsteils Eisenhammer der Gemeinde Tornau/Dübener Heide gelegene Meßpunkt 4 wird von luftgetragenen Emissionen einer Köhlerei belastet (Abb. 5). Dieser Standort ist geeignet, vergleichende Untersuchungen zum Auftreten von Emissionen polyzyklischer Aromaten, die bei der Niedrigtemperaturschwelung von Harthölzern zu Holzkohle entstehen, mit solchen Emissionen durchzuführen, die bei der Hochtemperaturverbrennung von Steinkohle (MP 3), Vergaser- und Dieselkraftstoffen (MP 2) freigesetzt werden. Auch an diesem Standort konnten **Gemeine Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*), **Stieleiche** (*Quercus robur L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) als geeignete Vegetationsvertreter ausgewählt werden.



Abb. 5 Blick auf die als Emittent wirkende Köhlerei aus südlicher Richtung

2.1.5 Meßpunkte 5 und 6

Die Meßpunkte liegen jeweils ca. 1 bis 2 km entfernt im Lee verschiedener nichteisenmetallverarbeitender Betriebe der im Mansfelder Land gelegenen Standorte Hettstedt I (MP 5, Abb. 6) und Hettstedt II (MP 6).

An diesen Standorten war es möglich, Ergebnisse aus diesem Projekt solchen aus den Forschungsvorhaben FKZ: 1600 A/0024 gegenüberzustellen. Damit waren vergleichende Untersuchungen zwischen den Vegetationsvertretern **Gemeine Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*), **Stieleiche** (*Quercus robur L.*), **Birke** (*Betula pendula ROTH*), **Spitzahorn** (*Acer platanoides L.*) und **Weizen** (*Triticum aestivum L.*) möglich.

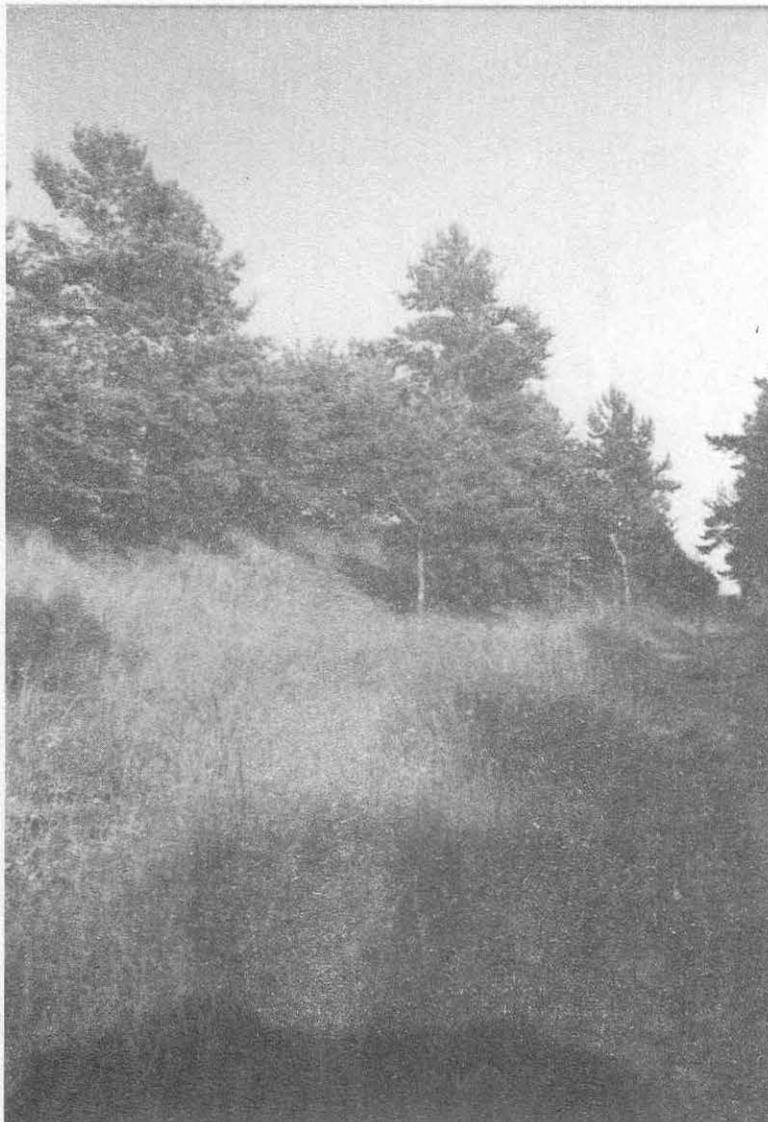


Abb. 6 Blick auf den Meßpunkt 5 aus Richtung Südwest

2.1.6 Meßpunkt 7

Der Meßpunkt 7 befindet sich auf dem südwestlich von Landsberg zwischen Halle und Bitterfeld gelegenen Spitzberg (Abb. 7). Die Vegetation wird an diesem Standort besonders durch urbane Mischemissionen der Stadt Halle belastet. Da dieser Standort seit Winter 1992 als Meßpunkt eines großen Biomonitoring-Meßnetzes der Arbeitsgruppe untersucht wird, ist an ihm zusätzlich zu den projektspezifischen Fragestellungen die sich im Laufe der letzten Jahre wandelnde Immissionsituation der Stadt Halle mit ihren Einflüssen auf die Vegetation besonders gut zu erkennen. Auch an diesem Standort konnten **Gemeine Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*), **Stieleiche** (*Quercus robur L.*) und **Spitzahorn** (*Acer platanoides L.*) als geeignete Vegetationsvertreter ausgewählt werden.

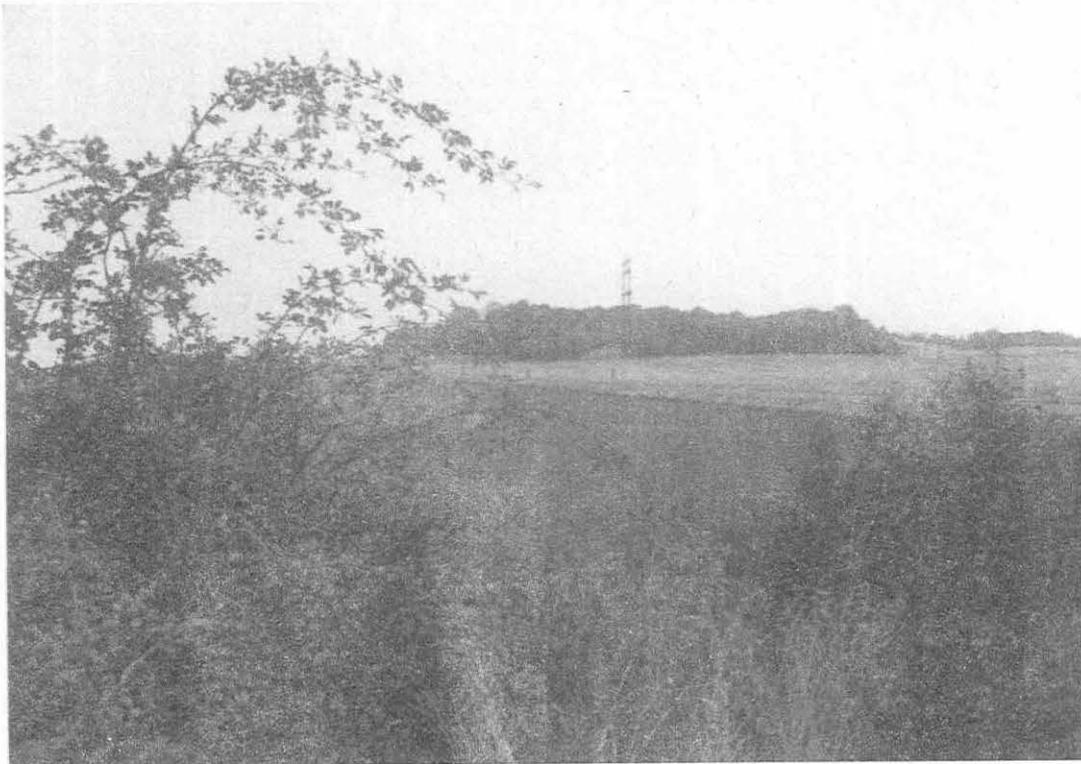


Abb. 7 Blick auf Meßpunkt 7 aus Richtung Halle

2.1.7 Meßpunkt 8

Dieser Referenz-Meßpunkt liegt in der Nähe der Ortschaft Serrahn (Heckenhaus der Familie Scholz) bei Neustrelitz/Mecklenburg-Vorpommern auf dem Gebiet des Nationalparkes Müritz und ist von unmittelbaren Emittenten nicht beeinflusst (Abb. 8). Die entsprechend der Projektzielstellung bestimmten anorganischen und organischen Schadstoffe geben mit den Indikatorpflanzen **Gemeine Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*), **Stieleiche** (*Quercus robur L.*), **Birke** (*Betula pendula ROTH*) gemessenen Konzentrationen die Hintergrundwerte für die in

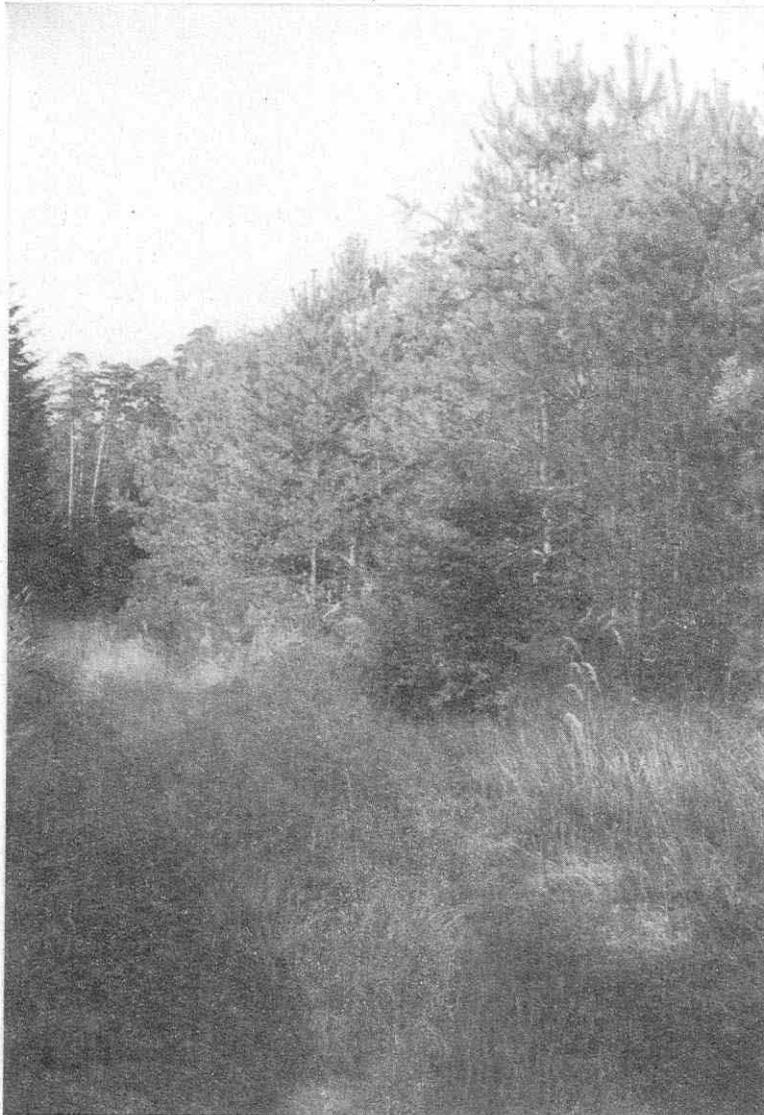


Abb. 8 Blick auf den Meßpunkt 8 aus östlicher Richtung

in die Vegetation eingetragenen Fremdstoffe aus dem atmosphärischen Ferntransport für Nordostdeutschland wider. Sie gestatten somit einen unmittelbaren Vergleich zu den Eintragungshöhen ausgewählter luftgetragener Schadstoffe an belasteten Standorten Sachsen-Anhalts.

2.1.8 Meßpunkt 9

Der als Vergleichsmeßpunkt für luftgetragene anorganische und organische Schadstoffe ausgewählte Standort Kap Arkona liegt an der Nordküste der Insel Rügen/Mecklenburg-Vorpommern in unmittelbarer Nähe der Abbruchkante der Steilküste ca. 200 m vom Leuchtturm entfernt. Dieser Standort ist landseitig von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben und wird aus dieser Richtung nicht unmittelbar von kommunalen bzw. industriellen Emissionen belastet. Dagegen spielt der auf den nördlich des Standortes verlaufenden Schifffahrtsrouten zu beobachtende starke Schiffsverkehr eine wesentliche Rolle als Emittent. Wichtig sind dabei die von den Schiffsantrieben ausgehenden Immissionen der Dieselmotoren.

2.1.9 Meßpunkt 10

Als Vergleichsmeßpunkt für atmogene urbane Immissionen wurde ein auf dem Gelände des UFZ-Umweltforschungszentrums liegender Standort im Nordosten der Stadt Leipzig ausgewählt. Er liegt an der Kreuzung zwischen einer intensiv genutzten innerstädtischen Verbindungsstraße und der in Richtung Torgau führenden, durch PKW- und LKW-Verkehr stark befahrenen Bundesstraße B 87. Letztere fungiert gleichzeitig als Ausfallstraße und Autobahnzubringer. Die Immissionssituation dieses Vergleichsmeßpunktes ist deshalb besonders durch kraftverkehrsbedingte Emissionen geprägt.

3 Material und Methoden

3.1 Probennahme

Proben von 4-, 16- und 22-monatigen Kiefernadeln (*Pinus sylv. L.*) sowie alternativ je nach Vorkommen 4-monatigen Blättern von Ahorn, Birken und Eichen wurden in den Sommermonaten 1995/96 an sieben regionalen Standorten des Landes Sachsen-Anhalt und einem Referenzstandort in Serrahn (Mecklenburg-Vorpommern) genommen. Das Abschneiden der Nadeln erfolgte in einer Entfernung von ca. 1 cm vom Zweigansatz mit einer Keramikschere, um harzige Teile zu eliminieren. Das Alter der beprobten Kiefernabäume, welche gleichzeitig für zukünftige Untersuchungen gekennzeichnet wurden, betrug 7-12 Jahre. Die Proben (ausreichend für 5 Einzelproben von je 10 g Frischgewicht pro Standort und Spezies) wurden in Aluminiumfolie verpackt und bis zur Aufarbeitung bei minus 20 °C in einer Kühlbox eingefroren. Die Schadstoffgehalte wurden auf das Trockengewicht der Nadeln oder Blätter bezogen, das unter Verwendung von Subproben bei 85 °C bestimmt wurde. Die Wassergehalte schwankten zwischen 40 und 70 % des Gesamtgewichtes bei 4-monatigen, 42 und 56 % bei 16-monatigen sowie 56 und 60 % bei 22-monatigen Nadeln. Bei den 4-monatigen Laubblättern variierten die Wassergehalte zwischen 46 und 59 %.

3.2 Schadstoffanalytik

3.2.1 Anorganische Schadstoffe und Bioelemente

3.2.1.1 Auswahl der Schadstoffe

Die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium und Zink sowie die Bioelemente Calcium, Kalium, Magnesium und das Leichtmetall Aluminium wurden auf Grund der zu erwartenden Belastungen aus der Palette der relevanten Elemente

3.2.1.2 **Probenvorbereitung der Kiefernadeln, Laubblätter und der zur Erfassung des atmoden transportierten partikulären Schadstoffanteils verwendeten Quarzfilter sowie die benutzte analytische Methodik**

Die Aufarbeitung des Probenmaterials wurde nach WEIßFLOG et. al (1994a,b) vorgenommen. Dabei wurde nach Trocknung des pflanzlichen Materials bei 85 °C und Mahlen in einer Achatkugelmühle der Naßaufschluß mit konz. HNO₃ in einem Mikrowellengerät durchgeführt. Auch zum Aufschluß des Quarzfilters diente nach der Trocknung konz. HNO₃ im gleichen Mikrowellengerät. Die anschließende Multielementanalyse erfolgte mit einem ICP-AE-Spektrometer, wobei der NBS-Standard 1575 (pine needles) als Referenzmaterial verwendet wurde.

3.2.2 **Organische Schadstoffe**

3.2.2.1 **Auswahl der Schadstoffe**

Aus der Vielzahl umweltrelevanter organischer Schadstoffe ergibt sich, daß zur Beurteilung der Schadstoffsituation eine Beschränkung auf einige sogenannte wichtige Leitschadstoffe als Repräsentanten wichtiger Stoffgruppen notwendig ist. Eine Auswahl dieser Substanzen erfolgte dabei nach folgenden Kriterien:

- * Verweildauer in Umweltmedien (Persistenz)
- * Höhe der Immissionskonzentration
- * regionale Besonderheiten
- * abgestufte physikochemische Eigenschaften
- * Akkumulationspotential in der Vegetation
- * mögliche toxische Wirkungen.

Relevante physikochemische Eigenschaften der untersuchten organischen Schadstoffe sind in Tab. 1 aufgeführt.

Der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient $\log K_{ow}$ und die Henry-Konstante H als Ausdruck der Flüchtigkeit dieser Verbindungen variieren beispielsweise im Bereich von etwa drei Zehnerpotenzen. Dagegen sind die berechneten Molekularvolumen analog dem jeweiligen effektiven Durchmesser, der näherungsweise als Meßgröße für passive Transportprozesse innerhalb der kutikularen Penetrationswege betrachtet werden kann, in einer vergleichbaren Größenordnung, so daß sterische Effekte dieser analysierten Verbindungen nur eine untergeordnete Rolle bei der Penetration durch die Pflanzenkutikula spielen sollten. Aus der Gruppe der chlorierten aromatischen Kohlenwasserstoffe, die als Zwischenprodukte chemischer Synthesen entstehen oder als Lösungsmittel, Insektizide, Fungizide und Beizmittel in die Umwelt gelangen bzw. gelangten, wurden die Substanzen Tetra-(TCB), Penta-(PCBz) und Hexachlorbenzen (HCB) ausgewählt. Die Insektizide p,p-DDT und γ -HCH (Lindan) wurden auf dem Gebiet des jetzigen Bundeslandes Sachsen-Anhalt über viele Jahre bis zu ihrem Verbot in den 70er und 80er Jahren in höheren Tonnagemengen produziert. Bei dem jeweiligen Produktionsprozeß fielen die Nebenprodukte p,p'-DDE und p,p'-DDD bzw. verschiedene HCH-Isomere an. Diese Substanzen können aber auch durch Abbau- bzw. Umlagerungsvorgänge in abiotischen und biotischen Medien gebildet werden. Das technische HCH-Produkt setzt sich zu 60-70 % aus α -HCH, zu 5-12 % aus β -HCH, zu 10-15 % aus γ -HCH, zu 6-10 % aus δ -HCH und zu 3-4 % aus ϵ -HCH zusammen (BLAQUIERE et al. 1973).

Tab. 1: *Physikochemische Eigenschaften der untersuchten Schadstoffe**

Substanz	MG	log K_{ow}	H (Pa m ³ /mol)	S_{H_2O}
α -HCH	290,8	3,95	0,18	8,1 E 6
β -HCH	290,8	4,10	0,06	7,2 E 7
γ -HCH	290,8	3,84	0,21	2,4 E 5
δ -HCH	290,8	4,28	0,15	2,6 E 5
HCB	284,8	5,73	53,0	1,7 E 7
1,2,3,4-TCB	215,9	4,64	71,0	3,6 E 5
p,p'-DDT	354,5	6,91	0,86	1,5 E 8
p,p'-DDE	318,0	6,56	2,10	1,3 E 7
p,p'-DDD	320,0	6,22	0,40	6,3 E 8
PCB 28	257,8	5,62	29,0	6,2 E 7
PCB 52	292,0	6,09	32,0	1,4 E 7
PCB 101	326,4	6,85	9,20	4,7 E 8
PCB 138	360,7	7,25	13,0	2,0 E 8
PCB 153	360,7	7,16	9,60	1,3 E 8
Phenanthren	178,2	4,46	3,60	5,5 E 6
Anthracen	178,2	4,45	7,70	6,0 E 7
Fluoranthren	202,3	5,16	0,88	1,0 E 6
Pyren	202,3	4,88	1,20	6,6 E 7
Benzo(a)pyren	252,3	5,97	0,04	2,1 E 8

* Angaben nach BALLSCHMITER et al. (1991), RIPPEN (1994) und PASCHKE et al. (1997)

Insektizide im chemischen Pflanzen- und Materialschutz spielen auch heute noch einschließlich ihrer Nebenprodukte eine Rolle, da sie in größeren Mengen auf Deponien in Mitteldeutschland, speziell in Sachsen-Anhalt abgelagert sind. Eine Gefahr des Wiederaustritts in die Umwelt ist z.B. durch den gegenwärtig ansteigenden Grundwasserspiegel im Bitterfelder Raum gegeben.

Die polychlorierten Biphenyle (PCBs) wurden nach Emissionswerten, ansteigendem Chlorierungsgrad und abgestuftem Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten ausgewählt. PCBs sind ausschließlich anthropogenen Ursprungs und wurden als Wärmeaustauscher, Vakuumöle, Kondensatorflüssigkeiten und Stabilisatoren in Sprays verwendet. Weiterhin sind diese Verbindungen in Farben, Tinten, Klebern, Harzen und Kunststoff-Folien enthalten. Seit 1979 gibt es zwar ein Verbot für diese Schadstoffklasse, aber Ausnahmeregelungen existieren noch. Stoffe wie Phenanthren, Anthracen, Pyren und Benzo(a)pyren gehören in die Gruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAKs bzw. international als PAHs bezeichnet). Die Auswahl erfolgte hier speziell nach der Anzahl der kondensierten Benzenringe im Molekülgerüst, ihren emittierten Mengen in die Umwelt sowie unter Berücksichtigung ihrer toxikologischen Eigenschaften. PAKs sind Produkte der unvollständigen Verbrennung organischer Materialien. Sie entstehen z.B. beim Betreiben von Verbrennungsmotoren (besonders mit Dieselkraftstoffen), Kraftwerken, Kokereien und Müllverbrennungsanlagen sowie bei Pyrolyseprozessen.

Aus den umweltrelevanten Stoffgruppen wurden zur quantitativen gaschromatographisch-massenspektrometrischen Bestimmung folgende Leitschadstoffe ausgewählt:

a Polychlorierte Biphenyle (PCBs):

PCB 28	2,4,4'-Trichlorbiphenyl
PCB 52	2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl
PCB 101	2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl

PCB 138	2,2',3,4,4',5-Hexachlorbiphenyl
PCB 153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl

*b Chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe:
Leichtflüchtige Chlororganika*

TCB	1,2,3,4 -Tetrachlorbenzen
PCBz	Pentachlorbenzen
HCB	Hexachlorbenzen

c Insektizid wirksame Chlororganika und deren Abbau- bzw. Umlagerungsprodukte

p,p'-DDT	1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl-)ethan
p,p'-DDE	1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl-)ethen
p,p'-DDD	1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan
α -HCH	α -Hexachlorcyclohexan
β -HCH	β -Hexachlorcyclohexan
γ -HCH	γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan)
δ -HCH	δ -Hexachlorcyclohexan

d Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs):

PHE	Phenanthren
ANT	Anthracen
FLU	Fluoranthren
PYR	Pyren
BaP	Benzo(a)pyren

3.2.2.2 Probenvorbereitung der Kiefernadeln und Laubblätter sowie analytische Methodik

Bei der Messung der Probenextrakte zeigte sich wiederholt eine teilweise vom Probenmaterial abhängige größere Schwankung der Wiederfindungsraten unter Verwendung von ^{13}C -markierten Referenzsubstanzen. Aus diesem Grund wurde das herkömmliche Aufbereitungsverfahren (REISCHL et al. 1987, UMLAUF et al. 1990, KÖTTNER 1991, STRACHAN et al. 1994, WENZEL et al. 1994) überarbeitet und durch die Einführung zusätzlicher Extraktionsschritte wesentlich verbessert (KEIL 1995, WENZEL et al. 1997).

Folgende Extraktionsschritte wurden zur Verbesserung der Ausbeuten für Organochlorverbindungen und PAKs in den Kompartimenten Wachsschicht und innere Nadel bzw. inneres Blatt durchgeführt (vgl. Abb. 8):

3.2.2.3 Extraktion und Cleanup der Wachsschicht

10 g luftgetrocknete Nadeln bzw. Blätter wurden unter gleichzeitiger Zugabe von je 5 ng ^{13}C -markiertem Hexachlorbiphenyl, PAK- und Chlorbenzol-Mix in Toluol als Standard mit 100 ml Dichlormethan überstaut und 10 min im Ultraschallbad belassen. Nach der Filtration

wurden die Nadeln nochmals mit 20 ml Dichlormethan behandelt. Die vereinigten Filtrate wurden im Rotations-Vakuumverdampfer (RV) auf ca. 2 ml eingeeengt und dann über 2 Florisil-Säulen gereinigt:

- a) Säule 1 mit 17 cm Länge und 1 cm Innendurchmesser mit desaktiviertem Florisil (4% Wassergehalt)
- b) Säule 2 mit 15 cm Länge und 0,5 cm Innendurchmesser mit vollaktiviertem Florisil

Der Kolben wurde fünfmal mit je 10 ml n-Hexan gespült. Danach wurden die einzelnen Spüllösungen auf die Säule 1 aufgetragen. Es wurde mit 100 ml n-Hexan/Dichlormethan 80:20 eluiert. Die ersten 60 ml Eluat (in diesem Anteil sind die zu messenden Schadstoffe so gut wie quantitativ enthalten) werden auf die Säule 2 gegeben, es folgt dort eine Nachreinigung der Hauptmenge durch Elution mit 50 ml n-Hexan/Dichlormethan 80:20. Die gesamten Eluate beider Säulen werden dann vereinigt und bis zur Trockne am RV eingeeengt. Der Kolben wird dann mit 3 x 2 ml Ether gespült; es wird portionsweise in Mikrovials überführt und unter Stickstoff zur Trockne eingeeengt. Der Rückstand wird in 200 µl Toluol aufgenommen, die Mikrovials werden mit Kappen verschlossen und zur Messung bereitgestellt.

3.2.2.4 Extraktion des in der Wachsschicht deponierten Flugstaubes

Auf bzw. in der Wachsschicht akkumulierte und auf dem Filter sich absetzende Flugstaubmengen wurden nach der Filtration der extrahierten Wachsschicht gravimetrisch bestimmt. Darüber hinaus wurde das mit den abgetrennten Flugstaubpartikeln behaftete Filter anschließend einer Soxhlet-Extraktion mit einem Lösungsmittelgemisch von Methanol/Toluol 90:10 (Vol. %) unterzogen. So konnten auch an Partikeln stärker adsorbierte Schadstoffanteile, die durch die vorangehende Extraktion mit dem unpolaren Lösungsmittel Methylenchlorid nicht vollständig abgetrennt werden konnten, mit einem polaren Lösungsmittelgemisch abgelöst werden. Anschließend wurde der Extrakt filtriert, eingeeengt, in Mikrovials überführt, auf 200 µl aufgefüllt und zur Messung bereitgestellt. Die Ausbeuten an einigen Chlororganika (HCH-Isomere, DDTs, PCBs) und den analysierten PAKs in der Wachsschicht konnten damit etwa bis zu 20 %, in Einzelfällen bis zu 90 % gesteigert werden.

3.2.2.5 Extraktion des Nadel- bzw. Blattinneren

Erste Extraktion und Cleanup der inneren Nadel bzw. des inneren Blattes

Die Restnadel (oder Restblatt) wurde zerkleinert, mit 100 ml n-Hexan bei gleichzeitiger Zugabe der internen Standardlösung überstaut und homogenisiert (Ultra-Turrax). Die Lösung wurde 10 min im Ultraschallbad behandelt und anschließend filtriert. Die Extraktion wurde zweimal (zunächst mit 100 ml, dann mit 80 ml n-Hexan) wiederholt. Um hydrophile Inhaltsstoffe abzutrennen, wurden die vereinigten Filtrate mit ca. 250 ml 10 %iger Natriumkarbonatlösung ausgeschüttelt. Die Hexanphase wurde im RV auf 2 ml eingeeengt und wie oben beschrieben über die Säulen 1 und 2 gereinigt. Die vereinigten Eluate wurden wiederum eingeeengt, mit 3 x 2 ml Ether in Mikrovials überführt, unter Stickstoff zur Trockne eingeeengt, mit 200 µl Toluol aufgenommen und zur Messung am GC/MSD bereitgestellt.

Zweite Extraktion der inneren Nadel bzw. des inneren Blattes (speziell für die Extraktion der PAKs und einzelner Chlororganika)

Der nach der ersten Extraktion verbliebene Filtrerrückstand wird bei gleichzeitiger Zugabe von 10 ng PAK-Mix mit einem Lösungsmittelgemisch von 100 ml Methanol/Toluen 90:10 überstaut und 10 min im Ultraschallbad behandelt. Der Vorgang wird mit 70 ml dieser Lösungsmittelmischung wiederholt. Die vereinigten Filtrate werden bis zur Trockne eingengt und anschließend mit 30 ml Dichlormethan wieder aufgenommen. Die Lösung wird auf die Säule 1 aufgetragen; nun wird mit einer Mischung von 160 ml n-Hexan/Dichlormethan 50:50 eluiert, zur Trockne eingengt, mit 3 x 2 ml Ether in das Microvial überführt, wiederum zur Trockne eingengt, mit 200 µl Toluol aufgenommen und zur Messung bereitgestellt.

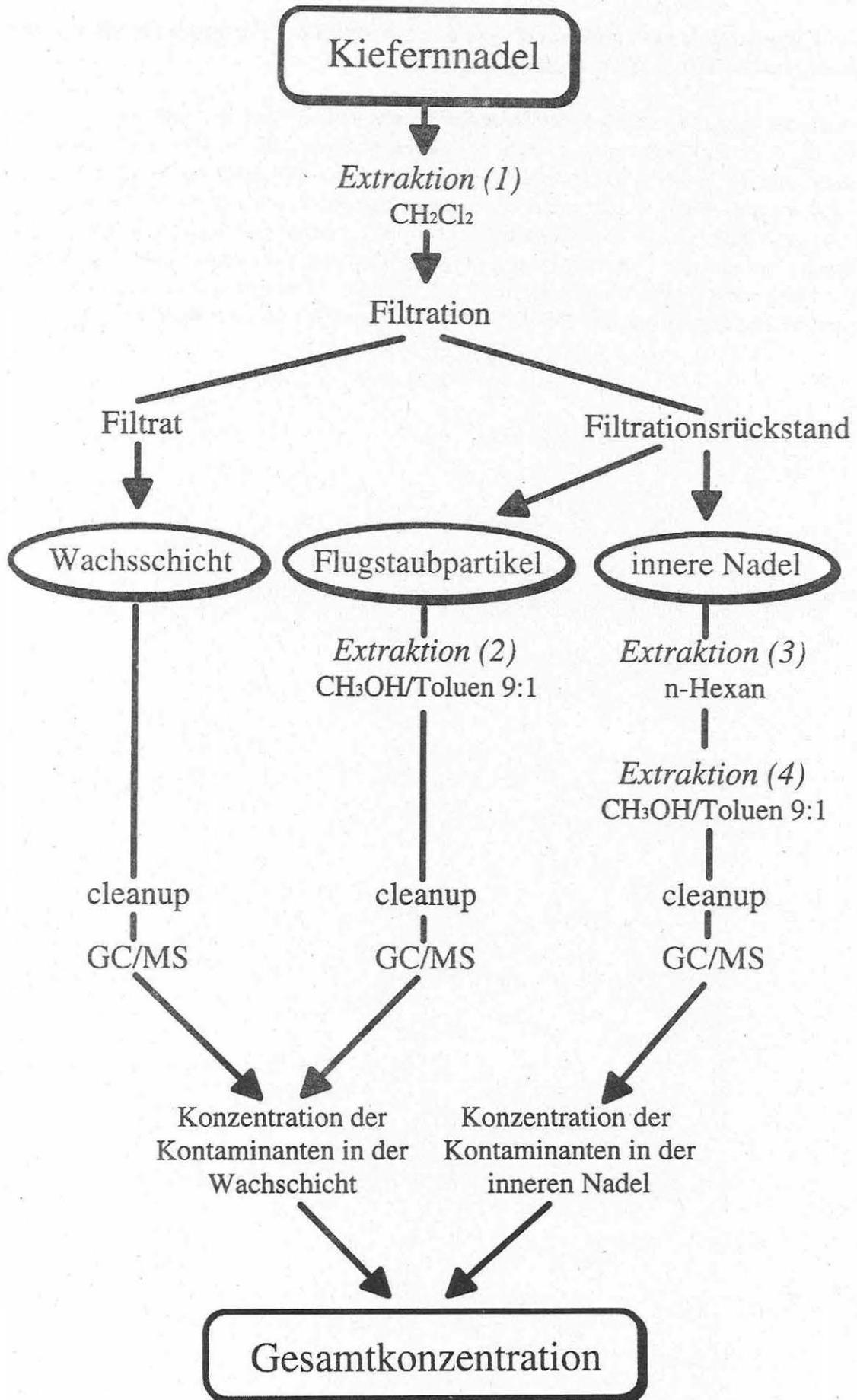


Abb. 9: Schematische Darstellung der Aufarbeitung der Kiefernadelproben

Vorbereitungsarbeiten für aktiviertes Florisil

40 g desaktiviertes Florisil (4 % Wassergehalt) wurden mit 80 ml Methanol und 80 ml Methylenchlorid extrahiert. Anschließend wurde das Florisil bei 100-120 °C getrocknet und bei 180 °C 4 Stunden unter Stickstoff aktiviert.

3.2.2.6 Gerätetechnische Ausstattung und Analyse

Ausstattung:

GC: Hewlett Packard GC 5890

MSD: Hewlett Packard MSD 5971, Messung im SIM-mode

Trägergas: Helium; Überdruck $p = 1025 \text{ hPa} \approx 15 \text{ psi}$

Kapillarsäule: HP Ultra 2, Länge 25 m, Innendurchmesser 0,32 mm

Analyse:

Die quantitative Analyse dieser Substanzen wurde unter Zugabe eines internen Standardgemisches (bestehend aus ^{13}C -markierten Referenzsubstanzen als Vertreter für die einzelnen Stoffgruppen) durchgeführt (WENZEL et al. 1994).

Dabei waren folgende Bedingungen einzuhalten:

Die Starttemperatur beträgt 60 °C. Nach einer Minute wird mit einer Aufheizrate von 10 °C /min bis zur Endtemperatur von 260 °C erhöht. In den Kiefernnadelextrakten liegen die Wiederfindungsraten für die Chlororganika zwischen 87 % (γ -HCH) und 96 % (PCB 153), für die PAKs zwischen 65 % (Benzo(a)pyren) und 80 % (Phenanthren). Die Nachweisgrenzen bewegen sich zwischen 70 pg/g Trockengewicht für DDE und 400 pg/g Trockengewicht für Benzo(a)pyren. Die relative Standardabweichung der Konzentrationswerte von 5 Einzelbäumen an einem Standort variierte in der Regel zwischen 5 und 30 %.

3.2.2.7 Bestimmung von Lipidgehalten

Für eine Normierung unterschiedlicher Schadstoffgehalte in verschiedenen Vegetationsvertretern des gleichen Standortes wurden von mehreren Autoren die Parameter spezifische Oberfläche, Wachsgehalt und Lipidgehalt verwendet (KÖTTNER 1991, MCCRADY 1994, SIMONICH & HITES 1994). Diese Parameter wurden an beprobten Kiefernnadeln unterschiedlichen Alters und Blättern unterschiedlicher Laubbäume für ihre diesbezügliche Eignung untersucht und mit Literaturdaten verglichen.

Zur Bestimmung des Lipidgehaltes wurden verschiedene bekannte Vorschriften angewandt, bewertet und modifiziert. Der Lipidgehalt variiert wie auch der Feuchtigkeitsgehalt über die Wachstumsaison, so daß der Lipidgehalt jeweils auf das Probennahmedatum zu beziehen ist. Die Vegetation zeigt abnehmenden Feuchtigkeitsgehalt und ansteigenden Lipidgehalt während der Wachstumsphase.

Nach einer Methode von SIMONICH & HITES (1994) wurde die zuvor getrocknete jeweilige Vegetationsprobe mit einer Lösung von n-Hexan/Aceton 50:50 für 1 h im Ultraschallbad behandelt, das Lösungsmittel abdekantiert und verdampft. Durch Differenzwägung des Rückstandes kann der prozentuale Lipidgehalt bestimmt werden. Die Ergebnisse wiesen eine zu große Schwankungsbreite auf und waren für den vorgegebenen Zweck nicht geeignet, was auf die Verwendung der Aceton-Komponente zurückzuführen sein dürfte. Außer Lipiden wurden auch andere pflanzliche Bestandteile (z.B. Chlorophyll) herausgelöst und erschwerten eine gute Reproduzierbarkeit.

Die bekannte Bligh-Dyer Methode (BLIGH & DYER 1959) wurde von MCCRADY (1994) modifiziert und zur Bestimmung des Fettgehaltes von Blättern und Nadeln verwendet. Dazu wurden die Gewebeprouben mit einer Mischung aus Methylenchlorid, Methanol und Wasser (Vol.% 2:2:1) im Ultra-Turrax homogenisiert. Das Homogenat wurde anschließend filtriert. Vor der Abtrennung der Methylenchloridphase wurde das Homogenat einige Zeit zur Einstellung des Verteilungsgleichgewichtes stehengelassen. Das Lösungsmittel wurde entfernt, danach wurde 2 Stunden bei 70 °C getrocknet. Der Lipidgehalt wurde gravimetrisch bestimmt. Diese von MCCRADY angewandte Methode wurde entsprechend unseren Erfordernissen abgewandelt und in folgende Vorschrift überführt:

Die tiefgefrorenen Nadeln bzw. Laubblätter wurden eine Stunde bei Zimmertemperatur aufgetaut. 10 g der etwa in 3 mm große Segmente geschnittenen Pflanzenteile wurden eingewogen. Die Proben wurden mit einem Gemisch aus 60 ml Methylenchlorid, 60 ml Methanol und 30 ml Wasser versetzt, im Ultra-Turrax homogenisiert (ca. 1 min) und nach einer Stunde filtriert. Der feste Rückstand wurde mit ca. 15 ml Methylenchlorid gewaschen und ausgepreßt. Nach der Filtration überführten wir die beiden Phasen in einen Scheidetrichter und schüttelten kräftig. Wir warteten bis zur sauberen Entmischung der beiden Phasen, entnahmen die Methylenchloridphase und gaben sie im Rotationsvakuumverdampfer ein. Der Rückstand, der neben den zu extrahierenden Fetten noch Methanol und Wasser enthält, wurde bei 75 °C im Trockenschrank für 2,5 h getrocknet. Es blieb ein tiefgrüner, fester und fettartiger Extraktionsrückstand zurück, dessen Gewicht durch Differenzwägung bestimmt wurde. Eine nochmalige Extraktion des verwendeten Probenmaterials zur Überprüfung der Ergiebigkeit des Extraktionsverfahrens brachte eine Erhöhung der Werte im Bereich von etwa 6 % des Gesamtlipidgehaltes. Zur besseren Auswertbarkeit wurde der Lipidgehalt jeder Vegetationsprobe dreimal bestimmt.

3.3 Immissionsmessungen

3.3.1 Probennahme

Die Luftprobennahmen wurden mit einem High-Volume-Sampler mit angeschlossener Kartusche (XAD-2 als Adsorbiermaterial für gasförmige organische Fremdstoffe) und Quarzfaserfilter (zur Bestimmung der an Partikeln gebundenen anorganischen und organischen Schadstoffanteile) durchgeführt. Die Analyse der partikulären anorganischen Substanzen erfolgte nach WEIBFLOG et al. (1994a,b), die der organischen Komponenten in Anlehnung an UMLAUF et al. (1989) und WELSCH-PAUSCH et al. (1995).

3.3.2 Aufarbeitung der Kartusche (gasförmiger Schadstoffanteil)

Die Kartusche enthielt 20 g XAD-2 als Adsorbiermaterial. Dieses wurde mit 2 x 60 ml n-Hexan je 10 min im Ultraschallbad behandelt und filtriert. Es erfolgte eine zweite Extraktion des XAD-Materials mit 2 x 50 ml Methylenchlorid bei jeweils 10 minütiger Behandlung im Ultraschallbad. Danach wurde wiederum filtriert. Die vereinigten Filtrate wurden für die einzelnen Substanzklassen ausgewählten Standardreferenzchemikalien versetzt (¹³C-markiertes PCB 153 für die PCBs; Chlorbenzen-Cocktail für die anderen Chlororganika; D₂O-markierter PAK-Mix), im RV auf ca. 5 ml eingeeengt, auf eine aktivierte Florisilsäule gegeben und mit 100 ml n-Hexan/Dichlormethan (Vol. % 1:1) eluiert. Das Eluat wurde im RV eingeeengt, mit je 10 ml Ether in Microvials überführt und erneut eingeeengt. Der Rückstand wurde in 100 µl Toluol aufgenommen und zur GC/MS-Messung gegeben.

3.3.3 Aufarbeitung des Staubfilters (partikelgebundene Anteile)

Eine erste Extraktion des Quarzfilters erfolgte mit einem Lösungsmittelgemisch von 60 ml CH_2Cl_2 /n-Hexan 1:1 im Ultraschallbad für 20 min. Das Filtrat wurde mit Standardreferenzchemikalien versetzt (s.o.). Danach wurde das Quarzfilter ein zweites Mal mit 60 ml des polareren Lösungsmittelgemischs Methanol/Toluol 9:1 für 2 h bei 70 °C am Rückfluß extrahiert. Es wurde anschließend am RV eingeeengt, auf eine aktivierte Florisil-Säule aufgetragen, eluiert und weiter verfahren wie oben beschrieben.

4 Ergebnisse und Diskussionen

4.1 Immissionsmessungen

Immissionsmessungen wurden an den 7 ausgewählten regionalen Meßstandorten und einem Referenzstandort in Mecklenburg/Vorpommern in den Monaten August/September durchgeführt. Weitere Luftmessungen fanden an folgenden Standorten statt:

- * **MP 7** : Spitzberg bei Halle im Monat Februar bei extrem niedrigen Außentemperaturen von -19 °C (städtische Mischemissionen),
- * **MP 9** : Kap Arkona auf der Insel Rügen (Einfluß Schiffsverkehr, Dieselmotorenbetrieb) und
- * **MP 10**: stark frequentierte Leipziger Straßenkreuzung Permoser-/Torgauer Straße, unmittelbar am UFZ gelegen (gemessen auf dem Gelände des UFZ).

Eine Bewertung der für die spezifischen Emissionsquellen ermittelten anorganischen und organischen Schadstoffgehalte (vgl. Tab. A1 und A2) erfolgt durch Vergleich der analysierten Absolutwerte der jeweiligen Einzelsubstanz und ihrer partikelgebundenen Anteile zwischen den im Sommer beprobten 10 Standorten (vgl. Tab. A3-A5).

4.1.1 Immissionsmessungen der ausgewählten Schwermetalle und Bioelemente

Die auf die verschiedenen Meßpunkte einwirkenden unterschiedlichen Hauptemittenten lassen charakteristische Zusammensetzungen der luftgetragenen schwermetall- und bioelementhaltigen partikulären Schadstofffracht erwarten. Dies bestätigt sich in den Ergebnissen der Immissionsmessungen an den Meßpunkten 1-10 (vgl. Tab. A1). Während die MP 1-4 schwermetallbezogen ein unauffälliges Muster zeigen, welches den unbelasteten Referenzstandorten Serrahn/Mecklenburg-Vorp. (MP 8) und Kap Arkona/Rügen (MP 9) ähnelt, sind die Standorte MP 4-7 und 10 durch erhöhte Schwermetallbelastungen gekennzeichnet. So weisen die Standorte MP 4 und 9 höhere atmogene V-Gehalte auf. Dies ist auf die Verwendung von Heizöl im Schiffsbetrieb und zur Energiegewinnung im ländlichen Raum der Insel Rügen zu erklären. Der erhöhte V-Gehalt am Standort MP 4 hingegen deutet bei gleichzeitig deutlich höheren Pb-Konzentrationen auf eine Mischimmissionsituation hin, zu der sowohl der PKW-Verkehr auf der Bundesstraße B2 (Betrieb von Ottomotoren mit bleihaltigem Kraftstoff) als auch die Energiegewinnung mittels vanadinhaltigem Heizöl im ländlichen Raum der Dübener Heide beitragen. Besonders deutlich fallen die atmogenen Pb-Belastungen der Standorte MP 5, 6, 7 (-19°C) und 10 aus. Durch die gleichzeitige Betrachtung der jeweilig vor Ort ebenfalls sichtbar werdenden atmogenen Belastung durch das Schwermetall Kupfer wird ersichtlich, daß auch an diesen vier Standorten eine Mischimmissionssituation vorliegt. So ist die im Vergleich zu den restlichen Standorten am Standort MP 5 fast um das

dreifach erhöhte Cu-Immission auf betriebsbedingte Emissionen der buntmetallverarbeitenden Industrie im Hettstedter Raum z.B. bei der Verarbeitung von bleihaltigem Cu-Kabelschrott zurückzuführen. Diese Beobachtungen korrelieren positiv mit der Belastung dieses Standortes mit spezifischen chlororganischen Schadstoffen und polyzyklischen Aromaten, die bei diesen Prozessen freigesetzt werden. Die stark erhöhten Cu-, Pb-, Fe- und Cd-Werte am MP 7 hingegen sind auf urbane Mischemissionen der Stadt Halle (durch Kfz-Verkehr und Hausbrand bedingt) während einer winterlichen Inversionswetterlage zurückzuführen. Bei den atmogenen Frachten des Schwermetalls Zn, der Bioelemente Ca, K und Mg und des Leichtmetalles Al gibt es an den Standorten MP 1, 2, 4, 6 und 10 gewisse Übereinstimmungen, die auf den atmogenen Transport von aufgewirbelten Bodenpartikeln zurückgeführt wird. Eine weitere Interpretation der Ergebnisse wird bei der gleichzeitigen Betrachtung der im folgenden Kapitel 4.1.2 aufgeführten atmogenen organischen Schadstofffrachten möglich.

4.1.2 Immissionsmessungen der ausgewählten organischen Schadstoffe

Zur besseren Interpretation der Immissionsdaten der ausgewählten organischen Schadstoffe (vgl. Tab. A2) wird dem höchsten Schadstoffwert bzw. dem höchsten partikelgebundenem Anteil die Position 1, dem jeweils niedrigsten Wert die Position 10 zugeordnet (vgl. Tab. A3). Aus dieser Tabelle werden dann pro analysierter Substanz sowohl die vier Standorte mit den höchsten Schadstoffkonzentrationen (Tab. A4) als auch partikelgebundenen Anteilen (Tab. A5) bestimmt. Diese Positionen erhalten zur Kennzeichnung ein x. Daraus ergeben sich charakteristische Schadstoffmuster (Tab. A4) und entsprechende Angaben zur Einschätzung des Transportweges (gasförmig oder partikelgebunden) am jeweiligen MP (Tab. A5). Der Standort Spitzberg bei $-19\text{ }^{\circ}\text{C}$ wird nicht in die Positionsbewertungen mit einbezogen, sondern unter Beachtung der extremen Temperaturunterschiede gegenüber Spitzberg bei $+20\text{ }^{\circ}\text{C}$ gesondert abgehandelt, so daß insgesamt 10 Standorte mit ihren spezifischen Quellen bei der Auswertung miteinander verglichen werden.

4.1.2.1 Meßpunkt 1

Von den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen ist HCB als das Hauptabbauprodukt der HCH-Isomere auch die Substanz mit den höchsten Emissionswerten im Lee der Deponie (1. Pos. mit $83,6\text{ pg/m}^3$), während TCB (6. Pos. $4,0\text{ pg/m}^3$) und PCBz (5. Pos. mit $7,3\text{ pg/m}^3$) nicht als charakteristische Emissionen dieser Deponie zu betrachten sind. Der Transport in dieser Substanzgruppe erfolgt generell gasförmig.

In der Gruppe der HCHs ist auffällig, daß gerade für α -HCH, das zu etwa 60 % im technischen Produkt enthalten ist, nur $6,2\text{ pg/m}^3$ (10. Pos.) und damit eine extrem niedrige Emission nachgewiesen werden kann. Auch von γ -HCH (Lindan) waren nur mittlere Konzentrationen nachweisbar (7. Pos. mit 359 pg/m^3). Daß Lindan nur in geringen Konzentrationen in der Deponie vorliegt, war zu erwarten, da es ja selbst das Isomer mit der insektiziden Wirksamkeit und damit das Hauptprodukt darstellt. Allerdings ist nach bisherigem Erkenntnisstand die Schwierigkeit einer Trennung der Isomere im Produktionsprozeß bekannt. So war es doch überraschend, daß höchste Konzentrationen an β - (1. Pos. mit 927 pg/m^3) und δ -HCH (1. Pos. mit 234 pg/m^3) nachgewiesen werden konnten. Unklar ist jedoch, ob dies als Resultat unterschiedlicher Verdampfbarkeit der HCH-Isomere mit dem Ergebnis der Anreicherung der schlechter verdampfenden Substanzen zu sehen ist (vgl. Tab. 1, Henry-Konstante) oder ob eventuell innerhalb der Deponie durch möglicherweise ablaufende mikrobielle Prozesse Umlagerungsreaktionen zu energieärmeren Produkten ablaufen.

Bei den DDTs liegen im Vergleich mit den HCHs analoge Verhältnisse vor. Während die Konzentrationen an DDT (4. Pos. mit $19,0 \text{ pg/m}^3$) und DDE (5. Pos. mit $50,4 \text{ pg/m}^3$) nur mittleren Konzentrationen im Vergleich der Standorte entsprechen, werden die höchsten Konzentrationen an DDD (1. Pos. mit $31,7 \text{ pg/m}^3$) gemessen. DDT und DDD werden gasförmig transportiert, während DDE zu 27,4 % partikelgebunden transportiert wird. Daraus läßt sich schlußfolgern, daß bereits in der Deponie ein Abbau von DDT bzw. DDE zu DDD erfolgt und nicht am Partikel.

Charakteristisch für die HCH-Deponie sind die mit Ausnahme von PCB 101 (6. Pos. mit $20,1 \text{ pg/m}^3$) hohen PCB-Emissionen der analysierten Kongenere. So nehmen PCB 28 ($25,7 \text{ pg/m}^3$) und PCB 153 ($19,7 \text{ pg/m}^3$) jeweils die 1. Pos., die PCBs 52 ($26,0 \text{ pg/m}^3$) und 138 ($18,6 \text{ pg/m}^3$) jeweils die zweite Pos. ein. Partikelgebunden transportiert werden nur geringe Anteile von PCB 101 (16,4 % = 10. Pos.) und PCB 153 (27,4 % = 8. Pos.).

PAKs als anthropogene Emissionen spielen wie erwartet nicht die dominierende Rolle bei einer HCH-Deponie (lediglich Pos. 7-9), obwohl diese Werte immerhin als Summenparameter die PAK-Emissionen an den MP 5, 6 und 7 (industrieller Einfluß) sowie am Referenzstandort Serrahn (hier um ein Vielfaches) übertreffen (vgl. Tab. A2). Benzo(a)pyren liegt allerdings im Lee der Deponie zu 100 % (1. Pos.) und Fluoranthen zu 29 % (3. Pos.) vergleichsweise in höherem Maße partikelgebunden vor.

Charakteristisch für diesen Standort ist, daß die analysierten Organika zumeist gasförmig transportiert werden.

4.1.2.2 Meßpunkt 2

Bei den leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen werden insbesondere PCBz (mit $19,2 \text{ pg/m}^3$ die höchste Konzentration aller Meßstandorte) und TCB (3. Pos. mit $7,2 \text{ pg/m}^3$) emittiert, während Hexachlorbenzol hier lediglich mittlere Werte aufweist ($42,4 \text{ pg/m}^3$, 6. Pos.). Obwohl an der BAB 2 DDT und sein Abbauprodukt DDE im Vergleich zu den anderen Standorten die 1. ($28,8 \text{ pg/m}^3$) bzw. 2. Pos. (164 pg/m^3) in der Konzentrationshöhe einnehmen, erscheint DDD als weiteres Abbauprodukt nur an 8. Pos. ($1,4 \text{ pg/m}^3$). Auffällig sind an diesem Standort die hohen partikelgebundenen Anteile von DDT und DDE (wahrscheinlich an Rußpartikel gebunden), die mit 91,3 bzw. 94,9 % jeweils die Spitzenwerte darstellen, während DDD nur gasförmig transportiert wird. Unter diesen standortspezifischen Bedingungen erfolgt in der Luft zwar ein geringer, am Partikel selbst aber *kein* Abbau zu DDD. Der Quotient DDE zu DDT beträgt hier 5,7.

Bei den HCH-Isomeren ergeben sich gegenüber den DDTs eher umgekehrte Abhängigkeiten. So verfügen α - und γ -HCH nur über die sieben- bzw. achthöchsten Konzentrationswerte im Vergleich aller regionalen Standorte. Dagegen treten β - und δ -HCH als eventuelle Umlagerungsprodukte bereits an jeweils 3. Pos. auf. Der partikelgebundene Anteil ist für γ -HCH mit 12 % am höchsten und für α -HCH im Rahmen der 10 Standorte mit 15,9 % am zweithöchsten (β -HCH 3. und δ -HCH 6. Pos.). Unter diesen Bedingungen (Transport an Rußpartikel) ist die Möglichkeit von Umlagerungsreaktionen von α - und γ -HCH zu β - und δ -HCH anzunehmen, obwohl bisher über derartige Reaktionen nicht berichtet wurde.

Bei den PCBs weisen PCB 153 ($14,7 \text{ pg/m}^3$, 2. Pos.) und PCB 52 ($20,7 \text{ pg/m}^3$, 3. Pos.) die höchsten Konzentrationswerte am Standort BAB 2 auf, während PCB 28 und PCB 52 (29,8 bzw. 52,9 % jeweils 3. Pos.) vergleichsweise über die höchsten partikelgebundenen Anteile verfügen. Hier nimmt PCB 138 nur die 9. Pos. ein.

Bei den PAHs zeigt sich deutlich der Einfluß des Kfz-Verkehrs, insbesondere auch des Dieselmotors. Hohe Konzentrationen an Pyren (1210 pg/m^3 , 2. Pos.) und den anderen analysierten PAHs (3. Pos.) weisen auf Kfz-Emissionen, insbesondere von Dieselmotoren, hin.

hin. Dabei werden die Schadstoffe an diesem MP bevorzugt an Rußpartikel gebunden transportiert. Fluoranthren und Pyren (51,1 bzw. 56,4 pg/m^3 , jeweils 1. Pos.) sowie Phenanthren, Anthracen und Benzo(a)pyren (17,2, 25,1 und 93,9 pg/m^3 , jeweils 2. Pos.) zeigen sehr hohe partikelgebundene Anteile.

4.1.2.3 Meßpunkt 3

Die Emissionen der leichtflüchtigen Chlorbenzole liegen am Standort Osterteich im mittleren Konzentrationsbereich (jeweils 5. Pos.), nur PCBz wird mit 10,9 pg/m^3 (3. Pos.) stärker an diesem Standort emittiert.

Bemerkenswert sind wiederum die Unterschiede in den Immissionswerten für die HCHs und DDTs. Während α - (90,5 pg/m^3), γ - (1850 pg/m^3) und δ -HCH (79,8 pg/m^3) mit den Positionen 4, 3 und 3 im Vergleich der Standorte zu den stärker emittierten Substanzen gehören, nimmt β -HCH nur die Pos. 7 ein. Das entspricht in etwa auch der Reihenfolge für die partikelgebundenen Anteile dieser Substanzen. Das weist darauf hin, daß β -HCH an diesem Standort ein echtes Emissionsprodukt ist und sich nicht erst durch Umwandlungsprozesse in der Luft oder an Partikeln aus α - oder γ -HCH entsteht, während für die höheren Konzentrationen an δ -HCH eher Umlagerungsprozesse verantwortlich sein könnten.

Anders ist die Situation bei den DDTs. Während die DDT- und DDE-Konzentrationen mit den Pos. 7 bzw. 6 zu den geringer emittierten Substanzen gehören, nimmt das Abbauprodukt DDD den 3. Rang ein. Dazu kommt, daß DDT und DDD nur gasförmig transportiert werden, während DDE mit 76,4 % die 2. Position für partikelgebundenen Transport im Vergleich der Standorte einnimmt. Das könnte bedeuten, daß ein forciertes Abbau zu DDD (14,8 pg/m^3) an der für diesen Standort spezifischen Quelle und nicht am Partikel als wahrscheinlich anzusehen ist.

Die PCBs 28, 52 und 101 erscheinen vergleichsweise in nur geringen Konzentrationen (Pos. 7, 6 und 7). Dagegen sind die Emissionskonzentrationen von PCB 138 (17,8 pg/m^3) und 153 (13,8 pg/m^3) mit der jeweils 3. Pos. im Vergleich der Standorte als charakteristisch für die Quelle Steinkohleverbrennung in Dampflokomotiven der Baureihe 99 einzustufen. Die partikelgebundenen Anteile der PCBs entsprechen dabei nur mittleren Werten. Eine Ausnahme ist lediglich PCB 101, das mit 27,1 % nur die 9. Pos. einnimmt, d.h. bevorzugt gasförmig (2. Position) transportiert wird.

Charakteristisch für den Einfluß dieser Quelle sind die PAKs Pyren, Benzo(a)pyren, (jeweils 1. Pos. mit 1880 bzw. 390 pg/m^3), Fluoranthren (2. Pos. mit 1810 pg/m^3) und Phenanthren (4. Pos. mit 3710 pg/m^3), während Anthracen (7. Pos. mit 42,7 pg/m^3) hier eine eher untergeordnete Rolle spielt. Außer Benzo(a)pyren, das fast ausschließlich partikelgebunden transportiert wird (2. Pos. mit 97,5 %), liegen die partikelgebundenen Anteile der anderen PAKs eher im mittleren bis niedrigen Bereich (Pos. 4, 5, 8 und 9).

4.1.2.4 Meßpunkt 4

Die Emission der nur gasförmig transportierten leichtflüchtigen Chlororganika (Pos. 4-6) ist für diesen Standort von geringerer Bedeutung. Bei den DDTs fällt auf, daß das Abbauprodukt DDD bei ausschließlich gasförmigem Transport in höherem Maße emittiert wird (3. Pos. mit 17,9 pg/m^3), obwohl DDT (2,4 pg/m^3) und DDE (11,8 pg/m^3) jeweils nur die 8. Pos. in der Konzentrationshöhe einnehmen. Das DDD entsteht daher vermutlich direkt bei der Holzverkohlung aus DDT und DDE durch Abbaureaktionen.

Bei den HCHs sind für α -, γ - und δ -HCH höhere Konzentrationen pro Einzelsubstanz

nachweisbar (2., 3. bzw. 4. Pos. mit 124, 618 bzw. 79,6 pg/m^3), während bei den β -HCH-Emissionen der Standort Holzkohleherstellung nur die 9. Pos. mit 46,4 pg/m^3 einnimmt. Das könnte bedeuten, daß β -HCH im Gegensatz zu den anderen HCHs beim Verkohlungsvorgang in der Köhlerei in nur geringen Konzentrationen freigesetzt wird.

PCB 138 entsteht als typisches Abbauprodukt bei der Holzkohlegewinnung (1. Pos. mit 19,7 pg/m^3), während die anderen PCBs jeweils nur mittlere und hintere Plazierungen einnehmen (6., 5., 6. und 9. Pos.).

Auffällig ist, daß die PCBs bevorzugt partikelgebunden transportiert werden. Das trifft auf PCB 28 (2. Pos. mit 52,1 %), PCB 52 (1. Pos. mit 69,7 %), PCB 138 (1. Pos. mit 81,7 %) und PCB 153 (2. Pos. mit 69,9 %) zu. Nur PCB 101 (7. Pos. mit 14,2 %) wird an diesem Standort vergleichsweise eher gasförmig transportiert.

Bei den PAK-Emissionen sind Anthracen, (1. Pos. mit 375 pg/m^3), Phenanthren (2. Pos. mit 8040 pg/m^3) und Fluoranthren (3. Pos. mit 1770 pg/m^3) charakteristische Emissionen für den Standort. Dabei fällt auf, daß mit Ausnahme von Benzo(a)pyren (4. Pos. mit 93,2 %) alle anderen PAKs an diesem Standort mit den Pos. 8-9 am geringsten in der Partikelphase transportiert werden. Außer für PCBs spielt der gasförmige Transport an diesem Standort die dominierende Rolle im Vergleich mit den anderen Quellen.

4.1.2.5 Meßpunkte 5 und 6

MP 5 und MP 6 befinden sich in der Nähe von zwei Einzelbetrieben der metallverarbeitenden Industrie in Hettstedt. Die Konzentrationen der Schadstoffe liegen im allgemeinen bei MP 6 niedriger, was in der Regel im Regionalvergleich eine Einbuße von 1-2 Positionen bedeutet (geringfügige Ausnahme DDT). Die gute Übereinstimmung der Schadstoffmuster zwischen MP 5 und MP 6 weist auf die gleiche Emittentenstruktur der Quellen hin.

Bei den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen wird vor allem HCB als charakteristische Verbindung für diese Standorte nachgewiesen. Die hohen Konzentrationen (MP 5 mit 63,8 pg/m^3 und MP 6 mit 55,0 pg/m^3) bedeuten im Vergleich der Standorte immerhin die Pos. 2 und 3. Ein noch höherer HCB-Wert wurde lediglich im Lee der Sondermülldeponie Emden (MP 1 - Deponie von HCH-Abfallisomeren) gemessen. Da HCB dort als Hauptabbauprodukt der HCH-Isomere angesehen werden kann, ergibt sich aufgrund der hohen γ -HCH-Emissionen an den Standorten MP 5 (Pos. 1 mit 3900 pg/m^3) und MP 6 (Pos. 3 mit 1790 pg/m^3) eine analoge Erklärungssituation. Da die anderen Isomere α -, β - und δ -HCH nur die Pos. 4, 4 und 7 (MP 5) sowie 6, 6 und 9 (MP 6) einnehmen, weist das auf eine direkte Freisetzung von γ -HCH (Lindan) hin. Wie den Autoren bekannt ist, erfolgte im Untersuchungszeitraum in Hettstedt u.a. eine Verhüttung von PVC-ummanteltem Kabelschrott, welcher gegen Nagerfraß durch Zusätze von Insektiziden geschützt wurde. Daß diese Zusätze in der Praxis aus einem Gemisch von Lindan (starke akute Sofortwirkung) und DDT (geringere akut toxische Wirkung, aber dafür länger anhaltende Dauerwirkung) bestanden, beweisen die hohen DDT- und DDE-Konzentrationen an den MP 5 (3. Pos. mit 21,5 pg/m^3 bzw. 1. Pos. mit 190,0 pg/m^3) und MP 6 (2. Pos. mit 28,7 pg/m^3 bzw. 3. Pos. mit 112 pg/m^3). Das DDD als Abbauprodukt von DDE erscheint dagegen nur in geringeren Konzentrationen an Position 5 bzw. 9, was auf einen hauptsächlich Abbau von eingesetztem DDT nur zu DDE schon im Kabel bzw. bei der Verbrennung der Erdkabel hinweist. Von den HCHs werden am MP 5 vor allem β -HCH (1. Pos. mit 79,3 %) und δ -HCH (3. Pos. mit 49,5 %) und bei den DDTs bevorzugt DDT (1. Pos. mit 49,3 %) und DDD (1. Pos. mit 8,6 %) partikelgebunden transportiert. Am MP 6 trifft das besonders auf δ -HCH (1. Pos. mit 55,9 %) und DDE (3. Pos. mit 69,9 %) zu. Wie im Lee von MP 1 (HCH-Deponie) treten am MP 5 als wahrscheinliche Abbauprodukte der HCH-Isomere höhere Konzentrationen an den untersuchten PCBs auf

(Pos. 2-4), wobei auch hier die partikelgebundenen Anteile (Pos. 2-3) besonders hoch sind. Die PAKs erscheinen am MP 5 beim Vergleich der Standorte eher im niedrigeren Konzentrationsbereich (Pos. 6-10). Bei den partikelgebundenen Anteilen nimmt nur Anthracen (1. Pos. mit 30,3 %) eine vordere Position ein. Die Konzentrationswerte am MP 6 liegen im Vergleich mit MP 6 wie eingangs erwähnt auf einem insgesamt niedrigeren Niveau.

4.1.2.6 Meßpunkt 7 (+20 °C)

Von den Emissionen leichtflüchtiger Verbindungen nehmen an diesem von städtischen Mischemissionen geprägten Standort vor allem TCB (2. Pos. mit 8,3 pg/m³) und HCB (4. Pos. mit 51,2 pg/m³) vordere Positionen ein, während PCBz nur auf der 8. Pos. folgt. Auffallend ist, daß sowohl TCB (100 %) als auch PCBz (25,0 %) im Vergleich der Standorte außerordentlich hohe partikelgebundene Anteile aufweisen.

Eine Sonderrolle spielt bei den HCH-Isomeren das α -HCH. Es nimmt sowohl in der Höhe der Luftkonzentration (128 pg/m³) als auch im partikelgebundenen Anteil (64,2 %) die Pos. 1 ein. Alle anderen Isomere liegen in der Konzentrationshöhe und im partikelgebundenen Anteil im mittleren Bereich (Pos. 6-7 bzw. 4-8).

Auch die DDTs treten nur im mittleren Konzentrationsbereich auf (Pos. 4-6), wobei DDT mit 28,3 % (3. Pos.) einen bemerkenswert hohen partikelgebundenen Anteil aufweist.

Ähnliches läßt sich auch für die Gruppe der PCBs feststellen. Die Luftkonzentrationen liegen beim Standortvergleich mehr im mittleren Bereich (Pos. 4-9), wobei PCB 28 als einzige PCB-Verbindung neben der Position 4 in der Luftkonzentration auch eine vordere Position im partikelgebundenen Anteil (Pos. 2) aufweist.

Der Einfluß der PAKs ist nicht so stark ausgeprägt wie an anderen wichtigen Standorten, die vorwiegend vom Kraftverkehr beeinflusst sind. Nur von Anthracen (3. Pos. mit 84,9 pg/m³) und Benzo(a)pyren (4. Pos. mit 29,1 pg/m³) lassen sich höhere Konzentrationen nachweisen. Den allgemein niedrigeren Werten entsprechen auch geringere partikelgebundene Anteile (Pos. 6-10). Einzige Ausnahme ist hierbei Phenanthren mit dem vierthöchstem Wert.

4.1.2.7 Meßpunkt 7 (-19 °C)

Der Einfluß extremer Temperaturunterschiede wurde am Standort MP 7 anhand einer Sommermessung bei +20 °C und einer Wintermessung bei -19 °C untersucht. Dabei zeigten sich wie erwartet gravierende Unterschiede sowohl in den gemessenen Schadstoffkonzentrationen als auch in der Höhe der partikelgebundenen Anteile (vgl. Tab. A2). Wesentlich höhere Konzentrationen wurden bei der Wintermessung für TCB (f = 3,1), α - (f = 2,1) und δ -HCH (f = 4,5), DDD (f = 11,3), bei den PCB-Kongeneren für PCB 101 (f = 9,0) sowie die PAKs Phenanthren (f = 9,1), Anthracen (f = 13,4), Fluoranthen (f = 24,2), Pyren (f = 30,8) und Benzo(a)pyren (f = 342,6) ermittelt. Vor allem die starke Anreicherung des für seine kanzerogene Wirkung bekannten Benzo(a)pyrens in der Winterperiode verdient starke Beachtung. Höhere partikelgebundene Anteile im Winter fanden sich bei β - (f = 1,4), γ - (f = 11,9) und besonders δ -HCH (70,4 % im Winter und 0 % im Sommer), DDE (f = 10,7), DDD (98 % im Winter, 0 % im Sommer), PCB 28 (f = 2,6), PCB 101 (f = 1,65) und bei den untersuchten PAKs Phenanthren (f = 5,6), Anthracen (f = 7,9), Fluoranthen (f = 5,9), Pyren (f = 8,3) sowie Benzo(a)pyren (f = 1,3). In der Palette der untersuchten Substanzen gibt es aber auch Vertreter, die bei der Sommermessung in höheren Konzentrationen in der Luft nachweisbar waren. Das betrifft bei den leichtflüchtigen Verbindungen PCBz (3,6 pg/m³ gegenüber 0 pg/m³) und HCB (f = 2,8), bei den insektizid wirksamen Verbindungen bzw.

deren Neben- und Umwandlungsprodukten β -HCH ($f = 2,3$), DDT ($f = 10,0$) und DDE ($f = 1,5$) sowie bei den PCBs die Kongenere 28 ($f = 1,2$), 52 ($f = 4,1$), 138 ($f = 1,9$) und PCB 153 ($f = 13,0$). Letzteres entspricht auch der sogenannten Destillationstheorie (SIMONICH & HITES), wonach die persistenten Chlororganika bei höheren Temperaturen auch in höheren Konzentrationen in der Atmosphäre vorliegen (destillieren) und bei niedrigen Temperaturen dagegen bevorzugt in der Vegetation akkumuliert werden. Allerdings sieht man, daß diese allgemeine Aussage nicht für alle von uns analysierten Chlororganika zutrifft, denn TCB, α - und δ -HCH, DDD und PCB 101 (s.o.) wurden in der winterlichen Atmosphäre bei $-19\text{ }^{\circ}\text{C}$ vergleichsweise in höheren Konzentrationen nachgewiesen. Ob hier physiko-chemische oder andere Parameter dafür verantwortlich sind, sollte noch näher geprüft werden. Was den Transportpfad der Substanzen betrifft, werden folgende Substanzen bei Sommertemperaturen am gleichen Standort stärker partikelgebunden transportiert als im Winter: PCBz, DDT sowie die PCB-Kongenere 138 und 153. Bei allen anderen Substanzen überwiegt der partikelgebundene Anteil im Winter.

4.1.2.8 Meßpunkt 8

Der ausgewählte Referenzstandort Serrahn bei Neustrelitz in Mecklenburg-Vorpommern stellt bezüglich der von uns bestimmten anthropogenen Substanzpalette in allen Belangen einen idealen Referenzstandort dar, dessen Auswahl aufgrund manch neuer struktureller Maßnahmen und der rapiden Zunahme des Kfz-Verkehrs in vielen Gegenden unseres Landes nicht ganz einfach war. Für 13 Einzelsubstanzen liegen die niedrigsten Konzentrationen (jeweils 10. Pos.) in Serrahn vor, die sich für weitere sieben Einzelsubstanzen ergebenden Schadstoffkonzentrationen rangieren in Serrahn auf der 9. Position. Eine größere Anzahl von Substanzen wird hier überraschenderweise bevorzugt partikelgebunden transportiert. Vielleicht liegt das hier an der Nähe zur Landwirtschaft (Bodenbearbeitung), dem ausgeprägten flachen Bodenprofil oder an der Tatsache, daß Substanzen mit zunehmender Entfernung vom Emittenten mehr Zeit haben, sich an geeigneten Partikeln zu adsorbieren. Das zeigt sich in der Gruppe der HCHs bei den Isomeren β - (2. Pos. mit 75,3 %) und δ -HCH (2. Pos. mit 54,8 %) sowie α -HCH (3. Pos. mit 15,1 %), in der Gruppe der PCBs bei den Kongeneren PCB 101 (3. Pos. mit 81,7 %), 153 (4. Pos. mit 57,4 %) und 138 (5. Pos. mit 53,8 %) wie auch in der Gruppe der PAKs vor allem bei Phenanthren (1. Pos. mit 29,1 %), Fluoranthen (2. Pos. mit 36,7 %) und Pyren (3. Pos. mit 49,4%).

4.1.2.9 Meßpunkt 9

Von den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen, die gasförmig transportiert werden, tritt vor allem PCBz am MP Kap Arkona in höheren Konzentrationen auf (4. Pos. mit $9,70\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$), während TCB und HCB nur die jeweils 8. Position einnehmen. Charakteristisch für die Gruppe der HCHs ist der hohe Emissionswert für β -HCH, der mit $397\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2. Position) um ein Vielfaches die β -HCH-Werte der übrigen Standorte mit Ausnahme des absoluten Spitzenwertes von $927\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ am Sondermülldeponie-Standort Emden (MP 1) übertrifft. Dabei liegt β -HCH am MP 9 bevorzugt partikelgebunden (4. Pos. mit 56,7 %) vor. Für eine mögliche Isomerisierung der HCHs könnte die dort herrschende erhöhte UV-Strahlung auf die bevorzugt partikelgebundenen Schadstoffanteile verantwortlich sein. Die anderen HCH-Isomeren werden dagegen ausschließlich gasförmig transportiert (jeweils 8.-10. Pos.). Auch δ -HCH gehört mit $42,8\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5. Pos.) zu den stärker emittierten

HCH-Isomeren (α - und γ -HCH nehmen hier die Positionen 7 und 8 ein).

DDT und seine Abbauprodukte waren nur in der Gasphase und dabei vergleichsweise in geringen Konzentrationen nachweisbar (Pos. 5, 9 und 7). Die gemessenen Werte sollten daher eher Hintergrundmeßwerte darstellen.

Von den PCBs ist das Kongener 101 die charakteristische PCB-Verbindung dieses Standortes (2. Pos. mit $57,8 \text{ pg/m}^3$), die zudem fast ausschließlich partikelgebunden vorliegt. Die anderen untersuchten PCBs sind der Gasphase in geringeren Konzentrationen nachweisbar (Pos. 8 bzw. 9).

Die PAK-Emissionen sind an diesem Standort stärker zu beachten als beispielsweise die Emissionen der DDTs oder der meisten PCBs. Sie nehmen bis auf Benzo(a)pyren (8. Pos. mit $8,1 \text{ pg/m}^3$) jeweils die 5. Position im Vergleich der Standorte ein. Bezüglich des partikelgebundenen Transportes weisen Anthracen (2. Pos. mit 26,8 %) und Phenanthren (3. Pos. mit 10,7) an diesem Standort besonders hohe Werte auf.

4.1.2.10 Meßpunkt 10

Ähnlich wie am Standort MP 2 (BAB 2) werden bei den leichtflüchtigen Chlororganika insbesondere TCB (1. Pos. mit $21,2 \text{ pg/m}^3$) und PCBz (2. Pos. mit $18,2 \text{ pg/m}^3$) emittiert, während für HCB nur die achthöchsten Konzentrationen (MP 2= 6. Pos.) auftreten.

Bei den HCHs, die alle gasförmig an diesem Standort transportiert werden, fällt auf, daß α -, γ - und δ -HCH im Standortvergleich nur niedrige Konzentrationen aufweisen (6., 9. und 9. Pos.), während β -HCH (4. Pos. mit 155 pg/m^3) im Bereich der stärker β -HCH emittierenden Standorte liegt. Das weist auf eine mögliche Umwandlung von HCH-Isomeren in β -HCH hin (vgl. MP 9).

Entsprechend des beschriebenen Verhaltens bei den HCH-Isomeren stellt sich die Emissionssituation bei den DDTs dar. Keinen nachweisbaren Emissionen von DDT (n.n.=10. Pos.) und geringen Emissionswerten von DDE (7. Pos. mit $22,7 \text{ pg/m}^3$) stehen verhältnismäßig hohe bei DDD (4. Pos. mit $11,0 \text{ pg/m}^3$) gegenüber, was ebenso auf einen Abbau von DDT über DDE zu DDD an diesem Standort hinweist.

Charakteristisch für diesen Standort sind auch die hohen Emissionswerte für die PCBs 52 (1. Pos. mit $31,5 \text{ pg/m}^3$), 101 (1. Pos. mit $62,9 \text{ pg/m}^3$) und 28 (3. Pos. mit $23,7 \text{ pg/m}^3$, aber nur $2,0 \text{ pg/m}^3$ von der 1. Pos. entfernt). Dagegen nehmen die PCBs 138 und 153 jeweils nur die 9. Position ein. Letzteres ist vergleichbar mit den ebenfalls sehr niedrigen Werten an den von Kraft- bzw. Schiffsverkehr beeinflussten Standorten MP 2 und MP 9 (Kap Arkona/Insel Rügen). Von den PCBs wird nur das Kongenere 101 partikelgebunden transportiert (4. Pos. mit 79,2 %). Alle anderen PCBs liegen gasförmig vor.

Typisch für einen vom Kraftfahrzeugverkehr beeinflussten Standort sind erhöhte Emissionen an PAKs. Die hier ermittelten Werte übertreffen allerdings die anderer vergleichbarer Standorte zumeist um ein Vielfaches. Dabei werden die PAKs am UFZ mit Ausnahme von Benzo(a)pyren (3. Pos. mit 93,0 %) weniger partikelgebunden transportiert als an den anderen vergleichbaren Standorten. Jeweils die 1. Pos. wird von Phenanthren (9000 pg/m^3), Anthracen (263 pg/m^3) und Fluoranthren (5540 pg/m^3), die 2. Pos. von Pyren (1520 pg/m^3) und Benzo(a)pyren (149 pg/m^3) eingenommen. Am UFZ wurden damit bei der Sommerprobenahme die höchsten PAK-Werte aller Standorte gemessen, wobei die partikelgebundenen Anteile nur im mittleren Bereich lagen.

4.1.2.11 Diskussion der Immissionsmessungen

Zwischen den einzelnen Emittenten der Standorte und im Vergleich der Sommer- und Wintermessung konnten plausible Unterschiede im Emittentenmuster und den partikelgebundenen Anteilen der Einzelsubstanzen herausgearbeitet werden. Allerdings sollte beachtet werden, daß diese Aussagen auf Einzelmessungen beruhen. Wiederholungsversuche zur Abklärung der wissenschaftlich interessanten Ergebnisse wären aus diesem Grund empfehlenswert.

Typische emittentenabhängige charakteristische Schadstoffmuster an den einzelnen Meßpunkten ergeben sich durch entsprechende Eintragungen von x als Zeichen für die Zugehörigkeit des ermittelten Schadstoffwertes jeder Einzelsubstanz zu den jeweils vier höchsten Konzentrationswerten im Vergleich der 10 Standorte (vgl. Tab. A4). Daraus läßt sich folgendes ableiten:

- * Am MP 1 entstehen vergleichsweise *hohe* Emissionen von HCB (als Abbauprodukt der HCHs), β - und δ -HCH als regionale Spitzenwerte bei *wenig* α - und γ -HCH (bisher nicht bekannte Umlagerungsreaktionen der HCHs könnten vermutlich aufgrund mikrobieller Reaktionen erfolgen), DDT und DDD (erstaunlich für eine HCH-Deponie!) sowie von PCBs (als vermutlich chlororganische Abbauprodukte).
- * Die Schadstoffmuster an den MPs 1, 5 und 6 stimmen gut überein und scheinen charakteristisch für Abbaureaktionen chlororganischer Verbindungen (am MP 6 sind die Schadstoffkonzentrationen lediglich etwas niedriger als am MP 5) zu sein.
- * Hexachlorbenzol entsteht bevorzugt in der Deponie (MP 1) als Abbauprodukt chlororganischer Verbindungen und als Abbauprodukt beim Verschrottungsprozeß von mit Insektiziden (γ -HCH und DDT) gegen Nagerfraß versetztem Kabelmaterial (MPs 5 und 6) sowie auch am MP 7 (städtische Mischemissionen aus Industrie und Verkehr).
- * PCBs können aufgrund ihrer vorliegenden höheren Konzentrationen ebenfalls als charakteristische Abbauprodukte an den MPs 1, 5 und 6 eingestuft werden. Sie entstehen in höheren Konzentrationen aber auch am MP 10 (UFZ/Kfz-Verkehr).
- * Die Schadstoffmuster an den MPs 2, 3, 4 und 10 sind geprägt von Verbrennungsreaktionen organischer Materialien mit dem Entstehen größerer Mengen an PAKs; bei den Emissionen der leichtflüchtigen Verbindungen dominieren TCB und PCBz (auch am MP 7 als Mischemittent Industrie/Verkehr), während HCB-Emissionen hier eine untergeordnete Rolle spielen.
- * Ein weitgehend ähnliches Muster existiert bei MP 3 (Verbrennung von Steinkohle) und MP 4 (Herstellung von Holzkohle). Vergleichbar hohe Konzentrationen liegen hier bei den HCH-Isomeren vor, den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen, den PCB-Kongeneren 138 und 153 (nur geringfügig niedriger) sowie der Gruppe der PAKs. Auffällig ist hier und am MP 10 (Einfluß von Kfz-Verkehr) auch das Auftreten *höherer* Konzentrationen an DDD bei gleichzeitig vorhandenen *niedrigeren* Konzentrationen an DDT und DDE, was auf dort stattfindende Abbaureaktionen schließen läßt.
- * Bei den HCH-Isomeren fällt auf, daß bei geringeren Emissionen von α - und γ -HCH insbesondere β -HCH an den MPs 1 (Deponie), 2 und 10 (Kfz-Verkehr, Diesel- und Ottomotorenbetrieb) wie auch am MP 9 (Kap Arkona, Schiffsverkehr Dieselmotorenbetrieb) als mögliches Umlagerungsprodukt entsteht (verantwortlich an MP 1 vermutlich mikrobielle Prozesse, an den MPs 2, 9 und 10 Rußpartikel als Katalysator!); dabei waren die β -HCH-Werte an den MPs 1 (927 pg/m^3) und 9 (397 pg/m^3) besonders hoch.

- * Der Einfluß extremer Temperaturunterschiede (+20 °C gegenüber -19 °C) mit gravierenden Differenzen in den gemessenen Schadstoffkonzentrationen und partikelgebundenen Anteilen wird am MP 7 demonstriert. PAKs werden wie erwartet in wesentlich höheren Konzentrationen in der kühleren Winteratmosphäre nachgewiesen, während Vertreter chlororganischer Verbindungen sowohl in der wärmeren Atmosphäre (neun Substanzen) als auch überraschenderweise (Destillationstheorie!) in der kühleren Winteratmosphäre (fünf Substanzen) in jeweils höheren Konzentrationen auftreten. Nur für γ -HCH wurden vergleichbar hohe Konzentrationen im Sommer und Winter gemessen. Plausible Gründe liegen dafür gegenwärtig noch nicht vor (physiko-chemische Eigenschaften, Verhältnis Gas-/Partikelphase). Die partikelgebundenen Anteile der Substanzen sind erwartungsgemäß für die meisten Substanzen im Winter höher als im Sommer. Aber auch hier gibt es Ausnahmen hinsichtlich höherer partikelgebundener Anteile im Sommer (PCBz, DDT, PCB 138 und PCB 153).
- * Die Höhe der partikelgebundenen Anteile der Schadstoffe ist abhängig von der Quelle, kann aber auch stark von der Temperatur beeinflusst sein (vgl. MP 7).
- * Die höchsten partikelgebundenen Anteile wurden am MP 2 (BAB 2 - Einfluß KFZ-Verkehr: Diesel- und Ottomotorenbetrieb), MP 5 (Betriebe der buntmetallverarbeitenden Industrie in Hettstedt - industrieller Einfluß), MP 3 (Dampflokomotive, Verbrennung von Steinkohle), MP 4 (Herstellung von Holzkohle), MP 7 (Spitzberg - städtische Mischemissionen der Stadt Halle), basierend sicher auf Rußemissionen, und überraschenderweise auch am Referenzstandort Serrahn gemessen (Staubtransport von landwirtschaftlichen Nutzflächen). Am letzten Standort betraf das vor allem die PAKs und HCHs, an den anderen Standorten die breite Palette aller Schadstoffgruppen (vgl. Tab. A5).

4.2 Schadstoffkonzentrationen in der Vegetation

4.2.1 Die Vegetation als Senke für luftgetragene, partikulär gebundene Schwermetalle und Bioelemente

Bei einer gemeinsamen Betrachtung der Schwermetall- und Bioelementgehalte in pflanzlichen Proben aller Untersuchungsstandorte ist ein leichter Anstieg der meisten Elementgehalte am jeweiligen Meßpunkt in der Reihenfolge **Gemeine Waldkiefer, Spitzahorn, Stieleiche** und **Birke** festzustellen (vgl. Tab. A6-A13). Dabei korrelieren wiederum die in der Atmosphäre gemessenen Elementgehalte positiv mit den entsprechenden Konzentrationen im pflanzlichen Material aller Vegetationsvertreter. Es wird deutlich, daß es im Vergleich zu den von WEIBFLOG et al. (1994a) publizierten Angaben zur ökologischen Situation in der Region Leipzig-Halle am langjährig untersuchten Meßstandort MP 7 bis zum Winter des Jahres 1996 zu keiner gravierenden Veränderung der Schwermetallgehalte in 22-monatigen Kiefernadeln gekommen ist. Speziell bei Blei wird wiederum der Einfluß der urbanen Mischemission der Stadt Halle im Zeitraum 1994 bis 1996, die sich aus einem durch den Kfz-Verkehr bedingten Anteil und einem aus dem Hausbrand resultierenden Anteil zusammensetzt, ersichtlich. Dabei ist ein leichter Rückgang des aus dem Hausbrand und aus Industriefeuerungsanlagen stammenden Flugstaubanteil zu erkennen. Der Vergleich der in diesem Forschungsvorhaben erhobenen Befunde mit denen von den obengenannten Autoren veröffentlichten Daten zeigt, daß es in der Region Leipzig-Halle in der Vegetation generell zu einem leichten Anstieg der Cu- und Ni-Gehalte in den Nadeln der Gemeinen Waldkiefer kommt. Dies führen wir auf verminderte Leachingeffekte dieser sehr mobilen Elemente infolge einer Abnahme von sauren Niederschlägen, hervorgerufen durch einen Rückgang der SO₂-Belastung in der

Region, zurück. Die einzigen gravierend sich von anderen Standorten unterscheidenden Schwermetallgehalte wurden in der Vegetation des Meßpunktes MP 5 festgestellt. Gleiche Beobachtungen konnten im Verlauf der Untersuchungen in Weizenpflanzen innerhalb des Forschungsvorhabens FKZ: 1600A/0024 gemacht werden. An diesem Standort sind z.B. in 22-monatigen Kiefernadeln im Vergleich zu denen der anderen Meßpunkte die Gehalte der Elemente Cu, Pb und Zn ungefähr um das Drei-, Fünf- bzw. Dreifache erhöht. Die gleiche Beobachtung ist für die Konzentrationen dieser Schadstoffe im Birken- und Eichenlaub dieses Meßpunktes zutreffend. Des weiteren kann bei einem Vergleich mit allen von den Autoren bisher erhobenen Schwermetallgehalten in Kiefernadeln der Region Leipzig-Halle und solcher in Kiefernadeln von weiteren stark belasteten europäischen und außereuropäischen Gebieten festgestellt werden, daß in den im März 1996 geworbenen 22-monatigen Nadeln der Gemeinen Waldkiefer des Meßpunktes MP 5 die bisher höchsten Schwermetallgehalte gemessen wurden (WEIßFLOG et al. 1994a,b). Diese Beobachtungen korrelieren wiederum positiv mit den hohen partikulären Schwermetallgehalten in der Atmosphäre dieses Standortes.

4.2.2 Die Vegetation als Senke für luftgetragene organische Schadstoffe

Die Pflanzen als Biomasse spielen eine bedeutende Rolle beim Austausch und der Verteilung von Stoffen zwischen der Atmosphäre und Geosphäre. Das trifft nicht nur auf den für das menschliche Leben unentbehrlichen Austausch von Sauerstoff, Kohlendioxid und Wasser zu, sondern auch auf anorganische und organische anthropogene Substanzen, welche zum großen Teil unerwünscht durch menschliche Aktivitäten in die Atmosphäre emittiert werden. Die Biomasse stellt dabei einen wichtigen Faktor für die regionale und globale Verteilung vor allem persistenter mittelflüchtiger Organika dar (CALAMARI et al. 1994). Das wird allein durch die Blattflächenindizes (projizierte Blattfläche im Verhältnis zur Bodenfläche) deutlich, die Faktoren bis zu 20 erreichen können (SCHULZE 1982). Darauf beruht auch die Bedeutung der Vegetation als Senke von Schadstoffen. Aufgrund der rasanten Entwicklung auf analytischem Gebiet konnte in den letzten 10-15 Jahren die Fähigkeit weitverbreiteter höherer Pflanzen zur Anreicherung lipophiler Fremdstoffe aus der Atmosphäre genutzt werden, um solche Pflanzen als regionale und globale Schadstoffmonitore zu verwenden. Nadelbäume eignen sich besonders dazu, da sie sowohl ganzjährig für die Probenahme zur Verfügung stehen als auch mehrere Nadeljahrgänge besitzen, die Aussagen zu Fragen der Akkumulation, Penetration und der Dauer der Gleichgewichtseinstellung zwischen Atmosphäre und Nadel erlauben (REISCHL 1988).

Wissenschaftliche Betrachtungen über die Schadstoffakkumulation in der Vegetation befassen sich in den letzten zehn Jahren hauptsächlich mit folgenden wichtigen Teilgebieten:

- * dem Mechanismus der Schadstoffaufnahme
- * der Anzeige von Kontaminationsspiegeln
- * der Wichtigkeit der Vegetation als Schadstoffsenke.

Der Mechanismus der Schadstoffaufnahme wird dabei durch die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Schadstoffs, die Umweltbedingungen und die Pflanzenspezies bestimmt. Es besteht auf diesem Gebiet Bedarf an zusätzlichen Feldstudien über die Aufnahme anthropogener Schadstoffe durch standorttreue Pflanzen und die Validierung kontrollierter Expositionsexperimente und empirischer Modelle. Die Vegetation wird auch zur qualitativen Angabe atmosphärischer Kontaminationsspiegel luftgetragener anorganischer und organischer Schadstoffe verwendet (CALAMARI et al. 1994, JENSEN et al. 1992) Dabei steht die Identifi-

kation von Punktquellen der Schadstoffe (Fingerprint) und die Bestimmung regionaler und globaler Kontaminationsmuster im Vordergrund (WENZEL 1997). Will man die Schadstoffmuster in verschiedenen Pflanzenspezies direkt miteinander vergleichen, so sollten die Schadstoffkonzentrationen auf Bezugsgrößen normiert werden. Das Einbeziehen der spezifischen Oberflächengröße und/oder des Lipidgehaltes der Pflanzenprobe wird hierfür vorgeschlagen. Es ist bekannt, daß die Vegetation ein großes Potential zur Akkumulation von Schadstoffen besitzt. Vor allem aufgrund zahlreicher relevanter Einflußgrößen ist jedoch verhältnismäßig wenig über die Bedeutung der Vegetation als Schadstoffsенke und ihre Wirkung auf die atmosphärische Verweilzeit von lipophilen organischen Schadstoffen bekannt. So wird die Rolle der Vegetation als Senke besonders beeinflußt durch die Größe der Vegetationsfläche, die dort vorherrschenden Vegetationsvertreter, die Jahreszeit und weitere klimatische Faktoren, die Lipophilität, Verdampfungsrate und Wasserlöslichkeit als die wesentlichsten physiko-chemischen Parameter der organischen Schadstoffe und nicht zuletzt dadurch, ob die Schadstoffe in der Gas- oder Partikelphase vorliegen.

In der vorliegenden Arbeit werden Schadstoffkonzentrationen in unterschiedlichen Vegetationsvertretern (Kiefernadeln, Blätter von Laubbäumen) eines jeweiligen Standortes (insgesamt 7 regionale Standorte, ein Referenzstandort und zwei Vergleichsstandorte) in Abhängigkeit von einer näher charakterisierten Schadstoff-Punktquelle bestimmt, so daß analysierte Schadstoffmuster im engen Zusammenhang mit einer bestimmten, definierten Schadstoffquelle zu sehen sind. Es ist eine breite Palette umweltrelevanter anorganischer (Schwermetalle und Bioelemente) und organischer Schadstoffe (Chlororganika und PAKs) in die Untersuchungen einbezogen worden, um die von den ausgewählten Schadstoffquellen ausgehenden Emissionen besser beurteilen zu können. Durch eine extraktive Auftrennung des Probenmaterials in Wachsfraktion und innere Nadel oder Blatt können auch Aussagen zu pflanzenverfügbaren Anteilen und somit zum phytotoxischen Potential dieser Schadstoffe getroffen werden. Die Analyse von 4-, 16- und 22-monatigen Kiefernadeln erlaubt Aussagen zur Akkumulationsfähigkeit der Vegetation und der Rolle der Vegetation als Senke. Ein Vergleich der Kontaminationsspiegel in der Vegetation und der Atmosphäre durch an den Standorten ebenfalls analysierten Luftproben ermöglicht bei Betrachtung spezieller Schadstoffe wie p,p-DDT und seinen Abbauprodukten p,p-DDE und p,p-DDD sowie den HCH-Isomeren eine Einschätzung der Vegetation als Bioreaktor.

Eine Bewertung der Schadstoffimmissionen und der Bedeutung der Vegetation als Schadstoffsенke wurde an sieben regionalen Standorten sowie einem Referenzstandort mit Hilfe der Methode des passiven Biomonitoring luftgetragener organischer Schadstoffe vorgenommen. Die Methode der Bioindikation geht über eine einfache Messung der Luftverunreinigungen an quellfernen Orten durch Immissionsmessungen hinaus. Sie gestattet vielmehr auch Aussagen, in welchem Grade eine Wechselwirkung mit einem Ökosystem stattfindet.

So wurden Schadstoffkonzentrationen nicht nur in der Luft der Meßstandorte, sondern auch an unterschiedlichen Vegetationsvertretern bestimmt. Die Kiefer ist in der Region die häufigste Koniferenart, die flächendeckend vorkommt und sich aus diesem Grunde als Monitoringpflanze anbietet. Da Nadeln unterschiedlicher Jahrgänge beprobt werden können, lassen sich hier auch Aussagen über eine kontinuierliche Anreicherung von Schadstoffen oder eine Gleichgewichtseinstellung zwischen den Schadstoffkonzentrationen in der Luft und in der Nadel treffen, was zu einem ständigem Wechsel zwischen Verdampfung und Deposition führen müßte. Gleichzeitig wurden auch Blätter von Laubbäumen an den gleichen Standorten und zu den gleichen Probenahmezeiten beprobt, um die Akkumulationsfähigkeit der Vegetationsvertreter abzuschätzen. Des weiteren sind relative Angaben zu Belastungsunterschieden zwischen den einzelnen MP in Abhängigkeit von den potentiellen Hauptemittenten sowie qualitative Vergleiche zwischen den Standorten möglich. Das führt schließlich für die einzelnen Schadstoffquellen zu spezifischen Fingerprints für die einzelnen Schadstoffgruppen.

4.2.3 Lipidgehalte der Indikatorpflanzen

Die Parameter spezifische Oberfläche, Wachs- und Wassergehalt sind für eine Normierung der Schadstoffgehalte zwischen den einzelnen Nadeljährgängen und unterschiedlicher pflanzlicher Probenmatrix (Nadel bzw. Blatt) nicht geeignet. Während der variierende Entwicklungsstand der Nadeln verschiedenen Alters (vor allem der 4- gegenüber den 16- und 22-monatigen Nadeln) in der spezifischen Oberfläche (gleiche Werte) nicht zum Ausdruck kommt, spiegelt sich dieser dagegen im Lipidgehalt wider.

Tab. 2: *Lipid- und Wassergehalt der unterschiedlichen Vegetationsvertreter in Abhängigkeit vom Alter des Probenmaterials*

Standort	Pflanzenart	Alter (in Monaten)	n	Wassergehalt	Lipidgehalt
MP 5	Kiefer	16	3	55,2	125
MP 5	Kiefer	16	3	56,5	124
MP 5	Kiefer	22	3	51,9	130
Mp 5	Kiefer	22	2	53,9	121
MP 2	Kiefer	4	2	59,9	96
MP 2	Kiefer	16	3	55,7	139
MP 2	Kiefer	22	3	55,1	138
MP 2	Eiche	4	3	50,6	71
MP 2	Birke	4	3	52,7	131
MP 5	Eiche	4	1	53,8	70

Auch widerspricht die bei Blättern gegenüber den Nadeln etwa um das Dreifache erhöhte spezifische Oberfläche den tatsächlich gefundenen Konzentrationswerten, die in einem annähernd gleichen Konzentrationsbereich liegen. Die Bestimmung von Wachs- und Feuchtigkeitsgehalten ergab keine eindeutigen signifikanten Unterschiede zwischen den Jahrgängen der Nadeln und Pflanzenspezies.

Tab. 3: *Vergleich zwischen spezifischer Oberfläche, Wachs- und Lipidgehalt der Vegetationsvertreter*

Pflanzenart	Alter (Monate)	spezifische Oberfläche (cm ² /g TG)	Wachsgehalt (mg/g TG)	Lipidgehalt (mg/g TG)
Kiefer	4	120	15,5...2	96
Kiefer	16	120	0,8...3	124...139
Kiefer	22	120	2,0...6	121...138
Birke	4	325	4,0...6	131
Eiche	4	340	1,4...3	70

Die Methode der Lipidbestimmung lieferte dagegen reproduzierbare Werte (relative Standardabweichung <10 %) und schien für unsere Zwecke gut geeignet. Anzumerken ist jedoch, daß durch das Extraktionsverfahren nicht nur Lipide extrahiert werden, sondern auch Blattfarbstoffe sowie fettähnliche Substanzen, so daß die Bestimmung weniger absoluten Charak-

ter hat, aber zum Vergleich akkumulierter lipophiler Schadstoffgehalte zwischen verschiedenen Pflanzenarten herangezogen werden könnte.

Aus den Untersuchungen zur Bestimmung der Lipidgehalte können folgende Schlußfolgerungen abgeleitet werden (vgl. Tab. 2 und 3):

- * Die Parameter spezifische Oberfläche, Wachs- und Wassergehalt sind für eine Normierung der Schadstoffgehalte zwischen den Nadeln unterschiedlichen Alters und unterschiedlichem pflanzlichen Probenmaterial (Nadel und Blatt) nicht geeignet.
- * Am jeweiligen Standort konnten zwischen den Kiefernadeln des gleichen Alters an verschiedenen Einzelbäumen keine signifikanten Unterschiede im Lipidgehalt festgestellt werden.
- * Vergleicht man unterschiedliche Standorte untereinander, so zeigen 16- und 22-monatige Nadeln keine signifikanten Unterschiede, 4-monatige Nadeln ergeben ca. 75 % des Lipidgehaltes der 16- und 22-monatigen Nadeln.
- * Lipidgehalte von Birkenblättern liegen im Bereich von 16- und 22-monatigen Kiefernadeln, während bei der gleichen Bezugsgröße der Lipidgehalt der Eichenblätter nur ca. 55 % beträgt.

4.2.4 Betrachtung der einzelnen Schadstoffgruppen

Als Vegetationsvertreter wurden 4-, 16- und 22-monatige Kiefernadeln (*Pinus sylv. L.*) sowie 4-monatige Blätter von Eiche, Birke oder Ahorn ausgewählt, beprobt und analysiert. Die Schadstoffgehalte werden miteinander verglichen, um Aussagen zur Abhängigkeit der Akkumulation der Schadstoffe vom Nadelalter bzw. der unterschiedlichen Anreicherung in den einzelnen Vegetationsvertretern zu treffen. Des weiteren werden im folgenden die summarischen Einträge der Konzentrationen der vier wichtigsten Schadstoffgruppen in zweijährigen Kiefernadeln einander gegenübergestellt, da dieser Nadeljahrgang in der Analyse die geringste Fehlerbreite aufwies. Die einzelnen Schadstoffgruppen sind die HCH-Isomere (α -, β -, γ - und δ -HCH), die DDTs (p,p'-DDT, -DDE und -DDD), die PCBs (die Kongenere 28, 52, 101, 138 und 153) und die PAKs (Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren und Benzo(a)pyren). Pro Standort und Vegetationsvertreter wurden 3-5 Proben unterschiedlicher Bäume zur Bewertung herangezogen. Die ausgewerteten Analysendaten wiesen eine mittlere Standardabweichung zwischen 5 bis 30 % auf. Die Ergebnisse wurden auf das Trockengewicht (TG) bezogen. In der Pflanze traten die höchsten Schadstoffbelastungen am MP 5 mit 740 ng/g TG und MP 6 mit 720 ng/g TG in der Nähe von Hettstedt (industrieller Einfluß), die niedrigsten wie erwartet am Referenzstandort Serrahn mit 100 ng/g TG auf.

4.2.4.1 Die Gruppe der HCH-Isomere

Beim Vergleich der Belastung der Standorte mit HCHs ergeben sich in der Vegetation die höchsten Immissionswerte an den MPs 4 (187 ng/g TG) und 1 (HCH-Sondermülldeponie Emden) mit 169 ng/g TG. Die γ -HCH-Werte liegen dort um ein Vielfaches bis zu einer Zehnerpotenz über den der anderen Standorte. In der Atmosphäre traten dagegen die höchsten Konzentrationen am MP 5 (Hettstedt) auf.

Der Anteil der HCHs an der Gesamtmenge der von uns betrachteten Schadstoffe in der Pflanze lag etwa zwischen 4 und 31 %. Jedoch stellen die HCHs innerhalb der Gruppe der analysierten Chlororganika (in Tabellen als CO bezeichnet) diesbezüglich mit Anteilen an den einzelnen MP zwischen 74 und 93 % die bedeutendste Schadstoffgruppe dar (vgl. Tab. A14).

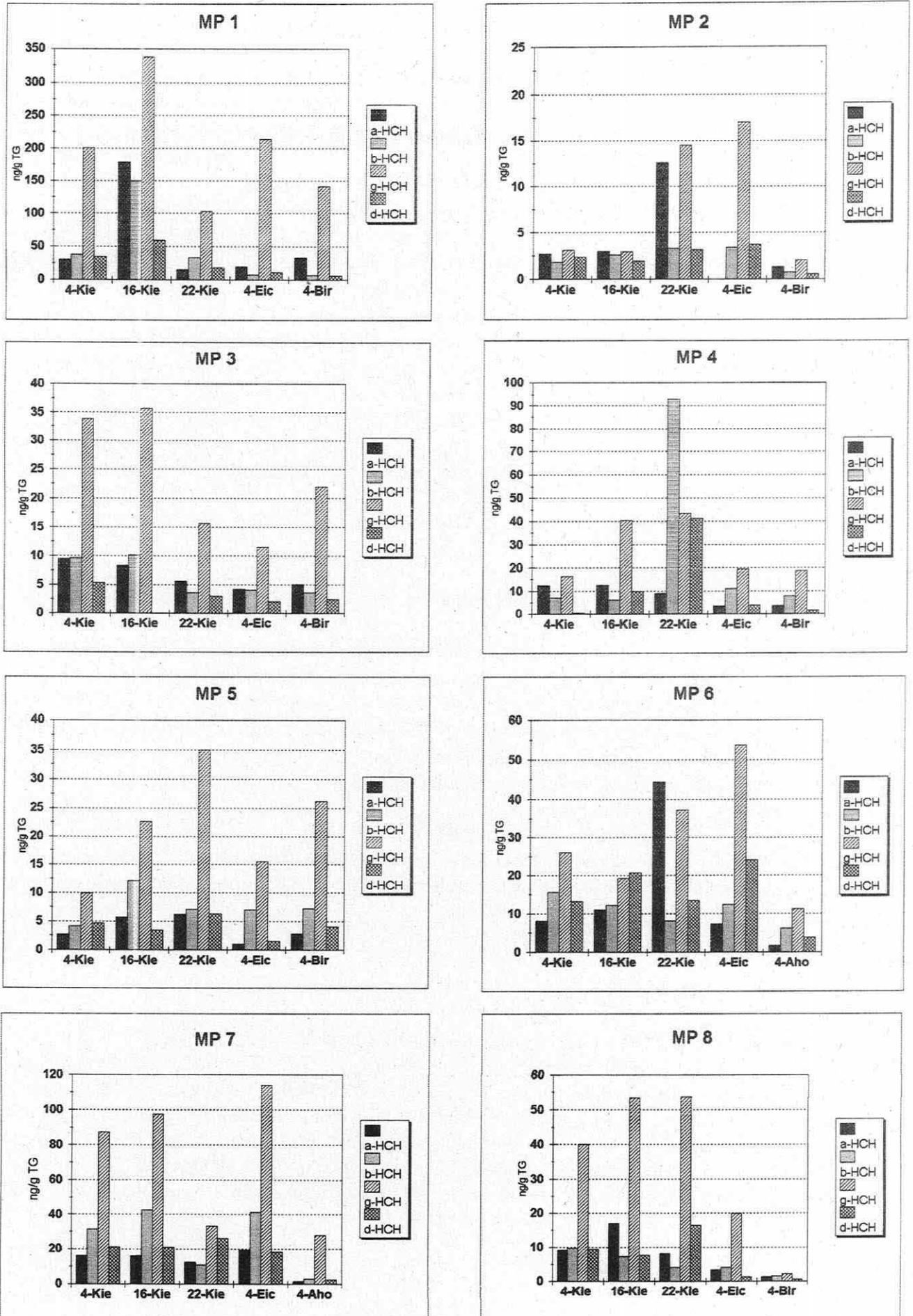


Abb. 10: HCH-Konzentrationen in den Vegetationsvertretern der Meßstandorte

Schadstoffkonzentrationen in 4-, 16- und 22-monatigen Kiefernadeln

Bei der Bewertung der Schadstoffakkumulation in den verschiedenen Nadeljahrgängen ist eine kontinuierliche und signifikante Zunahme der Konzentrationswerte bei den HCH-Isomeren nicht feststellbar (vgl. Abb. 10; Erläuterung der Abbildungen 10-13: 4-, 16- bzw. 22- Kie = 4-, 16-bzw. 22-monatige Kiefernadeln; 4-Eic, 4-Bir bzw. 4-Aho = 4-monatige Eichen, Birken- bzw. Ahornblätter). Das trifft bei der Betrachtung der 4- und 16-monatigen Nadeln besonders auf die MPs 2, 3, 6, 7 und 8 zu; aber auch am MP 4 ist lediglich γ - und δ -HCH in 16-monatigen Nadeln erhöht. Nur an den MPs 1 und 5 können dagegen wesentlich höhere HCH-Werte in 16- gegenüber 4-monatigen Nadeln festgestellt werden. Zieht man zur Bewertung nun noch die 22-monatigen Nadeln mit heran, erkennt man auch hier, daß günstigstenfalls an 3 von 8 Standorten (MP 2 für γ -HCH, MP 4 für β - und δ -HCH und MP 6 für α - und γ -HCH) in 22-monatigen Nadeln substanzspezifisch höhere Werte als in den jüngeren Nadeln analysiert wurden. Vergleicht man hierzu die analysierten Werte am Referenzstandort Serrahn (keine signifikante Zunahme), an dem nicht wie an den anderen Standorten von kurzfristigen Neueinträgen (Verbrennung kontaminierter Materialien wie Holz, Kohle, Kupferkabel, Deponie-Ausgasungen u.ä.) in die Vegetation ausgegangen werden kann, so kann daraus geschlußfolgert werden, daß die HCH-Isomere in der Vegetation in der Regel nicht zunehmend kontinuierlich mit der Expositionszeit (sichtbar durch den Vergleich der Schadstoffwerte in Nadeln unterschiedlichen Alters) angereichert werden.

Schadstoffkonzentrationen in Laubblättern

Die Schadstoffwerte in 4-monatigen Blättern von Eiche und Birke bzw. Ahorn, die aufgrund ihrer Inhaltsstoffe, wie z.B. spezielle etherische Öle (besonders in der Birke), manchmal nur unter Schwierigkeiten bestimmt werden konnten, entsprachen jeweils dem in den Nadeln ermittelten Schadstoffmustern. Die absoluten Konzentrationswerte lagen zumeist im Bereich der durchschnittlich gemessenen Nadelkonzentrationen zwischen 4- und 22-monatigen Nadeln (MPs 1-7). Zumeist wurden im Eichenblatt höhere Konzentrationen als in der Birke oder Ahorn gemessen, was prinzipiell eine Modifizierung der im Abschnitt 4.2.3 gemachten Aussagen des gegenwärtigen wissenschaftlichen Kenntnisstandes über die Bedeutung des Lipidgehaltes für die Schadstoffakkumulation zur Folge hat. Aufgrund ihres geringeren Lipidgehaltes (etwa 55 % des Wertes der Birke) müßten die Konzentrationen in der Eiche generell niedriger liegen als in der Birke.

4.2.4.2 Die Gruppe der DDTs

An sieben von acht Standorten bewegen sich die Gesamtkonzentrationen der DDTs in 22-monatigen Kiefernadeln in einem engen Bereich zwischen 4,12 und 6,58 ng/g TG. Das weist eher auf natürliche Hintergrundwerte als auf emittentenspezifische Emissionen hin. Allerdings fällt auf, daß diese letztendlich einander angenäherten Konzentrationen in 22-monatigen Nadeln aus zum Teil niedrigsten Luftkonzentrationen an manchen Standorten resultieren. So erreicht der von uns berechnete Anreicherungsfaktor Pflanze/Luft in Serrahn den Spitzenwert von über 900 (vgl. Tab. 5). An den meisten Standorten (Ausnahme die MPs 5 und 6) sind die Konzentrationshöhen der DDTs vergleichbar mit denen der PCBs (vgl. Tab. A14).

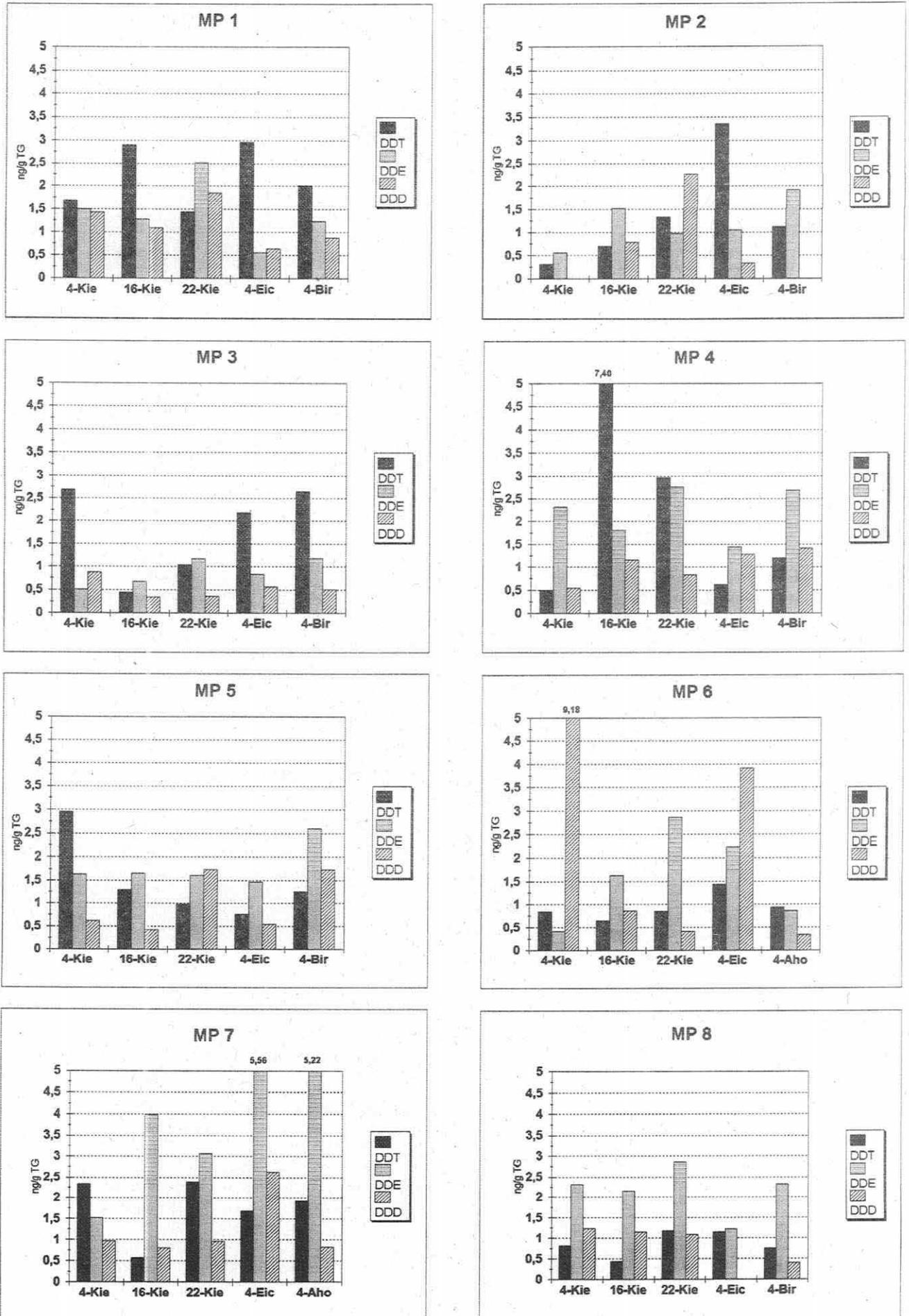


Abb. 11: DDT-Konzentrationen in den Vegetationsvertretern der Meßstandorte

Schadstoffkonzentrationen in 4-, 16- und 22-monatigen Kiefernadeln

Vergleicht man die Höhe der Konzentrationen an DDTs in den einzelnen Vegetationsvertretern, so fällt abgesehen von geringen Ausnahmen auf, daß zumindest an 6 von 8 Standorten (die MPs 1, 3, 4, 5, 7 und 8) keine größeren Unterschiede auftreten (vgl. Abb. 11). Vor allem am Referenzstandort Serrahn ist eine sehr gute Übereinstimmung der Einzelwerte feststellbar. Außer am MP 2 (nur für DDT und DDE) ist keine kontinuierliche altersabhängige Anreicherung der Schadstoffe von 4- zu 22-monatigen Nadeln ersichtlich. Das entspricht ganz dem Verhalten der HCH-Isomere, d.h. keine kontinuierliche Akkumulation der Schadstoffe mit der Expositionszeit. Auffallend sind die hohen DDE-Werte an den MPs 7 und 8 sowie 4, 5 und 6 (bei dem größeren Teil der Vegetationsverteter).

Schadstoffkonzentrationen in den Laubblättern

Die Schadstoffkonzentrationen der Einzelsubstanzen in den Blättern erreichen an fast allen Standorten Werte, die im Bereich der drei unterschiedlich alten Nadelproben liegen (vgl. Abb. 11). Auch hier scheinen z.B. Lipidgehalt und Oberflächenspannung von anderen Faktoren in ihrer Bedeutung übertroffen zu werden, so daß die aus dem unterschiedlichen Lipidgehalt der Pflanzen sich ableitenden Faktoren zu keinen plausiblen Ergebnissen führen.

4.2.4.3 Die Gruppe der PCBs

Die Gesamtkonzentrationen der PCBs in der zweijährigen Kiefernadel variieren an den einzelnen Standorten zwischen 2,93 ng/g TG am Referenzstandort MP 8 und 11,14 ng/g TG am MP 5. Die Schadstoffgruppe der PCBs unterscheidet sich in der Höhe der Gesamtkonzentrationen von der Gruppe der DDTs im wesentlichen nur an zwei Standorten voneinander. An den MPs 5 und 6 wurden die höchsten Konzentrationen in der Pflanze mit 11,14 bzw. 10,0 ng/g TG gemessen. Da vergleichsweise sehr geringe Anreicherungsfaktoren Pflanze/Luft (vgl. Tab. 5) bei gleichzeitig höchsten Konzentrationswerten in der Luft für γ -HCH an diesen Standorten berechnet wurden, könnten die hohen PCB-Werte in der Pflanze auch aus einem Abbau von γ -HCH in der pflanzlichen Matrix resultieren. Der Anteil der Gruppe der PCBs am Gesamteintrag der von uns untersuchten Schadstoffgruppen lag ca. zwischen 1 und 2 %, der Anteil an der Gesamtkonzentration der chlororganischen Gruppen zwischen ca. 3 und 15 % (vgl. Tab. A14).

Schadstoffkonzentrationen in 4-, 16- und 22-monatigen Kiefernadeln

Wie schon bei den HCHs und DDTs konnte auch bei den PCBs an den MPs keine kontinuierliche Akkumulation vom 4. bis zum 22. Nadelmonat festgestellt werden. Lediglich an den MPs 1, 4 und 6 sind für manche der PCBs die Schadstoffwerte mit dem Nadelalter angestiegen (vgl. Abb. 12). Auffällig gegenüber den bisher besprochenen Schadstoffgruppen ist die hohe Anreicherung der PCBs in den Blättern der Laubbäume. Das ist vor allem an den MPs 1, 3, 4, 5, 6 (Eiche) und 7 zu sehen. Bemerkenswert sind an mehreren Standorten (MPs 1, 3, 4 und 5) die hohen Konzentrationen an PCB 138.

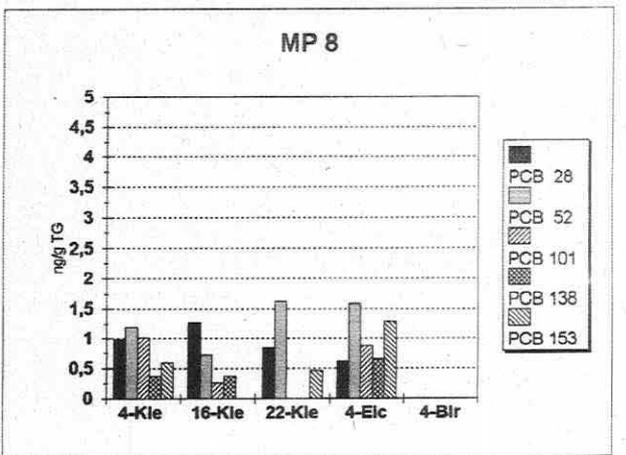
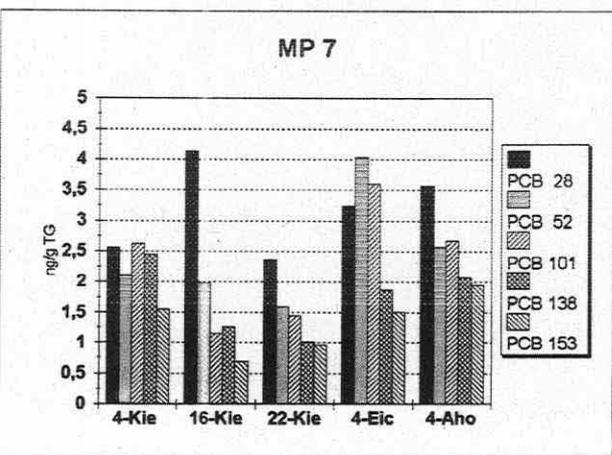
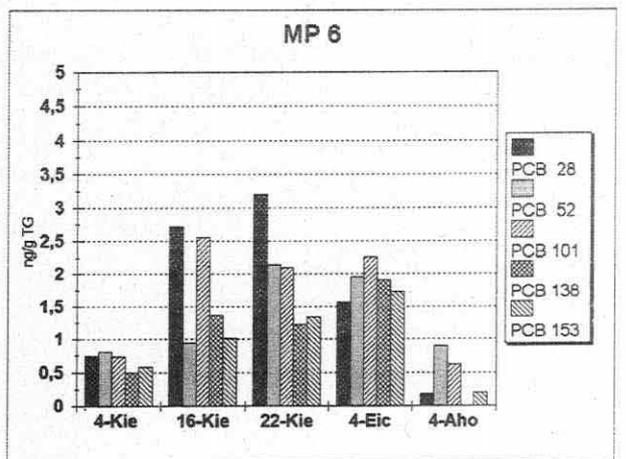
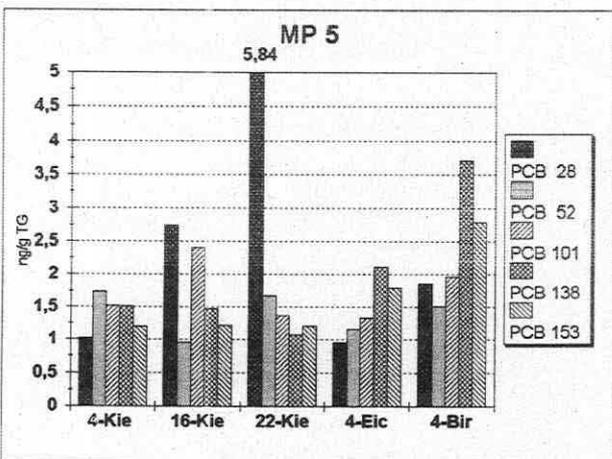
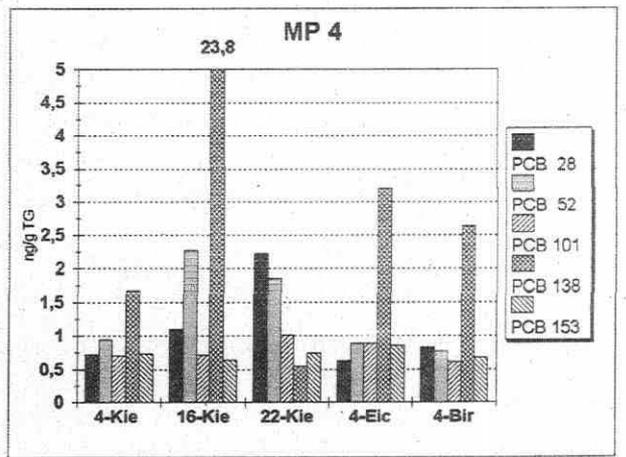
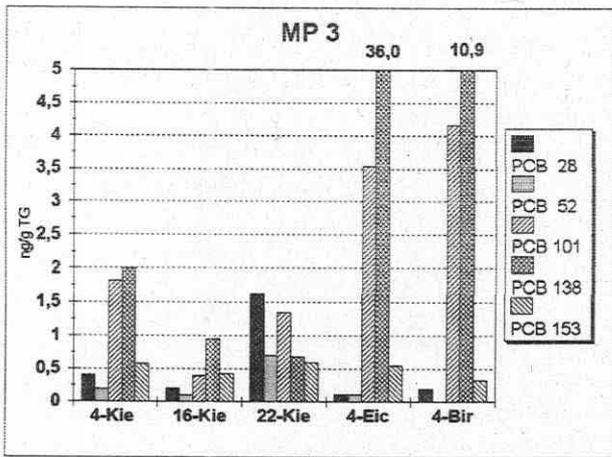
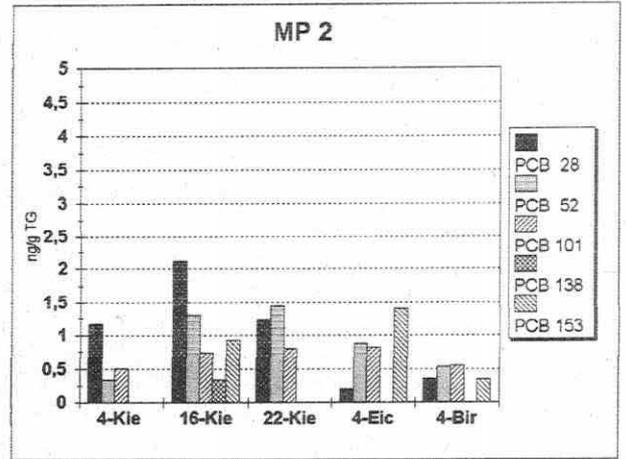
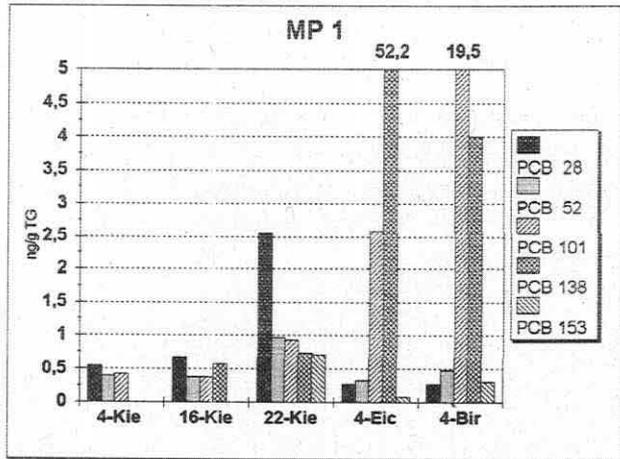


Abb. 12: PCB-Konzentrationen in den Vegetationsvertretern der Meßstandorte

Schadstoffkonzentrationen in den Laubblättern

In den Blättern der Laubbäume spiegeln sich wie bei den anderen chlororganischen Schadstoffgruppen die in den Nadeln ermittelten Schadstoffmuster wider. In den meisten Fällen entspricht die Höhe der im Laub gemessenen Werte den in den 4- bis 22-monatigen Nadeln gefundenen Konzentrationen (vgl. Abb. 12). In ihrer absoluten Höhe differieren die Werte in Abhängigkeit vom Standort.

4.2.4.4 Die Gruppe der PAKs

Die Gruppe der PAKs ist nach der Höhe der Emissionen die wichtigste der untersuchten Schadstoffgruppen. Nur an den MP 5 und 6 übertrifft der Anteil der Chlororganika (ca. 61 bzw. 55 %) den Anteil der PAKs an der Gesamtschadstoffmenge. In der Pflanze selbst widerspiegeln sich die hohen Luftkonzentrationen auch in entsprechend hohen Schadstoffgehalten. An allen Standorten liegt der Anteil der PAKs zwischen 72 und 92 % an der Gesamtkonzentration der von uns untersuchten Verbindungen. Die Schadstoffmengen variierten mit 233 ng/g TG am Referenzstandort Serrahn und 668 ng/g TG am MP 5 um etwa das Dreifache.

Schadstoffkonzentrationen in 4-, 16- und 22-monatigen Kiefernadeln

Für Phenanthren, Fluoranthren und Pyren kann eine kontinuierliche Zunahme der Schadstoffkonzentrationen mit dem Nadelalter der Kiefernadeln festgestellt werden. (vgl. Abb. 13).

Tab. 4: *Flugstaubanteile in der Wachsmatrix von Vegetationsvertretern (mg/10g Pflanzenmatrix Frischgewicht)*

Meß- plätze	Monitoringpflanze*				
	Kiefernadel			Eiche	Birke/Ahorn
	4 Monate	16 Monate	22 Monate	4 Monate	4 Monate
1	6,84	10,4	11,2	19,5	13,8
2	1,91	6,21	12,0	11,4	11,3
3	3,33	8,16	12,0	13,5	17,1
4	5,48	9,42	11,5	15,3	12,4
5	2,56	7,78	9,67	16,4	13,0
6	1,84	10,2	11,8	11,0	11,4
7	8,30	13,5	15,4	18,6	18,2
8	2,70	5,74	5,92	5,40	6,76

* Mittelwerte aus drei Bestimmungen

Das entspricht im Prinzip auch der kontinuierlichen Akkumulation der Flugstaubeinträge in der Kiefernadel über 2 Jahre (vgl. Tab. 4). An diesen Partikeln werden durchschnittlich auch höhere Anteile der PAKs gebunden. Nur am MP 1 ist lediglich der Wert für Phenanthren in 16-monatigen niedriger als in 4-monatigen Nadeln. Für Anthracen ist dagegen eine solche zunehmende Akkumulation nur an zwei von acht Standorten erkennbar (MPs 2 und 7), so daß hier eher von einer quellenspezifischen Ausnahme gesprochen werden kann,

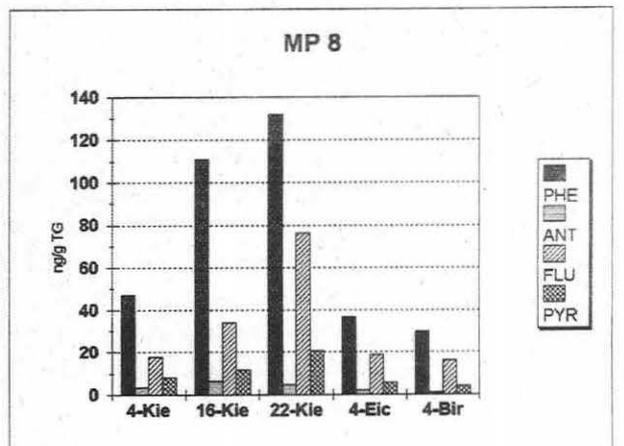
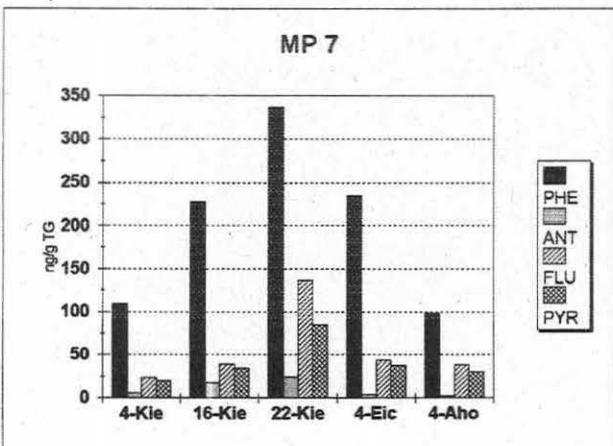
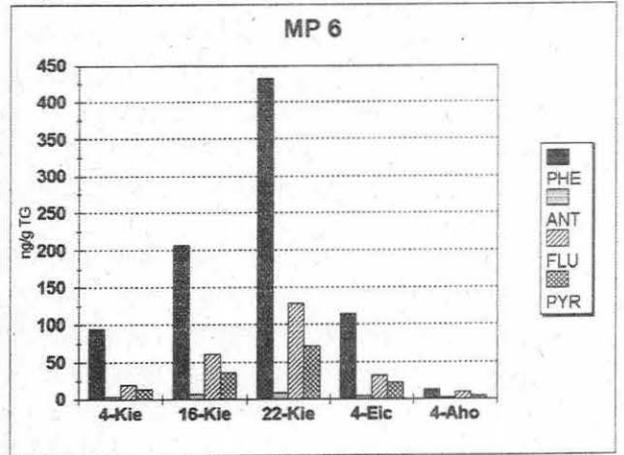
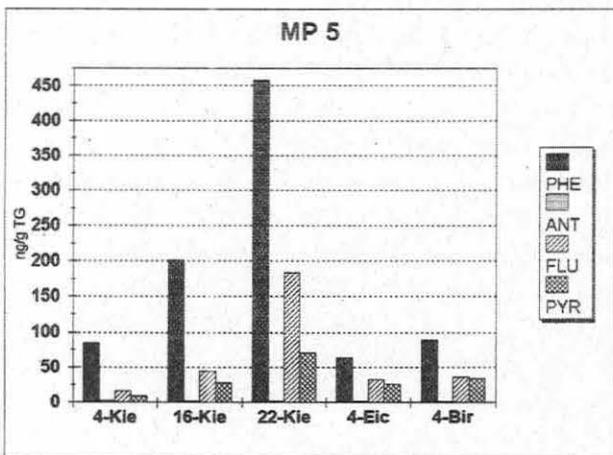
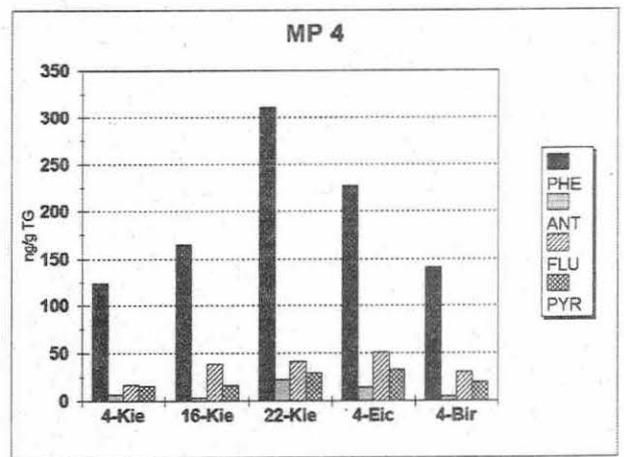
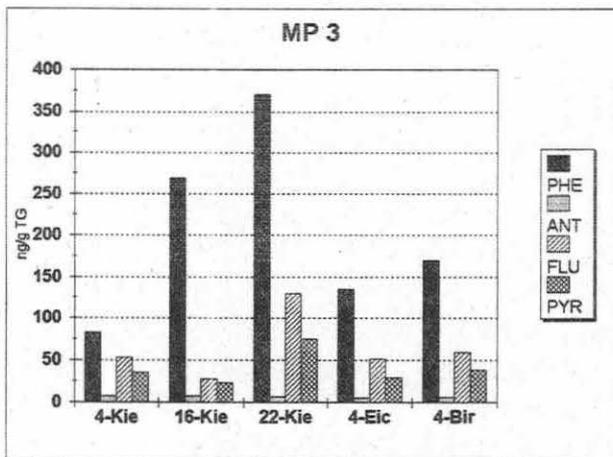
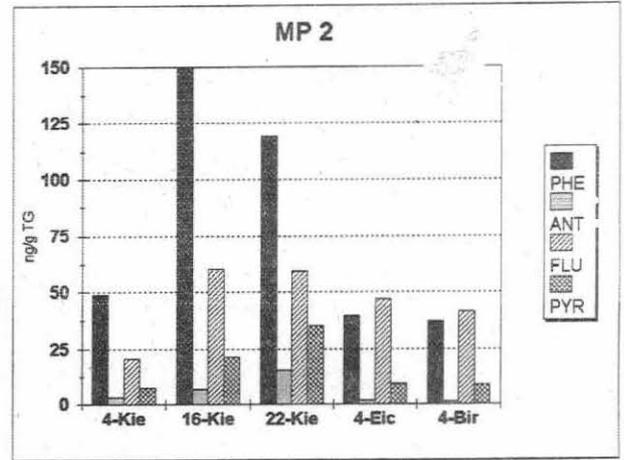
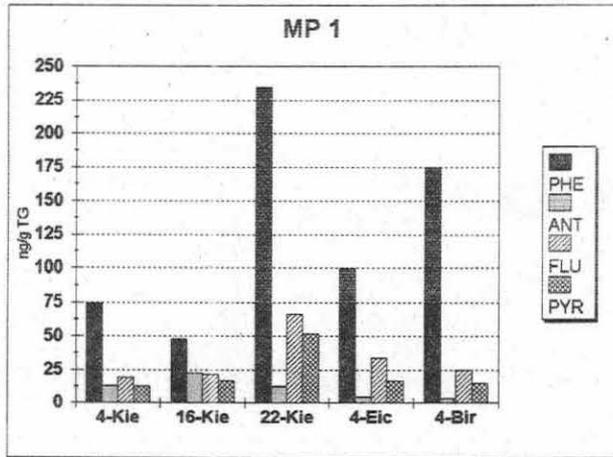


Abb. 13: PAH-Konzentrationen in den Vegetationsvertretern der Meßstandorte

während in der Regel Anthracen im Akkumulationsverhalten eher den Chlororganika entsprechen könnte, d.h. sehr rasche Anpassung der Schadstoffwerte an die Luftkonzentrationen (Gleichgewichtseinstellung). Die Ergebnisse für Benzo(a)pyren sind hier nicht mit einbezogen worden, da die analysierten Werte sehr uneinheitlich waren und keine spezifischen Abhängigkeiten erkennen ließen (vgl. Tab. A16 -A23).

Schadstoffkonzentrationen in den Laubblättern

In den 4-monatigen Blättern der Laubbäume spiegeln sich die in den Nadeln ermittelten Schadstoffmuster wider. In den meisten Fällen entspricht die Höhe der Werte den in 4- bis 22-monatigen Nadeln gefundenen Konzentrationen (vgl. Abb. 13). In ihrer absoluten Höhe differieren die Werte in Abhängigkeit vom Standort.

4.2.4.5 Diskussion der Schadstoffgehalte in den Indikatorpflanzen

Methodische Verbesserungen

Die von uns wesentlich verbesserte und modifizierte Aufarbeitungsmethodik mit Cleanup und Analyse von je zwei Schadstofffraktionen in der Wachsschicht und in der inneren Nadel sowie auch die verbesserte Aufarbeitung der Luftproben über zwei Extraktionsschritte führte zu Ergebnissen, deren Wert in Abb. 14 am Vergleich der PAK-Schadstoffmuster in Luft und Pflanze zwischen den MPs 5 und 6 überprüft werden kann. Es handelt sich hier um zwei MPs, die von einem ähnlichen Emittenten beeinflusst sind. Der MP 5 befindet sich in der Nähe von Hettstedt, der MP 6 in der Nähe von Mansfeld. In beiden Grafiken spiegeln sich in geradezu idealer Weise analoge Emittentenmuster jeweils für die Luft und die Pflanze wider. Diese Ergebnisse erlauben eine gute Evaluierung der gesamten Methodik von der Auswahl der Meßplätze und der Probenahmetechnik über die exakte Aufarbeitung und Cleanup bis zur Analyse in der vor allem sehr schwierigen Pflanzenmatrix. Bei einem Vergleich der Schadstoffmuster in Luft und Pflanze fallen die nahezu identischen Schadstoffmuster vor allem bei den PAKs in beiden Medien auf (vgl. Abb. 15), während bei den Chlororganika (Abb. 16) aufgrund der im Abschnitt 4.2.4 beschriebenen nicht kontinuierlichen Akkumulation in der Pflanze Differenzen erkennbar sind. Diese übereinstimmenden Muster weisen eindeutig auf einen Eintrag der Schadstoffe über den Luftpfad hin.

An den Standorten kommt es zu einer standortspezifischen Anreicherung der Schadstoffe in der Pflanze, wobei die hohe Anreicherung der in der Luft in nur sehr niedrigen Konzentrationen gemessenen Schadstoffe in der zweijährigen Kiefernadel am Referenzstandort Serrahn besonders auffällt (vgl. Tab. 5). An diesem Standort werden die Schadstoffe zu besonders hohen Anteilen partikelgebunden transportiert (vgl. Kapitel 4.1.2.8). Neben meteorologischen Parametern wie Temperatur, Windgeschwindigkeit und aerodynamischen Verhältnissen sollte die Gas-/Partikelverteilung, die vom Standort und den Bedingungen am Tag der Probenahme abhängt, die unterschiedliche Anreicherung der Schadstoffe stark beeinflussen. Zum anderen spielen auch solche Parameter wie vorhandene Partikelmenge, die Partikelart (z.B. Schwermetall-, Ruß- oder Bodenpartikeln) und das Spektrum der Partikelgrößen dabei eine wichtige Rolle, so daß sich selbst am jeweiligen Meßstandort die Anreicherungs-faktoren permanent ändern können.

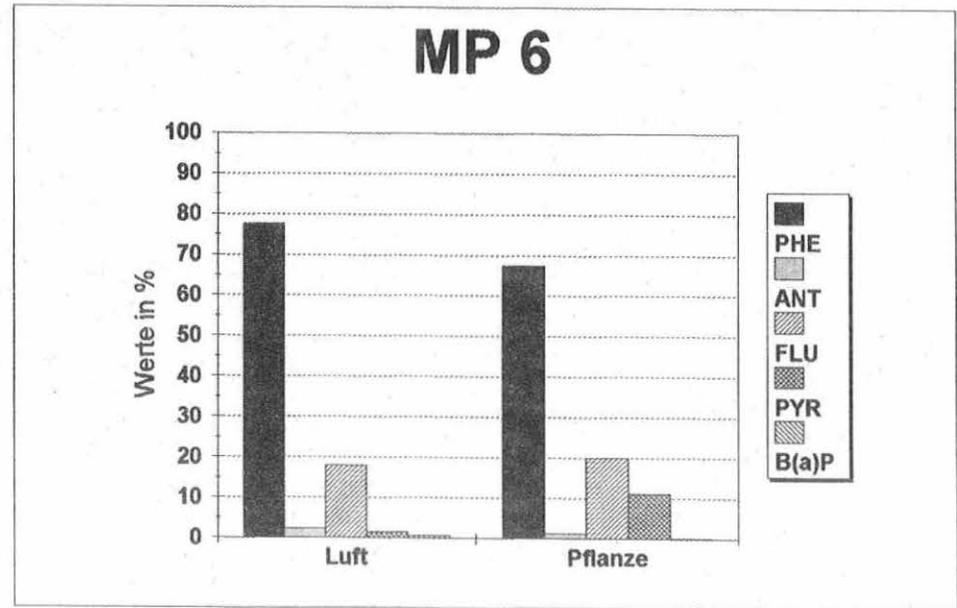
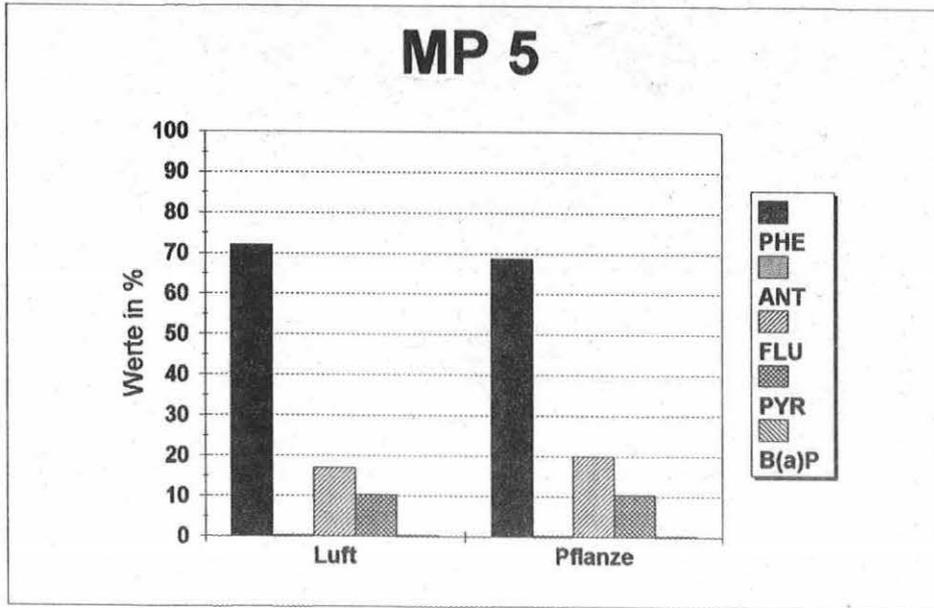
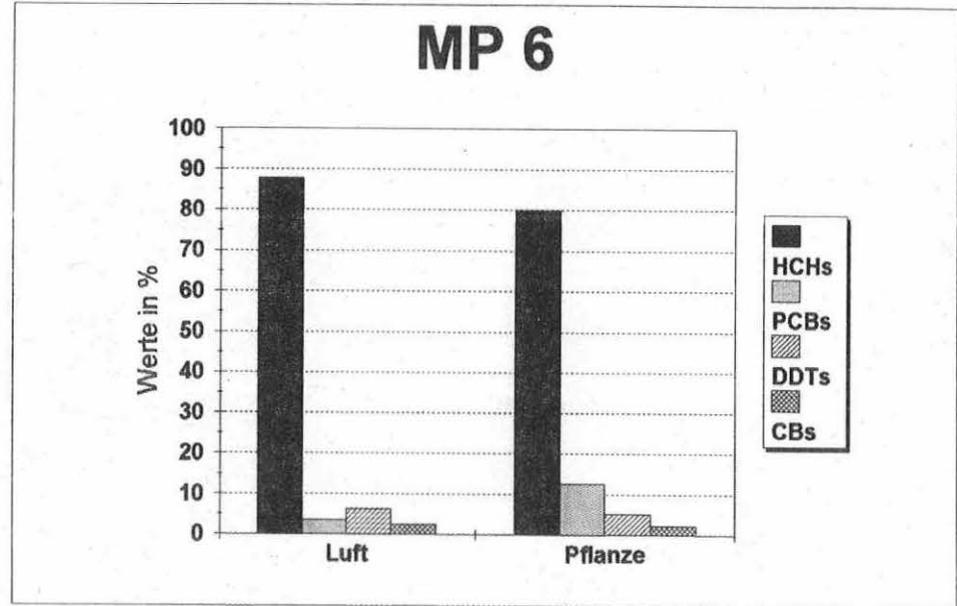
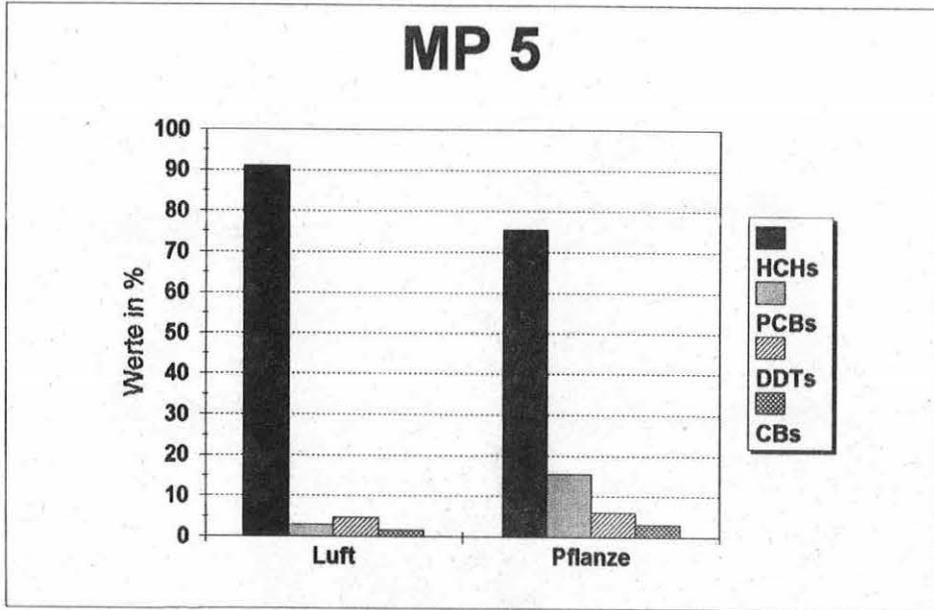


Abb. 14: Vergleich der Schadstoffmuster Luft/Pflanze zwischen den MPs 5 und 6

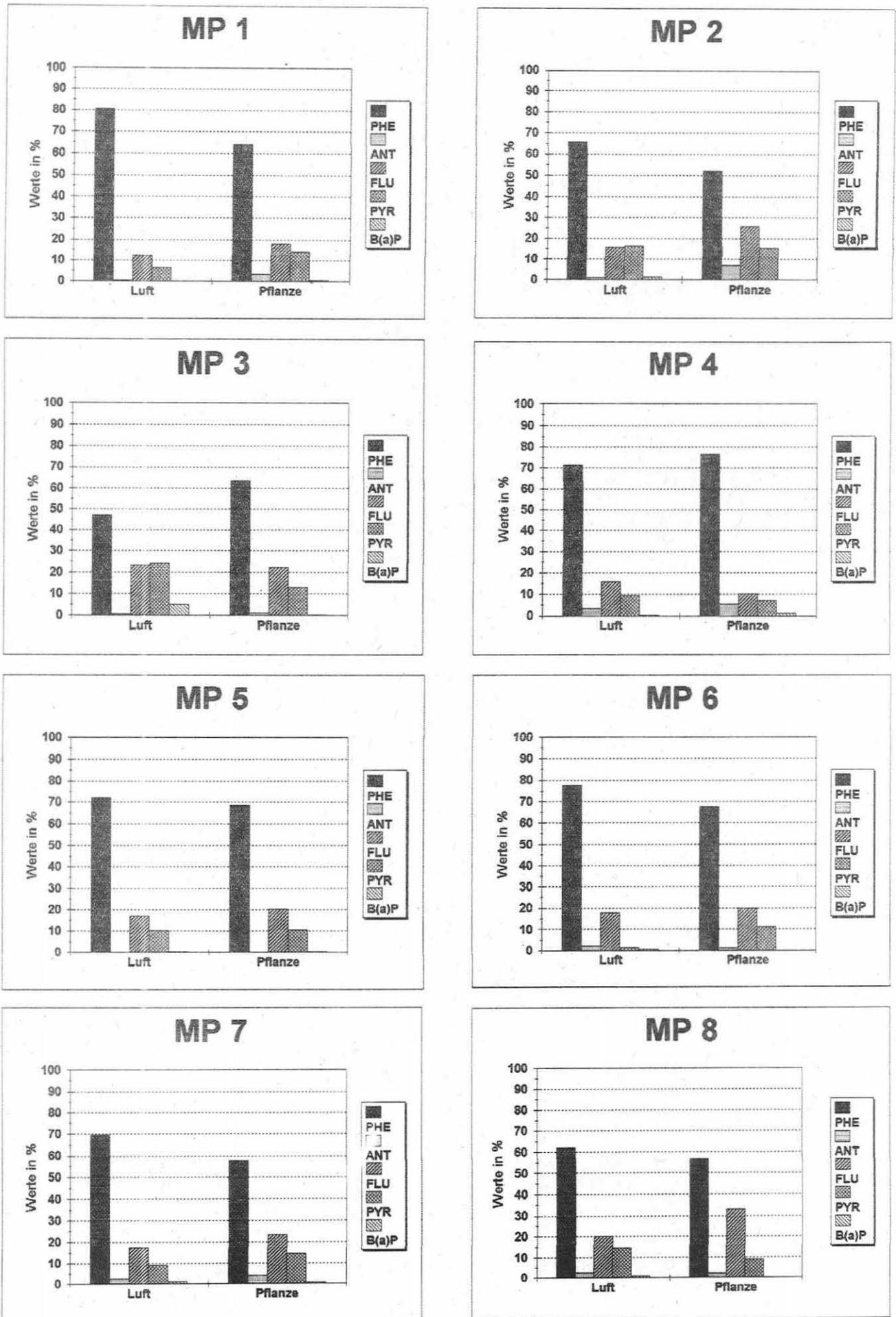


Abb. 15: PAK-Muster in Luft und Pflanze

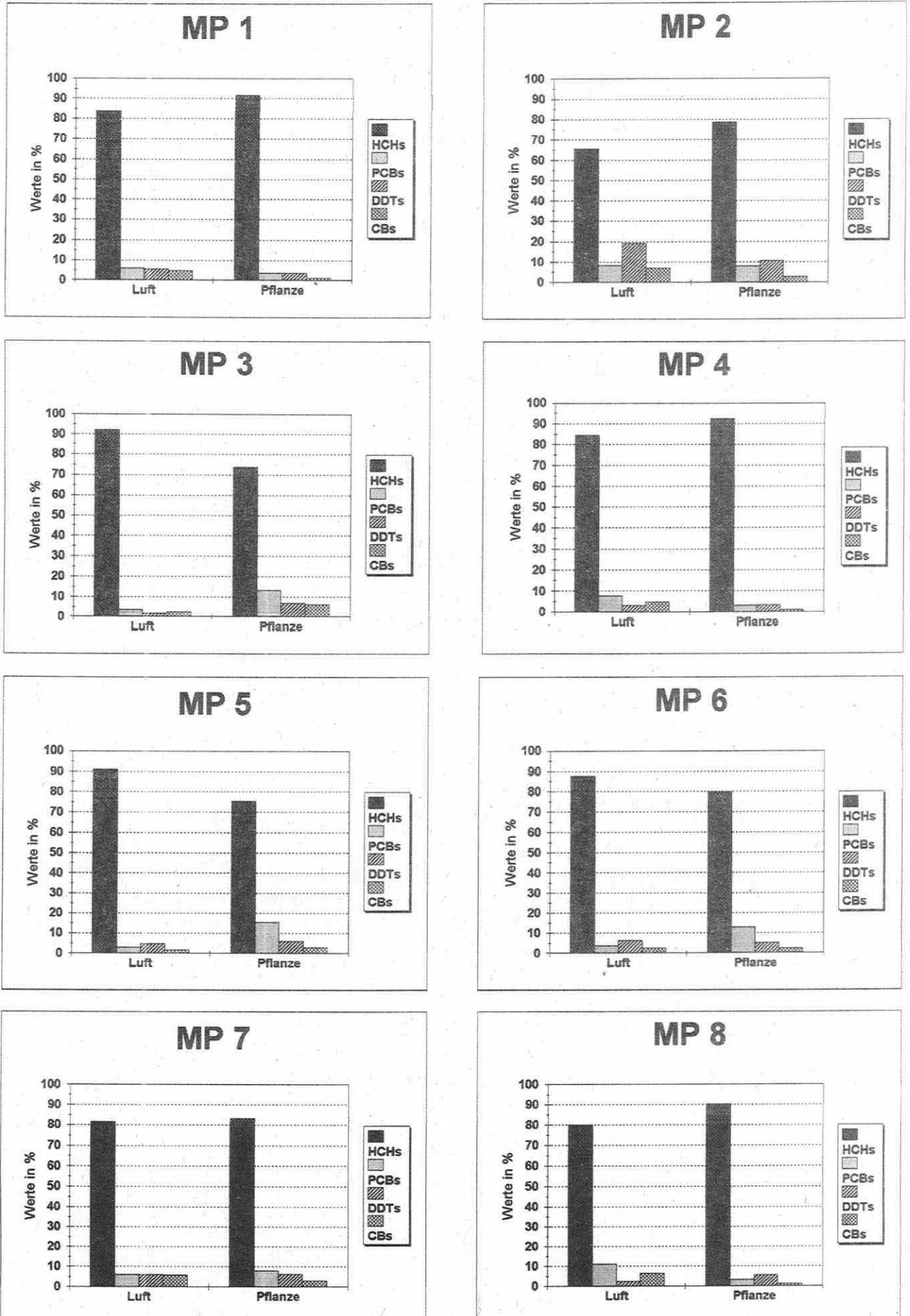


Abb. 16: Schadstoffmuster der CO-Gruppen in Luft und Pflanze

Tab. 5: *Anreicherungs-faktoren Pflanze/Luft der einzelnen Schadstoffgruppen, berechnet aus den Konzentrationen in zweijährigen Kiefernadeln (ng/g TG) und der Luft (ng/Nm³)*

Substanz- gruppen	Meßstandorte							
	MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7	MP 8
HCHs	111	203	13	215	13	32	95	437
DDTs	57	34	61	205	20	29	95	941
PCBs	54	89	60	81	86	123	123	112
CBs	21	30	40	44	30	32	44	62
Σ CO	100	151	16	197	16	35	93	388
Σ PAHs	105	46	74	36	225	338	185	384
Σ XEN	103	59	61	50	98	173	162	385

Ein weiteres bemerkenswertes Ergebnis der verbesserten Methodik soll im folgenden erwähnt werden. Die in der Wachsschicht adsorbierten und nach der Extraktion der Wachsschicht abfiltrierten Flugstaubpartikel wurden gravimetrisch bestimmt und anschließend einer Soxhlet-Extraktion unterzogen. Dabei konnten zumeist 10-20 % Schadstoffanteile (an manchen Standorten bis 50 %) an der Gesamtschadstoffmenge zusätzlich analysiert werden. Die Bedeutung der von uns eingeführten Methode zeigte sich an mehreren Standorten, aber insbesondere am MP 5 (Hettstedt), an dem für γ -HCH im Februar 1995 die höchste von uns jemals in den Pflanzen ermittelte Konzentration einer chlororganischen Verbindung mit über 570 ng/g TG im Soxhlet-Extrakt analysiert werden konnte, während in der in konventioneller Weise mit Dichlormethan extrahierten Wachsschicht lediglich 7 ng/g TG nachweisbar waren. Daß am gleichen Standort neben Höchstwerten von γ -HCH in der Luft hohe Schwermetallwerte, vor allem auch für Kupfer, festgestellt wurden, weist auf einen stark zu beachtenden Anteil der Partikelart am Transport und damit am Eintrag der Schadstoffe hin.

Dominierende Schadstoffgruppen nach der Höhe der Einträge

Die Schadstoffgruppen der PAKs und der HCHs sind in der Höhe ihrer Einträge in die Pflanze die dominierenden Schadstoffgruppen. Der Anteil der PAKs an den gemessenen Gesamtkonzentrationen der von uns untersuchten Schadstoffpalette liegt an den einzelnen MPs zwischen 72 und 92 %, der der HCH-Gruppe zwischen 4 und 31%. Der Anteil der anderen Gruppen an der Gesamtbelastung eines Standortes entspricht dagegen höchstens jeweils 1-2 %. Doch sollte bei einer ökotoxikologischen Bewertung nicht die bekannte hohe biologische Wirksamkeit der PCBs, DDTs und CBs unterschätzt werden, die zumeist auch in höheren Anteilen (>50 %) in der inneren Nadel nachweisbar waren. Betrachtet man nur die Gruppe der Chlororganika, so beträgt der Anteil der HCH-Gruppe am Gesamteintrag aller Chlororganika standortabhängig allein zwischen 76 und 90 %.

Schadstoffkonzentrationen in Nadeln und Blättern

Die Schadstoffkonzentrationen der Einzelsubstanzen in den Blättern der Laubbäume erreichen an fast allen Standorten Werte, die dem mittleren Niveau der drei Nadeljahrgänge entsprechen. Neben Lipidgehalt und Oberflächengröße existieren weitere wichtige Einflußgrößen für eine Schadstoffakkumulation. Die jeweilige Eintragsmenge und Partikelgröße von

Flugstäuben, die vom Standort bzw. der Emissionsquelle abhängigen unterschiedlichen Konzentrationen an partikelgebundenen Schadstoffanteilen transportieren können, kann für die Adsorption der Schadstoffe in der Wachsschicht und deren Penetration in das Pflanzeninnere von essentieller Bedeutung sein und den speziellen "Fingerprint" am Standort wesentlich beeinflussen. Die sich aus dem unterschiedlichen Lipidgehalt von Nadel bzw. Blatt ergebenden Faktoren für einen Vergleich der Schadstoffwerte zwischen verschiedenen Vegetationsvertretern sind aus diesem Grunde nicht anwendbar. Aus rein methodischen Gründen (oftmals Schwierigkeiten beim Cleanup durch höhere Konzentrationen etherischer Inhaltsstoffe) kann gesagt werden, daß sich Blätter von Laubbäumen weniger zum Biomonitoring eignen als die Kiefernadel, obwohl die Blätter zu einer hohen Akkumulation der Schadstoffe befähigt sind.

Vergleich von Schadstoffgehalten in Atmosphäre und Indikatorpflanzen

Ein interessantes Beispiel zum Vergleich von Schadstoffgehalten in Atmosphäre und Indikatorpflanzen am gleichen Standort soll hier noch angeführt werden. Vergleicht man am MP 1 die in der Vegetation im August analysierten Schadstoffwerte mit denen der Luftmessung, fällt bei den HCHs und DDTs auf, daß die extrem hohen Luftwerte von β - und δ -HCH sich nicht entsprechend zu diesem Zeitpunkt in der Vegetation widerspiegeln. Hier ist eine andere Reihenfolge nach der Höhe der Konzentrationen erkennbar. In der Eiche, Birke und den 3 Nadeljahrgängen sind im August jeweils für γ -HCH die höchsten Konzentrationen analysiert worden. Dagegen ergaben sich bei der zuvor stattfindenden Nadelbeprobung im Februar 1995 vergleichbar hohe Werte für β -HCH in der zweijährigen Kiefernadel (89,3 pg/g TG; Faktor β - zu γ -HCH = 3:1) und in der Atmosphäre (927 pg/Nm³; Faktor β - zu γ -HCH ebenfalls 3:1). Die Analyse der Beprobung vom März 1996 entsprach dagegen wieder eher den Werten der August-Beprobung 1995. Das weist auf zeitabhängige Vorgänge bei der Gleichgewichtseinstellung Luft/Pflanze hin, die bei kurzfristiger Änderung der Emissionshöhe einer Quelle eine Rolle spielen können.

Die sich zwischen den Chlororganikagruppen und den einzelnen PAK-Substanzen ergebenden gravierenden Unterschiede in der zeitabhängigen Schadstoffakkumulation sollen im folgenden getrennt besprochen werden.

Gruppe der Chlororganika

Bei der Bewertung der Schadstoffakkumulation zwischen den Nadeln verschiedenen Alters ist eine kontinuierliche und signifikante Zunahme der Konzentrationswerte bei den Organochlorverbindungen nicht feststellbar (vgl. Abb. 10 und 12). Folglich sollte die Nadel in jedem Jahrgangsalter sehr rasch auf verhältnismäßig kurzfristige Änderungen in den Luftkonzentrationen der Chlororganika reagieren, wobei das Verhältnis der Schadstoffanteile zwischen Wachsschicht und Nadelinnerem sich nicht wesentlich ändert (vgl. Tab. A16-A23).

Dabei bleibt die Frage noch unbeantwortet, ob die im Nadelinneren analysierten Schadstoffe teilweise wieder über die Nadelöffnungen an der Unterseite verdampfen oder über Zweig, Ast und Stamm abtransportiert werden. Temperaturabhängige Adsorptions-/Desorptionsvorgänge (Tag/Nacht, Sommer/Winter, Wachsschicht und Nadelinneres) dominieren das Schadstoffverhalten zwischen den Medien Atmosphäre und Vegetation.

Gruppe der PAKs

Ein anderes Verhalten als die Chlororganika zeigen in den Nadeln unterschiedlichen Alters die PAKs Phenanthren, Fluoranthren und Pyren. Bei diesen Substanzen ist eine kontinuierliche Zunahme der Schadstoffkonzentrationen mit dem Nadelalter erkennbar (vgl. Abb. 13). Das entspricht im Prinzip auch der zunehmenden Akkumulation der Flugstaubeinträge in der Kiefernadel über 2 Jahre. An diesen Flugstaubpartikeln werden durchschnittlich auch höhere Anteile der PAKs gebunden (vgl. Tab. 4). Dagegen ähnelt Anthracen im Akkumulationsverhalten eher den Chlororganika, d.h. es erfolgt eine sehr rasche Anpassung der Schadstoffwerte an die Luftkonzentrationen (Gleichgewichtseinstellung).

4.3 Abbau- bzw. Umlagerungsreaktionen ausgewählter Organika

4.3.1 Reaktionen an der Schadstoffquelle und/oder in der Atmosphäre

Durch die Erfassung von HCB, den PCBs, der DDTs und HCH-Isomere bei den Luftimmissionsmessungen war es möglich, spezifische Abbau- bzw. Umlagerungsreaktionen an der Schadstoffquelle bzw. beim atmosphärischen Transport zu erkennen. Dabei spielten unterschiedliche Prozesse in der Deponie selbst (MP 1), bei der Verbrennung von Steinkohle (MP 3), Herstellung von Holzkohle (MP 4) sowie an den Standorten mit industriellem (MPs 5, 6 und zum Teil auch 7) und Kfz-Einfluß (MPs 2, 9 und 10) eine Rolle (vgl. Tab. A15). Im folgenden werden diese Emittenten einzeln betrachtet.

Emittent HCH-Deponie (MP 1)

- * Als wesentliche Abbauprodukte der HCH-Isomere und der dort ebenfalls in mittleren Konzentrationen gemessenen DDTs werden aus der Deponie (trotz Abdeckung mit Erde) HCB (höchster Wert aller Standorte) und die PCB-Kongenerne 28 und 153 (jeweils Position 1) sowie 52 und 138 (jeweils Position 2) in charakteristisch und für den Standort typisch hohen Konzentrationen emittiert.
- * Geringen Emissionen an α - (10. Position) und γ -HCH (7. Pos.) stehen höchste Konzentrationen an β - und δ -HCH (jeweils Pos. 1 mit vergleichsweise sehr hohen Emissionswerten) gegenüber. Dieses scheinen für die HCH-Deponie typischerweise ablaufende Umlagerungsreaktionen zu energieärmeren Produkten vermutlich aufgrund mikrobieller Prozesse (mehrere Zwischenabdeckungen mit Bodenschichten) zu sein.
- * Von den nachgewiesenen DDTs wird vor allem DDD als Abbauprodukt von DDT/DDE in höheren Konzentrationen (Pos. 1 aller Standorte) emittiert. DDT und DDE wurden hier nur mit den viert- bzw. fünfthöchsten Konzentrationen gemessen.

Emittent Steinkohleverbrennung/Holzkohleherstellung (MPs 3 und 4)

An beiden Standorten sind größtenteils übereinstimmende Schadstoffmuster zu erkennen:

- * Höheren Luftkonzentrationen an α -, γ - und δ -HCH am MP 3 (Pos. 4, 3, 3) bzw. MP 4 (Pos. 2, 2, 4) stehen jeweils geringe Konzentrationen an β -HCH (Pos. 7 bzw. 9) gegenüber.
- * Hohe PCB-Emissionen erfolgen für die Kongenerne PCB 138 und PCB 153 (MP 3).
- * Auffällig ist der hohe partikelgebundene Anteil aller PCBs am MP 4 außer PCB 101.
- * An beiden MPs wurden bei niedrigeren DDT- und DDE-Konzentrationen (7. und 6.

Pos. am MP 3 bzw. jeweils 8. Pos. am MP 4) vergleichsweise wesentlich höhere Konzentrationen an DDD (jeweils 3. Pos.) ermittelt. Folglich sollte bei reduktiven Schwelprozessen (Steinkohle bzw. Holz) bevorzugt DDD gebildet werden.

- * Leichtflüchtige Chlororganika gehören an diesen MPs nicht zu den bevorzugt emittierten Substanzen.

Emittent Industrie (MPs 5 und 6)

- * Die hohe Emission der Chlororganika-Abbauprodukte HCB (2. bzw. 3. Pos.) und der fünf analysierten PCBs ist für diese Standorte charakteristisch, vermutlich entstehend aus der Verschrottung der mit γ -HCH und DDT versetzten Erdkabel.
- * Es erfolgt die Freisetzung sehr hoher Konzentrationen an γ -HCH (Pos. 1 und 3), DDT (Pos. 3 und 2) und DDE (Pos. 1 und 3). Ein Abbau von DDT zu DDE könnte bei der Verschrottung dieser Kabel erfolgen. Dagegen entstehen im Gegensatz zur Kohleverbrennung und Holzverkohlungs (Schwelprozesse) kaum nennenswerte Mengen des Abbauproduktes DDD.

Emittent Kfz-Verkehr (MPs 2, 9 und 10)

- * Vergleichbar mit dem Deponiestandort MP 1 (Spitzenwert mit 927 pg/m^3) werden die höchsten β -HCH- (Pos. 2, 3 und 4) und teilweise auch δ -HCH-Konzentrationen bei gleichzeitig sehr niedrigen Konzentrationen der anderen HCH-Isomere an diesen Standorten gemessen. Da gleiche HCH-Isomere wie am Deponiestandort auftreten, könnten anaerobe Bedingungen in der Deponie selbst wie auch in der Kfz-Abgas-Atmosphäre bzw. katalytische Reaktionen am Rußpartikel (u.a. auch der Einfluß einer höheren Intensität an UV-Strahlung am MP 9, Kap Arkona) dafür verantwortlich sein.
- * Von den Vertretern der leichtflüchtigen Chlororganika wurden als typisch für den Kfz-Einfluß die Substanzen TCB und PCBz in höheren Konzentrationen an diesen Standorten analysiert.
- * Ein Abbau von DDT und DDE zu DDD schein an diesen Standorten nicht zu erfolgen. Am MP 2 wurden vergleichsweise sehr hohe DDT- und DDE-Konzentrationen gemessen, während DDD in nur geringen Konzentrationen nachweisbar war (Pos. 8).

Emittent Mischemission Hausbrand/Industrie/Kfz-Verkehr (MP 7)

- * Typisch sind hier die hohen Emissionen sowohl von TCB (wie an den vom Kfz-Verkehr beeinflussten Standorten) und HCB (wie an den von Industrieemissionen beeinträchtigten MPs 5 und 6).
- * Bei den HCH-Isomeren tritt das α -HCH überraschenderweise in überaus hohen Konzentrationen (Pos. 1) bei gleichzeitig sehr geringen Konzentrationen der anderen HCH-Isomere auf.
- * Bei den in geringen Konzentrationen vorliegenden DDTs war kein Abbau zu DDD erkennbar (wie an den von Industrie und Kfz-Verkehr beeinflussten MPs).

4.3.2

Mögliche Abbaureaktionen im "Bioreaktor Kiefernadel"

Die Wirkweise der in Pflanzen für die Aufrechterhaltung der Stoffwechselfvorgänge verantwortlichen Enzyme sollte es ermöglichen, daß auch Schadstoffe in der Kiefernnadel umgewandelt bzw. abgebaut werden. Gleichfalls können aber auch in der Wachsschicht, bedingt durch klimatische und katalytische Einflüsse (Anwesenheit von Schwermetall- und Rußpartikeln) unterschiedlicher Art, derartige Reaktionen ablaufen. So sollte die Nadel oder das Blatt in übertragenem Sinne die Funktion eines Bioreaktors übernehmen können und wie die Atmosphäre einen wichtigen Anteil an den Abbau- und Umlagerungsreaktionen von Organika haben. Um solche Abbaureaktionen erkennen zu können, wurden Quotienten zwischen den Konzentrationen möglicher Abbau- und Umlagerungsprodukte und ihren "Muttersubstanzen" in der Luft und der Pflanze an den einzelnen MPs gebildet. Als mögliche Abbauprodukte der "Muttersubstanzen" p,p'-DDT und γ -HCH kommen p,p'-DDE, p,p'-DDD, HCB und die PCBs in Frage. Aus dem Verhältnis der Schadstoffkonzentrationen Quotient Pflanze/Quotient Luft ergibt sich ein Faktor, der Werte $>1,0$ und $<1,0$ annehmen kann (vgl. Tab. 6). Ein Faktor $>1,0$ bedeutet, daß das jeweilige mögliche Abbauprodukt gegenüber der "Muttersubstanz" in einer höheren Konzentration in der Pflanze als in der Luft vorliegt. Das weist auf Abbau- und Umlagerungsreaktionen in der Pflanze hin. Da die in Freilanduntersuchungen bestimmten Schadstoffmengen im Spurenbereich liegen, ist verständlich, daß das eindeutige Erfassen von möglichen Abbau- und Umlagerungsprodukten und eine Unterscheidung von einer bloßen Anreicherung der Schadstoffe in der Pflanze sehr schwierig ist. Am ehesten sollte das an den MPs möglich sein, an denen die höchsten Konzentrationen an "Muttersubstanzen" gemessen wurden. Das müßte in Übereinstimmung mit diesen Ausführungen in besonderem Maße auf die Standorte mit den höchsten γ -HCH-Konzentrationen in der Luft zutreffen (MPs 5, 6 und 3), was dort auch durch die größte Anzahl an berechneten Faktoren $\geq 1,0$ (6, 6 bzw. 5) belegt werden kann. Eine Bildung z.B. von DDD aus DDE (MPs 1, 2, 5, 6 und 8) bzw. DDT (MPs 2, 5, 6 und 8) ist nach diesem Schema als sehr wahrscheinlich anzusehen (vgl. Tab. 6). Ein möglicher Abbau von γ -HCH zu PCBs (an 6 MPs), HCB (1 Standort) und CBs an 2 MPs läßt sich auf die gleiche Art und Weise erklären.

Tab. 6: Ermittlung von Faktoren Pflanze/Luft (P/L) zur Einschätzung eines möglichen Schadstoffabbaus in der zweijährigen Kiefernadel

	Medium	MP 1	f=P/L	MP 2	f=P/L	MP 3	f=P/L	MP 4	f=P/L	MP 5	f=P/L	MP 6	f=P/L	MP 7	f=P/L	MP 8	f=P/L
DDD/DDE	Luft	0,62		0,01		0,64		1,52		0,02		0,01		0,05		0,08	
	Pflanze	0,73	1,20	1,66	166	0,31	0,48	0,30	0,20	1,09	55	0,14	14	0,31	6,20	0,38	4,80
DDE/DDT	Luft	2,65		5,69		5,68		4,92		8,84		3,90		4,38		5,38	
	Pflanze	1,74	0,66	3,48	0,61	1,13	0,20	0,93	0,19	1,64	0,19	3,36	0,86	1,28	0,29	2,42	0,45
DDD/DDT	Luft	1,67		0,04		3,61		7,46		0,16		0,22		2,33		0,41	
	Pflanze	1,28	0,77	5,77	144	0,35	0,10	0,28	0,04	1,79	11	0,48	24	0,40	0,17	0,92	2,24
HCB/ γ -HCH	Luft	0,23		0,10		0,02		0,06		0,02		0,03		0,08		0,13	
	Pflanze	0,01	0,04	0,05	0,50	0,05	2,50	0,03	0,50	0,02	1,0	0,03	1,0	0,05	0,63	0,02	0,15
Σ PCB/ γ -HCH	Luft	0,31		0,20		0,04		0,13		0,03		0,05		0,11		0,22	
	Pflanze	0,06	0,19	0,32	1,60	0,32	8,00	0,15	1,20	0,32	11	0,27	5,4	0,24	2,2	0,06	0,27
$\Sigma \beta$ -+ δ -HCH/ $\Sigma \alpha$ -+ γ -HCH	Luft	3,18		0,53		0,09		0,17		0,04		0,07		0,19		0,33	
	Pflanze	0,43	0,14	0,25	0,47	0,31	3,40	2,56	15	0,32	8,0	0,52	7,4	0,82	4,3	0,33	1,0
HCB/ Σ HCHs	Luft	0,05		0,06		0,02		0,04		0,02		0,03		0,06		0,08	
	Pflanze	0,01	0,20	0,01	0,17	0,03	1,50	0,01	0,25	0,01	0,5	0,02	0,67	0,02	0,33	0,01	0,13
Σ CBs/ Σ HCHs	Luft	0,06		0,11		0,03		0,06		0,02		0,03		0,07		0,08	
	Pflanze	0,01	0,17	0,02	0,18	0,08	2,7	0,01	0,17	0,04	2,0	0,03	1,0	0,03	0,43	0,01	0,13

Eine ähnliche Möglichkeit der Bewertung ergibt sich durch den Vergleich der prozentualen Anteile der Schadstoffgruppen der PCBs und CBs (Chlorbenzolen) mit den HCHs an der Summe CO in den Medien Luft und Pflanze (vgl. Tab. 7).

Tab. 7: *Vergleich der prozentualen Anteile einzelner Gruppen an der Σ CO in Luft und Pflanze*

Schadstoff- gruppe	Medium	Meßstandorte							
		MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7	MP 8
HCHs	Luft	83,3	65,5	92,1	84,5	91,0	87,7	81,9	79,9
	Pflanze	92,4	89,5	73,9	92,5	75,6	79,9	83,3	90,1
PCBs	Luft	6,00	8,30	3,56	7,69	2,81	3,60	6,03	11,1
	Pflanze	3,22	4,84	13,2	3,15	15,4	12,7	7,98	3,21
CBs	Luft	5,19	6,90	2,50	4,72	1,53	2,43	5,86	6,68
	Pflanze	1,09	1,35	6,10	1,06	2,93	2,20	2,75	1,06
DDTs	Luft	5,51	19,4	1,83	3,13	4,69	6,24	6,25	2,31
	Pflanze	3,16	4,35	6,85	3,25	6,01	5,22	6,41	5,60

In Tabelle 7 erkennt man, daß die HCHs an vier Meßpunkten in der Pflanze stärker angereichert werden (MPs 1, 2, 4 und 8), während sich am MP 7 für alle Schadstoffgruppen eine eher ausgeglichene Verteilung zwischen beiden Medien ergibt. Nur an den drei MPs 3, 5 und 6 liegen die HCHs in vergleichsweise höheren Anteilen in der Atmosphäre vor. Dafür sind hier höhere Anteile an PCBs ($F > 3,5$) und CBs ($F > 1,9$ an den MPs 3 und 5; an MP 6 ausgeglichen) in der Pflanzenmatrix nachweisbar. Diesen drei Standorten ist gemeinsam, daß dort γ -HCH in sehr hohen Konzentrationen emittiert wird. Das könnte darauf hinweisen, daß die ermittelten höheren Schadstoffanteile an PCBs und CBs als Abbauprodukte des γ -HCH anzusehen sind. An diesen Standorten sind die Anreicherungsfaktoren Pflanze/Luft für die HCHs besonders niedrig, während sie für die PCBs wesentlich höher liegen. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt man, wenn ein Faktor aus den Konzentrationen der HCHs und der CBs in Luft und Pflanze gebildet wird. Nur an diesen drei Standorten ist dieser Faktor mit 3,0 (MP 3), 2,3 (MP 5) und 1,0 (MP 6) mindestens oder größer 1,0.

Da diese "Muttersubstanzen" und Abbau- bzw. Umlagerungsprodukte normalerweise im Freiland im Spurenbereich bestimmt werden, sind bei der Betrachtung von Abbaureaktionen in der Nadel natürliche analytische Grenzen gesetzt. Jedoch kann nach diesen Bewertungen davon ausgegangen werden, daß die Vegetation wie die Atmosphäre aufgrund der riesigen Vorräte an Biomasse weltweit einen nicht unerheblichen Anteil am sukzessiven Abbau der persistenten Schadstoffe hat und ihr somit eine wichtige Rolle als Bioreaktor zukommt. In diesem Zusammenhang soll nicht unerwähnt bleiben, daß eine Fortführung solcher Untersuchungen unter Einbeziehung analoger Schadstoffbestimmungen in der Nadelstreu und im Oberboden zu empfehlen ist, da dort von weitaus höheren Abbauraten und damit einer noch eindeutigeren Bewertung dieser Vorgänge ausgegangen werden kann.

5 Zusammenfassung

Die Bearbeitung des Forschungsvorhabens "*Die Vegetation als Senke und biochemischer Reaktor für luftgetragene Schadstoffe*" hat unseres Erachtens einige bemerkenswerte wissenschaftliche Ergebnisse erbracht, die im folgenden zusammenfassend dargestellt werden sollen.

Im Verlauf der Projektarbeiten wurden an sieben durch unterschiedliche Emittententypen belasteten Standorten in Sachsen-Anhalt, einem typisch belasteten Standort in Sachsen und an zwei weniger belasteten Standorten in Mecklenburg/Vorpommern umfangreiche Untersuchungen zur Immissionssituation und der Wechselwirkung der luftgetragenen anorganischen und organischen Schadstofffracht mit der Vegetation durchgeführt. Dabei konnten für folgende Emittenten charakteristische Schadstoffmuster ermittelt werden:

- * Deponien mit chlororganischem Sondermüll
- * Feuerungsanlagen für Steinkohle
- * Gewerbliche Anlagen zur Herstellung von Holzkohle
- * Industrie
- * Industrie/Kfz-Verkehr/Hausbrand
- * Kfz-Verkehr

Beispielhaft wurde an einem Standort sowohl im Sommer bei +20°C als auch im Winter bei einer Inversionswetterlage bei -19°C die Einflußnahme klimatischer und meteorologischer sowie anthropogener Einflüsse auf die Immissionssituation beschrieben. An sieben dieser Standorte in Sachsen-Anhalt und einem Referenzstandort in Mecklenburg-Vorpommern wurden des weiteren Biomonitoringuntersuchungen mit verschiedenen, an allen Standorten vorkommenden, gleichaltrigen Vertretern der Pflanzenspezies Gemeine Waldkiefer (*Pinus sylv. L.*), Stieleiche (*Quercus robur L.*), Birke (*Betula pendula ROTH*) und Spitzahorn (*Acer platanoides L.*) durchgeführt. Diese Strategie der parallelen Versuchsdurchführung in unterschiedlichen Kompartimenten des Ökosystems am gleichen Standort ermöglichte in der Folge beispielhaft die breite Erfassung der Wechselwirkung atmogener Luftschadstoffe mit der Vegetation als einer ihrer natürlichen Senken in Sachsen-Anhalt. Darüber hinaus werden zusätzlich vergleichende Aussagen über die Höhe der atmogenen Belastung der einzelnen Standorte durch die jeweiligen charakteristischen Emittenten getätigt.

Besonders wird dies sowohl für die Schwermetalle Cu und Pb als auch für die biozid wirkenden Chlororganika γ -HCH und p,p'-DDT sowie dessen Abbauprodukt p,p'-DDE an dem durch industriellen Einfluß belasteten Standort MP 5 deutlich. Die am Standort MP 1 erhobenen Resultate zeigen, daß die in Sachsen-Anhalt befindlichen "Alt"-Sondermülldeponien für die Immissionssituation im Umland auf Grund ihrer ehemaligen gewählten Gestaltung auch für die Zukunft eine nicht zu vernachlässigende Belastungsgröße darstellen. Die Anreicherung insbesondere von β -HCH im Umfeld dieser Deponie stellt ein bisher ungelöstes wissenschaftliches Problem dar. So spiegeln sich die Relationen zwischen den Konzentrationen der HCH-Isomere, die als Produktionsrückstände der Lindanherstellung in Sondermülldeponien abgelagert wurden, nicht in der unmittelbar im Umfeld der Deponie gemessenen Immissionssituation wider. Vermutlich spielen Umlagerungsprozesse im Deponiekörper eine Rolle. An Standorten mit erhöhten Konzentrationen von γ -HCH in der Atmosphäre sind jeweils auch höhere Gehalte an HCB und PCBs gefunden worden. Während der Anstieg von HCB sowohl auf die Umwandlung von HCH-Isomeren im Verlauf von Verbrennungsprozessen als auch auf reduktive Prozesse im Deponiekörper zurückgeführt werden kann, sind die ebenfalls gleichförmig verlaufenden Anstiege der PCBs derzeit noch nicht interpretierbar. Analoge Umwandlungsmöglichkeiten liegen im Bereich der Wahrscheinlich-

keit. Die am Standort MP 7 bei $-19\text{ }^{\circ}\text{C}$ beobachteten erhöhten Benzo(a)pyren-Konzentrationen sind sowohl auf erhöhte Einträge als auch den bei diesen Wetterlagen verminderten Abbau dieser Substanz zurückzuführen. Von 14 nachgewiesenen mittelflüchtigen Chlororganika fanden wir für neun Chlororganika höhere Konzentrationen in der sommerlichen Atmosphäre, für fünf Vertreter hingegen höhere Konzentrationen in der winterlichen Atmosphäre. Für γ -HCH dagegen wurden ganzjährig die gleichen Konzentrationen in der Luft gemessenen. Dies widerspricht teilweise der gegenwärtig anerkannten Theorie.

Von den untersuchten Schadstoffen dominieren in den Vegetationsvertretern aller Standorte in der Höhe ihrer Gehalte die Gruppen der PAKs und der HCHs. Dies korreliert positiv mit den jeweiligen Konzentrationen in der Luft. Der Anteil der PAKs an den gemessenen Gesamtkonzentrationen der von uns untersuchten Schadstoffpalette liegt an den einzelnen Meßpunkten zwischen 72 und 92 %, der der HCH-Gruppe zwischen 4 und 31 %. Der Anteil der anderen Gruppen an der Gesamtbelastung eines Standortes entspricht dagegen höchstens 1-2 %. Während bei der Gruppe der Chlororganika keine Altersabhängigkeit der Gehalte im pflanzlichen Material zu beobachten ist, kann eine solche für die PAKs Phenanthren, Fluoranthen und Pyren festgestellt werden. Es zeigt sich, daß für die Anreicherung der atmosphärischen Schadstoffe in der Vegetation neben substanzspezifischen Eigenschaften sowohl das Verteilungsverhältnis der Schadstoffe zwischen Partikel- und Gasphase während des Transportes in der Atmosphäre, die Partikelgröße und -form als auch vorherrschende klimatische Bedingungen eine bedeutende Rolle spielen.

Die Wirkweise der in Pflanzen für die Aufrechterhaltung der Stoffwechselfvorgänge verantwortlichen Enzyme sollte es ermöglichen, daß auch Schadstoffe in der Vegetation metabolisiert bzw. abgebaut werden. So sollte auch die Vegetation die Funktion eines Bioreaktors übernehmen können und wie die Atmosphäre einen wichtigen Anteil an Abbau- und Umlagerungsreaktionen von luftgetragenen Organika aufzeigen. Obwohl die von uns im Freiland detektierten Schadstoffe in der Luft und in der Vegetation trotz Anreicherung nur in Spurenkonzentrationen auftreten, deren Bestimmung verständlicherweise analytische Grenzen gesetzt sind, ist es uns durch mathematische Vergleiche gelungen, entsprechende Hinweise zum Abbau obiger organischer Schadstoffe im Bioreaktor Vegetation zu erhalten.

Danksagung

Für die Mitarbeit bei der Durchführung der Biomonitoring-Feldarbeiten und Immissionsmessungen danken wir Herrn K.-U. Seyfarth. Für die Durchführung der analytischen Untersuchungen gilt unser Dank Frau Dipl.-Ing. M. Heinrich, Frau Dipl.-Ing. A. Pfennigsdorff, Frau B. Mothes und Frau M. Petre.

6 Literatur

- Ballschmiter, K., Wittlinger, R. (1991): Interhemisphere Exchange of Hexachlorocyclohexanes, Hexachlorobenzene, Polychlorobiphenyls, and 1,1,1-Trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane in the Lower Troposphere. *Environ. Sci. Technol.* **25**:1103-1111.
- Blaquiere, C., Bodenstern, G., Demozay, D., Herbst, M., Marechal, G., Sieber, H. (1973). In: Ullmann, E. (eds): Lindan. Monographie eines insektiziden Wirkstoffs. Verlag K. Schillinger, Freiburg im Breisgau.
- Calamari, D., Tremolada, P., Guardo, A. Di, Vighi, M. (1994): Chlorinated hydrocarbons in pine needles in Europe: Fingerprint for the past and recent use. *Environ. Sci. Technol.* **28**:429-434.

- Eriksson, G., Jensen, S., Kylin, H., Strachan, W. (1989): The pine needles as a monitor of atmospheric pollution. *Nature* **341**:42-44.
- Heinisch, E. (1992): Umweltbelastung in Ostdeutschland: Fallbeispiele: Chlorierte Kohlenwasserstoffe. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 297 S.
- Heinisch, E., Kettrup, A., Wenzel-Klein, S. (1993): DDT/Lindan-Masseneinsätze in der DDR. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **5**:277-280.
- Jensen, S., Eriksson, G., Kylin, H., Strachan, W.M.J. (1992): Atmospheric pollution by persistent organic compounds: Monitoring with pine needles. *Chemosphere* **24**:229-245.
- Keil, M. (1995): Stufenweise Extraktion organischer Schadstoffe unterschiedlicher Lipophilie aus pflanzlichen Kompartimenten. Hochschule für Technik und Wirtschaft Zwickau (FH) und UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Diplomarbeit.
- Köttner, H. (1991): Akkumulationseigenschaften verschiedener Baumarten bezüglich organischer Luftschadstoffe. Universität Bayreuth, Diplomarbeit.
- McCrary, J.K. (1994): Vapor-Phase 2,3,7,8-TCDD Sorption to Plant Foliage - A Species Comparison. *Chemosphere* **28**:207-216.
- Meyer, G. (1991): Monitoringprogramm Naturhaushalt Berlin und Umland. *VDI - Bericht* Nr. **901**:789-800.
- Mücke, W., Steinmetzer, H.-C., Stumpp, J., Baumeister, W., Boneberg, R., Vierle, O. (1991): PAK-Immissionen. - Ergebnisse mehrjähriger Messungen polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Bayern. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **3**:176-179.
- Mücke, W. (1988): Zur umwelthygienischen Beurteilung von Dieselabgasen. *Öff. Gesundh.-Wes.* **50**:147-150.
- Paschke, A., Schüürmann, G. (1997): Cosolute and cosolvent effects on water solubility and octanol-water partitioning of hexachlorcyclohexane isomers. Seventh annual meeting of SETAC-Europe (6-10 April), RAI Congress Centre, Amsterdam. Abstract book p. 186.
- Reischl, A., Reissinger, M., Hutzinger, O. (1989): Organische Schadstoffe und ihre Bedeutung für die terrestrische Vegetation. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **2**:32-41.
- Reischl, A., Reissinger, M., Hutzinger, O. (1989): Accumulation of organic air constituents by plant surfaces; Occurrence and distribution of atmospheric organic micropollutants in conifer needles. *Chemosphere* **16**:2647-2652.
- Rippen, G. (1994): Handbuch Umweltchemikalien. Ecomed, Landsberg/Lech (FRG).
- Schulze, E.D. (1982): Plant life forms and their carbon, water and nutrient relations. In: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, H. (eds). *Physiological plant ecology*, Vol. 2, Encyclopedia of plant physiology. Springer Verlag Berlin, Heidel-

- berg, N. Y., S. 615-676.
- Schüürmann, G., Wenzel, K.-D., Weißflog, L. (1994): Exposition und Bioverfügbarkeit mittelflüchtiger Organika in der Umgebung von Leipzig. In: Alef, K., Fiedler, H., Hutzinger, O. (eds) ECOINFORMA '94, Band 5. Umweltbundesamt Wien (Austria), pp. 183-200.
- Simonich, S.L., Hites, R.A. (1995a): Global Distribution of Persistent Organochlorine Compounds. *Science* **269**:1851-1854.
- Simonich, S.L., Hites, R.A. (1995b): Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environ. Sci. Technol.* **29**:2905-2914.
- Simonich, S.L., Hites, R.A. (1994): Vegetation-Atmosphere Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* **28**:939-943.
- Strachan, W.M.J., Eriksson, G., Kylin, H., Jensen, S. (1994): Organochlorine compounds in pine needles: Methods and trends. *Environ. Toxicol. Chem.* **13**:443-451.
- TÜV Rheinland (1991): Ökologisches Sanierungs- und Entwicklungskonzept Leipzig /Bitterfeld/Halle/Mersebur. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Band A: Umweltbereiche.
- Umlauf, G., Reischl, A., Reissinger, M., Richartz, H., Hutzinger, O., Weißflog, L., Wenzel, K.-D., Martinetz, D. (1990). Atmosphärische Belastung in Nordbayern und im Ballungsraum Halle-Leipzig. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **2**:193-194.
- Umlauf, G., Hauk, H., Reissinger, M., Hutzinger, O. (1994): Langzeituntersuchungen zum Akkumulationsverhalten von atmosphärischen lipophilen organischen Verbindungen in Fichtennadeln. In: Alef K, Fiedler H, Hutzinger, O (eds) ECOINFORMA '94, Band 5. Umweltbundesamt Wien (Austria), pp. 147-160.
- Welsch-Pausch, K., McLachlan, M.S., Umlauf, G. (1995): Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (Welsh Ray Grass). *Environ. Sci. Technol.* **29**:1090-1098.
- Weißflog, L., Wienhold, K., Wenzel, K.-D., Schüürmann, G. (1994a). Ökologische Situation der Region Leipzig-Halle. I. Immissionsmuster luftgetragener Schwermetalle und Bioelemente. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **6**:75-80.
- Weißflog, L., Paladini, E., Gantuz, M., Puliafito, J.L., Puliafito, S., Wenzel, K.-D., Schüürmann, G. (1994b): Immission patterns of airborne pollutants in Argentina and Germany - I. First results of a heavy metal biomonitoring. *Fresenius Environ. Bull.* **3**:728-733.
- Weißflog, L., Wenzel, K.-D., Manz, M., Kleint, F., Schüürmann, G. (1997): Impact of the Economic Upheaval in Central Germany on its Ecological Situation. *Ecotox. Environ. Saf.* (submitted).
- Wenzel, K.-D., Mothes, B., Weißflog, L., Schüürmann, G. (1994): Bioavailability of airborne

organochlorine xenobiotics to conifers. *Fresenius Environ. Bull.* **3**:734-739.

Wenzel, K.-D. (1995): Die Entwicklung der Immissionsbelastung mit anthropogenen persistenten organischen Schadstoffen in den Jahren 1990-1992 in der Region Leipzig-Halle. In: Tagungsband Energie und Umwelt '95, TU Bergakademie Freiberg, pp. 163-166.

Wenzel, K.-D., Weißflog, L., Paladini, E., Gantuz, M., Guerreiro, P., Puliafito, C., Schürmann, G. (1997): Immission Pattern of Airborne Pollutants in Argentina and Germany. II. Biomonitoring of Organochlorine Compounds and Polycyclic Aromatics. *Chemosphere* **34**:2505-2518.

Tab. A1

Schwermetall-, Bioelement- und Rußimmissionen an den Meßpunkten MP 1-10

Meßpunkt	Ruß [$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg	
		[ng/Nm^3]													
1	3,7	2,4	169,2	38,1	8081	331,6	36,9	190,6	49,2	2314	8767	14066	10559	3511	
2	5,5	5,5	169,0	50,0	18556	667,1	19,6	179,1	51,6	3375	24554	21670	10175	2713	
3	3,3	1,1	207,6	n.b.	9907	556,6	n.b.	190,3	54,5	2994	3332	12788	6123	4995	
4	1,8	5,3	190,7	119,6	7158	78,9	136,0	386,0	169,6	3313	5345	26046	11284	3571	
5	2,1	6,4	796,9	73,0	3819	357,2	72,2	567,3	58,0	3784	6576	13541	6882	279	
6	3,3	5,3	218,6	51,9	16340	588,4	39,7	369,0	75,6	2690	23132	37401	11180	5436	
7	(+20°C)	5,7	6,6	509,5	65,6	2686	245,0	52,6	320,8	45,3	3824	3864	9844	11964	524
	(-19°C)	8,2	23,1	245,6	71,0	11749	614,0	37,4	1027,0	56,0	4783	14541	14850	10671	282
8	1,6	1,0	124,4	25,4	3243	201,0	29,4	64,6	66,4	3900	3681	8899	10076	201	
9	2,2	1,4	196,7	55,2	975	121,7	77,2	91,1	163,6	4918	2571	8696	20644	580	
10	3,4	12,3	259,1	80,7	9362	437,9	43,6	381,0	29,5	2738	11741	15689	11638	1465	

Tab. A2: Ergebnisse der Immissionsmessungen (pg/Nm³) an den ausgewählten Standorten

Substanz		Projekt-Meßstandorte (MP)							Referenz	Vergleichsstandorte		
		MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7 +20°C	MP 7 -19°C	MP 8	MP 9	MP 10
	Nm ³	674	716	677	732	767	779	788	565	888	639	794
Tetrachlorbenzol	K	4,00	4,60	4,20	4,90	0,80	-	-	-	-	0,30	21,2
	F	-	2,60	-	-	-	-	8,30	25,6	-	-	-
	S	4,00	7,20	4,20	4,90	0,80	-	8,30	25,6	-	0,30	21,2
	% P.g.	-	36,1	-	-	-	-	100	100	-	-	-
Pentachlorbenzol	K	7,50	19,2	10,9	7,30	5,70	-	2,70	-	0,31	9,70	18,2
	F	-	-	-	-	-	-	0,90	-	-	-	-
	S	7,50	19,2	10,9	7,30	5,70	-	3,60	-	0,31	9,70	18,2
	% P.g.	-	-	-	-	-	-	25,0	-	-	-	-
Hexachlorbenzol	K	83,6	42,4	42,6	36,3	63,6	55,0	51,2	18,2	15,4	27,0	34,8
	F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S	83,6	42,4	42,6	36,3	63,6	55,0	51,2	18,2	15,4	27,0	34,8
	% P.g.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
α-HCH	K	6,20	20,1	77,6	115	102	56,7	45,7	94,4	16,9	43,7	56,1
	F	-	3,80	12,9	8,90	9,10	3,50	81,8	167	3,00	-	-
	S	6,20	23,9	90,5	124	111	60,2	128	262	19,9	43,7	56,1
	% P.g.	-	15,9	11,3	7,20	8,20	5,80	64,2	63,9	15,1	-	-
β-HCH	K	921	47,8	77,4	25,3	26,9	95,8	58,7	16,6	7,00	172	155
	F	5,80	119	26,4	21,1	103	15,2	53,8	32,9	21,3	225	-
	S	927	167	104	46,4	130	111	113	49,5	28,3	397	155
	% P.g.	0,60	71,4	25,4	45,5	79,3	13,7	47,8	66,5	75,3	56,7	-
γ-HCH	K	327	353	1820	571	3870	1780	581	271	121	273	204
	F	32,3	51,0	33,6	46,6	34,8	17,5	31,8	445	-	-	-
	S	359	404	1850	618	3900	1790	612	716	121	273	204
	% P.g.	9,00	12,6	1,80	7,50	0,90	1,00	5,20	62,1	-	-	-
δ-HCH	K	211	51,0	40,7	47,9	14,5	11,8	27,5	36,7	8,50	42,8	17,7
	F	23,0	8,70	39,1	31,7	14,2	15,0	-	87,2	10,3	-	-
	S	234	59,7	79,8	79,6	28,7	26,8	27,5	124	18,8	42,8	17,7
	% P.g.	9,80	14,6	49,0	39,8	49,5	55,9	-	70,4	54,8	-	-
p,p'-DDT	K	19,0	2,50	4,10	2,40	10,9	28,7	8,60	1,20	0,80	6,10	-
	F	-	26,3	-	-	10,6	-	3,40	-	-	-	-
	S	19,0	28,8	4,10	2,40	21,5	28,7	12,0	1,20	0,80	6,10	-
	% P.g.	-	91,3	-	-	49,3	-	28,3	-	-	-	-
p,p'-DDE	K	36,6	8,40	5,50	7,80	84,3	33,8	47,7	0,90	2,00	11,5	22,7
	F	13,8	156	17,8	4,00	106	78,6	4,80	34,7	2,30	-	-
	S	50,4	164	23,3	11,8	190	112	52,5	35,6	4,30	11,5	22,7
	% P.g.	27,4	94,9	76,4	33,9	55,6	69,9	9,10	97,5	53,5	-	-

p,p'-DDD	K	31,7	1,40	14,8	17,9	3,20	0,70	2,80	0,60	0,33	2,30	11,0
	F	-	-	-	-	0,30	-	-	31,1	-	-	-
	S	31,7	1,40	14,8	17,9	3,50	0,70	2,80	31,7	0,33	2,30	11,0
	% P.g.	-	-	-	-	8,60	-	-	98,1	-	-	-
PCB 28	K	25,7	13,4	11,7	7,80	18,8	11,8	14,3	3,70	3,50	13,1	23,7
	F	-	5,70	3,70	8,50	5,70	-	6,10	13,5	-	-	-
	S	25,7	19,1	15,4	16,3	24,5	11,8	20,4	17,2	3,50	13,1	23,7
	% P.g.	-	29,8	24,0	52,1	23,3	-	29,9	78,5	-	-	-
PCB 52	K	26,0	9,80	11,7	5,30	11,5	11,5	7,40	1,80	2,50	9,00	31,5
	F	-	10,9	4,20	12,2	13,6	3,00	-	-	-	-	-
	S	26,0	20,7	15,9	17,5	25,1	14,5	7,40	1,80	2,50	9,00	31,5
	% P.g.	-	52,9	26,4	69,7	54,2	20,7	-	-	-	-	-
PCB 101	K	16,8	5,40	14,0	6,20	8,40	15,7	7,00	1,80	2,00	6,30	13,1
	F	3,30	18,9	5,20	8,00	43,2	15,0	10,4	154	8,90	51,5	49,8
	S	20,1	24,3	19,2	14,2	51,6	30,7	17,4	156	10,9	57,8	62,9
	% P.g.	16,4	77,8	27,1	56,3	83,7	48,9	59,8	98,8	81,7	89,1	79,2
PCB 138	K	18,6	3,70	6,70	3,60	4,20	2,30	5,50	5,00	1,80	7,20	9,60
	F	-	-	11,1	16,1	10,1	10,0	3,80	-	2,10	-	-
	S	18,6	3,70	17,8	19,7	14,3	12,3	9,30	5,00	3,90	7,20	9,60
	% P.g.	-	-	62,4	81,7	70,6	81,3	40,9	-	53,8	-	-
PCB 153	K	14,3	3,60	6,70	3,40	5,10	6,20	5,30	0,80	2,30	6,30	7,60
	F	5,40	11,1	7,10	7,90	8,10	6,00	5,10	-	3,10	-	-
	S	19,7	14,7	13,8	11,3	13,2	12,2	10,4	0,80	5,40	6,30	7,60
	% P.g.	27,4	75,5	51,4	69,9	61,4	49,2	49,0	-	57,4	-	-
Phenanthren	K	2640	4050	3480	7680	2020	1390	2010	10710	268	3060	8560
	F	173	839	232	366	116	73,6	182	9360	110	368	447
	S	2810	4890	3710	8040	2140	1470	2200	20070	377	3430	9000
	% P.g.	6,10	17,2	6,20	4,50	5,40	5,00	8,30	46,6	29,1	10,7	5,00
Anthracen	K	14,9	55,8	32,9	350	5,30	40,8	74,3	13,5	12,3	45,9	219
	F	3,20	18,7	9,80	25,2	2,30	3,20	10,6	1120	2,70	16,8	43,6
	S	18,1	74,5	42,7	375	7,60	44,0	84,9	1140	15,0	62,7	263
	% P.g.	17,7	25,1	23,0	6,70	30,3	7,30	12,5	98,8	18,0	26,8	16,6
Fluoranthen	K	305	583	1500	1440	399	264	464	922	76,5	908	4470
	F	125	608	312	334	104	76,8	87,9	12440	44,7	171	1070
	S	430	1190	1810	1770	503	341	552	13370	122	1080	5540
	% P.g.	29,0	51,1	17,3	18,9	20,7	22,5	15,9	93,1	36,7	15,9	19,3
Pyren	K	131	528	1620	822	233	11,8	258	277	44,8	342	1030
	F	89,6	682	260	228	73,5	15,0	34,1	8720	43,7	281	491
	S	221	1210	1880	1050	306	26,8	292	8990	88,5	623	1520
	% P.g.	40,6	56,4	13,8	21,7	24,0	55,9	11,7	96,9	49,4	45,1	32,3
Benzo(a)pyren	K	-	5,00	9,70	1,80	7,40	4,90	6,60	12,7	1,70	8,10	10,4
	F	5,00	77,4	380	24,5	3,10	7,70	22,5	9960	3,00	-	139
	S	5,00	82,4	390	26,3	10,5	12,6	29,1	9970	4,70	8,10	149
	% P.g.	100	93,9	97,5	93,2	29,5	61,1	77,3	99,9	63,8	-	93,0

Tab. A3: Einstufung nach der Höhe der Konzentrationen und der partikelgebundenen Anteile an den einzelnen Meßstandorten

Substanz	Projekt-Meßstandorte (MP)							Referenz	Vergleichsstandorte		
	MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7 20°C	MP 8	MP 9	MP 10	
Tetrachlorbenzol	K+F	6	3	5	4	7	-	2	-	8	1
	% P.g.	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-
Pentachlorbenzol	K+F	5	1	3	6	7	10	8	9	4	2
	% P.g.	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Hexachlorbenzol	K+F	1	6	5	7	2	3	4	10	9	8
	% P.g.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
α - HCH	K+F	10	8	4	2	3	5	1	9	7	6
	% P.g.	-	2	4	6	5	7	1	3	-	-
β - HCH	K+F	1	3	8	9	5	7	6	10	2	4
	% P.g.	-	3	7	6	1	8	5	2	4	10
γ - HCH	K+F	7	6	2	4	1	3	5	10	8	9
	% P.g.	1	2	5	3	7	6	4	-	-	-
δ - HCH	K+F	1	4	2	3	6	8	7	9	5	10
	% P.g.	7	6	4	5	3	1	-	2	-	-
p,p'-DDT	K+F	4	1	7	8	3	2	5	9	6	10
	% P.g.	-	1	-	-	2	-	3	-	-	-
p,p'-DDE	K+F	5	2	6	8	1	3	4	10	9	7
	% P.g.	7	1	2	6	4	3	8	5	-	4
p,p'-DDD	K+F	1	8	3	2	5	9	6	10	7	4
	% P.g.	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
PCB 28	K+F	1	5	7	6	2	9	4	10	8	3
	% P.g.	-	3	4	1	5	-	2	-	-	-
PCB 52	K+F	2	4	6	5	3	7	9	10	8	1
	% P.g.	-	3	4	1	2	5	-	-	-	-
PCB 101	K+F	6	5	7	9	3	4	8	10	2	1
	% P.g.	10	5	9	7	2	8	6	3	1	4
PCB 138	K+F	2	10	3	1	4	5	7	9	8	6
	% P.g.	-	-	4	1	3	2	6	5	-	-
PCB 153	K+F	1	2	3	6	4	5	7	10	9	8
	% P.g.	8	1	5	2	3	6	7	4	-	-
Phenanthren	K+F	7	3	4	2	8	9	6	10	5	1
	% P.g.	6	2	5	10	7	8	4	1	3	9
Anthracen	K+F	8	4	7	1	10	6	3	9	5	2
	% P.g.	6	3	4	10	1	9	8	5	2	7
Fluoranthren	K+F	8	4	2	3	7	9	6	10	5	1
	% P.g.	3	1	8	7	5	4	9	2	10	6
Pyren	K+F	8	3	1	4	6	10	7	9	5	2
	% P.g.	5	1	9	8	7	2	10	3	4	6
Benzo(a)pyren	K+F	9	3	1	5	7	6	4	10	8	2
	% P.g.	1	3	2	4	9	8	6	7	-	5

Tab. A4: Charakteristische Schadstoffmuster an den einzelnen Meßstandorten

Substanz	Projekt-Meßstandorte (MP)							Referenz MP 8 RF	Vergleichsstandorte	
	MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7 20°C		MP 9	MP 10
Tetrachlorbenzol		X		X			X			X
Pentachlorbenzol		X	X						X	X
Hexachlorbenzol	X				X	X	X			
α- HCH			X	X	X		X			
β- HCH	X	X							X	X
γ- HCH			X	X	X	X				
δ- HCH	X	X	X	X						
p,p'-DDT	X	X			X	X				
p,p'-DDE		X			X	X	X			
p,p'-DDD	X		X	X						X
PCB 28	X				X		X			X
PCB 52	X	X			X					X
PCB 101					X	X			X	X
PCB 138	X		X	X	X					
PCB 153	X	X	X		X					
Phenanthren		X	X	X						X
Anthracen		X		X			X			X
Fluoranthren		X	X	X						X
Pyren		X	X	X						X
Benzo(a)pyren		X	X				X			X

Tab. A5: Charakteristische partikelgebundene Anteile an den einzelnen Meßstandorten

Substanz	Projekt-Meßstandorte (MP)							Referenz MP 8 RF	Vergleichsstandorte	
	MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7 20°C		MP 9	MP 10
Tetrachlorbenzol		X					X			
Pentachlorbenzol							X			
Hexachlorbenzol										
α- HCH		X	X				X	X		
β- HCH		X			X			X	X	
γ- HCH	X	X		X			X			
δ- HCH			X		X	X		X		
p,p'-DDT		X			X		X			
p,p'-DDE		X	X		X	X				X
p,p'-DDD					X					
PCB 28		X	X	X			X			
PCB 52		X	X	X	X					
PCB 101					X			X	X	X
PCB 138			X	X	X	X				
PCB 153		X		X	X			X		
Phenanthren		X					X	X	X	
Anthracen		X	X		X					
Fluoranthren	X	X				X		X		
Pyren		X				X		X	X	
Benzo(a)pyren	X	X	X	X						

Tab. A6

Schwermetall- und Bioelementgehalt [mg /kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv.L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robus L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) am MP 1.

Probetermin 1995

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,3 ± 0,2	3,7 ± 1,1	0,4 ± 0,1	66,4 ± 8,5	467 ± 166	1,5 ± 1,1	3,1 ± 2,1	0,3 ± 0,1	23,2 ± 5,4	244 ± 81	1451 ±286	4118 ± 408	598 ± 79
	16 Mon.	0,4 ± 0,1	2,2 ± 1,0	0,5 ± 0,1	113,0 ± 16,9	1424 ± 362	0,5 ± 0,3	3,0 ± 2,1	0,6 ± 0,2	26,0 ± 2,9	430 ± 68	4290 ± 674	3000 ± 576	347 ± 29
Eiche	04 Mon.	0,1 ± 0,1	5,2 ± 0,5	0,4 ± 0,1	331,0 ± 91,7	2429 ± 191	2,3 ± 1,1	0,9 ± 0,3	1,7 ± 0,3	24,6 ± 4,0	233 ± 68	6595 ± 755	8421 ±1567	1281 ± 184
Birke	04 Mon.	0,7 ± 0,1	2,8 ± 0,4	0,5 ± 0,1	213,0 ± 25,8	2730 ±1007	1,7 ± 0,8	1,7 ± 1,1	1,7 ± 0,6	181,0 ± 46,3	180 ± 24	8240 ±1014	5920 ±1396	2275 ± 533

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	0,3 ± 0,1	2,6 ± 0,3	0,3 ± 0,1	111,0 ± 18,9	1520 ± 287	1,7 ± 0,9	1,1 ± 0,4	0,9 ± 0,1	36,9 ± 5,7	430 ± 83	4807 ±1091	4931 ± 567	421 ± 37

Tab. A7

Schwermetall- und Bioelementgehalte [mg/kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv.L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robus L.*) und **Birke** (*petula pendula ROTH*) am MP 2.

Probetermin 1995

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,2 ± 0,0	3,6 ± 0,8	0,2 ± 0,1	44,3 ± 21,8	818 ± 248	2,1 ± 1,2	0,7 ± 0,2	0,3 ± 0,2	36,2 ± 4,1	203 ± 43	2478 ± 595	5380 ± 975	863 ± 158
	16 Mon.	0,2 ± 0,1	2,4 ± 0,3	0,3 ± 0,1	73,2 ± 17,9	525 ± 620	2,1 ± 0,8	2,6 ± 0,7	0,5 ± 0,1	38,8 ± 4,4	290 ± 105	3960 ± 1163	4434 ± 588	682 ± 195
Eiche	22 Mon.	0,1 ± 0,0	6,8 ± 1,5	0,3 ± 0,1	127,4 ± 22,8	560 ± 87	1,2 ± 0,3	1,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1	28,3 ± 11,2	76 ± 9	8401 ± 1352	10052 ± 1356	1630 ± 360
Birke	04 Mon.	0,2 ± 0,1	4,0 ± 0,2	0,3 ± 0,1	79,6 ± 5,3	941 ± 462	1,2 ± 0,5	1,7 ± 0,5	0,6 ± 0,2	208,0 ± 39,7	57 ± 5	7924 ± 848	6113 ± 1115	1799 ± 233

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	0,2 ± 0,0	2,9 ± 0,5	0,4 ± 0,1	123,0 ± 11,0	864 ± 254	0,7 ± 0,1	1,0 ± 0,3	0,5 ± 0,1	42,4 ± 11,2	355 ± 126	4487 ± 1230	4598 ± 578	651 ± 174

Tab. A8

Schwermetall- und Bioelementgehalte [mg/kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv. L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robus L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) am MP 3.

Probetermin 1995

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,3 ± 0,0	5,6 ± 1,4	0,3 ± 0,0	50,0 ± 13,7	451 ± 145	6,6 ± 3,1	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	36,9 ± 8,2	223 ± 112	2279 ± 264	7492 ± 717	910 ± 186
	16 Mon.	0,3 ± 0,0	2,9 ± 0,5	0,3 ± 0,0	132,0 ± 35,7	978 ± 356	4,0 ± 1,2	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	38,1 ± 4,5	330 ± 191	4429 ± 524	4565 ± 554	797 ± 178
Eiche	04 Mon.	0,2 ± 0,2	6,9 ± 1,7	0,4 ± 0,1	222,0 ± 65,4	823 ± 540	1,8 ± 1,0	0,7 ± 0,3	0,6 ± 0,2	32,8 ± 11,8	51 ± 7	6224 ± 962	10700 ± 8460	1446 ± 484
Birke	04 Mon.	1,8 ± 0,6	4,5 ± 0,6	0,6 ± 0,2	292,0 ± 131,0	2048 ± 1528	2,4 ± 1,0	3,4 ± 0,7	1,0 ± 0,6	495,0 ± 197,0	65 ± 26	8678 ± 1608	7863 ± 1245	1731 ± 370

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	0,3 ± 0,1	3,1 ± 0,3	0,6 ± 0,1	174,0 ± 43,5	1195 ± 403	2,5 ± 1,4	1,1 ± 0,6	0,7 ± 0,2	44,1 ± 7,7	290 ± 156	5354 ± 811	5068 ± 495	988 ± 217

Tab. A9

Schwermetall- und Bioelementgehalte[mg /kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv.L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robus L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) am MP 4.

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,1 ± 0,0	2,4 ± 0,8	0,2 ± 0,1	32,0 ± 5,3	450 ± 168	1,9 ± 1,0	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	23,2 ± 7,5	290 ± 78	2473 ± 611	4338 ± 679	566 ± 134
	16 Mon.	0,1 ± 0,1	2,4 ± 0,6	0,4 ± 0,1	40,0 ± 2,7	674 ± 252	1,4 ± 0,8	3,0 ± 0,5	0,5 ± 0,2	26,2 ± 3,9	402 ± 118	3980 ± 1107	4018 ± 1067	437 ± 113
Eiche	04 Mon.	0,1 ± 0,1	6,8 ± 0,5	0,2 ± 0,0	150,0 ± 32,1	879 ± 293	2,8 ± 1,3	1,4 ± 0,5	0,5 ± 0,1	16,6 ± 2,4	70 ± 12	6848 ± 1093	8218 ± 2040	1283 ± 338
Birke	04 Mon.	0,3 ± 0,1	4,6 ± 0,3	0,2 ± 0,0	67,1 ± 8,5	1053 ± 364	1,4 ± 0,7	2,5 ± 1,4	0,6 ± 0,2	181,0 ± 26,5	52 ± 9	7488 ± 935	7011 ± 732	1868 ± 607

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	0,1 ± 0,1	3,0 ± 0,6	0,4 ± 0,1	97,0 ± 20,5	840 ± 301	0,8 ± 0,2	0,8 ± 0,2	0,5 ± 0,2	41,1 ± 6,7	558 ± 104	5800 ± 761	5247 ± 830	511 ± 125

Tab. A10

Schwermetall- und Bioelementgehalte [mg/kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv.L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robus L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) am MP 5.

Probetermin 1995

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,2 ± 0,1	11,8 ± 3,2	0,1 ± 0,0	32,0 ± 6,1	22 ± 12	1,3 ± 0,2	0,2 ± 0,09	0,1 ± 0,0	61,4 ± 7,7	23 ± 9	2243 ± 381	6864 ± 630	772 ± 105
	16 Mon.	0,1 ± 0,1	9,5 ± 1,6	0,2 ± 0,0	90,0 ± 15,7	25 ± 16	0,6 ± 0,1	3,5 ± 0,4	0,2 ± 0,0	83,3 ± 31,9	62 ± 12	4094 ± 755	3895 ± 442	700 ± 241
Eiche	04 Mon.	0,2 ± 0,1	40,2 ± 8,8	0,3 ± 0,0	119,0 ± 13,9	735 ± 240	2,2 ± 0,2	4,2 ± 1,0	0,3 ± 0,0	73,5 ± 14,6	70 ± 8	7491 ± 423	10739 ± 1742	1509 ± 186
Birke	04 Mon.	1,1 ± 0,3	35,0 ± 11,8	0,2 ± 0,1	127,0 ± 39,1	273 ± 164	3,0 ± 0,5	5,8 ± 2,7	0,2 ± 0,1	901,0 ± 52,6	93 ± 38	9746 ± 1141	8727 ± 1076	1797 ± 182

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	0,3 ± 0,1	13,4 ± 5,2	0,5 ± 0,0	105,0 ± 6,4	26 ± 13	0,8 ± 0,1	6,0 ± 1,5	0,6 ± 0,2	128,6 ± 33,7	75 ± 10	7031 ± 1185	5866 ± 885	987 ± 156

Tab. A11

Schwermetall- und Bioelementgehalte [mg/kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv.L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robus L.*), **Birke** (*Betula pendula ROTH*) und **Spitzahorn** (*Acer platanoides L.*) am MP 6.

Probetermin 1995

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,9 ± 0,3	10,3 ± 2,0	0,1 ± 0,0	30,9 ± 5,5	341 ± 79	6,3 ± 1,4	0,9 ± 0,6	0,1 ± 0,0	56,8 ± 8,4	192 ± 92	2527 ± 414	7588 ± 583	752 ± 122
	16 Mon.	0,8 ± 0,3	4,8 ± 1,1	0,3 ± 0,1	105,0 ± 26,2	825 ± 258	1,6 ± 0,3	2,3 ± 0,7	0,5 ± 0,4	100,1 ± 23,9	408 ± 220	4892 ± 2145	4747 ± 509	481 ± 103
Eiche	04 Mon.	0,2 ± 0,1	16,7 ± 4,8	0,3 ± 0,0	123,0 ± 11,1	556 ± 121	1,7 ± 0,3	2,1 ± 1,4	0,9 ± 0,0	59,1 ± 25,5	84 ± 6	6023 ± 1597	7257 ± 859	1525 ± 191
Birke	04 Mon.	1,9 ± 0,6	8,7 ± 0,6	0,2 ± 0,0	70,8 ± 7,7	592 ± 65	3,2 ± 0,3	3,5 ± 1,2	0,4 ± 0,0	639,0 ± 70,0	50 ± 5	8000 ± 935	8588 ± 1589	1780 ± 166
Ahorn	04 Mon.	0,3 ± 0,0	12,0 ± 0,6	1,7 ± 0,2	122,5 ± 18,6	128 ± 9	0,9 ± 0,1	1,7 ± 0,2	0,6 ± 0,5	91,6 ± 29,8	77 ± 8	16000 ± 2135	10068 ± 2091	1735 ± 206

Probetermin 13.03.1996

Pflanzen-species	Alter der probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	1,0 ± 0,3	8,5 ± 1,5	0,7 ± 0,2	123,0 ± 22,5	341 ± 79	2,6 ± 0,5	2,6 ± 1,4	0,6 ± 0,1	144 ± 31	453 ± 222	6492 ± 1871	6455 ± 1023	6455 ± 1023

Tab. A12

Schwermetall- und Bioelementgehalte [mg/kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv.L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robus L.*) und **Spitzahorn** (*Acer platanoides L.*) am MP 7.

Probetermin 1995

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,2 ± 0,0	3,2 ± 0,2	0,2 ± 0,1	76,2 ± 19,4	219 ± 50	1,5 ± 0,5	0,8 ± 0,4	0,4 ± 0,1	23,7 ± 2,9	161 ± 63	1183 ± 335	3088 ± 222	564 ± 101
	16 Mon.	0,1 ± 0,0	2,4 ± 0,5	0,4 ± 0,1	151,0 ± 24,6	630 ± 252	0,8 ± 0,2	1,0 ± 0,4	0,6 ± 0,2	21,3 ± 5,0	237 ± 77	3355 ± 1350	2951 ± 1165	589 ± 248
Eiche	04 Mon.	0,3 ± 0,1	4,5 ± 0,9	0,3 ± 0,0	83,1 ± 12,0	1026 ± 275	2,8 ± 0,9	2,0 ± 1,0	0,6 ± 0,3	17,2 ± 3,3	82 ± 11	7335 ± 1223	6613 ± 674	1237 ± 226
Ahorn	04 Mon.	0,3 ± 0,2	7,1 ± 1,4	0,5 ± 0,2	128,0 ± 26,0	801 ± 302	0,8 ± 0,2	2,2 ± 1,3	0,6 ± 0,3	42,4 ± 9,5	138 ± 24	10868 ± 3027	9926 ± 1271	974 ± 140

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	0,2 ± 0,1	3,4 ± 0,7	0,7 ± 0,1	260,0 ± 57,6	744 ± 295	1,3 ± 0,7	3,4 ± 0,9	1,3 ± 0,3	31,1 ± 5,2	337 ± 61	5292 ± 458	4312 ± 637	787 ± 126

Tab. A13

Schwermetall- und Bioelementgehalte [mg/kg Trockengewicht] in unterschiedlich alten Nadeln der **Gemeinen Waldkiefer** (*Pinus sylv.L.*) sowie Blättern von **Stieleiche** (*Quercus robur L.*) und **Birke** (*Betula pendula ROTH*) am MP 8.

Probetermin 1995

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	04 Mon.	0,2 ± 0,0	2,9 ± 0,3	0,3 ± 0,0	29,7 ± 5,6	569 ± 199	1,9 ± 0,9	1,8 ± 1,2	0,2 ± 0,1	24,0 ± 5,6	197,0 ± 61,0	2151 ± 450	3872 ± 294	741 ± 84
	16 Mon.	0,3 ± 0,3	2,4 ± 0,2	0,1 ± 0,1	47,7 ± 5,3	1284 ± 340	0,9 ± 0,3	2,3 ± 1,1	0,6 ± 0,2	24,0 ± 6,4	313,0 ± 127,0	5105 ± 1167	3409 ± 529	407 ± 87
Eiche	04 Mon.	0,3 ± 0,0	5,7 ± 0,7	0,3 ± 0,1	91,4 ± 29,6	1450 ± 416	3,1 ± 1,0	2,6 ± 0,7	0,9 ± 0,2	20,7 ± 3,9	89,5 ± 18,9	6955 ± 1103	7704 ± 782	1620 ± 364
Birke	04 Mon.	0,4 ± 0,1	4,7 ± 1,0	0,2 ± 0,1	59,9 ± 11,2	1813 ± 467	1,7 ± 0,6	1,7 ± 0,6	0,9 ± 0,3	125,0 ± 44,0	35,3 ± 5,7	6380 ± 1735	5700 ± 1478	2242 ± 293

Probetermin 1996

Pflanzen-species	Alter der Probe	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Al	Ca	K	Mg
Kiefer	22 Mon.	0,2 ± 0,0	5,4 ± 0,3	0,3 ± 0,0	2,9 ± 0,3	1192 ± 395	1,2 ± 0,8	0,6 ± 0,3	0,7 ± 0,3	30,8 ± 8,6	332,0 ± 102,0	4948 ± 1169	4207 ± 268	597 ± 162

Tab. A14:

Vergleich der Konzentrationen an Chlororganika und PAKs in der Luft
und in zweijährigen Kiefernadeln zwischen den Meßpunkten (MP 1-MP 8)

Substanz- gruppe	MP 1				MP 2			
	Luft		Pflanze		Luft		Pflanze	
	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO
HCHs	1526	28,7 83,3	169	30,7 92,4	655	7,74 65,5	33,6	12,40 78,40
DDTs	101	1,90 5,51	5,80	1,06 3,16	194	2,30 19,4	4,56	1,68 10,60
PCBs	110	2,07 6,00	5,90	1,07 3,22	82,5	0,98 8,30	3,47	1,28 8,13
CBs	95,1	1,79 5,19	2,00	0,36 1,09	68,8	0,81 6,90	1,21	0,45 2,82
Σ CO	1832	34,5	183	33,3	1001	11,8	42,8	30,4
Σ PAKs	3484	65,5	366	66,7	7447	88,2	228	69,6
Σ XEN	5316	100	549	100	8448	100	271	100

Substanz- gruppe	MP 3				MP 4			
	Luft		Pflanze		Luft		Pflanze	
	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO
HCHs	2124	20,9 92,1	27,7	4,46 73,9	868	7,06 84,5	187	30,7 92,5
DDTs	42,2	0,42 1,83	2,57	0,41 6,85	32,1	0,26 3,13	6,57	1,08 3,25
PCBs	82,1	0,81 3,56	4,94	0,80 13,2	79,0	0,64 7,69	6,36	1,04 3,15
CBs	57,7	0,57 2,50	2,29	0,37 6,10	48,5	0,39 4,72	2,13	0,34 1,06
Σ CO	2306	22,7	37,5	6,10	1027	8,36	202	33,2
Σ PAKs	7833	77,3	583	93,9	11261	91,6	407	66,8
Σ XEN	10139	100	621	100	12288	100	609	100

CBs - Chlorbenzole; CO - Chlororganika; XEN - Xenobiotika (CO+PAKs)

Substanz- gruppe	MP 5				MP 6			
	Luft		Pflanze		Luft		Pflanze	
	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO
HCHs	4170	55,2 91,0	54,6	7,38 75,6	1988	47,8 87,7	63,1	8,76 79,9
DDTs	215	2,85 4,69	4,34	0,59 6,01	141	3,39 6,24	4,12	0,57 5,22
PCBs	129	1,71 2,81	11,1	1,51 15,4	81,5	1,96 3,60	10,0	1,39 12,7
CBs	70,1	0,92 1,53	2,12	0,29 2,93	55,0	1,32 2,43	1,74	0,24 2,20
Σ CO	4584	60,7	72,2	9,8	2266	54,5	79,0	11,0
Σ PAKs	2967	39,3	668	90,3	1894	45,5	641	89,0
Σ XEN	7551	100	740	100	4160	100	720	100

Substanz- gruppe	MP 7				MP 8			
	Luft		Pflanze		Luft		Pflanze	
	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO	Konz. (pg/m ³)	%-Anteil XEN CO	Konz. (ng/g)	%-Anteil XEN CO
HCHs	881	20,8 81,9	83,3	12,2 83,3	188	22,3 79,9	82,2	25,4 90,1
DDTs	67,3	1,59 6,25	6,41	0,93 6,41	5,43	0,64 2,31	5,11	1,58 5,60
PCBs	64,9	1,53 6,03	7,98	1,16 7,98	26,2	3,11 11,1	2,93	0,90 3,21
CBs	63,1	1,49 5,86	2,75	0,40 2,75	15,7	1,86 6,68	0,97	0,30 1,06
Σ CO	1076	25,4	100	14,6	235	27,9	91,2	28,1
Σ PAKs	3158	74,6	585	85,4	607	72,1	233	71,9
Σ XEN	4234	100	685	100	842	100	324	100

CBs - Chlorbenzole; CO - Chlororganika; XEN - Xenobiotika (CO+PAKs)

Tab. A15: Emittentenabhängige charakteristische Emissionen mittelflüchtiger Chlororganika

Schadstoff- gruppe	Emittent									
	HCH-Deponie MP 1		Verbrennung Kohle/Holz MP 3 / Mp 4		Kfz-Verkehr MP 2 / Mp 9 / Mp 10		Industrie MP 5 / MP 6		Industrie/Verkehr MP 7	
	Konzentration hoch	Konzentration niedrig	Konzentration hoch	Konzentration niedrig	Konzentration hoch	Konzentration niedrig	Konzentration hoch	Konzentration niedrig	Konzentration hoch	Konzentration niedrig
HCHs	β, δ	α, γ	α, γ, δ	β	β, δ	α, γ	γ	α, β, δ	α	β, γ, δ
DDTs	DDD	DDT/DDE	DDD	DDT/DDE	DDT/DDE	DDD	DDT/DDE	DDD	-	alle DDTs
PCBs	28;52;138;153	101	138;153	28;52;101	52;101;153	28;138	alle PCBs	-	-	alle PCBs
CBs		HCB	TCB, PCBz	-	alle CBz	TCB, PCBz	HCB	HCB	TCB,HCB	PCBz
PAKs	X	-	X	-	X	-	-	X	X	-

Tab. A16-A23: Meßwerte der einzelnen Standorte

Meßpunkt:	MP 1	Spezies:	Kiefer					
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	30,1	20,1	10,0	2,01	33,2
β -HCH	1995	4	3	37,5	16,6	20,8	0,80	55,6
γ -HCH	1995	4	3	201	57,9	143	0,41	71,1
δ -HCH	1995	4	3	34,1	9,23	24,9	0,37	73,0
DDT	1995	4	3	1,69	1,20	0,49	2,45	29,0
DDE	1995	4	3	1,50	0,49	1,01	0,49	67,3
DDD	1995	4	3	1,43	1,02	0,41	2,49	28,7
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,75	0,23	0,52	0,44	69,3
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,54	0,37	0,17	2,18	31,5
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	0,39	0,13	0,26	0,50	66,7
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	0,42	0,18	0,24	0,75	57,1
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	-	-	-	-	-
Phenanthren	1995	4	3	74,5	35,7	38,9	0,92	52,1
Anthracen	1995	4	3	12,6	4,34	8,27	0,52	65,6
Fluoranthren	1995	4	3	18,9	5,81	13,1	0,44	69,3
Pyren	1995	4	3	12,2	3,26	8,95	0,36	73,3
Benzo(a)pyren	1995	4	3	0,45	0,36	0,09	4,00	20,0
<hr/>								
α -HCH	1995	16	3	179	139	39,4	3,53	22,1
β -HCH	1995	16	3	150	45,0	105	0,43	69,9
γ -HCH	1995	16	3	337	152	185	0,82	54,9
δ -HCH	1995	16	3	59,9	38,1	21,8	1,75	36,4
DDT	1995	16	3	2,90	1,94	0,96	2,02	33,1
DDE	1995	16	3	1,28	0,32	0,96	0,33	75,0
DDD	1995	16	3	1,08	0,83	0,25	3,32	23,1
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	16	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	16	3	1,34	0,39	0,95	0,41	70,9
3 Cl-PCB 28	1995	16	3	0,67	0,51	0,16	3,19	23,9
4 Cl-PCB 52	1995	16	3	0,37	0,11	0,26	0,42	70,3
5 Cl-PCB 101	1995	16	3	0,37	0,12	0,25	0,48	67,6
6 Cl-PCB 138	1995	16	3	0,57	0,26	0,31	0,84	54,4
6 Cl-PCB 153	1995	16	3	-	-	-	-	-
Phenanthren	1995	16	3	148	64,5	83,6	0,77	56,4
Anthracen	1995	16	3	22,6	19,8	2,74	7,23	12,1
Fluoranthren	1995	16	3	21,6	9,85	11,7	0,84	54,3
Pyren	1995	16	3	16,7	4,53	12,2	0,37	72,9
Benzo(a)pyren	1995	16	3	3,12	1,85	1,27	1,46	40,7
<hr/>								
α -HCH	1996	22	3	14,7	9,17	5,51	1,66	37,5
β -HCH	1996	22	3	32,9	15,2	17,7	0,86	53,7
γ -HCH	1996	22	3	103	30,6	72,8	0,42	70,4
δ -HCH	1996	22	3	18,0	7,57	10,4	0,73	58,0
DDT	1996	22	3	1,44	0,84	0,60	1,40	41,7
DDE	1996	22	3	2,51	1,08	1,43	0,76	57,0
DDD	1996	22	3	1,85	1,16	0,69	1,68	37,3
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	0,86	0,30	0,56	0,54	65,1
6 Cl-Bz	1996	22	3	1,15	0,38	0,77	0,49	67,0
3 Cl-PCB 28	1996	22	3	2,56	1,70	0,86	1,98	33,6
4 Cl-PCB 52	1996	22	3	0,96	0,35	0,61	0,57	63,5
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	0,92	0,30	0,62	0,48	67,4
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	0,73	0,33	0,41	0,80	56,2
6 Cl-PCB 153	1996	22	3	0,70	0,28	0,42	0,67	60,0
Phenanthren	1996	22	3	234	94,4	139	0,68	59,6
Anthracen	1996	22	3	12,4	2,13	10,2	0,21	82,8
Fluoranthren	1996	22	3	66,1	39,8	26,3	1,51	39,8
Pyren	1996	22	3	51,8	29,3	22,5	1,30	43,5
Benzo(a)pyren	1996	22	3	1,84	1,32	0,52	2,54	28,3

Meßpunkt:

MP 1

Spezies:

Birke

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	32,7	8,41	24,3	0,35	74,3
β -HCH	1995	4	3	6,76	1,77	4,99	0,35	73,8
γ -HCH	1995	4	3	141	43,4	97,4	0,45	69,2
δ -HCH	1995	4	3	6,14	1,37	4,77	0,29	77,7
DDT	1995	4	3	2,02	1,34	0,68	1,97	33,7
DDE	1995	4	3	1,23	0,96	0,27	3,56	22,0
DDD	1995	4	3	0,88	0,67	0,21	3,19	23,9
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	-	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,94	0,42	0,52	0,81	55,3
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,27	0,20	0,07	2,86	25,9
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	0,48	0,20	0,28	0,71	58,3
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	19,5	7,46	12,1	0,62	61,8
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	4,00	2,58	1,42	1,82	35,5
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	0,31	0,24	0,07	3,43	22,6
Phenanthren	1995	4	3	175	51,3	123	0,42	70,6
Anthracen	1995	4	3	3,33	1,80	1,53	1,18	45,9
Fluoranthen	1995	4	3	25,0	16,1	8,93	1,80	35,7
Pyren	1995	4	3	14,8	10,3	4,51	2,28	30,5
Benzo(a)pyren	1995	4	3	1,53	0,66	0,87	0,76	56,9

Spezies:

Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	19,3	4,10	15,2	0,27	78,8
β -HCH	1995	4	3	7,58	1,09	6,49	0,17	85,6
γ -HCH	1995	4	3	214	84,3	130	0,65	60,6
δ -HCH	1995	4	3	10,5	4,83	5,66	0,85	54,0
DDT	1995	4	3	2,96	1,38	1,58	0,87	53,4
DDE	1995	4	3	0,55	0,31	0,24	1,29	43,6
DDD	1995	4	3	0,64	0,43	0,21	2,05	32,8
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,53	0,17	0,36	0,47	67,9
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,27	0,15	0,12	1,25	44,4
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	0,32	0,12	0,20	0,60	62,5
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	2,57	0,96	1,61	0,60	62,6
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	52,2	29,2	22,9	1,27	44,0
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	0,07	0,07	-	-	-
Phenanthren	1995	4	3	99,6	31,6	68,1	0,46	68,3
Anthracen	1995	4	3	4,04	1,16	2,88	0,40	71,3
Fluoranthen	1995	4	3	33,9	15,6	18,3	0,85	53,9
Pyren	1995	4	3	16,8	8,36	8,46	0,99	50,3
Benzo(a)pyren	1995	4	3	2,21	0,85	1,36	0,62	61,5

Meßpunkt:	MP 2	Spezies:	Kiefer					
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1996	4	3	2,69	1,22	1,47	0,83	54,6
β -HCH	1996	4	2	1,80	0,33	1,47	0,22	81,7
γ -HCH	1996	4	3	3,08	0,77	2,31	0,33	75,0
δ -HCH	1996	4	2	2,32	1,76	0,56	3,14	24,1
ε -HCH	1996	4	3	1,41	0,70	0,71	0,99	50,4
DDT	1996	4	2	0,30	0,15	0,15	1,00	50,0
DDE	1996	4	2	0,55	0,25	0,30	0,83	54,5
DDD	1996	4	3	-	-	-	-	-
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1996	4	3	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1996	4	3	1,16	0,91	0,25	3,64	21,6
4 Cl-PCB 52	1996	4	1	0,33	0,33	-	-	-
5 Cl-PCB 101	1996	4	2	0,51	0,21	0,30	0,70	58,8
6 Cl-PCB 138	1996	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1996	4	3	-	-	-	-	-
Phenanthren	1996	4	3	48,9	27,6	21,3	1,30	43,6
Anthracen	1996	4	3	3,08	1,74	1,34	1,30	43,5
Fluoranthen	1996	4	3	20,6	12,2	8,47	1,44	41,1
Pyren	1996	4	3	7,30	4,62	2,68	1,72	36,7
Benzo(a)pyren	1996	4	3	-	-	-	-	-
<hr/>								
α -HCH	1996	16	3	2,99	1,75	1,24	1,41	41,5
β -HCH	1996	16	3	2,56	1,54	1,02	1,51	39,8
γ -HCH	1996	16	3	2,87	2,06	0,81	2,54	28,2
δ -HCH	1996	16	3	1,92	1,26	0,66	1,91	34,4
ε -HCH	1996	16	3	1,93	0,78	1,15	0,68	59,6
DDT	1996	16	3	0,69	0,39	0,30	1,30	43,5
DDE	1996	16	3	1,52	0,96	0,56	1,71	36,8
DDD	1996	16	2	0,78	0,39	0,39	1,00	50,0
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	16	1	0,75	0,44	0,31	1,42	41,3
6 Cl-Bz	1996	16	3	0,93	0,28	0,65	0,43	69,9
3 Cl-PCB 28	1996	16	3	2,12	1,48	0,64	2,31	30,2
4 Cl-PCB 52	1996	16	3	1,30	0,85	0,45	1,89	34,6
5 Cl-PCB 101	1996	16	3	0,74	0,25	0,49	0,51	66,2
6 Cl-PCB 138	1996	16	1	0,33	-	0,33	0,00	100,0
6 Cl-PCB 153	1996	16	1	0,92	0,92	-	-	0,0
Phenanthren	1996	16	3	150	61,7	88,5	0,70	59,0
Anthracen	1996	16	3	6,81	4,15	2,66	1,56	39,1
Fluoranthen	1996	16	3	60,1	31,9	28,2	1,13	46,9
Pyren	1996	16	3	21,5	12,7	8,82	1,44	41,0
Benzo(a)pyren	1996	16	1	1,34	1,34	-	-	0,0
<hr/>								
α -HCH	1996	22	3	12,6	8,83	3,80	2,32	30,2
β -HCH	1996	22	1	3,31	0,92	2,49	0,37	75,2
γ -HCH	1996	22	3	14,5	3,17	11,4	0,28	78,5
δ -HCH	1996	22	1	3,15	0,94	2,21	0,43	70,2
ε -HCH	1996	22	2	1,46	0,57	0,89	0,64	61,0
DDT	1996	22	2	1,32	0,95	0,37	2,57	28,0
DDE	1996	22	3	0,97	0,34	0,63	0,54	64,9
DDD	1996	22	3	2,27	1,63	0,64	2,55	28,2
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	0,20	-	0,20	-	-
6 Cl-Bz	1996	22	2	1,01	0,36	0,65	0,55	64,4
3 Cl-PCB 28	1996	22	2	1,23	0,34	0,89	0,38	72,4
4 Cl-PCB 52	1996	22	2	1,44	1,06	0,38	2,79	26,4
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	0,80	0,31	0,49	0,63	61,2
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1996	22	2	-	-	-	-	-
Phenanthren	1996	22	2	119	76,1	42,3	1,80	35,7
Anthracen	1996	22	2	15,5	11,1	4,36	2,55	28,1
Fluoranthen	1996	22	2	59,2	34,0	25,1	1,35	42,4
Pyren	1996	22	2	35,1	19,7	15,4	1,28	43,9
Benzo(a)pyren	1996	22	2	-	-	-	-	-

Meßpunkt:

MP 2

Spezies:

Birke

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	1,26	0,33	0,93	0,35	73,8
β -HCH	1995	4	3	0,70	0,13	0,57	0,23	81,4
γ -HCH	1995	4	3	1,99	0,62	1,37	0,45	68,8
δ -HCH	1995	4	3	0,50	0,17	0,33	0,52	66,0
ε -HCH	1995	4	3	-	-	-	-	-
DDT	1995	4	3	1,12	0,72	0,40	1,80	35,7
DDE	1995	4	3	1,92	0,90	1,02	0,88	53,1
DDD	1995	4	3	-	-	-	-	-
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	0,14	0,06	0,08	0,75	57,1
6 Cl-Bz	1995	4	3	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,35	0,12	0,23	0,52	65,7
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	0,53	0,16	0,37	0,43	69,8
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	0,55	0,26	0,29	0,90	52,7
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	0,34	0,16	0,18	0,89	52,9
Phenanthren	1995	4	3	37,3	8,82	28,5	0,31	76,4
Anthracen	1995	4	3	1,07	0,39	0,68	0,57	63,6
Fluoranthen	1995	4	3	41,4	25,5	15,9	1,60	38,4
Pyren	1995	4	3	8,80	4,80	4,00	1,20	45,5
Benzo(a)pyren	1995	4	3	5,21	3,85	1,36	2,83	26,1

Spezies:

Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	-	-	-	-	-
β -HCH	1995	4	2	3,37	0,90	2,47	0,36	73,3
γ -HCH	1995	4	2	17,0	-	17,0	0,00	100,0
δ -HCH	1995	4	2	3,74	1,85	1,89	0,98	50,5
ε -HCH	1995	4	1	1,80	-	1,80	0,00	100,0
DDT	1995	4	2	3,35	2,45	0,90	2,72	26,9
DDE	1995	4	2	1,05	0,45	0,61	0,74	58,1
DDD	1995	4	2	0,32	0,12	0,20	0,60	62,5
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	1	0,32	0,15	0,17	0,88	53,1
6 Cl-Bz	1995	4	3	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	2	0,20	0,14	0,06	2,33	30,0
4 Cl-PCB 52	1995	4	2	0,88	0,46	0,42	1,10	47,7
5 Cl-PCB 101	1995	4	2	0,82	0,52	0,30	1,73	36,6
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	4	1	1,41	0,66	0,75	0,88	53,2
Phenanthren	1995	4	3	39,8	17,1	22,6	0,76	56,8
Anthracen	1995	4	3	1,68	0,39	1,30	0,30	77,4
Fluoranthen	1995	4	3	15,4	15,8	31,2	0,51	203
Pyren	1995	4	3	9,49	5,24	4,25	1,23	44,8
Benzo(a)pyren	1995	4	-	-	-	-	-	-

Meßpunkt:	MP 3	Spezies:	Kiefer						
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)	
α -HCH	1995	4	2	9,46	5,84	3,62	1,61	38,3	
β -HCH	1995	4	2	9,63	6,48	3,15	2,06	32,7	
γ -HCH	1995	4	2	33,9	14,4	19,5	0,74	57,5	
δ -HCH	1995	4	2	5,38	1,89	3,49	0,54	64,9	
DDT	1995	4	2	2,69	0,99	1,70	0,58	63,2	
DDE	1995	4	3	0,51	0,15	0,36	0,42	70,6	
DDD	1995	4	2	0,88	0,63	0,25	2,52	28,4	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-	
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,66	-	0,66	-	-	
3 Cl-PCB 28	1995	4	2	0,40	0,26	0,14	1,86	35,0	
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	0,19	-	0,19	-	-	
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	1,81	0,94	0,87	1,08	48,1	
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	1,99	1,00	0,99	1,01	49,7	
6 Cl-PCB 153	1995	4	2	0,58	0,17	0,41	0,41	70,7	
Phenanthren	1995	4	3	82,3	63,7	18,6	3,43	22,6	
Anthracen	1995	4	3	7,89	2,36	5,53	0,43	70,1	
Fluoranthren	1995	4	3	52,7	21,2	31,5	0,67	59,8	
Pyren	1995	4	3	34,8	14,4	20,3	0,71	58,5	
Benzo(a)pyren	1995	4	3	0,87	0,46	0,41	1,12	47,1	
<hr/>									
α -HCH	1995	16	3	8,27	3,23	5,04	0,64	60,9	
β -HCH	1995	16	3	10,1	5,82	4,26	1,37	42,3	
γ -HCH	1995	16	3	35,7	14,5	21,3	0,68	59,5	
δ -HCH	1995	16	0	-	-	-	-	-	
DDT	1995	16	3	0,44	0,18	0,26	0,69	59,1	
DDE	1995	16	3	0,68	0,35	0,33	1,06	48,5	
DDD	1995	16	3	0,34	0,22	0,12	1,83	35,3	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	16	0	-	-	-	-	-	
6 Cl-Bz	1995	16	3	1,17	-	1,17	-	-	
3 Cl-PCB 28	1995	16	3	0,20	0,09	0,11	0,82	55,0	
4 Cl-PCB 52	1995	16	3	0,10	-	0,10	-	-	
5 Cl-PCB 101	1995	16	3	0,39	0,17	0,22	0,77	56,4	
6 Cl-PCB 138	1995	16	3	0,95	0,52	0,43	1,21	45,3	
6 Cl-PCB 153	1995	16	3	0,42	0,16	0,26	0,62	61,9	
Phenanthren	1995	16	3	269	41,4	227	0,18	84,6	
Anthracen	1995	16	3	7,92	1,30	6,62	0,20	83,6	
Fluoranthren	1995	16	3	27,5	8,81	18,7	0,47	68,0	
Pyren	1995	16	3	22,8	7,23	15,6	0,46	68,3	
Benzo(a)pyren	1995	16	1	1,93	1,22	0,71	1,72	36,8	
<hr/>									
α -HCH	1996	22	3	5,54	0,60	4,94	0,12	89,2	
β -HCH	1996	22	3	3,61	1,62	1,99	0,81	55,1	
γ -HCH	1996	22	3	15,6	5,99	9,65	0,62	61,7	
δ -HCH	1996	22	3	2,97	2,11	0,86	2,45	29,0	
DDT	1996	22	3	1,04	0,72	0,32	2,25	30,8	
DDE	1996	22	3	1,17	0,68	0,49	1,39	41,9	
DDD	1996	22	3	0,36	0,23	0,13	1,77	36,1	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	1,45	0,22	1,23	0,18	84,8	
6 Cl-Bz	1996	22	3	0,84	0,39	0,45	0,87	53,6	
3 Cl-PCB 28	1996	22	3	1,62	1,24	0,38	3,26	23,5	
4 Cl-PCB 52	1996	22	3	0,70	0,32	0,38	0,84	54,3	
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	1,34	0,60	0,74	0,81	55,2	
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	0,68	0,37	0,31	1,19	45,6	
6 Cl-PCB 153	1996	22	3	0,60	0,28	0,31	0,90	51,7	
Phenanthren	1996	22	3	370	208	162	1,28	43,8	
Anthracen	1996	22	3	6,38	3,43	2,65	1,29	41,5	
Fluoranthren	1996	22	3	130	75,1	54,7	1,37	42,1	
Pyren	1996	22	3	75,3	41,7	33,7	1,24	44,7	
Benzo(a)pyren	1996	22	3	1,43	1,43	-	-	-	

Meßpunkt:

MP 3

Spezies:

Birke

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	2	5,04	3,43	1,61	2,13	31,9
β -HCH	1995	4	2	3,59	3,59	-	-	-
γ -HCH	1995	4	2	22,1	22,1	-	-	-
δ -HCH	1995	4	2	2,46	0,81	1,65	0,49	67,1
DDT	1995	4	2	2,65	2,04	0,61	3,34	23,0
DDE	1995	4	2	1,18	0,98	0,20	4,90	16,9
DDD	1995	4	2	0,51	0,38	0,13	2,92	25,5
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	2	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	2	0,27	0,27	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	2	0,19	-	0,19	-	-
4 Cl-PCB 52	1995	4	2	-	-	-	-	-
5 Cl-PCB 101	1995	4	2	4,16	1,30	2,86	0,45	68,8
6 Cl-PCB 138	1995	4	2	10,9	0,97	9,91	0,10	91,1
6 Cl-PCB 153	1995	4	2	0,33	0,09	0,24	0,38	72,7
Phenanthren	1995	4	2	170	88,4	81,8	1,08	48,1
Anthracen	1995	4	2	6,08	4,29	1,79	2,40	29,4
Fluoranthren	1995	4	2	59,0	36,0	23,0	1,56	39,0
Pyren	1995	4	2	38,4	23,4	15,1	1,55	39,2
Benzo(a)pyren	1995	4	2	2,67	2,27	0,40	5,68	15,0

Spezies:

Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	2	4,21	3,91	0,3	13,03	7,1
β -HCH	1995	4	2	4,05	2,96	1,09	2,72	26,9
γ -HCH	1995	4	2	11,5	9,65	1,81	5,33	15,8
δ -HCH	1995	4	2	2,02	-	2,02	-	-
DDT	1995	4	2	2,18	-	2,18	-	-
DDE	1995	4	2	0,84	0,44	0,41	1,07	48,8
DDD	1995	4	2	0,56	0,46	0,10	4,60	17,9
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	2	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	2	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	2	0,11	-	0,11	-	-
4 Cl-PCB 52	1995	4	2	0,11	-	0,11	-	-
5 Cl-PCB 101	1995	4	2	3,54	1,20	2,34	0,51	66,1
6 Cl-PCB 138	1995	4	2	36,0	30,3	5,65	5,36	15,7
6 Cl-PCB 153	1995	4	2	0,55	0,29	0,26	1,12	47,3
Phenanthren	1995	4	2	135	44,7	90,0	0,50	66,8
Anthracen	1995	4	2	5,36	1,97	3,39	0,58	63,2
Fluoranthren	1995	4	2	51,2	29,1	22,0	1,32	43,1
Pyren	1995	4	2	28,6	17,2	11,5	1,50	40,0
Benzo(a)pyren	1995	4	2	2,10	1,77	0,33	5,36	15,7

Meßpunkt:	MP 4	Spezies: Kiefer						
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	4	12,5	7,08	5,39	1,31	43,2
β -HCH	1995	4	3	7,15	4,46	2,69	1,66	37,6
γ -HCH	1995	4	3	21,4	11,2	10,3	1,09	47,9
δ -HCH	1995	4	3	16,4	2,68	13,8	0,19	83,7
DDT	1995	4	2	0,50	0,34	0,16	2,13	32,0
DDE	1995	4	4	2,32	1,18	1,14	1,04	49,1
DDD	1995	4	4	0,54	0,35	0,19	1,84	35,2
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	0	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	2	0,34	-	0,34	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	4	0,72	0,43	0,29	1,48	40,3
4 Cl-PCB 52	1995	4	2	0,94	0,36	0,58	0,62	61,7
5 Cl-PCB 101	1995	4	4	0,70	0,28	0,42	0,67	60,0
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	1,67	0,81	0,86	0,94	51,5
6 Cl-PCB 153	1995	4	4	0,73	0,32	0,41	0,78	56,2
Phenanthren	1995	4	4	124	61,9	62,3	0,99	50,2
Anthracen	1995	4	4	6,58	3,60	2,98	1,21	45,3
Fluoranthen	1995	4	4	17,0	10,5	6,46	1,63	38,0
Pyren	1995	4	4	15,8	11,3	4,47	2,53	28,3
Benzo(a)pyren	1995	4	4	1,53	1,12	0,41	2,73	26,8
<hr/>								
α -HCH	1995	16	3	12,7	5,52	7,21	0,77	56,6
β -HCH	1995	16	4	6,15	3,64	2,51	1,45	40,8
γ -HCH	1995	16	3	40,4	15,7	24,7	0,63	61,2
δ -HCH	1995	16	3	9,73	4,03	5,70	0,71	58,6
DDT	1995	16	4	7,40	5,43	1,97	2,76	26,6
DDE	1995	16	3	1,80	0,86	0,94	0,91	52,2
DDD	1995	16	4	1,16	0,77	0,39	1,97	33,6
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	16	0	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	16	4	1,32	0,29	1,03	0,28	78,0
3 Cl-PCB 28	1995	16	2	1,10	0,69	0,41	1,68	37,3
4 Cl-PCB 52	1995	16	2	2,27	2,03	0,24	8,46	10,6
5 Cl-PCB 101	1995	16	3	0,71	0,31	0,40	0,78	56,3
6 Cl-PCB 138	1995	16	3	23,8	9,27	14,6	0,64	61,1
6 Cl-PCB 153	1995	16	2	0,64	0,24	0,40	0,60	62,5
Phenanthren	1995	16	4	165	62,8	103	0,61	62,0
Anthracen	1995	16	3	3,77	1,90	1,87	1,02	49,6
Fluoranthen	1995	16	4	38,2	16,5	21,7	0,76	56,8
Pyren	1995	16	4	16,0	7,11	8,93	0,80	55,7
Benzo(a)pyren	1995	16	2	1,40	1,18	0,22	5,36	15,7
<hr/>								
α -HCH	1996	22	3	9,05	6,15	2,90	2,12	32,0
β -HCH	1996	22	3	93,1	56,8	36,3	1,57	39,0
γ -HCH	1996	22	3	43,4	26,0	17,5	1,49	40,2
δ -HCH	1996	22	3	41,3	18,2	23,1	0,79	55,9
DDT	1996	22	3	2,98	1,80	1,18	1,53	39,6
DDE	1996	22	3	2,76	0,97	1,79	0,54	64,9
DDD	1996	22	3	0,83	0,57	0,26	2,19	31,3
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	0,90	0,32	0,58	0,55	64,4
6 Cl-Bz	1996	22	3	1,23	0,51	0,72	0,71	58,5
3 Cl-PCB 28	1996	22	3	2,22	1,43	0,79	1,81	35,6
4 Cl-PCB 52	1996	22	3	1,85	0,49	1,36	0,36	73,5
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	1,01	0,31	0,70	0,44	69,3
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	0,54	0,61	0,38	1,61	70,4
6 Cl-PCB 153	1996	22	3	0,74	0,26	0,48	0,54	64,9
Phenanthren	1996	22	3	311	172	139	1,23	44,8
Anthracen	1996	22	3	22,1	16,9	5,19	3,26	23,5
Fluoranthen	1996	22	3	41,0	22,8	18,1	1,26	44,3
Pyren	1996	22	3	29,0	12,6	16,3	0,77	56,4
Benzo(a)pyren	1996	22	3	3,73	2,82	0,91	3,10	24,4

Meßpunkt:

MP 4

Spezies: Birke

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	5	3,78	1,87	1,91	0,98	50,5
β -HCH	1995	4	5	7,86	4,33	3,53	1,23	44,9
γ -HCH	1995	4	4	18,9	8,85	10,1	0,88	53,2
δ -HCH	1995	4	4	1,54	0,24	1,30	0,18	84,4
DDT	1995	4	5	1,20	0,96	0,24	4,00	20,0
DDE	1995	4	5	2,68	1,81	0,87	2,08	32,5
DDD	1995	4	4	1,41	1,25	0,16	7,81	11,3
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	5	0,09	-	0,09	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	5	0,60	0,25	0,35	0,71	58,3
3 Cl-PCB 28	1995	4	4	0,83	0,42	0,41	1,02	49,4
4 Cl-PCB 52	1995	4	5	0,77	0,36	0,41	0,88	53,2
5 Cl-PCB 101	1995	4	5	0,61	0,27	0,34	0,79	55,7
6 Cl-PCB 138	1995	4	5	2,63	1,26	1,37	0,92	52,1
6 Cl-PCB 153	1995	4	5	0,68	0,27	0,41	0,66	60,3
Phenanthren	1995	4	5	141	60,0	80,6	0,74	57,3
Anthracen	1995	4	5	4,73	2,30	2,43	0,95	51,4
Fluoranthen	1995	4	5	30,2	16,0	14,2	1,13	47,0
Pyren	1995	4	5	19,5	11,6	7,88	1,48	40,4
Benzo(a)pyren	1995	4	5	4,20	3,17	1,03	3,08	24,5

Spezies: Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	5	3,42	1,58	1,84	0,86	53,8
β -HCH	1995	4	5	11,1	3,70	7,41	0,50	66,7
γ -HCH	1995	4	5	19,6	3,69	15,9	0,23	81,2
δ -HCH	1995	4	4	3,89	0,53	3,36	0,16	86,4
DDT	1995	4	4	0,62	0,34	0,28	1,21	45,2
DDE	1995	4	5	1,44	0,65	0,79	0,82	54,9
DDD	1995	4	5	1,28	0,99	0,29	3,41	22,7
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	5	0,36	-	0,36	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	5	0,16	-	0,16	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	4	0,63	0,23	0,40	0,58	63,5
4 Cl-PCB 52	1995	4	5	0,89	0,15	0,74	0,20	83,1
5 Cl-PCB 101	1995	4	5	0,89	0,19	0,70	0,27	78,7
6 Cl-PCB 138	1995	4	5	3,20	1,46	1,74	0,84	54,4
6 Cl-PCB 153	1995	4	4	0,86	0,29	0,57	0,51	66,3
Phenanthren	1995	4	4	227	65,2	162	0,40	71,3
Anthracen	1995	4	5	13,9	4,67	9,18	0,51	66,3
Fluoranthen	1995	4	5	50,7	22,5	28,2	0,80	55,7
Pyren	1995	4	5	32,9	17,2	15,7	1,10	47,7
Benzo(a)pyren	1995	4	4	1,18	-	1,18	-	-

Meßpunkt:	MP 5	Spezies: Kiefer							
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)	
α -HCH	1995	4	3	2,68	0,62	2,07	0,30	77,2	
β -HCH	1995	4	3	4,14	1,32	2,82	0,47	68,1	
γ -HCH	1995	4	3	9,92	4,37	5,55	0,79	55,9	
δ -HCH	1995	4	3	4,65	1,94	2,71	0,72	58,3	
DDT	1995	4	3	2,95	2,46	0,49	5,02	16,6	
DDE	1995	4	3	1,63	0,37	1,26	0,29	77,3	
DDD	1995	4	3	0,62	0,08	0,54	0,15	87,1	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-	
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,33	0,12	0,21	0,57	63,6	
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	1,02	0,49	0,53	0,92	52,0	
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	1,74	0,49	1,25	0,39	71,8	
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	1,52	0,38	1,14	0,33	75,0	
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	1,51	0,60	0,91	0,66	60,3	
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	1,19	0,45	0,74	0,61	62,2	
Phenanthren	1995	4	3	84,3	31,8	52,4	0,61	62,2	
Anthracen	1995	4	3	2,42	0,16	2,26	0,07	93,4	
Fluoranthen	1995	4	3	16,1	7,02	9,11	0,77	56,5	
Pyren	1995	4	3	8,94	3,82	5,12	0,75	57,3	
Benzo(a)pyren	1995	4	3	-	-	-	-	-	
<hr/>									
α -HCH	1995	16	3	5,67	1,17	4,50	0,26	79,4	
β -HCH	1995	16	3	12,1	2,38	9,68	0,25	80,3	
γ -HCH	1995	16	3	22,6	9,32	13,3	0,70	58,7	
δ -HCH	1995	16	3	3,46	0,33	3,13	0,11	90,5	
DDT	1995	16	3	1,30	0,12	1,18	0,10	90,8	
DDE	1995	16	3	1,65	0,54	1,11	0,49	67,3	
DDD	1995	16	3	0,42	0,16	0,26	0,62	61,9	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	16	3	0,20	0,20	-	-	-	
6 Cl-Bz	1995	16	3	1,22	0,22	1,00	0,22	82,0	
3 Cl-PCB 28	1995	16	3	2,74	1,61	1,13	1,42	41,2	
4 Cl-PCB 52	1995	16	3	0,95	0,52	0,43	1,21	45,3	
5 Cl-PCB 101	1995	16	3	2,40	0,81	1,59	0,51	66,3	
6 Cl-PCB 138	1995	16	3	1,47	0,48	0,99	0,48	67,3	
6 Cl-PCB 153	1995	16	3	1,21	0,40	0,81	0,49	66,9	
Phenanthren	1995	16	3	201	46,1	155	0,30	77,0	
Anthracen	1995	16	3	1,83	0,48	1,35	0,36	73,8	
Fluoranthen	1995	16	3	44,0	17,0	27,0	0,63	61,4	
Pyren	1995	16	3	27,9	9,94	17,9	0,55	64,3	
Benzo(a)pyren	1995	16	3	2,19	0,69	1,50	0,46	68,5	
<hr/>									
α -HCH	1996	22	3	6,23	1,30	4,93	0,26	79,1	
β -HCH	1996	22	3	7,08	3,97	3,11	1,28	43,9	
γ -HCH	1996	22	3	35,0	18,6	16,4	1,14	46,8	
δ -HCH	1996	22	3	6,29	1,65	4,64	0,36	73,8	
DDT	1996	22	3	0,98	0,70	0,28	2,50	28,6	
DDE	1996	22	3	1,61	0,67	0,94	0,71	58,4	
DDD	1996	22	3	1,75	1,19	0,56	2,12	32,0	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	1,43	0,50	0,93	0,54	65,0	
6 Cl-Bz	1996	22	3	0,69	0,19	0,50	0,38	72,5	
3 Cl-PCB 28	1996	22	3	5,84	4,43	1,41	3,14	24,1	
4 Cl-PCB 52	1996	22	3	1,67	1,20	0,47	2,55	28,1	
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	1,36	0,53	0,83	0,64	61,0	
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	1,07	0,47	0,60	0,78	56,1	
6 Cl-PCB 153	1996	22	3	1,20	0,71	0,49	1,45	40,8	
Phenanthren	1996	22	3	459	110	349	0,32	76,0	
Anthracen	1996	22	3	1,92	0,76	1,16	0,66	60,4	
Fluoranthen	1996	22	3	134	43,1	90,5	0,48	67,7	
Pyren	1996	22	3	70,3	19,2	51,1	0,38	72,7	
Benzo(a)pyren	1996	22	3	2,57	1,85	0,72	2,57	28,0	

Meßpunkt:

MP 5

Spezies: Birke

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	2,82	1,05	1,77	0,59	62,8
β -HCH	1995	4	3	7,22	3,20	4,02	0,80	55,7
γ -HCH	1995	4	3	26,2	19,7	6,49	3,04	24,8
δ -HCH	1995	4	3	4,06	0,48	3,58	0,13	88,2
DDT	1995	4	3	1,25	1,01	0,24	4,21	19,2
DDE	1995	4	3	2,60	1,60	1,00	1,60	38,5
DDD	1995	4	3	1,74	1,64	0,11	14,91	6,3
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,38	0,13	0,25	0,52	65,8
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	1,86	1,36	0,50	2,72	26,9
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	1,51	0,61	0,90	0,68	59,6
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	1,96	1,25	0,71	1,76	36,2
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	3,71	2,2	1,51	1,46	40,7
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	2,79	1,75	1,04	1,68	37,3
Phenanthren	1995	4	3	89,0	40,0	48,9	0,82	55,0
Anthracen	1995	4	3	0,47	0,11	0,36	0,31	76,6
Fluoranthren	1995	4	3	36,6	21,0	15,7	1,34	42,8
Pyren	1995	4	3	34,2	21,9	12,3	1,78	36,0
Benzo(a)pyren	1995	4	3	0,30	0,30	-	-	-

Spezies: Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	1,00	0,50	0,50	1,00	50,0
β -HCH	1995	4	3	6,95	2,55	4,40	0,58	63,3
γ -HCH	1995	4	3	15,5	9,08	6,37	1,43	41,2
δ -HCH	1995	4	3	1,48	0,40	1,08	0,37	73,0
DDT	1995	4	3	0,76	0,55	0,21	2,62	27,6
DDE	1995	4	3	1,47	0,93	0,54	1,72	36,7
DDD	1995	4	3	0,54	0,44	0,10	4,40	18,5
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,95	0,40	0,55	0,73	57,9
4 Cl-PCB 52	1995	4	2	1,15	0,46	0,69	0,67	60,0
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	1,32	0,76	0,56	1,36	42,4
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	2,12	1,43	0,69	2,07	32,5
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	1,79	1,08	0,71	1,52	39,7
Phenanthren	1995	4	3	63,5	20,2	43,3	0,47	68,2
Anthracen	1995	4	3	1,37	0,24	1,13	0,21	82,5
Fluoranthren	1995	4	3	32,5	18,2	14,3	1,27	44,1
Pyren	1995	4	3	26,7	14,5	12,2	1,18	45,8
Benzo(a)pyren	1995	4	3	1,69	1,69	-	-	-

Meßpunkt:	MP 6	Spezies: Kiefer						
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	8,11	6,50	1,61	4,04	19,9
β -HCH	1995	4	3	15,6	6,06	9,55	0,63	61,2
γ -HCH	1995	4	3	26,0	7,56	18,4	0,41	70,9
δ -HCH	1995	4	3	13,2	5,25	7,92	0,66	60,1
DDT	1995	4	3	0,84	0,75	0,09	8,33	10,7
DDE	1995	4	3	0,41	0,15	0,26	0,58	63,4
DDD	1995	4	3	9,18	4,33	4,85	0,89	52,8
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	0,40	-	0,40	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,14	-	0,14	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,74	0,17	0,57	0,30	77,0
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	0,81	0,35	0,46	0,76	56,8
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	0,73	0,39	0,34	1,15	46,6
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	0,50	0,21	0,29	0,72	58,0
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	0,58	0,24	0,34	0,71	58,6
Phenanthren	1995	4	3	94,4	21,6	72,8	0,30	77,1
Anthracen	1995	4	3	3,07	0,48	2,59	0,19	84,4
Fluoranthen	1995	4	3	19,6	5,39	14,2	0,38	72,5
Pyren	1995	4	3	13,2	4,64	8,55	0,54	64,8
Benzo(a)pyren	1995	4	3	-	-	-	-	-
<hr/>								
α -HCH	1995	16	3	11,0	6,03	4,96	1,22	45,1
β -HCH	1995	16	3	12,1	2,55	9,56	0,27	78,9
γ -HCH	1995	16	3	19,2	8,84	10,4	0,85	54,0
δ -HCH	1995	16	3	20,7	12,8	7,89	1,62	38,2
DDT	1995	16	3	0,64	0,27	0,37	0,73	57,8
DDE	1995	16	3	1,63	0,44	1,19	0,37	73,0
DDD	1995	16	3	0,86	0,27	0,59	0,46	68,6
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	16	3	0,60	0,25	0,35	0,71	58,3
6 Cl-Bz	1995	16	3	1,18	0,34	0,84	0,40	71,2
3 Cl-PCB 28	1995	16	3	2,73	1,82	0,91	2,00	33,3
4 Cl-PCB 52	1995	16	3	0,94	0,29	0,65	0,45	69,1
5 Cl-PCB 101	1995	16	3	2,56	1,05	1,51	0,70	59,0
6 Cl-PCB 138	1995	16	3	1,36	0,47	0,89	0,53	65,4
6 Cl-PCB 153	1995	16	3	1,01	0,44	0,57	0,77	56,4
Phenanthren	1995	16	2	207	71,7	135	0,53	65,4
Anthracen	1995	16	2	6,75	2,47	4,28	0,58	63,4
Fluoranthen	1995	16	2	60,8	27,8	33,0	0,84	54,3
Pyren	1995	16	2	35,9	16,1	19,8	0,81	55,2
Benzo(a)pyren	1995	16	2	1,10	0,73	0,37	1,97	33,6
<hr/>								
α -HCH	1996	22	3	4,44	1,13	3,31	0,34	74,5
β -HCH	1996	22	3	8,08	3,14	4,94	0,64	61,1
γ -HCH	1996	22	3	37,2	14,7	22,5	0,65	60,5
δ -HCH	1996	22	3	13,4	5,96	7,48	0,80	55,7
DDT	1996	22	3	0,85	0,64	0,21	3,05	24,7
DDE	1996	22	3	2,86	1,31	1,55	0,85	54,2
DDD	1996	22	3	0,41	0,26	0,15	1,73	36,6
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	0,75	-	0,75	-	-
6 Cl-Bz	1996	22	3	0,99	0,39	0,60	0,65	60,6
3 Cl-PCB 28	1996	22	3	3,20	1,48	1,72	0,86	53,7
4 Cl-PCB 52	1996	22	3	2,16	0,93	1,23	0,76	56,9
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	2,10	0,87	1,23	0,71	58,6
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	1,22	0,58	0,64	0,91	52,5
6 Cl-PCB 153	1996	22	3	1,33	0,59	0,74	0,80	55,6
Phenanthren	1996	22	3	432	224	208	1,07	48,2
Anthracen	1996	22	3	8,16	1,08	7,08	0,15	86,8
Fluoranthen	1996	22	3	129	75,5	54,0	1,40	41,7
Pyren	1996	22	3	71,6	38,2	33,4	1,14	46,7
Benzo(a)pyren	1996	22	3	0,28	0,28	-	-	-

Meßpunkt:

MP 6

Spezies: Ahorn

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	2	1,66	0,83	0,83	1,00	50,0
β -HCH	1995	4	2	6,16	2,35	3,81	0,62	61,9
γ -HCH	1995	4	3	11,2	8,01	3,14	2,55	28,2
δ -HCH	1995	4	3	3,85	2,09	1,76	1,19	45,7
DDT	1995	4	3	0,93	0,30	0,63	0,48	67,7
DDE	1995	4	3	0,86	0,56	0,30	1,87	34,9
DDD	1995	4	3	0,33	0,33	-	-	-
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,18	0,18	-	-	-
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	0,90	0,36	0,54	0,67	60,0
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	0,62	0,29	0,33	0,88	53,2
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	0,20	-	0,20	-	-
Phenanthren	1995	4	3	12,8	7,70	5,06	1,52	39,7
Anthracen	1995	4	2	1,08	0,20	0,88	0,23	81,5
Fluoranthen	1995	4	3	9,28	7,14	2,14	3,34	23,1
Pyren	1995	4	3	4,25	3,12	1,13	2,76	26,6
Benzo(a)pyren	1995	4	2	1,69	0,84	0,85	0,99	50,3

Spezies: Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	7,26	3,95	3,31	1,19	45,6
β -HCH	1995	4	3	12,4	6,32	6,07	1,04	49,0
γ -HCH	1995	4	3	53,7	35,8	18,0	1,99	33,4
δ -HCH	1995	4	3	24,0	19,3	4,72	4,09	19,6
DDT	1995	4	3	1,44	1,05	0,39	2,69	27,1
DDE	1995	4	3	2,23	1,24	0,99	1,25	44,4
DDD	1995	4	3	3,91	2,30	1,62	1,42	41,4
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	-	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,41	0,28	0,13	2,15	31,7
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	1,56	0,55	1,01	0,54	64,7
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	1,95	0,62	1,33	0,47	68,2
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	2,26	0,89	1,37	0,65	60,6
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	1,91	1,06	0,85	1,25	44,5
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	1,73	0,96	0,77	1,25	44,5
Phenanthren	1995	4	3	115	44,8	69,9	0,64	61,0
Anthracen	1995	4	3	4,12	0,92	3,20	0,29	77,7
Fluoranthen	1995	4	3	31,4	14,1	17,3	0,82	55,0
Pyren	1995	4	3	22,4	9,64	12,8	0,76	57,0
Benzo(a)pyren	1995	4	3	4,14	3,70	0,44	8,41	10,6

Meßpunkt:	MP 7	Spezies:		Kiefer					
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)	
α -HCH	1995	4	3	16,0	5,20	10,8	0,48	67,5	
β -HCH	1995	4	2	31,5	4,75	26,7	0,18	84,9	
γ -HCH	1995	4	3	87,3	23,8	63,5	0,37	72,8	
δ -HCH	1995	4	2	21,3	9,65	11,6	0,83	54,6	
DDT	1995	4	3	2,33	1,79	0,54	3,31	23,2	
DDE	1995	4	3	1,53	1,40	0,13	10,77	8,5	
DDD	1995	4	2	0,67	0,55	0,12	4,58	17,9	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	-	-	-	-	-	
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,71	0,20	0,51	0,39	71,8	
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	2,56	1,81	0,75	2,41	29,3	
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	2,12	1,02	1,10	0,93	51,9	
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	2,62	0,74	1,88	0,39	71,8	
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	2,45	1,13	1,32	0,86	53,9	
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	1,55	0,63	0,92	0,68	59,4	
Phenanthren	1995	4	3	109	43,5	65,9	0,66	60,2	
Anthracen	1995	4	3	5,96	3,10	2,86	1,08	48,0	
Fluoranthren	1995	4	3	23,5	12,1	11,4	1,06	48,5	
Pyren	1995	4	3	19,9	8,85	11,1	0,80	55,5	
Benzo(a)pyren	1995	4	3	-	-	-	-	-	
<hr/>									
α -HCH	1995	16	3	15,9	9,45	6,41	1,47	40,4	
β -HCH	1995	16	3	42,7	7,72	35,0	0,22	81,9	
γ -HCH	1995	16	3	97,6	22,5	75,1	0,30	76,9	
δ -HCH	1995	16	3	21,1	8,36	12,8	0,65	60,4	
DDT	1995	16	3	0,57	0,44	0,13	3,38	22,8	
DDE	1995	16	3	3,98	0,61	3,37	0,18	84,7	
DDD	1995	16	3	0,81	0,67	0,14	4,79	17,3	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	16	1	-	-	-	-	-	
6 Cl-Bz	1995	16	3	1,25	0,39	0,86	0,45	68,8	
3 Cl-PCB 28	1995	16	3	4,14	2,60	1,54	1,69	37,2	
4 Cl-PCB 52	1995	16	2	1,98	0,49	1,49	0,33	75,3	
5 Cl-PCB 101	1995	16	3	1,15	0,39	0,76	0,51	66,1	
6 Cl-PCB 138	1995	16	3	1,27	0,50	0,77	0,65	60,6	
6 Cl-PCB 153	1995	16	2	0,68	0,31	0,37	0,84	54,4	
Phenanthren	1995	16	3	227	89,0	138	0,64	60,9	
Anthracen	1995	16	2	17,7	14,5	3,20	4,53	18,1	
Fluoranthren	1995	16	3	38,8	22,8	16,0	1,43	41,2	
Pyren	1995	16	3	34,2	15,2	19,0	0,80	55,6	
Benzo(a)pyren	1995	16	3	-	-	-	-	-	
<hr/>									
α -HCH	1996	22	3	12,5	9,40	3,10	3,03	24,8	
β -HCH	1996	22	3	11,0	7,30	3,67	1,99	33,5	
γ -HCH	1996	22	3	33,4	10,6	22,8	0,46	68,3	
δ -HCH	1996	22	3	26,4	10,2	16,2	0,63	61,5	
DDT	1996	22	3	2,39	1,48	0,91	1,63	38,1	
DDE	1996	22	3	3,06	1,32	1,74	0,76	56,9	
DDD	1996	22	3	0,96	0,66	0,30	2,20	31,3	
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	1,17	0,40	0,77	0,52	65,8	
6 Cl-Bz	1996	22	3	1,58	0,56	1,02	0,55	64,6	
3 Cl-PCB 28	1996	22	3	2,36	1,55	0,81	1,91	34,3	
4 Cl-PCB 52	1996	22	3	1,60	0,58	1,02	0,57	63,8	
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	1,45	0,60	0,85	0,71	58,6	
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	1,61	0,62	0,99	0,63	61,5	
6 Cl-PCB 153	1996	22	3	0,96	0,42	0,54	0,78	56,3	
Phenanthren	1996	22	3	337	139	198	0,70	58,8	
Anthracen	1996	22	3	24,0	7,69	16,3	0,47	67,9	
Fluoranthren	1996	22	3	136	83,6	52,5	1,59	38,5	
Pyren	1996	22	3	85,0	47,3	37,7	1,25	44,4	
Benzo(a)pyren	1996	22	1	3,41	2,60	0,81	3,21	23,8	

Meßpunkt:

MP 7

Spezies:

Ahorn

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	1,40	0,50	0,90	0,56	64,3
β -HCH	1995	4	3	3,01	1,70	1,31	1,30	43,5
γ -HCH	1995	4	3	28,1	11,8	16,3	0,73	57,9
δ -HCH	1995	4	3	2,31	0,88	1,43	0,62	61,9
DDT	1995	4	3	1,93	1,39	0,54	2,57	28,0
DDE	1995	4	3	5,22	2,94	2,28	1,29	43,7
DDD	1995	4	3	0,83	0,56	0,27	2,07	32,5
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	0,39	0,17	0,22	0,77	56,4
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,43	0,20	0,23	0,87	53,5
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	3,56	1,18	2,38	0,50	66,9
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	2,58	0,77	1,81	0,43	70,2
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	2,69	1,09	1,60	0,68	59,5
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	2,08	0,87	1,21	0,72	58,2
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	1,96	0,82	1,14	0,72	58,2
Phenanthren	1995	4	3	98,0	41,9	56,1	0,75	57,2
Anthracen	1995	4	3	2,55	0,85	1,70	0,50	66,7
Fluoranthen	1995	4	3	38,1	24,5	13,6	1,80	35,8
Pyren	1995	4	3	30,0	16,4	13,6	1,21	45,2
Benzo(a)pyren	1995	4	1	1,92	1,52	0,40	3,80	20,8

Spezies:

Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	19,4	4,11	15,3	0,27	78,8
β -HCH	1995	4	3	41,4	7,46	33,9	0,22	82,0
γ -HCH	1995	4	3	114	35,2	78,3	0,45	69,0
δ -HCH	1995	4	3	18,1	6,19	11,9	0,52	65,8
DDT	1995	4	3	1,69	1,10	0,59	1,86	34,9
DDE	1995	4	3	5,56	2,60	2,96	0,88	53,2
DDD	1995	4	3	2,62	1,48	1,14	1,30	43,5
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	0,34	0,15	0,19	0,79	55,9
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,53	0,22	0,31	0,71	58,5
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	3,24	1,13	2,11	0,54	65,1
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	4,03	1,24	2,79	0,44	69,2
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	3,59	1,71	1,88	0,91	52,4
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	1,87	0,73	1,14	0,64	61,0
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	1,51	0,71	0,80	0,89	53,0
Phenanthren	1995	4	3	235	56,2	179	0,31	76,1
Anthracen	1995	4	3	3,76	1,36	2,40	0,57	63,8
Fluoranthen	1995	4	3	42,8	26,3	16,5	1,60	38,5
Pyren	1995	4	3	37,8	20,6	17,1	1,21	45,3
Benzo(a)pyren	1995	4	3	1,53	1,13	0,40	2,83	26,1

Meßpunkt:	MP 8	Spezies:	Kiefer					
Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	9,06	1,57	7,49	0,21	82,7
β -HCH	1995	4	3	9,70	4,65	5,05	0,92	52,1
γ -HCH	1995	4	3	40,0	10,5	29,5	0,36	73,8
δ -HCH	1995	4	3	9,34	5,91	3,43	1,72	36,7
ε -HCH	1995	4	3	8,81	7,87	0,94	8,37	10,7
DDT	1995	4	3	0,82	0,14	0,69	0,20	84,1
DDE	1995	4	3	2,31	0,92	1,39	0,66	60,2
DDD	1995	4	3	1,23	0,37	0,86	0,43	69,9
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	3	0,58	-	0,58	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	0,37	-	0,37	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	0,98	0,61	0,37	1,65	37,8
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	1,19	0,47	0,72	0,65	60,5
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	1,02	0,44	0,58	0,76	56,9
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	0,38	0,38	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	0,60	0,30	0,30	1,00	50,0
Phenanthren	1995	4	3	47,1	15,4	31,6	0,49	67,1
Anthracen	1995	4	3	3,49	1,32	2,16	0,61	61,9
Fluoranthen	1995	4	3	17,5	6,94	10,5	0,66	60,1
Pyren	1995	4	3	8,06	3,25	4,80	0,68	59,6
Benzo(a)pyren	1995	4	3	-	-	-	-	-
<hr/>								
α -HCH	1995	16	3	16,9	4,09	12,8	0,32	75,7
β -HCH	1995	16	3	7,12	2,88	4,24	0,68	59,6
γ -HCH	1995	16	3	53,4	14,5	38,8	0,37	72,7
δ -HCH	1995	16	3	7,43	4,74	2,69	1,76	36,2
ε -HCH	1995	16	3	1,67	0,55	1,12	0,49	67,1
DDT	1995	16	3	0,43	0,07	0,36	0,19	83,7
DDE	1995	16	3	2,15	1,08	1,07	1,01	49,8
DDD	1995	16	3	1,15	0,60	0,55	1,09	47,8
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	16	3	0,69	0,36	0,33	1,09	47,8
6 Cl-Bz	1995	16	3	0,87	0,27	0,60	0,45	69,0
3 Cl-PCB 28	1995	16	3	1,27	0,53	0,74	0,72	58,3
4 Cl-PCB 52	1995	16	3	0,72	-	0,72	-	-
5 Cl-PCB 101	1995	16	3	0,26	-	0,26	-	-
6 Cl-PCB 138	1995	16	3	0,38	-	0,38	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	16	3	-	-	-	-	-
Phenanthren	1995	16	3	111	34,2	77,1	0,44	69,3
Anthracen	1995	16	3	6,23	1,93	4,30	0,45	69,0
Fluoranthen	1995	16	3	34,0	11,5	22,5	0,51	66,2
Pyren	1995	16	3	11,8	3,69	8,11	0,45	68,7
Benzo(a)pyren	1995	16	3	-	-	-	-	-
<hr/>								
α -HCH	1996	22	3	8,08	1,54	6,54	0,24	80,9
β -HCH	1996	22	3	4,10	2,59	1,51	1,72	36,8
γ -HCH	1996	22	3	53,6	15,9	37,7	0,42	70,3
δ -HCH	1996	22	3	16,4	1,73	14,3	0,12	87,0
ε -HCH	1996	22	2	3,00	0,71	2,29	0,31	76,3
DDT	1996	22	3	1,18	0,93	0,25	3,72	21,2
DDE	1996	22	3	2,85	1,32	1,53	0,86	53,7
DDD	1996	22	3	1,08	0,68	0,40	1,70	37,0
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1996	22	3	-	-	-	-	-
6 Cl-Bz	1996	22	3	0,97	0,37	0,6	0,62	61,9
3 Cl-PCB 28	1996	22	3	0,85	0,43	0,42	1,02	49,4
4 Cl-PCB 52	1996	22	3	1,61	0,53	1,08	0,49	67,1
5 Cl-PCB 101	1996	22	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 138	1996	22	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1996	22	3	0,47	0,47	-	-	0,0
Phenanthren	1996	22	3	132	56,0	75,7	0,74	57,5
Anthracen	1996	22	3	4,61	1,81	2,80	0,65	60,7
Fluoranthen	1996	22	3	76,2	43,4	32,7	1,33	42,9
Pyren	1996	22	3	20,6	9,98	10,6	0,94	51,5
Benzo(a)pyren	1996	22	3	-	-	-	-	-

Meßpunkt: MP 8 Spezies: Birke

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	3	1,30	0,58	0,72	0,81	55,4
β -HCH	1995	4	1	1,56	0,35	1,21	0,29	77,6
γ -HCH	1995	4	3	2,08	0,47	1,61	0,29	77,4
δ -HCH	1995	4	3	0,53	-	0,53	-	-
ε -HCH	1995	4	3	0,82	0,57	0,26	2,19	31,7
DDT	1995	4	3	0,76	0,54	0,22	2,45	28,9
DDE	1995	4	1	2,32	0,83	1,49	0,56	64,2
DDD	1995	4	1	0,40	0,24	-	-	-
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	1	0,40	-	0,40	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	3	-	-	-	-	-
4 Cl-PCB 52	1995	4	3	-	-	-	-	-
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 138	1995	4	3	-	-	-	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	4	3	-	-	-	-	-
Phenanthren	1995	4	3	29,7	14,1	15,6	0,90	52,5
Anthracen	1995	4	3	0,75	0,13	0,62	0,21	82,7
Fluoranthen	1995	4	3	15,9	7,68	8,24	0,93	51,8
Pyren	1995	4	3	3,91	2,16	1,75	1,23	44,8
Benzo(a)pyren	1995	4	3	-	-	-	-	-

Spezies: Eiche

Substanz	Probenahme	Alter (Monate)	n	Gesamt (ng/g TG)	Wachs (ng/g TG)	Nadel (ng/g TG)	Quotient (W/N)	BV (%)
α -HCH	1995	4	2	3,22	0,42	2,80	0,15	87,0
β -HCH	1995	4	3	4,00	1,73	2,27	0,76	56,8
γ -HCH	1995	4	3	19,9	1,43	18,4	0,08	92,6
δ -HCH	1995	4	3	1,29	0,24	1,05	0,23	81,4
ε -HCH	1995	4	3	1,31	0,25	1,06	0,24	80,9
DDT	1995	4	3	1,15	0,82	0,33	2,48	28,7
DDE	1995	4	3	1,22	0,53	0,69	0,77	56,6
DDD	1995	4	3	-	-	-	-	-
4 Cl-Bz 1,2,3,4	1995	4	2	0,25	-	0,25	-	-
6 Cl-Bz	1995	4	3	-	-	-	-	-
3 Cl-PCB 28	1995	4	2	0,62	0,50	0,21	2,38	33,9
4 Cl-PCB 52	1995	4	1	1,59	0,55	1,04	0,53	65,4
5 Cl-PCB 101	1995	4	3	0,88	0,38	0,50	0,76	56,8
6 Cl-PCB 138	1995	4	1	0,65	-	0,65	-	-
6 Cl-PCB 153	1995	4	1	1,29	0,77	0,52	1,48	40,3
Phenanthren	1995	4	3	36,4	11,2	25,2	0,45	69,1
Anthracen	1995	4	3	2,01	0,31	1,70	0,18	84,6
Fluoranthen	1995	4	3	18,6	8,87	9,74	0,91	52,4
Pyren	1995	4	3	5,66	2,70	2,96	0,91	52,3
Benzo(a)pyren	1995	4	3	-	-	-	-	-

Sektion Chemische Okotoxikologie
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2309
Telefax 0341/235-2401