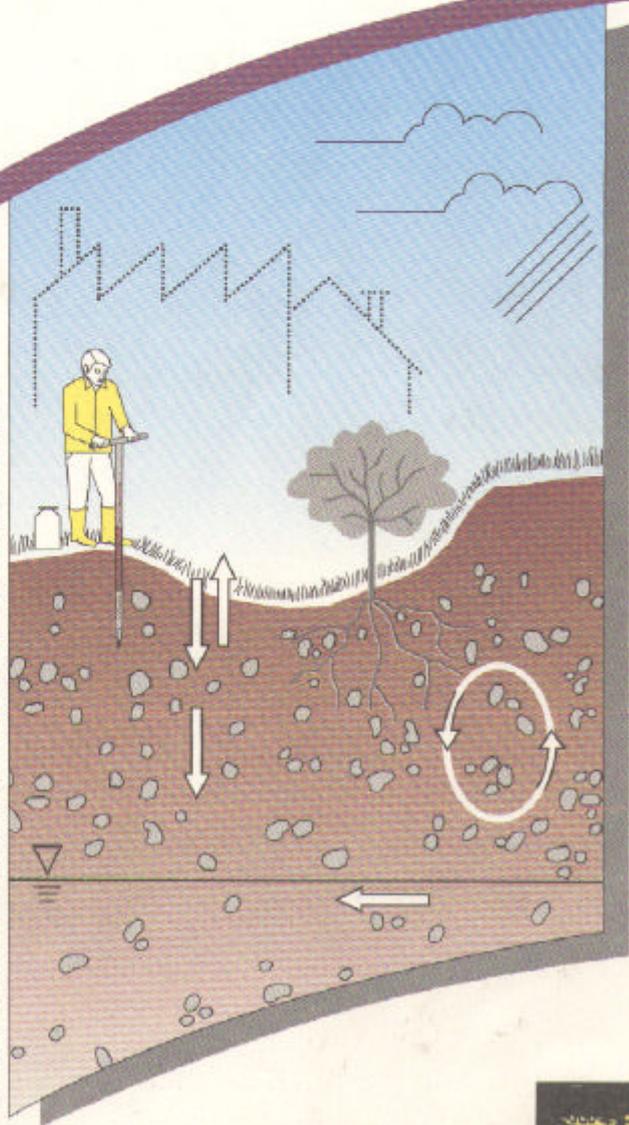


**Handbuch Boden**

**Literaturstudie zum Transfer von  
organischen Schadstoffen im System  
Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser**

Texte und Berichte zum Bodenschutz



BODEN  
ABFALL  
ALTLASTEN



MINISTERIUM  
FÜR UMWELT  
UND VERKEHR



Bodenschutzfachinformation im WWW

## IMPRESSUM

**Herausgeber:** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg  
Postfach 210752  
76157 Karlsruhe  
<http://www.uis-extern.um.bwl.de/ifu>

**Bearbeiter:** Werkbüro für Boden und Bodenschutz, Beuren und Plochingen  
Dipl.-Ing. agr. P. Rommel  
Dipl.-Ing. agr. J. Rommel  
Dipl.-Ing. agr. J. Schneider  
  
Dipl.-Ing. agr. V. Schneider, Nürtingen

**Redaktion:** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg  
Abteilung 2 Ökologie, Boden- und Naturschutz  
R. Kohl

**gefördert durch:** Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg

Karlsruhe, Juli 1998

**Bei diesem Ausdruck handelt es sich um eine Adobe Acrobat Druckvorlage. Abweichungen im Layout vom Original sind rein technisch bedingt. Der Ausdruck sowie Veröffentlichungen sind - auch auszugsweise- nur für eigene Zwecke und unter Quellenangabe des Herausgebers gestattet.**

# Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser

*Werkbüro für Boden und Bodenschutz,  
Beuren und Plochingen*

**Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg**

**Postfach 210752**

**76157 Karlsruhe**

**<http://www.uis-extern.um.bwl.de/lfu>**

# Inhaltsverzeichnis

<b>1 EINLEITUNG.....</b>	<b>3</b>
1.1 VERANLASSUNG.....	3
1.2 METHODISCHES VORGEHEN.....	3
<b>2 ORGANISCHE SCHADSTOFFE: CHARAKTERISTIK, TOXIKOLOGIE UND VERHALTEN IN BÖDEN.....</b>	<b>5</b>
2.1 CHEMISCH - PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN, VERWENDUNG UND VORKOMMEN IN SIEDLUNGSABFÄLLEN.....	5
2.1.1 Synoptische Darstellung der Schadstoffeigenschaften nach Substanzklassen.....	5
2.1.2 Produktion und Verwendung.....	11
2.1.3 Organische Schadstoffe in Klärschlämmen und Komposten .....	12
2.2 TOXISCHE WIRKUNG.....	15
2.2.1 Bewertungskriterien für die Toxizität.....	15
2.2.2 Synoptische Darstellung der Toxizität nach Stoffklassen.....	17
2.3 VERHALTEN ORGANISCHER SCHADSTOFFE UND TRANSFERBESTIMMENDE PROZESSE IN BÖDEN .....	20
2.3.1 Sorption.....	20
2.3.2 Tiefenverlagerung.....	21
2.3.3 Übergang in die Gasphase .....	22
2.3.4 Metabolisierung und Abbau sowie Persistenz.....	24
2.3.5 Aufnahme durch Pflanzen.....	26
<b>3 TRANSFER ORGANISCHER SCHADSTOFFE AUS BÖDEN IN BODENSICKERWÄSSER.....</b>	<b>29</b>
3.1 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE .....	29
3.1.1 Sorptionsverhalten von PAK in Böden.....	29
3.1.2 Freisetzung und Verlagerung von PAK.....	31
3.1.3 Zusammenfassung und Bewertung - PAK .....	40
3.2 TRANSFER VON POLYCHLORIERTEN BIPHENYLEN IN BODENSICKERWÄSSER.....	41
3.2.1 Sorptionsverhalten von PCB in Böden.....	41
3.2.2 Freisetzung und Verlagerung von PCB.....	44
3.2.3 Wechselwirkungen mit anderen Stoffgruppen .....	48
3.2.4 Zusammenfassung und Bewertung - PCB .....	49
3.3 TRANSFER VON ORGANOCHLORPESTIZIDEN IN BODENSICKERWÄSSER.....	50
3.3.1 Sorptionsverhalten von Organochlorpestiziden in Böden .....	50
3.3.2 Freisetzung und Verlagerung von Organochlorpestiziden.....	51
3.3.3 Wechselwirkungen mit anderen Stoffgruppen .....	55
3.3.4 Zusammenfassung und Bewertung - Organochlorpestizide .....	56
3.4 TRANSFER VON BTX - AROMATEN IN BODENSICKERWÄSSER .....	56
3.4.1 Sorptionsverhalten von BTX - Aromaten in Böden .....	56
3.4.2 Freisetzung und Verlagerung von BTX - Aromaten.....	57
3.4.3 Zusammenfassung und Bewertung BTX - Aromaten.....	58
3.5 TRANSFER VON PHTHALATEN IN BODENSICKERWÄSSER.....	58
3.5.1 Sorption und Freisetzung von Phthalaten in Böden.....	58
3.5.2 Zusammenfassung und Bewertung - Phthalate.....	59
3.6 TRANSFER VON MINERALÖLEN IN BODENSICKERWÄSSER.....	60
3.6.1 Retention und Ausbreitung von Mineralölen in Böden.....	60
3.6.2 Zusammenfassung - Mineralöle.....	61
3.7 ALLGEMEINE LITERATUR ZUR MOBILITÄT ORGANISCHER SCHADSTOFFE, MODELLANSÄTZE UND REVIEWS.....	62
<b>4 TRANSFER ORGANISCHER SCHADSTOFFE AUS BÖDEN IN NAHRUNGS- UND FUTTERPFLANZEN.....</b>	<b>65</b>
4.1 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE .....	65
4.1.1 Boden - Pflanze - Transfer von PAK.....	65
4.1.2 Übersicht über die von verschiedenen Autoren berichteten Transferfaktoren für den Boden - Pflanze - Transfer von PAK.....	83
4.1.3 Wechselwirkungen von PAK mit anderen Schadstoffen beim Boden - Pflanze - Transfer .....	101
4.1.4 Zusammenfassung und Bewertung - PAK .....	102
4.2 POLYCHLORIERTER BIPHENYLE .....	105

4.2.1 Boden - Pflanze - Transfer von PCB.....	105
4.2.2 Übersicht über die von verschiedenen Autoren berichteten Transferfaktoren für den Boden – Pflanze - Transfer von PCB.....	120
4.2.3 Wechselwirkungen von PCB mit anderen Schadstoffen .....	129
4.2.4 Zusammenfassung und Bewertung – PCB .....	130
4.3 BODEN - PFLANZE - TRANSFER VON ORGANOCHLORPESTIZIDEN.....	134
4.3.1 Aldrin, Dieldrin und Endrin.....	134
4.3.2 Chlordan und Heptachlor.....	142
4.3.3 Hexachlorbenzol (HCB).....	149
4.3.4 Lindan und HCH – Isomere.....	156
4.3.5 DDT und seine Metaboliten DDE und DDD.....	168
4.3.6 Zusammenstellung von referierten und neu berechneten Transferfaktoren Boden - Pflanze für Organochlorpestizide.....	174
4.3.7 Zusammenfassung und Bewertung des Transfers Boden - Pflanze von Organochlorpestiziden.....	192
4.4 BTX – AROMATEN .....	195
4.5 PHTHALATE.....	195
4.6 MINERALÖLE.....	197
4.7 ALLGEMEINE LITERATUR ZUR PFLANZENAUFNAHME ORGANISCHER SCHADSTOFFE, MODELLANSÄTZE UND REVIEWS.....	198
4.8 KONTAMINATION VON FUTTERPFLANZEN DURCH ANHAFTENDE BODENPARTIKEL .....	204
<b>5 TRANSFER ORGANISCHER SCHADSTOFFE AUS BÖDEN IN PFLANZEN ÜBER DIE ATMOSPHERE.....</b>	<b>206</b>
5.1 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE .....	206
5.2 POLYCHLORIERTE BIPHENYLE .....	207
5.3 ORGANOCHLORPESTIZIDE .....	210
Einflußfaktoren der Verflüchtigung aus dem Boden.....	210
Zeitlicher Verlauf der Verflüchtigung und -raten.....	211
Verflüchtigung von Metaboliten .....	212
Transfer in Pflanzen.....	213
Zusammenfassung - Organochlorpestizide.....	216
5.4 BTX - AROMATEN.....	217
5.5 PHTHALATE.....	217
5.6 MINERALÖLE.....	217
5.7 ALLGEMEINE LITERATUR UND MODELLANSÄTZE .....	218
<b>6 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DER TRANSFERPFADE.....</b>	<b>219</b>
6.1 TRANSFER BODEN - BODENSICKERWÄSSER.....	219
PAK 219	
PCB 220	
Organochlorpestizide .....	220
BTX - Aromaten .....	221
Phthalate.....	221
Mineralöle .....	221
6.2 TRANSFER BODEN - PFLANZE .....	222
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe .....	223
Polychlorierte Biphenyle .....	224
Organochlorpestizide .....	224
6.3 TRANSFER BODEN - ATMOSPHERE - PFLANZE.....	227
6.4 KONTAMINATION VON NAHRUNGS- UND FUTTERMITTELN DURCH ANHAFTENDES BODENMATERIAL.....	228
6.5 SCHLUßFOLGERUNGEN UND AUSBLICK.....	228
<b>7. BEGRIFFE UND ABKÜRZUNGEN:.....</b>	<b>230</b>
<b>8. LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>232</b>
<b>INDEXVERZEICHNIS .....</b>	<b>248</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....</b>	<b>250</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>251</b>

# 1 Einleitung

## 1.1 Veranlassung

Das Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg vom 24. Juni 1991 mit den zugehörigen Verwaltungsvorschriften stellt den Boden als Naturkörper und Lebensgrundlage für Menschen und Tiere in seinen vielfältigen Funktionen unter Schutz. Die Funktionen der Böden können in verschiedener Weise und mit unterschiedlicher Tragweite beeinträchtigt werden. Insbesondere ihr Leistungsvermögen als Filter und Puffer für Schadstoffe kann durch Eintrag schädlicher Stoffe aus der Atmosphäre, durch Ablagerungen sowie im Zuge der Bewirtschaftung vermindert werden. Die Festlegung von Richtwerten für die Gehalte der Böden an schädlichen Stoffen stellt damit ein notwendiges Instrument zur Erhaltung ihrer Filter- und Pufferfunktion gegenüber den verschiedenen Schutzgütern dar.

Die vierte Verwaltungsvorschrift zum baden-württembergischen Bodenschutzgesetz (VwV Organische Schadstoffe) regelt das Vorgehen bei der Prüfung auf mögliche Belastungen mit organischen Schadstoffen und legt Richtwerte für die Gehalte der wichtigsten Stoffklassen fest. Insbesondere ist bei Überschreitung des sog. "Belastungswerts" ein grundsätzliches Anbauverbot für Nahrungs- und Futterpflanzen ohne Differenzierung nach Kulturarten vorgesehen, wobei Ausnahmen von dieser Regelung nur fallbezogen aufgrund von Pflanzenanalysen möglich sind. Dabei wäre eine Postivliste von Pflanzen mit minimalem Schadstofftransfer hilfreich, um den Untersuchungsaufwand zu begrenzen.

Ziel der vorliegenden Studie war daher die Ermittlung des aktuellen Wissensstandes zu Verhalten und Wirkung organischer Schadstoffe in Böden im Hinblick auf die Schutzgüter "Bodensickerwasser" und "Kulturpflanze" und die entsprechende Überarbeitung der vorhandenen Literaturstudie von SCHNEIDER aus dem Jahr 1994. Mit dieser Literaturstudie sollen aktuelle Erkenntnisse zum Transferverhalten der Stoffklassen PAK, PCB und Organochlorpestizide zur Verfügung gestellt werden; in der Arbeit von SCHNEIDER, die in die vorliegende Studie mit eingearbeitet ist, wurden darüber hinaus die Stoffklassen BTX - Aromaten, Phthalate und Mineralöle bearbeitet.

## 1.2 Methodisches Vorgehen

Für die vorliegende Studie wurde die erreichbare bundesweit und international bedeutsame Literatur für den Zeitraum 1994-97 recherchiert und ausgewertet sowie in Form von Kurzberichten und aggregierenden Tabellen referiert. Daneben wurde die Studie von SCHNEIDER (1994) redaktionell überarbeitet und - um wenige Arbeiten aus der Zeit vor 1994 ergänzt - in die zusammenfassende Auswertung aufgenommen. Die Betrachtung der Stoffklassen BTX - Aromaten, Phthalate und Mineralöle wurde hier nicht aktualisiert und spiegelt somit den Bearbeitungsstand ca. Mitte 1994 wieder.

Für die Recherche wurden die Ausgaben der Literaturdatenbanken Agricola, AGRIS und CAB Abstracts für die betreffenden Jahrgänge, die Ausgaben der Current Contents für die letzten 12 Monate sowie die Datenbanken zur Umweltliteratur und zu Umwelt-Forschungsvorhaben der Ausgabe II/97 der Umwelt-CD des Umweltbundesamtes<sup>1</sup> mit jeweils mehreren geeigneten Suchstrategien abgefragt. Dabei wurden die in der Fachliteratur verwendeten Begriffe für die zu untersuchenden Stoffklassen und Medien bzw. Schutzgüter - teilweise mit Synonymen - als Schlagwörter angegeben.

Aus den resultierenden mehreren hundert Literaturzitate wurden anhand vorhandener Abstracts sowie den bibliographischen Angaben relevante Arbeiten ausgewählt und von wissenschaftlichen Bibliotheken im Originaltext beschafft sowie die neuesten Hefte der wichtigsten wissenschaftlichen Zeitschriften gesichtet. Daneben wurden - insbesondere anhand der Rechercheergebnisse aus der Forschungsdatenbank - auf diesem Gebiet tätige Forschungseinrichtungen, Untersuchungsämter, Umweltbehörden und Institute direkt nach ihren Ergebnissen befragt. Die beschafften wissenschaftlichen Publikationen und der Rücklauf aus den angeschriebenen Institutionen wurden nach ihrer Relevanz für die zu untersuchenden Fragen bewertet und sortiert, so daß schließlich über 100 Publikationen und Berichte neu in die Studie aufgenommen wurden.

Für jede der referierten Arbeiten werden die wesentlichen Ergebnisse, gegliedert nach den betrachteten Transferpfaden und Stoffklassen, in Form von Kurzberichten dokumentiert. Anschließend werden die von den verschiedenen Autoren berichteten Daten in aggregierter Form tabellarisch ausgewertet und diskutiert. Die Literaturliste wird durch eine Literaturliste ergänzt, die durch einen Index erschlossen ist. Zusätzlich wird eine Datenbank unter Verwendung des Dokumentationsprogramms LARS bereitgestellt, die alle bearbeiteten Referenzen enthält und mit einem detaillierten Schlagwortindex verknüpft.

Der Literaturliste zu den verschiedenen Transferpfaden geht ein allgemeines Kapitel über die Charakteristika der betrachteten Stoffklassen voraus, das weitgehend von SCHNEIDER (1994) übernommen wurde, sowie eine neu bearbeitete Übersicht über die den Schadstofftransfer steuernden Prozesse in Böden.

---

<sup>1</sup> Die Umwelt-CD-UMPLIS-, Bundesdruckerei GmbH, Berlin

## 2 Organische Schadstoffe: Charakteristik, Toxikologie und Verhalten in Böden

### 2.1 Chemisch - physikalische Eigenschaften, Verwendung und Vorkommen in Siedlungsabfällen

#### 2.1.1 Synoptische Darstellung der Schadstoffeigenschaften nach Substanzklassen

##### Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) können sowohl aus natürlichen Quellen stammen (Vulkanausbrüche, Waldbrände, Verkohlung organischen Materials) als auch anthropogen entstehen (Heizung, Energieerzeugung, Müllverbrennung, Kraftfahrzeuge). Die in der Umwelt vorhandenen Belastungen durch PAK sind überwiegend anthropogenen Ursprungs.

PAK bilden sich durch Kondensation von zwei oder mehr Benzolringen. Neben der Anzahl der Ringe ist auch deren Anordnung (linear, sphärisch oder angular) von Bedeutung für die Stabilität der einzelnen Substanzen (SIMS und OVERCASH, 1983; ()= Anzahl der Benzolringe):

<b>Anordnung der Benzolringe:</b>	linear	Sphärisch	angular
<b>Stabilität:</b>	gering	mittel	hoch
<b>Einordnung:</b>	Naphthalin (2) Fluoren (3) Anthracen (3)	Acenaphthylen (3) Acenaphthen (3) Pyren (4) Benzo(a)pyren (5) Benzo(ghi)perylene (6) Indeno(1,2,3-cd)pyren (6)	Phenanthren (3) Chrysen (4) Fluoranthren (4) Benz(a)anthracen (4) Benzo(b)fluoranthren (5) Benzo(k)fluoranthren (5) Dibenz(a,h)anthracen (5)

Die in Tabelle 2.1 angeführten PAK entsprechen den 16 PAK nach EPA (Environmental Protection Agency, USA). Die Einzelsubstanzen FLA, BbFLA, BkFLA, BaP, BghiPER und INDPYR entsprechen den PAK, die in der Trinkwasserverordnung vom 22.05.1986 (ANONYM, 1986) aufgeführt sind.

Tab. 2.1: Chemisch-physikalische Eigenschaften der 16 PAK-Einzelsubstanzen nach EPA

Substanz	Kürzel	CAS-Nr.	Mol- masse [g]	SMP [°C]	SP [°C]	Dampf- druck* [Pa]	Wasser- lösl.keit** [mg/l]	Log P <sub>ow</sub>
Naphthalin	NAP	[91-20-3]	128,2	80	218	6,54	30000	3,37
Acenaphthylen	ACY	[208-96-8]	152,2	92-93	265	3,86	3930	4,07
Acenaphthen	ACE	[83-32-9]	154,0	96	279	2,66	3470	4,33
Fluoren	FLU	[86-73-7]	166,2	116	293	1,73	1980	4,18
Phenanthren	PHE	[85-01-8]	178,2	101	340	9,04 · 10 <sup>-2</sup>	1290	4,46
Anthracen	ANT	[120-12-7]	178,2	217	340	2,61 · 10 <sup>-4</sup>	70	4,45
Fluoranthen	FLA	[206-44-0]	203,3	111	384	7,99 · 10 <sup>-4</sup>	260-265	5,33
Pyren	PYR	[129-00-0]	202,3	149	360	9,11 · 10 <sup>-5</sup>	140	5,32
Benz(a)anthracen	BaANT	[56-55-3]	228,3	158	400	6,66 · 10 <sup>-7</sup>	14	5,61
Chrysen	CRY	[218-01-9]	228,3	255	448	8,38 · 10 <sup>-5</sup>	2	5,61
Benzo(b)fluoranthen	BbFLA	[205-99-2]	253,3	167	-	6,66 · 10 <sup>-5</sup>	1,2	6,57
Benzo(k)fluoranthen	BkFLA	[207-08-9]	252,3	217	480	6,66 · 10 <sup>-5</sup>	0,55	6,84
Benzo(a)pyren	BaP	[50-32-8]	252,0	179	496	6,65 · 10 <sup>-5</sup>	3,8	6,04
Dibenz(ah)anthracen	DBahANT	[53-70-3]	278,0	262	-	1,33 · 10 <sup>-8</sup>	0,5	5,97
Indeno(1,2,3,cd)pyren	INDPYR	[193-39-5]	276,3	163	-	1,33 · 10 <sup>-8</sup>	62	7,66
Benzo(ghi)perylene	BghiPER	[191-24-2]	276,0	222	-	1,33 · 10 <sup>-8</sup>	0,26	7,23

SMP = Schmelzpunkt, SP = Siedepunkt, \* bei 20°C, \*\* bei 25°C  
Quelle Sims und Overcash (1983)

## Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle (**PCB**) sind chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe mit ausschließlich anthropogener Herkunft. Die PCB zeichnen sich durch einen hohen Siedepunkt, eine hohe Viskosität, thermische Stabilität, Resistenz gegen Säuren und Laugen sowie flammhemmende Wirkung aus und wurden seit ca. 50 Jahren als Isolier- und Kühlmittel, Hydraulikflüssigkeit und Imprägniermittel eingesetzt. Die Substanzklasse umfasst über 200 Homologe und Isomere (sog. Kongenere) mit unterschiedlichem Chlorierungsgrad. Da sie stets als technische Gemische eingesetzt wurden, ist in Tabelle 2.2 die Zusammensetzung verschiedener Handelsprodukte aufgelistet.

Tab. 2.2: Zusammensetzung wichtiger technischer PCB-Gemische (Anteile in [%])

Anzahl der Cl-substituenten	1016*	1221*	1232*	1242*	1254*	1260*	A30**	A40**	A50**	A60**
0		11	6							
1	1	51	26	1			2	< 1		
2	20	32	29	16	0,5		20	2	1	0,01
3	57	4	24	49	1		56	23	9	2
4	21	2	15	25	21		20	50	28	3
5	1	0,5	0,5	8	48	12	2	19	44	20
6				1	23	38	< 1	4	16	43
7					6	41	< 0,01	1	2	25
8						8	< 0,01	1	< 1	5
9						1		< 0,01	< 0,01	< 0,1
10										< 0,01

\*Arochlor

\*\*Chlophen

Quellen: PEARSON (1982); BALLSCHMITER (1988)

PCB-Emissionsquellen können z. B. Mülldeponien, Verbrennungsanlagen, Altöl sowie die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen und Siedlungsabfällen sein. Die chemisch-physikalischen Eigenschaften der 6 PCB-Kongeneren nach BECK und MATHAR (1985) zeigt die Tabelle 2.3.

Tab. 2.3: Chemisch-physikalische Eigenschaften polychlorierter Biphenyle

Substanz	Kongener Nr.	CAS-Nr.	Mol-masse [g]	SMP [°C]	Dampfdruck* [Pa]	Wasserlöslichkeit [mg/l]	Log P <sub>ow</sub>
<b>2,4,4'-Tri-CB</b>	(K 28)**	[25323-68-6]	257,6	57-58		407	
<b>2,2',5,5'-Tetra-CB</b>	(K 52)	[26914-33-0]	292,0	87	4,97·10 <sup>-3</sup>	121	
<b>2,2',4,5,5'-Penta-CB</b>	(K 101)	[25429-29-2]	326,4	77	1,11·10 <sup>-3</sup>	13,3	6,5
<b>2,2',3,4,4',5'-Hexa-CB</b>	(K 138)	[26601-64-9]	360,9				
<b>2,2',4,4',5,5'-Hexa-CB</b>	(K 153)		360,9	103-104		1,32	6,9
<b>2,2',3,4,4',5,5'-Hepta-CB</b>	(K 180)	[28655-71-2]	395,3				

\* bei 25°C, \*\* Nummerierung nach BALLSCHMITER (1988), SMP = Schmelzpunkt  
Quellen: FIEDLER ET AL. (1989); KOCH (1989); WOODBURN ET AL. (1984)

## Chlororganische Pestizide

In dieser Substanzgruppe werden verschiedene chlorierte Kohlenwasserstoffe mit meist insektizider Wirkung zusammengefaßt. Nach der chemischen Konstitution sind die drei Gruppen Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) und seine Metaboliten DDD und DDE, Hexachlorcyclohexan (HCH), ein technisches Gemisch aus fünf Isomeren unter denen  $\gamma$ -HCH (Lindan) den eigentlichen insektiziden Wirkstoff darstellt und das Fungizid Hexachlorbenzol (HCB), sowie die Cyclodienderivate Aldrin und sein Metabolit Dieldrin, Chlordan, Endosulfan, Endrin und Heptachlor.

Die Rückstände von Pflanzenschutzmitteln im Boden resultieren zum einen aus der direkten Anwendung des jeweiligen Wirkstoffs, zum anderen sind bestimmte Wirkstoffe, z. B. Hexachlorbenzol, in solchen Konzentrationen als Verunreinigung in anderen Pflanzenschutzmitteln enthalten, daß sie zu Rückstandsproblemen im Boden führen können. Mit relativ hohen Gehalten von HCB ist in Ackerböden zwergsteinbrandgefährdeter Gebiete und in Gartenerden mit ehemaligem Zierpflanzen- oder Salatanbau zu rechnen. Keine bzw. sehr geringe Mengen an HCB enthalten Wiesenböden (HÄFNER, 1982). Die chemisch-physikalischen Eigenschaften der wichtigsten Organochlorpestizide und einiger Metaboliten sind in Tabelle 2.4 zusammengestellt.

Tab. 2.4: Chemisch-physikalische Eigenschaften chlororganischer Pestizide

Substanz	CAS-Nr.	Mol-masse [g]	SMP [°C]	SP [°C]	Dampfdruck* [mPa]	Wasserlöslichkeit* mg/l	Log P <sub>ow</sub>
a-Hexachlorcyclohexan	[319-84-6]	290,82	157-160	288	73	2210-2030	3,78
b-HCH	[319-85-7]	290,82	309-310	60**	33	130-700	3,84
g-HCH (Lindan)	[58-89-9]	290,82	138-139	323,4	31	8000-31400	3,69
Hexachlorbenzol	[118-74-1]	284,8	226	322,9	130	5-47	5,44
p,p'-DDT	[50-29-3]	354,48	108-109	185-186***	0,15	1,2-37,4	6,94
p,p'-DDD		320	112		0,83	20-90	6,22
p,p'-DDE		318	88-90		5	1,1-120	6,96
Aldrin	[309-00-2]	364,9	104-104,5	145****	36	17-20	6,5
Endrin	[72-20-8]	380,93			1,5	24-260	5,2
Dieldrin	[60-57-1]	380,93	176-177		19	22-250	5,4
Chlordan	[57-74-9]	409,8			7,9	56-1850	2,78
Heptachlor	[76-44-8]	373,35	95-96	135-145	53,2	56-180	

SMP Schmelzpunkt, SP = Siedepunkt, \* bei 25°C, \*\* 0,58 mm HG, \*\*\* 133 Pa, \*\*\*\* 2 mm Hg  
 Quellen: SICBALDI und RE (1993); SHIU ET AL. (1990); KOCH (1989)

## BTX - Aromaten

In dieser Substanzklasse werden die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol sowie seine Derivate Toluol und Xylol zusammengefaßt, sie sind Bestandteile der Leichtölfraction. Benzol wird als Treibstoffzusatz, für chemische Synthesen, Farbstoffe, Kunstharze, Pflanzenschutz- sowie Desinfektionsmittel verwendet, während Toluol und Xylol vorrangig chemische Grundstoffe für Synthesen darstellen. Ihre chemisch-physikalischen Eigenschaften sind in Tabelle 2.5 zusammengestellt.

Aufgrund ihrer relativ hohen Flüchtigkeit werden die BTX - Aromaten - neben der Verwendung von Benzol in Pflanzenschutzmitteln - vorrangig durch atmosphärische Deposition, aber auch über Klärschlämme in Böden eingetragen (BLUME, 1992).

Tab. 2.5: Chemisch-physikalische Eigenschaften von BTX - Aromaten

Substanz	CAS-Nr.	Mol- masse [g]	SMP [°C]	SP [°C]	Dampf- druck* [mPa]	Wasser- löslk.** [mg/l]	Log P <sub>ow</sub>
<b>Benzol</b>	[71-43-2]	78,06	5,5	80,1	1,27·10	1780	1,8
<b>Toluol</b>	[108-88-3 1]	92,15	-95	111	3,8·10	535	2,39
<b>o-Xylol</b>	[95-47-6]	106,2	-25,8	144	6,6·10	175	3,12
<b>m-Xylol</b>	[108-38-3]	106,2	-48	139	8,0·10	162	3,2
<b>p-Xylol</b>	[106-42-3]	106,2	-13,2	138	8,6·10	185	3,15

SMP = Schmelzpunkt, SP = Siedepunkt, \* bei 20°C, \*\* bei 25°C  
Quelle: KOCH (1989)

## Phthalate

Zur Stoffgruppe der Phthalate werden ca. 50 verschiedene Ester der o-Phthalsäure gezählt, wovon die wichtigsten mit ihren chemisch-physikalischen Eigenschaften in Tabelle 2.6 zusammengestellt sind. Phthalate sind in allen Umweltkompartimenten nachweisbar, sie werden in großen Mengen als Weichmacher in Kunststoffen (PVC) sowie Farben und Lacken eingesetzt.

Phthalat-Quellen sind phthalaterzeugende und -verarbeitende Betriebe; durch Müllverbrennungsanlagen können sie ebenfalls freigesetzt werden und gelangen außer durch atmosphärische Deposition auch durch Klärschlammverwertung in Böden (BLUME, 1992; KÖRDEL und MÜLLER, 1992).

Tab. 2.6: Chemisch-physikalische Eigenschaften der wichtigsten Phthalate

Substanz	Substanz	CAS-Nr.	Mol-masse [g]	SMP [°C]	SP [°C]	Dampfdruck* [mPa]	Wasserlöslichkeit [mg/l]	Log P <sub>ow</sub>
Dimethyl-P	(DMP)	[131-11-3]	194,2	2	284	< 10 <sup>-4</sup>	4290/4320	1,53
Diethyl-P	(DEP)	[84-66-2]	222,2	-3	298	0,37	896/928	2,35
Di-(n-butyl)-P	(DBP)	[84-74-2]	278,4	-35	340	0,004	10-13	4,57
Butylbenzyl-P	(BBP)	[85-68-7]	312,4			0,002	3	4,91
Diocetyl-P	(DOP)	[117-84-0]	390,6		220**	5,3·10 <sup>-9</sup> 1,2·10 <sup>-7</sup>	3	
Di-(2-ethylhexyl)-P	(DEHP)	[117-81-71]	390,6	-50	384	1,9·10 <sup>-4</sup> / 4,4·10 <sup>-8</sup>	0,04/0,4	9,64

SMP= Schmelzpunkt, SP = Siedepunkt, \* bei 25°C, \*\* 5 Torr  
Quelle: GiAmET AL. (1984)

## Mineralöle

Mineralöle sind Destillationsprodukte von Erdöl oder Steinkohlenteer, sie enthalten gerade und verzweigte aliphatische sowie aromatische Kohlenwasserstoffe, daneben können auch polyzyklische Aromaten enthalten sein. Die handelsüblichen Mineralölfractionen unterscheiden sich v. a. in Dichte und Viskosität (vgl. Tabelle 2.7).

Tab. 2.7: Chemisch-physikalische Eigenschaften von Mineralölprodukten

	Wasserlöslichkeit [mg/l]	Dichte [g/cm <sup>3</sup> ]	Kinematische Viskosität* [mm <sup>2</sup> /s]	rel. Hydraulische Beweglichkeit k <sub>u</sub> /k <sub>r,w</sub>
<b>Benzin</b>	100-250	0,715-0,755	0,56	1,54
<b>Diesel</b>	5-20	0,815-0,86	3,0-4,0	0,36-0,15
<b>Heizöl EL</b>	5-20	0,86	3,0-5,7	0,29-0,15
<b>Petroleum</b>		0,75-0,85	1,7-1,8	
<b>Düsenkraftstoff</b>	40-60/80-200	0,715-0,845	1,6-1,7/0,9	
<b>Schmieröl</b>		0,88	240,1	

\*bei 20°C

Quellen: BLUME (1992); BERGHAUSEN und GOETZ (1991); UMWELTBUNDESAMT (1990)

Mineralöle gelangen vor allem durch Leckagen an Vorratsbehältern sowie durch Unfälle beim Transport und Schäden an Ölleitungen in die Umwelt, in geringerem Umfang werden sie auch in Pflanzenschutzmitteln verwendet (BLUME, 1992).

## 2.1.2 Produktion und Verwendung

Eine Übersicht über die produzierten Mengen sowie die wichtigsten Verwendungszwecke der organischen Schadstoffe ist in Tabelle 2.8 zusammengestellt.

Tab. 2.8: Produktion [t/a] und Verwendung organischer Schadstoffe

Stoff	Produktion (BRD)	Verwendung
<b>PAK</b>		Gesamtemission ca. 500-1000 t/a (1985)
<b>NAP</b>	76 200 (1984)	Insektizid (Vorratsschuttmittel), Großtechnisches Ausgangsprodukt für die Herstellung von Stabilisatoren, Farbstoffen, Gerbstoffen, Kautschukchemikalien, Pharmaka, Kosmetika, Weichmacher, Lösungsmittel
<b>PHE</b>		Ausgangsstoff zur Synthese von Farbstoffen, Sprengstoffen, Pharmaka, Herbiziden
<b>ANT</b>	18 000-20 000 (1974)	Zwischenprodukt zur Herstellung von Anthrachinon und Farbstoffen
<b>FLA</b>	< 500 (Welt)	technisch-chemisches Zwischenprodukt bei der Herstellung von Farbstoffen und Pharmaka, Freisetzung durch Abgase von Verbrennungsmotoren und Heizungsanlagen
<b>PYR</b>	keine kommerzielle Produktion	technisch-chemisches Zwischenprodukt bei der Herstellung von Farbstoffen, Bestandteil der Isolatorflüssigkeit in Transformatoren, Freisetzung durch Abgase von Verbrennungsmotoren und Heizungsanlagen
<b>BaANT, BbFLA, BkFLA, BghiPER, BaP, INDPYR</b>	keine kommerzielle Produktion mehr	keine Verwendung im technischen Maßstab, Freisetzung durch Abgase von Verbrennungsmotoren und Heizungsanlagen
<b>PCB</b>	seit 1983 keine Produktion mehr	Stark eingeschränkte Verwendung als Kühl- und Isolierflüssigkeit, ausschließlich in geschlossenen Systemen. Verbrauch 1980: ca. 2 180 t (als Hydrauliköl im Untertagebau, in Transformatoren und in Kondensatoren)
<b>Benzol, Toluol O-Xylol m/p-Xylol</b>	370 843 (1984) 194230 (1984) 400 000 (1983)	Petrochemikalien zur großtechnischen Weiterverarbeitung (Kunststoffe, Faxbstoffe, Pharmaka, Pflanzenschutzmittel, Waschmittel etc.), Bestandteil von Motorenkraftstoff, eingeschränkte Verwendung als Lösungsmittel
<b>Aldrin</b>		Insektizid, Rhodentizid; seit 1981 Anwendungsverbot

<b>Dieldrin</b>		Insektizid, Rhodentizid; seit 1971 Anwendungsverbot
<b>Endrin</b>		Insektizid, Rhodentizid; seit 1982 Anwendungsverbot
<b>a-HCH, b-HCH</b>		Nebenprodukte bei Lindanherst., kein Verbrauch in BRD
<b>g-HCH (Lindan)</b>	250 (1981/1982)	Insektizid, Holzschutzmittel; seit 1971 beschränktes Anwendungsverbot: die Anwendung in Mühlen, Mehlsilos und in Vorräten von Getreide und -erzeugnissen ist verboten
<b>HCB</b>	3500-4000	Zwischenprodukt bei der Herstellung von Kautschukchemikalien u. a., Bestandteil von Saatgutbeizmitteln, Fungizid in Holzschutzmitteln; seit 1975 Anwendungsverbot. Diffuse Quellen: Bildung bei der Chlorierung von Wasser und bei der Müllverbrennung, Nebenprodukt bei der Chlorierung von Kohlenwasserstoffen, Bestandteil von Kunststoffen
<b>Chlordan</b>		Insektizid; seit 1971 Anwendungsverbot
<b>Heptachlor</b>		Insektizid; seit 1986 Anwendungsverbot
<b>DDT</b>		Insektizid; seit 1977 Verbot von Herstellung, Im-/Export und Anwendung
<b>Phthalate</b>	224 000 (1984)	Weichmacher in Kunststoffen (PVC), Farben u. Lacke
<b>Diesel</b>	46 Mio (1989)	Motorkraftstoff
<b>Benzin</b>	26 Mio (1989)	Motorkraftstoff
<b>Schmieröl</b>	6,8 Mio (1989)	Schmierstoff

Quellen: BLUME (1992); KOCH (1989); RIPPEN (1989)

### 2.1.3 Organische Schadstoffe in Klärschlamm und Komposten

Die Gehalte organischer Schadstoffe in Klärschlamm und Kompost können je nach Herkunft beträchtlich variieren; die Tabelle 2.9 dient einem Überblick über mögliche Gehalte in Klärschlamm. Für die sechs PCB-Kongeneren nach BECK und MATHAR (1985) sind in der Klärschlammverordnung vom 15.04.1992 (AbfKlärV; BGBl I, S. 912) Grenzwerte von jeweils 0,2 mg/kg TS angegeben- die in der Tabelle aufgeführten Werte liegen zum Teil erheblich darüber.

Die Gehalte an organischen Schadstoffen in Komposten schwanken je nach Kompostart in einem sehr weiten Bereich. Der früher noch vorhandene Mischmüll-/Hausmüllkompost war deutlich stärker mit Schadstoffen belastet als der in der Tabelle 2.10 aufgeführte Grüngut- bzw. Bioabfallkompost. Für die sechs Kongeneren nach BECK und MATHAR (1985) sind im Kompostierungserlaß vom 30.06.1994 des Umweltministeriums Baden-Württemberg für Grüngut- und Bioabfallkomposte PCB-Orientierungswerte von 33 µg/kg TS je Kongener angegeben.

Tab. 2.9: Gehalte organischer Schadstoffe in Klärschlämmen [mg/kg TSI:

Stoff(gruppe)	RIPPEN (1989)	MARKARD (1988)	WITTE ET AL. (1988a,b)	SCHÖNBERGER (1990)
<b>S PAK</b>				Σ 20 PAK: 3-300
Naphthalin	0,02-6610			
Phenanthren	0,89-44			
Anthracen	0,065-5,8			
Fluoranthren	0,5-60	0,1-43	0,54-7,67	
Pyren	1,7-6,9	0,1-35		
Benz(a)anthracen	0,92-3,2			
Benzo(a)pyren	0,1-15	0,01-40	0,29-2,0	0,1-8
Benzo(b)fluoranthren			0,29-1,8	
Benzo(k)fluoranthren	0,1-6,5		0,15-1,0	
Benzo(g,h,i)perylen	< 0, 1-9	n. n.-31	< 0,1-3,4	
Indeno(1,2,3,cd)pyren	0,2-8	0,01-23	0,24-2,08	
<b>S PCB</b>	0,05-15			0,2-15
PCB-28			n. n.-0,28	
PCB-52			n. n.-0,25	
PCB-101		n. n.-0,9	n. n.-0,22	
PCB-138		n. n.-5	n. n.-0,22	
PCB-153		0,01-4	0,018-0,28	
PCB-180		0,01-1,2	0,024-0,15	
<b>Pestizide Z Al-, Dieldrin, Endrin</b>				0,0001-0,05
Aldrin	n. n.		< 0,01-0,049	
Dieldrin	n. n.-0,05	n. n.-0,4		
Endrin			< 0,01-0,254	
b-HCH		n. n.-0,1		
Lindan (γ-HCH)	< 0,01-7	n. n.-0,8	< 0,01-0,25	0,005-0,3
HCB	< 0,01-10	n. n.-0,2	< 0,01-1,15	0,005-0,2
Heptachlor (+ -epoxid)	< 0,01-0,22		< 0,01-0,214	0,0001-0,005
DDT + DDE	< 0,01-0,25	n. n.-0,2	< 0,01-0,238	0,015-0,08
<b>Phthalate</b>				
Di-(2-ethylhexyl)phthalat	0,04-5830	70-100		1-1000

	0			
Diethylphthalat	0,02-3780			
Dimethylphthalat	0,1-941			
Di-(n-butyl)phthalat	0,02-3210			1-500
Di-(n-octyl)phthalat	0,02-261			
Butylbenzylphthalat	0,05-1280 0			
<b>S BTX</b>			0,2-20000	
Benzol	0,02-20			
Toluol	0,04-1920 0			
<b>Mineralöl</b>	400-8000			2000-16000

Tab. 2.10: Gehalte organischer Schadstoffe in Komposten [pg/kg TSI]:

Stoff	KRAUSS ET AL. (1991) GK (n=10)	KRAUSS ET AL. (1991) BK,GK	SCHMID und ECKSTEIN (1991) BK/GK (n=19)	RIESS (1989) GK (n=l)
PAK (6)*		1000 BK		
PCB (6)*	36,5	104 BK 45 GK		PCB-28: n. n. PCB-52: 3
PCB-101			24 (1-130)	4
PCB-138			42 (5-260)	4
PCB-153			36 (5-210)	5
PCB-180			25 (5-15)	6
Dieldrin	0,9			
Lindan	1,6	0,5-10 (GK/BK)	2,3 (0,5-27)	
HCB	1,5	1-30 (GK/BK)	5,9 (0,5-25)	
Σ DDT	12,1	6-32 (GK/BK)	12 (1-43)	

\* Σ 6 PAK nach TVO bzw. Σ 6 PCB nach BECK und MATHAR (1985), GK = Grüngutkompost, BK = Bioabfallkompost

## 2.2 Toxische Wirkung

### 2.2.1 Bewertungskriterien für die Toxizität

Bei der Beschreibung der toxischen Wirkung eines Schadstoffes auf den Menschen ist zwischen der akuten und der chronischen Toxizität zu unterscheiden. Die akute Toxizität tritt nach einer einmaligen Exposition auf, bei der eine bestimmte Substanzmenge in den Körper gelangt. Die chronische Toxizität kann sich in Vergiftungserscheinungen äußern, die erst längere Zeit nach einer wiederholten andauernden Belastung mit einer Substanz auftreten (TIMBRELL, 1993). Ein Schadstoff kann über verschiedene Expositionspfade in den menschlichen Körper gelangen: durch Inhalation, Resorption über die Haut sowie durch orale Aufnahme (Ingestion).

Von der WHO werden zur toxikologischen Einschätzung von Pestiziden und Lebensmittelzusatzstoffen auf der Grundlage von umfangreichen Tierversuchen und sonstigen toxikologischen Erkenntnissen sowie der Einbeziehung von (Un)Sicherheitsfaktoren ADI-Werte (acceptable daily intake) ermittelt. Für andere Schadstoffe werden, in der Herleitung den ADI-Werten entsprechend, TDI-Werte (tolerable daily intake) ermittelt (WHO, 1993). Diese Werte bezeichnen die akzeptable bzw. tolerable tägliche Aufnahme einer Substanz, die während einer gesamten Lebenszeit ohne nennenswertes Risiko zu sein scheint (TIMBRELL, 1993). Analog zu den Werten der WHO werden vom Bundesgesundheitsamt DTA-Werte (duldbare tägliche Aufnahme) ermittelt. Für genotoxische Karzinogene besteht keine Schwellendosis, unterhalb derer keine toxische Wirkung auftritt. Daher wird in diesem Fall die praktisch sichere Dosis (virtually safe dose, VSD), d. h. die tägliche Dosis, die nach Berechnungen bei einem Menschen mit 60 kg Körpergewicht zu einem zusätzlichen Krebsrisiko von  $10^{-6}$  führt, herangezogen.

In Tabelle 2.11 sind die entsprechenden Werte und die jeweilige Ableitung aufgeführt. Die zur Ableitung herangezogenen NOAEL/NOEL-Werte sind definiert als die höchsten Dosen oder Konzentrationen einer Chemikalie, bei denen in Organismen keine Wirkungen auftreten. Als LOAEL-Wert wird die niedrigste Dosis bzw. Konzentration einer Chemikalie definiert, ab der eine feststellbare Wirkung auftritt.

Tab. 2.11: Toxizitätskriterien für ausgewählte organische Schadstoffe

Substanz	Toxizitätskriterium	Toxizitätskriterium [mg/kg·d]*	Ableitung (SF = [Un-]Sicherheitsfaktor)
<b>Aldrin/Dieldrin</b>	ADI	0,1	NOAEL von 0,025 mg/kg·d (Versuche an Hunden und Ratten); SF 250**
<b>Chlordan</b>	ADI	0,5	NOAEL von 0,05 mg/kg·d (Langzeitversuche an Ratten); SF100**
<b>DDT</b>	ADI	0,02	NOAEL von 10 mg/kg·d (Versuche an Affen); SF 500**
<b>Heptachlor</b>	ADI	0,1	NOAEL von 0,025 mg/kg·d (Versuche an Hunden); SF 200**
<b>Lindan</b>	TDI	5	NOAEL von 0,5 mg/kg·d; SF 100 (für $\beta$ -HCH liegt der NOELum eine Größenordnung niedriger)**
<b>Benzol</b>	VSD	0,0825	Unter Annahme eines Restrisikos von $10^{-6}$ ***
<b>Toluol</b>	TDI	223	LOAEL von 312 mg/kg·d (13-Wochen Studie an Mäusen, Applikation an 5 Tagen/Woche; SF 1000**
<b>Xylol</b>	TDI	179	NOAEL von 250 mg/kg·d (103-Wochen Studie an Ratten, Applikation an 5 Tagen/Woche; SF 1000**
<b>Benzo(a)pyren</b>	VSD	0,0114/0,02	Ableitung aus dem zumutbaren Grenfrisiko von $10^{-6}$ geteilt durch den "potency factor" (das zusätzliche lebenslange Krebsrisiko bei lebenslanger Exposition gegenüber einer Schadstoffdosis von 1 mg/kg·d). Als "potency factor" wurde für BaP 0,088 bzw. 0,05 mg/kg·d errechnet***
<b>PAK</b>			das kanzerogene Potential der PAK (EPA-PAK ohne Naphthalin) wird auf etwa 1/10 des BaP geschätzt***
<b>S PCB</b>	DTA	1	NOEL von 16 $\mu$ g/kg·d (Versuche an Rhesusaffen); SF 20***
<b>DEHP</b>	TDI	25	NOAEL von 2,5 mg/kg·d (Versuche an Ratten); SF 100**

\* alle Aufnahmeraten bezogen auf Körpergewicht, Quellen:\*\* WHO (1993) \*\*\* VON DER TRENK (1994, pers. Mitteilung)

## 2.2.2 Synoptische Darstellung der Toxizität nach Stoffklassen

### Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Die Expositionspfade der PAK sind vor allem die Aufnahme über die Haut und die Inhalation (BIA, 1983). Die Struktur der PAK beeinflusst ihre kanzerogenen und/oder mutagenen Eigenschaften. KONTEYE (1988) teilt die PAK hinsichtlich ihrer Kanzerogenität folgendermaßen ein:

<b>schwach</b>	<b>mittel</b>	<b>stark</b>
Phenanthren	Benz(a)anthracen	Benz(b)fluoranthren
Anthracen	Chrysen	Benz(k)fluoranthren
Fluoranthren	Benzo(ghi)perylen	Benzo(a)pyren
Pyren	Dibenz(ah)anthracen	
Perylen		
Benz(e)pyren		

### Polychlorierte Biphenyle

Die toxische Wirkung der PCB variiert je nach Kongener beträchtlich. Dabei ist die räumliche Anordnung der beiden Phenylringe und somit die Stellung der Chlorsubstituenten von Bedeutung. PCB, die in beiden para-Positionen und mindestens in zwei meta-Positionen substituiert sind, gelten als die biochemisch aktivsten und am meisten toxischen PCB-Kongeneren, dazu zählen die Kongeneren K 77, K 126 und K 169 (GRAMMEL, 1994<sup>2</sup>). Diese kommen jedoch in Umweltproben nur in sehr geringen Konzentrationen vor, der Anteil der 6 PCB-Kongeneren nach BECK und MATHAR (1985) überwiegt mengenmäßig.

Bei chronischer Belastung mit PCB können Schäden an Leber, Milz und Niere, Augenerkrankungen, Chlorakne, Veränderungen des peripheren Nervensystems und Fetotoxizität auftreten. Die Kanzerogenität von PCB konnte bisher nicht nachgewiesen werden, es wird jedoch angenommen, daß PCB die Tumorbildung fördern (KOHLER ET AL., 1992; HEESCHEN und BLÜTHGEN, 1993).

### Chlororganische Pestizide

Die akute toxische Wirkung von chlororganischen Pestiziden beruht hauptsächlich auf Schädigungen des zentralen Nervensystems, was sich in Kopfschmerzen, Übelkeit, Krämpfen Schwindel und Lähmungen äußert. Bei chronischer Exposition können vor allem Leberschäden, aber auch Herzrhythmusstörungen, Schlafstörungen und Milzschädigungen auftreten. Die Toxizität der chlororganischen Pestizide ist im allgemeinen umso größer, je höher der Chloranteil im Wirkstoff ist (WITTE ET AL., 1988b).

Die Gefahr einer akuten Vergiftung besteht bei unsachgemäßem Vorgehen bei der Herstellung und der Anwendung. Desweiteren sind (chronische) Vergiftungen durch den Verzehr von kontaminierten Nahrungsmitteln möglich.

---

<sup>2</sup> pers. Mitteilung

### Aldrin/Dieldrin

Die toxische Wirkung von Aldrin kann sich in Leberschäden und Feinblutungen in Nebennieren, Herzmuskel, Darm und Lunge äußern. Aldrin wird im Organismus rasch zu Dieldrin umgebaut. Die tödliche orale Dosis liegt bei 5 mg/kg Körpergew. (WITTE ET AL., 1988b).

Dieldrin wird leicht über die Haut resorbiert (SEEGER und NEUMANN, 1993). Die orale Aufnahme sowie die Inhalation können als Expositionspfad ebenfalls in Betracht kommen. Bei Vergiftungen durch Dieldrin kann es zu Übelkeit, Erbrechen, Kopfschmerzen, Zittern und Atemversagen kommen. Dieldrin weist eine hohe Persistenz auf und wird im Körper akkumuliert (WHO, 1993). 25 mg/kg Körpergewicht sollen für den Menschen letal sein (WIRTH und GLOXHUBER, 1981). Das kanzerogene Potential von Aldrin/Dieldrin ist gering (WHO, 1993).

### Chlordan

Die toxische Wirkung von Chlordan kann sich vor allem durch Schwindel, Erbrechen, Übererregbarkeit, Zittern, Gleichgewichtsstörungen, Krämpfen und chronischen Leberschäden äußern; es besteht der Verdacht auf teratogene Wirkung. Die tödliche orale Dosis liegt bei 40 mg/kg Körpergewicht (WITTE ET AL., 1988b).

### HCB

HCB kann durch Ingestion, Inhalation oder Resorption über die Haut aufgenommen werden. Die Hauptexposition erfolgt über die Nahrung (WHO, 1993). Bei längerer Aufnahme höherer Dosen kann HCB bei Menschen zu schwerwiegenden Krankheitserscheinungen führen. Bei einem Schadensfall mit HCB-verseuchtem Brot wurden bei der Bevölkerung dermatologische Veränderungen, Lebervergrößerung, Hyperpigmentation, neurologische Symptome und Schilddrüsenvergrößerung festgestellt (VCI, 1989). In Tierversuchen wurde nachgewiesen, daß HCB Tumorbildung auslösen kann (WHO, 1993). Die tödliche orale Dosis liegt bei 500 mg/kg Körpergewicht (WITTE ET AL., 1988b).

### Heptachlor

Die Hauptexposition erfolgt über die Nahrung (WHO, 1993). Heptachlor kann leberschädigend wirken sowie Lähmungen hervorrufen. Die tödliche orale Dosis liegt bei 50 mg/kg Körpergewicht (WITTE ET AL., 1988b).

### Lindan

Expositionspfade können die orale Aufnahme, die Inhalation und die Resorption über die Haut sein (SEEGER und NEUMANN, 1993). Die Hauptexposition erfolgt über die Nahrung (WHO, 1993). Bei akuter Vergiftung mit hohen Dosen kann es zu Erregung, Krämpfen und Bewußtlosigkeit kommen (LUCKS und SARTORIUS, 1985). Die chronische Wirkung äußert sich in Leberschäden (WITTE ET AL., 1988b). 16-18 (150) mg/kg Körpergewicht sollen für den Menschen letal sein (WIRTH und GLOXHUBER, 1981).

## DDT

Die Hauptexposition erfolgt über die orale Aufnahme (SEEGER und NEUMANN, 1993). Die toxische Wirkung von DDT kann sich in Krämpfen, Herzversagen und Atemstörungen äußern; chronische Einwirkung kann zu Leberschäden, Schädigung des Knochenmarks und Krämpfen führen. Zudem kann es zu Fehlgeburten und einem geringeren Geburtsgewicht bei Säuglingen führen (WITTE ET AL., 1988b). 3-30 g/kg Körpergewicht sollen für den Menschen letal sein (WIRTH und GLOXHUBER, 1981). WITTE ET AL. (1988b) geben als tödliche orale Dosis einen Wert von 50 mg/kg Körpergewicht an.

## BTX - Aromaten

### Benzol

Aufgrund der hohen Flüchtigkeit von Benzol ist der wichtigste Expositionspfad die Inhalation von Dämpfen; es kann auch über die Haut resorbiert werden. Beim Einatmen geringer Konzentrationen kann es zu Schwindel, Benommenheit, Kopfschmerzen und Brechreiz kommen. Das Einatmen hoher Konzentrationen kann zu Schwindel, Schweißausbrüchen, Herzrhythmusstörungen, Krämpfen und Lähmungen führen.

Bei chronischer Einwirkung von durchschnittlich 25 ppm in der Atemluft muß mit großer Wahrscheinlichkeit mit Schädigungen des Knochenmarks gerechnet werden (SEEGER und NEUMANN, 1993). Benzol ist als kanzerogen einzustufen (WHO, 1993). Nach oraler Aufnahme sind 15-30 g beim Erwachsenen letal (SEEGER und NEUMANN, 1993).

### Toluol

Toluol weist eine geringe akute orale Toxizität auf (WHO, 1993). Es kann in höheren Konzentrationen Schleimhautreizungen, Störungen des Nervensystems und Schädigungen an Leber, Niere und Gehirnzellen verursachen (UMWELTBUNDESAMT, 1991). Beim Einatmen von Luft mit 600-800 ppm Toluol kommt es zu Verwirrtheit, Müdigkeit, Übelkeit und Bewußtseinsverlust (WIRTH und GLOXHUBER, 1981). Toluol wirkt embryotoxisch und fetotoxisch, über teratogene Wirkungen besteht keine gesicherte Erkenntnis (WHO, 1993).

### Xylol

Xylol gelangt vor allem über die Haut und durch Inhalation in den Körper. Es weist eine geringe akute orale Toxizität auf (WHO, 1993). Flüssiges Xylol ist hautreizend. Xylol-Dämpfe wirken auf Augen, Nasen- und Rachenschleimhäute stark reizend, es kann zu Kopfschmerzen, Übelkeit und Schwindel kommen. Die chronische Wirkung von Xylol kann sich in Kopfschmerzen, Übelkeit und Appetitlosigkeit äußern (DGMK, 1984).

## Phthalate

Die hauptsächliche Exposition erfolgt über die Nahrung. Phthalate besitzen eine geringe akute orale Toxizität. Bei chronischer Belastung gelten sie als potentiell krebserregend (WHO, 1993).

Bei hohen Belastungen können Schädigungen an der Leber auftreten. Das Akkumulationspotential der Phthalate im menschlichen Organismus ist aufgrund einer schnellen Ausscheidung relativ gering (GIAM ET AL., 1984).

### **Mineralöle**

Bei chronischer Belastung sind Mineralöl und Mineralölprodukte krebserregend. Zudem kann es zu einer Öl-Allergie kommen (UMWELTBUNDESAMT, 1990). Für die leichtflüchtigen Mineralölbestandteile ist die Inhalation der Hauptexpositionspfad, so beruhen Vergiftungen bei Benzin hauptsächlich auf dem Einatmen der Dämpfe. Lokale Hauteinwirkung von Benzin kann zu Ekzemen führen. Bei chronischer Vergiftung kann es zu nervösen Störungen sowie zur Reizung der Schleimhäute, Atembeschwerden oder Hautkrankheiten kommen. Die tödliche orale Dosis liegt bei 7,5 ml/kg Körpergewicht (WIRTH und GLOXHUBER, 1981).

Niedrig siedendes Petroleum wirkt ähnlich wie Benzin, mit einer mehr oder weniger starken narкотischen Wirkung; bei höhersiedenden Produkten kann es zu Reizungen an Haut und Schleimhäuten kommen.

## **2.3 Verhalten organischer Schadstoffe und transferbestimmende Prozesse in Böden**

Das Verhalten eines organischen Schadstoffes im Boden hängt sowohl von bodenspezifischen Parametern wie z. B. den Gehalten an organischer Substanz, Tonmineralen und Sesquioxiden, dem pH-Wert, dem Wassergehalt und der Wasserbewegung im Boden, als auch von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des betrachteten Stoffes ab.

Das Verhalten organischer Schadstoffe in Böden wird im wesentlichen durch folgende Prozesse gesteuert:

- Bindung an die Festphase, insbesondere an die organische Substanz
- vertikale oder laterale Verlagerung mit dem Sickerwasser oder partikelgebunden
- Übergang in die Gasphase
- biologischer und/oder chemischer Abbau bzw. Metabolisierung
- Aufnahme durch Organismen, insbesondere Pflanzen

### **2.3.1 Sorption**

Für die Verteilung von Stoffen zwischen der Festsubstanz des Bodens und der wässrigen Phase sowie der Gasphase spielen die Sorptionsprozesse eine entscheidende Rolle. Adsorption führt zu einer *Immobilisierung* eingetragener Schadstoffe und bildet somit die Grundlage für die Filter- und Puffereigenschaft der Böden. Unpolare organische Schadstoffe sorbieren vor allem an der organischen Substanz, d. h. die Sorptionskapazität eines Bodens hängt in erster Linie von dessen Humusgehalt ab.

Das Adsorptionsverhalten eines Stoffes kann mithilfe von Sorptionsmodellen quantitativ beschrieben werden. Besteht zwischen der Konzentration des betrachteten Stoffs in der Boden-

lösung  $c_l$  und der am Boden sorbierten Stoffkonzentration  $c_s$  eine lineare Beziehung, so läßt sich die Sorptionsisotherme mit dem Verteilungskoeffizienten  $K_d$  beschreiben:

$$c_s = K_d \cdot c_l \quad (2.1)$$

Häufig nimmt die Schadstoffsorption jedoch mit zunehmender Beladung  $c_s$  ab, so daß eine nichtlineare Funktion zugrunde gelegt werden muß. Für die Sorption organischer Schadstoffe wird dann in der Regel die Freundlich-Isotherme verwendet:

$$c_s = K_f \cdot c_l^{1/n} \quad (2.2)$$

(mit  $K_f$  = Freundlich-Koeffizient und  $1/n$  = Konstante).  $K_f$  beschreibt die Steilheit der Isotherme und kann daher als Maß für die Bindungsfestigkeit interpretiert werden.

Unter der Annahme, daß organische Schadstoffe vorrangig an die organische Substanz der Böden sorbiert werden, kann  $K_f$  auf den Gehalt an C<sub>org</sub> normiert werden:

$$K_{oc} = K_f \cdot (100 / \% C_{org}) \quad (2.3)$$

( $K_{oc}$  = Adsorptionskoeffizient bezogen auf die organische Substanz).  $K_{oc}$  ist dabei keine stoffspezifische Größe, sondern hängt von der Qualität der organischen Substanz ab und kann für dieselbe Chemikalie in verschiedenen Böden sehr unterschiedlich sein (TEBAAY ET AL., 1992).

### 2.3.2 Tiefenverlagerung

Ist die Sorptionskapazität des Bodens für die betrachtete Chemikalie erschöpft oder werden die Sorptionsgleichgewichte verschoben (z.B. durch nachlassende Immission), so kommt es zu einer *Freisetzung* (Desorption) des Schadstoffs. Damit unterliegt er dem Transport mit dem Sickerwasser in vertikale oder laterale Richtung.

Die Konzentration einer Chemikalie in der Bodenlösung und damit ihre Verlagerungsneigung kann neben dem Sorptionskoeffizienten  $K_{d/f}$  auch mithilfe ihres n-Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten  $\log P_{ow}$  abgeschätzt werden (KORTE, 1992). Die  $\log P_{ow}$ -Werte der in dieser Studie betrachteten Schadstoffe sind in den Tabellen 2.1 und 2.3-2.7 aufgeführt. Allgemein kann bei Chemikalien mit hohen  $\log P_{ow}$ -Werten und geringer Wasserlöslichkeit von einer geringen Verlagerungsneigung ausgegangen werden.

Neben der chemischen Wasserlöslichkeit der Schadstoffe spielen Wechselwirkungen mit gelöster organischer Substanz (DOC) sowie mit anderen Chemikalien eine Rolle. Durch die Sorption von organischen Chemikalien an DOC kann die Mobilität erheblich erhöht (*Co-Transport*) oder vermindert werden (*Co-Sorption*; KÖGEL-KNABNER und KNABNER, 1991; TOTSCHKE ET AL.,

1997). Vor allem saure Böden mit einer geringen biologischen Aktivität können hohe Konzentrationen an DOC aufweisen.

Nur bei vergleichsweise hohen Konzentrationen (z. B. in Altlasten und bei Schadensfällen) können sich organische Schadstoffe unabhängig vom Wasserfluß als eigene, apolare Phase im Boden bewegen, dies spielt insbesondere für PCB eine Rolle (*non aqueous phase liquids = NAPL*; HEMMINGER und MASON, 1994). Dabei wird die Transportgeschwindigkeit vorrangig von der Porosität des Bodens und der Dichte des Schadstoffs bestimmt.

### 2.3.3 Übergang in die Gasphase

Die Verflüchtigung organischer Verbindungen vom Boden schließt folgende Prozesse ein (JUROY ET AL., 1987):

1. Desorption der Chemikalie von der Bodenmatrix
2. Wanderung zur Bodenoberfläche durch Konvektion (Massenfluß) oder Diffusion
3. Durchtritt durch die bodennahe Luftschicht
4. Verflüchtigung in die Atmosphäre

Die Flüchtigkeit einer Substanz und damit deren Transfer zwischen der flüssigen und der Gasphase kann anhand ihres Dampfdrucks  $p$  oder besser dem Verteilungskoeffizienten zwischen Bodenluft und Bodenwasser, der Henry-Konstanten  $K_H$  beschrieben werden:

$$K_H = c_l / P_g \quad (2.4)$$

( $c_l$  = Konzentration des Gases in der Bodenlösung,  $P_g$  = Partialdruck des Gases in der Bodenluft).

Der Transfer zwischen gelöster Phase und Gasphase erfolgt gemäß der  $K_H$  eines Stoffes (vgl. Tabelle 2.12) und dem Konzentrationsgefälle zwischen den beiden Phasen (HERRMANN, 1987). Die Verflüchtigung ist bei Substanzen mit  $K_H > 10^{-4}$  von Bedeutung. Jedoch kann auch bei Substanzen mit niedrigen  $K_H$ -Werten die Verflüchtigung relevant sein, wenn z. B. die Substanz mit dem Evaporationsstrom an die Bodenoberfläche transportiert und dort akkumuliert wird (SPENCER ET AL., 1988).

Als weiterer Parameter zur Abschätzung der Volatilität einer Substanz kann der Verteilungskoeffizient n-Octanol-Luft  $K_{oa}$  herangezogen werden, der sich aus ihren Octanol-Wasser- und Luft-Wasser-Koeffizienten berechnen läßt.

Eine wichtige Einflußgröße auf die Verflüchtigung stellt die Sorptionskapazität des Bodens dar. Wie SCHEUNERT und GEYER (1989) an einem Moor-/Sandboden darlegten, sinkt die Verflüchtigungsrate mit dem Gehalt an organischer Substanz stark ab. Der Wassergehalt spielt in Abhängigkeit von der Bodenart ebenfalls eine bedeutende Rolle bei der Verflüchtigung. Im Unterschied zur Verflüchtigung einer Substanz von einer Wasserfläche ist im Boden die Bewegung in der Gasphase eingeschränkt, da der Dampfdruck einer Chemikalie durch Adsorption stark absinkt und niedrige Wassergehalte die Diffusion behindern.

Der zeitliche Verlauf der Verflüchtigung zeichnet sich durch eine hohe Rate direkt nach Applikation der Substanz und einer anschließenden starken Abnahme aus (FAIRBANKS ET AL., 1987; GLOTFELTY und SCHOMBURG, 1989). Danach stellt sich ein relativ konstanter Wert auf niedrigerem Niveau ein. Besonders bei Stoffen mit hoher Flüchtigkeit ist die Volatilisation aus dem Boden und nachfolgende Deposition auf oberirdische Pflanzenteile ein nicht zu vernachlässigender Faktor bei der Beurteilung des Kontaminationsrisikos von Pflanzen durch im Boden vorhandene Schadstoffe.

**Tab. 2.12:** Henrykonstanten KH ausgewählter organischer Schadstoffe

<b>Stoff</b>	<b>RYAN ET AL. (1988)</b>	<b>WILD und JONES (1992a)</b>
<b>PAK</b>		
Naphthalin	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$
Acenaphthylen	$4,8 \cdot 10^{-3}$	
Acenaphthen		$1,0 \cdot 10^{-2}$
Fluoren		$4,8 \cdot 10^{-3}$
Phenanthren	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$
Anthracen	$1,1 \cdot 10^{-2}$	
Fluoranthren	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$
Pyren	$2,8 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$
Benz(a)anthracen	$4,1 \cdot 10^{-5}$	
Chrysen	$8,8 \cdot 10^{-2}$	
Benzo(b)fluoranthren	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$
Benzo(a)pyren	$4,9 \cdot 10^{-1}$	$6,5 \cdot 10^{-5}$
Benzo(ghi)perylen		$2,2 \cdot 10^{-6}$
<b>Chlororganische Pestizide</b>		
Aldrin	$4,9 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$
Dieldrin	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$8,2 \cdot 10^{-6}$
Endrin	$1,7 \cdot 10^{-5}$	
Chlordan	$3,9 \cdot 10^{-3}$	
Lindan	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$
HCB	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$
Heptachlor/-epoxid	$6,2 \cdot 10^{-2}/3,2 \cdot 10^{-5}$	
DDT	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$
DDE	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$
DDD	0,5	$2,6 \cdot 10^{-4}$
<b>BTX</b>		
Benzol	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$2,4 \cdot 10^{-1}$

Toluol	$2,8 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-1}$
Xylol		2,2
<b>Phthalate</b>		
Dimethylphthalat	$8,8 \cdot 10^{-6}$	
Diethylphthalat	$1,9 \cdot 10^{-3}$	
Di-(n-butyl)phthalat	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$
Di-(n-octyl)phthalat	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$
Di-(2-ethylhexyl)phthalat	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$4,6 \cdot 10^{-4}$

### 2.3.4 Metabolisierung und Abbau sowie Persistenz

Schadstoffe unterliegen in Böden dem biologischen und/oder chemischen Abbau- das Verhältnis dieser beiden Prozesse sowie die Abbaugeschwindigkeit ist je nach Substanz unterschiedlich. Die Abbaurrate ist für den Transfer von Schadstoffen in Pflanzen oder Sickerwasser von Bedeutung; je länger die Verweilzeit einer Chemikalie im Boden ist, desto größer ist die Gefahr einer Aufnahme oder Verlagerung. SCHEUNERT (1991) beschreibt den Abbau eines Stoffes als einen Prozeß, der in eine anfängliche Phase des schnellen Abbaus und in eine folgende, deutlich langsamere Abbauphase (unter Umständen bis zum Stillstand) aufgeteilt werden kann.

Viele der hier betrachteten Stoffe sind aufgrund ihrer geringen Abbauraten, mithin ihrer Persistenz, problematisch. Als Maß für die Persistenz einer Chemikalie kann deren Halbwertszeit herangezogen werden, d. h. die Zeit, die benötigt wird bis der Stoff zu 50 % abgebaut ist. Die für eine Substanz ermittelten Halbwertszeiten können zum Teil erheblich variieren, da sie von klimatischen Bedingungen sowie der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation des Bodens, dem pH-Wert, der Bodentemperatur sowie der Molmasse und der Ausgangskonzentration des jeweiligen Stoffes abhängt. Somit dienen die hier angeführten Halbwertszeiten nur zu einer ersten Abschätzung der Persistenz. Wie aus der Tabelle 2.13 ersichtlich ist, werden für die Halbwertszeiten zwischen den verschiedenen Stoffgruppen sowie innerhalb einer Stoffgruppe sehr unterschiedliche Werte berichtet.

Auch Mineralölprodukte werden z. T. extrem langsam abgebaut. Die Nachweisbarkeitsdauer von Mineralölprodukten im Boden kann bis zu 70 Jahren betragen (FIEDLER, 1990).

Tab. 2.13: Halbwertszeiten organischer Schadstoffe in Böden

Stoff	(STE 101, 1991)*	WILD und JONES (1992a)	JURY ET AL (1987)	WALTHER ET AL. (1985)	SINGH ET AL (1991)**
<b>PAK</b>					
NAP	3,4 h - 322 d	< 125 d			
ACY	6,7 h - 4,2 d				
PHE	2,8 d - 182 d	25d-< 5,7a			
FLU	2,1 d - 42 d	44 - 322 d			
ANT	3,5 d - 182 d				
FLA	37,1 d - 182 d				
PYR	2,8 d - > 630 d	229 d			
BaANT	4,2 d - 3 a				
CRY	5,6 d - 511 d				
BbFLA		67 - 252 d			
BaP	2,1 d - > 5,8 a	269 - 420 d			
DBahANT	18,2 d - 21 d				
BghiPER		< 9,5 a			
<b>Chlororganische Pesti- zide</b>					
Aldrin		3,4 a		0,3 a	46,4 d/50,9 d
Dieldrin		2,4 - 3,4 a	2,4 a	2,5 a	117 d/106 d
Chlordan			9,6 a	1a	93,2 d/154 d
Lindan		266 d	7,3 a	1,3 a	62,1 d/107 d
HCB		4,2 a			
Heptachlor/-epoxid			5,5 a	0,7 a	110 d/116 d
DDT		4,5 - 10,5 a	10,5 a	2,7 a	
<b>BTX - Aromaten</b>					
Benzol		2 - 7,2 d			
Toluol		2 - 7 d			
Xylol		< 10 d			
<b>Phthalate</b>					
Di-(n-butyl)phthalat		80 - 180 d			
Di-(2-ethylhexyl)phthalat		10 - 50 d			

\* Quelle bei SCHNEIDER (1994) nicht näher erläutert, \*\* bewachsener/unbewachsener Boden

### 2.3.5 Aufnahme durch Pflanzen

Die Kenntnis über das Ausmaß der Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden durch die Pflanzen spielt eine wichtige Rolle, da die Pflanzen als untere Glieder der Nahrungskette zu einer Anreicherung in der Nahrungskette beitragen können. Folgende Aufnahme- und Verteilungswege von Chemikalien aus dem Boden in die Pflanze spielen für das Transferverhalten eine Rolle (CRÖSSMANN, 1993; KORTE, 1992; KAMPE ET AL., 1987; TOPP ET AL., 1986):

- Aufnahme aus der Bodenlösung über die Wurzeln (konvektiver Transport) in das Leit-system und Translokation in den Sproß mit dem Transpirationsstrom; Aufnahme und Transport in Ölzellen bei ölhaltigen Pflanzen
- Adsorption der Schadstoffe an die Wurzeloberfläche und Aufnahme über diffusiven Transport aus dem die Pflanzengewebe direkt umgebenden Bodenvolumen
- Aufnahme von aus dem Boden verflüchtigten Chemikalien über die Blätter
- Aufnahme aus Boden- oder Staubpartikeln (trockene Deposition) über die Blätter
- Aufnahme aus dem Niederschlag (nasse Deposition)

Der Gesamtgehalt eines Schadstoffs in der Pflanze stellt die Summe dieser Aufnahmepfade dar, abzüglich des Verlusts an Umwandlungsprodukten. Die relative Schadstoffanreicherung in den verschiedenen Pflanzenteilen hängt davon ab, welcher dieser Aufnahmewege im jeweiligen Fall vorherrschend war. Entsprechend sind jeweils spezifische Strategien der Melioration (z. B. vermindern der Schadstoffkonzentration im Boden, erhöhen der -bindung, vermindern des Gasaustauschs) oder Adaptation (z. B. Beschränkung auf bestimmte Kulturpflanzen, angepaßte Bewirtschaftung, besondere Behandlung des Ernteguts) zu verfolgen, um die Kontamination von Nahrungsmitteln zu vermeiden bzw. zu vermindern.

Zur quantitativen Beschreibung der relativen Anreicherung einer Chemikalie in der Pflanze gegenüber dem Boden kann der Transferfaktor (TF) verwendet werden:

$$Tf = \frac{\text{Schadstoffkonzentration in der Pflanze}}{\text{Schadstoffkonzentration im Boden}}$$

Normalerweise wird die Konzentration in der Pflanze auf Trockenmasse bezogen (in dieser Studie als  $TF_t$  bezeichnet); soweit sie sich auf die Frischmasse bezieht, wird der Transferfaktor als  $TF_f$  angegeben.

Das dem Transferfaktor zugrunde liegende lineare Modell kann jedoch nur zu einer groben Abschätzung dienen, da die Aufnahmerate sowohl für den pflanzlichen Genotyp (Art, Sorte) spezifisch ist, als auch von Boden- und Klimaeigenschaften (z. B. Bodenfeuchte, Temperatur, Gehalt an  $C_{org}$ ) abhängt. Die Höhe des Transferfaktors kann während des Wachstums einer Pflanze große Unterschiede aufweisen. Zur Beurteilung von Angaben zum Transferfaktor muß daher das physiologische Alter der jeweiligen Pflanze beachtet werden (SCHROLL und SCHEUNERT, 1992b).

Bei der Beurteilung der in der Literatur berichteten Transferfaktoren ist außerdem die Versuchsanstellung zu berücksichtigen. Insbesondere ist zu beachten, daß durch Gefäßversuche die

Aufnahmeraten überschätzt werden können, da hier ein größeres Wurzel: Bodenverhältnis vorliegt als unter Freilandbedingungen.

#### Aufnahme über die Wurzeln

Eine Substanz liegt in pflanzenverfügbarer Form vor, wenn sie im Bodenwasser gelöst ist. Die Aufnahme aus der Bodenlösung durch Pflanzenwurzeln kann entweder aktiv oder passiv erfolgen; organische Stoffe werden passiv aufgenommen (RYAN ET AL., 1988). Lipophile Stoffe können sich an Wurzeloberflächen anreichern oder durch Lipidbereiche von Zellmembranen diffundieren. Ein Weitertransport in das Wurzelinnere und damit in die Wasser- und Stoffleitbahnen ist jedoch mit steigender Molekülgröße stark eingeschränkt, bzw. findet nicht statt (CRÖSSMANN, 1990).

TOPP ET AL. (1986) stellten in ihren Untersuchungen eine höhere Aufnahmerate von lipophilen Stoffen bei Pflanzen mit höherem Lipidgehalt oder "Ölkanälen" (z.B. Kresse, Möhren), verglichen mit anderen Pflanzen, fest. Ein bedeutender Faktor für die Aufnahme organischer Chemikalien aus dem Boden stellt der Gehalt an organischer Substanz im Boden dar. Mit Zunahme von  $C_{org}$  wird die Chemikalie stärker an den Boden adsorbiert und ist daher schlechter pflanzenverfügbar.

Die Bildung von gebundenen Rückständen kann die Pflanzenverfügbarkeit weiter herabsetzen, wie VERMA und PILLAI (1991) am Beispiel von DDT und Lindan darlegten. Diese gebundenen Rückstände können jedoch in gewissem Ausmaß wieder mobilisiert und somit schließlich von den Pflanzen aufgenommen werden. Sie stellen daher einen schwer abzuschätzenden Faktor dar, der bei der Beurteilung des Kontaminationsrisikos für Pflanzen zu berücksichtigen ist.

Zur ersten Abschätzung des Transferpfades Boden-Pflanze können verschiedene chemisch-physikalische Eigenschaften der jeweiligen Substanz herangezogen werden. Nach RYAN ET AL. (1988) werden Stoffe mit hohen  $\log P_{ow}$ -Werten hauptsächlich am Bodenmaterial und/oder an Pflanzenwurzeln adsorbiert. Die Aufnahmerate steigt bis zu  $\log P_{ow}$ -Werten von ca. 1-2 an und nimmt dann wieder ab. Stoffe mit niedrigen  $\log P$ -Werten werden eher in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert. Die Translokation verläuft somit am leichtesten für Chemikalien mit mittlerer Polarität (KORTE, 1992).

#### Aufnahme gasförmiger Stoffe über die Blätter

Die Aufnahme über die Gasphase schließt zwei Prozesse mit ein (RYAN ET AL., 1988):

1. Verflüchtigung der Chemikalie aus dem Boden
2. Deposition auf der Pflanzenoberfläche

Die Aufnahme einer Chemikalie aus der Luft über die Blätter erfolgt besonders bei Stoffen mit hohen  $\log P_{ow}$ -Werten und einer hohen Henry-Konstante (TRAPP ET AL., 1990), also bei unpolaren Stoffen mit hoher Volatilisationsneigung. Die meisten lipophilen Stoffe diffundieren über Membranlipide in das Blattinnere. So können polyzyklische Aromaten mit mehr als fünf Ringen sowie höherchlorierte Biphenyle über den Sekundärstoffwechsel in Fetten und anderen lipophilen Pflanzenstoffen angereichert werden (CRÖSSMANN, 1990).

In Pflanzen ohne Speicherlipide ist die Cuticula die Hauptsenke für lipophile Chemikalien, sie besitzt eine hohe Sorptionskapazität (KERLER und SCHÖNHERR, 1988). Die aufgenommenen Stoffe können in tieferliegende Gewebe diffundieren oder in andere Pflanzenteile verlagert werden. Nach KERLER und SCHÖNHERR kann die Sorption lipophiler Chemikalien an die Cuticula mit hinreichender Genauigkeit aus deren  $\log P_{ow}$ -Wert abgeschätzt werden.

#### Aufnahme partikelgebundener Stoffe über die Blätter

Die Anlagerung von mit Schadstoffen befrachteten Bodenpartikeln an oberirdische Pflanzenteile ist besonders bei niedrigwüchsigen Pflanzen oder Pflanzen mit einer großen Blattoberfläche von Bedeutung. Außerdem können nennenswerte Schadstoffmengen auch durch trockene atmosphärische Deposition (z. B. Stäube) auf die Pflanzenoberfläche gelangen.

## 3 Transfer organischer Schadstoffe aus Böden in Bodensickerwässer

### 3.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

#### 3.1.1 Sorptionsverhalten von PAK in Böden

MEANS ET AL. (1980) stellten in ihrer Untersuchung zum Adsorptionsverhalten von PAK eine signifikante Beziehung zwischen dem *Freundlich*koeffizienten  $K_f$  und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden fest, während die anderen Eigenschaften der untersuchten Substrate (z.B. pH-Wert, KAK, Bodenart) keine Beziehung zu  $K_f$  aufwiesen.

In seinen Untersuchungen zum Transport organischer Umweltchemikalien in einem Tal-Ökosystem berechnete HERRMANN (1987) exemplarisch die Verteilung von Benzo(a)pyren und  $\gamma$ -HCH im Dreiphasensystem Bodenmatrix/-wasser/-luft (Tabelle 3.1). Die starke Bindung des Benz(a)pyren an die Bodenmatrix ist sehr deutlich zu erkennen.

TEBAAY ET AL. (1992) untersuchten das Sorptionsverhalten von PAK in drei verschiedenen Oberböden (Sorptionskoeffizienten in Tabelle 3.3). Während bei Parabraunerde und Plaggenesch eine deutliche Beziehung zwischen  $K_f$ -Wert und Wasserlöslichkeit (vgl. Tab. 2.1, S. 4) der jeweiligen PAK-Einzelsubstanz besteht, ist dies bei der Braunerde nicht der Fall. Die  $K_f$ -Werte der höherkondensierten PAK sind beim Plaggenesch trotz höherem Humusgehalt deutlich niedriger als bei der Parabraunerde.

TEBAAY ET AL. führen die geringere Adsorptionsstärke auf den höheren Gehalt an wasserlöslicher organischer Substanz im Plaggenesch zurück, der sich besonders bei den schwerlöslichen PAK auswirkt (Parabraunerde 17, Braunerde 26, Plaggenesch 63 mg/1 DOC). Der Einfluß von DOC auf das Adsorptionsverhalten ist abhängig von der Qualität; bei abnehmendem pH-Wert wird DOC zunehmend hydrophober und kann somit hydrophobe Substanzen stärker binden.

Generell sind die untersuchten PAK jedoch stark an die Bodenmatrix gebunden, es verblieben nur 0,005-0,2 % in der Lösungsphase. Die Mobilität und die biologische Verfügbarkeit der von TEBAAY ET AL. untersuchten PAK steigt in der Reihenfolge BaP < BbFLA < BaANT < FLA < PHE = ANT an.

Tab. 3.1: Verteilung von BaP und g-HCH im Dreiphasensystem Bodenmatrix/-wasser/-luft

Phase	Volumenanteil [%]	relative Anteile BaP [mol%]	relative Anteile g-HCH [mol%]
Luft	0,317	$1 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-7}$
Wasser	0,098	1,2	0,08
Matrix	0,585	98,8	> 99,9

Quelle: HERRMANN (1987)

Tab. 3.2: Eigenschaften der untersuchten Böden und Sorptionskoeffizienten für Fluoranthen bei verschiedenen Temperaturen

Boden	pH	C <sub>org</sub> [%]	Ton [%]	K <sub>d</sub> (25°C)	log K <sub>oc</sub> (25°C)	K <sub>d</sub> (15°C)	log K <sub>c</sub> (15°C)	K <sub>d</sub> (5°C)	109 K <sub>oc</sub> (5°C)
Spl80	6,0	0,64	3,1	416,84	4,81				
Sp280	5,6	2,24	6,1	1011,92	4,65				
sp380	6,4	1,08	8,3	674,07	4,80	851,22	4,90 1055,35	4,99	
SES	7,0	0,93	22,0	613,70	4,82				

Quelle: HE ET AL. (1995)

Bei Zugabe der PAK zur Parabraunerde als PAK-Gemisch oder in Anthracenöl gelöst, zeigte FLA deutlich niedrigere  $K_f$ -Werte und somit höhere Mobilität auf. Bei den höher kondensierten PAK war dieser Effekt nur gering.

HE ET AL. (1995) untersuchten die Sorption von Fluoranthen an vier, verschiedenen Böden und an Lava bei unterschiedlicher Temperatur. Die Sorption folgte an allen fünf Substraten einer schnellen Kinetik (Gleichgewichtszustand innerhalb einer Stunde) und zeigt im untersuchten Konzentrationsbereich streng lineare Isothermen. In den Böden korrelieren die gefundenen Verteilungskoeffizienten  $K_d$  eng mit dem Gehalt an C<sub>org</sub>; die Isotherme für die (C-freie) Lava verläuft ebenfalls linear mit etwa der halben Steigung gegenüber dem sorptionsschwächsten Boden. Der Schluß der Autoren, für die Sorption sei vorrangig C<sub>org</sub> verantwortlich, erscheint daher fragwürdig. Die wichtigsten Bodenkennwerte sowie die berechneten  $K_d$ - und  $K_{oc}$ -Werte sind in Tabelle 3.2 dargestellt. Mit Abnahme der Temperatur nehmen die  $K_f$ -Werte und damit die Sorption von FLA zu. Von 25 auf 15 °C nimmt die Adsorption um 26,3 % und von 15 auf 5°C um 24,0 % zu.

Die von verschiedenen Autoren berichteten Verteilungskoeffizienten für PAK in unterschiedlichen Böden sind in Tabelle 3.3 zusammengestellt.

Tab. 3.3: Sorptionskoeffizienten ( $K_f$ ,  $K_{oc}$ ) für PAK in verschiedenen Böden

Stoff	Bodentyp	$K_f$	$K_{oc}$	BE $C_{org}$ [%]	BE T [%]	BE pH	Ref
Naphthalin	Parabraunerde	9,8	1290	0,76	20	7,5	*
	Rendzina	16,0	1440	1,11	21	7,9	*
	(versch.)		870				**
Phenanthren	Parabraunerde	490	48500	0,56	13	6,9	***
	(versch.)		12000				**
Anthracen	Braunerde	690	49000	0,78	6	6,4	***
	(versch.)		26000				**
Fluoranthren	Parabraunerde	580	57000	0,56	13	6,9	***
	Braunerde	1190	84400	0,78	6	6,4	***
	Plaggenesch	1090	39700	1,52	6	4,8	***
Benzo(a)anthracen	Parabraunerde	5200	516000	s.o	s.o	s.o	***
	Plaggenesch	1900	68000	s.o	s.o	s.o	***
Benzo(b)fluoranthren	Parabraunerde	8600	854000	s.o	s.o	s.o	***
	Braunerde	1000	71700	s.o	s.o	s.o	***
	Plaggenesch	2400	89000	s.o	s.o	s.o	***
Benzo(a)Pyren	Parabraunerde	18800	1860000	s.o	s.o	s.o	***
	Braunerde	2900	204000	s.o	s.o	s.o	***
	Plaggenesch	6200	226000	s.o	s.o	s.o	***
	(versch.)		4510650	s.o	s.o	s.o	**

BE = Bodeneigenschaft

Quellen: \* RIPPEN ET AL (1982), \*\* BLUME (1992), \*\*\* TEBAAY ET AL. (1992)

### 3.1.2 Freisetzung und Verlagerung von PAK

Nach Untersuchungen von MATZNER ET AL. (1981) an Böden eines Tannen- bzw. Buchenwaldes reichern sich PAK-Depositionen aus der Luft am stärksten in der Humusschicht eines Bodens an, im Auflagehorizont können ebenfalls beträchtliche Mengen gespeichert sein. Zum Mineralboden hin findet eine starke Abnahme der PAK-Gehalte statt; so betragen die von MATZNER ET AL. gemessenen Gehalte in den obersten 5 cm nur 0,7-9 % der Gesamtmenge und in 5-15 cm Tiefe 0,2-1,4 %. Während sich von den untersuchten Substanzen INDPYR, BghiPER und BaP ähnlich verhielten, wurde FLA etwas stärker in den Mineralboden verlagert.

KAA ET AL. (1984) untersuchten die Verteilung organischer Schadstoffe (2,4-D, Fluoranthren,  $\gamma$ -HCH) im Sickerwasser einer landwirtschaftlichen Fläche (Lößboden) und postulieren eine Verlagerung dieser Stoffe hauptsächlich in Makroporen und Rissen. Der Oberboden wird aufgrund der Bindung an die organische Substanz als die Hauptsenke. Nach KAA (1987) erfolgt der

Transport von BaP ebenfalls nur partikelgebunden; der Großteil des BaP wird im Oberboden akkumuliert.

JONES ET AL. (1989) verglichen PAK-Gehalte archiverter (1893 und 1944) und frischer (1987) Bodenproben (0,9-1,1 %  $C_{org}$  20-30 % T, neutral), und errechneten daraus eine Nettoverlagerungsrate von 0,009-0,14 mg/m<sup>2</sup>·a für einzelne PAK. Wie aus der Tabelle 3.4 zu entnehmen ist, wird Acenaphylen am schnellsten verlagert und Dibenz(ah)anthracen am langsamsten. Die Netto-Verlagerungsrate nimmt im allgemeinen mit zunehmendem Molekulargewicht ab. Vergleicht man die Eigenschaften der einzelnen PAK wie Wasserlöslichkeit, log  $P_{ow}$  oder Dampfdruck, die sich um mehrere Größenordnungen unterscheiden können, mit der jeweiligen relativen Mobilität, so scheinen diese Stoffeigenschaften wenig Einfluß zu haben. JONES ET AL. schließen daraus, daß der partikelgebundene Transport sowie die Verlagerung in Makroporen oder Rissen die dominierenden Verlagerungsmechanismen darstellen.

Bei Untersuchungen von HARTMANN ET AL. (1993) an einem Waldboden dominierten in der Streuauflage die niedermolekularen PAK (NAP, FLU, PHE, FLA, PYR), während im  $O_f$  und  $O_h$ -Horizont die höhermolekularen PAK dominierten. Zudem stiegen die Konzentrationen zum  $O_f/O_h$  hin stark an. Mit der Bodentiefe überwogen die wasserlöslicheren und somit leichter verlagerten PAK. Im B-Horizont des untersuchten Waldbodens fand jedoch eine Anreicherung der höhermolekularen PAK (v. a. BeP, INDOPYR, BghiPER) statt. Dies ist nach HARTMANN ET AL. auf eine stärkere Tiefenverlagerung durch das Vorhandensein von löslicher organischer Substanz zurückzuführen, welches sich auf höhermolekulare PAK stärker auswirkt als auf niedermolekulare. Dadurch kann es zu einer Anreicherung von höhermolekularen PAK im Unterboden kommen.

Tab. 3.4: Relative Mobilität von PAK in einem Bearbeitungshorizont

Substanz	Nettoverlust A [mg/m <sup>2</sup> ·a]	PAK-Vorrat B	A/B
ACY	0,032	5,7	5,6
ACE/FLU	0,023	7,2	3,2
PHE	0,029	19	1,5
ANT	0,009	3	3,0
FLA	0,14	69	2,0
PYR	0,062	38	1,6
BaANT/CRY	0,12	67	1,8
BbFLA	0,052	29	1,8
BaP	0,046	24	1,9
DBahANT	0,014	21	0,7

Quelle: JONES ET AL. (1989)

HOFMANN-KAMENSKY (1993) beobachtete ebenfalls einen Einfluß der Bodenwasserdynamik auf das PAK-Tiefenprofil. Erhöhte PAK-Konzentrationen oberhalb des Stauwasserspiegels

fürte er auf einen Dichtesprung in diesem Bereich zurück. Bei seinen Untersuchungen verschiedener Waldbodenprofile des Ruhr-Emscher-Industrieraumes konnte er keine lineare Beziehung zwischen Bodentiefe und PAK-Konzentration feststellen.

Nieder kondensierte Aromaten dominierten im Unterboden gegenüber dem Oberboden, d.h. sie wurden bevorzugt verlagert, während die PAK mit mehr als fünf Ringen meist in der oberen Bodenschicht verblieben. Es bestand ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Anteil von DOC am gesamten organischen Kohlenstoff und dem Ausmaß der Tiefenverlagerung. Anhand seiner Ergebnisse differenzierte HOFMANN-KAMENSKY die Böden in Mobilisierungs- und Fixierungsprofile:

Mobilisierungsprofile	Fixierungsprofile
Böden mit stark zersetzter Streuschicht, mit hohem DOC-Anteil und wenig festem $C_{org}$ im Oberboden	Böden mit schwach zersetzter mächtiger Streuauflage, geringer DOC Produktion und hohen $C_{org}$ -Gehalten im Oberboden
Großteil der absoluten Menge an PAK ist im Unterboden vorhanden	Großteil der PAK-Menge ist im Oberboden gespeichert

LUNZ (1993) untersuchte in Lysimeterversuchen die Mobilität von PAK (Lysimeterhöhe 10, 20 und 30 cm Boden: Kulturrendzina mit 45 % Kies, 35 % S, 17 % U; Beregnungsmenge über 6 Wochen entsprechend 916 mm/a; Untersuchung der 6 PAK nach TVO). Die PAK wurden im Beregnungswasser gelöst auf den Boden aufgebracht. Die ausgewaschene PAK-Menge stieg mit der Lysimeterhöhe an und überstieg z. T. die mit dem Beregnungswasser aufgebrachte Menge. LUNZ erklärt die hohen Mengen mit einer Mobilisierung von in den Lysimetern bereits vorhandenen PAK. Aus diesen Werten sowie der beobachteten annähernd gleichen Versickerungsgeschwindigkeit der einzelnen PAK schließt LUNZ auf einen hauptsächlich partikelgebundenen Transport der PAK. Da die gemessenen Werte teilweise sehr hohe Schwankungsbreiten aufweisen, sind die Ergebnisse jedoch kritisch zu bewerten.

TEBAAY ET AL. (1993) stellten bei Untersuchungen eines Kokereigeländes eine im Vergleich zu BaP deutlich höhere Mobilität von FLA bzw. etwas höhere Mobilität von BbFLA fest. Bei dem von ihnen untersuchten Boden handelt es sich um einen Stauwasserboden mit einer 90 cm mächtigen Auflage (Bergematerial, Bauschutt, Kohlereste). Oberhalb des Stauhorizontes fand eine Anreicherung der untersuchten PAK (FLA, BbFLA, BkFLA, BaP, BghiPER) statt.

Den Einfluß löslicher organischer Substanz auf den Transport von PAK untersuchten DESCHAUER ET AL. (1994) an organischer Auflage (L + Q/O<sub>h</sub>-Horizont) und Oberboden (A<sub>eh</sub>) eines Podsol unter Kiefer. Dazu wurden Bodenproben beider Horizonte sowie Sickerwässer aus frei drainenden Lysimetern, die an 15 Probestellen an der Grenze zwischen beiden Horizonten eingebaut waren, auf ihren Gehalt an mehreren PAK (FLU, PHE, FLA, PYR, BaANT, BaP, CRY, BbFLA, BkFLA) analysiert. Während im Q<sub>t</sub>/O<sub>h</sub>-Horizont PAK-Gehalte von 2092 und 2704 µg/kg gemessen wurden, sanken diese im ersten Mineralbodenhorizont bereits auf 137

$\mu\text{g}/\text{kg}$  ab. BaP und BaANT stellen ca. 5 % der Gesamtgehalte. Während die löslicheren Substanzen PHE, PYR und FLA im  $O_f/O_h$  39 % und 35 % betragen, machen sie im  $A_{eh}$  bereits 48 % des Gesamtgehalts aus. Die Akkumulation von PAK am organischen Material des  $O_f/O_h$  weist einen höheren Anteil an hydrophoben Substanzen auf, während die löslicheren Substanzen die PAK-Verteilung im Ah dominieren. Die größten Unterschiede zeigen sich für das relativ leichtlösliche PHE und das am stärksten hydrophobe BkFLA.

Die Konzentrationen im Sickerwasser bewegten sich zwischen 0,5 und 6,5 ng/l, wobei PYR und FLA die höchsten Konzentrationen aufwiesen. Es lassen sich zwei Gruppen mit unterschiedlichen Konzentrationen unterscheiden: bei den löslicheren PAK nimmt die Lösungskonzentration mit sinkender Wasserlöslichkeit zu, was nur teilweise mit unterschiedlichen Gesamtkonzentrationen erklärt werden kann. So ist in der Auflage doppelt soviel FLA als PYR, während die Konzentration in der Lösung nur um 10 % höher ist. Mit Ausnahme von CRY zeigt die zweite Gruppe der weniger löslichen PAK den erwarteten Rückgang der Lösungskonzentration mit der Löslichkeit.

Die aus den Daten berechneten Sorptionskoeffizienten  $K_{oc}$ , stimmen für die Gruppe der weniger löslichen PAK gut mit Werten aus der Literatur überein, während sie insbesondere für PHE und FLA wesentlich höher sind, so daß bei der üblichen Ermittlung der Sorptionskoeffizienten im Batchversuch die Mobilität dieser PAK überschätzt wird. Die gefundenen Abweichungen erklären DESCHAUER ET AL. (1994) mit Wechselwirkungen zwischen den PAK und DOC, was aber aus den dazu herangezogenen Regressionsrechnungen nicht widerspruchsfrei abgeleitet werden kann.

KIMBLE und CHIN (1994) untersuchten den Einfluß steigender Methanolanteile in der Lösung auf Sorption und Löslichkeit von 2-Methylnaphthalen, Phenanthren und Pyren im Batchversuch. Mit zunehmendem Anteil des Co-Solventen Methanol sinkt die PAK-Sorption (vgl. Tabelle 3.5), dabei verhält sich der Verteilungskoeffizient  $\log K_{oc}$  umgekehrt proportional zum Methanolanteil. Dies zeigt, daß auch polare, mit Wasser mischbare organische Lösungsmittel die Mobilität der PAK in Böden erhöhen, was entsprechend auch für polare DOC-Anteile in Bodenlösungen der Fall sein dürfte, Die Löslichkeit der PAK in verschiedenen Wasser-Methanol-Gemischen verhielt sich nicht linear zum Methanolanteil.

**Tab. 3.5: Abhängigkeit des Verteilungskoeffizienten  $\log K_{oc}$  zweier PAK vom Methanolanteil [% MeOH] in der Lösung**

Bodenart	$C_{org}$ [%]	* 0%	* 10%	* 20%	* 30%	Pyren 0%	Pyren 10%	Pyren 20%	Pyren 30%
schluffiger Lehm	1,47	3,04	2,83	2,68	2,43	4,21	4,02	3,88	3,53
Sand (<250 $\mu\text{m}$ )	0,54	3,11	2,96	2,86	2,74	4,48	4,19	3,83	3,44

\* 2-Methylnaphthalen

Quelle: KIMBLE und CHIN (1994)

Tab. 3.6: Sorptionskoeffizienten  $K_{DOC}$  von natürlichen und anthropogenen Huminstoffen für Fluoranthen und Naphthalin

Fraktion	Quelle	$\log K_{DOC}$ FLA	$\log K_{DOC}$ NAP
<b>Sediment</b>	Weißer Elster		2,8
	Schmelwasserdeponie		3,0
<b>Huminsäure</b>	Moorwasser	4,05	
	Schmelwasserdeponie, Oberflächenwasser	4,35	
	dto., Sediment	4,4	
<b>Fulvosäure</b>	Moorwasser	3,8	
	Schmelwasserdeponie, Oberflächenwasser	3,9	
	dto., Sediment	4,25	
<b>Bodenextrakte</b>		4,15	

Quelle: KOPINKE (1994)

KOPINKE (1994) nennt Verteilungskoeffizienten zwischen Wasser und gelöster organischer Substanz  $K_{DOC}$  für Naphthalin und Fluoranthen (vgl. Tabelle 3.6). Neben einer Reihe natürlicher Huminstoffe wurden auch synthetische Polymere untersucht, für die ähnliche Eigenschaften hinsichtlich unspezifischer hydrophober Sorption festgestellt wurden. Außerdem wird ein Konzept zur Beschreibung der Sorptionseigenschaften von Huminstoffen mit einem einzigen Parameter vorgeschlagen.

KÜHNHARDT und NIESSNER (1994) untersuchten die Verlagerung atmosphärisch deponierter PAK in der ungesättigten Zone eines quartären Schotterkörpers. Dazu wurden jeweils 14tägig an der Bodenoberfläche nasse und trockene Deposition, in acht verschiedenen Tiefen von 0,2 bis 9 m Boden- und Sickerwasserproben sowie Grundwasserproben auf die Konzentration der sechs PAK nach der Trinkwasserverordnung untersucht. Erwartungsgemäß ist die PAK-Deposition im Winter am höchsten, jedoch auch die Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser sind im Winter erhöht und überschreiten den TVO-Grenzwert z. T. um das sechsfache.

Die Autoren führen das auf raschen Transport in schnell drainierenden Grobporen bei gefrorenem Oberboden zurück, bei dem die PAK im Sickerwasser nicht mit der Festphase interagieren können. Die gemessenen Konzentrationen übersteigen z. T. die berechnete Wasserlöslichkeit, was auf Co-Transport mit DOC zurückgeführt wird. Den größten Anteil der im Sickerwasser nachgewiesenen PAK bildet FLA, gefolgt von BbFLA und BaP. Die höher kondensierten BghiPER und INDPYR treten sowohl im Niederschlag, als auch in Sicker- und Grundwasser vorwiegend im Winter auf, während sie in den übrigen Jahreszeiten nur in Spuren vorkommen.

Im Rahmen seiner Dissertation untersuchte MARTENS (1994) u. a. PAK-Gehalte in Boden und Grundwasser einer ländlichen Region Bayerns. In den Oberböden wurden 56-154  $\mu\text{g}/\text{kg}$  PAK (Summe aus 15 Einzelsubstanzen) gefunden, wobei die Gehalte weniger mit der Sorptionsstärke der Böden, sondern vielmehr mit der Reliefposition im Gelände zusammenhängen, was auf verstärkte atmosphärische Deposition sowie auf Akkumulation durch Erosion in Senken

zurückgeführt wird. Unterhalb 30 cm Bodentiefe nahmen die Gehalte stark ab ( $< 10 \mu\text{g}/\text{kg}$ ). Dabei konnte in Korrelationsrechnungen ein über alle Tiefen stabiles Muster der 4-6kernigen PAK identifiziert werden, was auf partikelgebundenen Transport hinweist. Die Gehalte 2- und 3kerniger Verbindungen (NAP, FLU und PHE) waren dagegen in Unterbodenproben auffällig höher und zeigen somit Lösungstransport an.

Diese Unterscheidung nach Transportmechanismen wird unterstützt durch die Analyse eines Bohrkerns bis zum Aquifer, die erhöhte Gehalte der 4-6kernigen PAK an bestimmten Schichtgrenzen und Oxidationsfällungen ergab, während die Gehalte der kleineren Verbindungen relativ konstant blieben und nur sie konnten in nennenswerter Menge (NAP: 14-60 ng/l) im Grundwasser nachgewiesen werden.

Die Freisetzung von PAK (und HCH, vgl. Abschnitt 3.3.2) aus belasteten Böden untersuchten KALBITZ ET AL. (1995) anhand von Lysimeterversuchen mit Bodensäulen ( $400 \text{ cm}^2$ , 25 cm hoch) aus fünf verschiedenen Standorten in der Muldenaue bei Bitterfeld. Die Lysimeter wurden mit dest. Wasser beregnet und nach Passage DOC- und PAK-Gehalte im Perkolat bestimmt, nach Versuchsende wurden zusätzlich Bodenproben aus den Lysimetern analysiert. In Perkolaten aller Standorte wurden PAK nachgewiesen, es zeigte sich jedoch kein Zusammenhang zwischen den PAK-Konzentrationen im Boden und denen im Perkolat. Der Boden mit der höchsten Bodenbelastung ( $16 \text{ mg}/\text{kg}$ ) erzeugte ein Perkolat mit  $0,44 \mu\text{g}/\text{l}$ , während im Boden mit dem niedrigsten Gesamtgehalt ( $5,5 \text{ mg}/\text{kg}$ ) im Perkolat  $0,74 \mu\text{g}/\text{l}$  gefunden wurden (weitere Originaldaten sind nicht gegeben). Die höchsten PAK- und DOC-Konzentrationen wurden nach einer Trockenphase beobachtet. Eine Regressionsrechnung für alle 53 untersuchten Perkolate ergab bei  $r = 0,51$  folgenden Zusammenhang zwischen den PAK und DOC im Perkolat:

$$\text{PAK } [\mu\text{g}/\text{l}] = -0,087 + 0,00724 \cdot \text{DOC } [\text{mg C}/\text{l}]$$

Die Autoren schließen daraus, daß weitere Prozesse und Bodeneigenschaften für die PAK-Mobilität verantwortlich sein müssen.

LANE und LOEHR (1995) vergleichen vier verschiedene Methoden auf ihre Eignung, die Gleichgewichtskonzentration oder "Löslichkeit" von 16 PAK in sieben realkontaminierten Böden abzuschätzen. Methode 1 bestimmt die PAK-Konzentration wäßriger Bodensuspensionen nach mehreren Tagen Schüttelzeit und wird als Referenz betrachtet. Methode zwei verwendet ein Gemisch aus Wasser und (wassermischbarem) organischem Lösungsmittel (Methanol und Propanol). Die gesteigerte Löslichkeit durch Alkohole kann dabei mit einer log-linearen Beziehung zwischen der Löslichkeit in Wasser und derjenigen in Wasser-Alkohol-Gemischen beschrieben werden. Die dritte Methode basiert auf dem Raoult'schen Gesetz, nach dem in einer Zweiphasenmischung die Konzentration eines Stoffs in der einen Phase aus derjenigen in der anderen Phase geschätzt werden kann. Diesem Ansatz liegt die Annahme einer nichtwäßrigen Phase im Boden (z. B. Teeröl) zugrunde. Methode 4 basiert auf der Anwendung tabellierter  $K_d$ -Werte. Die zweite Methode (Mischung aus Wasser und Alkohol) zeigte für alle sieben Böden eine sehr gute Übereinstimmung mit der Referenzmethode, während die nach den Methoden 3 und 4 geschätzten PAK-Konzentrationen nur innerhalb derselben Größenordnung liegen.

Den Einfluß von DOC auf die Desorption von PAK von zwei realkontaminierten und einem mit  $^{14}\text{C}$ -markiertem BaP angereicherten Boden beschreiben RABER und KÖGEL-KNABNER

(1995). Dazu wurden Extrakte aus Grünschnittkompost und aus Biomüllkompost (standardisiert auf 200 mg C/l) neben  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen gleicher Ionenstärke für Desorptionsexperimente im Batchansatz verwendet. Die DOC-Lösungen waren von wesentlichem Einfluß auf die Mobilisierung der PAK. Insbesondere einige der hydrophoberen Verbindungen wurden stärker mobilisiert, als ihrer Wasserlöslichkeit entspräche, was auf eine Carrier-Funktion des DOC hinweist. Die Desorptionskoeffizienten  $\log K_{oc}$  liegen für die beiden realkontaminierten Böden mit 4,05-4,63 (Tabelle 3.7) etwa um eine Größenordnung niedriger als Sorptionskoeffizienten aus der Literatur (vgl. Tab. 2.1). Die Förderung der PAK-Desorption durch DOC war bei den 4 und 5-Ring PAK stärker ausgeprägt als bei den niederkernigen. Daneben spielte auch die Zusammensetzung des DOC eine Rolle, da DOC aus Grüngutkompost bei gleicher Konzentration und Ionenstärke PAK effizienter desorbierte als DOC aus Biomüllkompost.

**Tab. 3.7: Interzept (a), Steigung ( $\log K_{oc}$ ) und Bestimmtheitsmaß  $r^2$  der Desorptionsisothermen für PAK von zwei realkontaminierten Bodenhorizonten:**

PAK	Antrosol-Y a	Antrosol-Y $\log K_{oc}$	Antrosol-Y $r^2$	Braunerde $A_h$ a	Braunerde $A_h$ $\log K_{oc}$	Braunerde $A_h$ $r^2$
BaANT	11,981	4,37	0,786	2,276	4,21	0,946
CRY	12,525	4,06	0,914	2,998	4,35	0,873
BbFLA	11,254	4,34	0,917	1,836	4,63	0,967
BkFLA	4,985	4,17	0,859	0,721	4,56	0,958
BaP	8,159	4,05	0,931	1,041	4,56	0,799

Quelle- RABER und KÖGEL-KNABNER (1995)

BLESSING (1996) untersuchte das Verhalten von PAK in den Lösungsphasen zweier Kleinzugsgebiete unter Wald. Die saisonal unterschiedlichen atmosphärisch deponierten PAK-Frachten werden in den organischen Auflagen sowie in  $B_s$ - bzw.  $B_h$ -Horizonten sorbiert. Nur niederkernige PAK (NAP und PHE) wurden in Sickerwässern nachgewiesen. Dabei bestand kein Zusammenhang mit der jeweiligen DOC-Konzentration im Wasser, woraus BLESSING auf tatsächlichen Lösungstransport schließt.

In der in Abschnitt 4.1 ausführlich referierten Lysimeterstudie von DELSCHEN ET AL. (1996; vgl. auch DELSCHEN ET AL. 1994; HEIN 1994; HEIN ET AL. 1994) konnten im Sickerwasser nur in wenigen Proben PAK nachgewiesen werden, die Konzentrationen lagen nur wenig oberhalb der Nachweisgrenze.

GUGGENBERGER ET AL. (1996) untersuchten die Verlagerung von PAK in mineralischen Horizonten realkontaminierter Waldböden (Allersdorf- Vega-Gley, Geisberg: Braunerde-Terra fusca und Hohe Matzen: Braunerde-Podsol). An den Standorten mit Mull-Humus nehmen die  $A_h$ -Horizonte die Senkenfunktion für PAK ein, die sonst die Humusaufgabe erfüllt. Trotzdem zeigen die PAK-Tiefenprofile aller drei Böden eine ausgeprägte Tiefenverlagerung der PAK ( $\Sigma$  PAK im Unterboden 76-195 g/ha). Zur Aufklärung relevanter Verlagerungsprozesse wurde das Konzentrationsverhältnis einzelner PAK zwischen Unter- und Oberboden doppeltlogarithmisch in Beziehung zu den jeweiligen  $K_{ow}$ -Werten gesetzt.

Für niedermolekulare PAK ergab sich dabei auf allen Standorten eine Verlagerung in Lösungsphase in Abhängigkeit von ihrer Wasserlöslichkeit. Höhermolekulare PAK wurden in Allersdorf und Geisdorf unabhängig von ihrem  $K_{ow}$ -Wert verlagert, was nach Ansicht von GUGGENBERGER ET AL. (1996) auf konservativen Transport aufgrund von Bioturbation zurückgeführt werden kann. Am Standort Hohe Matzen ließen demgegenüber ansteigende Konzentrationen der höhermolekularen PAK auf Co-Transport von PAK mit DOC schließen.

Eine Trennung des Mineralbodens in eine in Wasser aufschwimmende Fraktion sowie in Sand, Schluff, Grob- und Feinton ergab, daß sich unabhängig von der Textur 80 % des PAKVorrates auf die Schluff- und Grobtonfraktion verteilten. Die geringen Anteile der anderen Komponenten an der PAK-Verteilung liegt einerseits an dem extrem geringen spezifischen Gewicht der Fraktion (aufschwimmende Fraktion), andererseits am geringen PAK-Gehalt (Sandfraktion). Tiefengradienten machten am Standort Hohe Matzen wahrscheinlich, daß mit DOC verlagerte penta- und hexacyclische PAK zusammen mit DOC selektiv an die Schluff- und Grobtonfraktion des  $B_{sh}$ -Horizontes sorbiert werden.

MARSCHNER (1996) untersuchte die PAK- und PCB-Freisetzung aus künstlich belasteten Säulen aus Rieselfeldböden. Der Boden (pH 5,3, fsmS, 3,8 % Humus) wurde mit 100 mg/kg BaP angereichert und nach neunmonatiger Alterung in eine angesäuerte (pH 3,3), eine gekalkte (pH 6,4) und eine Kontrollvariante aufgeteilt und in Stahlsäulen gefüllt. Über 12 Monate wurden die Säulen monatlich mit 50 mm beregnet und innerhalb von 24 h das Perkolat aufgefangen und analysiert. Obwohl es in der sauren Variante zu einer starken DOC-Freisetzung in den ersten Wochen kam, war die BaP-Freisetzung in dieser Zeit nicht erhöht. Später kam es in dieser Variante zu einer verstärkten BaP-Freisetzung, die bis zum Versuchsende anhielt. In der Kalkvariante war im letzten Versuchsdrittel ein Konzentrationsanstieg und -abfall zu erkennen. In den beiden Varianten wurden maximale Konzentrationen von 90 bzw. 9  $\mu\text{g}/\text{l}$  gemessen, daher kann das BaP nicht in freier Form vorgelegen haben. In der Kontrolle lagen alle gemessenen Konzentrationen innerhalb der Löslichkeit. Da die Freisetzung von DOC und von BaP zeitlich unterschiedlich verlaufen, kann die DOC-Quantität nicht mobilisierungsbestimmend sein. Es ist vielmehr davon auszugehen, daß auch dessen Qualität sowie pH-Wert und biologische Aktivität eine wichtige Rolle spielen.

REEMTSMA und JEKEL (1996) verwenden das PAK-Muster von Rieselfeldböden in verschiedenen Tiefen, um zwischen partikelgebundenem Transport und Transport in der Lösungsphase zu unterscheiden. Während bei partikelgebundener Tiefenverlagerung keine Änderung der PAK-Zusammensetzung zu erwarten ist, werden beim Transport über die Wasserphase die besser wasserlöslichen niedrigkernigen bevorzugt. Da in den untersuchten Profilen die zweikernigen PAK (Naphthalin und methylierte Naphthaline) in den oberen 10 cm nur wenige Prozent am Gesamt-PAK betragen und ihr Anteil mit der Tiefe rasch zunimmt (auf ca. 25-50 % in 40 cm Tiefe) schließen die Autoren auf relative Anreicherung durch Lösungstransport.

SCHNÖDER ET AL. (1996) untersuchten im Rahmen der in Abschnitt 4.1 näher beschriebenen Lysimeterversuche u. a. das Verlagerungsverhalten von  $^{14}\text{C}$ -Fluoranthren und -Benzo(a)pyren. Insgesamt wurden aus dem PAK-belasteten Lysimeter in 2 1/2 Jahren Betriebszeit 0,272 % der eingebrachten Radioaktivität im Sickerwasser wiedergefunden, wobei das  $^{14}\text{C}$  im Mittel zu 94,5 % als  $^{14}\text{CO}_2$  in carbonatischer oder gelöster Form vorlag. Die Äquivalentkonzentrationen der PAK - berechnet auf der Basis der Radioaktivität nicht säureflüchtiger Anteile - lagen bei

1,42-17,0 µg/l für FLA und 2,15-25,8 µg/l für BaP. Tatsächlich konnten jedoch weder FLA noch BaP oder -metaboliten chemisch nachgewiesen werden (bei einer Grenze des praktischen Arbeitsbereichs von 50 ng/l).

Im Rahmen des Verbundprojektes "Bewertung von Stadtböden" untersuchten RENGER und MEKIFFER (1997) PAK-Gehalte und -mobilität in typischen Böden urban-industrieller Räume. Sie weisen darauf hin, daß PAK-Belastungen in Stadtböden nicht immer an das Auftreten typischer PAK-haltiger Substrate im Boden gebunden sind. Adsorptionsversuche ergaben, daß auch bereits kontaminierte Böden noch weiter effektiv PAK sorbieren (Adsorptionsraten 97-100 %), insbesondere bei hohem Gehalt an  $C_{org}$  oder feinkörnigem Substrat (z. B. Aschen). Bei Desorptionsversuchen mit reinem Wasser oder  $CaCl_2$ -Lösung wurden in 5 Desorptionsschritten insgesamt maximal 4,2 mg/kg PAK mobilisiert oder (bezogen auf die Anfangskonzentration) 0,03-22,84 %, wobei nur die Desorption mit Wasser eine Abhängigkeit von der Anfangskonzentration zeigte. RENGER und MEKIFFER betonen, daß aufgrund der Substratheterogenität von Stadtböden die Einflußgrößen auf die Mobilität horizontweise sehr unterschiedlich sein können.

TANAKA ET AL. (1997) untersuchten den Einfluß löslicher Huminstoffe unterschiedlicher Qualität auf die Löslichkeit von Pyren Wasser bei unterschiedlichen pH-Werten und Ionenstärken. Die scheinbare Wasserlöslichkeit  $S_w^*$  von Pyren nahm linear mit der Huminstoffkonzentration der Lösung zu und überstieg die Wasserlöslichkeit  $S_w$  teilweise um mehr als das hundertfache. Der DOC-Wasser-Verteilungskoeffizient  $\log K_{DOC}$  steigt mit der Aromatizität der Huminstoffe (Tabelle 3.8), er ist für die untersuchten Huminstoffherkünfte weit höher als für die synthetischen Aniontenside Na-Dodecylsulfat und Na-Dodecylbenzolsulfonat (LAS). Die Variation des pH-Werts zwischen 4,5 und 8 hatte keinen Einfluß auf die Huminstoffwirkung, dagegen nimmt die Wirkung mit zunehmender Ionenstärke der Lösung bis  $I = 0,075$  ab und bleibt dann konstant, was die Autoren auf eine veränderte Konstitution der Huminstoffe zurückführen.

Tab. 3.8:  $\log K_{DOC}$ -Werte für Pyren und chemische Kennwerte der untersuchten Huminstoffe

Bezeichnung	$\log K_{DOC}$	C [%]	H [%]	N [%]	O [%]	Unter-Sättigung*
WHA	3,88 ±0,06	63,01	2,76	1,36	32,87	94
SHA	3,64 ±0,07	52,15	5,44	2,11	40,30	34
SFA	2,62 ±0,30	41,26	5,27	0,95	52,52	10
BHA	3,08 ±0,05	57,34	5,65	2,86	34,15	26
SAHA	3,87 ±0,02	58,44	4,67	3,57	33,32	59

\* relatives Maß für die Aromatizität, Quelle: TANAKA ET AL. (1997)

TOTSCHKE ET AL. (1997) führen die häufig beschriebene Mobilisierung von organischen Schadstoffen durch DOC in Säulenexperimenten auf die üblicherweise gewählten Versuchsbedingungen zurück, die für Sedimente und Aquifere typisch sind, nämlich wassergesättigtes, konvektives Flußregime und eine Festphase im Sorptionsgleichgewicht mit DOC. In Mineralböden findet der Stofftransport dagegen häufiger unter ungesättigten Bedingungen sowie bei einem teilweise beträchtlichen Immobilisierungsvermögen für DOC an der Festphase statt. Die Autoren stellen daher ein Experiment vor, in dem mit Säulen, gepackt mit Seesand sowie mit dem

B<sub>SV</sub>-Material eines Podsols (95 % S, pH 4,4, 2,6 % C<sub>org</sub>) bei ungesättigten stationären Flußbedingungen und einer in Anlehnung an Feldbedingungen zusammengesetzten Perkulationslösung gearbeitet wird. Sie untersuchten den Transport von natürlichem DOC, PAK (Anthracen, Pyren und Benzo(e)pyren) sowie einer Mischung aus PAK und DOC.

Sowohl beim Seesand, als auch beim B<sub>SV</sub>-Material wurde der Durchbruch der PAK durch gleichzeitig perkolierendes DOC verzögert und die Ausflußkonzentration teilweise verringert. Die Durchbruchzeiten der PAK beim B<sub>SV</sub>-Material ohne DOC entsprachen dem, was anhand der K<sub>d</sub>-Werte aus der Literatur zu erwarten war, was darauf hindeutet, daß der Transport hier durch Verteilungsprozesse zwischen der organischen Festphase des Bodens und dem Perkulationswasser bestimmt wird. Am Seesand würde dagegen durch tabellierte K<sub>d</sub>-Werte die Mobilität erheblich überschätzt, da die PAK später als erwartet durchbrachen.

Die Beobachtung von TOTSCHKE ET AL., daß bei gleichzeitiger Perkulation von PAK und DOC der Durchbruch der PAK beim Seesand, aber insbesondere auch beim Podsol-B<sub>SV</sub> stark verzögert und deren Ausflußkonzentration verringert wird, steht im offenen Widerspruch zu den Ergebnissen anderer Arbeitsgruppen. Die Autoren weisen darauf hin, daß ihr Säulenmaterial vor dem Versuch nicht ins Gleichgewicht mit DOC gebracht wurde und daher hier im Gegensatz zu anderen Untersuchungen Wechselwirkungen zwischen dem DOC und der Festphase stattfanden. Sie postulieren zwei DOC-Fractionen mit unterschiedlichem Verhalten: während die hydrophilen DOC-Komponenten die Säule nahezu unbeeinflusst passieren, führt der hydrophobe Anteil entweder über Co-Sorption von gelösten "DOC-PAK-Komplexen" an die Bodenmatrix oder durch kumulative Sorption von PAK an durch sorbierten DOC neugeschaffene Bindungsplätze zu einer verstärkten Retention der PAK. In beiden Fällen bewirkt der hydrophobe Anteil am DOC eine verringerte PAK-Mobilität, solange die Sorptionskapazität der Festphase für solchen DOC noch nicht erschöpft ist und und zwar umso mehr, je hydrophober der betreffende Stoff ist (z. B. Pyren > Anthracen). Die Prognose von DOC-Wirkungen auf die Mobilität unpolarer organischer Schadstoffe erfordert demnach die Kenntnis der "DOC-Sättigung" der Bodenmatrix.

### 3.1.3 Zusammenfassung und Bewertung - PAK

PAK werden allgemein stark an Böden sorbiert und zeigen eine besondere Affinität zur organischen Substanz. Insbesondere für die höherkernigen Substanzen werden hohe Sorptionskonstanten berichtet. Die für PAK in der Literatur gefundenen - auf den Gehalt des Bodens C<sub>org</sub> normierten - Sorptionskoeffizienten K<sub>oc</sub> liegen etwa in derselben Größenordnung wie die n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten der Substanzen. Die organische Bodensubstanz ist daher als bestimmende Bodenkomponente für die PAK-Bindung anzusehen, was zu einer Anreicherung der PAK in humusreichen Bodenhorizonten, bei Waldböden insbesondere in den organischen Auflagen, und einer raschen Abnahme der Gehalte in den mineralischen Horizonten führt.

In humusärmeren Böden unterschätzt die Anwendung der K<sub>oc</sub>-Werte die PAK-Sorption, hier sind demnach andere Bodenparameter (Gehalt an Tonmineralen und Sesquioxiden) entscheidend für die Immobilisierung von PAK. Unterstellt man stark vereinfachend einen linearen Verlauf der Sorptionsisothermen (Freundlich-Parameter n = 1) und Gleichgewichtsbedingungen, so entspricht der K<sub>f</sub> -Wert für eine Substanz einem Transferfaktor für den Übergang vom Boden in das Sickerwasser.

Eine Tiefenverlagerung der PAK mit dem Sickerwasser wird v. a. für die wasserlöslicheren niederkernigen Substanzen berichtet. Dies drückt sich in einer Verschiebung des PAK-Musters zu einem mit der Tiefe zunehmenden relativen Anteil der Einzelsubstanzen NAP, PHE, FLA und PYR aus, die übereinstimmend von vielen Autoren beschrieben wird. Soweit nennenswerte Gehalte höherkerniger Substanzen im Unterboden beobachtet werden, schließen die Autoren Lösungsstransport im engeren Sinne aus. Während in der älteren Literatur meist partikelgebundener Transport in Schrumpfrissen oder anderen Grobporen angenommen wird, gehen die neueren Arbeiten häufiger von einer lösungsvermittelnden Wirkung gelöster organischer Bodensubstanz (Co-Transport mit DOC) aus.

Die aus Modellversuchen ermittelten Verteilungskoeffizienten für PAK zwischen DOC und Wasser  $K_{DOC}$  liegen meist in der Größenordnung der  $K_{oc}$ -Werte und sind ebenso wie diese für höherkernige PAK größer. Dies erklärt den Effekt, daß hauptsächlich die höherkernigen Substanzen von solchem Co-Transport betroffen sind. Darüberhinaus spielt jedoch auch die Qualität des DOC eine Rolle: je höher dessen Aromatizität, mithin sein hydrophober Charakter, desto stärker ist auch der PAK-mobilisierende Einfluß.

Der scheinbare Widerspruch zwischen dieser Carrierfunktion des DOC und einer gelegentlich beobachteten *Immobilisierung* von PAK durch DOC löst sich auf, man die statische Betrachtungsweise verläßt und auch die DOC-Dynamik der Böden mit einbezieht. Die Beobachtung, daß vor allem in Waldbodenprofilen mit Rohhumusaufgabe neben den O-Horizonten ein zweites Maximum der PAK-Konzentrationen in  $B_h/B_s$ -Horizonten sowie allgemein an scharfen Texturgrenzen auftreten kann, legt die Vermutung nahe, daß eine PAK-Immobilisierung im Untergrund stets dort auftritt, wo die Bodenmatrix freie Sorptionsplätze für DOC aufweist. Demnach liegen DOC-mobilisierende Bedingungen in Böden bzw. Horizonten mit hohen Mineralisierungsraten, hohen DOC- und niedrigen  $C_{org}$ -Gehalten vor (z. B. Ackerböden), während solche mit schlechtem Streuabbau, hohen  $C_{org}$ -Gehalten und geringer DOC-Produktion bzw. hoher DOC-Sorptionskapazität effiziente Senken für PAK darstellen.

Ein tatsächlicher Übergang von PAK in Grundwässer wird im wesentlichen nur von den niederkernigen Substanzen berichtet mit Konzentrationen im Bereich 1-50 ng/l. Unter besonderen Bedingungen, wie Existenz schnell drainender Grobporen bei gefrorenem Oberboden im Winter, wurden auch höherkernige Substanzen (BbFLA, BaP, BghiPER und INDPYR) in Grundwässern nachgewiesen.

## 3.2 Transfer von Polychlorierten Biphenylen in Bodensickerwässer

### 3.2.1 Sorptionsverhalten von PCB in Böden

HAQUE und SCHMEDDING (1976) fanden in Ad- und Desorptionsversuchen mit PCB eine mit dem Chlorierungsgrad zunehmende Adsorptionsstärke der PCB-Kongenere 8, 52 und 153 (vgl. Tab. 3.9). Die Desorption betrug maximal 4 % und zeigte somit eine sehr geringe Verlagerungsneigung der untersuchten PCB an.

Die von *CHIOU ET AL.* (1983) ermittelten  $K_{oc}$ -Werte für verschiedene PCB sind in Tabelle 3.9 wiedergegeben.

KROGMANN (1986) ermittelte in Sorptionsversuchen die Freundlich-konstanten ( $K_f$ ) sowie das Desorptionsverhalten von PCB-21 an verschiedenen Böden (Tab. 3.9). Danach wird die Sorption der PCB vom Gehalt an  $C_{org}$ , dem pH-Wert und dem Gehalt an oxalatlöslichem Eisen ( $Fe_o$ ) beeinflusst:

Tab. 3.9: Sorptionskoeffizienten ( $K_f$ ,  $K''$ ) für PCB in verschiedenen Böden

PCB	(Kon-gener)	Bodentyp	$K_f$	$K_{oc}$	$C_{org}$ [%] *****	T [%] *****	PH *****	Ref.
2-Mono-CB	(1)	(keine Angaben)	1698		1,06	21		*
2,2'-Di	(4)	(keine Angaben)		4786				*
“		(keine Angaben)		225	1,70	16		**
2,4'-Di	(8)	(keine Angaben)		7762	1,06	21		*
2,3,4-Tri	(21)	Pseudogley-Gley	1303	46536	1,6	6,3	6,8	***
“		Braunerde-Gley	1286	98923	0,7	2,2	4,5	***
“		Pseudogley	1142	71375	0,9	3,1	5,7	***
“		Parabraunerde 1	653	40813	0,9	1,1	6,4	***
“		Rostbraunerde	321	3344	5,3	1,3	3,3	***
“		Rieselbraunerde	1095	42115	1,4	2,1	5,3	***
“		Paternia-Gley	1195	49792	1,3	1,7	5,0	***
“		Kalkgley	234	3900	3,3	1,9	7,5	***
“		Moorgley	3281	12152	15	6,1	3,5	***
“		Braunerde	2779	37053	4,2	3,3	3,5	***
“		Rendzina	676	11266	1,1	2,1	7,2	***
“		Rigosol	110	27500	0,2	0,9	7,5	***
“		Pelosol	767	59000	0,7	3,6	7,2	***
“		Parabraunerde 2	1138	56900	1,1	4,4	5,5	***
“		Ockerbraunerde	3494	18487	4,9	35	3,6	***
2,4,4'-Tri	(28)	(keine Angaben)		7762	1,06	21		*
“		Parabraunerde	930	95400	0,56	13	6,9	****
“		Braunerde	680	48000	0,78	6	6,4	****
“		Plaggenesch	1900	69000	1,52	6	4,8	****
2,2'5,5'-Tetra	(52)	(keine Angaben)		1577	1,70	16		**
“		Parabraunerde	1560	154000	0,56	13	6,9	****
“		Braunerde	1090	77000	0,78	6	6,4	****
“		Plaggenesch	1360	49500	1,52	6	4,8	****

2,2',3,4,4',5'-H exa	(138)	Parabraunerde	3150	312000				****
		Braunerde	700	50000				****
		Plaggenesch	1640	60000				****
2,2',4,4',5,5'-H exa	(153)	(keine Angaben)		10323	1,70	16		**
		Parabraunerde	2420	240000	0,56	13	6,9	****
		Braunerde	2240	159000	0,78	6	6,4	****
		Plaggenesch	1880	69000	1,52	6	4,8	

CHIOU ET AL. (1983) \*\* HAQUE und SCHMEDDING (1976), \*\*\* KROGMANN (1986), \*\*\*\* TEBAAY ET AL. (1992) \*\*\*\*\* Fe<sub>o</sub> [%o] bei KROGMANN (1986), \*\*\*\*\* Bodeneigenschaften,

#### Gehalt an C<sub>org</sub>:

Böden mit für Ackerböden typischen, geringeren C<sub>org</sub>-Gehalten adsorbieren im Vergleich zu Böden mit hohen Gehalten PCB relativ stärker; letztere haben wahrscheinlich einen höheren Anteil an schlecht zersetzter organischer Substanz mit geringerer Adsorptionskapazität. Die Sorptionskonstanten nehmen parallel zum C<sub>org</sub>-Gehalt im allgemeinen mit der Tiefe ab, dabei gewinnt der Einfluß der anderen Bodeneigenschaften an Bedeutung.

#### pH-Wert:

Es konnte eine negative Korrelation zwischen den  $K_f$ -Werten und dem pH des Bodens ermittelt werden, d. h. die Sorptionsstärke steigt mit sinkendem pH-Wert an.

#### Fe<sub>o</sub>-Gehalt:

Der  $K_f$ -Wert steigt mit zunehmendem Gehalt an Fe<sub>o</sub> an.

Auch das Desorptionsverhalten wird vorrangig vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz bestimmt. Von den C<sub>org</sub>-reichen A<sub>p/h</sub>-Horizonten wurde in den Versuchen im allgemeinen nur 0,5-5 % desorbiert. Während bei der Ockerbraunerde im A<sub>n</sub>-Horizont die Desorption und somit auch die Verlagerungstendenz sehr gering war, war sie beim sorptionschwachen Rigosol mit ca. 20 % hoch. Die im Labor ermittelten Adsorptions-/Desorptionswerte sind nach KROGMANN nur bedingt auf das Freiland übertragbar, da sich dort aufgrund anderer Wassergehalte und Alterung der Adsorption ein anderes Gleichgewicht einstellt. Vermutlich werden PCB unter Feldbedingungen noch stärker festgelegt.

TEBAAY ET AL. (1992) untersuchten das Sorptionsverhalten von PCB in drei verschiedenen Oberböden. Wie aus Tab. 3.9 ersichtlich ist, läßt sich bei der Parabraunerde eine Zunahme der Adsorptionsstärke mit der Zunahme des Chlorierungsgrades und der Abnahme der Wasserlöslichkeit des jeweiligen Kongeners feststellen. Aufgrund der hohen Adsorptionskonstanten ist von einer starken Bindung der PCB an den Boden auszugehen. Die Braunerde weist in diesem Versuch geringere  $K_f$ -Werte auf als die beiden anderen Böden (außer für PCB-153); die organische Substanz der Braunerde scheint weniger effizient in der Adsorption der PCB zu sein. Die  $K_f$ -Werte im Plaggenesch schwanken zwischen den einzelnen Kongeneren relativ gering; nach Ansicht der Autoren wird hier das Sorptionsverhalten weniger von substanzspezifischen, als von bodenspezifischen Eigenschaften bestimmt. Nach den Ergebnissen von TEBAAY ET AL. steigt die Mobilität und die biologische Verfügbarkeit der untersuchten PCB in der Reihenfolge PCB-138 < PCB-153 < PCB-52 < PCB-28 an.

BARANC KOVÁ and GERGEL VÁ (1995) identifizieren die sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften für PCB auf der Grundlage von Sorptionsexperimenten mit Böden unterschiedlicher Eigenschaften. Die Böden werden in dem Artikel nicht beschrieben, dürften aber mit den bei BARANÉ KOVÁ ET AL. (1995) genannten identisch sein (vgl. Abschnitt 4.2). Die Autoren finden signifikante Korrelationen zwischen den Verteilungskoeffizienten für PCB einerseits und dem  $C_{\text{org}}$ -Gehalt, Tongehalt, pH und KAK der Böden (Korrelationskoeffizienten in dieser Folge von 0,52 auf 0,90 zunehmend). Außerdem bestehen enge Korrelationen zwischen den  $K_d$ -Werten und dem Gehalt an C in Huminsäuren ( $C_{\text{HA}}$ ,  $r = 0,87$ ) sowie zwischen den auf  $C_{\text{HA}}$  normierten Verteilungskoeffizienten  $K_{C_{\text{HA}}}$  und den Huminsäure-Eigenschaften C (gehalt) und H/C. Die Ergebnisse von BARANÉ KOVÁ und GERGEL VÁ unterstreichen die Bedeutung der Qualität der organischen Bodensubstanz für die Sorption von PCB, da  $K_d$  *wesentlich* enger mit  $C_{\text{HA}}$  als mit  $C_{\text{org}}$  korreliert.

### 3.2.2 Freisetzung und Verlagerung von PCB

In einem Perkolationsversuch an Bodensäulen (23 cm Länge, gestörter Boden) untersuchten TUCKER ET AL. (1975) das Auswaschungsverhalten von Aroclor 1016 in drei verschiedenen Böden (schwach lehmiger Sand mit 0,5%  $C_{\text{org}}$  schwach lehmiger Schluff mit 0,5%  $C_{\text{org}}$  und schluffig-toniger Lehm mit 3 % C.). Nach einer Versuchszeit von 4 Monaten konnten im tonigen Boden keine PCB im Sickerwasser festgestellt werden, im sandigen Boden traten als erstes PCB im Sickerwasser auf. Bei einem Gesamtdurchfluß von 50-100 l Wasser (entspricht 1524-3048 mm Niederschlag) wurden maximal 0,05 % der Aufwandmenge ausgewaschen. Im Sickerwasser wurden vor allem Mono- und Dichlorbiphenyle, in geringeren Mengen auch Trichlorbiphenyle vorgefunden; d.h. die im Aroclor 1016 ebenfalls vorhandenen höherchlorierten Biphenyle wurden nicht ausgewaschen.

Nach HAQUE und SCHMEDDING (1976) erfolgt der Hauptteil des Transportes von PCB in Böden an Partikel gebunden.

In einem zweijährigen Lysimeterversuch mit PCB-4, PCB-31 und PCB-100 konnten MOZA ET AL. (1976, 1979) im ersten Jahr nach einer Applikation von  $^{14}\text{C}$ -PCB (1 mg/kg) keine PCB im Sickerwasser (> 60 cm Bodentiefe) nachweisen, im zweiten Jahr wurden von der applizierten Radioaktivität nur 0,2 % (PCB-4, PCB-31) bzw. 0,1 % (PCB-100) im Sickerwasser nachgewiesen. Der größte Teil der applizierten Menge verblieb im obersten Bodenbereich.

SCHARPENSEEL ET AL. (1977a) stellten bei Perkolationsversuchen mit einem  $^{14}\text{C}$ -markierten PCB-Gemisch (30,3 % Di-, 60,7 % Trichlorbiphenyl) an ungestörten Bodensäulen (50 cm Länge) Auswaschraten von 0,44 % der eingesetzten Menge nach 900 mm und 0,72 % nach 1700 mm Niederschlag fest. Der größte Teil der aufgebrauchten PCB verblieb jedoch in den obersten Zentimetern der Bodensäule. Als Boden wurde eine schwach entwickelte Parabraunerde (Altvega) der Rhein-Niederterrasse verwendet.

In Feldversuchen untersuchten SCHARPENSEEL ET AL. (1977b) das Verlagerungsverhalten von  $^{14}\text{C}$ -markierten PCB in zwei verschiedenen Böden (Parabraunerde und saure Braunerde). Drei Wochen nach der Applikation war PCB im gesamten Profil (ca. 100 cm) verteilt. Nach einer Versuchszeit von 9 Monaten und vergleichbaren Niederschlagsmengen verblieben bei der Parabraunerde (IU-uL) noch 12 % der applizierten Menge im  $A_p$ -Horizont. SCHARPENSEEL ET

AL. führen diese hohen Verluste auf Perkolation in den Unterboden oder einen mikrobiellen und photochemischen Abbau zurück. Der Austrag durch Pflanzenaufnahme (Grasbewuchs) belief sich auf 1 % der applizierten Menge. In der stark sandigen sauren Braunerde verblieben noch 8 % der applizierten Menge im  $A_1$ -Horizont; der größte Teil der Verluste beruhte hier auf Auswaschung in tiefere Bodenschichten. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu anderen Untersuchungen, die eine geringe Verlagerung der PCB im Boden aufzeigen.

GRIFFIN und CHOU (1981) untersuchten anhand der Bodendünnschicht-Chromatographie mit Wasser als Laufmittel die Mobilität von PCB und Hexachlorbenzol (HCB). Die von ihnen daraus ermittelten Retentionsfaktoren  $R_f$  (Tabelle 3.10) verdeutlichen die geringe Verlagerungsneigung der PCB und von HCB. Mit organischen Laufmitteln finden GRIFFIN und CHOU dagegen eine sehr stark erhöhte Mobilität der PCB und von HCB.

**Tab. 3.10: Retentionsfaktoren für Aroclor 1242 und HCB in der Bodendünnschicht-Chromatographie mit unterschiedlichen Bodenarten**

Bodenart	$C_{org}$ [%]	Retentionsfaktor PCB	Retentionsfaktor HCB
Schlufflehm	4,7,3	0,02	0
schluffig-toniger Lehm	2,62	0,02	
	1,18	0,02	0
lehmiger Sand	0,21	0,03	
Quarzsand	< 0,01	0,03	0

Quelle: GRIFFIN und CHOU (1981)

Anhand von Kleinparzellenversuchen untersuchten SCHARPENSEEL ET AL. (1983) das Verlagerungsverhalten von PCB-106 in Böden mit unterschiedlicher Sorptionskapazität (PCB-Aufwandmenge: 1 kg/ha). Der Großteil des aufgetragenen PCB verblieb in den obersten 5 cm, unterhalb von 20 cm Bodentiefe befanden sich nach einer Versuchsdauer von 105 Tagen nur geringe Mengen. Nach der Bildung von Trockenrissen konnte jedoch in einem Pseudogley-Gley und einem Pelosol eine deutliche Verlagerung bis in 40 cm Bodentiefe festgestellt werden.

KROGMANN (1986) führte im Rahmen der Untersuchungen von SCHARPENSEEL ET AL. (1983 s.o.) Perkulationsversuche mit PCB-106 an ungestörten Bodensäulen (Pseudogley-Gley, Braunerde-Gley und Pseudogley) im Feld durch. Auch nach einer Versuchsdauer von bis zu 340 Tagen blieb die PCB-Kontamination weitestgehend auf die obersten 10 cm beschränkt. Allerdings wurde der Verbleib der zum Teil erheblichen Verluste nicht ermittelt. KROGMANN führte die Verluste hauptsächlich auf photochemischen Abbau sowie Verflüchtigung aus dem Boden zurück. Beim Pseudogley-Gley könnten die hohen Verluste auch in einer schnelleren Tiefenverlagerung durch Schrumpfrisse und Regenwurmgänge begründet sein.

Im Vergleich von unbewachsener und mit Welschem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) bewachsener Bodensäule verblieb in der bewachsenen Säule im allgemeinen ein höherer PCB-Anteil in den obersten 5 cm und der Verlust war ebenfalls geringer. So verblieben nach einer Versuchsdauer von ca. 130 Tagen in den oberen 5 cm der bewachsenen bzw. unbewachsenen Bodensäule beim Pseudogley-Gley 51,4 bzw. 30%, beim Braunerde-Gley 90 bzw. 55,7% und

beim Pseudogley 35,5 bzw. 72 % der applizierten Menge (1 kg/ha, Einarbeitung in die obersten 3 cm). KROGMANN führte dies darauf zurück, daß die Pflanzendecke die Verflüchtigung aus dem Boden und den photochemischen Abbau des PCB vermindert.

Wie MAASS (1987) in einem Feldversuch darlegte, hat die Art des Bewuchses ebenfalls einen Einfluß auf die Verlagerung von PCB. So wurde 2,3,4,5,5'-Pentachlorbiphenyl unter Hafer tiefer verlagert als unter Welschem Weidelgras. Nach MAASS könnte durch die tiefere Durchwurzelung des Hafers das PCB entlang von Wurzelröhren verlagert worden sein.

Liegen PCB im Boden oder einem Grundwasserleiter als hydrophobe Phase (NAPL) vor, so kann es aufgrund der deutlich höheren Dichte der PCB-Phase im Vergleich zu Wasser zu einem Absinken des Ölkörpers bis zur Grundwassersohle kommen (FIEDLER ET AL., 1989). Niederchlorierte PCB-Gemische können dabei aufgrund ihrer geringen Viskosität als mobil eingestuft werden. Ein Wechsel von durchlässigen und undurchlässigen Bodenschichten sowie Sorptionsprozesse verzögern die Tiefenverlagerung.

KETTERER (1991) führte Untersuchungen zur Verlagerung von PCB und chlororganischen Pestiziden in Oberböden unterschiedlicher Nutzung durch. Danach wird die Retention dieser Stoffe entscheidend vom  $C_{org}$ -Gehalt im Boden bestimmt. Eine Beziehung zu anderen Bodenparametern (pH-Wert, Ton- und Karbonatgehalt) konnte (im Gegensatz zu KROGMANN, 1986), nicht nachgewiesen werden. Die untersuchten PCB ( $\Sigma$  6 PCB n. BECK und MATHAR, 1985) wurden in den Waldböden am stärksten im  $O_n$ -Horizont akkumuliert. Aufgrund der relativ homogenen Verteilung der untersuchten Substanzen in den beiden oberen Horizonten der Wiesenflächen (0-8 bzw. 8-30 cm Tiefe) sowie einer Korrelation zwischen der relativen Anreicherung im  $O_n$ -Horizont gegenüber dem  $O_1$  und der Wasserlöslichkeit der jeweiligen Substanz bei Waldböden schließt KETTERER auf eine mögliche vertikale Verlagerung. Daher ist nach seinen Untersuchungen eine mögliche Kontamination von Grundwasser durch PCB im Einzelfall nicht auszuschließen.

Aus den Unterschieden im PCB-Profil der Luft und entsprechenden Proben verschiedener Bodennutzungen - mit einer relativen Anreicherung der höherchlorierten PCB im Boden -schließt KETTERER auf eine schnellere Verlagerung niederchlorierter PCB (v. a. PCB-28 und PCB-52).

SHEPPARD ET AL. (1991) führten an ungestörten Bodenproben mit zwei verschiedenen Böden Untersuchungen zur Mobilität von  $^{14}C$ -markiertem PCB-52 durch (lehmiger Sand mit 1,6 %  $C_{org}$ , pH 7,7; Sand mit 0,4 %  $C_{org}$ , pH 5,2). Nach Applikation auf die Bodenoberfläche wurde nach 80 Tagen Versuchsdauer beim lehmigen Sandboden 0,0033 und beim Sandboden 0,012 % der applizierten Menge im Sickerwasser nachgewiesen (> 50 cm Bodentiefe). Das meiste PCB verblieb in den obersten 10 cm der Bodensäule. Somit bestätigen auch diese Versuche die geringe Verlagerungstendenz der PCB. In einem weiteren Versuch applizierten SHEPPARD ET AL. am unteren Rand einer Bodensäule (ständiger Wasserkontakt)  $^{14}C$ -markiertes PCB52, um das Ausmaß des kapillaren Aufstiegs zu erfassen. Die Konzentrationen nahmen zur Bodenoberfläche hin ab und der größte Teil des PCB verblieb im Bereich der Applikationsstelle, wobei die Konzentrationen im Sand über das ganze Profil hin höher waren als im lehmigen Sand. Dies kann nicht mit dem Wasserfluß erklärt werden.

In der Lysimeterstudie von von DELSCHEN ET AL. (1996) konnten im Sickerwasser keine PCB nachgewiesen werden.

Neben PAK untersuchte MARSCHNER (1996) auch die Freisetzung von PCB aus künstlich mit 20 mg/kg PCB-52 belasteten Bodensäulen. Bei demselben Versuchsdesign wie auf Seite 31 beschrieben, wurden die Konzentrationen im Perkolat dreier Versuchsvarianten monatlich analysiert. Dabei zeigt die Säurevariante eine stark von der Kontrolle abweichende zeitliche Dynamik, während Kalk- und Kontrollvariante ein relativ gleichmäßiges Konzentrationsniveau von 2-8 µg/l aufweisen (max. 10 µg/l zu Beginn). Im letzten Jahresdrittel kommt es zu einem Anstieg der Konzentration an PCB-52 auf 20-100 µg/l. Auch für PCB-52 gilt somit die Beobachtung, daß nicht allein die DOC-Menge die Mobilisierung steuert, sondern nach Ansicht von MARSCHNER auch die zeitliche Dynamik von pH und biologischer Aktivität zu betrachten sind.

REEMTSMA und JEKEL (1996) fanden an unterschiedlich beregneten Bodensäulen aus Berliner Rieselfeldern bereits nach sechs Monaten Betriebsdauer (mit ca. der Niederschlagsmenge eines Jahres) für den zu etwa 25 % aus PCB bestehenden Summenparameter  $EOX_E^3$  eine erhebliche Verarmung der obersten Bodenschicht. Der Verlust an  $EOX_E$ -Menge im Oberboden hängt eng mit der Summe der Halogenverbindungen (AOX) im Perkolat zusammen, wie Tabelle 3.11 zeigt. Die mobilisierten Halogenverbindungen werden demnach nicht in tieferen Bodenschichten resorbiert, sondern verbleiben nahezu quantitativ im Sickerwasser. Tabelle 3.11 zeigt außerdem die mittlere DOC- und AOX-Konzentration des Säulenperkolats über 8 Monate nach der Einlaufphase der Bodensäulen; die hier gezeigte gekalkte Variante unterscheidet sich nicht signifikant von einer Säurevariante und einer mit reinem Wasser. Die ausgetragene AOX-Menge aus der Bucher Säule würde auf das Feld übertragen einem Austrag organischer Halogenverbindungen von 1,3 kg/ha-a entsprechen.

**Tab. 3.11:  $EOX_E$ -Abnahme in der obersten Bodenschicht und Bilanzierung der Halogenverbindungen nach 6 Monaten Beregnung sowie mittlere Konzentrationen von AOX und DOC im Säulenperkolat über 8 Monate**

Standort/Variante	D $EOX_E$ (Konz.) [mg/g]	D $EOX_E$ (Menge) [mg]	S AOX (Menge) [mg]	AOX (Konz.) [mg/l]	DOC (Konz.) [mg/l]
Gatow, Kalk	1,38	1147	1008	61,7	17,7
Buch, Kalk	0,34	317	272	14,3	6,3

Quelle: REEMTSMA und JEKEL (1996)

In der unter 3.1.2 bereits referierten Lysimeterstudie von SCHNÖDER ET AL. (1996) wurden im Sickerwasser des PCB-Lysimeters während 2 1/2 Jahren insgesamt nur 0,0051 % der eingesetzten Radioaktivität wiedergefunden. Davon waren im Mittel 61,9 % in nicht säureflüchtigen Verbindungen enthalten, was einer Äquivalentkonzentration von 0,22-0,63 µg/l für PCB-28 und 0,31-0,89 µg/l für PCB-52 entspricht. Bei einer Grenze des praktischen Arbeitsbereiches von 10 ng/l konnten jedoch keine PCB gaschromatographisch nachgewiesen werden.

<sup>3</sup> mit Essigester extrahierbare organische Halogenverbindungen; enthält ein breiteres Stoffspektrum als die übliche Hexanextraktion

### 3.2.3 Wechselwirkungen mit anderen Stoffgruppen

LIENERT ET AL. (1994) berichten einen sprunghaften Anstieg der Mobilität von PCB-153 und PCB-180 bei Anwesenheit hoher Konzentrationen verschiedener Tenside (lineares Alkylbenzolsulfonat [LAS], Na-Dodecylsulfat [SDSI, Nonylphenoethoxilat [NPEOI) und eines Formulierungshilfsstoffs für Pestizide (Soprophor, unbekannte Zusammensetzung). Gegenüber  $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest.}}$  steigerten 200 mg/l NPEO bzw. 600 mg/l Soprophor die PCB-Mobilität um das 20-50fache.

RAHMAN ET AL. (1994) untersuchten die Wirkungen des anionischen Tensids *Na-Dodecylsulfat* (SDS) auf die Verteilungsgleichgewichte zwischen Festphase und Wasser verschiedener PCB in einem Sandboden (pH 5,1, 1,1 % T, 0,5 %  $\text{C}_{\text{org}}$ ). Für die Sorptionsexperimente wurden verschiedene Arochlor-Gemenge zu einer Mischung vereinigt und nach gaschromatographischer Auftrennung und Bestimmung für 28 Kongenere spezifisch ausgewertet.

Verglichen mit reinem Wasser, verschiebt sich bei Anwesenheit von SDS (10 mmol/l) das Kongenermuster der PCB in der Gleichgewichtslösung zu einem höheren Anteil an höher chlorierten, also unpolaren Kongeneren, während im reinen Wasser niedrig chlorierte überwiegen. Das Kongenermuster der am Boden sorbierten PCB wird dagegen nicht beeinflusst. Die scheinbaren Verteilungskoeffizienten  $K_d^*$  werden durch SDS signifikant verringert, d. h. die Löslichkeit der PCB nimmt in Anwesenheit des Tensids zu. Dies gilt bereits für niedrige, umweltrelevante SDS-Konzentrationen (0,1 mmol/l), wobei die  $K_d^*$ -Werte höher chlorierter PCB auf ca. ein Zehntel verringert werden (di-Chlorbiphenyle 23 %, tetra-CB 50 %, hepta-deca-CB 84-86 % Verringerung).

Oberhalb der kritischen Micellbildungskonzentration (CMC) von SDS (8,2 mmol/l) beträgt die Reduktion der  $K_d^*$ -Werte 2-3 Größenordnungen. Der Einfluß des Tensids auf  $K_d^*$  steigt generell mit der Anzahl der Chloratome im Molekül, wobei innerhalb einer Isomerengruppe die Isomeren mit der geringsten Zahl an Chloratomen in ortho-Stellung die höchsten Verteilungskoeffizienten und damit die stärkste Beeinflussbarkeit durch das Tensid aufweisen.

Unter der Annahme, daß SDS seinerseits nicht am Boden sorbiert, entwerfen die Autoren zusätzlich ein Vierphasenmodell, das die Verteilung der PCB im System Boden-Wasser Tensidmonomeren-Tensidmicellen beschreibt und kalkulieren damit auf  $\text{C}_{\text{org}}$  normierte Verteilungskoeffizienten für die Paare monomeres SDS-Wasser ( $K_{m}^{\text{oc}}$ ) und für SDS-Micellen-Wasser ( $K_{mc}^{\text{oc}}$ ). Dabei sind die gefundenen  $K_{m}^{\text{oc}}$ -Werte für die untersuchten 28 Kongenere mit den Verteilungskoeffizienten  $K_{\text{DOC}}$  vergleichbar, die für huminstoffhaltige natürliche Wässer berichtet werden. Die micellaren Verteilungskoeffizienten  $K_{mc}^{\text{oc}}$ , betragen etwa das dreißigfache der ( $K_{m}^{\text{oc}}$ ) und sind mit publizierten Octanol-Wasser Koeffizienten ( $K_{\text{ow}}$ ) vergleichbar. Tensidmonomeren und insbesondere -micellen stellen nach RAHMAN ET AL. somit wirksame Sorptionspartner für PCB dar.

Zu anderen Ergebnissen kommen SUN ET AL. (1995), die ein ähnliches Sorptionsexperiment mit dem nichtionischen Tensid Triton X-100<sup>4</sup> und PCB-153 an einem B-Horizont mit S:U:T=89:5:6 % und 0,10 % C<sup>n</sup> durchführten. Sie fanden eine *Zunahme* des scheinbaren Verteilungskoeffizienten  $K_d^*$  von 493 auf max. 1196 mit steigender Tensidkonzentration bis zu des-

<sup>4</sup> ein Gemisch aus Octylphenoxy-Polyethoxyethanol-Homologen mit einem mittl. Ethoxylierungsgrad von 9,5

sen kritischer Mizellbildungskonzentration ( $\approx 200 \text{ mg/l}$ ). Hier wird also in Anwesenheit des Tensids die Bindung des PCB verstärkt, was die Autoren darauf zurückführen, daß Triton X-100 am Boden sorbiert und dadurch zusätzliche Bindungsstellen für hydrophobe Stoffe geschaffen werden. Bei Triton X-Konzentrationen oberhalb der CMC nehmen die Werte für  $K_d^*$  wieder ab, so daß das PCB mobilisiert wird.

FÖRST ET AL. (1995) behandeln die Wirkungen einer Mineralölkontamination auf die Mobilität von PCB in Böden. In einem Desorptionsexperiment mit einer Lösung mit 0,008 % Öl wurden nach drei Desorptionsschritten ca. 20 % der anfänglichen PCB-Beladung mobilisiert, während bei 0,06 % Öl ca. 50 (PCB-180) bis 95 % (PCB-28, -52) der anfänglich sorbierten Menge mobilisiert werden konnte. Die Autoren geben keine Auskunft über die Eigenschaften der verwendeten Böden und die genauen Versuchsbedingungen, es dürfte sich jedoch um das bei FÖRST ET AL. (1994a,b) beschriebene Material handeln.

### 3.2.4 Zusammenfassung und Bewertung - PCB

Als hydrophobe organische Chemikalien werden auch PCB stark an die Bodenmatrix sorbiert und weisen dabei eine besondere Affinität zur organischen Substanz auf. Die Sorption erfolgt umso stärker, je höher chloriert und damit unpolarer ein Biphenyl ist und je höher der C-Anteil und damit der Humifizierungsgrad der organischen Bodensubstanz ist. Neben dem  $C_{\text{org}}$ -Gehalt der Böden wirken aber auch die Gehalte an Ton und Sesquioxiden sorptionsverstärkend. Mit sinkendem Boden-pH nimmt die PCB-Bindung zu.

Die Tiefenverlagerung der PCB wird allgemein als gering eingeschätzt; ihre Bedeutung nimmt mit abnehmendem Chlorierungsgrad zu. Die in der älteren Literatur teilweise berichtete relativ starke Tiefenverlagerung dürfte methodisch (Aufbringen hoher Konzentrationen und nachfolgende Verlagerung durch präferentiellen Fluß) (mit-)verursacht sein. Die PCB-Verlagerung wird mit dem zwar häufig im Zusammenhang mit der lösungsvermittelnden Eigenschaft von DOC gesehen, es wurden aber keine systematischen Untersuchungen dazu (wie z. B. für PAK) durchgeführt.

Da es sich beim Co-Transport mit DOC um eher unspezifische hydrophobe Wechselwirkungen handeln dürfte, können die für PAK beschriebenen Zusammenhänge auch auf PCB übertragen werden. Dies zeigen auch die Modellversuche mit Tensiden, wobei Tensidmonomere (also bei Konz. unterhalb der CMC) als Modellsubstanzen für DOC und Tensidmicellen als solche für feste organische Substanz betrachtet werden können. In diese Interpretation fügt sich auch die Beobachtung ein, daß co-transportierte PCB nicht immer in tieferen Schichten resorbiert werden.

Im Hinblick auf das Schutzgut Bodensickerwasser ist daher - abgesehen vom löslichkeitsgesteuerten Transport niederchlorierter Biphenyle - die Dynamik der löslichen organischen Bodensubstanz für das Kontaminationsrisiko des Grundwassers mit PCB entscheidend: nennenswerte PCB-Austräge sind insbesondere bei starker DOC-Freisetzung im Oberboden und strukturiertem, schnell drainendem Unterboden zu besorgen. Diese Bedingungen sind z. B. hohen Niederschlägen nach Trockenphasen bei lehmigen bis tonigen Böden unter Ackernutzung zu erwarten.

## 3.3 Transfer von Organochlorpestiziden in Bodensickerwässer

### 3.3.1 Sorptionsverhalten von Organochlorpestiziden in Böden

MCCALL ET AL. (1980) ermittelten  $K_{oc}$ -Werte für DDT und Lindan (Tab. 3.12).

SHAROM ET AL. (1980) führten Adsorptions- und Desorptionsversuche mit den Insektiziden DDT, Dieldrin, Endrin und Lindan durch. DDT wurde fast vollständig am Boden adsorbiert und nur in geringem Ausmaß desorbiert (7 %). Dieldrin wurde ebenfalls sehr stark adsorbiert, die Desorptionsrate lag bei 20 %. Endrin und Lindan wurden zu 45 bzw. 95 % desorbiert.

RIPPEN ET AL. (1982) ermittelten für den  $A_p$ -Horizont einer Parabraunerde den  $K''$ -Wert für HCB und Lindan (Tab. 3.12).

HCB wird sehr stark vom Boden adsorbiert (VCI, 1989). Bei Versuchen nach den OECD-Richtlinien mit drei Bodenarten (sandiger saurer Boden, lehmiger neutraler Boden und lehmiger, schwach basischer Boden) wurde HCB nahezu vollständig von allen drei Böden adsorbiert; weniger als 3 % wurden desorbiert.

HERKLOTZ und PESTEMER (1987) untersuchten das Sorptionsverhalten von Lindan in zwei verschiedenen Böden (Parabraunerde: 8,3 % T, 0,6 %  $C_{org}$ , pH 7,4; Anmoor: 21 % T, 8 %  $C_{org}$ , pH 7,1). Mit einer mittleren Adsorptionsrate von 93,2 % wird Lindan im humusreichen Anmoor stärker gebunden als in der schwach humosen Parabraunerde (54,9 %); während im Anmoor nach zehn Desorptionsschritten noch 65 % der Ausgangsmenge verblieben, wurde das Lindan von der Parabraunerde vollständig eluiert.

GERTH und BAHLMANN (1993) ermittelten für verschiedene Bodenhorizonte Sorptionskonstanten von Lindan (vgl. Tab. 3.12). Dabei wird der Einfluß der organischen Substanz auf die Sorptionsstärke deutlich erkennbar.

BELTRAN ET AL. (1995) ermittelten Verteilungskoeffizienten und die Parameter der Freundlich-Isotherme für die Sorption verschiedener Pestizide - darunter Lindan - an zwei Bodenhorizonten einer Citrusplantage im Batchversuch und testeten die Eignung keramischer Kerzen für die Gewinnung pestizidhaltiger Bodenlösungen.

Die Sorption von Lindan folgt einer schnellen Kinetik, so daß bereits nach zwei Stunden ein Gleichgewicht erreicht wird. Die bestimmten Sorptionskoeffizienten sind in Tabelle 3.12 wiedergegeben. Wie der Vergleich von  $K_d$  und  $K_{oc}$  zeigt, wird die Sorption vor allem durch die organische Substanz dominiert, im Oberbodenhorizont müssen jedoch noch weitere Sorbenten oder eine andere Qualität des  $C_{org}$  hinzukommen. An den gefundenen Variationskoeffizienten für die Verteilungskoeffizienten  $K_d$  und der Abweichung der Freundlichparameter  $n$  (Daten hier nicht gezeigt) ist ersichtlich, daß  $K_d$  im Oberboden eine befriedigende Beschreibung der Lindansorption liefern, während im Unterbodenhorizont die Freundlichisotherme besser an die Daten angepaßt ist als das lineare Modell (die Sorptionsdaten oder -isothermen für Lindan sind leider nicht beschrieben). Die Gewinnung von Saugkerzenlösung im Modellversuch mit 10 µg/l Lindan in reinem Wasser über 24 h lieferte für Lindan nur eine Wiederfindung von 48 %, d. h. etwa

die Hälfte des Lindans wurde vom Kerzenmaterial zurückgehalten. Keramische Saugkerzen sind demnach für ein Umweltmonitoring von Organochlorpestiziden ungeeignet.

Tab. 3.12: Sorptionskoeffizienten ( $K_f, K_{oc}$ ) für Organochlorpestizide in verschiedenen Böden

Pestizid	Boden	$K_f$	$K_{oc}$	$C_{org}$ [%]	T [%]	pH	Ref
Lindan	(Tiefe 0-20 cm)	19,4	977	2,21	40	7,62	*
Lindan	(Tiefe 100-115 cm)	5,2	736	0,40	42	7,45	*
Lindan	A <sub>n</sub> -Horizont	10,8	982	0,61	2,4		**
Lindan	B <sub>t</sub> -Horizont	0,72	517	0,08	13		**
Lindan	G <sub>0</sub> -Horizont	27,5	1196	1,23	56		**
Lindan	Parabraunerde A <sub>p</sub>		1010	0,76			***
DDT	(keine Angaben)		150000				****
HCB	Parabraunerde AP		500	0,76			***

Quellen: \* BELTRAN ET AL. (1995), \*\* GERTH und BAHLMANN (1993), \*\*\* RIPPEN ET AL. (1982) \*\*\*\* MC CALL ET AL. (1980)

### 3.3.2 Freisetzung und Verlagerung von Organochlorpestiziden

Aldrin und Dieldrin

CLIATH und SPENCER (1971) führten Feldversuche zur Verlagerung von Dieldrin in zwei verschiedenen Böden durch (schluffiger Ton: 49,3 % T, 1,04 %  $C_{org}$ , pH 7,8 und sandiger Lehm: 17,5 % T, 0,48 %  $C_{org}$ , pH 7,8). Es wurden zwei Bewässerungsvarianten (0 bzw. 100 mm monatlich) sowie zwei Einarbeitungstiefen untersucht. Nach Applikation von 20 mg/kg Dieldrin fand bei keiner der Varianten eine Verlagerung statt. Bei einer weiteren Messung zwei Jahre nach der Applikation befand sich das Konzentrationsmaximum noch in der jeweils behandelten Zone.

Nach MOZA ET AL. (1972) wird weder Aldrin noch sein Epoxid Dieldrin aus dem Boden ausgewaschen, eine Grundwassergefährdung ist nach ihren Untersuchungen auszuschließen. In Lysimeterversuchen mit 14 G-Aldrin stellten sie jedoch fest, daß andere Metaboliten durchaus verlagerbar sind. Bereits wenige Wochen nach der Applikation von 2,9 kg/ha Aldrin auf einen Lößboden (12,5 % T, 1,8 %  $C_{org}$ , pH 8,1) war im Sickerwasser (> 60 cm Bodentiefe) Radioaktivität nachweisbar. Die gesamte innerhalb von drei Jahren nach der Applikation ausgewaschene Radioaktivität betrug ca. 10 % der applizierten Menge und bestand fast ausschließlich aus dem Umwandlungsprodukt Dihydrochlordendicarbonsäure.

Die Untersuchungen von HÄFNER (1978) bestätigen, daß eine Kontamination des Grundwassers durch Aldrin bzw. Dieldrin unwahrscheinlich ist: in einem acht Jahre nach der letzten Anwendung eines Aldrinpräparates untersuchten Boden war Aldrin in keiner Bodentiefe und Dieldrin bis zu einer Tiefe von 60 cm (< 0,1 mg/kg) nachweisbar. Aldrin wird im Boden relativ schnell zu Dieldrin metabolisiert. Die Ausgangskonzentration von Aldrin ist nicht bekannt.

BEIT ET AL. (1981) untersuchten in Perkolationsversuchen die Mobilität von Dieldrin in Säulenversuchen. Selbst bei sehr hohen Dieldringehalten von bis zu 43 mg/kg konnte kein Dieldrin im

Eluat nachgewiesen werden (Bodensäule ca. 17 cm lang, Berechnung 6,5 mm/10d über 300 d; Boden 21 % T, 1,4 % C<sub>org</sub>). Die Verlagerung innerhalb der Bodensäule war ebenfalls gering, der Großteil wurde in den obersten vier Zentimetern festgehalten.

SCHEUNERT ET AL. (1987) untersuchten das Sickerwasser (> 60 cm Bodentiefe) nach der Applikation von 2,9 kg/ha <sup>14</sup>C-Aldrin für einen Zeitraum von bis zu 15 Jahren. Während der ersten vier Jahre wurden Äquivalentkonzentrationen (Radioaktivität berechnet. als Aldrin) von 5-45 µg/l gemessen. Die ab dem 7. Jahr zu beobachtende konstant niedrige Auswaschung ist nach SCHEUNERT ET AL. auf eine kontinuierliche Lösung gebundener Rückstände zurückzuführen.

#### Chlordan

TAFURI ET AL. (1977) untersuchten die Verlagerung von Chlordan in einem schwach tonigen Lehmboden (29 % T, 0,9 % C<sub>org</sub>, pH 7,9). 169 Tage nach der Applikation von 3 bzw. 6 kg/ha Chlordan (resultierende Bodengehalte: 1,863 mg/kg α- und 0,612 mg/kg γ-Chlordan bzw. 3,794 und 1,29 mg/kg) befanden sich 9-14 % der Ausgangsmenge in einer Bodentiefe von 10-30 cm. Bei 6 kg/ha Chlordan wurden am Ende des Versuchs noch 0,012 mg/kg α- und 0,003 mg/kg γ-Chlordan nachgewiesen. Im Drainagewasser (> 100 cm Bodentiefe) waren noch Gehalte von 0,002 und 0,001 mg/kg nachweisbar.

#### DDT

MCCALL ET AL. (1980) führten Perkolationsversuche mit Lindan und DDT an drei verschiedenen Böden unter Wassersättigung durch. Nach Applikation auf die Bodenoberfläche wurde DDT bei keinem der drei Böden verlagert, während Lindan beim schluffig-lehmigen Sand stärker als beim schluffig-tonigen Lehm verlagert wurde.

MARTUN ET AL. (1993) untersuchten die vertikale Verteilung von Lindan, Dieldrin und DDT in einem sandigen Boden (1,6 % C<sub>org</sub>) über einen Zeitraum von zwanzig Jahren. In dieser Zeit blieb die Kontamination hauptsächlich auf die obersten 20 cm Bodentiefe beschränkt.

#### Hexachlorbenzol

HÄFNER (1975b) führte bestimmte Tiefenprofile von HCB in drei Gewächsböden nach unterschiedlich häufiger Anwendung eines HCB-Präparats. Bei Gehalten von 250/550/270 µg/kg in den Oberböden nahmen die Konzentrationen nach unten rasch ab. So wurden in 60-80 cm Tiefe nur noch 7/7/17 µg/kg gefunden, darunter war kein HCB mehr nachweisbar. HÄFNER folgert daraus, daß eine Kontamination des Grundwassers durch HCB auszuschließen sei.

#### HCH-Isomere

CLIATH und SPENCER (1971) applizierten in ihren Feldversuchen (s. o.) 20 mg/kg Lindan und fanden beim sandigen Lehmboden eine geringfügige Tiefenverlagerung bis in ca. 50 cm Bodentiefe mit Konzentrationen von bis zu 0,3 mg/kg Boden nach zwei Jahren bei der bewässerten Variante und tiefer Einarbeitung (7,6-15 cm); in der unbewässerten Variante sowie beim schluffigen Tonboden war ab ca. 20 cm Bodentiefe kein Lindan mehr nachweisbar. Das Kon-

zentrationenmaximum befand sich nach zwei Jahren in beiden Böden im Bereich der jeweiligen Einarbeitungstiefe.

SIEPER (1972) untersuchte in Perkolationsversuchen den Einfluß der Bodenart und der Beregnungsintensität auf die Verlagerung von Lindan. Dabei wurde Lindan nur aus dem Sandboden und bei hoher Beregnung ausgewaschen ( $> 30$  cm Tiefe) und zeigt hier ein ausgeprägtes Tiefenprofil. Bei niedriger Beregnung dringt Lindan hier bis in 10-15 cm Tiefe vor, während in den anderen untersuchten Bodenarten (uS, tS, IS) praktisch keine Verlagerung festgestellt wurde. Die Gefahr einer Grundwasserkontamination durch Lindan sieht SIEPER daher - außer bei mageren Sandböden mit hohem Grundwasserspiegel - als gering an.

BEIT ET AL. (1981) untersuchten in Perkolationsversuchen die Mobilität von Lindan (Versuchsdesign wie oben). Dabei erfolgte eine raschere Auswaschung mit steigender Konzentration: bei 1,6 mg/kg war Lindan erst nach 200 Tagen im Eluat nachweisbar und nach ca. 300 Tagen befanden sich ca. 30 % der applizierten Menge im Eluat. Bei 43,3 mg/kg war dagegen bereits nach ca. 70 Tagen Lindan im Eluat nachweisbar und nach 360 Tagen befanden sich ca. 50 % der applizierten Menge im Eluat. Innerhalb der Bodensäule war Lindan in der gesamten Tiefe vorhanden. Nach BEIT ET AL. kann Lindan somit bis in das Grundwasser verlagert werden, vor allem wenn es in hohen Konzentrationen im Boden vorliegt und hohe bzw. häufige Niederschläge die Verlagerung verstärken. Dabei sind jedoch die vergleichsweise hohen eingesetzten Konzentrationen zu beachten.

In einem Perkolationsversuch an Kleinlysimetern stellten NIEDERMAIER und ZECH (1990) eine stärkere Verlagerung des Lindans in einer Rendzina im Vergleich zu einem Podsol fest (ungestörte Bodensäule der obersten 15 cm eines Waldbodens). Nach einer Versuchsdauer von 10 Wochen wurden in der Rendzina 16,7 und im Podsol 4,2 % der applizierten Lindanmenge von 0,1 kg/ha im Perkolat nachgewiesen. Dieser Unterschied kann nach Ansicht der Autoren auf den unterschiedlichen Humusformen der untersuchten Böden beruhen; so weist die Mull-Rendzina einen höheren Grobporenanteil sowie einen niedrigeren Gehalt an organischer Substanz auf als der Rohhumus des Podsols.

In der unter 3.2.2 bereits beschriebenen Arbeit von KETTERER (1991) wird auch die Verteilung chlororganischer Pestizide untersucht. HCH-Isomere wurden im Wurzelbereich der Wiesenböden angereichert, mit Ausnahme des  $\gamma$ -HCH, das eine höhere Wasserlöslichkeit besitzt. Die Akkumulation von  $\beta$ -HCH im  $O_h$ -Horizont der Waldböden war hoch, während bei  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH aufgrund ihrer relativ guten Wasserlöslichkeit keine ausgesprochene Akkumulation festgestellt wurde.

**DDT, HCB** und cis-Heptachlorepoxyd zeigten eine Akkumulation in den  $Q_h$ -Horizonten, nach KETTERER ist jedoch ebenfalls von einer vertikalen Verlagerung auszugehen. Aus der relativ homogenen Wirkstoffverteilung in den beiden oberen Horizonten der Wiesenböden (0-8 bzw. 8-30 cm) folgerte KETTERER, daß ein vertikaler Transport innerhalb der Bodenkrume stattfinden kann.

ADHYA ET AL. (1995) untersuchten über zwei Vegetationsperioden die Verlagerung von HCH-Isomeren in überstauten Reisböden mit und ohne Bepflanzung. Der untersuchte Standort hatte pH 6,2, 27 % Ton und 0,75 %  $C_{org}$ . Es wurden handelsübliche HCH-Präparate mit  $\gamma$ -HCH-

Gehalten um 5 % in einer Aufwandmenge entsprechend 1 kg/ha  $\gamma$ -HCH ausgebracht. In beiden Varianten und beiden Versuchsjahren waren alle HCH-Isomeren ca. 15 Tage nach Ausbringung aus dem Überstauwasser - vornehmlich durch Volatilisation - verschwunden. Die Analyse von Saugkerzenlösungen aus 15 und 30 cm Tiefe ergab ein Maximum der  $\alpha$ -,  $\gamma$ - und  $\delta$ - Isomeren nach 6 Tagen. Bis in 60 cm Tiefe wurden nur  $\alpha$ - (0,1-0,5  $\mu\text{g/l}$ ) und  $\delta$ -HCH (0,1  $\mu\text{g/l}$ ) gefunden, das  $\beta$ - Isomer erschien aufgrund geringerer Löslichkeit (und geringerer Anteile in den Formulierungen) erst am 12. Tag in 15 cm Tiefe. Die Bilanzierung ergab eine Wiederfindung von 0, 1-1 % der applizierten Menge in den verschiedenen Tiefen. Trotz starker Sorptionsneigung aller Isomeren wurden also beträchtliche Mengen an HCH in größere Tiefen verlagert. Außerdem wurde  $\gamma$ -TCH, ein Metabolit des  $\gamma$ -HCH unter anaeroben Bedingungen, bis in 60 cm Tiefe nachgewiesen.

Die unter 3.1.2 bereits zitierte Arbeit von KALBITZ ET AL. (1995) behandelt die HCH-Freisetzung aus real belasteten Böden in Lysimeterversuchen. Die HCH-Gehalte der Böden sowie der Perkolate (wahrscheinlich Mittelwerte; keine Angaben über Versuchsdauer und Beprobungszyklus gegeben) sind in Tabelle 3.13 gegenübergestellt.

**Tab. 3.13: HCH-Konzentrationen in Böden und Lysimeter-Perkolaten aus der Muldenaue (Daten für Perkolate gerundet)**

Standort	Böden [mg/kg] a-HCH	Böden [mg/kg] b-HCH	Böden [mg/kg] g-HCH	Böden [mg/kg] S HCH	Perkolate [mg/l] a-HCH	Perkolate [mg/l] b-HCH	Perkolate [mg/l] gHCH	Perkolate [mg/l] S HCH
<b>Bobbau</b>	0,05	0,08	0,04	0,17	< 0,1	0,1	< 0,1	0,15
<b>Greppin</b>	1,4	0,77	0,27	2,44	< 0,1	3,9	< 0,1	4,0
<b>Spittel a</b>	9,07	27,87	0,6	37,54	0,4	5,2	< 0,1	5,7
<b>Spittel b</b>	28,5	217,35	1	246,85	1,9	5,3	< 0,1	7,3
<b>Keller</b>	97,73	225,4	3,57	326,7	0,5	5,6	< 0,1	6,2

Quelle: KALBITZ ET AL. (1995)

Außer am gering belasteten Standort Bobbau wurden erhebliche Mengen an HCH freigesetzt, es besteht jedoch - wie auch schon für die PAK beschrieben wurde - kein Zusammenhang zwischen Boden- und Perkolatkonzentrationen. Obwohl es die geringste Wasserlöslichkeit aufweist, ist der relative Anteil des  $\beta$ -Isomers im Perkolat meist gegenüber dem Boden erhöht. KALBITZ ET AL. (1995) bringen beide Phänomene mit der DOC-Konzentration der Perkolate in Verbindung.

Im Rahmen eines Monitoringprogramms untersuchten SCHMIDT ET AL. (1995) DDT- und HCH-Konzentrationen von Boden, Moos, Oberflächen-, Grund- und Niederschlagswasser an 16 Standorten in Brandenburg über 1,5 Jahre. In allen Bodenproben wurde DDT nachgewiesen. In 17 % der Bodenproben wurden > 10  $\mu\text{g/kg}$  Pflanzenschutzmittel gefunden, davon entfielen 74 % auf DDT und Metaboliten sowie 3 % auf Lindan und Isomere. Trotz teilweise sehr hoher HCH-Gehalte (> 500  $\mu\text{g/kg}$ ) im Boden wurden in keinem Fall Organochlorpestizide im obersten Grundwasserleiter nachgewiesen. Die Lindangehalte in Niederschlägen zeigten mit 0,1-0,3  $\mu\text{g/l}$  in einigen Monaten keine standörtlichen Unterschiede und führen zu atmosphärischen

Einträgen von ca. 0,2 g/ha-a. Auch die Moosproben zeigten mit HCH-Gehalten von 10-40 µg/kg keine Standortsunterschiede.

### 3.3.3 Wechselwirkungen mit anderen Stoffgruppen

FÖRST ET AL. (1994a,b) beschreiben die Auswirkungen einer synthetischen Mineralölkontamination auf die Sorption von Chlorbenzolen und HCH-Isomeren an drei verschiedenen Standardböden. Am sorptionschwächsten Boden A (3,5% T, 0,7% C<sub>org</sub>) erfolgt die Sorption der HCH-Isomeren im Batchversuch ohne Mineralöl in der Reihenfolge  $\alpha < \gamma < \delta < \beta$  (vgl. Tabelle 3.14). Unter dem Einfluß einer Mineralölbeimengung in der Sorptionslösung wird die Sorption des HCH ab ca. 0,1 % Öl signifikant verringert und sinkt mit zunehmendem Ölgehalt weiter ab. Die relative Verringerung ist dabei stets bei dem  $\delta$ - Isomer am stärksten und bei  $\gamma$ - HCH am geringsten, trotzdem werden die aus Sorptionsisothermen geschätzten Freundlich-Koeffizienten  $K_f$  auch bei Lindan durch Ölzugabe erheblich vermindert (von 7,48 auf 3,78 bei 0,2 % und auf 2,01 bei 0,5 % Öl, FÖRST ET AL., 1994a). In Säulenversuchen wurde ein signifikant verzögerter Durchbruch des HCH bei 0,2 % Öl festgestellt, wobei hier jedoch kein Isomer-spezifisches Verhalten zu beobachten war.

Tab. 3.14: Prozentuale Adsorption von HCH-Isomeren und HCB bei verschiedenen Konzentrationen von Mineralöl (c<sub>0</sub> = Ausgangskonzentration)

Stoff	C <sub>0</sub> [mg/l]	Ölkonzentration 0 [%]	Ölkonzentration 0,2 [%]	Ölkonzentration 1 [%]	Ölkonzentration 2 [%]	Ölkonzentration 3 [%]
a-HCH	460	55	27	24	10	7
b-HCH	1130	76	61	36	18	2
g-HCH	480	54	46	34	21	7
d-HCH	846	77	66	5	2	1
HCB	200	95	25	20	13	11

Quelle: FÖRST ET AL. (1994a)

Die Sorption von HCB wird dagegen bereits bei 0,05 % Öl signifikant verringert und sinkt bei 0,1 % Öl bereits auf die Hälfte des ursprünglichen Werts (FÖRST ET AL., 1994b). Auch in den Säulenexperimenten verhielt sich HCB analog zu den HCH-Isomeren (FÖRST ET AL., 1994a).

Die ebenfalls oben (3.2.3) angeführte Arbeit von LIENERT ET AL. (1994) behandelt den Einfluß von Tensiden auf die Mobilisierung von **Dieldrin, HCB und Lindan** in verschiedenen Böden. Dabei wurde HCB durch hohe Konzentrationen (> krit. Micellbildungskonz.) von LAS, SDS (Abkürzungen s. o.) und Soprophor stark mobilisiert, während das kationische Tensid DSDMAC tendentiell die HCB-Mobilität verringert. Auch Dieldrin wurde durch die genannten Tenside (sowie durch NPEO) deutlich mobilisiert, während die Wirkung auf Lindan weniger ausgeprägt war.

Insgesamt fanden LIENERT ET AL. einen direkten Zusammenhang der Schadstoff-mobilisierenden Tensideffekte mit der Huminstofffreisetzung. Demnach führen anionische und nichtionische Tenside über eine erhöhte DOC-Konzentration zu einer Zunahme organischer Schadstoffe in der Lösungsphase. Dies wirkt sich umso stärker aus, je geringer die Wasserlöslichkeit der

betreffenden Substanz ist, so wird generell z. B. HCB relativ stärker mobilisiert als Lindan. Kationische Tenside dagegen co-sorbieren mit DOC an der Bodenmatrix und verringert somit auch die Mobilität der Schadstoffe.

Die bereits in Abschnitt 3.2.3 referierte Arbeit von SUN ET AL. (1995) behandelt auch die Mobilität von DDT bei denselben experimentellen Bedingungen. Bei Konzentrationen von Triton X-100 unterhalb der CMC steigt der scheinbare Boden-Wasser-Verteilungskoeffizient  $K_d^*$  für DDT von 456 (reines Wasser) auf max. 1496 ( $\approx 160$  mg/1 Triton X). Auch für DDT gilt also die Feststellung, daß das nichtionische Tensid - in sorptionsschwachen Bodenhorizonten - eine verminderte Mobilität bewirkt.

### 3.3.4 Zusammenfassung und Bewertung - Organochlorpestizide

Auch die Gruppe der Organochlorpestizide wird relativ stark in Böden gebunden, allerdings mit niedrigeren Sorptionskonstanten als die beiden vorgenannten Stoffklassen. Die Affinität zur organischen Bodensubstanz scheint etwas schwächer ausgeprägt zu sein. Innerhalb der Gruppe steigt die Bindungsfestigkeit in der Reihe HCH - Aldrin, Dieldrin, Endrin - Chlordan - DDT, HCB an.

Dementsprechend verhält sich die (löslichkeitsgesteuerte) Verlagerung mit dem Sickerwasser in umgekehrter Reihenfolge. Aus den Literaturangaben lassen sich Transferfaktoren für den Übergang in das Sickerwasser von  $10^{-3}$  –  $10^{-5}$  ableiten. Für Aldrin/Dieldrin wird von einer Remobilisierung gebundener Rückstände und kontinuierlicher Auswaschung geringer Konzentrationen berichtet. Unter den HCH-Isomeren weist das Lindan die höchste Mobilität auf.

Obwohl keine systematischen Untersuchungen im Feld vorliegen, kann auch für die Organochlorpestizide eine DOC-vermittelte Steigerung der Löslichkeit unterstellt werden. Dies gilt für die unpolare Substanzen (DDT, HCB) in stärkerem Maß als für die polare. Auch dürfte die Sorptionskapazität des Untergrunds für DOC entscheidend für eine mögliche Grundwasserkontamination sein, wie Modellversuche mit Tensiden nahelegen.

## 3.4 Transfer von BTX - Aromaten in Bodensickerwässer

### 3.4.1 Sorptionsverhalten von BTX - Aromaten in Böden

ROGERS ET AL. (1980) untersuchten das Adsorptions- und Desorptionsverhalten von Benzol in zwei Böden. Nach 16 h war bei beiden Böden nur ca. 5 % des applizierten Benzols sorbiert. Trotz der vergleichsweise niedrigen berechneten  $K_{oc}$ -Werte (vgl. Tab. 3.15) wurde beim Desorptionsversuch kein Benzol desorbiert.

Tab. 3.15: Sorptionskoeffizienten ( $K''$ ) für BTX - Aromaten in verschiedenen Böden

Substanz	Boden	$K_{oc}$	$C_{org}$ [%] ***	T [%] ***	PH ***	Ref
Benzol	schluffig-toniger Lehmboden	100	1,3	31	5,6	*
Benzol	schluffig-lehmiger Tonboden	92	0,9	34	7,8	*
Benzol	(verschiedene)	38-83				**
Toluol	(verschiedene)	80-100				**
Xylol	(verschiedene)	210				**

Quellen: \* ROGERS ET AL. (1980), \*\* BLUME (1992), \*\*\* Bodeneigenschaften

STUART ET AL. (1991) ermittelten eine zum Teil stark verminderte Sorptionskapazität der Böden für einzelne Substanzen, wenn sie als Gemisch vorlagen. Für die Gefährdungsabschätzung ist diese Veränderung von Bedeutung, da die Mobilität der einzelnen Schadstoffe im Gemisch erhöht ist.

BLUME (1992) nennt  $K_{oc}$ -Werte für die BTX - Aromaten (vgl. Tab. 3.15).

Li und VOUDRIAS (1993) untersuchten das Sorptionsverhalten gasförmigen Benzols an trockenen Proben verschiedener Böden unter gesättigter Benzolatmosphäre. Die Benzolkonzentration im Gleichgewicht stieg mit dem Humusgehalt der verschiedenen Böden (Tabelle 3.16). Mit zunehmendem Wassergehalt der Proben nahm die Sorptionskapazität für Benzoldampf ab.

Tab. 3.16: Benzolkonzentrationen verschiedener Böden im Gleichgewicht mit einer gesättigten Benzolatmosphäre

c(Benzol) [mg/g]	$C_{org}$ [%]
0,44	0,004
7,1	0,22
12,3	0,86
14,8	1,16
25,2	2,31

Quelle: Li und VOUDRIAS (1993)

### 3.4.2 Freisetzung und Verlagerung von BTX - Aromaten

WILSON ET AL. (1981) untersuchten in Perkolationsversuchen die Verlagerung von Toluol in einem Sandboden. Innerhalb von 45 Tagen wurden bis zu 13 % der applizierten Menge im Eluat wiedergefunden (140 cm lange Bodensäule; applizierte Toluolkonzentration 0,9 bzw. 0,2 mg/l; tägliche Beregnung mit 0,27 l Wasser).

In Freilandlysimetern mit drei ungestörten Bodenmonolithen führten BARBEE und BROWN (1986) Versuche zur Mobilität von Xylol durch (Bodenarten: lehmiger Sand, schluffiger Lehm,

Ton; Beregnung mit 50 mm Xylol). Im Sickerwasser (> 60 cm Bodentiefe) wurden beim Ton bereits nach einer halben Stunde, beim schluffigen Lehm nach einer Stunde und beim lehmigen Sand nach einem Tag signifikante Xylolkonzentrationen gemessen. Beim lehmigen Sand wurde die Höchstkonzentration mit 200 mg/l innerhalb von 10 Tagen erreicht.

Nach BARBEE und BROWN kann Xylol in hohen Konzentrationen dem Ton Wasser entziehen, dadurch kommt es zum Schrumpfen des Tones. Im Ton und im schluffigen Lehm wurde Xylol somit durch das Vorhandensein von Schrumpfrissen schneller verlagert als im tonarmen lehmigen Sand.

Anhand von Feldlysimetern ermittelten DIEZ und KALBFUS (1991) an einer durch extrem hohe Gaben schadstoffbelasteter Klärschlämme stark kontaminierten Pararendzina aus Kalkschotter neben anderen Stoffen das Auswaschungspotential von Benzol, Toluol und Xylol. Die Konzentrationen der BTX - Aromaten im Sickerwasser (>60 cm Bodentiefe) lagen bei beiden Böden nahe bzw. unter der Nachweisgrenze von 0,1 mg/l. Es fand somit praktisch keine Auswaschung statt.

### 3.4.3 Zusammenfassung und Bewertung BTX - Aromaten

Die BTX - Aromaten werden in geringerem Ausmaß an die Festsubstanz des Bodens gebunden, dabei dürfte die spezifische Oberfläche der Matrix die Sorption ebenso bestimmen wie der Gehalt an organischer Substanz. Die Mobilität der Einzelsubstanzen kann bei Vorliegen als Gemisch erhöht sein. In grobporenen Böden wurde auch präferentieller Transport beobachtet.

## 3.5 Transfer von Phthalaten in Bodensickerwässer

### 3.5.1 Sorption und Freisetzung von Phthalaten in Böden

Nach FAIRBANKS ET AL. (1985) wird DEHP (Di-2-(ethylhexyl)phthalat) wird sehr stark an die Bodenmatrix adsorbiert. In Batchversuchen an drei verschiedenen Böden (toniger Boden-sandiger Lehm) wurde DEHP zu 96-99 % an die Bodenmatrix adsorbiert.

RUSSELL und MC DUFFIE (1986) ermittelten an Flußsandproben (0,88 %  $C_{org}$ ) Sorptionskonstanten für einzelne Phthalate und fand steigende Mobilität in der Folge DEHP-BBP-DBP-DEP (vgl. Tab. 3.17, oben).

Nach SCHMITZER ET AL. (1988) kann die Mobilität der Phthalate durch Komplexbildung an Fulvosäuren erhöht sein.

Zu ähnlichen Ergebnissen wie RUSSELL und McDUFFIE kommen ZURMÜHL ET AL. (1991) in Perkolationsversuchen an ungestörten Bodenmonolithen ( $A_p$ : 2,9 % T, 0,44 %  $C_{org}$ , pH 4,8;  $B_v$ : 8,3 % T, 0,06 %  $C_{org}$ , pH 3,9; Säulen 14,5 cm hoch, 9,4 cm Durchmesser). Im  $A_p$  werden die Phthalate stärker adsorbiert als im  $B_v$  (Tabelle 3.17, unten).

**Tab. 3.17: Sorptionskoeffizienten  $K_f$  (links, aus RUSSELL und McDUFFIE, 1986) sowie Wiederfindungsraten [%] im Säulenperkolat (unten, aus ZURMÜHL ET AL., 1991) für verschiedene Phthalate**

Substanz	$K_f$
DEP	1,1
DBP	22
BBP	270
DEHP	1390

Horizont	DMP	DEP	DBP	BBP	DEHP
A <sub>p</sub> (0-35 cm)	45,7	31,8	n. v.	n. v.	n. v.
B <sub>v</sub> (35-60 cm)	101,3	101,7	8,8	1,9	n. v.

n. v. = im Eluat nicht vorhanden

Unter Feldbedingungen können Phthalate in tiefere Bodenschichten gelangen, wie aus den Untersuchungen von KÖRDEL und MÜLLER (1992) ersichtlich ist. In Bodenprofilen in der Nähe von Phthalat-Emittenten stellten sie eine Tiefenverlagerung von DEHP und DBP bis in 70 cm Bodentiefe fest (mit Konzentrationen von bis zu 0,07 mg/kg DEHP und 0,056 mg/kg DBP). Nach Ansicht der Autoren erfolgte diese Verlagerung möglicherweise in Makroporen oder Schrumpfrissen.

REHDING (1993) stellte in ihren Versuchen ebenfalls eine erhöhte Mobilität von Phthalaten durch gelösten Transport in bevorzugten Fließbahnen (Makroporen) fest. Im Bodenwasser aus Lysimeterproben waren wenige Tage nach Ausbringung auf einen zu Versuchsbeginn feuchten Boden die Phthalate DMP und DEP bis in 60 cm Bodentiefe in zum Teil hohen Konzentrationen von bis zu 7,4 mmol/l DMP bzw. 3,3 mmol/l DEP nachweisbar (Beregnung mit Lösungen mit 5 mmol/l DMP bzw. 3,6 mmol/l DEP).

REHDING führt dies auf einen schnellen konvektiven Transport in groben Poren zurück. Das Ausmaß dieser Verlagerung hängt nach Ansicht der Autorin jedoch vom Wassergehalt des Bodens und klimatischen Bedingungen ab und nimmt mit zunehmendem Boden-Wasser-Verteilungskoeffizient der Stoffe ab.

### 3.5.2 Zusammenfassung und Bewertung - Phthalate

Die Phthalate unterscheiden sich in ihrem Adsorptionsverhalten und somit in ihrer Mobilität im Boden; von den untersuchten Phthalaten steigt die Mobilität in der Reihenfolge DEHP - BBP - DBP - DEP - DMP an. Mit Zunahme des Gehaltes an organischer Substanz im Boden nimmt die Mobilität ab. Neben dem löslichkeitsgesteuerten Transport wird auch schneller konvektiver Transport in Grobporen beobachtet.

## 3.6 Transfer von Mineralölen in Bodensickerwässer

### 3.6.1 Retention und Ausbreitung von Mineralölen in Böden

#### Retention

Bodenstruktur, Bodenwassergehalt und Art (spezifisches Gewicht, dynamische Viskosität) bzw. Menge des Mineralölproduktes beeinflussen das Versickerungsverhalten. Das Eindringen von Mineralölen in den Boden hängt unter anderem vom Humusgehalt des jeweiligen Bodens ab; je niedriger dieser ist, desto tiefer kann das Öl eindringen. So stellte GRUMMER (1964) ein höheres Ölrückhaltevermögen von Wiesenböden im Vergleich zu Ackerböden fest. Ein häufiger Texturwechsel verzögert die Tiefenverlagerung von Mineralölen.

KLOKE und LEH (1966) untersuchten die Sättigungs<sup>5</sup> und Speicherkapazität<sup>6</sup> unterschiedlicher Böden für verschiedene Mineralöle. Demnach steigt die Sättigungskapazität eines Bodens für Mineralöle mit dessen Humusgehalt an, es bleibt jedoch immer unter der maximalen Wasserspeicherkapazität. Die Sättigungskapazität eines Bodens nimmt im allgemeinen mit der Viskosität des Mineralöles zu.

Wie KLOKE und LEH an weiteren Versuchen aufzeigten, dringt Öl in feuchten Böden tiefer ein als in trockenen; die Differenz zwischen dem Aufnahmevermögen eines trockenen und eines feuchten Bodens ist jedoch um so geringer, je höher der Humusgehalt des Bodens ist.

Der Transport von Mineralölen im Boden kann in drei verschiedenen Phasen erfolgen: als ölige Phase, in gelöster Form im Sickerwasser und gasförmig in der Bodenluft. Die Verteilung zwischen diesen Phasen hängt von der jeweiligen Zusammensetzung des Mineralöles ab (GOLWER, 1982). Das Mineralöl-Rückhaltevermögen von Lockergesteinen hängt unmittelbar mit deren Textur bzw. der Durchlässigkeit zusammen, wie Tabelle 3.18 zeigt. Die genannten Werte gelten für Kerosin, leichtes Heizöl und Dieselöl; für leichtflüchtige Mineralöle, z. B. Benzin, müssen die Werte um ca. 1/3 reduziert werden.

**Tab. 3.18: Rückhaltevermögen verschiedener Substrate für Mineralöle l/m<sup>3</sup>**

Substrat	Rückhaltevermögen	Ref.
Steine, Grobkies	5	*
Sandiger Kies, kiesiger Sand	8	*
Mittel- bis Grobsand	15	*
Fein- bis Mittelsand	25	*
Feinsand, schluffiger Sand	40	*
leichte bis mittlere Böden	15-25	**
humose Böden	36	**
humoser Sand	15	***

Quellen: \* GOLWER (1982), \*\* FIEDLER (1990) \*\*\* GRUMMER (1964)

<sup>5</sup> maximales Aufnahmevermögen des trockenen Bodens

<sup>6</sup> Ölmenge, die durch Wasser nicht ausgewaschen werden kann

### Tiefenverlagerung

Nach FIEDLER (1990) nimmt die Tiefenverlagerung von Öl bei Sandböden bis zu einem Wassergehalt von ca. 50 % des Porenvolumens zu, bei höheren Wassergehalten wird die Verlagerung behindert.

Die Tiefenverlagerung von Rohöl im Boden erfolgt langsamer als die horizontale Ausbreitung (0,3-3 m/Monat). Benzin wird schneller verlagert, da es eine geringere Viskosität besitzt (BLUME, 1992). So ist Benzin 1,2-1,7fach und Diesel 0,1-0,5fach beweglicher als Wasser .

Nach SAUERBECK (1985) ist das Verlagerungspotential von niedrigviskosen Ölen höher als das der hochviskosen. Die Speicherkapazität von Böden ist für höherviskose Öle größer als für die leichteren Komponenten.

### Ausbreitung

Bei der Wanderung von Öl in tiefere Bodenschichten verbleibt stets ein Teil der Ölnenge kapillar gebunden als "Residualsättigung" zurück. BAEHR (1987) gibt für Benzin Residualsättigungswerte von 26 g/kg für einen mittleren Sand und 44 g/kg für einen feinen Sand an. Die Residualsättigung kann nach BAEHR eine langfristige Gefahr für das Grundwasser darstellen, da Teile der nicht mischbaren Phase im Sickerwasser gelöst werden können oder in die Gasphase übergehen; dadurch unterliegen diese einer Verlagerung. Nach UMWELTBUNDESAMT (1990) kann die Residualsättigung ca. 3-6 % des Porenvolumens betragen.

Das Ausbreitungsverhalten von Öl im Boden hängt von der infiltrierten Menge ab (UMWELTBUNDESAMT, 1990): ist diese kleiner als das Rückhaltevermögen des Sickerbereichs, dann bleibt das Öl als hydrophobe Phase im Sickerbereich hängen, über das Sickerwasser können lösliche Bestandteile in das Grundwasser gelangen. Übersteigt die infiltrierte Ölmenge das Rückhaltevermögen des Sickerbereichs, dann breitet sich das Öl auf der wassergesättigten Zone aus, lösliche Bestandteile werden mit dem Grundwasser weggeführt.

Leichtsiedende Mineralölprodukte bzw. -bestandteile liegen in der ungesättigten Zone in der Gasphase vor. Da sie schwerer sind als die Porenluft, sinken sie nach unten ab und breiten sich auf geringer durchlässigen Schichten oder dem Kapillarsaum aus. Mit einem Anstieg des Wassergehaltes über die Haftwassersättigung hinaus geht die Abdiffusion stark zurück. Die Verdunstung und Verflüchtigung von Gasen aus einem Ölkörper erfolgt sehr langsam (UMWELTBUNDESAMT, 1990).

## 3.6.2 Zusammenfassung - Mineralöle

Die Sorption von Mineralölen wird im wesentlichen durch deren chemische Eigenschaften und die Zusammensetzung der jeweiligen Fraktion beeinflusst. Die einzelnen Substanzen können sich hinsichtlich der Sorption kompetitiv verhalten. Generell nimmt die Sorption mit abnehmender Wasserlöslichkeit der Mineralöle bzw. Mineralölbestandteile zu.

Im Hinblick auf die Sickerwassergefährdung durch Mineralöle ist deren Viskosität von besonderer Bedeutung; mit zunehmender Viskosität nimmt die Beweglichkeit der Mineralöle im Untergrund ab. Die Höhe der Viskosität kann sich während der Versickerung ändern, z. B.

nimmt durch die Verdunstung von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen und die Lösung wasserlöslicher Bestandteile im Bodenwasser die Dichte und die Viskosität des verbleibenden Mineralöls zu. Daraus ergibt sich auch ein verändertes Verlagerungsverhalten.

Übersteigt die vorhandene Ölmenge die Sättigungskapazität eines Bodens, dann kann es zur Ausbildung einer Ölphase und nachfolgender Verlagerung bis in das Grundwasser kommen. Verbleibt der Ölkörper als Phase im wasserungesättigten Bereich, kann es durch Herauslösen von wasserlöslicheren Bestandteilen und deren Transport mit dem Sickerwasser ebenfalls zu einer Kontamination des Grundwassers kommen.

### 3.7 Allgemeine Literatur zur Mobilität organischer Schadstoffe, Modellansätze und Reviews

HSU ET AL. (1993) modellierten das Verhalten von 4 organischen Schadstoffen, darunter Benzo(a)pyren, über fünf Jahre nach Ausbringung von belastetem Kompost. Das Modell beschreibt die Prozesse Sorption, Abbau, Volatilisation, Aufnahme durch Pflanzenwurzeln und vertikale Verlagerung auf der Grundlage von Kennwerten der untersuchten Schadstoffe, Bodeneigenschaften und meteorologischer Daten. Es wurde anhand eines Feldexperiments kalibriert, in dem über 71 Tage nach Kompostapplikation verschiedene Parameter gemessen wurden. Die Simulation identifiziert die Sorption als verhaltensbestimmenden Prozeß für BaP, während Abbau nur wenig und die übrigen Prozesse nicht relevant sind (Tabelle 3.19).

**Tab. 3.19: Relevanz verschiedener Vorrats-/Flußgrößen für das Verhalten organischer Schadstoffe (Simulation über fünf Jahre auf der Grundlage von Felddaten)**

	Adsorption	Abbau	Volatilisation	Pflanzenaufnahme	Verlagerung
<b>BaP</b>	H	G	N	N	N
<b>Chlordan</b>	H	G	J	N	N
<b>PCB</b>	H	G	J	N	N

H = hoch, G = gering, J = ja, N = nein, Quelle: HSU ET AL. (1993)

In der Abschätzung für PCB (ohne Differenzierung nach Kongeneren) kommt gegenüber BaP die Volatilisation als weiterer, untergeordneter Prozeß hinzu (Tab. 3.19). Außerdem wird das Verhalten von PCB bei verringertem  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens simuliert. Dabei ergeben sich über die betrachteten fünf Jahre erwartungsgemäß höhere PCB-Konzentrationen in der Bodenlösung im Oberboden im ersten Jahr sowie eine beträchtliche Verlagerung in tiefere Schichten von Jahr zu Jahr. Die Autoren gehen dabei allerdings von einem statischen  $K_{oc}$  aus, d. h.  $C_{org}$  wird als einzige sorptionsrelevante Bodenkomponente und dessen Qualität als konstant angesehen, was bei realem Humusabbau kaum zutreffen dürfte.

Ebenso wird von HSU ET AL. für Chlordan die Relevanz der unterschiedlichen Prozesse in der Folge Adsorption > Abbau > Volatilisation bewertet.

Mit der Freisetzungskinetik von organischen Schadstoffen, insbesondere PAK, befaßt sich GRATHWOHL (1994). Die Freisetzung von PAK aus realkontaminierten Substraten erfolgt häufig diffusionskontrolliert und hängt somit von den Kornradien und den Diffusionskonstanten  $D$

ab. Bei nichtlinearer Sorption muß außerdem die Konzentrationsabhängigkeit von  $D$  beachtet werden. GRATHWOHL (1994) nennt Diffusionskonstanten für einige PAK, aus den die Mobilisierung abgeschätzt werden kann.

In einem ausführlichen Review behandeln HEMMINGER und MASON (1994) die Bewegung von PCB im Untergrund. Sie listen zunächst die Zusammensetzung einiger kommerzieller PCB-Mischungen auf, beschreiben ausführlich die chemisch-physikalischen Eigenschaften der wichtigsten Kongenere und skizzieren die wichtigsten Prozesse zur Beschreibung des Umweltverhaltens der PCB. Abschließend wird in mehreren Fallbeispielen die Tiefenbewegung von PCB in Böden beschrieben und diskutiert. Dabei wird deutlich, daß Lösungstransport mit dem Sickerwasser für PCB in Böden allenfalls eine untergeordnete Rolle spielt. Stattdessen perkolieren die PCB als eigene, nichtbenetzende apolaxe Phase (NAPL) bis zum Grundwasserspiegel und werden dort von den wassergefüllten Poren aufgehalten, bis sie ihre charakteristische Residualkonzentration erreichen. Bei kleineren Schadensfällen kommt es daher nach HEMMINGER und MASON (1994) kaum zu nennenswerter Tiefenverlagerung der PCB; der einzige beobachtbare Transportmechanismus ist bevorzugter Fluß entlang sichtbarer Risse.

In einem Review werten WAHLSTRÖM ET AL. (1994) die methodischen Ergebnisse fünf europäischer Institute zum Leaching von PAK aus. Sie fanden eine starke Abhängigkeit der in Batchversuchen bestimmten Desorptionsraten vom verwendeten Filtermaterial bei der Aufbereitung der Extrakte. Die gefundene PAK-Konzentration sinkt sehr stark mit der Ausschlußgröße der Membranfilter, was darauf hinweist, daß die PAK in Extrakten vornehmlich kolloidal gebunden vorliegen. In einstufigen Desorptionsexperimenten wurden - mit Ausnahme von Naphtalen - max. 0,5 % der Ausgangsgehalte mobilisiert.

FIEDLER ET AL. faßten 1995 das Wissen über das Umweltverhalten und Gefährdungspotential von PCB zusammen. Dabei werden Nomenklatur, physikalisch-chemische Eigenschaften und Analytik der unterschiedlichen Kongenere und ihrer Gemische ausführlich behandelt. Weitere Kapitel befassen sich mit Biochemie und Toxikologie, typischen Konzentrationen in verschiedenen Umweltmedien und dem Abbau der PCB. Im Zusammenhang mit dieser Studie von Interesse sind insbesondere die letzten Abschnitte, die das Verhalten in der Umwelt, insbesondere Ad- und Desorptionsprozesse, zum Gegenstand haben. FIEDLER ET AL. betonen die Bedeutung von Kolloiden und Cosolventien für den PCB-Transport im Zusammenhang mit Ablagerungen und Schadensfällen mit Chemikalien.

KRAUSS und TAURO (1995) untersuchten Tiefenprofile von sechs PCB-Kongeneren (Kongener 28, 52, 101, 153, 138, 180) in Waldbodenprofilen aus dem Bodenmeßnetz des Landes Baden-Württemberg. Die Gehalte in den Auflagehorizonten (Mittelwert 45,9 µg/kg, Median 34,6) waren erheblich höher als in den mineralischen Horizonten (Mittel 1,7, Median 1,5 µg/kg). Unterhalb der A-Horizonte wurden keine nennenswerten PCB-Konzentrationen gefunden. Der Quotient aus PCB-Konzentration und  $C_{org}$ -Gehalt zeigt die jeweils höchsten Werte im Fermentationshorizont ( $O_f$ ) an, die entsprechenden Werte für die Mineralbodenhorizonte nicht interpretierbar, da  $C_{org}$  als Glühverlust mit entsprechend stark überschätzten Gehalten bestimmt wurde.

Die Einschätzung von KRAUSS und TAURO, es trete kein lösungsvermittelter Transport von PCB aus der Auflage in tiefere Bodenschichten und ins Grundwasser auf, stützt sich auf die Be-

trachtung chemisch-physikalischer Stoffparameter; entsprechende Sickerwasseruntersuchungen wurden nicht durchgeführt.

In seiner Dissertation entwickelt TOTSCHE (1995) ein Modell zur Abschätzung des Transports hydrophober organischer Chemikalien (HOC) in Gegenwart immobilier und reaktiver mobiler Sorbenten. Die Bildung eines mobilen Assoziates aus organischem Schadstoff und DOC wird in Form von Gleichgewichtsprozessen formuliert, während für die Sorption des Assoziates, des freien DOC und der freien HOC lineare und nichtlineare, Gleichgewichts- und Nichtgleichgewichtssorptionsprozesse an unterschiedlich reaktive Anteile des Mediums zugelassen werden. Die Auswertung der dem Modell zugrunde liegenden Durchbruchexperimente mit PAK und HCB belegt, daß die Gegenwart mobiler Sorbenten (DOC) nicht notwendigerweise zur Mobilitätserhöhung führt, sondern - in Abhängigkeit von den experimentellen Bedingungen - sowohl zur Erhöhung der Mobilität (Co-Transport), als auch zur Reduktion der Mobilität (Co-Sorption oder kumulative Sorption) führen kann.

Obwohl das Modell nur auf Durchbruchversuche numerisch angewendet werden kann, lassen sich Folgerungen von allgemeiner Bedeutung daraus ableiten. Demnach wären alle Prozesse, die zur Freisetzung bzw. Immobilisierung von DOC führen, unter dem Gesichtspunkt von Co-Transport und Co-Sorption zu betrachten. So müssen alle Horizonte, die DOC freisetzen, auch als mögliche Quellhorizonte für Schadstoffe gesehen werden- hierunter fallen die organischen Auflagehorizonte der Waldböden, aber auch  $C_{org}$ -reiche Pflughorizonte in Ackerböden. Dabei ist auch der Einfluß sich ändernder Umwelt- oder Bewirtschaftungsbedingungen auf die DOC-Dynamik (z.B. Grünlandumbruch) zu berücksichtigen. Als wesentliche Senke für DOC - und damit auch für DOC-assoziierte Schadstoffe - sind mineralische Unterbodenhorizonte zu betrachten, bevorzugt  $C_{org}$ -arme, sesquioxid- und tonreiche Horizonte ( $B_s$ ,  $B_t$ ,  $S_d$ , P, T).

SAÇAN und BALCIOĞLU (1996) beschreiben ein nicht-empirisches Modell zur Vorhersage der Sorptionsneigung ( $K_{oc}$ -Werte) organischer Halogenverbindungen aufgrund der Molekülstruktur. Für 11 PCB und für HCB finden sie z. T. sehr gute Übereinstimmung mit Werten aus der Literatur und betrachten daher ihr Modell als sehr gut geeignet. Anforderungen an die Qualität des sorptiven Substrats werden nicht gestellt. Die Autoren listen Schätzwerte für den  $\log K_{oc}$ -Wert 45 weiterer PCB-Kongenere auf.

WILSON ET AL. (1996) beschreiben ein Modell zur Abschätzung möglicher Grundwasserkontamination durch organische Schadstoffe nach Klärschlammmanwendung. Sie verwenden dazu für alle relevanten Stoffklassen bekannte Daten über physikochemische Stoffeigenschaften (Löslichkeit, Dampfdruck,  $K_{ow}$ ,  $K_{oc}$ ,  $H_b$ , (biologische) Halbwertszeit in Böden, konvektive und diffusive Mobilität und erstellen daraus eine Prioritätenliste. Die für diesen Bericht relevanten Stoffklassen werden alle nicht als potentielle „leacher“ eingestuft, d. h. die Autoren sehen kein Risiko für eine Grundwasserkontamination mit diesen Stoffen durch Klärschlammausbringung.

## 4 Transfer organischer Schadstoffe aus Böden in Nahrungs- und Futterpflanzen

### 4.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

#### 4.1.1 Boden - Pflanze - Transfer von PAK

Im folgenden wird die Literatur zur Pflanzenaufnahme von PAK und ihren Einflußgrößen in chronologischer Reihenfolge referiert und ausgewertet. Soweit möglich, wurden aus den gegebenen Daten Transferfaktoren für jede PAK-Einzelsubstanz berechnet und in der zusammenfassenden Tabelle 4.10 (S. 72-83) dargestellt. Da die Pflanzengehalte der PAK in der Literatur nicht einheitlich, sondern teils auf Frischmasse (FM), teils auf Trockenmasse (TM) bezogen angegeben werden, sind die entsprechenden Transferfaktoren als  $TF_f$  bzw.  $TF_t$  gekennzeichnet.

LINNE und MARTENS (1978) untersuchten die PAK-Aufnahme durch *Pilze* und *Möhren* aus unterschiedlich stark belasteten Substraten. Sie konnten keine PAK-Aufnahme durch die Pilze nachweisen. In den Möhren wurden diejenigen Einzelsubstanzen nachgewiesen, welche im Boden in größerer Menge vorhanden waren. Für solche Substanzen mit hohen Bodengehalten konnte zum Teil eine Abhängigkeit zwischen Boden- und Pflanzengehalten festgestellt werden. Die steigenden Bodengehalte von Gartenerde-Sand-Gemisch zu Müllkompost-Sand-Gemisch spiegelten sich in ebenfalls steigenden Pflanzengehalten wieder. Die von LINNE und MARTENS berechneten Transferfaktoren sind in Tabelle 4.10 in aggregierter Form wiedergegeben.

SIEGFRIED und MÜLLER (1978; z. T. auch veröffentlicht bei MÜLLER 1976) konnten in Untersuchungen von *Möhren*, *Salat*, *Spinat*, *Radieschen* und *Grünkohl* auf ihre BaP-Gehalte keine Abhängigkeit vom BaP-Bodengehalt feststellen. Sie fanden jedoch eine deutliche Abhängigkeit der BaP-Aufnahme vom  $C_{org}$ -Gehalt des Substrates. Diese war bei Quarzsand deutlich höher als bei einem Müllkompost-Boden-Gemisch.

Die getrennte Analyse von Möhrenschaale und -körper ergab, daß 75-85 % des BaP-Gesamtgehaltes in der Schale lokalisiert war. Nach SIEGFRIED und MÜLLER unterscheidet sich das Aufnahmevermögen nicht nur hinsichtlich verschiedener Pflanzenarten, sondern auch innerhalb einer Art hinsichtlich verschiedener Sorten. Während bei der Möhrensorte „Nantaise“ nur in der Wurzelschaale BaP vorhanden war, konnte bei der Sorte „Bauers Kieler Rote“ auch im Wurzelkörper BaP nachgewiesen werden. Die Einlagerung von BaP bei Radieschen blieb auf das Rindengewebe beschränkt, die Gehalte stiegen selbst bei hohen Bodengehalten kaum an.

In Blattgemüse konnten SIEGFRIED und MÜLLER generell höhere BaP-Gehalte nachweisen als in Wurzelgemüse. Dies führten die Autoren auf eine mögliche Verflüchtigung des BaP aus dem Boden mit anschließender Aufnahme über die Blätter zurück. Angaben über atmosphärische Deposition wurden nicht gemacht.

WANG und MERESZ (1982) stellten bei Untersuchungen von *Zwiebeln*, *Möhren* und *Tomaten* eine vorrangige Kontamination der Schalen im Vergleich zum Fruchtkörper fest. Wie Tabelle 4.1

zeigt, wurden niederkondensierte PAK von den Pflanzen verstärkt aufgenommen. Die z. T. sehr geringen Gehalte waren analytisch schwer abzusichern.

Tab. 4.1: PAK-Gehalte in Boden und verschiedenen Gemüsearten [mg/kg FS]

	Boden [mg/kg]	Frische Schale	Zwiebeln geschält	Lager- zwiebeln Schale	Lager- zwiebeln geschält	Möhren Schale	Möhren geschält	Tomaten Schale
PHE	73	0,98	0,09	44,2	0,83	4,26	0,38	0,28
ANT	58			14,2	1,05	1,48	0,06	0,08
FLA	100			29,8	0,35	2,59	0,24	0,17
PYR	111	0,34	0,04	29,8	0,48	2,27	0,14	0,14
BaANT	59	n. n.	n. u.	4,96	n. n.	0,44	n. n.	n. n.
CRY	62	0,17	0,03	22,0	0,30	0,72	0,13	n. n.
BeP	50	n. n.	n. n.	2,92	n. n.	1,05	0,08	n. n.
BbFLA	57	0,05	0,01	2,64	0,09	0,46	0,06	0,01
BkFLA	39	0,06	0,01	5,36	0,05	0,14	0,03	0,02
PER	26	0,03	0,02	2,08	0,04	0,50	0,03	n. n.
BaP	76	0,03	0,01	7,36	0,06	0,21	0,02	0,01
DBahANT	17	n. n.	n. n.	1,72	0,07	n. n.	n. n.	n. n.
INDPYR	44	0,03	n. n.	8,52	0,06	0,20	0,03	n. n.
BghiPE	71	0,07	n. n.	16,6	0,14	0,38	0,04	0,02

Quelle: WANG und MERESZ (1982)

Nach WANG und MERESZ beruhen die höheren Gehalte der Lagerzwiebeln im Vergleich zu frischen Zwiebeln auf einer unterschiedlichen Dauer des Bodenkontakts und dem Gewichtsverlust während der Lagerzeit. Da die Versuchsfläche in der Nähe einer sehr stark befahrenen Straße lag, sind die ermittelten PAK-Gehalte in den Tomatenschalen vermutlich auf atmosphärischen Eintrag zurückzuführen. In den geschälten Tomatenfrüchten waren keine PAK nachweisbar.

FRITZ (1983a,b) führte mit verschiedenen Pflanzenarten Untersuchungen zur Aufnahme von BaP in Abhängigkeit vom Bodengehalt durch. Ab Bodengehalten von ca. 1 mg/kg kann eine deutliche Zunahme der Pflanzengehalte festgestellt werden. Die einzelnen Gemüsearten unterscheiden sich bezüglich ihres Aufnahmevermögens. Vor allem diejenigen mit großer Blattoberfläche, wie z. B. Petersilie, Salat und Spinat zeichnen sich im allgemeinen durch höhere BaP-Gehalte aus. Eine Ausnahme bildet der *Grünkohl*, der nur geringe BaP-Gehalte aufweist. Häufig ist gerade Grünkohl stark kontaminiert, insbesondere dort, wo eine Kontamination via Luftpfad nicht ausgeschlossen werden kann.

FRITZ führte keine Messungen zur Quantifizierung einer potentiellen Kontamination via Luftpfad durch. Diese dürfte jedoch auf Grund der geringen BaP-Gehalte im Grünkohl keinen großen

Einfluß haben. Tomaten, *Gurken und Zwiebeln* nehmen auch bei hohen Bodengehalten kaum BaP auf.

Die Kontamination von *Kartoffeln* bleibt, wie Tabelle 4.2 verdeutlicht, auf eine Kontamination der Kartoffelschale beschränkt. Erst sehr hohe Bodengehalte führen zu einer Kontamination der geschälten Kartoffel. Die hier verwendeten Bodengehalte von 18 mg/kg bzw. 2,22 g/kg ( $\Sigma$  PAK) spiegeln einen belasteten bzw. extrem hoch belasteten Boden wieder. Die aus den Daten von FRITZ (1983a,b) berechneten Transferfaktoren sind in Tabelle 4.10 wiedergegeben.

Tab. 4.2: PAK-Muster und -gehalte in Böden [mg/kg TS] und Kartoffeln [mg/kg FS]

PAK	Boden*	Kartoffeln* Schale	Kartoffeln* geschält	Boden**	Kartoffeln** Schale	Kartoffeln** geschält
PHE	10	103,7	8,9	350	851,8	111,1
ANT	0,6	2,9	0,2	360	44,4	2,7
FLA	2	40,7	5,5	600	925,9	55,5
PYR	3	37,0	4,4	360	666,7	31,1
CYR	1	4,4	0,2	350	222,7	2,2
BbFLA	0,5	1,8	0,1	50	370,3	1,8
BkFLA	0,12	0,4	0,02	12	81,5	0,3
BaP	0,3	0,9	0,04	30	89,0	0,5
BeP	0,5	1,8	0,1	70	277,8	1,1
INDPYR	0,35	1,5	0,1	32	185,2	1,3
DBahANT	0,04	0,1	0,01	5	59,2	0,1
S PAK	18,41	195,2	19,67	2.219	3.774,5	207,7

\* Gartenerde

\*\* kontaminierte Erde

Quelle: FRITZ (1983a)

Aufgrund der heterogenen Datenlage der Arbeit von KAMPE ET AL. (1987; Mittelwerte aus bundesweiten Langzeitversuchen mit Klärschlamm) lassen sich hieraus nur Tendenzen ableiten. Ein Zusammenhang zwischen Boden- und Pflanzengehalten besteht nicht. Die höchsten Transferraten sowie die höchsten Pflanzengehalte der 3 betrachteten PAK (BaANT, DBahANT und BaP) treten beim *Weizenstroh* auf. Desweiteren ist für *Kartoffeln, Zuckerrübenblatt* und *Klee* ein nennenswerter Transfer festzustellen; hier steigen die Pflanzengehalte für alle 3 PAK mit den Bodengehalten an. Für *Möhren, Zuckerrüben, Rettiche* und *Kopfsalat* können keine Aussagen gemacht werden (Transferfaktoren in Tab. 4.10).

HARMS (1989) referiert eine Untersuchung zur PAK-Aufnahme von *Kartoffeln, Hafer* und *Roggen* aus mit Müllkompost versetztem Boden. Obwohl der PAK-Gehalt im Boden durch die Zugabe von Müllkompost um ca. 70% ansteigt, steigen die Pflanzengehalte nur bei Hafer stark an, während sie in Kartoffeln und Roggen annähernd gleich bleiben (Transferfaktoren in Tab. 4.10 wiedergegeben).

Nach HARMS ist für die Aufnahme von PAK nicht nur deren Molekülgröße, sondern auch ihre Molekülkonfiguration von Bedeutung: lineare PAK werden in einem größeren Ausmaß aufgenommen als nicht lineare (vgl. Tab. 2.1).

WILD und JONES (1991) untersuchten die Verteilung von PAK innerhalb von *Möhrenwurzeln*. Dazu unterteilten sie die Wurzeln in vier Bereiche: innerer Kern, äußerer Kernbereich, innere Schale und äußere Schale. Die PAK-Gehalte nehmen von der Schale bis zum Kern der Möhrenwurzel ab, können jedoch bis in den inneren Kernbereich vordringen. Die gemessenen Werte weisen zum Teil große Schwankungsbreiten auf. Die in Tabelle 4.3 dargestellten Ergebnisse zeigen die Bedeutung der äußeren Schale sowie den Transfer einiger Einzelsubstanzen in den Kernbereich.

Tab. 4.3: PAK-Gehalte in unterschiedlichen Wurzelbereichen von Möhren [ $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ ]

PAK	Schale äußere	Schale innere	Kernbereich äußerer	Kernbereich innerer
NAP	23,3	9,1	8,6	4,9
ACE/FLU	42,5	18,5	16,3	1,1
PHE	68,7	31,4	24,0	24,9
ANT	2,8	0,9	0,3	2,3
FLA	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
PYR	12,1	4,1	9,2	9,1
BaANT/CRY	7,5	2,1	n. n.	6,2
BbFLA	2,8	0,8	1,2	2,6
BkFLA	1,2	0,3	0,7	1,6
BaP	3,5	1,2	1,0	1,7
DBahANT	2,1	n. n.	0,6	0,6
BghiPER	4,5	n. n.	4,8	n. n.
Coronen	14,4	3,0	4,7	n. n.
S PAK	185,7	71,5	71,5	55,0

Quelle- WILD und JONES (1991)

Die von CRÖSSMANN (1992) durchgeführten Untersuchungen zum Transferverhalten Boden-Pflanze von PAK sind sehr umfangreich. Die Versuche wurden in Vegetationsgefäßen (Fassungsvermögen 55 kg Boden) in einer offenen Vegetationshalle durchgeführt. Zur Kontamination wurde Anthracenöl verwendet, welches in steigenden Anteilen (4 Steigerungsvaxianten) mit nicht kontaminiertem Versuchsboden vermischt wurde (Versuchsboden: 8% T, pH 6,2, 1,2% C<sub>org</sub>; Gartenerde: 9 % T, pH 6,5, 4,5 % C<sub>org</sub>) zu gewährleisten. Um eine Kontamination der Pflanzen durch flüchtige PAK zu verhindern, wurde eine 5wöchige "Ausgasungszeit" vor der Bepflanzung eingehalten. Als Versuchspflanzen wurden *Salat, Feldsalat, Spinat, Chinakohl, Möhre, Radieschen, Sellerie, Porree, Kohlrabi, Grünkohl* und *Tomaten* sowie *Welsches Weidelgras* und *Grünraps* angezogen. Die küchenfertig aufbereiteten verzehrbaren Anteile wurden auf

13 PAKEinzelsubstanzen untersucht. In begleitenden Staubniederschlagsmessungen konnten keine PAK nachgewiesen werden.

Die untersuchten Gemüsearten nahmen in unterschiedlichem Ausmaß PAK aus dem Boden auf. In Tomaten und Kohlrabi konnten selbst bei sehr hohen Bodengehalten nur geringe PAK-Gehalte in der Frucht nachgewiesen werden. Bei Möhren wurden sehr hohe Gehalte festgestellt, was auf einer An- bzw. Einlagerung an/in die lipidreichen epidermalen Wurzelzellen beruhen kann. Dies kann auch für andere lipidreiche Wurzelgemüse (Schwarzwurzel, evtl. Spargel) von Bedeutung sein. Bei sehr hohen Bodengehalten wiesen Spinat, Möhre, Porree und Grünkohl die höchsten PAK-Gehalte auf. Zwischen den PAK-Konzentrationen in Böden und Pflanzen ergaben sich häufig positive Beziehungen, insbesondere für Möhren, Porree und Spinat. Für BaP konnten signifikante Unterschiede der Pflanzengehalte im Abhängigkeit vom Bodengehalt festgestellt werden. Während die Knollen von Kohlrabi und Sellerie sehr niedrige BaP-Gehalte aufwiesen, steigen diese in deren Blättern mit steigenden Bodengehalten an. Dies ist vermutlich auf anhaftende Bodenpartikel zurückzuführen. Auch für BbFLA, BkFLA und BghiPER steigen die Pflanzengehalte tendenziell mit den Bodengehalten an. Diese Einzelsubstanzen akkumulierten sehr stark an/in der Epidermis der Möhren.

Für das mobilere FLA bestand ebenfalls eine tendenzielle Abhängigkeit zwischen Pflanzen- und Bodengehalten. Da auch in der Kontrolle FLA nachzuweisen war, ist anzunehmen, daß letztlich bei allen Varianten eine gewisse Kontamination über verflüchtigtes FLA stattgefunden hat. Die aus den Daten von CRÖSSMANN berechneten Transferfaktoren sind in Tab. 4.10 wiedergegeben.

GELBERT (1992) untersuchte in ihrer Dissertation die Auswirkungen langjähriger Klärschlamm- und Müllklärschlammkompost(MKK)-Verwertung auf Acker- und Grünlandböden auf die PAK-Gehalte von Hafer, Zuckerrüben und Grasschnitt, jeweils im Vergleich zu einer entsprechend mineralisch gedüngten Variante.

Am deutlichsten zeigt der 3. *Grasschnitt* der Variante mit hohen Klärschlammgaben stark erhöhte BaP- und Benzofluoranthen-Gehalte, doch auch die Gehalte anderer Einzelsubstanzen sind deutlich erhöht; dies läßt sich durch mehrjährige Untersuchungen bestätigen. Die ersten und zweiten Grasschnitte jedes Jahres weisen keine eindeutigen Unterschiede zur Kontrolle auf. Im *Haferkorn* treten nur für PHE höhere Gehalte auf, während im *Stroh* insgesamt alle Einzelsubstanzen leicht höhere Gehalte aufweisen. Insgesamt ist das Stroh deutlich stärker kontaminiert als das Korn. Auch diese Ergebnisse lassen sich durch langjährige vorangegangene Untersuchungen bestätigen.

Während in der *Zuckerrübe* der MKK-Variante für einige PAK (z. B. BaP, PHE, FLA und PYR) deutlich höhere Gehalte gefunden wurden, zeigen die PAK-Gehalte der Blätter keine Unterschiede zur Kontrolle. Dies läßt den Schluß zu, daß die Rübengehalte durch die Bodengehalte (mit-)bestimmt werden, während die PAK im Rübengrün maßgeblich durch direkten atmosphärischen Eintrag in die Blätter gelangen.

Die aus den von GELBERT gelieferten Daten berechneten Transferfaktoren ( $TF_i$ ) sind in Tabelle 4.10 wiedergegeben. Sie zeigen auch hier einen Rückgang mit steigenden PAK-Bodengehalten. Auf diesem vergleichsweise niedrigen Kontaminationsniveau des Bodens wird der Transfer Boden-Pflanze relativ stark von Immissionseinflüssen überlagert, so daß Transferfaktoren wenig aussagekräftig sind. Die nur in geringem Maße auftretenden Unterschiede in den Pflanzengehalten zwischen den Varianten weisen auf einen nivellierenden Einfluß durch atmosphärischen Eintrag hin.

WILD und JONES (1992b) untersuchten an einem Sandboden das Aufnahmeverhalten von *Möhren* bezüglich 15 PAK-Einzelkomponenten bei steigenden Klärschlammgaben. Die Möhren wurden in Kraut, Wurzelschale und Wurzelkörper getrennt. Das Kraut zeigte keine steigenden PAK-Gehalte bei steigendem Bodengehalt. WILD und JONES führen die gleichbleibende Kontamination des Krauts auf atmosphärischen Deposition zurück.

Die Gehalte der (gewaschenen) Möhrenwurzeln hingegen zeigen eine nicht lineare Beziehung zum PAK-Bodengehalt. Die PAK waren insbesondere in der Wurzelschale lokalisiert: bei einem Anteil von 33-43 % am Gesamtgewicht der Möhren enthielt die Schale 65-75 % der PAK. In der Wurzel dominierten die niederkondensierten PAK (ACE/FLU, PHE), deren relative Anteile in der Pflanze im Vergleich zum Boden deutlich größer sind. Die genannten Unterschiede werden anhand der von WILD und JONES ermittelten Transferfaktoren (Tab. 4.10) ebenfalls deutlich. Für die PAK-Summe weist die Wurzelschale Transferfaktoren von 0,22-0,52 und der Wurzelkörper von 0,01-0,11 auf. ACE/FLU und NAP haben sowohl für die Möhrenschaale als auch für die geschälte Möhre deutlich höhere Transferfaktoren als die anderen Einzelsubstanzen.

LUSKY ET AL. (1993) untersuchten Pflanzenproben von 7 verschiedenen Standorten, welche durch unterschiedliche Entfernungen von Emittenten unterschiedlich stark belastet sind. Da keine Bodengehalte untersucht wurden, ist keine Identifikation des hier relevanten Kontaminationspfads für die Pflanzen möglich. In einem ersten Schritt wurde in den Pflanzenproben BaP als Leitsubstanz analysiert, nur bei BaP-Gehalten  $> 1 \mu\text{g/kg}$  wurde auf weitere PAK untersucht. Die BaP-Gehalte der Futtermittel Gras, Heu und Stroh liegen in den Gebieten mit Emittenten zum Teil deutlich über  $1 \mu\text{g/kg TS}$ . Eine Abstufung des BaP-Gehaltes der Futtermittels ist in der Folge Grobfutter  $>$  Grünfutter  $>$  Silagen  $>$  Getreide erkennbar.

Die Futtermittelproben zeigten vergleichbare PAK-Muster. Die Hauptkomponenten sind die 4Ring-PAK Pyren ( $21-71,5 \mu\text{g/kg}$ ) und FLS ( $33-93,8 \mu\text{g/kg}$ ), deren Transfer in die Pflanzen nach Ergebnissen von DELSCHEN ET AL. (1996) durch Luftpfad und Aufnahme aus dem Boden gemeinsam bestimmt wird. Dies gilt auch für die Substanzen CRY und B(a)ANT, welche ebenfalls in relativ hohen Konzentrationen ( $5,1-27,9 \mu\text{g/kg}$ ) nachgewiesen werden konnten. Die 5- und 6kernigen PAK, deren Transfer in Pflanzen nach DELSCHEN ET AL. (1996) am deutlichsten von den Gehalten im Boden beeinflusst ist, weisen Gehalte von  $0,1-5,6 \mu\text{g/kg}$  auf. Die Salatproben eines Standorts im Bereich einer Mülldeponie ergaben BaP-Gehalte von  $2,319,3 \mu\text{g/kg}$ . Die BaP-Gehalte der Äpfel sind alle  $< 0,05 \mu\text{g/kg FS}$ .

LUSKY ET AL. finden zwar deutliche Zusammenhänge zwischen den PAK-Gehalten der Pflanzenproben und der Nähe der Emittenten, aufgrund fehlender Bodenanalysen können jedoch keine weitergehenden Aussagen gemacht werden.

In einer zweijährigen Feldstudie zum Transfer von PAK aus kontaminierten Böden in verschiedene Gemüsepflanzen (Möhren, Porree, Sellerie, Buschbohnen, Grünkohl, Rotkohl, Endivie, Spinat) konnten PREUSSER ET AL. (1993) keine Korrelation zwischen den Boden- und den Pflanzengehalten feststellen. Da die Wurzelgemüse (Möhren, Sellerie) deutlich niedrigere Schadstoffgehalte als Blattgemüse (Spinat, Grünkohl) aufwiesen, gehen die Autoren von einer überwiegend immissionsbedingten Kontamination aus.

FRICKE (1994) ermittelte die PAK-Belastungssituation Magdeburger Kleingartenanlagen, indem unter Berücksichtigung verschiedener Vorinformationen über Ablagerung von Fremdmaterialien o. ä. per Zufallsprinzip Bodenproben gezogen und analysiert sowie bei erhöhtem Schadstoffniveau im Boden Gemüseproben entnommen wurden.

Die PAK-Bodengehalte weisen großflächig ein erhöhtes Niveau auf, die in Sachsen-Anhalt gültigen Orientierungswerte für BaP als Leitsubstanz (Prüfwert 2, Sanierungswert 5 mg/kg) wurden jedoch - bei Gesamt-PAK Gehalten bis 37,5 mg/kg - in keiner Probe überschritten. Die Probenahme fand im Mai statt, die im September gezogenen Proben wiesen dagegen wesentlich geringere Gehalte (2-8 mg/kg) auf und bestätigen die Annahme, daß ein großer Teil der PAK-Belastung aus den Kohlefeuerungsanlagen der umliegenden Wohngebiete stammt und diese im Lauf des Sommers mineralisiert wurden, sich verflüchtigt haben oder in die organische Substanz eingebaut wurden. Die PAK-Gehalte der Gemüseproben liegen zwischen 7 und 100 µg/kg.

NIEDERER ET AL. (1995) analysierten Bodenproben aus der Tiefe von 0-20 cm von 21 verschiedenen Standorten, 16 Kompostproben aus öffentlichen Kompostierungsanlagen und 10 Vegetationsproben (Laub von Alleebäumen sowie Gras aus Parkanlagen und Kinderspielflächen).

Mit Ausnahme der flüchtigeren Substanzen wie Naphtalen, Acenaphtylen, Acenaphten und Flouren, welche im Boden kaum vorhanden sind, sind die PAK-Konzentrationen des Bodens ca. 10fach höher als in Laub und Gras. Das PAK-Muster des Grasses ist dem des Bodens sehr ähnlich, mit den höchsten Pflanzengehalten bei Fluoranthen (0,17 mg/kg), gefolgt von Phenantren + Anthracen (0,14 mg/kg), Benzo(b+k)fluoranthen (0,11 mg/kg) und Pyren (0,09 mg/kg). Dies läßt sich vermutlich durch anhaftende Bodenpartikel erklären. Hohe Gehalte an Phenantren + Anthracen (0,21 mg/kg) sind typisch für Laubproben, doch auch Fluoranthen (0,16 mg/kg) und Pyren (0,14 mg/kg) kamen in hohen Konzentrationen vor.

DELSCHEN ET AL. (1996) untersuchten in einer umfangreich angelegten Studie (teilweise bei DELSCHEN ET AL. 1994 und HEIN ET AL. 1994 publiziert) den Transfer von PCB und PAK in verschiedene Nahrungspflanzen. Begleitend wurden Sickerwasseruntersuchungen und Depositionsmessungen vorgenommen. Die Versuche wurden in Großgefäßen (Lysimeter mit 1,5 m<sup>2</sup> und 1,5 m Tiefe) mit ungestörten Monolithen einer Parabraunerde aus Löß (pH 7,6, 0,96 % C<sub>org</sub>, U14) und einer Plaggenesch-Braunerde aus Sand (pH 6,4, 1,74 % C<sub>org</sub>, SI; Daten gelten jeweils für den Oberboden) durchgeführt; die beiden Böden werden im weiteren als "Löß" bzw. als "Sand" bezeichnet.

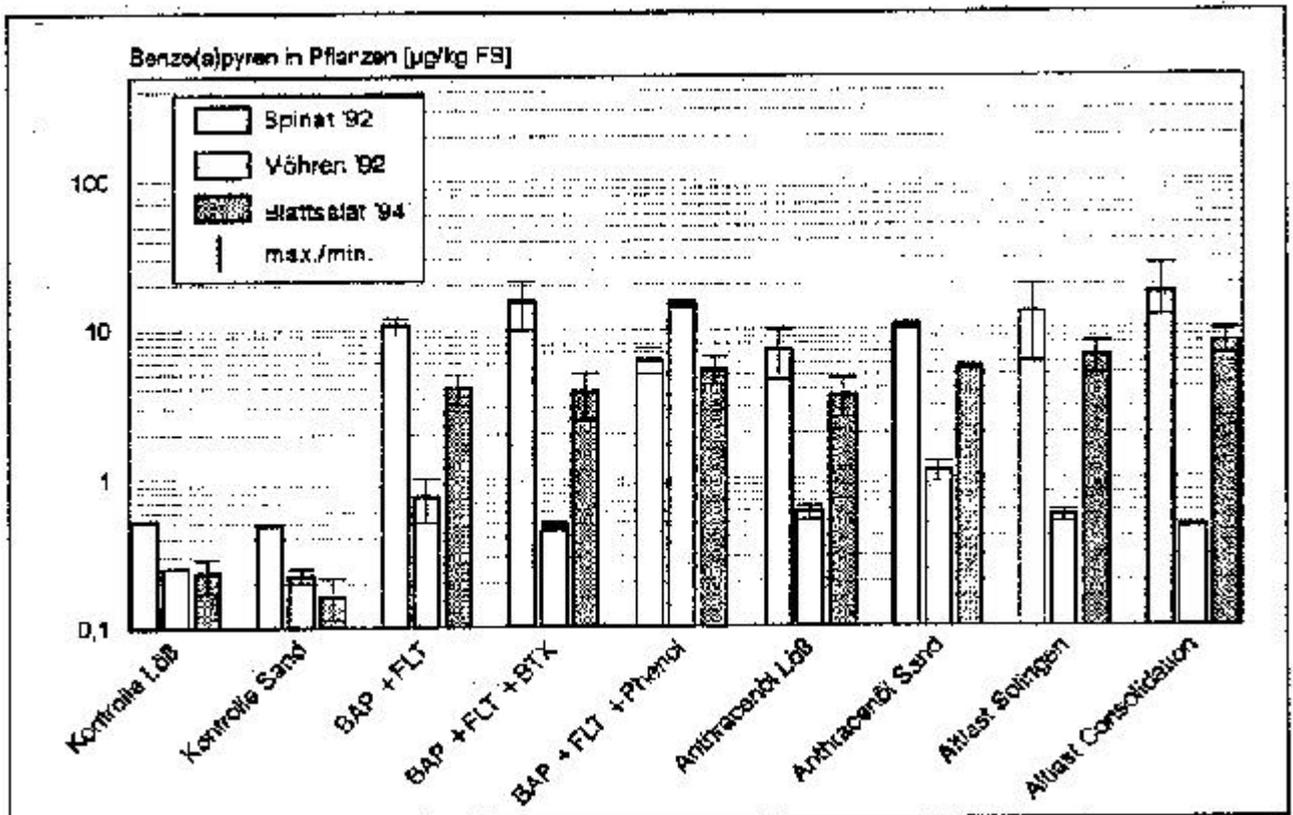
Für die Versuche wurden die Oberböden der Monolithe mit Reinsubstanzen, mit Anthracenöl bzw. mit dem Substrat zweier realkontaminierter Altlasten vermischt, wobei eine einheitliche Konzentration von 5 mg/kg BaP angestrebt wurde. Neben je einer unbelasteten Kontrolle für jeden Boden wurden die in Tabelle 4.4 aufgeführten 7 Varianten untersucht. Die Versuchspflanzen waren *Grünkohl*, *Kartoffeln*, *Möhren*, *Spinat* und *Blattsalat*, es wurden die 16 EPA-Verbindungen analytisch erfaßt und die Daten für BaP und FLA detailliert ausgewertet.

Tab. 4.4: Versuchsvarianten der PAK-Lysimeterstudie von DELSCHEN ET AL. (1996)

Variante	Boden	Bemerkungen
Benzo(a)Pyren + Fluoranthen (1 :3)	Löß	BaP + FLA als Reinsubstanzen
Benzo(a)Pyren + Fluoranthen (1 :3) + BTX	Löß	BaP + FLA als Reinsubstanzen
Benzo(a)Pyren + Fluoranthen (1 :3) + Phenol	Löß	BaP + FLA als Reinsubstanzen
Antracenöl Löß	Löß	Rüttgerswerke Castrop-Rauxel
Antracenöl Sand	Sand	Rüttgerswerke Castrop-Rauxel
Altlast Solingen	Löß	Gaswerksstandort
Altlast Consolidation	Löß	Kokereistandort

In Grünkohl, Kartoffeln und Weizen (verzehrbare Anteile) konnte kein Einfluß der BaP-Bodenbelastung auf die Pflanzengehalte festgestellt werden, insgesamt wiesen diese auch relativ niedrige BaP-Gehalte auf. Bei Spinat und Blattsalat, sowie - in geringerem Umfang - bei Möhren, zeigt sich ein deutlich erhöhter Schadstofftransfer in die Pflanze (vgl. Abbildung 4.1).

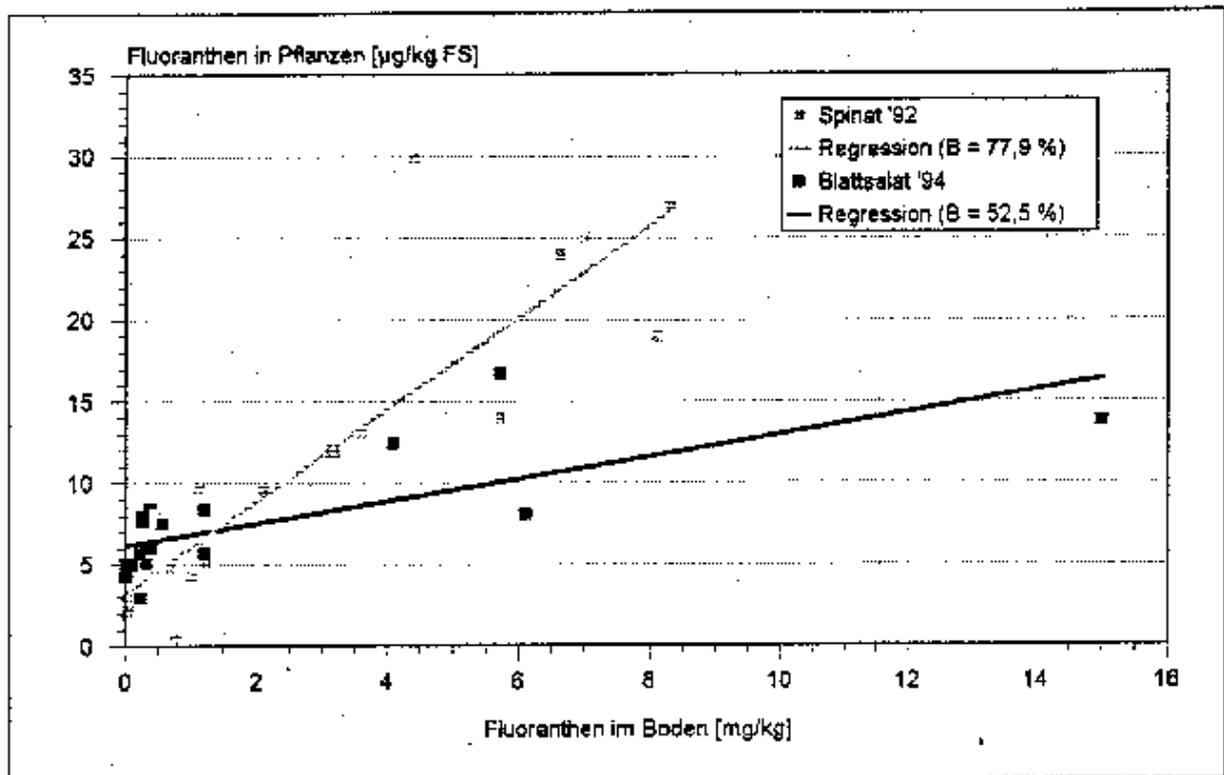
Abb. 4.1: Mittelwerte und Extrema der im verzehrbaren Anteil von Spinat, Möhren und Blattsalat ermittelten BaP-Konzentrationen in den einzelnen Versuchsvarianten (aus DELSCHEN ET AL., 1996):



Der hohe BaP-Transfer wird noch deutlicher, wenn man weitere Pflanzenteile in die Betrachtung mit einbezieht. Die höchsten BaP-Konzentrationen wurden in den Schalen der gewaschenen

Rüben (bis zu 30  $\mu\text{g}/\text{kg}$  FS) sowie im Möhrenlaub (bis zu ca. 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$  FS) festgestellt. Die Kartoffelschalen zeigten hohe BaP-Konzentrationen, im Knollenfleisch selbst wurden in den Anthracenöl- und BaP+FLA+Phenol-Varianten leicht erhöhte Gehalte gefunden. Die vergleichsweise hohen FLA-Gehalte der oberirdischen Pflanzenteile der Kontrollvarianten bestätigen die Depositionsmessungen dahingehend, daß höhere FLA-Einträge über Immissionen erfolgen, dies unterstreicht die Bedeutung des Luftpfades für die Kontamination oberirdischer Pflanzenteile. Dennoch kann auch für FLA ein erhöhter Boden-Pflanze-Transfer in Spinat, Möhren und Blattsalat festgestellt werden. In Abbildung 4.2 sind für Spinat und Blattsalat die Pflanzen- gegen die Bodengehalte aufgetragen. Die Bestimmtheitsmaße der Regressionsgeraden betragen für Spinat 77,9 %, für Blattsalat 52,5, für Kartoffellaub 50 und -schale 89,2 %. Trotz z. T. unbefriedigender Korrelationskoeffizienten ist die Tendenz deutlich zu erkennen, daß mit steigenden Bodengehalten auch die Pflanzengehalte ansteigen. Für FLA in Möhrenrübe, -laub und -schalen konnte keine Abhängigkeit von den FLA-Bodengehalten nachgewiesen werden.

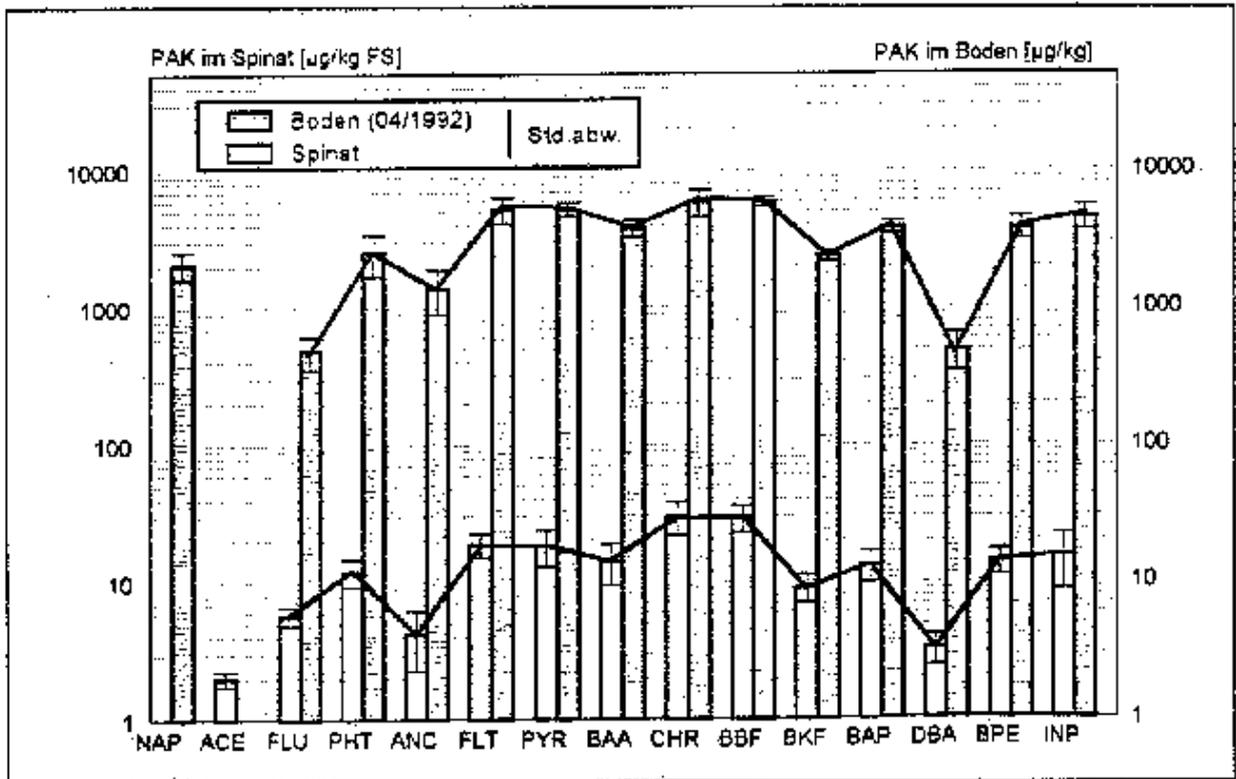
Abb. 4.2: FLA-Konzentrationen in Spinat und Blattsalat in Abhängigkeit vom FLA-Gehalt des Bodens (Spinat: Bodenuntersuchung 04/1992, Blattsalat: Bodenuntersuchung 07/1994; aus DELSCHEN ET AL., 1996):



Sowohl für BaP in der BaP+FLA+Phenol-Variante, als auch für FLA in den Varianten BaP+FLA+Phenol und BaP+FLA+BTX treten stark erhöhte Gehalte in den geschälten Möhren auf. Dies könnte auf einen höheren Transfer bei Anwesenheit von Phenol bzw. BTX hindeuten (vgl. Abschnitt 4.1.3). Werden die übrigen PAK-Einzelsubstanzen mit einbezogen, so zeigt sich beim Spinat in den Anthracenöl- und Altlastvarianten eine deutliche Übereinstimmung zwischen dem PAK-Muster der Böden und jenem der Pflanzen (vgl. Abbildung 4.3). Es ist also davon auszugehen, daß der

Spinat entweder durch direkte Schadstoffaufnahme über die Wurzeln oder durch Ausgasung der Schadstoffe aus dem Boden und Aufnahme über die Blätter kontaminiert wurde. In den Pflanzen der Kontrollgefäße wurden für alle PAK-Einzelsubstanzen Gehalte unter bzw. an der jeweiligen Bestimmungsgrenze ermittelt, so daß kein nennenswerter Immissionseinfluß anzunehmen ist.

Abb. 4.3: PAK-Konzentrationen in Boden und Spinat, gemittelt über die Anthracenöl- und Altlastvarianten (aus DELSCHEN ET AL., 1996):



In den Anthracenölvarianten weisen die Blattsalatpflanzen gegenüber den Kontrollen deutlich erhöhte Konzentrationen an 4-6 Ring-PAK auf, während die 3-kernigen Verbindungen keine Unterschiede zeigen. Dabei gleichen die Muster der 5- und 6-kernigen Verbindungen in Pflanzen und Boden einander und lassen somit auf Boden-Pflanze-Transfer schließen, wogegen die Muster der 3-Ring-PAK in Pflanzen und Staubniederschlag übereinstimmen und daher überwiegenden Immissionseinfluß anzeigen. Die Pflanzenkonzentrationen der vierkernigen PAK dürften von beiden Prozessen bestimmt werden.

Die Berechnung der Transferfaktoren ( $TF_i$ ) für die 16 EPA-Substanzen ist in Tabelle 4.10 auf den Seiten 72-83 enthalten. Die Transferkoeffizienten der Einzelsubstanzen variieren sehr stark und es wird deutlich, daß man von keiner linearen stark und es wird deutlich, daß man von keiner linearen Beziehung zwischen Boden- und Pflanzengehalten ausgehen kann. Vielmehr zeigt sich in vielen Fällen, daß mit zunehmenden Bodengehalten der Transferfaktor abnimmt. Dies gilt selbst für die Pflanzen(-teile), wie z.B. Salat und Weizenstroh, deren Gehalte mit steigenden Bodengehalten zunehmen.

Nach DELSCHEN ET AL. läßt der Vergleich der beiden Anthracenölvarianten "Sand" und Löß" (vgl. Tab. 4.4 keinen deutlichen Einfluß des Bodens auf den PAK-Transfer erkennen.

HARMS (1996; z. T. bereits bei SWEETMAN ET AL. 1991 veröffentlicht) untersuchte den Transfer von  $^{14}\text{C}$ -markiertem Phenantren und Anthracen in Tomaten. Die Versuche wurden in Plexiglasgefäßen mit 1,2 kg Boden, in den 5 bzw. 10 mg/kg des jeweiligen Schadstoffs eingemischt wurden, über einen Versuchszeitraum von 4 Wochen durchgeführt. Um die Wege des markierten Kohlenstoffs exakt verfolgen zu können, insbesondere um eine Aufnahme evtl. ausgasender Schadstoffe oder  $^{14}\text{CO}_2$  in die Blätter auszuschließen, wurden Wurzel- und Sproßbereich der Pflanzen durch eine gasdichte Folie getrennt. Ein zirkulierender Luftstrom ermöglichte eine kontinuierliche Probenahme der Gasphase im Wurzelbereich. Es wurden Kontrollen ohne Pflanzenbewuchs mitgeführt.

Die relativen PHE- und ANT-Gehalte der Wurzeln und Sprosse von Tomatenpflanzen sind in Tabelle 4.5 wiedergegeben. Im Gegensatz zu den bisher zitierten Autoren findet HARMS einen steigenden Transferfaktor ( $\text{TF}_f$ ) mit steigendem PHE-Gehalt im Boden. Dieser Widerspruch liegt vermutlich darin begründet, daß HARMS für die Berechnung des Transfers die gesamte Pflanze (auch die Schadstoffgehalte der Wurzeln) miteinbezogen hat.

**Tab. 4.5: Boden-Pflanze-Transfer und Abbauraten von Phenantren und Anthracen relativ zur eingemischten Schadstoffmenge (Anteile in [%])**

Variante	Wurzel	Sproß	$\text{CO}_2$	Boden	$T_f$
Kontrolle			7,7	80,2	
5 mg/kg ANT	0,5	0,9	42,4	40,8	0,014
10 mg/kg ANT	0,6	0,8	42,4	36,8	0,014
Kontrolle			36,8	32,0	
5 mg/kg PHE	0,7	1,2	39,1	35,1	0,019
10 mg/kg PHE	0,6	1,7	15,5	50,6	0,023

Quelle: HARMS (1996)

Zur Untersuchung des Metabolismus der Schadstoffe in den Pflanzen führte HARMS Versuche in Zellsuspensionskulturen, in Wurzelkulturen und in intakten Pflanzen auf Nährlösung durch. In den Zellsuspensionskulturen zeigte sich, daß die Assimilationsrate von ANT für alle Kulturen im Bereich von 70 bis 86 % (Weizen) schwankt, während der Einbau des radioaktiven ANT in die Fraktion der gebundenen Rückstände für die Versuchskulturen sehr unterschiedlich ist: Roter Gänsefuß 0,9, Gerste 4,1, Weizen 7,8, Hirse und Soja 8,7 und Karotte 22,5 %. Die Isolierung der Zellwandkomponenten in Pektin, Lignin, Hemizellulose und Zellulose ergab unterschiedliche ANT-Gehalte für jede Fraktion, was auf verschiedene Bindungsmechanismen schließen läßt. Für PHE zeigte sich wiederum die höchste Aufnahmerate beim Weizen, die Fraktion der gebundenen Rückstände variierte für PHE zwischen 1,5 % für Gerste und 20 % für Soja. Insgesamt tritt PHE in deutlich geringerem Maß in metabolisierter Form auf. Die PAK-Gehalte der auf Nährlösung mit markiertem ANT und PHE aufgezogenen Pflanzen (Tomaten und Weizen) zeigen wiederum eine deutliche Aufnahme in Wurzeln und Sproß, sind jedoch nicht direkt auf natürliche Verhältnisse übertragbar.

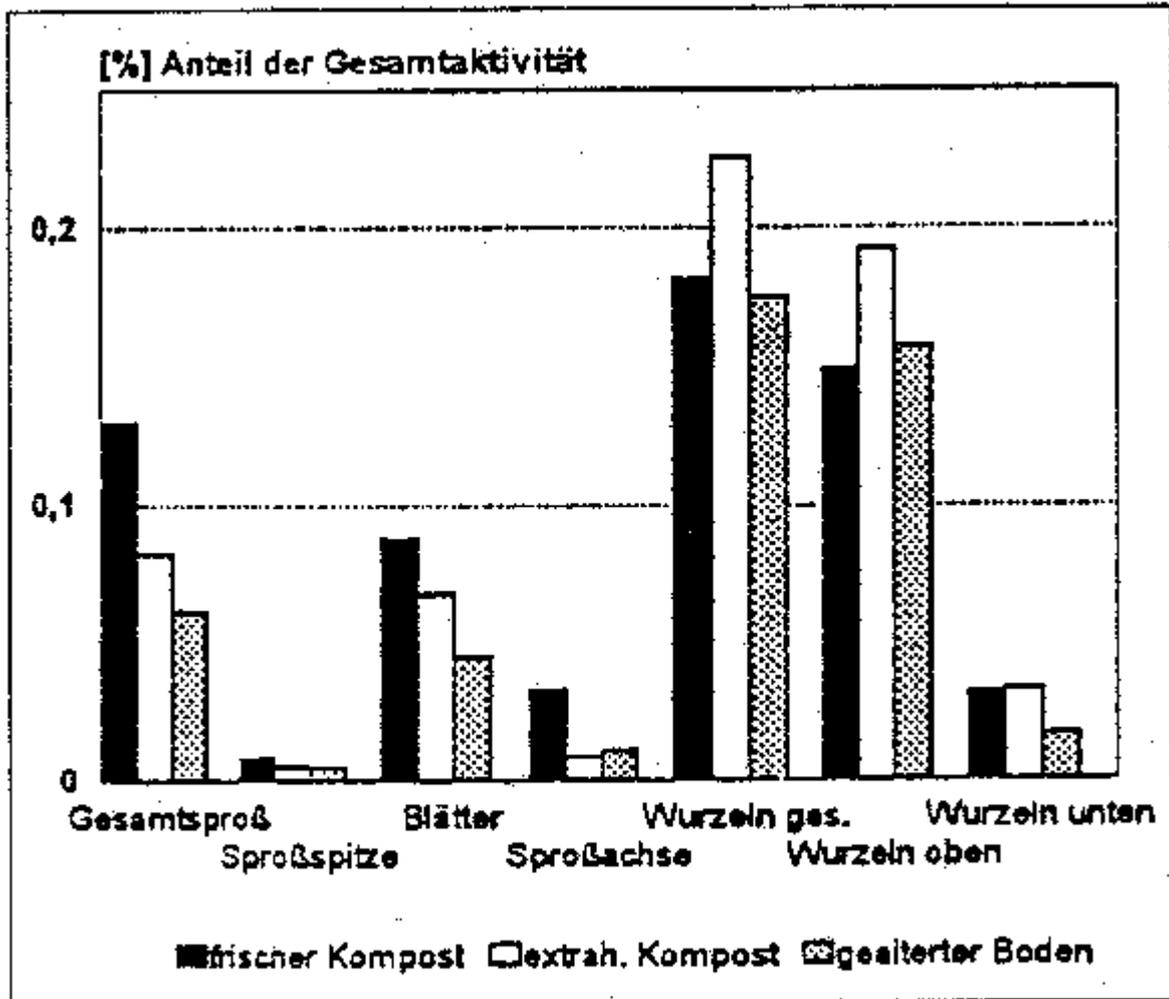
Inhalt der Arbeit von KOLB ET AL. (1996a; vgl. dazu auch KOLB ET AL. 1996b sowie KOLB und HARMS 1996) ist die Erstellung einer Gesamtbilanz für den Verbleib von  $^{14}\text{C}$ -Fluoranthren

und PCB-77 aus Komposten, unter Einbeziehung der bereits im Kompost und im Boden gebildeten Metaboliten sowie der gebundenen Rückstände. Je 100 g Kompost, der neben 12% unverändertem FLA 7% FLA-Metabolite und 80% nicht extrahierbare Rückstände enthielt (absolute Menge wird nicht mitgeteilt), wurde unter das obere Drittel der mit einem Kultursubstrat gefüllten Pflanzgefäße gemischt. Der Wurzelraum wurde mit einem Gefäßdeckel gasdicht abgeschlossen und die Öffnung für den Sproß abgedichtet, so daß Wurzel und Sproß streng in unterschiedliche Kompartimente getrennt waren. Auf den Gefäßen wurden *Tomatenpflanzen* über eine Wachstumsdauer von 4 Wochen angezogen.

Im Mittel wurden 1,6 % der extrahierbaren Radioaktivität durch die Tomatenpflanzen aufgenommen, davon wurden 0,7 % in den Sproß verlagert. Die Verteilung der Radioaktivität im Sproß wies von der Sproßachse über die Blätter zur Sproßspitze einen abnehmenden Gradienten auf. Für die Sproßachse ergab sich ein Transferfaktor von 0,11, für die Wurzelmasse von 0,53. Obwohl die Wurzeln mehrfach gewaschen wurden, kann ein Teil der Radioaktivität von anhaftenden Bodenteilchen herrühren. Die Radioaktivität im vom Wurzelraum luftdicht abgeschlossenen Sproß spricht für eine tatsächliche Aufnahme über die Wurzeln. Eine evtl. Aufnahme von markiertem CO<sub>2</sub> über die Wurzeln und eine Kontamination der Pflanzen auf diesem Wege kann ausgeschlossen werden.

Die Versuche mit "gealtertem BodeW" und extrahiertem Kompost, welche methodisch gleich angelegt wurden zeigten, daß sowohl aus den gealterten Rückständen, als auch aus den gebundenen Kompostrückständen Radioaktivität in Wurzeln und Sproß der Tomatenpflanzen aufgenommen wurde, wenn auch in geringerem Maße als aus frischem Kompost (vgl. Abbildung 4.4). Die Aufnahme der Radioaktivität aus gebundenen Rückständen erfolgte, obwohl diese im Inneren der Huminstoffgerüste gebunden war. Diese erneute Mobilisierung der gebundenen Rückstände durch die Bepflanzung bestätigte sich auch dadurch, daß nach 4wöchiger Kultur der Tomatenpflanzen wieder 10 % der Radioaktivität extrahiert werden konnte. Die Analyse dieser Extrakte zeigte, daß auch im gebundenen Rückstand noch unverändertes Fluoranthren vorhanden ist.

Abb. 4.4: Aus Kompost-Boden-Substraten aufgenommene Radioaktivität in Sproß und Wurzeln von Tomatenpflanzen (aus KOLB ET AL., 1996b):



Im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens wurden von KRAUSE (1996) unter anderem umfangreiche PAK-Untersuchungen an Nahrungspflanzen und Gartenböden aus Haus- und Kleingärten in Recklinghausen durchgeführt, sowie Ermittlungen zur Identifikation des primären Belastungspfades (Boden oder Luft) für Pflanzen unternommen. In 14 Kleingärten, die sich in einem Umkreis bis zu 1300 m in verschiedenen Windrichtungen um die Anlage befanden, wurde jeweils eine repräsentative Bodenprobe gezogen. Die Proben wiesen vielfach Beimengungen in Form von Bauschutt, Schlacken, Aschen oder Scherben auf. Ein Referenzstandort (Garten 15) lag in einer ländlichen Region im Münsterland. Die Pflanzenproben von *Endivien*, *Grünkohl* und *Lauch* wurden küchenfertig aufgearbeitet, so daß jeweils die verzehrbaren Anteile analysiert wurden.

Die PAK-Gehalte im Boden schwankten sehr stark, wobei der höchste Gehalt mit 41,2 mg/kg ( $\Sigma$  PAK nach EPA) im Garten Nr. 2 ermittelt wurde. Eine Abhängigkeit von Entfernung oder Windrichtung des Emittenten konnte nicht festgestellt werden. Die auf einer gedachten Südwest-Nordostachse zum Garten 2 benachbarten Gärten 1 und 3 wiesen wesentlich niedrigere Gehalte von 4,9 bzw. 6,8 mg/kg auf.

In den untersuchten Pflanzenproben konnten stärkere Belastungen für Grünkohl und Endivien im Vergleich zu Lauch nachgewiesen werden, jedoch gab es keine Beziehungen zwischen der Boden- und Pflanzenbelastung. In Tabelle 4.6 sind die EPA-PAK- und BaP-Gehalte in Gartenböden und Nahrungspflanzen wiedergegeben. Die Bodengehalte und Boden-Pflanze-Transferfaktoren der übrigen PAK-Einzelsubstanzen sind in Tabelle 4.10 enthalten.

**Tab. 4.6: PAK(S nach EPA) und BaP-Gehalte in Nahrungspflanzen und Böden von Hausund Kleingärten in Recklinghausen**

Garten	Boden* S PAK [mg/kg]	Boden* BaP [mg/kg]	Grünkohl S PAK [mg/kg]	Grünkohl BaP [mg/kg]	Lauch S PAK [mg/kg]	Lauch BaP [mg/kg]	Endivie S PAK [mg/kg]	Endivie BaP [mg/kg]
Garten 1	6,84	0,35			0,39	4,2	0,69	4,6
Garten 2	41,2	3,10			0,53	6,9		
Garten 3	4,85	0,37	0,86	0,82	1,35	29,3**	0,84	7,9
Garten 4	4,69	0,32			0,37	2,5		
Garten 5	21,54	1,50	1,14	13,1	1,02	4,8		
Garten 6	11,43	0,92	1,47	15,7	0,49	5,3	0,91	10,2
Garten 7	12,72	0,93	0,77	5,7	0,43	1,7	1,10	9,1
Garten 8	8,53	0,64			0,71	1,6		
Garten 9	6,35	0,37	0,91	5,0	0,47	2,4	1,23	8,4
Garten 10	15,85	0,41	0,83	7,7	0,34	1,4		
Garten 11	8,71	0,51	0,86	8,8	0,37	1,9	1,14	9,9
Garten 12	4,26	0,32	1,21	15,4	0,53	4,0	1,41	10,9
Garten 13	10,62	0,82			0,54	5,1		
Garten 14	7,42	0,60			0,44	2,2		
Referenz	1,94	0,19	0,75	3,7	0,33	1,4	0,51	2,2

\* Beprobungstiefe 0-30 cm, \*\* fragwürdiger Wert, Quelle: KRAUSE (1996)

Zur Bewertung der Eintragspfade Luft bzw. Boden wurde von KRAUSE ein Kreuzversuch sowie Untersuchungen an ungestörten Böden aus Gärten angestellt. Für den Kreuzversuch wurden zwei Standorte (Essen und Recklinghausen) ausgewählt, die sich hinsichtlich der Luft- bzw. Bodenbelastung deutlich unterschieden. An beiden Standorten wurden Gefäße mit drei belasteten Gartenböden sowie einer gärtnerischen Einheitserde und den Indikatorpflanzen Salat und Grünkohl aufgestellt. Salat wurde nach 4wöchiger Expositionszeit, Grünkohl nach 15 Wochen geerntet und küchenfertig aufgearbeitet.

Nach KRAUSE ergeben sich aus dem Kreuzversuch folgende Zusammenhänge: Die unterschiedlichen PAK-bzw. BaP-Gehalte der Böden hatten an beiden Standorten keinen erkennbaren Einfluß auf die PAK- bzw. BaP-Gehalte des Salates und des Grünkohls. Für Fluoranthene hingegen zeigte sich ein gewisser Transfer aus dem Wurzelraum in oberirdische Pflanzenorgane. Am Standort Essen waren die FLA-Gehalte der Pflanzen, welche auf belasteten Böden

wuchsen stets höher, als jene auf der unbelasteten Einheitserde (bei Salat beträgt der Unterschied 21-64 %, bei Grünkohl 52-62 %). Auch am Standort Recklinghausen läßt sich ein Transfer aus dem Wurzelraum in oberirdische Pflanzenteile erkennen. Die FLA-Konzentrationen in Salat und Grünkohl der belasteten Böden sind ebenfalls höher als die der Einheitserde. Die Unterschiede betragen beim Salat 15-121 % beim Grünkohl 0-21 %. Die analytische Schwankungsbreite liegt nach KRAUSE (1996) bei ca. 30 %, so daß die oben gefundenen Unterschiede tatsächlich aus einem Transfer von FLA vom Wurzelraum in oberirdische Pflanzenteile resultieren dürften (Transferfaktoren in Tab. 4.10 dargestellt).

Mit dem gewählten Versuchsdesign ist nicht zu klären, auf welchem Weg - Aufnahme über die Wurzeln oder Verflüchtigung aus dem Boden und Aufnahme über die Blätter - der Transfer aus dem Wurzelraum in oberirdische Pflanzenteile stattgefunden hat. Grünkohl reichert BaP und FLA wesentlich stärker an als Salat, was das besondere Akkumulationsvermögen von Grünkohl belegt. Da die PAK-Gehalte der untersuchten Pflanzen am Standort Recklinghausen in allen Varianten höher sind, ist dort der Luftpfad wichtiger Eintragspfad.

SCHNÖDER ET AL. (1996; identisch mit SCHNÖDER 1995 und teilweise auch bei SCHNÖDER ET AL. 1994 publiziert) untersuchten Mit  $^{14}\text{C}$ -markierten Schadstoffen deren Verbleib in bepflanzten Lysimetern. In zwei Freiland-Lysimetern ( $1\text{ m}^2$ , Profiltiefe 110 cm) mit ungestörten Bodenmonolithen einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Parabraunerde aus Löß wurden PAK (FLA und BaP) bzw. PCB (PCB-28 und PCB-52) in den  $A_p$ -Horizont eingearbeitet. Nach dem Einmischen waren im Boden 10,77 mg/kg BaP und 32,32 mg/kg FLA enthalten, dies entspricht einer vergleichsweise starken Belastung. Durch eine drastische Abnahme der FLA-Konzentration (mit entsprechender Freisetzung von  $^{14}\text{C}\text{O}_2$ ) lag die Radioaktivitätskonzentration im PAK-Lysimeter bereits nach 133 Tagen bei weniger als 50 % der Anfangskonzentration und sank auf ca. 30% nach 834 Tagen. Als Versuchspflanzen wurden in drei aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden *Möhren*, *Winterweizen*, *Kartoffeln*, *Grünkohl* und *Spinat* unter praxisüblicher Bewirtschaftung angebaut.

Die Aufnahme an Radioaktivität in die Pflanzen ist in Tabelle 4.7 zusammengestellt. Die Äquivalentkonzentrationen für die Ausgangssubstanzen wurden aufgrund der extrahierbaren unpolaren radioaktiven organischen Substanzen berechnet, da dies eine realistischere Abschätzung der Stoffkonzentrationen erlaubt, als die Berechnung aufgrund der Gesamtradioaktivitätskonzentration im Pflanzenmaterial. Diese berechneten Äquivalentkonzentrationen sind dennoch nur als grobe Orientierungswerte zu sehen. Analytisch-chemisch nachweisbar (bei einer Grenze des praktischen Arbeitsbereichs von 0,1 mg/kg) waren PAK nur in Möhren (s. u.).

Tab. 4.7: Radioaktivitätskonzentrationen und -gehalte sowie Äquivalentkonzentrationen an FLA und BaP in Pflanzen der Lysimeterstudie

Kultur	Organ	<sup>14</sup> C-Konz. [Bq/g]	Anteil* [%]	Äquivalentkonzentration** FLA [mg/kg]	Äquivalentkonzentration** BaP [mg/kg]
<b>Möhren</b>	Laub	788,0	0,037	10,17	15,41
	Rübe	375,5	0,064	5,11	7,75
	Hypokotyle + Fadenwurzeln	1151,7	14,38		
<b>Weizen</b>	Korn	24,1	0,006	0,01	0,15
	Spreu	27,3	0,002	0,89	1,35
	Stroh	24,4	0,009	0,05	0,08
<b>Spinat</b>	Blatt + Stiel	45,8	0,005	0,16	0,24
<b>Kartoffeln</b>	Fleisch	7,6			
	Schale	11,2			
	Σ Knolle		0,005		
	Wurzeln	44,8			
<b>Grünkohl</b>	Blätter	3,8	0,001		
	Wurzeln	16,2	0,001		

\* an der Gesamt-Radioaktivität zu Versuchsbeginn \*\* berechnet auf Basis der Radioaktivität in der organischen Phase, Quelle: SCHNÖDER ET AL. (1996)

Bei Möhrenpflanzen war die Aktivitätskonzentration im Laub mit 788 Bq/g etwa doppelt so hoch wie in der Rübe mit 375 Bq/g. In der Rübe wurden 0,064 % der eingesetzten Radioaktivität wiedergefunden, in der Möhrenpflanze insgesamt 0,128 %. Autoradiographische Untersuchungen ergaben, daß der Hauptanteil der Radioaktivität im Bereich der Wurzelrinde lokalisiert ist und vermutlich an der Oberfläche adsorbiert wurde, jedoch konnte für BaP ein sortenabhängiges Eindringen in den Rübenkörper beobachtet werden. Die hohen Konzentrationen in oder an der Möhrenwurzel (auch Fadenwurzeln) liegt einerseits an der hohen Affinität des lipidreichen Wurzelgewebes, andererseits an der hohen Bioverfügbarkeit der unmittelbar vorher eingemischten Schadstoffe. Diese hohe Bioverfügbarkeit ist auch an den sehr hohen Radioaktivitätskonzentrationen im Laub erkennbar. Wie die stark abfallenden Bodengehalte bestätigen, hat sich sehr viel Schadstoff während der ersten Vegetationsperiode aus dem Boden verflüchtigt und wurde vom Möhrenlaub aufgenommen. Chemisch nachweisbar waren in den Möhrenrüben 0,44 mg/kg BaP und 3,90 mg/kg FLA, im Laub wurden 3,84 mg/kg FLA bestimmt.

Die Ergebnisse der ersten Vegetationsperiode täuschen einen zu hohen Transfer vor. Aufgrund des starken Konzentrationsabfalls der Schadstoffe im Boden (bereits um mehr als 50 % nach 4 Monaten) und der dadurch fehlenden Bezugsbasis, wurde auf die Berechnung von Transferfaktoren für Möhren verzichtet.

Zwischen Korn, Spreu und Stroh der Weizenpflanzen traten keine Unterschiede in den Radioaktivitätskonzentrationen auf. Die Weizenpflanze insgesamt nahm nur 0,017 % der eingesetzten Radioaktivität auf, davon die Hälfte in das Stroh.

Spinat, Kartoffeln und Grünkohl zeigten ebenfalls sehr geringe Aufnahmen (vgl. Tabelle 4.7), insgesamt nur 0,003-0,005 % der eingesetzten Radioaktivität. Vergleichsweise geringe Gehalte in Kartoffel- und Grünkohlwurzeln zeigen, daß zu diesem Zeitpunkt (23 Monate nach der Einarbeitung) nur noch geringe Anteile der Schadstoffe für eine Adsorption an den Wurzeloberflächen verfügbar waren. Für Kartoffelfleisch berechnete SCHNÖDER ET AL. einen Transferfaktor von 0,03 bis 0,04, für Grünkohlblätter von 0,01 bis 0,02 für die Summe beider PAK.

Weitergehende Untersuchungen beschäftigten sich mit Abbau und Metabolismus der eingesetzten Schadstoffe. Während FLA zum großen Teil mineralisiert wurde, wurde BaP in die stabile organische Substanz des Bodens eingebaut. Diese beiden Prozesse sorgten maßgeblich für die Reduzierung der analytisch detektierbaren Rückstände. Während für FLA keine Metaboliten nachgewiesen wurden und daher keine Aussagen über Abbauewege gemacht werden können, wurden verschiedene BaP-Metaboliten gefunden, welche aber nicht akkumulierten und demnach nur Zwischenprodukte der Mineralisierung oder Humifizierung darstellen.

Ziel der Studie von METZ ET AL. (1997; teilweise auch bei DORN ET AL. 1997 publiziert) war es, Einzel- und Wechselwirkungen mehrerer Schadstoffe beim Boden-Pflanze-Transfer in verschiedene landwirtschaftliche Nutzpflanzen zu identifizieren. Dazu wurden in Gefäßversuchen Einzelstoff- und Mischanreicherungen eines schwach belasteten Rieselfeldbodens (Referenzboden, *RefB*) mit PCB-52, BaP, Cd und Cu jeweils in Höhe eines hochbelasteten Rieselfeldbodens (GB) vorgenommen. Zusätzlich wurden Aufdotierungen des Referenzbodens mit PCB-52 auf 0,2 bzw. 2,0 mg/kg und mit BaP auf 1 bzw. 10 mg/kg durchgeführt. Die einzelnen Versuchsvarianten sind in Tabelle 4.8 wiedergegeben. Als Versuchspflanzen dienten *Roggen*, *Mais* und *Kartoffeln*.

**Tab. 4.8- Untersuchte Varianten im Gefäßversuch mit PAK und PCB von METZ ET AL. (1997)**

Variante	Anreicherung von RefB mit
RefB	(Kontrolle)
RefB + PCB	PCB-52 auf 0,3 mg/kg (GB-Wert)
RefB + BaP	BaP auf 0,9 mg/kg (GB-Wert)
RefB + Cd	Cd auf 51,5 mg/kg (GB-Wert)
RefB + Cu	Cu auf 526 mg/kg (GB-Wert)
RefB + Cd + PCB	Cd und PCB-52 auf GB-Werte
RefB + Cu + PCB	Cu und PCB-52 auf GB-Werte
RefB + Cd + BaP	Cd und BaP auf GB-Werte
RefB + Cu + BaP	Cu und BaP auf GB-Werte
RefB + Cd + Cu + PCB	Cd, Cu und PCB-52 auf GB-Werte
RefB + Cd + Cu + BaP	Cd, Cu und BaP auf GB-Werte

RefB + Cd + Cu + PCB + BaP	Cd, Cu, PSB-52 und BaP auf GB-Werte
RefB + Cd + PCB + BaP	Cd, PCB-52 und BaP auf GB-Werte
RefB + Cu + PCB + BaP	Cu, PCB-52 und BaP auf GB-Werte
1P52	PCB-52 auf 0,2 mg/kg
2P52	PCB-52 auf 2,0 mg/kg
1BaP	BaP auf 1 mg/kg
2BaP	BaP auf 10 mg/kg

Die Biomasseerträge aller geprüften Fruchtarten der mit Cu angereicherten Varianten waren zu gering für die Analyse auf BaP und PCB, so daß die Pflanzenaufnahme der organischen Schadstoffe hier nicht bestimmt werden konnte. Mit steigenden Bodengehalten traten tendenziell bei jeder Fruchtart sowohl in unter-, als auch in oberirdischen Pflanzenteilen steigende BaP-Pflanzengehalte auf. Im Kartoffelkraut konnten weitaus höhere BaP-Gehalte gefunden werden als im Sproß der anderen Versuchspflanzen (Ausnahmen: auf RefB Maissproß > Kartoffelkraut) und in der Kartoffelknolle niedrigere BaP-Gehalte als in den Wurzeln von Roggen und Mais (vgl. Tabelle 4.9).

Tab. 4.9: BaP-Gehalte im Pflanzenmaterial auf ausgewählten Versuchsvarianten

Organ		RefB	1BaP	2BaP	RefB +BaP	RefB +Cd, BaP	RefB + Cd, PCB, BaP
Roggenwurzel*	[mg/kg]	0,12	1,18	9,18	1,10	0,72	0,82
Roggensproß*	[µg/kg]	1,30	1,56	1,58	1,52	1,51	2,91
Maiswurzel*	[mg/kg]	0,07	0,71	4,18	0,58	0,50	0,82
Maissproß*	[µg/kg]	8,74	6,91	10,42	5,06	5,96	8,28
Kartoffelknolle**	[mg/kg]	0,005	0,02	0,16	0,01	0,01	0,02
Kartoffelkraut**	[µg/kg]	3,18	41,8	113,8	39,1	35,6	27,6

\* Mittelwerte von zwei Vegetationsjahren, \*\* Werte aus einem Jahr Quelle: METZ ET AL. (1997)

Die in Tabelle 4.9 aufgeführten Pflanzengehalte werden von METZ ET AL. weiter nach organspezifischen BaP-Gehalten differenziert. Vegetative Pflanzenteile wie Blätter und Stengel wiesen höhere BaP-Gehalte auf als generative wie z. B. Korn und Maiskolben. Die organspezifische Kontamination nahm in der Reihenfolge Korn < Kolben = Stroh = Stengel < Blatt < Knolle < Kraut < Wurzel zu. Sehr große Unterschiede in den beiden Versuchsjahren stellen die Werte zum Teil in Frage. Die Berechnung der Transferfaktoren  $TF_t$  geschah auf der Basis der BaP-Ausgangsgehalte und ist in Tabelle 4.10 zusammengestellt. Relativ enge Spannbreiten der Transferfaktoren zeigen sich für Kartoffelknollen (ungeschält) und -kraut.

#### 4.1.2 Übersicht über die von verschiedenen Autoren berichteten Transferfaktoren für den Boden - Pflanze - Transfer von PAK

Die folgende Tabelle 4.10 faßt die für die einzelnen Schadstoffe nach Literaturangaben berechneten Transferfaktoren getrennt nach PAK-Einzelsubstanzen und Fruchtarten wieder.

**Tab. 4.10: Übersicht über die von verschiedenen Autoren berichteten Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Transfer von PAK**

Pflanzenart	Organ	n	Bodengeh. [mg/kg]	Transferfaktoren	TF	Bemerkungen, Referenzen
<b>Phenanthren</b>						
Spinat	(küchenfertig)	4	0,95-4,3	0,003-0,008	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Spinat	(küchenfertig)		6,5	$3 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Möhre	Rübe (geschält)	6	0,5-3,5	0,001-0,004		
Möhre	Rübe (geschält)		0,07	0,005	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,07	0,058		
Möhre	Rübe (geschält)	4	0,95-4,3	0,009-0,013	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
	Schale	4	0,95-1,85	0,002-0,004		
Grünkohl	(küchenfertig)	4	0,69-3,15	0,021-0,072		
Grünkohl	(küchenfertig)		11,6	0,004		
Grünkohl	(küchenfertig)	7	0,34-2,38	0,094-0,588	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)		6,08	0,025		
Grünkohl	(küchenfertig)	8	0,5-6,5	0,0006-0,012	f	CRÖSSMANN (1992)
Chinakohl	(küchenfertig)	3	1,3-3,2	0,0007-0,002		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	0,69-11,6	0,001-0,0001	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	4	0,69-11,6	0,003-0,0005		*
Kartoffel	Knolle (gesch.)		10/350	$0,001/3 \cdot 10^{-4}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		10/350	0,010/0,002		
Weizen	Kern	4	0,13-2,23	0,018-0,001	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Weizen	Stroh	4	0,13-2,23	0,022-0,032		
Hafer	Korn	2	0,02	0,675/0,406	t	GELBERT (1992)
Hafer	Stroh	2	0,02	1,306/0,929		
Salat	(küchenfertig)	2	0,13-0,14	0,036-0,037	f	DELSCHEN ET AL. (1996)

Salat	(küchenfertig)	2	1,93-2,23	0,003-0,004		
Salat	(küchenfertig)	10	0,5-8,9	0,0002-0,004	f	CRÖSSMANN (1992)
Endivie	(küchenfertig)	8	0,34-1,26	0,052-0,629	t	KRAUSE (1996)
Feldsalat	(küchenfertig)	3	0,8-3,5	0,0003-0,012	f	CRÖSSMANN (1992)
Lauch	(küchenfertig)	3	0,8-3,5	0,002-4 · 10 <sup>-4</sup>		*
Lauch		15	0,09-6,08	0,004-0,378	t	KRAUSE (1996)
Zwiebel	(frisch/geschält)		0,07	0,001	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,07	0,011		
Zwiebel	Schale (frisch)		0,07	0,013		
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,07	0,605		
Radieschen	(küchenfertig)	7	0,5-8,9	0,0008-0,008	f	CRÖSSMANN (1992)
Tomate	Sproß+Wurzeln		5/10	0,019/0,023	t	HARMS (1996)
Tomate	Schale		0,07	0,004	f	WANG und MERESZ (1982)
Zuckerrübe	Rübe		0,03/0,06	0,541/0,275	t	GELBERT (1992)
Zuckerrübe	Blatt		0,03/0,057	1,4026/0,820		
Gras	1.+2. Schnitt		0,06/0,08	0,6030/0,767		
Gras	3. Schnitt		0,06/0,08	0,7906/0,744		
Weidelgras	1. Schnitt	8	0,6-7,6	0,009-0,049	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	8	0,6-7,6	0,007-0,064		
Weidelgras	3. Schnitt	8	0,6-7,6	0,008-0,093		
Grünraps		6	0,7-8,7	0,004-0,07		
<b><u>Anthracen</u></b>						
Spinat	(küchenfertig)	4	0,56-2,38	0,001-0,003	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Spinat	(küchenfertig)	3	1,4-5,5	0,002-0,005	f	CRÖSSMANN (1992)
Möhre	Rübe (geschält)		0,06	0,001	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,06	0,026		
Möhre	Rübe (geschält)	4	0,56-2,38	0,0005-0,001	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Schale	4	0,56-2,38	0,0002-0,001		
Grünkohl	(küchenfertig)	4	0,19-4,4	0,011-1 · 10 <sup>-4</sup>		*
Grünkohl	(küchenfertig)	9	0,12-0,75	0,222-0,025	t	KRAUSE (1996)**
Grünkohl	(küchenfertig)		5,5	4 · 10 <sup>-4</sup>	f	CRÖSSMANN (1992)
Chinakohl	(küchenfertig)		5,5	0,001		

Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,6/360	0,0003/8·10 <sup>-6</sup>	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		0,6/360	0,005/0,001		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	0,19-4,4	0,005-2·10 <sup>-4</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	4	0,19-4,4	0,008-0,001		*
Weizen	Korn		0,45/2,18	0,0002/1 -10 <sup>-5</sup>		
Weizen	Stroh		0,45/2,18	0,004/0,001		
Hafer	Korn		0,0008/0,002	0,625/0,333	t	GELBERT (1992)**
Hafer	Stroh		0,0008/0,002	1,125/0,733		
Salat	(küchenfertig)	4	0,45/2,18	0,0007/0,002	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Endivie	(küchenfertig)	5	0,09-0,14	0,040-0,051	t	KRAUSE (1996)**
Endivie	(küchenfertig)		0,11	0,017		
Feldsalat	(küchenfertig)	2	2,1/2,3	0,0002/3·10 <sup>-4</sup>	f	CRÖSSMANN (1992)
Lauch	(küchenfertig)	8	0,10-0,75	0,0167-0,060		
Lauch	(küchenfertig)		0,75	0,003		
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,06	0,018	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,06	0,245		
Tomate	Sproß+Wurzeln		5/10	0,014	t	HARMS (1996)
Tomate	Schale		0,06	0,001	f	WANG und MERESZ (1982)
Zuckerrübe	Rübe		0,002/0,008	0,211/0,036	t	GELBERT (1992)
Zuckerrübe	Blatt		0,002/0,008	0,737/0,143		
Gras	1.+2. Schnitt		0,006/0,011	0,191/0,298		**
Gras	3. Schnitt		0,006/0,011	0,281/0,191		**
<b>Fluoranthren</b>						
Spinat	(küchenfertig)	7	0,61-6,85	0,0070-0,004	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Spinat	(küchenfertig)	10	1,0-22,0	0,001-0,006	f	CRÖSSMANN (1992)
Möhre	Rübe (geschält)	11	0,8-22,0	0,001-0,006		
Möhre	Rübe (geschält)	7	0,61-6,85	0,0010-1·10 <sup>-4</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Möhre	Rübe (geschält)		0,61-6,85	0,0110-0,030		mit BTX+Phenol
Möhre	Schale	7	0,61-6,85	0,0368-5·10 <sup>-4</sup>		
Möhre	Rübe (geschält)		0,1	0,002	f	WANG und MERESZ (1982)

Möhre	Schale		0,1	0,026		
Grünkohl	(küchenfertig)	7	0,49-69,0	$0,027-1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)	9	0,25-3,42	0,052-0,347	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)	4	0,5-2,5	0,012-0,157	t	KRAUSE (1996) Kreuzversuch
Grünkohl	(küchenfertig)		5/10,0	0,01/0,02	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)		0,8-13,3	0,001-0,012	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl	(küchenfertig)		22,0	$6 \cdot 10^{-4}$		
Chinakohl	(küchenfertig)	5	4,7-22,0	0,001-0,002		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	7	0,49-17,0	$0,001-1 \cdot 10^{-5}$		DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Knolle (gesch.)		10	0,03-0,04		SCHNÖDER ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale	7	0,49-17,0	0,004-0,001	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Knolle (gesch.)		2/600	$0,003/9 \cdot 10^{-5}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		2/600	0,020/0,002		
Weizen	Korn	7	0,23-8,13	$0,006-6 \cdot 10^{-5}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Weizen	Stroh	7	0,23-8,13	0,155-0,005		
Hafer	Korn		0,01/0,03	0,183/0,109	t	GELBERT (1992)
Hafer	Stroh		0,01/0,03	0,357/0,219		
Salat	(küchenfertig)	6	0,5-2,5	0,009-0,148	t	KRAUSE (1996) Kreuzversuch
Salat	(küchenfertig)	7	0,23-8,13	0,033-0,002	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Salat	(küchenfertig)	12	0,8-22,0	0,0002-0,004	f	CRÖSSMANN (1992)
Endivie	(küchenfertig)	9	0,68-1,91	0,106-0,490	t	KRAUSE (1996)
Endivie	(küchenfertig)		1,46	0,046		
Feldsalat	(küchenfertig)	6	0,8-5,1	0,0003-0,004	f	CRÖSSMANN (1992)
Feldsalat	(küchenfertig)	2	13,3/22,0	$1 \cdot 10^{-4}$		
Lauch	(küchenfertig)		0,8-4,2	$0,004_3 \cdot 10^{-4}$		
Lauch	(küchenfertig)	11	0,69-7,46	0,008-0,497	t	KRAUSE (1996)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,1	0,004	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,1	0,298		

Radieschen	(küchenfertig)	11	0,8-22,0	0,0007-0,003	t	KRAUSE (1996)
Tomate	Schale		0,1	0,002	t	KRAUSE (1996)
Tomate	Sproßachse		?	0,11	t	KOLB ET AL. (1996a)
Tomate	Wurzeln		?	0,53		
Zuckerrübe	Rübe		0,03/0,12	0,103/0,052	t	GELBERT (1992)
Zuckerrübe	Blatt		0,03/0,12	1,031/0,214		
Gras	L+2. Schnitt		0,11/0,19	0,078/0,150		
Gras	3. Schnitt		0,11/0,19	0,204/0,140		
Weidelgras	1. Schnitt	8	1,7-23	0,002-0,024	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	8	1,7-23	0,004-0,028		
Weidelgras	3. Schnitt	8	1,7-23	0,001-0,04		
Grünraps		6	1,6-13,8	0,0001-0,014		
<b>Pyren</b>						
Spinat	(küchenfertig)	4	3,95-5,9	0,002-0,005	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Spinat	(küchenfertig)	10	1,1-23,6	0,0004-0,003	f	CRÖSSMANN (1992)
Möhre	Rübe (geschält)	4	3,95-5,9	0,0001-0,007	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Schale	4	3,95-5,9	0,002-4 · 10 <sup>-4</sup>		*
Möhre	Rübe (geschält)		0,11	0,001	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,11	0,020		
Möhre	Rübe (geschält)	9	1,1-23,6	0,0001-0,003	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl	(küchenfertig)	4	2,45-39,8	0,003-1 · 10 <sup>-4</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Grünkohl	(küchenfertig)	8	0,43-2,18	0,052-0,330	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)	10	1,1-23,6	0,0006-0,006	f	CRÖSSMANN (1992)
Chinakohl	(küchenfertig)	5	3,4-23,6	0,0002-0,001		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	2,45-19,5	0,0004-1 · 10 <sup>-5</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	4	2,45-19,5	0,003-0,001		
Kartoffel	Knolle (gesch.)		3/360	0,001/9 · 10 <sup>-5</sup>	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		3/360	0,012/0,002		
Weizen	Korn	4	1,10-5,35	0,0005-2 · 10 <sup>-5</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Weizen	Stroh	4	1,10-5,35	0,112-0,002		
Hafer	Korn		0,01/0,03	0,185/0,095	t	GELBERT (1992)

Hafer	Stroh		0,01/0,03	0,353/0,202		
Salat	(küchenfertig)	4	1,10-5,35	0,058-0,017	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Salat	(küchenfertig)	9	2,8-23,6	0,0001-0,001	f	CRÖSSMANN (1992)
Endivie	(küchenfertig)	8	0,43-1,37	0,032-0,478	t	KRAUSE (1996)
Feldsalat	(küchenfertig)		3,4	0,002	f	CRÖSSMANN (1992)
Feldsalat	(küchenfertig)	2	13,3/23,6	$0,0001/2 \cdot 10^{-4}$		
Lauch	(küchenfertig)	8	0,19-4,47	0,006-0,084	t	KRAUSE (1996)
Lauch	(küchenfertig)		0,5	0,160		
Lauch	(küchenfertig)	2	4,3/13,3	$0,002/8 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Zwiebel	(frisch/geschält)		0,11	$4 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,11	0,004		
Zwiebel	Schale (frisch)		0,11	0,003		
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,11	0,268		
Radieschen	(küchenfertig)	6	3,4-23,6	$0,001-1 \cdot 10^{-4}$	f	CROSSMANN (1992)*
Tomate	Schale		0,11	0,001		
Zuckerrübe	Rübe		0,003/0,11	0,107/0,053	t	GELBERT (1992)
Zuckerrübe	Blatt		0,003/0,11	1,092/0,224		
Gras	1.+2. Schnitt		0,11/0,18	0,078/0,143		
	3. Schnitt		0,11/0,18	0,196/0,142		
Weidelgras	1. Schnitt	8	1,4-21,3	0,01-0,048	t	CRÖSSMANN (1992)
	2. Schnitt	8	1,4-21,3	0,008-0,057		
	3. Schnitt	8	1,4-21,3	0,004-0,039		
Grünraps		6	1,9-8,9	0,007-0,037		
<b>Benzo(a)-anthracen</b>						
Spinat	(küchenfertig)	4	2,75-4,70	0,003-0,006		DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (geschält)	4	2,75-4,70	$0,0002-1 \cdot 10^{-4}$		
Möhre	Schale	4	2,75-4,70	$0,003-3 \cdot 10^{-4}$		
Möhre	Rübe (geschält)		0,06	n. n.	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,06	0,007		
Möhre	Rübe	3	0,02-6,64	0,08-0,004	f	LINNE und MARTENS (1978)*

Möhre	Rübe	2	0,02/0,18	$0,003/4 \cdot 10^{-4}$	f	KAMPE (1987)
Grünkohl	(küchenfertig)	8	1,95-39,8	$0,0004 \cdot 1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996) *
Grünkohl	(küchenfertig)	9	0,19-1,79	0,019-0,185	t	KRAUSE (1996)
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	1,95-10,9	$0,0005 \cdot 1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996) *
Kartoffel	Schale	4	1,95-10,9	$0,002 \cdot 7 \cdot 10^{-4}$		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	2	0,02/0,18	0,008/0,002	f	KAMPE (1987)
Weizen	Korn	2	0,02/0,18	$0,001/4 \cdot 10^{-4}$		
Weizen	Stroh	2	0,02/0,18	0,080/0,006		
Weizen	Korn	4	1,20-5,30	$0,0008 \cdot 2 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996) **
Weizen	Stroh	4	1,20-5,30	0,002-0,004		
Salat	(küchenfertig)	4	1,20-5,30	0,002-0,004		
Salat	(küchenfertig)	2	0,02/0,18	0,022/0,002	f	KAMPE (1987)
Endivie	(küchenfertig)	9	0,34-1,01	0,004-0,124	t	KRAUSE (1996)
Lauch	(küchenfertig)	11	0,19-3,54	0,001-0,130		
Zwiebel	(frisch/geschält)		0,06	n. n.	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,06	n. n.		
Zwiebel	Schale (frisch)		0,06	n. n.		
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,06	0,007		
Zuckerrübe	Rübe	2	0,02/0,18	$0,001/4 \cdot 10^{-4}$	f	KAMPE (1987)
Zuckerrübe	Blatt	2	0,02/0,18	0,016/0,002		
Klee		2	0,02/0,18	0,009/0,002		
<b>Chrysen</b>						
Spinat	(küchenfertig)	9	0,9-14,3	0,0005-0,002	f	CRÖSSMANN (1992)
Spinat	(küchenfertig)	4	1,20-5,30	0,003-0,004	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (geschält)	4	3,40-8,70	$0,0002 \cdot 1 \cdot 10^{-4}$		
Möhre	Schale	4	3,40-8,70	$0,005 \cdot 5 \cdot 10^{-4}$		
Möhre	Rübe (geschält)		0,06	0,002	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,06	0,012		
Möhre	Rübe (geschält)	3	0,02-6,64	0,08-0,004	f	LINNE und MARTFNS (1978)*
Möhre	Rübe (geschält)	9	0,9-14,3	0,0003-0,002	f	CRÖSSMANN (1992)

Grünkohl	(küchenfertig)	10	0,9-14,3	0,0003-0,003		
Grünkohl	(küchenfertig)	8	1,90-11,0	0,001-2·10 <sup>-4</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Grünkohl	(küchenfertig)	9	0,24-2,53	0,042-0,318	t	KRAUSE (1996)
Chinakohl	(küchenfertig)	5	1,8-14,3	0,0003-0,001	f	CRÖSSMANN (1992)
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	1,90-10,5	0,0005_1·10 <sup>-4</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	4	1,90-10,5	0,003-0,002		
Kartoffel	Knolle (gesch.)		1/350	0,0002/6·10 <sup>-6</sup>	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		1/350	0,004/0,223		
Weizen	Korn	4	1,30-7,90	0,0001-5·10 <sup>-5</sup>	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Weizen	Stroh	4	1,30-7,90	0,006-0,002		
Hafer	Korn		0,008/0,02	0,173/0,098	t	GELBERT (1992)
Hafer	Stroh		0,008/0,02	0,267/0,166		
Salat	(küchenfertig)	4	1,30-7,90	0,0049-0,001	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Salat	(küchenfertig)	6	1,8-14,3	0,0002-0,001	f	CRÖSSMANN (1992)
Fe;salat	(küchenfertig)	2	1,8/6,8	0,0007/2·10 <sup>-4</sup>		
Endivie	(küchenfertig)	9	0,49-1,42	0,014-0,256	t	KRAUSE (1996)
Lauch	(küchenfertig)	11	0,24-4,63	0,004-0,110		
Lauch	(küchenfertig)	3	2,2-6,8	0,0004-5·10 <sup>-4</sup>	f	CRÖSSMANN (1992)
Zwiebel	(frisch/geschält)		0,06	1·10 <sup>-4</sup>	f	WANG und MFRESZ (1982)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,06	0,005		
Zwiebel	Schale (frisch)		0,06	0,003		
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,06	0,355		
Radieschen	(küchenfertig)	8	1,8-14,3	0,0004-0,001	f	CRÖSSMANN (1992)
Zuckerrübe	Rübe		0,02/0,04	0,080/0,032	t	GELBERT (1992)
Zuckerrübe	Blatt, ungew.		0,02/0,04	0,507/0,237		
Gras	1.+2. Schnitt		0,02/0,09	0,089/0,440		
Gras	3. Schnitt		0,02/0,09	0,406/0,095		
Weidelgras	1. Schnitt	6	1,1-12,1	0,002-0,005	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	6	1,1-12,1	0,002-0,006		
Weidelgras	3. Schnitt	6	1,1-12,1	0,002-0,007		
Grünraps		4	2,7-12,3	0,002-0,004		

<b>Benzo(b)-fluoranthen</b>						
Spinat	(küchenfertig)	10	1,6-17,3	$0,0002-8 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Spinat	(küchenfertig)	4	4,95-7,05	0,004-0,005	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (geschält)	4	4,95-7,05	$0,0004-1 \cdot 10^{-4}$		
Möhre	Schale	4	4,95-7,05	0,0003-0,006		
Möhre	Rübe (geschält)		0,06	0,001	f	f WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,06	0,008		
Möhre	Rübe	3	0,02-6,65	0,04-0,007	f	LINNE u. MARTENS (1978)*
Möhre	Rübe	9	1,6-17,3	$3 \cdot 10^{-5}-0,002$	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl	(küchenfertig)	8	4,65-11,4	$0,0001-5 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Grünkohl	(küchenfertig)	9	0,27-2,60	0,008-0,125	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)	9	1,6-17,3	$3 \cdot 10^{-5}-3 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Chinakohl	(küchenfertig)	5	2,7-17,3	$0,0001-5 \cdot 10^{-4}$		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	4,56-8,85	$0,0002-1 \cdot 10^{-4}$		DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale	4	4,65-8,85	0,006-0,001		
Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,5/50	$0,0002/3 \cdot 10^{-5}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		0,5/50	0,004/0,007		
Kartoffel	Schale		50	0,007		
Weizen	Korn	4	2,70-4,45	$<1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Weizen	Stroh	4	2,70-4,45	0,0001-0,002		
Salat	(küchenfertig)	4	2,70-4,45	0,002- 0,005		
Salat	(küchenfertig)	8	1,6-17,3	$1 \cdot 10^{-5}-5 \cdot 10^{-4}$		CRÖSSMANN (1992)
Feldsalat	(küchenfertig)	8	1,6-17,3	$1 \cdot 10^{-5}-2 \cdot 10^{-4}$		
Endivie	(küchenfertig)	9	0,54-1,30	0,006-0,059	t	KRAUSE (1996)
Lauch	(küchenfertig)	15	0,27-3,89	0,002-0,059		
Lauch	(küchenfertig)	5	2,7-14,2	$0,0002-6 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Zwiebel	(frisch/geschält)		0,06	$2 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,06	0,002		
Zwiebel	Schale (frisch)		0,06	$9 \cdot 10^{-4}$		

Zwiebel	Schale (gelagert)		0,06	0,046		
Radieschen	(küchenfertig)	10	1,6-17,3	$3 \cdot 10^{-5}$ - $5 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Tomate	Schale		0,06	$2 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Weidelgras	1. Schnitt	6	2,0-21,7	0,0002-0,003	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	6	2,0-21,7	0,0001-0,004		
Weidelgras	3. Schnitt	6	2,0-21,7	0,0004-0,004		
Grünraps		6	1,9-21,7	0,0002-0,003		
<b><u>Benzo(k)-fluoranthen</u></b>						
Spinat	(küchenfertig)	9	0,6-8,3	$0,0002-6 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Spinat	(küchenfertig)	4	2,10-2,55	0,003-0,005	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (geschält)	4	2,10-2,55	$0,0003-2 \cdot 10^{-4}$		
Möhre	Schale	4	2,10-2,55	0,001-0,004		
Möhre	Rübe (geschält)		0,04	$2 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,04	0,004		
Möhre	Rübe	3	0,02-6,65	0,04-0,007	f	LINNE u. MARTENS (1978)*
Möhre	Rübe	10	0,6-8,3	$3 \cdot 10^{-5}$ -0,003	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl	(küchenfertig)	10	1,4-8,3	$0,0001-8 \cdot 10^{-4}$		
Grünkohl	(küchenfertig)	8	1,50-5,00	$0,0001-9 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl		9	0,15-1,28	0,014-0,109	t	KRAUSE (1996)
Chinakohl		5	1,4-8,3	$5 \cdot 10^{-5}$ - $7 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	1,50-5,00	$0,0006-2 \cdot 10^{-4}$		DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	4	1,50-5,00	0,006-0,001		*
Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,12/12	$0,0002/3 \cdot 10^{-5}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		0,12/12	0,003/0,007		
Weizen	Korn	4	1,10-2,55	$0,0001-4 \cdot 10^{-5}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Weizen	Stroh	4	1,10-2,55	0,002-0,001		*
Salat	(küchenfertig)	4	1,10-2,55	0,004-0,002		*
Salat	(küchenfertig)	9	0,6-8,3	$0,0001-3 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Feldsalat	(küchenfertig)	5	2,0-10,7	$1 \cdot 10^{-5}$ - $6 \cdot 10^{-4}$		

Endivie	(küchenfertig)	8	0,26-0,92	0,006-0,015	t	KRAUSE (1996)
Lauch	(küchenfertig)	14	0,15-2,99	0,002-0,015		
Lauch	(küchenfertig)		0,33	0,079		
Lauch	(küchenfertig)	5	0,6-6,7	$0,0001-8 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Lauch	(gelagert/gesch.)		0,06	0,001	f	WANG und MERESZ (1982)
Lauch	Schale (frisch)		0,06	0,002		
Lauch	Schale (gelagert)		0,06	0,137		
Radieschen	(küchenfertig)	8	1,4-8,3	$3 \cdot 10^{-5}-7 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Tomate	Schale		0,06	$5 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Zuckerrübe	Blatt, ungew.		0,01/0,04	0,341/0,059	t	GELBERT (1992)
Gras	1.+2. Schnitt		0,03/0,06	0,023/0,045		
Gras	3. Schnitt		0,03/0,06	0,120/0,093		
Weidelgras	1. Schnitt	8	0,8-12,3	0,001-0,015	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	8	0,8-12,3	0,001-0,008		
Weidelgras	3. Schnitt	8	0,8-12,3	0,001-0,018		
Grünraps		5	0,7-4,1	0,0002-0,008		
<b>Benzo(a)-pyren</b>						
Spinat	(küchenfertig)	9	1,0-13,6	$0,0002-5 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Spinat	(küchenfertig)	7	2,25-4,8	0,002-0,007	f	DELSCHEN FT AL. (1996)
Spinat	(küchenfertig)		0,10-0,30	$5 \cdot 10^{-4}$	f	FRITZ (1983a,b)
Spinat	(küchenfertig)		1,0-15	0,001-0,002		
Möhre	Rübe		0,10-15	$0,0003-6 \cdot 10^{-4}$		
Möhre	Rübe		0,09-0,21	0,0004-0,002	f	SIEGFRIED u. MÜLLER (1978)
Möhre	Rübe (geschält)	6	2,25-4,8	$0,0001-3 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Möhre	Rübe (geschält)		2,25-4,8	0,005	f	mit Phenol
Möhre	Schale	7	2,25-4,8	0,0006-0,008		
Möhre	Rübe (geschält)		0,08	$3 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,04	0,003		
Möhre	Rübe	2	0,06/1,43	0,008/0,006	f	LINNE und MARTENS (1978)

Möhre	Rübe	2	0,02/0,23	$0,002/3 \cdot 10^{-4}$	f	KAMPE (1987)
Möhre	Rübe (geschält)	9	1,0-13,6	0,0001-0,003	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl	(küchenfertig)	8	2,75-7,35	$0,0001-9 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Grünkohl	(küchenfertig)	9	0,19-1,5	0,006-0,048	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl			0,10-0,3	0,006	f	FRITZ (1983a,b)
Grünkohl		3	1,0-15	$0,0007-4 \cdot 10^{-4}$		*
Grünkohl	(küchenfertig)	9	1,0-10,7	$0,0001-5 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl	(küchenfertig)		13,6	$2 \cdot 10^{-5}$		
Chinakohl	(küchenfertig)	5	2,3-13,6	$0,0001-4 \cdot 10^{-4}$		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	7	2,75-7,35	$0,0003-1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	7	2,75-7,35	0,001-0,007		
Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,3/30	$0,0001/1 \cdot 10^{-5}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		0,3/30	0,003/0,003		
Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,1-1	$0,0002-5 \cdot 10^{-4}$	f	FRITZ (1983a,b)
Kartoffel	Knolle (gesch.)	3	1,0-15	$5 \cdot 10^{-5}-1 \cdot 10^{-5}$		
Kartoffel	Schale	5	0,1-15	0,0007-0,003		
Kartoffel	Knolle (unge- schält)	6	0,12-9,7	0,012-0,042	t	METZ ET AL. (1997)
Kartoffel	Knolle	2	0,02/0,23	0,005/0,002	f	KAMPE (1987)
Weizen	Korn	2	0,02/0,23	$0,001/2 \cdot 10^{-4}$		
Weizen	Stroh	2	0,02/0,23	0,044/0,003		
Weizen	Korn	7	1,04-4,9	$0,0001-2 \cdot 10^{-5}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Weizen	Stroh	7	1,04-4,9	0,0007-0,005		
Weizen	Korn	3	0,10-15	$0,002-6 \cdot 10^{-4}$	f	FRITZ (1983a,b)
Roggen	Korn	5	0,12-0,92	0,03-0,002	t	METZ ET AL. (1997)*
Roggen	Korn		9,77	$2 \cdot 10^{-4}$		
Roggen	Stroh	5	0,12-0,92	0,003-0,007		
Roggen	Stroh		9,77	$3 \cdot 10^{-4}$		
Mais	Kolben	10	0,12-0,92	0,0007-0,02		
Mais	Kolben	2	9,77	$2 \cdot 10^{-4}$		
Mais	Blatt	12	0,12-9,77	0,001-0,317		
Mais	Stengel	10	0,12-0,92	0,0005-0,017		
Mais	Stengel	2	9,77	$0,0001/2 \cdot 10^{-4}$		

Salat	(küchenfertig)	7	1,04-4,9	0,001-0,004	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Salat		4	0,1-15	0,0005-0,001	f	FRITZ (1983a,b)
Salat		2	0,02/0,23	0,014/0,001		KAMPE (1987)
Salat	(küchenfertig)	7	2,5-13,6	$2 \cdot 10^{-5}$ -0,0004	f	CRÖSSMANN (1992)
Feldsalat	(küchenfertig)	6	2,5-13,6	$1 \cdot 10^{-5}$ - $3 \cdot 10^{-4}$		
Endivie	(küchenfertig)	9	0,32-0,93	0,003-0,034	t	KRAUSE (1996)
Lauch	(küchenfertig)	15	0,19-3,1	0,002-0,079		
Lauch		2	0,1-5	0,0007-0,003	f	FRITZ (1983a,b)
Lauch	(küchenfertig)	4	2,5-9,4	$7 \cdot 10^{-5}$ - $1 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Zwiebel	(frisch/geschält)		0,08	$1 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,08	$8 \cdot 10^{-4}$		
Zwiebel	Schale (frisch)		0,08	$3 \cdot 10^{-4}$		
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,08	0,097		
Zwiebel		3	0,1-15	$0,001-1 \cdot 10^{-4}$	f	FRITZ (1983a,b)*
Sellerie		4	0,1-15	0,0005-0,001		
Radieschen		4	0,1-15	0,0004-0,002		
Radieschen	(küchenfertig)	10	1,0-13,6	$7 \cdot 10^{-5}$ - $5 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Rettich		3	0,1-15	$0,0001-7 \cdot 10^{-4}$	f	FRITZ (1983a,b)
Rettich		2	0,02/0,23	$0,0009/2 \cdot 10^{-4}$	f	KAMPE (1987)
Zuckerrübe	Rübe	2	0,02/0,23	$0,004/4 \cdot 10^{-4}$		
Zuckerrübe	Blatt	2	0,02/0,23	0,02/0,001		
Zuckerrübe	Rübe		0,1	0,011	t	GELBERT (1992)
Zuckerrübe	Blatt, ungew.	2	0,02/0,1	0,070/0,02		
Tomate	Schale		0,08	$1 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Tomate	(ganze Frucht)	2	0,1-5	$0,0004-1 \cdot 10^{-4}$	f	FRITZ (1983a,b)*
Tomate	(ganze Frucht)		5-15	$5 \cdot 10^{-5}$		
Gurke		3	0,1-15	$1,6 \cdot 10^{-5}$ - $1 \cdot 10^{-4}$		
Erbse			0,1-0,3	0,003		
Erbse		2	1-15	$6 \cdot 10^{-4}$		
Bohne	Busch-	3	0,1-15	$0,001-2 \cdot 10^{-4}$		*
Bohne	Weiß-	4	0,1-15	$0,005-5 \cdot 10^{-4}$		*
Sonnenblume	Kern	2	0,1-5	0,009-0,003		*
Sonnenblume	Kern		15	$6 \cdot 10^{-4}$		

Gras	1.+2. Schnitt		0,09/0,15	0,008-0,015	t	GELBERT (1992)
Gras	3. Schnitt		0,09/0,15	0,043/0,059		
Weidelgras	1. Schnitt	8	1,1-16,6	0,001-0,008	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	8	1,1-16,6	0,001-0,015		
Weidelgras	3. Schnitt	8	1,1-16,6	0,001-0,019		
Grünraps		6	1,1-11,0	0,0001-0,005		
Klee		2	0,02/0,23	0,007/0,001	f	KAMPE (1987)
<b><u>Dibenz(ah)-anthracen</u></b>						
Spinat	(küchenfertig)	4	0,27-0,64	0,004-0,007	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (geschält)	4	0,27-0,64	0,0008-0,002		
Möhre	Schale	4	0,27-0,64	0,0008-0,002		
Möhre	Rübe	2	0,02/0,66	0,01/0,004	f	LINNE und MARTENS (1978)
Möhre	Rübe		0,03	0,001	f	KAMPE (1987)
Grünkohl	(küchenfertig)	8	0,51-1,7	0,0003-0,003	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)	5	0,1-0,35	0,001-0,003	t	KRAUSE (1996)
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	0,51-1,7	$0,002-5 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	4	0,51-1,7	0,0005-0,005		
Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,04/5	$0,0003/2 \cdot 10^{-5}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		0,04/5	0,003/0,012		
Kartoffel	Knolle	2	0,005/0,03	0,016/0,005	f	KAMPE (1987)
Weizen	Korn	4	0,3-0,89	$0,0003-1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Weizen	Stroh	4	0,3-0,89	0,0005-0,002		
Salat	(küchenfertig)	4	0,3-0,89	0,001-0,004		
Salat		2	0,005/0,03	0,028/0,005	f	KAMPE (1987)
Endivie	(küchenfertig)	4	0,1-0,19	0,021-0,011	t	KRAUSE (1996)*
Lauch	(küchenfertig)	4	0,1-0,19	0,001-0,007		
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,02	$4 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,02	0,101		
Zuckerrübe	Rübe		0,03	0,002	f	KAMPE (1987)
Zuckerrübe	Blatt		0,03	0,003		

Klee			0,005	0,008		
<b>Indeno (1,2,3-cd) Pyren</b>						
Spinat	(küchenfertig)	4	2,1-6,55	0,002-0,005	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (geschält)	4	2,1-6,55	$0,0002-1 \cdot 10^{-4}$		**
Möhre	Schale	4	2,1-6,55	$0,003-1 \cdot 10^{-4}$		*
Möhre	Rübe	2	0,06/1,49	0,003/0,005	f	LINNE u. MARTENS (1978)
Möhre	Rübe		0,04	$7 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,04	0,005		
Grünkohl	(küchenfertig)	8	1,8-6,47	$0,0001-8 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl		7	0,3-1,26	0,008-0,062	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl			0,37	0,257		
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	1,8-6,47	$0,0005-1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Kartoffel	Schale	4	1,8-6,47	0,001-0,006		
Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,35/32	$0,0003/4 \cdot 10^{-5}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel	Schale		0,35/32	0,004/0,006		
Kartoffel	Schale		32	0,006		
Weizen	Korn	4	1,23-4,5	$8 \cdot 10^{-5}-2 \cdot 10^{-5}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)**
Weizen	Stroh	4	1,23-4,5	0,0002-0,001		
Salat	(küchenfertig)	4	1,23-4,5	0,002-0,004		
Endivie	(küchenfertig)	7	0,3-0,76	0,010-0,037	t	KRAUSE (1996)
Endivie	(küchenfertig)		0,73	0,004		
Lauch	(küchenfertig)	13	0,16-2,51	0,002-0,009		
Lauch	(küchenfertig)		0,03	0,010-0,048		
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,04	0,001	f	WANG und MERESZ (1982)
	Schale (frische)		0,04	$7 \cdot 10^{-4}$		
	Schale (gelagert)		0,04	0,194		
<b>Benzo(ghi)- perylen</b>						
Spinat	(küchenfertig)	9	1,5-4,8	$0,0001-8 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)

Spinat	(küchenfertig)	4	2,05-5,2	0,003-0,005	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (geschält)	4	2,05-5,2	$0,0003-1 \cdot 10^{-4}$		**
Möhre	Schale	4	2,05-5,2	0,0001-0,004		
Möhre	Rübe		1,54	0,006	f	LINNE u. MARTENS (1978)
Möhre	Rübe		0,07	$6 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre	Schale		0,04	0,005		
Möhre	Rübe (geschält)	9	0,4-4,8	0,0003-0,003	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl	(küchenfertig)		0,4	0,003		
Grünkohl	(küchenfertig)	8	1,5-4,8	$0,0001-9 \cdot 10^{-4}$		
Grünkohl	(küchenfertig)	8	1,3-6,2	$0,0001-3 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl	(küchenfertig)	8	0,17-0,75	0,008-0,063	t	KRAUSE (1996)
Chinakohl	(küchenfertig)	5	0,9-4,7	$0,0001-7 \cdot 10^{-4}$	f	CROSSMANN (1992)
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	1,85-6,2	$0,0005-1 \cdot 10^{-4}$	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale	4	1,85-6,2	0,0004-0,006		
Weizen	Korn	4	1,3-3,45	$8 \cdot 10^{-5}-3 \cdot 10^{-5}$		*
Weizen	Stroh	4	1,3-3,45	0,0002-0,001		
Salat	(küchenfertig)	4	1,3-3,45	0,003-0,001		*
Salat	(küchenfertig)	8	1,5-4,8	$0,0001-5 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Feldsalat	(küchenfertig)	7	1,5-4,8	$0,0001-4 \cdot 10^{-4}$		
Endivie	(küchenfertig)	7	0,17-0,45	0,012-0,039	t	KRAUSE (1996)
Endivie	(küchenfertig)		0,4	0,004		
Lauch	(küchenfertig)	14	0,1-1,36	0,002-0,011		
Lauch	(küchenfertig)		0,18	0,049		
Lauch	(küchenfertig)	2	2,8/4,8	$4 \cdot 10^{-5}/8 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Zwiebel	(gelagert/gesch.)		0,07	0,002	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel	Schale (frische)		0,04	0,001		
Zwiebel	Schale (gelagert)		0,04	0,234		
Radieschen	(küchenfertig)	9	0,4-4,8	0,0003-0,002	f	CROSSMANN (1992)
Weidelgras	1. Schnitt	8	1,1-16,6	0,001-0,008	t	CROSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	8	1,1-16,6	0,001-0,015		
Weidelgras	3. Schnitt	8	1,1-16,6	0,001-0,019		

Grünraps		6	1,1-11,0	0,0001-0,005		
Weidelgras	1. Schnitt	8	1,1-7,7	0,001-0,02	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	8	1,1-7,7	0,001-0,035		
Weidelgras	3. Schnitt	8	1,1-7,7	0,001-0,019		
Grünraps		5	0,5-3,3	0,001-0,024		
<b><u>Verschiedene</u></b>						
<b><u>PAK-Summen</u></b>						
Spinat ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)		0,3/0,6	0,058/0,032	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Spinat ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	3	3,79-5,13	0,019-0,035		
Spinat ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	4	31,43-57,34	0,0005-0,004		
Spinat ( $\Sigma 13$ )	(küchenfertig)	10	10,6-140,4	0,0005-0,002	f	CROSSMANN (1992)
Möhre ( $\Sigma 15$ )	Rübe (geschält)	5	0,3-5,13	0,002-0,016	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre ( $\Sigma 15$ )	Rübe (geschält)	4	31,43-57,34	$0,0003-8 \cdot 10^{-4}$		
Möhre ( $\Sigma 15$ )	Schale		0,6/5,13	0,021/0,022		
Möhre ( $\Sigma 15$ )	Schale	4	31,43-57,34	0,0005-0,004		
Möhre ( $\Sigma 11$ )	Rübe		0,07	0,047	f	LINNE u. MARTENS (1978)
Möhre ( $\Sigma 11$ )	Rübe	2	0,63/22,14	0,008/0,006		
Möhre ( $\Sigma 14$ )	Rübe (geschält)		0,84	0,001	f	WANG und MERESZ (1982)
Möhre ( $\Sigma 14$ )	Schale		0,84	0,017		
Möhre ( $\Sigma 13$ )	Rübe (geschält)	4	0,21-1,09	0,036-0,102	t	WILD und JONES (1992b)
Möhre ( $\Sigma 13$ )	Schale	4	0,21-1,09	0,187-0,484		
Möhre ( $\Sigma 13$ )	Rübe (geschält)	12	0,8-140,4	0,0003-0,002	f	CRÖSSMANN (1992)
Grünkohl ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	4	0,38-0,75	0,045-0,14	f	DFLSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	6	4,1-9,1	0,032-0,002		*
Grünkohl ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	2	22,2/30,1	0,005/0,003		
Grünkohl ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	6	51,7-164,5	$0,002-1 \cdot 10^{-4}$		*
Grünkohl( $\Sigma 16$ )	(küchenfertig)	6	1,93-11,43	0,099-0,372	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl( $\Sigma 16$ )	(küchenfertig)	3	12,72-21,54	0,061-0,053		*
Grünkohl ( $\Sigma 16$ )	(küchenfertig)	10	1,4-140,4	0,0003-0,003	f	CRÖSSMANN (1992)
Chinakohl ( $\Sigma 13$ )	(küchenfertig)	5	10,6-140,4	$0,0004-7 \cdot 10^{-4}$		

Kohlrabi ( $\Sigma 12$ )	(küchenfertig)	9	10,6-140,4	$5 \cdot 10^{-6}$ - $3 \cdot 10^{-4}$		
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Knolle (gesch.)	2	0,75	0,011/0,013	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Knolle (gesch.)	3	4,1-4,7	0,002-0,003		
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Knolle (gesch.)	2	22,2/30,1	$0,0006/5 \cdot 10^{-4}$		
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Schale	2	54,2/114,7	$0,0002/1 \cdot 10^{-4}$		
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Schale	2	0,75	0,023/0,3		
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Schale	3	4,1-4,7	0,007-0,01		
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Schale	2	22,2/30,1	0,005/0,002		
Kartoffel ( $\Sigma 15$ )	Schale	2	54,2/114,7	0,0009/0,001		
Kartoffel ( $\Sigma 11$ )	Knolle (gesch.)		18,41/2219	$0,001/9 \cdot 10^{-5}$	f	FRITZ (1983a)
Kartoffel ( $\Sigma 11$ )	Schale		18,41/2219	0,011/0,02		
Kartoffel ( $\Sigma ?$ )	Knolle	3	0,26-0,43	0,063-0,074		? HARMS (1989)
Weizen ( $\Sigma 15$ )	Korn	2	0,5	0,25	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Weizen ( $\Sigma 15$ )	Korn	5	3,8-14,8	0,0008-0,005		
Weizen ( $\Sigma 15$ )	Korn	2	41,9/52,9	$0,0003/4 \cdot 10^{-4}$		
Weizen ( $\Sigma 15$ )	Stroh	2	0,5	0,39/0,41		
Weizen ( $\Sigma 15$ )	Stroh	5	3,8-14,8	0,005-0,035		
Weizen ( $\Sigma 15$ )	Stroh	2	41,9/52,9	0,003		
Hafer ( $\Sigma 13$ )	Korn	2	0,08/0,14	0,225/0,173	t	GELBERT (1992)
Hafer ( $\Sigma 13$ )	Stroh	2	0,08/0,14	0,515/0,365		
Hafer ( $\Sigma ?$ )	Korn	3	0,26-0,43	0,118-0,187		? HARMS (1989)
Hafer ( $\Sigma ?$ )	Stroh	3	0,26-0,43	0,125-0,191		
Roggen ( $\Sigma ?$ )	Korn	3	0,26-0,43	0,058-0,101		
Roggen ( $\Sigma ?$ )	Stroh	3	0,26-0,43	0,065-0,105		
Salat ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	2	0,5	0,034/0,029	f	DELSCHEN ET AL. (1996)
Salat ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	5	3,8-14,8	0,003-0,007		
Salat ( $\Sigma 15$ )	(küchenfertig)	2	41,9/52,9	0,002		
Salat ( $\Sigma 13$ )	(küchenfertig)	10	10,6-140,4	$0,0002-9 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Feldsalat ( $\Sigma 13$ )	(küchenfertig)	8	27,8-140,4	$3 \cdot 10^{-5}-9 \cdot 10^{-4}$		
Endivie ( $\Sigma 16$ )	(küchenfertig)	5	4,26-8,71	0,131-0,330	t	KRAUSE (1996)
Endivie ( $\Sigma 16$ )	(küchenfertig)	3	10,26-12,72	0,048-0,086		
Lauch ( $\Sigma 16$ )		5	1,93-6,84	0,074-0,279	t	KRAUSE (1996)

Lauch ( $\Sigma$ 16)		8	7,42-21,54	0,022-0,084		
Lauch ( $\Sigma$ 16)			41,2	0,013		
Lauch ( $\Sigma$ 13)	(küchenfertig)	4	10,6-84,1	$0,0001-4 \cdot 10^{-4}$	f	CRÖSSMANN (1992)
Sellerie ( $\Sigma$ 13)	(küchenfertig)	5	26,3-84,1	$5 \cdot 10^{-5}-2 \cdot 10^{-4}$		
Zwiebel ( $\Sigma$ 14)	(frisch/geschält)		0,84	$2 \cdot 10^{-4}$	f	WANG und MERESZ (1982)
Zwiebel ( $\Sigma$ 14)	(gelagert/gesch.)		0,84	0,004		
Zwiebel ( $\Sigma$ 14)	Schale (frisch)		0,84	0,002		
Zwiebel ( $\Sigma$ 14)	Schale (gelagert)		0,84	0,228		
Radies. ( $\Sigma$ 13)	(küchenfertig)	10	10,6-140,4	0,0002-0,001	f	CRÖSSMANN (1992)
Tomate ( $\Sigma$ 13)	Frucht	4	26,3-140,4	$4 \cdot 10^{-6}-4 \cdot 10^{-5}$		
Zuckerr. ( $\Sigma$ 13)	Rübe		0,185/0,588	0,136/0,053	t	GELBERT (1992)
Zuckerr. ( $\Sigma$ 13)	Blatt		0,185/0,588	0,978/0,25		
Gras ( $\Sigma$ 13)	1. und 2. Schnitt		0,54/1,19	0,199/0,102		
Gras	3. Schnitt		0,54/1,19	0,258/0,144		
Weidelgras	1. Schnitt	8	23,2-154	0,004-0,014	t	CRÖSSMANN (1992)
Weidelgras	2. Schnitt	8	23,2-154	0,003-0,017		
Weidelgras	3. Schnitt	8	23,2-154	0,001-0,019		
Grünraps		6	11,9-99,6	0,003-0,012		

\* T nimmt mit steigendem Bodengehalt ab

\*\* geringe Variabilität in den Pflanzengehalten

### 4.1.3 Wechselwirkungen von PAK mit anderen Schadstoffen beim Boden - Pflanze - Transfer

In der bereits referierten Studie von DELSCHEN ET AL. (1996) wurden Wechselwirkungen von PAK mit Phenolen und BTX festgestellt, die zu einer stark erhöhten Aufnahme von BaP in Anwesenheit von BTX und von FLA in Anwesenheit von BTX oder Phenol bei Möhren führt (vgl. Abbildung 4.1 und Tabelle 4.10).

METZ ET AL. (1997) gehen davon aus, daß die gleichzeitige Anwesenheit von PCB-52 die Pflanzenaufnahme bzw. die Verlagerung von BaP in den Sproß fördert. Wie aus Tab. 4.9, hervorgeht, sind die Sproßgehalte von Mais und Roggen der Variante RefB+Cd+PCB+BaP deutlich höher als in den Varianten RefB+Cd+BaP und RefB-BaP, woraus die Autoren schließen, daß gleichzeitig zugeführtes PCB-52 zu einer höheren BaP-Aufnahme in oberirdische Pflanzenteile geführt hat. Aufgrund der spezifischen Entwicklungsbedingungen der Kartoffel (Verlagerung von Inhaltsstoffen von Blatt zu Knolle) zeigt sich dieser Sachverhalt bei der Kartoffelpflanze in einer Rückverlagerung des BaP in die Knollen (vgl. Tabelle 4.9: Knollengehalte der Variante Refb+Cd+PCB+BaP doppelt so hoch wie in Variante Refb+BaP).

In METZ, und DORN (1994) sowie DORN und METZ (1995, 1996) werden Versuche zu Kombinations- und Akkumulationswirkungen von Organika und Schwermetallen beschrieben. Höhere Wurzel aufnehmen von Schwermetallen in Roggen sowie erhöhten Transport in den Sproß konnte auf jenen Versuchsvaxianten festgestellt werden, welchen PCB-52 und BaP zugesetzt wurde. Dies wird auf eine Erhöhung der Löslichkeit aufgrund einer Mobilisierung der Schwermetalle durch Zusatz von PCB und BaP zurückgeführt, was durch geringfügig erhöhte  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ - und  $\text{NH}_4\text{OAc}$ -extrahierbare Schwermetallgehalte unterstützt wird (DORN und METZ, 1996). Bei METZ und DORN (1996) wird eine erhöhte Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle und ein erhöhter Transport in Pflanzen auch für die Versuchspflanzen Mais und Kartoffeln beschrieben. Es wird jedoch nicht erwähnt, in welchem Maße auch zum Verzehr geeignete Pflanzenteile betroffen sind.

#### **4.1.4 Zusammenfassung und Bewertung – PAK**

##### **4.1.4.1 Abgrenzung der Transferpfade**

Der Transfer von PAK aus dem Boden in Pflanzen ist aufgrund der verschiedenen Kontaminationspfade von Pflanzen sehr schwer abzugrenzen. Die allgegenwärtige mehr oder minder starke atmosphärische Deposition überlagert bzw. nivelliert die Ergebnisse der referierten Untersuchungen in vielen Fällen. So sind die PAK-Konzentrationen in ländlichen Räumen bei Bodengehalten, die im Bereich der Hintergrundwerte liegen, hauptsächlich immissionsbedingt. In solchen Situationen ergeben sich dann "fälschlicherweise" extrem hohe Boden-Pflanze-Transferfaktoren, wie z. B. im Kreuzversuch von KRAUSE (1996), der für Grünkohl auf Einheitserde Transferfaktoren von 6-12 ermittelte. Diese spiegeln dann allenfalls das große Anreicherungsvermögen des Grünkohls wieder.

Dennoch konnte in zahlreichen Untersuchungen ein Übergang der PAK aus dem Boden in die Pflanzen beobachtet werden, wobei eine Unterscheidung der Transferpfade Boden-Pflanze und Boden-Luft-Pflanze schwierig ist. Die Versuchsdurchführungen von HARMS (1996) und KOLB ET AL. (1996a) ermöglichen eine Trennung. In beiden Untersuchungen konnte eine Aufnahme der Schadstoffe über die Wurzeln mit anschließender Translokation in den Sproß festgestellt werden.

##### **4.1.4.2 Transfer in verschiedene Erntegüter**

Der Transfer von PAK in Pflanzen ist in großem Maße von der jeweiligen Pflanzenart bzw. dem betrachteten Pflanzenteil abhängig. So sind Wurzel-, Knollen- und Blattgemüse deutlich stärker kontaminiert als Fruchtgemüse, Obst und Getreide, vegetative Pflanzenteile weisen höhere Gehalte auf als generative z. B. bei Getreide (Stroh > Korn) und Tomaten (Sproß > Frucht). Bei Wurzeln, Zwiebeln und Knollen sind die Schalen wesentlich stärker kontaminiert als der eigentliche verzehrbare Anteil. Dies drückt sich in deutlich unterschiedlichen Transferfaktoren aus.

Im folgenden soll auf die in Tabelle 4.10 berichteten Transferfaktoren näher eingegangen werden. Eine direkter Vergleich der Transferfaktoren wird dadurch erschwert, daß Daten teils auf Frischsubstanz teils auf Trockensubstanz bezogen wurden. Außerdem zeigen die Transferfaktoren keinen linearen Verlauf sondern sind von den Bodengehalten abhängig und nehmen

mit steigenden Bodengehalten häufig ab. Viele Autoren (LINNE und MARTENS, 1978; CRÖSSMANN, 1992; WILD und JONES, 1992b; DELSCHEN ET AL., 1996; KRAUSE, 1996; METZ ET AL., 1997) berichten von positiven Beziehungen zwischen Boden- und Pflanzengehalten (teils Einzelsubstanzen, teils  $\Sigma$  PAK), die jedoch nicht linear sind. DELSCHEN ET AL. (1996) versuchten für FLA eine lineare Darstellung des Zusammenhangs zwischen Boden- und Pflanzengehalten (vgl. Abb. 4.2), deren Korrelationskoeffizienten jedoch unbefriedigend sind. An die in Abbildung 4.2 dargestellten Datenpunkte könnten auch Sättigungskurven angepaßt werden.

Trägt man die Transferfaktoren gegen die Bodengehalte auf, so zeigen sich häufig mit steigenden Bodengehalte abnehmende Transferfaktoren (in Tabelle 4.10 durch Index 1 gekennzeichnet). Dies entspricht der Umkehrfunktion der oben genannten Sättigungskurve. Für die einzelnen Kulturpflanzen ergibt sich unter Berücksichtigung der obengenannten Einschränkungen folgendes Bild:

**Möhre:** Möhren sind im allgemeinen aufgrund des direkten Bodenkontaktes und der daraus resultierenden Adsorption der PAK an der Wurzeloberfläche sehr stark kontaminiert, wobei die PAK hauptsächlich in der Schale lokalisiert sind. Die Transferfaktoren  $\Sigma$  PAK für die Möhrenschele liegen je nach Bodengehalt zwischen 0,0005 und 0,484, während die Transferfaktoren für die geschälte Möhren zwischen 0,0003 und 0,102 liegen. Ein Transport in den Kernbereich der Möhre wurde von WILD und JONES (1992b); DELSCHEN ET AL. (1996); SCHNÖDER ET AL. (1996) und anderen beobachtet. Ein sortenabhängiges Eindringen in den Möhrenkörper beobachteten SCHNÖDER ET AL. (1996) und SIEGFRIED und MÜLLER (1978). Den von FRITZ (1983b) vorgeschlagenen und von CRÖSSMANN (1992) diskutierten Grenzwert von 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  FS im verzehrbaren Anteil, welcher für Fleisch und Käse bereits eingeführt ist, wird nach den Ergebnissen von CRÖSSMANN bei BaP-Bodengehalten von ca. 12 mg/kg TS bereits überschritten, nach DELSCHEN ET AL. (1996) ab ca. 3-3,5 mg/kg TS.

**Kartoffel:** Wie auch bei der Möhre sind Kartoffeln aufgrund des Bodenkontaktes stark kontaminiert. Diese Kontamination ist aber im wesentlichen auf die Schalen beschränkt, die bei hohen Bodengehalten von 50-100 mg/kg Transferfaktoren  $\Sigma$  PAK um 0,0009 aufweisen, bis zu Transferfaktoren um 0,3 bei Bodengehalten um 0,75 mg/kg TS. Die geschälte Kartoffelknolle ist deutlich geringer belastet, Transferfaktoren liegen im Bereich von 0,0001 für hohe Bodengehalte bis 0,013 bei geringeren Bodengehalten um 1 mg/kg TS. Für BaP ergibt sich eine Überschreitung des vorgeschlagenen Grenzwertes von 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  FS im verzehrbaren Anteil der Kartoffel bei Bodengehalten von 2,5-3,5 mg/kg TS (nach DELSCHEN ET AL., 1996).

**Zwiebel:** Auch die Schalen der Zwiebeln sind deutlich stärker kontaminiert als der verzehrbare Anteil selbst. Für frische geschälte Zwiebeln fanden WANG und MERESZ (1982) einen Transferfaktor  $\Sigma$  PAK von 0,0002 bei Bodengehalten von 0,84 mg/kg TS. Nach WANG und MERESZ treten deutliche Unterschiede auf, je nach Bodenkontaktzeit bzw. Lagerzeit der Zwiebeln. FRITZ (1983b) findet für BaP-Bodengehalte von 1-15 mg/kg TS BaP-Pflanzengehalte von ca. 1,35  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS.

**Grünkohl:** Grünkohl wird sehr unterschiedlich stark kontaminiert. Es zeigte sich, daß Grünkohl die PAK hauptsächlich aus der Luft aufnimmt. Dabei handelt es sich entweder um aus dem Boden ausgasende Einzelsubstanzen oder um atmosphärische Deposition. Dort wo eine Kontami-

nation via Luftpfad nicht ausgeschlossen werden konnte (z. B. bei KRAUSE, 1996;  $TF_i$  0,053-0,372), war die Kontamination des Grünkohls besonders hoch. Jedoch auch DELSCHEN ET AL. (1996) und CRÖSSMANN (1992) fanden für Grünkohl Transferfaktoren für  $\Sigma$  PAK von 0,0001 bei Bodengehalten  $> 100$  mg/kg TS bis 0,032, die bei vergleichbaren Bodengehalten über jenen für Möhren und Kartoffeln liegen.

Während der "diskutierte Grenzwert" bei FRITZ (1983b) bereits bei Bodengehalten von OJA,3 mg/kg BaP, bei DELSCHEN ET AL. (1996) bei 2,5-3 mg/kg überschritten wird, findet CRÖSSMANN (1992) selbst bei Bodengehalten zwischen 5 und 10 mg/kg BaP-Pflanzengehalte  $< 1$   $\mu$ g/kg FS, trotz hoher  $\Sigma$  PAK-Belastung des Grünkohls. Dies ist auf das von CRÖSSMANN (1992) gefundene Schadstoffspektrum des Grünkohls zurückzuführen. Während die niederkondensierten Einzelsubstanzen verstärkt akkumuliert wurden, traten die höher kondensierten in den Hintergrund. Diese unterschiedlichen Ergebnisse verdeutlichen noch einmal, daß Grünkohl PAK in großem Maße aufnimmt, der Transferpfad Boden-Pflanze dabei jedoch von untergeordneter Bedeutung ist.

**Salate:** In der Untersuchung von DELSCHEN ET AL. (1996) ist Blattsalat wesentlich stärker kontaminiert als der Kopfsalat bei CRÖSSMANN (1992). Die Transferfaktoren ( $\Sigma$  PAK) unterscheiden sich bei vergleichbaren Bodengehalten um ca. eine Größenordnung. Auch in Feldsalat findet CRÖSSMANN nur sehr geringe PAK-Gehalte. Im Gegensatz hierzu ist der Endiviansalat bei KRAUSE (1996) sehr hoch belastet und weist Transferfaktoren von 0,131-0,33 auf. KRAUSE führte seine Untersuchungen jedoch in einem relativ stark belasteten Ballungsraum durch, eine starke Belastung des Endivien via Luftpfad ist wahrscheinlich.

Während der "Grenzwert" für BaP bei DELSCHEN ET AL. bereits ab Bodengehalten von ca. 1 mg/kg überschritten wird, tritt dies bei CRÖSSMANN erst bei BaP-Bodengehalten von 10 mg/kg auf.

Durch einen Vergleich der PAK-Muster in Salat, Staubbiederschlag und Boden gelangen DELSCHEN ET AL. zu folgender Einschätzung. Der Hauptkontaminationspfad für 3kernige PAK ist der Luftpfad, 4kernige PAK werden sowohl aus der Luft, als auch aus dem Boden aufgenommen, während 5-6kernige PAK hauptsächlich aus dem Boden in die Pflanzen gelangen.

**Spinat:** Spinat ist im allgemeinen stark kontaminiert. Für Bodengehalte  $\Sigma$  PAK  $> 10$  mg/kg ergeben sich aus den Untersuchungen von DELSCHEN ET AL. (1996) und CRÖSSMANN (1992) Transferfaktoren von 0,0005-0,002. Für geringere Bodengehalte errechnen sich aus den Daten von DELSCHEN ET AL. Transferfaktoren von 0,019-0,058. Die Transferfaktoren für BaP unterscheiden sich bei den beiden Autoren stark.

Wie bereits für andere Pflanzenarten festgestellt, ist bei CRÖSSMANN der Übergang von BaP in die Pflanzen deutlich geringer. Er findet erst ab Bodengehalten von 3,2 mg/kg eine Überschreitung des "angenommenen Grenzwertes", während DELSCHEN ET AL. bereits bei Bodengehalten von 1-2,5 mg/kg TS Pflanzengehalte von 6-15  $\mu$ g/kg FS angibt. Die großen Unterschiede zwischen den Autoren CRÖSSMANN (1992) und DELSCHEN ET AL. (1996) können nicht erklärt werden, da sich die Analysendaten in beiden Fällen auf die Frischsubstanz bezogen und auch in beiden Untersuchungen die Pflanzen gewaschen und küchenfertig aufbereitet wurden.

Eine Unterscheidung nach verschiedenen Transferpfaden wurde in den vorliegenden Untersuchungen nicht durchgeführt, es wird jedoch vielfach darauf hingewiesen, daß gerade die Blattgemüse aufgrund ihrer großen Blattoberfläche, ihrer Bodennähe und der großen Bodenbedeckung stark kontaminiert sind. DELSCHEN ET AL. (1996) finden im Spinat ein dem Boden ähnliches PAK-Muster. Da die Pflanzen gewaschen wurden, ist nicht mehr von anhaftenden Bodenpartikeln auszugehen. Eine Unterscheidung zwischen Aufnahme der PAK durch die Wurzeln, Aufnahme von ausgasenden Schadstoffen durch die Blätter oder Aufnahme in die Pflanze aus anhaftenden Bodenpartikeln ist nicht möglich. Der Hauptkontaminationspfad ist vermutlich die Aufnahme sich aus dem Boden verflüchtigender Schadstoffe über die Stomata der Blätter bzw. die Adsorption an die Blätter.

**Fruchtgemüse und Früchte:** In Tomaten konnten FRITZ (1983b) und CROSSMANN (1992) keine PAK feststellen. WANG und MERESZ (1982) fanden geringe PAK-Gehalte in den Schalen der Tomaten, welche sie jedoch auf eine Kontamination durch die nahegelegene Hauptverkehrsstraße zurückführten. In Gurken (FRITZ, 1983b) und Äpfeln (LUSKY ET AL., 1993) konnten keine PAK nachgewiesen werden.

**Getreide:** Die Getreidekörner selbst sind nur in sehr geringem Maße durch PAK kontaminiert. Die Gehalte bewegen sich häufig im Bereich der Nachweisgrenze und sind kaum von den Bodengehalten beeinflusst. Da sich die Transferfaktoren von METZ ET AL. (1997) auf Trockensubstanz beziehen, sind diese nicht direkt mit den beiden anderen Autoren zu vergleichen.

Viele Autoren haben zwar PAK-Einzelsubstanzen gemessen, eine Auswertung bzw. eine Einzelsubstanzbetrachtung wird aber meist nur für BaP (aufgrund seiner Kanzerogenität) und evtl. noch für FLA (aufgrund seiner Häufigkeit) durchgeführt. Um die von CRÖSSMANN (1992) und O'CONNOR (1996) geforderte vermehrte Einzelsubstanzbetrachtung in der Risikoabschätzung zu ermöglichen, wurden Transferfaktoren für weitere PAK-Einzelsubstanzen angegeben.

Die große Variationsbreite der Transferfaktoren macht jedoch klar, daß diese nur bedingt eine Vorhersage von Pflanzengehalten bei gegebenen Bodengehalten erlauben. Die zum Teil widersprüchlichen Untersuchungsergebnisse zeigen die Schwierigkeit, in Untersuchungen alle Einflußfaktoren zu erfassen. Da sich verschiedene Aufnahmepfade zum Teil überlagern, ist die Anwendung von Transferfaktoren stark umstritten (SAUERBECK, 1985; CRÖSSMANN, 1993).

Die gealterten bzw. in der Humusfraktion gebundenen Rückstände werden normalerweise für kaum pflanzenverfügbar gehalten. KOLB ET AL. (1996a) zeigen jedoch an gealtertem Kompost, daß PAK aus gebundenen Rückständen durch Bepflanzung remobilisiert werden können und dann pflanzenverfügbar sind.

## 4.2 Polychlorierte Biphenyle

### 4.2.1 Boden - Pflanze - Transfer von PCB

Wie bereits bei den PAK wurde auch für die Pflanzenaufnahme von PCB die Literatur in chronologischer Reihenfolge referiert und ausgewertet. Aus den gegebenen Daten wurden Transferfaktoren für die einzelnen Kongeneren berechnet und in der zusammenfassenden Tabelle 4.25

wiedergegeben. Die Unterscheidung in  $TF_f$  und  $TF_t$  ist auf Grund der Bezugsbasen Pflanzenfrischmasse oder -trockenmasse notwendig.

### Einfluß der Kongenerenzusammensetzung /des Chlorierungsgrads

In Feldversuchen auf lehmigem Sand mit *Aroclor-1254* ermittelten IWATA ET AL. (1974) eine 7-8fach stärkere Aufnahme von niederchlorierten PCB im Vergleich zu höherchlorierten PCB in *Möhrenwurzeln* (Applikation: *Aroclor-1254* 100 mg/kg).

Bei der getrennten Untersuchung von Möhrenschaale und -körper befanden sich 97 % der Gesamt rückstände in der Schale. Somit scheint keine Verlagerung in das Wurzelinnere stattgefunden zu haben. Für das PCB-Gemisch *Aroclor-1254* errechneten IWATA ET AL. Transferfaktoren  $TF_f$  von 0,04-0,58 für Möhrenwurzeln.

In einem Lysimeterversuch stellten MOZA ET AL. (1976) sowie MOZA ET AL. (1979) anhand von  $^{14}C$ -markierten PCB (Kongeneren 4, 31 und 100) eine Massenbilanz auf. Tabelle 4.11 zeigt die Verteilung der untersuchten PCB-Kongeneren in Boden, Pflanze und Sickerwasser sowie die Verflüchtigungsrate. Die Aufnahme durch die Pflanzen ist gering, wobei die *Möhren* deutlich höhere Werte zeigen als die *Zuckerrüben*. Die abgeschätzte Verflüchtigungsrate steigt für die niedrigchlorierten Kongeneren bis nahe 80 %.

Tab. 4.11: Bilanzierung einzelner PCB-Kongeneren (4, 31, 100) im System Boden-Pflanze (Anteil der applizierten Aktivität in [%])

Schadstoff	Kultur	Boden [-40 cm]	Sickerwasser	Kulturpflanze	Unkraut	S Messung	Verflüchtigt
PCB-4	Möhren	44,4	-	1,9	0,2	46,5	53,5
PCB-4	Zuckerrüben	21,1	0,2	< 0,1	< 0,1	21,3	78,7
PCB-31	Möhren	29,3	-	3,1	0,1	32,5	67,5
PCB-31	Zuckerrüben	28,4	0,2	0,2	-	28,8	71,2
PCB-100	Möhren	55,9	-	1,4	1,2	58,5	41,5
PCB-100	Zuckerrüben	54,1	0,1	0,1	-	54,3	45,7

Quelle: MOZA ET AL. (1976, 1979)

MOZA ET AL. errechneten aus den Ergebnissen ihrer Untersuchungen Transferfaktoren für Möhren und Zuckerrüben (dargestellt in Tabelle 4.12). Die vorliegenden Bodengehalte entsprechen einem real belasteten Boden. Möhren zeigen v. a. für die niederchlorierten Kongeneren eine deutliche Anreicherung mit Transferfaktoren von 2 und darüber. Für Zuckerrüben bleiben die Transferfaktoren für alle untersuchten Kongeneren deutlich unter 1.

Tab. 4.12: Transferfaktoren für die PCB-Kongeneren (4, 31, 100) für Möhren und Zuckerrüben

Schadstoff	Pflanzenart	Bodengehalt [mg/kg]	TF <sub>f</sub>
PCB-4	Möhren	0,118	2,0
PCB-4	Zuckerrüben	0,029	-
PCB-31	Möhren	0,249	2,8
PCB-31	Zuckerrüben	0,240	0,2
PCB-100	Möhren	0,407	0,9
PCB-100	Zuckerrüben	0,409	0,1

Quelle: MOZA ET AL. (1976,1979)

GOSELIN ET AL. (1986) untersuchten in einem Feldversuch (schluffiger Lehm) die Aufnahme von technischen PCB-Gemischen durch *Kartoffeln* in Abhängigkeit vom Chlorierungsgrad (s. Seite 5). Bei Bodengehalten von *Aroclor-1016* und *Aroclor-1242* von  $0,66 \pm 0,32$  mg/kg Boden waren diese in der Kartoffelschale mit 0,04 mg/kg TS nachweisbar, die Blätter und die geschälte Knolle wiesen keine PCB auf. Bei der Behandlung mit *Aroclor-1254* im Konzentrationsbereich von  $0,87 \pm 0,40$  mg/kg Boden konnte in keinem Pflanzenteil PCB nachgewiesen werden.

Aus Langzeitversuchen mit Klärschlamm errechnete SCHAAF (1990; auch publiziert in KAMPE 1987) für verschiedene Pflanzenarten Transferfaktoren für PCB. Wie aus Tabelle 4.13 ersichtlich ist, sind die Transferfaktoren im allgemeinen sehr niedrig bzw. findet kein Übergang vom Boden in die Pflanze statt. Bei PCB-101 läßt sich ein erhöhter Transfer im Vergleich zu den anderen Kongeneren feststellen. Die PCB-Kongeneren 28, 52 und 180 sind nach SCHAAF für einen möglichen Transfer Boden-Pflanze zu vernachlässigen.

Tab. 4.13: Transferfaktoren einzelner PCB-Kongenere für das System Boden-Pflanze

Pflanzenart,	n	Transfer-	Transfer-	Transfer-	Transfer-	Transfer-	Transfer-
		faktoren	faktoren	faktoren	faktoren	faktoren	faktoren
Organ		PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-138	PCB-153	PCB-180
Gras	6	0	0	3,4	0,4	0,8	0
Rübenblatt	5	0	0	0	0	0	0
Klee	4	0,2	0	3,7	0	0	0
Kopfsalat	4	0	0	5,1	0,6	2,2	0
Zuckerrüben	5	0	0	0	0	0	0
Kartoffeln	4	0	0	0	0	0	0
Möhren	5	0	0,10	0,1	0	0	0
Rettich	2	0	0	10,4	0	0	0
Weizen Korn	4	0	0	0,9	0,1	0,2	0,2
Weizen Stroh	4	0	0	1,8	1,3	1,5	0,8
Mais Korn	3	0	0	0	0	0	0
Mais Stroh	3	0	0	0,6	0,2	0,3	0,1

Quelle: SCHAAF (1990)

*Kopfsalat* und *Rettich* weisen insgesamt die höchsten Transferfaktoren auf. Im Gegensatz zu anderen Untersuchungen besteht bei *Möhren* keine besonders hohe Aufnahme. *Getreidestroh* zeigt gegenüber dem *-korn* eine höhere Akkumulation. Die errechneten Transferfaktoren sind jedoch aufgrund einer geringen Datenbasis schlecht abgesichert.

SAWHNEY und HANKIN (1984) stellten ebenfalls eine verstärkte Aufnahme von niedrigeren im Vergleich zu höherchlorierten Biphenylen fest. Der Chlorierungsgrad der in der Tabelle 4.15 aufgeführten PCB-Gemische steigt in der Reihenfolge *Aroclor-1248 < 1254 < 1260* an (s. S. 4), entsprechend sinkt der Transferfaktor.

Die Lysimeterversuche von DELSCHEN ET AL. (1996) zeigen für *Möhren*, *-laub*, *-schalen* sowie *Kartoffelknollen*, *-laub* und *-schalen*, daß die Transferfaktoren mit steigendem Chlorierungsgrad der Kongenere deutlich sinken. Bei *Spinat*, *Grünkohl* und *Weizenstroh* ist diese Tendenz nicht erkennbar, bei *Blattsalat* zeigt sich sogar die umgekehrte Tendenz.

### Einfluß der Pflanzenart

WALLNÖFER ET AL. (1975) untersuchten in Gefäßversuchen im Freiland<sup>7</sup> und im Gewächshaus<sup>8</sup> die Aufnahme der PCB-Kongenere 15, 52 und 153 durch *Möhren* und *Radieschen*. Möhren nehmen bei geringeren Bodengehalten und in einem größeren Umfang PCB auf als Radieschen (Tabelle 4.14). In Radieschen (Gewächshaus) konnten PCB erst ab Bodengehalten

<sup>7</sup> Urgesteinsboden; pH 4,8; 4,4% OS; Möhren 120 d, Radieschen 68 d

<sup>8</sup> Sandbraunerde; pH 5,2; 4,7 % OS; Möhren 81 d, Radieschen 57 d

von ca. 4 mg/kg nachgewiesen werden, im Freiland wurde nur PCB-153 bei einem Bodengehalt von 0,42 mg/kg in Radieschen aufgenommen. Im Feldversuch wurden Radieschen und Möhren getrennt nach Schale und Rübenkörper untersucht. Die Kontamination ist hauptsächlich auf die Schale beschränkt.

Tab. 4.14: Aufnahme von PCB durch Möhren und Radieschen

Schadstoff	Boden [mg/kg TS]		Möhren [mg/kg FS]	TF <sub>f</sub>		Radieschen [mg/kg FS]	TF <sub>f</sub>
PCB-15	n.n.		n.n.	-		n.n.	-
PCB-52	0,048		n.n.	-		n.n.	-
PCB-153	0,046		n.n.	-		n.n.	-
PCB-15	0,49		n.n.	-		n.n.	-
PCB-52	0,42		0,022	0,052		n.n.	-
PCB-153	0,42		0,008	0,019		n.n.	-
<i>Arochlor-1254</i>	0,44		n.n.	-		n.n.	-
PCB-15	4,3		0,81	0,188		n.n.	-
PCB-52	4,4		0,47	0,107		0,025	0,006
PCB-153	4,2		0,48	0,114		0,025	0,006
<b>Freilandversuch</b>		Schale	Σ*		Schale	Σ*	
PCB 15	n.n	n.n	n.n	-	n.n.	n.n.	-
PCB-52	0,048	n.n.	n.n.	-	n.n.	n.n.	-
PCB-153	0,046	n.n.	n.n.	-	n.n.	n.n.	-
PCB-15	0,49	n.n.	n.n.	-	n.n.	n.n.	-
PCB-52	0,42	0,082	0,022	0,052	n.n.	n.n.	-
PCB-153	0,42	0,029	0,008	0,019	0,011	0,004	0,010

\* geschält immer n.n., Quelle: WALLNÖFER ET AL. (1975)

SAWHNEY und HANKIN (1984) untersuchten in einem Feldversuch *Rote Rüben, Rübsen* und *Gartenbohnen* auf ihr PCB-Aufnahmeverhalten. Die Blätter der untersuchten Pflanzen enthielten mehr PCB als die Wurzeln. Die dazugehörigen Transferfaktoren sind in Tabelle 4.15 dargestellt. Diese nehmen in folgender Reihenfolge ab: *Arochlor-1248* > *Arochlor-1254* > *Arochlor1260*. Eine Unterscheidung der Kontaminationspfade Boden bzw. Luft erfolgte nicht, so daß keine Aussagen zu einer eventuellen atmosphärischen Deposition gemacht werden können.

Tab. 4.15: Transferfaktoren für technische PCB-Gemische bei Rote Beete und Rüben

PCB-Gemisch	Bodengehalte [mg/kg]	TF <sub>t</sub> Rote Beete Wurzel	TF <sub>t</sub> Rote Beete Blatt	TF <sub>t</sub> Rüben Wurzel	TF <sub>t</sub> Rüben Blatt
<b>Aroclor-1248</b>	0,08	0,187	0,275	0,375	0,400
<b>Aroclor-1254</b>	1,88	0,008	0,050	0,008	0,021
<b>Aroclor-1260</b>	14,44	0,002	0,004	0,020	0,002

Quelle: SAWHNEY und HANKIN (1984)

Die bereits im Kapitel 4.1 beschriebenen Lysimeterstudien von DELSCHEN ET AL. (1994, 1996) und HEIN und DELSCHEN (1994) beinhalten auch Varianten zur Untersuchung des PCB-Transfers (s. Tabelle 4.16) Hinsichtlich PCB wiesen *Blattsalat* und *Spinat* ein hohes, *Möhren* und *Kartoffeln* (verzehrbare Anteile) ein hohes bis mittleres, *Grünkohl* ein niedriges und *Weizen* kein Anreicherungsvermögen auf.

Tab. 4.16: Versuchsvarianten der PCB-Lysimeterstudie von DELSCHEN ET AL. (1996)

Variante	Boden	Bemerkungen
PCB 28 + PCB 52 (1:1,5)	Löß	Reinsubstanzen
Clophen Löß	Löß	Clophen A 40
Clophen Sand	Sand	Clophen A 40
PCB-Klärschlamm	Löß	Industrieklärschlamm (2 Parallelen)
Altlast Bergmannsglück	Löß	PCB-Altlast (2 Parallelen)

Die Staubniederschlagsmessungen zeigten keine nennenswerten PCB-Immissionen, so daß es sich hierbei um einen "echten" Transfer aus dem Boden handelt. HEIN Und DELSCHEN (1994) vermuten aufgrund der hohen PCB-Gehalte in Kartoffel- und Möhrenlaub eine Aufnahme durch die Wurzel und einen Transfer innerhalb der Pflanzen. Verschmutzungen der Blätter schließen sie aus, da dies in stärkerem Maße bei Salat und Spinat der Fall sein müßte und diese jedoch geringere PCB-Gehalte aufwiesen. Extreme PCB-Anreicherungen zeigten sich in den Schalen von Möhren und Kartoffeln.

Die von DELSCHEN ET AL. berechneten Transferfaktoren sind in Tabelle 4.25 dargestellt. Trotz zum Teil großer Schwankungsbreiten lassen sich die Unterschiede zwischen den Kulturen bzw. Pflanzenteilen gut erkennen. Für Möhren- und Kartoffelschalen treten überwiegend Transferfaktoren 1 bis sogar 10 auf. Dies verdeutlicht die starke Anreicherung von PCB in diesen Pflanzenteilen, wobei bereits bei geringen Schadstoffmengen eine starke Akkumulation stattfindet. Die Gegenüberstellung von Boden- und Pflanzengehalten zeigt in keinem Fall eine deutliche Korrelation.

Die Kontamination von *Seggen* und *Weiden* durch Boden-Pflanzen-Transfer auf mit 3 verschiedenen Aroclor-Formulierungen (Aroclor 1242, 1254 und 1260) belasteten arktischen Böden untersuchten GRUNDY ET AL. (1996). Über einen Zeitraum von 5 Jahren wurden regel-

mäßig Boden- und Pflanzenproben einer Feuchtwiese genommen. Am gleichen Standort wiesen Seggen stets höhere PCB-Gehalte auf als Weiden.

Die Untersuchungen von KRAUSE (1996) von Gartenanlagen in Recklinghausen wurden bereits im Kapitel 4.1 erläutert. Wie bereits für PAK waren die PCB-Pflanzengehalte für *Lauch* deutlich niedriger als für *Grünkohl* und *Endivien*. Die PCB-Gehalte der Böden und Nahrungspflanzen sind in Tabelle 4.17 wiedergegeben. Die Boden-Pflanze-Transferfaktoren sind in Tabelle 4.25 aufgeführt. Diese sind deutlich größer als diejenigen bei DELSCHEN ET AL. (1996). Dies hat seine Ursache in der wesentlich stärkeren Luftbelastung.

**Tab. 4.17: PCB-Gehalte (Σ 6 PCB) in Nahrungspflanzen und Böden aus Haus- und Kleingärten in Recklinghausen**

Garten	S 6 PCB Boden* [µg/kg TS]	S 6 PCB Grünkohl [µg/kg TS]	S 6 PCB Lauch [µg/kg TS]	S 6 PCB Endivie [µg/kg TS]
Garten 1	9,9		n.n.	4,6
Garten 2	36,0		n.n.	
Garten 3	17,4	9,4	n.n.	4,2
Garten 4	16,4		n.n.	
Garten 5	77,4	11,4	2,5	
Garten 6	80,3	24,7	7,3	10,6
Garten 7	26,8	9,3	1,9	3,1
Garten 8	34,1		2,6	
Garten 9	25,9	9,1	4,4	7,4
Garten 10	14,8	8,6	0,5	
Garten 11	14,5	9,3	0,7	4,7
Garten 12	39,5	13,0	7,3	5,6
Garten 13	14,0		3,4	
Garten 14	44,6		3,7	
Referenz	9,0	4,7	n.n.	2,0

\* Beprobungstiefe 0-30 cm, Quelle: KRAUSE (1996)

Die Proben von Garten 6 mit den höchsten Bodengehalten weisen auch die höchsten PCB-Gehalte in Grünkohl und Endivien auf. Eine deutlich Abhängigkeit zwischen Boden- und Pflanzengehalten kann jedoch nicht festgestellt werden. Der von KRAUSE durchgeführte Kreuzversuch (s. 4.1) weist für *Salat* auf einen Boden-Pflanze-Transfer hin. Die am Standort Recklinghausen gefundenen Unterschiede für Grünkohl lassen ebenfalls auf einen Transfer aus dem Boden in die Pflanzen schließen, da diese Pflanzen, welche auf belastetem Boden wuchsen stets höhere Gehalte aufwiesen, als solche auf Einheitserde. Allerdings kann dies durch die Ergebnisse am Referenzstandort Kettwig nicht belegt werden, da dort die PCB-Gehalte des

Grünkohls sich nur geringfügig unterscheiden. Bei einer analytischen Schwankungsbreite von 30 %, welche von KRAUSE angegeben wird, sind diese Ergebnisse nur schwer absicherbar.

Auch für PCB muß davon ausgegangen werden, daß der Luftpfad den Hauptkontaminationspfad darstellt. Alle Proben des Standortes Recklinghausen weisen höhere Gehalte auf, als die des Standorts Kettwig.

In der bereits im Kapitel 4.1 erwähnten Studie von SCHNÖDER ET AL. (1996) betragen die PCB-Bodengehalte nach dem Einmischen von PCB-28 und PCB-52 in den A<sub>p</sub>-Horizont (2,2 % C<sub>org</sub>, pH 7,7) 1,71 mg/kg PCB-28 und 2,56 mg/kg PCB-52. Die Radioaktivitätskonzentrationen im Boden blieben während der gesamten Versuchsdauer annähernd gleich, es konnten auch keine Metaboliten nachgewiesen werden. Somit kann eine Mineralisierung in bedeutendem Umfang nicht stattgefunden haben.

Die Aufnahme an Radioaktivität in die Versuchspflanzen *Möhren, Weizen, Spinat, Kartoffeln* und *Grünkohl* ist in Tabelle 4.18 zusammengestellt. Die Äquivalentkonzentrationen für die Ausgangssubstanzen wurden aufgrund der extrahierbaren unpolaren radioaktiven organischen Substanzen berechnet (vgl. 4.1, SCHNÖDER ET AL.), diese können jedoch nur Orientierungswerte darstellen.

**Tab. 4.18: Radioaktivitätskonzentrationen und -gehalte sowie Äquivalentkonzentrationen an PCB-28 und PCB-52 in Pflanzen der Lysimeterstudie von SCHNÖDER ET AL. (1996)**

Kultur	Organ	<sup>14</sup> C-Konz. [Bq/g]	Anteil* [%]	Äquivalentkonzentration** PCB-28 [mg/kg]	Äquivalentkonzentration** PCB-52 [mg/kg]
Möhren	Laub	532,8	0,061	7,81	11,07
	Rübe	532,3	0,272	7,37	10,44
	Hypokotyle + Fadenwurzeln	2789,2	0,019		
Weizen	Korn	1,5	0,001	0,0003	0,0004
	Spreu	13,5	0,001	0,16	0,22
	Stroh	15,3	0,008	0,06	0,08
Spinat	Blatt + Stiel	28,0	0,004	0,22	0,31
Kartoffeln	Fleisch	12,3			
	Schale	263,8			
	Σ Knolle		0,06		
Grünkohl	Blätter	4,0	0,001		
	Wurzeln	378,8	0,024		

\* an der Gesamt-Radioaktivität zu Versuchsbeginn, \*\* berechnet auf Basis der Radioaktivität in der organischen Phase

Die Radioaktivitätskonzentrationen in Rübe und Laub der Möhrenpflanzen sind gleich. Die sehr hohe Radioaktivitätskonzentration der Fraktion Hypokotyle + Fadenwurzeln beruht offenbar auf

dem hohen Anteil an kontaminierter Pflanzenoberfläche. Autoradiographische Darstellungen von Rübenlängs- und -querschnitten zeigten, daß die Radioaktivität überwiegend an der Rübenoberfläche, insbesondere auch an den Fadenwurzeln lokalisiert war. Geringe Radioaktivitätskonzentrationen waren jedoch auch im Bereich des Zentralzylinders zu erkennen, so daß ein Weitertransport in dem lipidreichen Gewebe nicht auszuschließen ist.

Die Fraktionen Schale und Wurzeln der Kartoffelpflanzen weisen deutlich höhere  $^{14}\text{C}$ -Konzentrationen auf als die geschälte Knolle. Vermutlich hat eine Adsorption an den Oberflächen stattgefunden, da die geringe Aktivität im Kartoffelfleisch nicht für eine Aufnahme spricht.

Da in den Weizenkontrollpflanzen PCB nachgewiesen werden konnte, muß ein Teil des Schadstoffes aus dem Boden in die Atmosphäre und von dort in die Kontrollpflanzen gelangt sein. Es werden jedoch keine Aussagen darüber gemacht, wie groß der Anteil des verflüchtigten Schadstoffes war.

### Einfluß der Bodenart

O'CONNOR ET AL. (1990) untersuchten in einem Gefäßversuch das Aufnahmeverhalten von Salat, Möhren und Rohrschwengel. Böden unterschiedlicher Bodenart (Ton und sandiger Lehm), wurden in einer Variante mit PCB-belastetem Klärschlamm, in einer weiteren mit *Arochlor-1248* versetzt.

Die PCB-Gehalte lagen bei allen Pflanzenarten und -teilen, mit Ausnahme der *Möhrenschalen*, unterhalb der Nachweisgrenze von 0,02 mg/kg FS. In den Möhrenschaalen fand eine Anreicherung von Trichlorbiphenylen und eine Anreicherung von Tetra- und Pentachlorbiphenylen relativ zu ihrem Anteil am Bodengehalt statt. Der PCB-Gehalt in der Möhrenschaale stieg im unteren Konzentrationsbereich der Bodengehalte (bis ca. 1 mg/kg PCB) linear an und flachte bei höheren Konzentrationen ab. Dies kann nach O'CONNOR ET AL. auf eine Sättigung der adsorbierenden lipophilen Zellen zurückzuführen sein. Vergleicht man die ermittelten Transferfaktoren der beiden Böden, so läßt sich ein höherer Transferfaktor in der Möhrenschaale beim sandigen Boden feststellen (Tabelle 4.19). O'CONNOR ET AL. stellten nur eine sehr geringe Verflüchtigung der PCB aus dem Boden fest.

Tab. 4.19: Transferfaktoren für S PCB bei Möhrenschaalen

Zugabe von	Sandiger Lehm S PCB Boden [mg/kg]	Sandiger Lehm TF <sub>f</sub>	Ton S PCB Boden [mg/kg]	Ton TF <sub>f</sub>
PCB-haltigem Klärschlamm	0,46	0,08	0,55	0,06
“	0,93	0,06	1,00	0,07
“	2,40	0,04	2,50	0,03
<i>Arochlor-1248</i>	0,34	0,12	0,34	0,04
“	0,93	0,18	0,93	0,10
“	0,50	2,55	0,50	0,04
“	0,75	3,00	0,75	0,07

Quelle: O'CONNOR ET AL. (1990)

SHEPPARD ET AL. (1991) errechneten anhand von Lysimeterversuchen mit  $^{14}\text{C}$ -markierten PCB bei *Rettichwurzeln* für PCB-52 folgende Transferfaktoren ( $\text{TF}_t$ ):

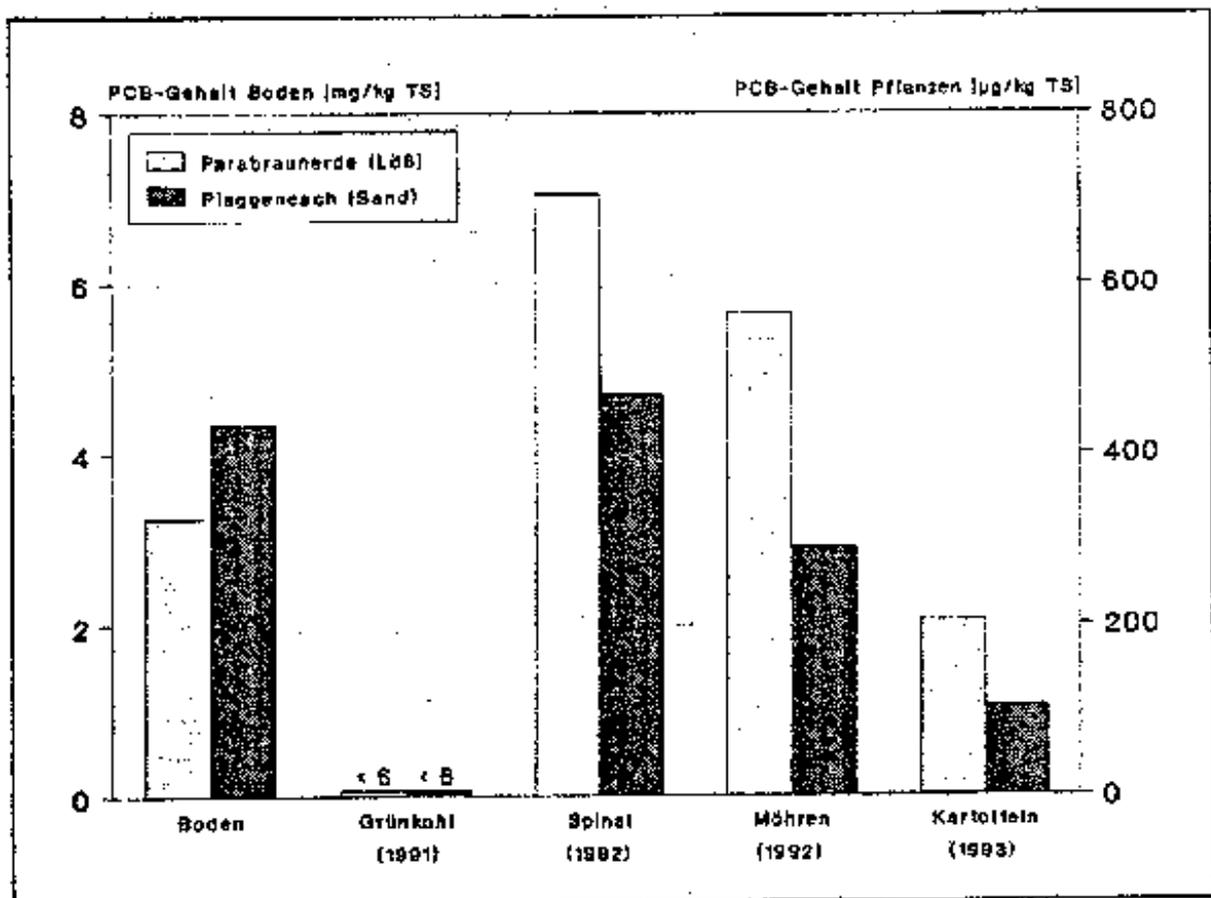
$$\text{TF}_t = 0,0014 \text{ (lehmgiger Sand; 3,8 \% OS- pH 7,7)}$$

$$\text{TF}_t = 0,0880 \text{ (Sand; 0,4 \% OS; pH 5,2)}$$

Die stark unterschiedlichen Transferfaktoren verdeutlichen einen Zusammenhang mit dem Gehalt an organischer Substanz. Hohe Gehalte an organischer Substanz senken die Pflanzenverfügbarkeit von PCB. Die unterschiedliche Sorptionsfähigkeit der Bodenarten ist hier vermutlich kaum von Bedeutung.

DELSCHEN ET AL. (1996; auch publiziert in HEIN und DELSCHEN 1994) untersuchten in den bereits beschriebenen Lysimeterstudien die PCB-Gehalte verschiedener Pflanzenarten in Abhängigkeit von der Bodenart nach Applikation des technischen PCB-Gemisches *Chlophen-A40*. Die humusärmere Parabraunerde (20 % T, 0,88 % OS, pH 7,6) zeigt gegenüber der humusreichen Plaggenesche (13% T, 1,75% OS, pH6,4) trotz niedrigerem Bodengehalt einen größeren Transfer der Schadstoffe in die Pflanzen (Abbildung 4.5). Dies ist vermutlich auf den nahezu doppelt so hohen Gehalt an organischer Substanz zurückzuführen.

Abb. 4.5: PCB-Gehalte in Boden und Pflanzen nach Applikation von *Chlophen-A40* aus HEIN. und DELSCHEN (1994):



## Einfluß des Bodengehaltes

In MURL (1991) werden im Rahmen eines landesweiten Meßprogramms in Nordrhein-Westfalen Boden-Pflanzen-Paare für den Transfer von PCB vorgestellt (s. Tabelle 4.20). Es wird daraufhingewiesen, daß ein Immissionseinfluß nicht ausgeschlossen werden kann. Die Transferfaktoren sind für beide Schadstoffparameter beim 2. Grünlandschnitt gegenüber dem 1. Schnitt deutlich größer. Auf den Standorten mit niedriger Bodenbelastung ist der Transferfaktor doppelt so hoch. Mit zunehmender Bodenbelastung nehmen die Quotienten ab.

**Tab. 4.20: "Pflanze-Boden-Quotienten" bei Grünlandaufwuchs 1. und 2. Schnitt für Tribis Decachlor-Biphenyle und für PCB-153 unterschiedlicher Standorte im NRW-Meßprogramm "Chloraxomaten"**

Schadstoff	Bodengehalt [µg/kg]	„Pflanzen-Boden-Quotient“ 1. Schnitt	„Pflanzen-Boden-Quotient“ 2. Schnitt
Tri- bis Decachlor-Biphenyle	10,10	0,46	0,96
	14,02	0,65	0,71
	14,60	0,41	0,78
	14,80	0,70	0,92
	22,60	0,37	0,37
	73,60	0,18	0,13
	246,30	0,07	0,06
PCB-153	0,90	0,47	1,03
	1,10	0,50	0,98
	1,52	0,22	0,51
	1,60	0,26	0,60
	1,80	0,24	0,46
	9,10	0,07	0,09
	23,10	0,05	0,06

Quelle: MURL (1991)

OFFENBÄCHER und POLETSCHNY (1992) untersuchten das Transferverhalten von PCB verschiedener Feld- und Gartenfrüchte bei unterschiedlichen PCB-Gehalten im Boden. Sie führten sowohl Feldversuche (langjährige Düngung mit Müllklärschlammkompost) als auch Gefäßversuche (Einmischung von kontaminiertem Klärschlamm bzw. Zusatz von *Chlophen A40*) durch.

Bei Bodengehalten im Feldversuch von bis zu 0,149 mg/kg  $\Sigma$  6 PCB, wobei der Anteil der höherchlorierten Kongenere überwog, konnten in den untersuchten Pflanzen keine signifikanten Unterschiede zur Nachweisgrenze (0,0005 mg/kg FS) ermittelt werden.

Im Gefäßversuch (lehmig-schluffiger Sand, 0,3 % OS, pH 7,1) konnte eine deutliche Anreicherung v.a. der niederchlorierten Kongenere in *Möhren* nachgewiesen werden (Tabelle 4.21). Mit steigender Bodenkonzentration stieg auch die Aufnahme, wobei die Schadstoffe insbesondere in der Möhrenschaale auftraten.

Tab. 4.21: PCB-Aufnahme von Möhren bei unterschiedlichen Bodengehalten

Kontamination durch Klärschlamm		PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-138	PCB-153	PCB-180
<b>Boden*</b>		0,018	0,024	0,008	0,002	0,002	0,001
<b>Möhren**</b>	Schale	0,074	0,083	0,013	0,001	n.n.	n.n.
<b>Möhren**</b>	geschält	0,001	0,001	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Möhren**</b>	Blatt	0,005	0,004	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Boden*</b>		0,065	0,097	0,041	0,006	0,007	0,002
<b>Möhren**</b>	Schale	0,25	0,21	0,032	0,003	0,002	0,001
<b>Möhren**</b>	geschält	0,003	0,003	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Möhren**</b>	Blatt	0,006	0,005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Boden*</b>		0,67	0,8	0,24	0,04	0,058	0,01
<b>Möhren**</b>	Schale	0,52	0,46	0,052	0,004	0,002	0,001
<b>Möhren**</b>	geschält	0,006	0,005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Möhren**</b>	Blatt	0,015	0,012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Kontamination durch Clophen-A40</b>							
<b>Boden*</b>		0,074	0,173	0,058	0,007	0,006	0,003
<b>Möhren**</b>	Schale	0,21	0,33	0,089	0,007	0,005	0,001
<b>Möhren**</b>	geschält	0,002	0,004	0,001	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Möhren**</b>	Blatt	0,018	0,029	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

\* Boden [mg/kg TS], \*\* Pflanzen [mg/kg FSI, Quelle: OFFENBÄCHER und POLETSCHNY (1992)

KÖNIG und HEMBROCK (1989) stellen Ergebnisse unterschiedlicher Erhebungen zur Situation von persistenten chlorierten organischen Schadstoffen in Böden, Nutzpflanzen und Nahrung vor. Für sechs PCB-Kongenere (28, 52, 101, 138, 153, 180), DDT, HCB und HCH werden Bodengehaltsklassen unterschiedlicher Belastungsherkünfte angegeben.

Zum Transferverhalten Boden-Pflanze werden für PCB-Kongenere Transferfaktoren berichtet (vgl. Tabelle 4.22). Die Werte stammen aus einem Gefäßversuch der LUFA Bonn, wobei hoch kontaminierter Industrieschlamm relativ frisch in den Boden eingebracht wurde. Bei Bodenbelastungen < 200 µg/kg konnten keine Transferfaktoren angegeben werden, da die Pflanzengehalte unter der Nachweisgrenze (1 µg/kg TS) liegen, es werden Transferfaktoren von < 0,1, evtl. < 0,01 angenommen.

Tab. 4.22: Transferfaktoren (TF<sub>i</sub>) Boden-Pflanze von niederchlorierten PCB (x Kongenere 28, 52 101) in Gefäßversuchen

Pflanzenart,	PCB-Gehalt im Boden [µg/kg]	PCB-Gehalt im Boden [µg/kg]
<b>Organ</b>	340-1000	1200-3700
<b>Getreide Korn</b>	< 0,01	< 0,01
<b>Getreide Stroh</b>	< 0,01	< 0,01
<b>Kopfsalat</b>	< 0,01	< 0,01
<b>Möhre Wurzel</b>	0,60	0,34
<b>Möhre Kraut</b>	0,08	0,03
<b>Raps Blatt</b>	0,14	0,07

Quelle: KÖNIG und HEMBROCK (1989)

Die höher kontaminierte Variante zeigt im Vergleich zur weniger stark belasteten Variante für *Möhren* und *Raps* nur halb so hohe Transferfaktoren. Die Quotienten nehmen also mit steigenden Bodengehalten ab. Die Möhrenwurzel weist in der niedriger kontaminierten Variante einen 8fach höheren Transferfaktor als das Möhrenkraut auf, in der höher kontaminierten Variante ist er sogar um das 11fache höher. Somit muß von einer deutlichen Anreicherung im Bereich der Möhrenwurzel ausgegangen werden. Für *Getreide* und *Kopfsalat* wurde für beide Varianten aufgrund von Pflanzengehalten an der Nachweisgrenze der Transferfaktor mit < 0,01 angegeben. KÖNIG und HEMBROCK berichten auch von einer Verschiebung des Kongeneren-Musters bei der Aufnahme in die Pflanze.

In einem Reviewartikel beschreibt HEIN (1994) eine Untersuchung der LUFA Bonn, in der Feld- und Gefäßversuche zum Transferverhalten von PCB durchgeführt wurden. Die Kontamination der Böden erfolgte durch Einmischen von Komposten, Klärschlämmen und technischen Gemischen. Die Versuchspflanzen waren *Zuckerrüben*, *Winterweizen*, *Wintergerste*, *Sommerweizen*, *Möhren*, *Schnittsalat*, *Spinat*, *Buschbohnen* und *Raps*. Lediglich für die Möhren wird ein nennenswerter Transfer in die Pflanzen berichtet, wobei sich die Gehalte durch Schälen deutlich reduzieren ließen. Dies spricht für einen primären Übergang durch direkten Bodenkontakt. Es wurde eine Abnahme des Transfers mit steigendem Chlorierungsgrad der Kongenere festgestellt.

In einem Bericht zum Monitoring von Bodenkontaminationen in der Tschechischen und Slowakischen Republik stellt SCHLOSSEROVA (1994) Boden-Pflanzen-Paare aus einem Gewächshausversuch mit PCB-kontaminiertem Klärschlamm vor. Es lassen sich die in Tabelle 4.23 dargestellten Transferfaktoren errechnen.

**Tab. 4.23: Transferfaktoren Boden-Pflanze für PCB im Gewächshausversuch mit kontaminiertem Klärschlamm bei einem PCB-Bodengehalt von 1200 µg/kg**

Pflanzenart/-teil	TF <sub>f</sub>
Luzerne	0,0158
Bohnensamen	0,0050
Bohnenblatt	0,0617
Möhrenwurzel	0,0050
Maiskolben	0,0067

Quelle: SCHLOSSEROVA (1994)

Im *Bohnenblatt* ist die stärkste Anreicherung zu verzeichnen, das aufgenommene PCB wird nicht in dem Maße in die Samen transloziert. Der Transfer in die *Möhrenwurzel* fällt mit  $TF_f = 0,005$  im Vergleich zu anderen Untersuchungen sehr gering aus. Die Bewertung der Ergebnisse ist durch fehlende Angaben über die untersuchten PCB-Kongeneren eingeschränkt.

WEBBER ET AL. (1994) führten einen Freilandversuch mit *Mais*, *Möhren* sowie *Kopfkohl* durch und analysierten unterschiedliche organische Schadstoffe. Versuchsstandort war eine durch Klärschlammaufbringung meliorierte Kohleabraumhalde. Steigende Pflanzengehalte mit steigenden Bodengehalten konnte nur für die äußeren Blätter von Kopfkohl signifikant nachgewiesen werden ( $R^2 = 0,24$ ;  $Y = 0,0083X + 0,051$ ). Die PCB-Pflanzengehalte bei den übrigen untersuchten Spezies waren von den Bodengehalten unabhängig. In Möhrenscheiben wurden, bei einer Bodenbelastung von 2,8-4,4 mg/kg, die höchsten PCB-Gehalte (271 µg/kg) gefunden. Die PCB-Gehalte setzen sich aus der Summe von 71 Kongeneren<sup>9</sup> zusammen.

Bei dieser Untersuchung ist zu berücksichtigen, daß das Substrat auf dem der Versuch durchgeführt wurde aus fast reinem Klärschlamm (Glühverlust 259 g/kg) bestand und somit eine starke Immobilisierung der organischen Schadstoffe anzunehmen ist.

Bei Untersuchungen von Boden und Grünlandaufwuchs im Überschwemmungsbereich der Lippe konnte HEMBROCK-HEGER (1996a) keinen nennenswerten Transfer von PCB (Kongeneren 28, 52, 101, 138, 153, 180) in die Pflanzen feststellen. Neuere Ergebnisse dieser Untersuchung (HEMBROCK-HEGER, 1996b) geben Hinweise auf möglichen Transfer bei Bodengehalten > 150 µg/kg.

GAN und BERTHOUEX (1994) stellen eine 5jährige Feldstudie zum Verbleib von 89 PCB-Kongeneren nach Klärschlammmanwendung vor. Es wird das Langzeitverhalten (An- bzw. Abreicherung), die Pflanzenaufnahme (*Maispflanze* ohne Kolben und *Maiskorn*) sowie die Abschwemmung durch Oberflächenabfluß untersucht.

Zum Boden-Pflanzen-Transfer konnte in keiner KS-Behandlungsvariante, weder bei den Maispflanzen (ohne Kolben), noch bei den Maiskörnern signifikant höhere PCB-Gehalte als in der Kontrolle gefunden werden. Die gefundenen PCB-Gehalte von Maiskörnern betragen 0-1 und in der Maispflanze 10-18 µg/kg. Die höheren Gehalte der Maispflanze gegenüber den Kolben füh-

<sup>9</sup> Summierung erfolgte nach dem Verfahren von MULLIN 1985: PCB-Workshop Juni 1985, US-EPA

ren die Autoren auf partikelgebundene Kontamination durch Staub auf den Blättern zurück. Die Untersuchungen zum Oberflächenabfluß zeigen, daß eine Verlagerung für alle untersuchten Kongenere ausschließlich partikelgebunden und nicht in Lösung stattfindet.

Zur Klärung des Verhaltens von PCB im Boden sowie des Transfers in Pflanzen führte ALDAG (1995) Klärschlammdüngungsversuche durch, welche 5 Düngungsvarianten umfaßten. Neben der Kontrollvariante wurden jeweils 2 Versuchspaare mit unterschiedlich belastetem Klärschlamm angelegt. Von diesen wurden jeweils zwei unterschiedliche Aufwandmengen aufgebracht: 5 t/ha TM und 250 t/ha TM (dies entspricht der Menge, welche innerhalb von 150 Jahren ausgebracht werden dürfte). Versuchspflanze war die *Mähre*.

Die Bodengehalte am Ende des Versuches zeigen deutlich höhere Belastungen für die mit 250 t TM/ha Klärschlamm behandelten Varianten. Die Bodengehalte betragen 13-19 g/kg  $\Sigma$  6 PCB (ALDAG gab alle Einheiten PCB (ALDAG gab alle Einheiten in g/kg an, dies scheint jedoch für Klärschlammkontaminationen unrealistisch hoch, vermutlich müssen alle Einheiten in mg/kg umgewandelt werden). Die Variabilität der PCB-Gehalte im Möhrenkörper und in Möhrenkraut ist sehr gering. Einen Zusammenhang zwischen den Schadstoffgehalten des Bodens und der Pflanzen konnte von ALDAG nicht festgestellt werden. Aufgrund der unrealistischen Angaben der Dimensionen und der "Gleichheit" der Analysenwerte des Pflanzenmaterials könnten diese Ergebnisse in Frage gestellt werden.

KOLB ET AL. (1996a) fanden bei einem Gefäßversuch mit zugemischtem kontaminiertem Kompost für  $^{14}\text{C}$ -PCB-77 keinen Transfer in den *Tomatensproß*. In der Wurzelmasse wurde PCB-77 wiedergefunden, es konnte jedoch nicht geklärt werden, ob es sich um tatsächlich aufgenommenes oder an der Wurzeloberfläche adsorbiertes PCB-77 handelt. Die Pflanzen waren 4 Wochen exponiert und die Aufnahme war nur über die Bodenlösung möglich.

Die Aufnahme von PCB 52 in *Gehölzpflanzen* (Eberesche und Kiefer) untersuchten LÜDERSDORF ET AL. (1996). Bei den Versuchsfeldern handelt es sich um die bei METZ ET AL. (1997) beschriebenen Rieselfelder (s. 4.1) in Berlin-Buch. Die Versuche wurden als Gefäßversuche durchgeführt. Die Pflanzen wurden nach der 1. und 2. Vegetationsperiode nur teilweise beerntet, um Langzeiteffekte beobachten zu können. Auf der Variante mit der höchsten PCB-Belastung beträgt die Kontamination der Kiefernadeln das 8fache in Vergleich zur Kontrolle. Die Autoren vermuten eine Ausgasung aus dem Boden mit folgender Aufnahme durch die Nadeln. Unterstützt wird diese Aussage durch paralleles Luftmonitoring.

Analysen des Wurzel- und Stammaterials wurden bis zu dieser Veröffentlichung noch nicht durchgeführt. Es können also noch keine Aussagen gemacht werden, ob Schadstoffe über die Wurzeln aufgenommen wurden.

Eine detaillierte Beschreibung der Versuchsvarianten von METZ ET AL. (1997) wurde bereits in Kapitel 4.1 gegeben. Mit steigenden PCB-Bodengehalten konnten erhöhte Pflanzengehalte, insbesondere in den unterirdischen Pflanzenteilen nachgewiesen werden, wie bereits bei den PAK wiesen bei allen Fruchtarten die Sprosse der Mischanreicherungen (Organika + Schwermetalle) höhere PCB-Gehalte auf (s. Tabelle 4.24).

Tab. 4.24: Gehalte an PCB-52 im Pflanzenmaterial auf ausgewählten Versuchsvarianten (aus METZ ET AL., 1997)

Organ		RefB	1P52	2P52	Ref13 +PCB	RefB +Cd, PCB	RefB+Cd, PCB, BaP
Roggenwurzel*	[mg/kg]	0,04	0,29	2,38	0,69	0,68	0,63
Roggensproß*	[µg/kg]	0,83	0,74	1,89	0,72	1,09	1,14
Maiswurzel*	[mg/kg]	0,04	0,16	2,25	0,38	0,31	0,18
Maissproß*	[µg/kg]	2,91	1,28	1,59	1,27	1,36	2,59
Kartoffelknolle**	[mg/kg]	0,004	0,02	0,12	0,04	0,02	0,03
Kartoffelkraut**	[µg/kg]	4,00	4,00	13,30	4,00	5,00	9,3

\* Mittelwerte von zwei Vegetationsjahren, \*\* Werte aus einem Jahr

Die deutlich niedrigere Kontamination der *Kartoffelknolle* im Vergleich zu den Wurzeln von *Mais* und *Roggen* ist vermutlich, wie bereits bei den PAK erwähnt, auf die völlig unterschiedliche Entwicklung der Kartoffel zurückzuführen. Andererseits sind die PCB-Gehalte des Kartoffelkrauts deutlich höher als die der Sprosse von Roggen und Mais. Hier ist eine Adsorption des aus dem Boden verdampfenden Schadstoffs, sowie eine Verschmutzung der Kartoffelblätter denkbar, da diese unmittelbar und fast vollständig den Boden bedecken.

#### 4.2.2 Übersicht über die von verschiedenen Autoren berichteten Transferfaktoren für den Boden – Pflanze - Transfer von PCB

Die folgende Tabelle 4.25 faßt die für die einzelnen Schadstoffe nach Literaturangaben berechneten Transferfaktoren getrennt nach PCB-Einzelsubstanzen und Fruchtarten wieder.

Tab. 4.25: Übersicht über die von verschiedenen Autoren berichteten Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Transfer von PCB

Pflanzenart	Organ	n	Bodengeh. [mg/kg]	Transfer- faktoren	TF	Bemerkungen, Referenzen
<b>PCB-4</b>						
Möhre	Rübe		0,12	2	f	MOZA ET AL. (1976, 1979)
Zuckerrübe	Rübe		0,03	n.n.	f	
<b>PCB-15</b>						
Möhre	Rübe		4,3	0,188	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Radieschen			4,3	n.n.	f	
<b>PCB-28</b>						
Blattsalat		5	0,28-1,13	0,08-0,18	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kopfsalat		4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Endivie		3	0,0004-0,001	1,6-2	t	KRAUSE (1996)

Endivie			0,003	0,76	t	
Spinat		4	0,55-1,95	0,15-0,34	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Spinat			4,2	0,003	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (gesch.)	4	0,02-0,67	0,05-0,009	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)*
Möhre	Rübe (gesch.)	5	0,55-1,95	0,12-0,31	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (gesch.)		4,2	0,15-0,3	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Möhre	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Möhre	Schale	4	0,02-0,67	3,571-0,776	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)*
Möhre	Schale	5	0,55-1,95	1,69-9,88	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Laub	5	0,55-1,95	0,19-0,92	t	
Möhre	Laub	4	0,02-0,67	0,022-0,25	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)
Möhre	Laub		4,2	0,15-0,3	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Zuckerrübe	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Rettich		2		n.n.	t	
Grünkohl			4,2	0,004	t	SCHNÖDFR ET AL. (1996)
Grünkohl		3	0,24-2,85	0,004-0,03	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl		6	0,0002-0,001	1,25-7	t	KRAUSE (1996)
Grünkohl		2	0,003	0,44-0,92	t	
Lauch		10	0,0003-0,003	0,32-4,667	t	
Kartoffel	Knolle (gesch.)	5	0,24-2,85	0,03-0,35	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Knolle (gesch.)		4,2	0,01	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Kartoffel	Knolle	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Kartoffel	Schale	4	0,24-0,65	1,58-5,45	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale		2,85	0,3		
Weizen	Korn	4	0,24-2,85	n.n.	t	
Weizen	Korn	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	5	0,24-2,85	0,003-0,053	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Weizen	Stroh	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Mais	Korn	3		n.n.	t	
Mais	Stroh	3		n.n.	t	

Mais	Blatt		10**	2,4	f	McLACHLAN (1996)
Gras			10**	0,85	f	
Gras		6		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Klee		4		0,2	t	
Futterrübe	Blatt	5		n.n.	t	
<b>PCB-31</b>						
Möhre	Rübe		0,25	2,8	f	MOZA ET AL. (1976, 1979)
Zuckerrübe	Rübe		0,24	0,2	f	
<b>PCB-52</b>						
Blattsalat		5	0,89-1,4	0,09-0,25	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kopfsalat		4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Endivie		4	0,001	1,4	t	KRAUSE (1996)
Endivie		2	0,002/0,004	0,278/0,395	t	
Spinat		4	1,38-2,1	0,196-0,086	t	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Spinat			4,2	0,002-0,003	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (gesch.)	5	1,38-2,1	0,06-0,197	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (gesch.)	4	0,02-0,8	0,006-0,042	f	OFFENBÄCHER u. POLE T-SCHNY (1992)
Möhre	Rübe (gesch.)		4,2	0,15-0,3	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Möhre	Rübe	5		0,1	t	SCHAAF (1990)
Möhre	Rübe		0,05	n.n.	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Möhre	Rübe	2	0,42/4,4	0,052/0,107	f	
Möhre	Schale	4	0,02-0,8	0,575-3,458	f	OFFENBÄCHER und POLE T-SCHNY (1992)
Möhre	Schale	5	1,38-2,1	1,11-6,667	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Laub	5	1,38-2,1	0,11-0,53	t	
Möhre	Laub	4	0,02-0,8	0,015-0,168	f	OFFENBÄCHER und POLE T-SCHNY (1992)
Möhre	Laub		4,2	0,15-0,3	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Rettich		2		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Rettich			?	0,001-0,088		SHEPPARD ET AL. (1991)
Radieschen		3	0,048-0,42	n.n.	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Radieschen			4,4	0,006	f	
Grünkohl			4,2	0,004	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Grünkohl		5	0,81-4,4	0,005-0,045	t	DELSCHEN ET AL. (1996)

Grünkohl		5	0,0003-0,001	2,667-1	t	KRAUSE (1996)*
Grünkohl		3	0,002-0,004	0,556-0,256	t	*
Lauch		10	0,0002-0,004	n.n.	t	
Lauch		5	0,001-0,004	0,184-0,857	t	
Kartoffel	Knolle (gesch.)	5	0,81-4,4	0,009-0,164	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Knolle (gesch.)		4,2	0,01	t	SCHNÖDER ET AL. (1996)
Kartoffel	Knolle	5	0,13-1,94	0,062-0,154	t	METZ ET AL. (1997)
Kartoffel	Knolle	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Kartoffel	Knolle	6	0,02-1,94	0,062-0,2	t	METZ ET AL. (1997)
Kartoffel	Schale	3	0,81-1,25	2,12-3,6	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale		1,1	0,85	t	
Kartoffel	Schale		4,4	0,2	t	
Weizen	Korn	4	0,81-4,4	n.n.		
Weizen	Korn	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	5	0,81-4,4	0,003-0,035	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Weizen	Stroh	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Roggen	Sproß (insg.)	5	0,13-1,94	0,006-0,001	t	METZ ET AL. (1997)*
Roggen	Korn	12	0,02-1,94	0,05-0,0001	t	*
Roggen	Stroh	12	0,02-1,94	0,055-0,001	t	**
Mais	Sproß (insg.)	5	0,13-1,94	0,01-0,001	t	*
Mais	Stengel	12	0,02-1,94	0,1-0,0005	t	*
Mais	Kolben	12	0,02-1,94	0,15-0,0004	t	*
Mais	Blatt	12	0,02-1,94	0,25-0,001	t	*
Mais	Blatt		18**	1,5	f	McLACHLAN (1996)
Mais	Korn	3		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Mais	Stroh	3		n.n.	t	
Zuckerrübe	Rübe	5		n.n.	t	
Klee		4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Gras			18**	0,739	f	McLACHLAN (1996)
Gras		6		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Futterrübe	Blatt	5		n.n.	t	
<b>PCB-77</b>						

Tomate	Sproß		?	n.n.	t	KOLB ET AL. (1996a)
<b>PCB-100</b>						
Möhre	Rübe		0,41	0,9	f	MOZA ET AL. (1976, 1979)
Zuckerrübe	Rübe		0,41	0,1	f	
<b>PCB-101</b>						
Blattsalat		4	0,53-0,85	0,147-0,332	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kopfsalat		4		5,1	t	SCHAAF (1990)
Endivie		8	0,001-0,01	0,2-0,667	t	KRAUSE (1996)
Spinat		4	0,63-1	0,078-0,235	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (gesch.)	4	0,008-0,24	n.n-0,017	f	OFFENBÄCHER und POLET-SCHNY (1992)
Möhre	Rübe (gesch.)	4	0,63-1	0,03-0,11	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe	5		0,1	t	SCHAAF (1990)
Möhre	Schale	4	0,008-0,24	0,217-1,625	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)
Möhre	Schale	4	0,63-1	0,79-3,31	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Laub	4	0,63-1	0,04-0,235	t	
Möhre	Laub	4	0,008-0,24	n.n.	f	OFFENBÄCHER und POLET-SCHNY (1992)
Rettich		2		10,4	t	SCHAAF (1990)
Grünkohl		4	0,38-2,45	0,0567-0,004	t	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Grünkohl		9	0,001-0,01	0,23-1,059	t	KRAUSE (1996)
Lauch		9	0,001-0,01	n.n.	t	
Lauch		6	0,002-0,01	0,121-0,406	t	
Kartoffel	Knolle (gesch.)	4	0,38-2,45	0,002-0,043	t	DFLSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Knolle	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Kartoffel	Schale	3	0,38-0,57	1,25-2,33	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale		2,45	0,16	t	
Weizen	Korn	4	0,38-2,45	n.n.	t	
Weizen	Korn	4		0,9	t	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	4		1,8		
Weizen	Stroh	4	0,38-2,45	0,0006-0,016	t	DELSCHFN ET AL. (1996)
Mais	Korn	3		n.n.	t	SCHAAF (1990)

Mais	Stroh	3		n.n.	t	
Mais	Blatt		110**	2,273	f	McLACHLAN (1996)
Zuckerrübe	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Klee		4		3,7	t	
Gras			110**	0,273	f	McLACHLAN (1996)
Gras		6		3,4	t	SCHAAF (1990)
Futterrübe	Blatt	5		n.n.	t	
<b>PCB-138</b>						
Blattsalat		4	0,14-0,24	0,183-0,43	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kopfsalat		4		0,6	t	SCHAAF (1990)
Endivie		8	0,002-0,016	0,105-0,391	t	KRAUSE (1996)
Spinat		2	0,01/0,21	0,2/0,13	t	DELSCHFN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (gesch.)		0,21	0,1	t	
Möhre	Rübe (gesch.)	4	0,002-0,04	n.n.	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)
Möhre	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Möhre	Schale	4	0,002-0,04	0,1-1	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)
Möhre	Schale	4	0,1-0,21	0,667-2,732	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Laub		0,21	0,122	t	
Möhre	Laub	4	0,002-0,04	n.n.	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)
Rettich		2		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Grünkohl			0,28	0,038	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl		9	0,002-0,019	0,131-0,5	t	KRAUSE (1996)
Lauch		10	0,002-0,019	n.n.	t	
Lauch		5	0,003-0,016	0,069-0,206	t	KRAUSE (1996)
Kartoffel	Knolle (gesch.)		0,13	0,02	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Knolle	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Kartoffel	Schale	4	0,13-0,3	1,231-0,09	t	DELSCHEN ET AL. (1996)*
Weizen	Korn	4	0,13-0,3	n.n.	t	
Weizen	Korn	4		0,1	t	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	4		1,3	t	
Weizen	Stroh	4	0,13-0,3	0,002-0,035	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Mais	Korn	2	0,004-0,05	n.n.	f	

Mais	Korn	3		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Mais	Stroh	3		n.n.	t	
Mais	Blatt		390**	0,11	f	McLACHLAN (1996)
Zuckerrübe	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Klee		4		n.n.	t	
Gras			390**	0,487	f	McLACHLAN (1996)
Gras		6		0,4	t	SCHAAF (1990)
Futterrübe	Blatt	5		n.n.	t	
<b>PCB-153</b>						
Blattsalat		4	0,093-0,14	0,205-0,49	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kopfsalat		4		2,2	t	SCHAAF (1990)
Endivie		8	0,003-0,014	0,087-0,333	t	KRAUSE (1996)
Spinat		2	0,09/0,16	0,173/0,113	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Möhre	Rübe		0,05	n.n.	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Möhre	Rübe	3	0,42-4,2	0,019-0,114	f	
Möhre	Rübe (gesch.)	3	0,006-0,06	0,034-3,5	f	OFFENBÄCHER u. POLETSCHNY (1992)
Möhre	Rübe (gesch.)			n.n.	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Schale	4		n.n.	f	OFFENBÄCHER u. POLETSCHNY (1992)
Möhre	Schale	4	0,09-0,2	0,41-2,5806	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Laub		0,16	0,09	t	
Möhre	Laub	4		n.n.	f	OFFENBÄCHER u. POLETSCHNY (1992)
Zuckerrübe	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Rettich		2		n.n.	t	
Radieschen		2	0,42/4,2	0,01/0,006	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Grünkohl			0,2	0,042	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl		9	0,003-0,023	0,125-0,5	t	KRAUSE (1996)
Lauch		9	0,003-0,022	n.n.	t	
Lauch		6	0,004-0,023	0,05-0,163	t	
Kartoffel	Knolle	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Kartoffel	Knolle (gesch.)			n.n.	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale	4	0,09-0,29	1,406-0,11	t	*

Weizen	Korn			n.n.	t	
Weizen	Korn	4		0,2	t	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	4		1,5	t	
Weizen	Stroh	4	0,09-0,29	0,001-0,024	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Mais	Korn	3		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Mais	Stroh	3		0,3	t	
Mais	Blatt		320**	0,563	f	McLACHLAN (1996)
Gras			320**	0,138	f	
Gras		6		0,8	t	SCHAAF (1990)
Gras	1. Schnitt	5	0,0009-0,002	0,467-0,244	t	MURL (1991)*
Gras	1. Schnitt	2	0,009/0,023	0,067/0,046	t	
Gras	2. Schnitt	5	0,0009-0,002	1,033-0,461	t	*
Gras	2. Schnitt		0,009-0,023	0,089-0,058		
Klee		4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Futtermübe	Blatt	5		n.n.	t	
<b>PCB-180</b>						
Blattsalat		4	0,04-0,05	0,219-0,425	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kopfsalat		4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Endivie		7	0,003-0,025	0,053-0,185	t	KRAUSE (1996)
Spinat			0,06	0,18	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Rübe (gesch.)			n.n.	t	
Möhre	Rübe (gesch.)	4	0,001-0,01	n.n.	f	OFFENBÄCHER und POLE T-SCHNY (1992)
Möhre	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Möhre	Schale	3	0,002-0,01	0,5-0,1	f	OFFENBACHER u. POLE T-SCHNY (1992)*
Möhre	Schale	3	0,02-0,06	0,75-1,636	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre	Laub		0,05	0,16	t	
Möhre	Laub	4	0,001-0,01	n.n.	f	OFFENBACHER u. POLE T-SCHNY (1992)
Rettich		2		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Grünkohl				n.n.	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl		9	0,004-0,025	0,087-0,405	t	KRAUSE (1996)
Lauch		12	0,003-0,02	n.n.	t	
Lauch		3	0,007-0,025	0,049-0,077	t	*

Kartoffel	Knolle	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Kartoffel	Knolle (gesch.)			n.n.	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel	Schale	4	0,05-0,09	0,15-0,656	t	
Weizen	Korn			n.n.	t	
Weizen	Korn	4		0,2	t	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	4		0,8	t	
Weizen	Stroh	4	0,05-0,09	0,005-0,018	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Mais	Korn	3		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Mais	Korn	3		0,1	t	
Mais	Blatt		197**	0,147	f	McLACHLAN (1996)
Zuckerrübe	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Klee		4		n.n.	t	
Gras			197**	n.n.	f	McLACHLAN (1996)
Gras		6		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Futerrübe	Blatt	5		n.n.	t	
<b><u>S PCB (Anzahl)</u></b>						
Blattsalat (6)		5	1,94-3,69	0,134-0,292	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kopfsalat (6)		4		1,32	t	SCHAAF (1990)
Kopfsalat (?)			0,34-3,7	n.n.	t	KÖNIG und HEMBROCK (1989)
Spinat (6)		4	2,92-5,33	0,105-0,219	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Endivie (6)		8	0,009-0,08	0,116-0,671	t	KRAUSE (1996)
Lauch (6)		11	0,01-0,08	0,032-0,243	t	
Möhre (6)	Rübe (gesch.)	4	0,055-1,82	0,036-0,006	f	OFFENBÄCHER und POLET-SCHNY (1992)*
Möhre (6)	Rübe (gesch.)	5	2,68-5,33	0,052-0,179	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre (?)	Rübe		1,2	0,005	f	SCHLOSSEROVA (1994)
Möhre (6)	Rübe	5		0,03	t	SCHAAF (1990)
Möhre (6)	Schale	4	2,68-4,37	1,578-7,657	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Möhre (6)	Schale		5,33	0,151	t	
Möhre (6)	Schale	4	0,055-1,82	3,109-0,572	f	OFFENBÄCHER und POLET-SCHNY (1992)*
Möhre (?)	Schale	6	0,46-2,5	0,03-0,08	f	O'CONNOR ET AL. (1990)
Möhre (71)	Schale		2,8/4,4	0,1/0,062		WEBBER ET AL. (1994)
Möhre (6)	Laub	5	2,68-5,33	0,118-0,664	t	DELSCHEN ET AL. (1996)

Möhre (6)	Laub	4	0,055-1,82	0,015-0,164	f	OFFENBÄCHER u. POLET-SCHNY (1992)
Möhre (?)	Laub		0,34-3,7	0,03-0,08	t	KÖNIG und HEMBROCK (1989)
Rettich (6)		2		1,73	t	SCHAAF (1990)
Grünkohl (6)		5	1,69-10,36	0,006-0,045	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Grünkohl (6)		10	0,009-0,08	0,147-0,641	t	KRAUSE (1996)
Kartoffel (6)	Knolle	4		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Kartoffel (6)	Knolle (gesch.)	5	1,69-10,36	0,012-0,221	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Kartoffel (6)	Schale	4	1,69-2,76	1,13-4,112	t	
Kartoffel (6)	Schale		10,36	0,19	t	
Weizen (6)	Korn	5		n.n.	t	
Weizen (6)	Korn	4		0,23	t	SCHAAF (1990)
Weizen (6)	Stroh	5	1,69-10,36	0,002-0,043	t	DELSCHEN ET AL. (1996)
Weizen (6)	Stroh	4		0,9	t	SCHAAF (1990)
Mais (?)	Kolben		1,2	0,007	f	SCHLOSSEROVA (1994)
Mais (6)	Korn	3		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Mais (6)	Stroh	3		0,2	t	
Getreide (?)	Korn		0,34-3,7	n.n.	t	KÖNIG und HEMBROCK (1989)
Getreide (?)	Stroh		0,34-3,7	n.n.		t
Bohnen (?)	Samen		1,2	0,005	f	SCHLOSSEROVA (1994)
Bohnen (?)	Blatt		1,2	0,617	f	
Zuckerr. (6)	Rübe	5		n.n.	t	SCHAAF (1990)
Klee (6)		4		0,65	t	
Luzerne (?)			1,2	0,016	f	SCHLOSSEROVA (1994)
Luzerne (?)		6		0,77	t	SCHAAF (1990)
Raps (?)	Blatt		0,34-3,7	0,07-0,14	t	KÖNIG und HENIBROCK (1989)

\* T nimmt mit steigendem Bodengehalt stetig ab

### 4.2.3 Wechselwirkungen von PCB mit anderen Schadstoffen

Wie bereits für PAK (Abschnitt 4.1.3) finden METZ und DORN (1994); METZ ET AL. (1997); DORN und METZ (1995, 1996) und DORN ET AL. (1997) eine erhöhte Schwermetallaufnahme verschiedener Kulturpflanzen bei Anwesenheit von PCB-52. DORN ET AL. (1997) beschreiben, daß die erhöhte Schwermetallaufnahme von Roggen in Anwesenheit von PCB-52 auch mit einer erhöhten Aufnahme von PCB-52 und Verlagerung in oberirdische Pflanzenteile einhergeht. Erhöhte Gehalte an organischen Schadstoffen im Sproß könnten auf eine Vorschädigung der

Wurzeln durch Schwermetalle zurückzuführen sein, da diese die Permeabilität der Zellmembranen verändern.

LÜDERSDORF ET AL. (1996) finden für Ebereschen antagonistische Effekte bei einer Mischbelastung von Schwermetallen und PCB. Die toxischen Effekte der Schwermetalle werden durch zusätzliche Dotierung mit organischen Schadstoffen reduziert. Im Gegensatz hierzu stellen die Autoren für Kiefern synergistische Effekte bei einer Belastung von Cd und PCB fest. Jedoch ist die Datenmenge sehr gering und LÜDERSDORF ET AL. sehen noch Untersuchungsbedarf um diese Ergebnisse deuten zu können.

## **4.2.4 Zusammenfassung und Bewertung – PCB**

### **Abgrenzung der Kontaminationspfade**

Die Schwierigkeiten der Abgrenzung verschiedener Kontaminationspfade bzw. der nivellierende Einfluß atmosphärischer Deposition wurde bereits in der Zusammenfassung des PAK-Transfers (s. 4.1.4) näher erläutert. Die Transferpfade aus dem Boden in Pflanzen bzw. aus dem Boden über die Luft in die Pflanzen oder auch die Aufnahme über anhaftende Bodenpartikel lassen sich in den allermeisten Untersuchungen nicht voneinander trennen, da der Versuchsaufbau nicht entsprechend angelegt wurde. KOLB ET AL. (1996a) wählte sein Versuchsdesign dergestalt, daß eine Schadstoffaufnahme nur über die Wurzeln möglich war. Er fand für PCB-77 Anreicherungen in Tomatenwurzeln, jedoch keinen Weitertransport in den Sproß.

### **Kongenerenmuster und Chlorierungsgrad**

Zahlreiche Autoren (IWATA ET AL., 1974; MOZA ET AL., 1976, 1979; KÖNIG und HEMBROCK, 1989; SAWHNEY und HANKIN, 1984; HEIN und DELSCHEN, 1994; O'CONNOR ET AL., 1990; OFFENBÄCHER und POLETSCHNY, 1992) beobachteten für niederchlorierte PCB einen höheren Transfer in Pflanzen als für höherchlorierte. Diese erhöhte Pflanzenverfügbarkeit beruht auf einer größeren Mobilität einerseits durch eine größere Wasserlöslichkeit, andererseits durch höheren Dampfdruck und dadurch begünstigte Verflüchtigung aus dem Boden. So ist eine Verschiebung des Kongenerenmusters beim Vergleich von Boden- und Pflanzengehalten zu beobachten. MOZA ET AL. (1976, 1979) ermitteln für die niederchlorierten PCB (PCB-4 und PCB-31) Transferfaktoren für Möhren zwischen 2 und 2,8, für PCB 100 von 0,9. O'CONNOR ET AL. (1990) stellt in Möhrenscheiben relativ zum Bodengehalt eine Anreicherung von Trichlorbiphenylen und eine Abreicherung von Tetra- und Pentachlorbiphenylen fest.

Während KÖNIG und HEMBROCK (1989) für 10 Versuchspflanzen einen höheren Transfer von niederchlorierten PCB feststellen, finden DELSCHEN ET AL. (1996) diesen Sachverhalt nur in Möhren, -schale, -laub sowie Kartoffelknollen, -schale und Kartoffellaub. Für Spinat, Grünkohl und Weizen können DELSCHEN ET AL. keine Anreicherung von niederchlorierten PCB erkennen, Blattsalat weist sogar eine umgekehrte Tendenz auf. SCHAAF (1990) findet nur für PCB-101 einen erhöhten Transfer in Pflanzen, der Transfer der Kongenere 28, 52 und 180 könne vernachlässigt werden. Diese Aussagen stehen allerdings im Widerspruch zu den oben aufgeführten Aussagen anderer Autoren.

## Bodeneinfluß

Nach SHEPPARD ET AL. (1991) und DELSCHEN ET AL. (1996) sinkt die PCB-Aufnahme durch Pflanzen bei steigenden Gehalten an organischer Substanz deutlich. O'CONNOR ET AL. (1990) fand einen höheren Transfer in Sandboden als in Tonboden. In dieser Untersuchung werden jedoch keine Aussagen über die Gehalte an organischer Substanz der 2 Versuchsböden gemacht.

## Transfer in verschiedene Erntegüter

Wie bereits für die PAK gilt auch für die PCB, daß ein direkter Vergleich der in Tabelle 4.25 zusammengestellten Transferfaktoren aus den in Abschnitt 4.1.4 genannten Gründen problematisch ist. GAN und BERTHOUEX (1994); ALDAG (1995); DELSCHEN ET AL. (1996) und KRAUSE (1996) finden keine Beziehungen zwischen Boden- und Pflanzengehalten. KÖNIG und HEMBROCK (1989); MURL (1991); WEBBER ET AL. (1994) und METZ ET AL. (1997) finden für PCB - wie bereits für die PAK festgestellt wurde - sinkende Transferfaktoren mit steigenden Schadstoffgehalten im Boden. O'CONNOR ET AL. (1990) findet in Möhrenschaalen einen linearen Anstieg der PCB-Gehalte bis zu Bodengehalten von ca. 1 mg/kg TS. Bei höheren Bodengehalten nahm die Aufnahme deutlich ab. O'CONNOR ET AL. vermutete eine Sättigung der adsorbierenden lipophilen Zellen. WEBBER ET AL. (1994) versuchten den Zusammenhang von Boden- und Pflanzengehalten anhand einer linearen Regression zu beschreiben, erhielten jedoch eine Regression mit einem schlechten Bestimmtheitsmaß von  $r^2 = 0,24$ .

Für die einzelnen Kulturpflanzen soll im folgenden eine kurze Zusammenfassung gegeben werden, wobei die berechneten Transferfaktoren unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen betrachtet werden müssen. Die auf Einzelsubstanzen bezogenen Transferfaktoren variieren zwischen den referierten Arbeiten so stark, daß hieraus keine Aussagen abgeleitet werden können. Eine Ursache dieser großen Variabilität liegt in den unterschiedlichen PCB-Gemischen, mit denen die Böden kontaminiert wurden. Die unten genannten Transferfaktoren beziehen sich somit auf  $\Sigma$  PCB. Bei der Betrachtung der Transferfaktoren innerhalb einer Studie wird dennoch deutlich, daß manche Kulturarten bzw. manche Pflanzenteile stärker belastet sind als andere. Wie bereits bei den PAK ausgeführt, sind Wurzel-, Knollen- und Blattgemüse wesentlich stärker kontaminiert als Getreide oder auch Gehölzpflanzen. Die Schalen von Wurzeln und Knollen enthalten mehr Schadstoffe als die geschälten Anteile. Stroh ist stärker kontaminiert als Korn.

**Möhre** Möhren akkumulieren bereits bei geringen Bodengehalten relativ große Schadstoffmengen (WALLNÖFER ET AL., 1975; DELSCHEN ET AL., 1996) Die Schadstoffe sind meist zum großen Teil in der Möhrenschaale lokalisiert. IWATA ET AL. (1974) fand 97 % des Rückstandes von Aroclor 1254 in der Möhrenschaale. DELSCHEN ET AL. (1996) fanden extrem hohe PCB-Gehalte in der Möhrenschaale, so daß sich Transferfaktoren von  $< 1$  bis 8 ergeben, die geschälten Möhren waren mittel bis stark kontaminiert. SCHNÖDER ET AL. (1996) konnte auch ein Eindringen der PCB in das Innere der Möhre bis in den Zentralzylinder nachweisen. Im Gegensatz zu diesen Untersuchungen fanden SCHLOSSEROVA (1994) und OFFENBÄCHER und POLETSCHNY (1992) für Möhren nur einen relativ geringen Transfer ( $TF_t = 0,005$  bzw.  $0,006$ ). Die aus den Daten der anderen Autoren berechneten Transferfaktoren liegen für geschälte Möhren je nach Bodengehalten zwischen 0,05 und 0,18. Die Transferfaktoren für Möhrenscha-

len sind häufig  $> 1$ , jedoch treten auch bei vergleichbaren Bodengehalten große Differenzen auf.

**Kartoffel** Aufgrund ihres direkten Bodenkontaktes sind auch Kartoffeln stark kontaminiert. Während SCHNÖDER ET AL. (1996) im wesentlichen von einer Schadstoffadsorption an der Oberfläche der Kartoffelschale ausgeht, stuft DELSCHEN ET AL. (1996) die geschälten Kartoffelknollen als mittel bis stark kontaminiert ein. Die Transferfaktoren nach DELSCHEN ET AL. reichen für geschälte Kartoffeln von 0,012 bis 0,221, während SCHAAF (1990) keinen Transfer ins Innere der Kartoffelknolle feststellen kann. Die Untersuchungen von METZ ET AL. (1997) beschränken sich auf PCB-52, sie stellten einen deutlichen Transfer in die Kartoffelknolle fest ( $TF_t = 0,06-0,15$ ).

**Zuckerrübe** SCHAAF (1990) und HEIN (1994) finden keinen Transfer von PCB in Zuckerrüben. MOZA ET AL. (1976, 1979) berichten von deutlich kleineren Transferfaktoren als bei Möhren. Für PCB-31 errechnete sich ein Quotient von 0,2, für PCB-100 von 0,1.

**weitere Wurzel- und Knollengemüse** SCHAAF (1990) findet in seinen Untersuchungen den höchsten Transfer für Rettiche und berechnet einen Transferfaktor von 1,73. Dieses Ergebnis ist jedoch dahingehend in Frage zu stellen, daß dieser hohe Transferfaktor nur aus dem Transfer eines einzigen Kongener (PCB-101) resultiert. Für PCB-101 stellte SCHAAF einen Transferfaktor von 10,4 fest, während er für alle anderen Kongeneren keinen Transfer belegen kann. Aus den an Rettichen durchgeführten Versuchen von SHEPPARD ET AL. (1991) resultieren je nach Bodenart unterschiedliche Transferfaktoren: 0,001 für Ton- und 0,088 für Sandboden.

Transferfaktoren von 0,006 für PCB-52 und PCB-153 in Radieschen resultieren aus der Arbeit von WALLNÖFER ET AL. (1975) bei Bodengehalten  $> 4$  mg/kg. Für geringere Bodengehalte (ca. 0,4 mg/kg) konnte nur für PCB-153 ein Transfer nachgewiesen werden. Für Rote Rüben und Rübsen fanden SAWHNEY und HANKIN (1984) einen Transfer der Aroclor-Gemische in Wurzeln und Blätter. Die Transferfaktoren sinken hier mit steigenden Bodengehalten und liegen für die Wurzeln im Bereich von 0,002-0,375.

**Grünkohl und Lauch** Wie bereits bei den PAK ist die Kontamination des Grünkohls stark von der atmosphärischen Deposition abhängig. In seinem Kreuzversuch konnte KRAUSE (1996) zwar einen Transfer über den Boden-Pflanze-Pfad feststellen, der Hauptkontaminationspfad, welcher zu den aus den Daten von KRAUSE berechneten hohen Transferfaktoren führte ( $TF_t = 0,147-0,641$ ), ist jedoch der Luftpfad. DELSCHEN ET AL. (1996) konnten eine Kontamination über die Atmosphäre weitgehend ausschließen. Ihre Transferfaktoren für Grünkohl sind deutlich niedriger und liegen bei 0,006-0,045.

In Lauch konnte KRAUSE (1996) nur das Kongener PCB-28 nachweisen, die Gehalte der anderen Kongeneren lagen alle unterhalb der Nachweisgrenze. Da für PCB-28 jedoch sehr hohe Transferfaktoren auftreten ( $TF_t = 0,32-4,667$ ), ergab sich für  $\Sigma 6$  PCB ein noch relativ hoher Transferfaktor von 0,032-0,243. Das ausschließliche Auftreten von PCB-28 könnte jedoch ein Hinweis auf eine Belastung via Luftpfad sein.

**Salate und Spinat** Blattsalat, Kopfsalat, Endivie und Spinat sind in den referierten Untersuchungen stark kontaminiert. DELSCHEN ET AL. (1996) stuft Blattsalat und Spinat in die Gruppe der stark kontaminierten Kulturarten ein. Die Transferfaktoren bewegen sich zwischen

0,134-0,292 für Blattsalat und 0,105-0,219 für Spinat. KRAUSE (1996) findet eine hohe Kontamination des Endivien ( $TF_t = 0,116-0,671$ ), wobei diese Untersuchungen in einem stark belasteten Ballungsraum durchgeführt wurden und daher eine Belastung via Luftpfad vermutlich im Vordergrund steht. Dennoch konnte KRAUSE in seinem Kreuzversuch einen Boden-Pflanze-Transfer für Kopfsalat nachweisen. SCHAAF (1990) fand neben Rettichen für Kopfsalat den größten Transfer ( $TF_t = 1,32$ ). Im Gegensatz dazu fanden KÖNIG und HEMBROCK (1989) keinen Transfer von PCB in Kopfsalat.

**Getreide** Wie auch für PAK gilt für PCB ebenfalls, daß Getreidekörner nur in sehr geringem Maße kontaminiert sind. DELSCHEN ET AL. (1996) und KÖNIG und HEMBROCK (1989) können keine PCB in Getreidekörnern nachweisen. Stroh ist stärker kontaminiert und weist Transferfaktoren von 0,002-0,043 auf. SCHAAF (1990) berichtet dagegen einen Transfer in Weizenkörner, während er in Maiskörnern kein PCB nachweisen kann. METZ ET AL. (1997) weisen für das Kongener PCB-52 einen Transport in Roggen- und Maispflanzen nach. Die Transferfaktoren für das Roggenkorn liegen zwischen 0,0001 und 0,05, für Maiskolben zwischen 0,0004 und 0,15. Roggenstroh ist deutlich stärker belastet, Maisstengel jedoch nicht. Maisblätter weisen allerdings deutlich höhere Transferfaktoren auf.

**Gras, Klee und Luzerne** Für Gras und Klee findet SCHAAF (1990) hohe Transferfaktoren von 0,77 bzw. 0,65. Aufgrund des direkten Bodenkontaktes und der starken Bodendeckung ist hier mit einer hohen Kontamination zu rechnen. Für Luzerne findet SCHLOSSEROVA (1994) einen Transferfaktor von 0,016, wertet dieses jedoch ebenfalls bereits als hohen Uansfer. Die für die Untersuchung von McLACHLAN (1996) berechneten Transferfaktoren für Gras sind auf Grund der niederen Bodengehalte (Hintergrundgehalte) extrem hoch, vermutlich durch starke Überlagerung von atmosphärischer Deposition.

### **Einfluß der Versuchsanstellung**

Auch für PCB wird die Aussagekraft der berechneten Transferfaktoren durch deren große Variationsbreite stark einschränkt. Eine Berücksichtigung aller Einflußfaktoren ist äußerst schwierig. Exemplarisch sollen hier die unterschiedlichen Ergebnisse von Feld- und Gefäßversuchen aufgezeigt werden.

Während nach WALLNÖFER ET AL. (1975) im Gewächshaus gezogene Radieschen ab Bodengehalten von ca. 4 mg/kg PCB-52 und PCB-153 diese aufnehmen, findet man im Freilandversuch nur für PCB-153 eine Aufnahme in Radieschen, dies jedoch bereits ab Bodengehalten von 0,4 µg/kg. SCHLOSSEROVA (1994) hingegen findet in Gewächshausuntersuchungen hohe Transferfaktoren in Bohnenblätter und Luzerne. Dies kann auf eine höhere Mobilität der Schadstoffe auf Grund von höheren Temperaturen und höherer Feuchtigkeit, sowie auf einen verminderten Luftaustausch zurückgeführt werden.

OFFENBÄCHER und POLETSCHNY (1992) fanden in Feldversuchen in Möhren keine erhöhten Gehalte, während im Gefäßversuch eine Anreicherung von niederchlorierten PCB in der Möhrenschele zu erkennen war. Die Mobilität der PCB, hauptsächlich der niederchlorierten war offensichtlich im Gefäßversuch höher als im Freiland. Hierfür gibt es mehrere Erklärungsmöglichkeiten, wie unterschiedliche Temperatur, Feuchtigkeit, frische Einmischung, usw.

## 4.3 Boden - Pflanze - Transfer von Organochlorpestiziden

### 4.3.1 Aldrin, Dieldrin und Endrin

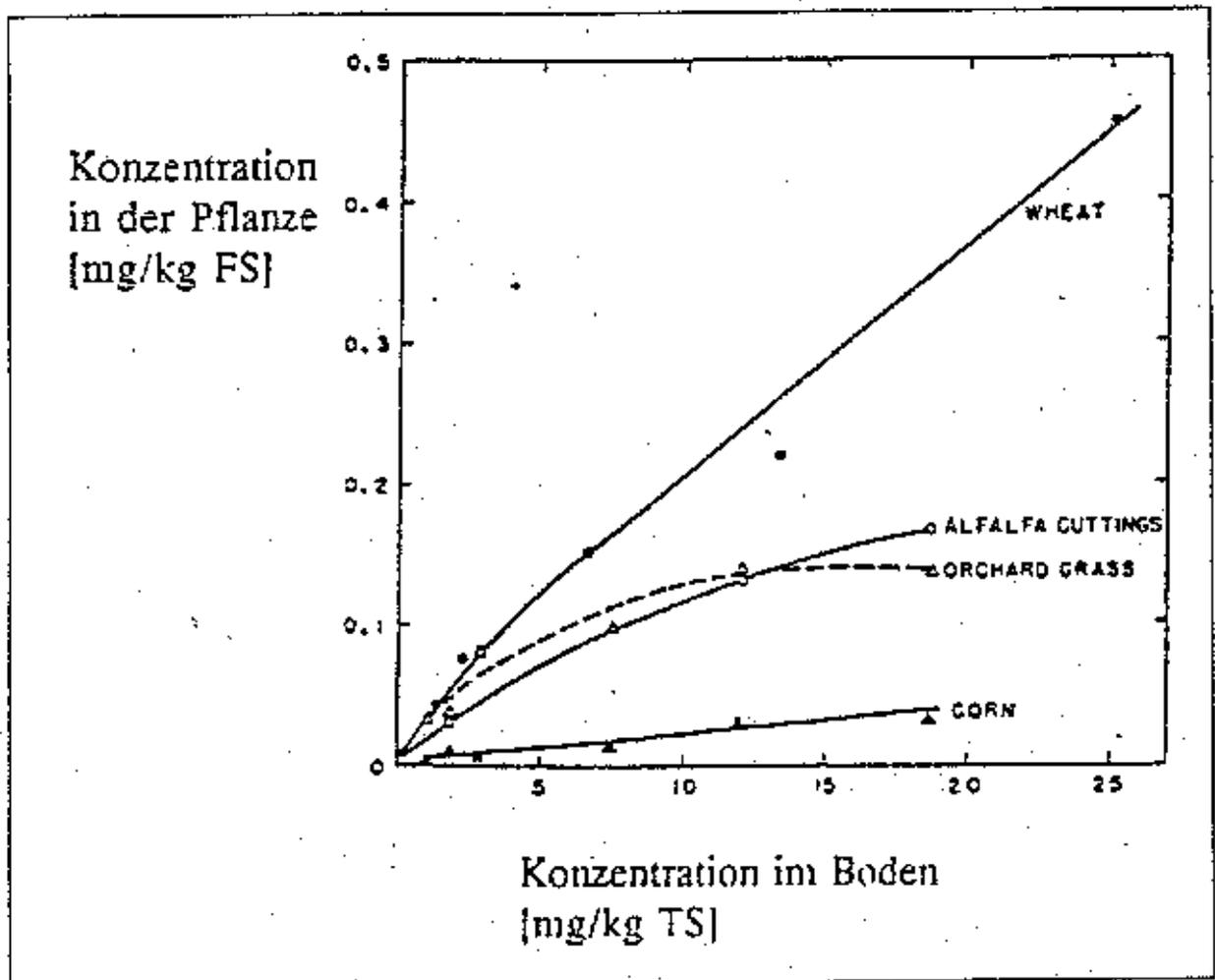
Da Aldrin im Boden relativ schnell zu seinem Epoxid Dieldrin umgewandelt wird und Dieldrin eine hohe Persistenz im Boden aufweist, dürfte bei der Frage der Kontamination pflanzlicher Lebensmittel durch Rückstände im Boden hauptsächlich Dieldrin von Bedeutung sein.

#### Einfluß der Pflanzenart

Am Beispiel verschiedener Möhrensorten legten LICHTENSTEIN ET AL. (1965) sortenspezifische Unterschiede im Aufnahmeverhalten von Aldrin und Heptachlor dar. Je nach Sorte nahmen die Möhren 24-47 % des im Boden vorhandenen Aldrins bzw. 38-61 % des Heptachlors auf. Die Verteilung in der *Möhrenwurzel* zeigte zwischen den Sorten ebenfalls Unterschiede. Vom Gesamtgehalt befanden sich 55-81 % des Aldrins bzw. 56-86 % des Heptachlors in der *Möhrenschale*. Bei hohen Bodengehalten ist somit sortenabhängig auch im Wurzelkörper mit Rückständen zu rechnen.

WHEELER ET AL. (1967) untersuchten die Dieldrinaufnahme von Mais, Weizen, Alfalfa und Gras bei teils extrem hohen Bodengehalten. Die Abbildung 4.6 zeigt die Unterschiede zwischen den einzelnen Arten auf. Die Dieldrinaufnahme ist bei Weizen am stärksten und steigt linear mit der Bodenkonzentration (Untersuchungsbereich 0-25 mg/kg) bei einem  $TF_f$  von ca. 0,02 an. Auch bei Mais ist ein linearer Anstieg der Aufnahme, jedoch auf deutlich niedrigerem Niveau zu erkennen ( $TF_f$  ca. 0,002). Bei Alfalfa und Gras steigen die Pflanzengehalte bis zu einem Bodenwert von ca. 12 mg/kg an, nehmen dann bei Alfalfa deutlich weniger zu und gehen beim Gras leicht zurück.

Abb. 4.6: Dieldrinaufnahme verschiedener Pflanzenarten bei steigendem Bodengehalt (aus WHEELER ET AL., 1967):



HARRIS und SANS (1967) untersuchten die Aufnahme von Aldrin, Dieldrin und Endrin in Wurzelgemüse und Zwiebeln auf sandigem Lehm (1,4 % OS), Ton (3,6 % OS) und Moorboden (66,5 % OS). In sandigem Lehm wurden bei hohen Dieldrin-Konzentrationen von 0,49 mg/kg nur in den Zwiebeln die Höchstwerte nicht überschritten. Durch den hohen Gehalt an organischer Substanz waren die Pflanzen beim Moorboden trotz sehr hoher Bodengehalte nur gering kontaminiert. Nach Tabelle 4.26 weisen Möhren bei gleichem Bodengehalt auf allen Substraten einen höheren Transfer auf als die anderen untersuchten Pflanzenarten.

**Tab. 4.26: Berechnete  $TF_f$ -Werte von Aldrin, Dieldrin und Endrin in Wurzelgemüse und Zwiebeln auf unterschiedlichem Substrat**

Bodenart	Schadstoff	Bodengehalt [mg/kg]	$TF_f$ Möhren	$TF_f$ Rettich	$TF_f$ Runkelrübe	$TF_f$ Zwiebeln
sandiger Lehm	Aldrin	0,12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	Dieldrin	0,49	0,245	0,041	0,041	0,020
	Endrin	0,12	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Ton	Aldrin	0,53	0,038	n.n.	n.n.	n.n.
	Dieldrin	0,88	0,125	0,057	0,034	0,023
Moor	Aldrin	7,74	0,001	n.n.	n.n.	n.n.
	Dieldrin	3,87	0,005	0,003	n.n.	n.n.
	Endrin	8,91	0,007	0,004	n.n.	n.n.

$TF_f$  berechnet, Quelle: HARRIS und SANS (1967)

HERMANSON ET AL. (1970) untersuchten bei *Möhren* den Einfluß der Sorte sowie der Wuchsdauer auf den Rückstandsgehalt von Endrin. Das Substrat war ein humusarmer (0,7% OS), sandiger Lehm mit pH 7,9. Die Bodengehalte von Endrin in diesem Versuch sind extrem hoch, die Pflanzengehalte liegen bis um das 400fache über der zulässigen Rückstands-Höchstmenge.

Die Ergebnisse (Tabelle 4.27) zeigen deutliche Unterschiede im Anreicherungsvermögen ( $TF$  0,38-1,26) der untersuchten Möhrensorten. Der Einfluß von Wuchsdauer und unterschiedlichem Bodengehalt ist uneinheitlich. 50-80 % des Gesamt-Endrins in der Pflanze reichte sich in den Möhrenschaalen an.

**Tab. 4.27: Einfluß von Sorte und Wuchsdauer auf den Endrin-Transfer von Möhren**

Möhrensorte	Wuchsdauer [d]	Pflanzengehalt [mg/kg FS]	$TF_f$
<u>Bodengehalt 3,2 mg/kg FS</u>			
German Red	142	1,2	0,38
Imperator	142	1,4	0,44
	163	1,4	0,44
Oxheart	142	1,6	0,50
Half long Nantes	142	2,1	0,66
	163	3,2	1,00
Gold Pak	142	2,6	0,81
Kieler Rote	142	4,0	1,25

<u>Bodengehalt 3,6 mg/kg FS</u>			
Golden Heart	142	1,6	0,44
Imperator	142	2,1	0,58
	163	1,0	0,28
Eaxly Scarlet Horn	142	2,1	0,58
Danvers Half Long	142	2,8	0,78

TF berechnet, Quelle: HERMANSON ET AL. (1970)

In Versuchen unter Feldbedingungen ermittelten VOERMAN und BESEMER (1975) das Aufnahmeverhalten von Deutschem Weidelgras (*Lolium perenne* L.) bezüglich Dieldrin, Lindan und DDT. Der Versuchsstandort (Sand mit 3 % OS) wurde 15 Jahre lang mit den genannten PSM behandelt, die letzte Anwendung war vier Jahre vor Versuchbeginn. Die gefundenen Bodengehalte sind sehr hoch, die Pflanzengehalte liegen für Dieldrin um das 40fache, für DDT um das 80fache über dem zulässigen Höchstmengenwert der Futtermittelverordnung. Bei Lindan hingegen wurde keine Überschreitung festgestellt. Für alle untersuchten Stoffe (siehe Tabelle 4.28) erfolgt in den Wurzeln des Weidelgrases eine stark Anreicherung. Dieldrin zeigt für die Wurzeln mit 9,87 den höchsten Transferfaktor, beim Gras liegt er bei 0,052.

Tab. 4.28: Transfer von Dieldrin, Lindan und DDT in Weidelgras

Pestizid	Bodengehalt* [mg/kg TS]	Gras [mg/kg TS]	Wurzeln [mg/kg TS]	TF <sub>f</sub> Gras	TF <sub>f</sub> Wurzeln
Dieldrin	7,65	0,40	75,5	0,052	9,87
Lindan	0,34	0,10	2,2	0,294	6,47
p,p' - DDT	39,90	1,20	285,0	0,030	7,14
o,p' - DDT	11,60	0,28	67,5	0,024	5,82
p,p' - DDE	4,50	2,79	25,2	0,620	5,60

\* Mittelwerte aus Tiefen 0-10 und 10-20 cm, in größerer Tiefe vernachlässigbare Gehalte, TF<sub>f</sub> berechnet, Quelle: VOERMAN und BESEMER (1975)

Wurzelgemüse, vor allem aus der Familie der Umbelliferen, zeigen ein relativ ausgeprägtes Aneignungsvermögen (HEITEFUSS, 1987).

Bei KAMPE (1987) kann für Dieldrin lediglich bei Kopfsalat und Möhren ein meßbarer Übergang in die Pflanze festgestellt werden. Der errechnete TF<sub>f</sub> bei Kopfsalat ist 0,22 bei einem Bodengehalt von 0,009 mg/kg, bei Möhren beträgt der TF<sub>f</sub> 0,45 beim Bodengehalt von 0,011 mg/kg bzw. TF<sub>f</sub> 0,88 beim Bodengehalt von 0,009 mg/kg. Bei den Daten handelt es sich um Mittelwerte aus bundesweiten Langzeitversuchen mit Klärschlamm, das Kontaminationsniveau ist eher gering.

Der Transfer Boden-Pflanze von Organochlor-Pestiziden wurde im hessischen Untersuchungsprogramm "Nahrungsmittelqualität" ermittelt (referiert in KÖNIG und HEMBROCK 1989). Hierbei nahm der Transferfaktor in folgender Reihe der untersuchten Pflanzenspezies ab: Möh-

re > Rettich > Sellerie > Kohlrabi. Nicht geklärt werden konnte, ob Wirkstoff in das Innere der Möhre verlagert wurde oder ob nur die Würzeloberfläche kontaminiert war.

In Tabelle 4.61 (S. 138) stellt SCHAAF (1990) Transferfaktoren unterschiedlicher Nahrungs- und Futterpflanzen auch für Dieldrin vor. Bei *Kartoffeln*, *Möhren* und *Kopfsalat* konnte eine deutliche Anreicherung zwischen Faktor 1,2 und 2,6 ermittelt werden.

### **Einfluß von Bedeneigenschaften**

BEESTMAN ET AL. (1969) untersuchten in einem Gewächshausversuch mögliche Beziehungen zwischen Bodenparametern und der Aufnahme von  $^{14}\text{C}$ -markiertem Dieldrin durch Mais. Als Untersuchungssubstrat kamen jeweils der A und B-Horizont von drei unterschiedlichen Böden zur Anwendung. Die in diesem Versuch verwendeten Applikationsmengen entsprechen nach BEESTMAN ET AL. den damals praxisüblichen jährlichen Gaben bzw. einem maximalen Rückstandsgehalt nach Akkumulation durch langjährige Anwendung.

Für den Gehalt an organischer Substanz ergab sich eine deutlich negative Beziehung zum Dieldrin-Gehalt in Wurzeln und Sproß. Die um ca. Faktor 10 höheren Transferfaktoren der humusarmen B-Horizonte (siehe Tabelle 4.29) gegenüber den A-Horizonten stützen diesen Zusammenhang. Bei steigendem Bodengehalt kann tendenziell ein leicht zurückgehender Transfer festgestellt werden, die unterschiedliche Wuchsdauer ergibt keinen einheitlichen Zusammenhang. Da die Konzentration von Dieldrin im Wurzelgewebe 20-80 mal höher als in den oberirdischen Pflanzenteilen war, scheint die Verlagerung innerhalb der Pflanze recht gering zu sein. Für die Bodenparameter Kationenaustauschkapazität, oxalatlösliches Eisen sowie Art und Menge an Tonmineralen konnte keine Beziehung festgestellt werden.

**Tab. 4.29: Transfer von Dieldrin in Maissproß in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Wuchsdauer bei zwei verschiedenen Applikationsmengen**

Horizont	Bodenart	OS %	Bodengehalt* [mg/kg]	TF <sub>t</sub> *	Bodengehalt** [mg/kg]	TF <sub>t</sub> **	Bodengehalt*** [mg/kg]	TF <sub>t</sub> ***
Applikationsmenge 1 mg/kg								
A	Ltu	7,7	0,96	0,021	0,89	0,090	0,89	0,034
B	Ltu	0,5	0,78	0,539	0,71	0,704	0,78	0,615
A	UI	3,8	0,96	0,052	0,92	0,054	0,92	0,033
B	Ltu	0,7	0,84	0,310	0,67	0,522	0,74	0,324
A	UI	5,2	0,95	0,032	0,99	0,040	0,98	0,031
B	Lu	0,4	0,74	0,689	0,62	0,871	0,71	0,901
Applikationsmenge 5 mg/kg								
A	Ltu	7,7	4,7	0,038	4,7	0,015	4,6	0,035
B	Ltu	0,5	3,7	0,578	3,4	0,627	3,6	0,422
A	UI	3,8	4,5	0,053	4,7	0,032	4,4	0,052
B	Ltu	0,7	4,0	0,413	3,6	0,269	3,8	0,279
A	UI	5,2	4,7	0,040	4,9	0,031	4,9	0,041
B	Lu	0,4	3,7	0,275	3,8	0,468	3,4	0,535

\* Wuchsdauer 39d, \*\* Wuchsdauer 69d, \*\*\* Wuchsdauer 90d, TF<sub>t</sub> berechnet, Quelle: BEFSTMAN ET AL. (1969)

### Einfluß des Bodengehaltes

ONSAGER ET AL. (1970) ermittelten in einem dreijährigen Feldversuch mit Zuckerrüben die Aufnahme von Aldrin/Dieldrin aus einem lehmigen Boden bei unterschiedlichen Bodengehalten. Im Anwendungsjahr nimmt der Transfer mit steigendem Bodengehalt leicht zu, in den Folgejahren ist keine deutliche Tendenz zu verzeichnen (s. Tabelle 4.30). Die relativ rasche Umwandlung von Aldrin zu Dieldrin wurde auch in dieser Untersuchung beobachtet. Im ersten Jahr nach der Applikation von Aldrin betrug der Dieldrinanteil im Boden 87 % des Gesamtgehaltes an Aldrin+Dieldrin, im zweiten Jahr schon > 99 %. In den Pflanzen lag als Rückstand ebenfalls fast nur Dieldrin vor. Die Aldrin/Dieldringehalte der Zuckerrüben liegen bei Bodenwerten < 0,07 mg/kg unter der zulässigen Höchstmenge von 0,01 mg/kg FS.

**Tab. 4.30: Transfer von Aldrin/Dieldrin in Zuckerrüben bei unterschiedlichen Bodengehalten (Aldrin/Dieldrin-Gehalte für Pflanzen- und Bodenmaterial auf FS bezogen)**

Anwendungs- jahr Boden	Anwen- dungs- jahr TF	1. Jahr nach Anwendung Boden	1. Jahr nach Anwendung TF	2. Jahr nach Anwendung Boden	2. Jahr nach Anwendung TF
0,05	< 0,20	< 0,01	n.n.	< 0,01	n.n.
0,21	0,19	0,03	< 0,33	0,03	< 0,33
0,38	0,16	0,07	0,14	0,07	0,14
0,73	0,18	0,24	0,08	0,16	0,06
1,84	0,20	0,82	0,04	0,27	0,11
2,84	0,34	0,77	0,07	0,52	0,08

TF berechnet, Quelle: ONSAGER ET AL. (1970)

Bei Untersuchungen von Getreidekörnern auf Aldrin und Dieldrin war bei Bodengehalten von bis zu 0,5 mg/kg Aldrin in *Mais*-, *Weizen* und *Haferkörnern* kein Aldrin nachweisbar. Bei Bodengehalten von 6,0-21,5 mg/kg Dieldrin wurden in *Mais*- und *Weizenkörnern* Spuren von Dieldrin und in *Haferkörnern* Gehalte von 0,015-0,003 mg/kg nachgewiesen (NASH und HARRIS, 1973).

Im Rahmen einer Arbeit über die Anreicherung von Pestiziden bei Rindern stellen CULLEN und CONNELL (1994) auch Daten<sup>10</sup> zum Übergang Boden-Weidefutter für Dieldrin vor (Tabelle 4.31).

**Tab. 4.31: Transferverhalten von Dieldrin bei Weidefutter an zwei Standorten**

Standort	Bodengehalt [mg/kg]	TF <sub>t</sub>
<i>Wollongbar</i>	0,24	0,121
	0,12	0,150
<i>Duck Creek</i>	0,47	0,062
	0,24	0,046

TF<sub>t</sub> berechnet, Quelle: CULLEN und CONNELL (1994)

Alle untersuchten Bodengehaltsvarianten, die im Vergleich zu anderen Untersuchungen eher im unteren Bereich liegen, zeigen Gehalte im Futter von leicht über 0,01 mg/kg TS, so daß die Höchstmenge der Futtermittelverordnung überschritten ist. Der Standort mit den geringeren Bodengehalten zeigt höhere Transferraten. Eine pedologische Bewertung ist aufgrund der Datlage nicht möglich.

<sup>10</sup> Originaldaten aus Gilbert 1982: Residues in soil pasture and grazing dairy cattle after the incorporation of dieldrin and heptachlor into soil before sowing. Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb. 22, 106-115

## Einfluß von Umwandlungsprozessen

KOHLI ET AL. (1973a) untersuchten das Rückstandsverhalten und die Umwandlung von  $^{14}\text{C}$ -markiertem Dieldrin sowie dessen Aufnahme durch *Kohlrabi* und *Möhren*. Es handelt sich um einen Lysimeterversuch unter Freilandbedingungen (Su, 2 % OS, pH 6,8). Wie aus der Tabelle 4.32 ersichtlich, liegen die Rückstände in Boden und Pflanze in beiden Versuchsjahren hauptsächlich als Dieldrin vor. Hydrophile Metabolite können jedoch in den untersuchten Pflanzenteilen beim Kohlrabi bis zu 30 % ausmachen, der Anteil von Photodieldrin bis zu 10 %. Im Boden (0-10 cm) nimmt der Anteil an Photodieldrin und der gebundenen Rückstände im 2. Versuchsjahr etwas zu (keine neuerliche Applikation).

**Tab. 4.32: Rückstandsverhalten von  $^{14}\text{C}$ -Dieldrin und Aufnahme durch Kohlrabi und Möhren (Anteil der Extraktionsfraktionen am Gesamtrückstand in [%])**

		<b>Gesamt*</b> <b>[mg/kg]</b>	<b>Dieldrin</b>	<b>Photodieldrin</b>	<b>Hydrophile Metaboliten</b>	<b>Gebundene Rückstände</b>
Boden		2,628	98,2	1,1	0,1	0,6
Kohlrabi	Geschält	0,010	60,0	10,0	30,0	n.n.
Kohlrabi	Schalen	0,134	93,3	4,5	2,2	n.n.
Kohlrabi	Wurzeln	0,7,69	82,8	4,6	12,4	0,3
Kohlrabi	Blätter	0,024	62,5	8,3	25,0	4,2
Kohlrabi	Dürre Blätter	0,108	93,5	3,7	2,8	n.n.
Unkraut (getrocknet)		9,807	93,9	5,1	0,7	0,3
Boden		0,690	91,9	5,1	0,4	2,6
Möhre	Wurzel	0,135	92,6	3,7	1,5	2,2
Möhre	Blatt	0,035	-	< 94,3 % nicht differenziert!	-	5,7
Unkraut		0,401	85,5	11,2	1,5	1,7

\* Pflanzengehalte auf FS, Bodengehalte auf TS bezogen, Anteile berechnet, Quelle: KOHLI ET AL. (1973a)

Der Großteil der Rückstände im verzehrbaren Teil der untersuchten Kohlrabi ist in der Schale lokalisiert, jedoch liegt selbst die geschälte Kohlrabi noch im Bereich der zulässigen Höchstmenge. Die Möhren des zweiten Versuchsjahres zeigen bei deutlich niedrigeren Bodengehalten höhere Gehalte als die Kohlrabi und überschreiten die zulässige Höchstmenge um Faktor 10. Die Umwandlungsprodukte spielen hier eher eine untergeordnete Rolle.

KLEIN ET AL. (1973) und KOHLI ET AL. (1973b) führten Felduntersuchungen zum Metabolismus von Aldrin und dessen Aufnahme durch *Kartoffeln* und *Zuckerrüben* auf zwei unterschiedlichen Böden (S1, 3,5 % OS, pH 8,1; Ts, 2,0 % OS, pH 7,4) durch. In den Wurzeln und Knollen der Kartoffeln sowie der Schale der Zuckerrüben lag der Großteil der Rückstände als Dieldrin vor, während die Rückstände in der geschälten Rübe und in den Blättern der Zuckerrüben hauptsächlich als hydrophile Metaboliten vorlagen (Tabelle 4.33). Die Aldrin-Gehalte in

der Schale waren ca. 10fach höher als die Gehalte in der geschälten Knolle bzw. Rübe. Die Kartoffeln wiesen bei niedrigeren Bodengehalten höhere Gehalte auf als die Zuckerrüben. Sowohl geschälte Kartoffeln als auch geschälte Zuckerrüben überschreiten die zulässige Rückstandshöchstmengung um Faktor 5-10. In den Böden selbst war im Gegensatz zu den Pflanzen das Verhältnis deutlich stärker zum Aldrin hin verschoben.

Tab. 4.33: Rückstandsverhalten von  $^{14}\text{C}$ -Aldrin (Anteil der Extraktionsfraktionen am Gesamtückstand [%]) in Kartoffeln und Zuckerrüben auf zwei unterschiedlichen Böden

	Gesamt* [mg/kg]	lehmiger Sand Aldrin	lehmiger Sand Dieldrin	M+R**	Gesamt* [mg/kg]	sandiger Ton Aldrin	sandiger Ton Dieldrin	M+R* *
<b>Boden</b>								
-10 cm	1,43	40,6	43,4	16,1	2,01	29,4	19,9	50,7
-20 cm	0,62	37,1	41,9	21,0	0,07	-	-	100,0
<b>Kartoffel</b>								
geschält	0,06	-	66,7	33,3	0,10	-	80,0	20,0
Schale	0,62	16,1	62,9	21,0	1,68	21,4	69,0	9,5
Wurzeln	2,34	8,5	71,8	19,7	3,93	14,8	57,5	27,7
<b>Boden</b>								
-10 cm	1,88	46,3	36,2	17,6	2,50	51,2	27,6	21,2
-20 cm	0,78	48,7	35,9	15,4	0,13	7,7	7,7	84,6
<b>Zucker- rübe</b>								
geschält	0,06	- < 16,7	-	83,3	0,05	- < 20,0	-	80,0
Schale	0,70	4,3	72,9	21,4	0,46	2,2	56,5	41,3
Blätter	0,04	- < 25,0	-	75,0	0,05	-	-	100,0

\*Pflanzengehalte auf FS, Bodengehalte auf TS bezogen, \*\* M hydrophile Metaboliten, R = gebundene Rückstände, Anteile berechnet, Quelle: KLEIN ET AL. (1973); KOHLI ET AL. (1973b)

### 4.3.2 Chlordan und Heptachlor

KAUL ET AL. (1972) stellten in Versuchen mit *Möhren* und  $^{14}\text{C}$ -markierten Chlordan nur eine geringe Aufnahme aus dem Boden fest (Applikationsmenge: 0,19 mg/kg trans-Chlordan). Nach einer Versuchsdauer von 12 Wochen enthielten die Möhrenblätter 0,88 % der applizierten Radioaktivität, die Wurzeloberfläche 2,42 % und das Wurzelinnere 0,26 %. Im Boden waren noch 50% der applizierten Radioaktivität nachweisbar. Zusätzliche Untersuchungen ergaben, daß während dieser Zeit kaum eine Metabolisierung des Chlordans stattgefunden hatte.

### Einfluß der Pflanzenart, der Bodenart und der Organischen Substanz

Wurzelgemüsearten wurden von STEWART (1975) in einem Feldversuch auf sandigem Ton und lehmigem Sand untersucht. Bei den hohen eingesetzten Bodengehalten beider Varianten

erreichen bzw. überschreiten alle untersuchten Pflanzenarten die Rückstands-Höchstmenge von 0,01 mg/kg FS. *Möhren* und *Pastinaken* zeigen den höchsten Transfer an (Tabelle 4.34). Auf dem lehmig sandigen Standort erzielten alle Arten außer *Kohlrübe* deutlich höheren Transfer, was auf eine verstärkte Adsorption von Chlordan im bindungsstärkeren tonigen Substrat schließen läßt. Eine nennenswerte Aufnahme von Chlordan mit dem Transpirationsstrom aufgrund der vergleichsweise hohen Wasserlöslichkeit ist hier denkbar. Die Kontamination der verzehrbaren Pflanzenteile blieb bei *Kartoffeln* und Kohlrübe auf die Schale beschränkt.

**Tab. 4.34: Transfer von Chlordan bei verschiedenen Wurzelgemüsearten auf unterschiedlichen Böden**

Pflanzenart	TF <sub>f</sub> sandiger Ton	TF <sub>f</sub> lehmiger Sand
Boden* [mg/kg]	2,2	2,4
Runkelrübe	0,005	0,013
Möhre	0,032	0,108
Pastinake	-	0,100
Kartoffel	0,014	0,017
Kohlrübe	0,005	0,004

\* bezogen auf lufttrockenen Boden, TF<sub>f</sub> berechnet, Quelle: STEWART (1975)

HARRIS und SANS (1975) untersuchten die Chlordan-Aufnahme bei *Rettich* und *Möhre* in einem 3jährigen Feldversuch auf Sand und auf "organischem Boden". Aus der Tabelle 4.35 ist der Einfluß der organischen Substanz auf die Chlordan-Aufnahme zu erkennen. Der Transfer ist im Sandboden bei beiden Pflanzenarten um ca. Faktor 10 höher als in der Variante organischer Boden, was die hohe Bedeutung der OS für die Bindung von Organischen Schadstoffen unterstreicht. Auf Sandboden überschreiten bei den vorliegenden Bodengehalten selbst noch im dritten Versuchsjahr sowohl Rettich als auch Möhre die Rückstands-Höchstmenge (0,01 mg/kg) um ca. Faktor 5. Die Pflanzengehalte der Variante organischer Boden liegen bei 3fach höherem Bodengehalt im dritten Versuchsjahr um den Wert der Rückstands-Höchstmenge. Im Gegensatz zu anderen Untersuchungen, weisen Möhren bei gleichem Bodengehalt geringeren Transfer auf als Rettich.

Tab. 4.35: Transfer von  $\alpha$ -, und  $\gamma$ -Chlordan bei Rettich und Möhre auf unterschiedlichen Böden

	Versuchsjahr	Bodengehalt [mg/kg]	Transferfaktor $TF_f$ Rettich	Transferfaktor $TF_f$ Möhre
<b>Sandboden</b>				
$\alpha$ -Chlordan	1	2,10	0,52	0,20
	2	0,49	0,18	0,14
	3	0,47	0,09	0,11
$\gamma$ -Chlordan	1	0,71	0,75	0,20
	2	0,16	0,13	0,13
	3	0,15	0,07	0,07
<b>"organischer Boden"</b>				
$\alpha$ -Chlordan	1	6,5	0,008	0,003
	2	3,9	0,003	0,003
	3	2,8	< 0,004	< 0,004
$\gamma$ -Chlordan	1	2,2	0,009	< 0,005
	2	1,4	< 0,007	< 0,007
	3	1,1	< 0,009	< 0,009

$TF_f$  berechnet, Quelle: HARRIS und SANS (1975)

### Einfluß des Bodengehaltes

ONSAGER ET AL. (1970) ermittelten in einem dreijährigen Feldversuch mit *Zuckerrüben* die Aufnahme von Chlordan auf Lehm bei unterschiedlichen Bodengehalten. Bei der Betrachtung aller Meßwertpaare läßt sich kein eindeutiger Trend für eine Abhängigkeit von Transfer und Bodengehalt bei Chlordan ableiten (Tabelle 4.36). Lediglich im 2. Jahr nach der Anwendung ist eine Tendenz steigenden Transfers mit zunehmendem Bodengehalt feststellbar. Bei Chlordan-Bodengehalten von  $\geq 0,2$  mg/kg kommt es in diesem Versuch zu Überschreitungen der zulässigen Höchstmenge von 0,01 mg/kg FS in den Zuckerrüben.

Tab. 4.36: Transfer von Chlordan in Zuckerrüben bei unterschiedlichen Bodengehalten

Anwendung-jahr Boden	Anwendung-jahr TF*	1. Jahr der Anwendung Boden	1. Jahr der Anwendung TF*	2. Jahr der Anwendung Boden	2. Jahr der Anwendung TF*
0,25	0,08	0,22	0,05	0,17	< 0,06
0,50	0,16	0,44	0,02	0,31	0,07
1,08	0,34	1,05	0,02	0,72	0,07
2,90	0,21	2,45	0,04	1,34	0,09
2,46	0,30	2,59	0,04	1,65	0,10
6,62	0,17	3,88	0,06	2,74	0,10

\* Chlordan-Gehalte für Pflanzen- und Bodenmaterial auf FS bezogen, TF berechnet, Quelle: ONSAGFR ET AL. (1970)

Im Rahmen einer Arbeit über die Anreicherung von Pestiziden bei Rindern nennen CULLEN und CONNELL (1994)<sup>11</sup> für Heptachlor auf *Weideflächen* Transferfaktoren (TF<sub>i</sub>) von 0,04 bei Bodengehalten von 0,35 mg/kg und TF<sub>i</sub> von < 0,03 bei 0,16 mg/kg.

SINGH ET AL. (1992) untersuchten verschiedene *Futter- und Weidepflanzen* auf ihr Aufnahmevermögen von Organochlor-Pestiziden im Freiland bei verschiedenen Schnittnutzungen und Vegetationsstadien. Da es sich bei den betrachteten Pflanzen um australische Spezies handelt, wurden hier nur die Arten betrachtet, deren Vertreter auch im mitteleuropäischen Raum als Mitter- bzw. Weidepflanzen eingesetzt werden.

Die Bodengehalte von  $\gamma$ -Chlordan bei den Winterarten (Tabelle 4.37) lagen zwischen 0,124 und 0,206 mg/kg, sie nahmen im Laufe des Versuchs um 5-8 % ab. Der höchste Pflanzengehalt wurde mit 0,03 mg/kg TS beim Weißklee im 4. Schnitt gefunden. Transfer von  $\gamma$ -Chlordan konnte erst im 2. Schnitt bei Weidelgras und erst ab dem 3. Schnitt bei den Leguminosen nachgewiesen werden. Bei der Differenzierung nach Nutzungsstadien findet sich bei der Heureife nur noch für Alexandrinerklee nennenswerter Transfer. Im Weidelgras konnte kein  $\gamma$ -Chlordan nachgewiesen werden.

Die Ergebnisse beider Nutzungsvarianten deuten auf eine Verdünnung der aufgenommenen  $\gamma$ -Chlordanmenge durch Massenzuwachs hin. Zur Überschreitung der zulässigen Höchstmenge der Futtermittelverordnung (0,02 mg/kg TS<sub>88%</sub>) kommt es bei Luzerne, im Jugendstadium (I), für die zwei Klee-Spezies in der 4. Schnittnutzung. Diese Anreicherungstendenz wird von den Autoren auf erhöhte Wuchsleistung unter zu diesem Zeitpunkt optimalen Wachstumbedingungen zurückgeführt.

Bei den Sommerarten (Tabelle 4.37) liegen die Bodengehalte von  $\gamma$ -Chlordan zwischen 0,116 mg/kg und 0,181 mg/kg, der Rückgang der Gehalte bis Versuchsende betrug bis zu 25 %. Der höchste Pflanzengehalt ist mit 0,021 mg/kg TS bei Soja zur Weidereife gefunden worden. Mil-

<sup>11</sup> Originaldaten aus Gilbert 1982: Residues in soil pasture and grazing dairy cattle after the incorporation of dieldrin and heptachlor into soil before sowing. Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb. 22, 106-115)

let-Hirse zeigt bei Mehrschnittnutzung keinen Transfer, für die übrigen Arten lässt sich bis zum 2. Schnitt Transfer nachweisen. Für die Nutzungsstadien ist ähnlich wie bei den Winterarten nur im Jugendstadium Transfer nachgewiesen worden. Für die Sorghum-Hirse konnte kein Transfer von  $\gamma$ -Chlordan festgestellt werden. Überschreiten bzw. Erreichen der zulässigen Höchstmenge der Futtermittelverordnung liegt bei Soja und Millet-Hirse im Jugendstadium vor.

Tab. 4.37: Transfer von  $\gamma$ -Chlordan in Futter- und Weidepflanzen (Winterarten) bei Mehrschnittnutzung und in verschiedenen Nutzungsstadien

Pflanzenart	Mehrschnittnutzung Schnitt nach [d]	Mehrschnittnutzung Bodengehalt [mg/kg]	Mehrschnittnutzung TF <sub>t</sub>	Probe nach Nutzungsstadien Stadium*	Probe nach Nutzungsstadien Bodengehalt [mg/kg]	Probe nach Nutzungsstadien TF <sub>t</sub>
<b>Winterarten</b>						
Luzerne ( <i>Hunter River lucerne</i> )	171	0,149	n.n.	I	0,139	0,15
	231		n.n.	II	0,191	0,03
	280		n.n.	III	0,158	n.n.
	323		0,07			
	374		n.n.			
Alexandri- nerklee ( <i>Berseem clover</i> )	127	0,206	n.n.	I	0,175	0,07
	150		n.n.	II	0,172	n.n.
	171		n.n.	III	0,170	0,08
	216		0,12			
	231		n.n.			
	252		n.n.			
Weißklee ( <i>Haifa clover</i> )	127	0,165	n.n.	I	0,176	0,17
	150		n.n.	II	0,132	n.n.
	183		0,06	III	0,153	n.n.
	216		0,18			
	231		n.n.			

	261		0,04			
	323		0,07			
	374		0,06			
	451		n.n.			
Weidelgras ( <i>Tetila ryegras</i> )	150	0,141	n.n.	I	0,137	n.n.
	196		0,07	III	0,124	n.n.
	216		n.n.			
<b>Sommerarten</b>						
Soja	57	0,148	0,07	I	0,132	0,16
				II	0,143	n.n.
				III	0,116	n.n.
Sorghum-Hirse	56	0,145	0,03	I	0,160	n.n.
	90		0,04	II	0,138	n.n.
	215		n.n.	III	0,152	n.n.
Millet-Hirse	120	0,170	n.n.	I	0,159	0,11
	215		n.n.	II	0,160	n.n.
				III	0,181	n.n.

\* I = Gräser ca. 15 cm hoch, Leguminosen 6-Blattstadium; II = Weidereife, III = Heureife;  $TF_t$  berechnet, Quelle: SINGH ET AL. (1992)

Für Heptachlor wird hier die Summe von Heptachlor und Heptachlorepoxyd betrachtet, wobei der Anteil des Epoxyds um ca. Faktor 10 höher liegt als der des Heptachlors. Die Bodengehalte bei den Winterarten (Tabelle 4.38) liegen zwischen 0,177 mg/kg und 0,318 mg/kg. Bei den Pflanzengehalten wurde beim Weidelgras im Jugendstadium der höchste Werte mit 0,079 mg/kg TS gefunden. Der Transfer von Heptachlor bei der Mehrschnittnutzung zeigt keine eindeutige Tendenz. Beim Vergleich der Entwicklungsstadien nimmt der Transfer bei allen Pflanzenarten vom Jugendstadium zur Heureife ab (vgl. auch  $\gamma$ -Chlordan). Fast alle Pflanzenarten wiesen in der Mehrschnittnutzung Überschreitungen der zulässigen Höchstmenge der Futtermittelverordnung (0,01 mg/kg  $TS_{88\%}$ ) auf. Deutliche Ausnahme hiervon war Luzerne im 1. und 2. Schnitt.

Bei den Sommerarten (Tabelle 4.38) liegen die Bodengehalte zwischen 0,182 mg/kg und 0,24 mg/kg, der maximale Pflanzengehalt wurde bei Soja im Jugendstadium mit 0,038 mg/kg TS festgestellt. Die Anreicherungstendenz der untersuchten Arten ist etwas geringer als die der Winterarten. Die Hirsearten blieben in allen Varianten unter der zulässigen Höchstmenge, Soja fällt erst in der Heureife unter diesen Wert.

Tab. 4.38: Transfer von Heptachlor in Fütter- und Weidepflanzen (Winterarten) bei Mehrschnittnutzung und in verschiedenen Nutzungsstadien

Pflanzenart	Mehrschnittnutzung Schnitt nach [d]	Mehrschnittnutzung Bodengehalt [mg/kg]	Mehrschnittnutzung TF <sub>t</sub>	Probe nach Nutzungsstadien Stadium*	Probe nach Nutzungsstadien Bodengehalt [mg/kg]	Probe nach Nutzungsstadien TF <sub>t</sub>
<b>Winterarten</b>						
Luzerne (Hunter River lucerne)	171	0,214	n.n.	I	0,195	0,11
	231		0,03	II	0,265	0,03
	280		0,06	III	0,222	0,04
	323		0,23			
	374		0,07			
Alexandrinerklee (Berseem clover)	127	0,318	0,10	I	0,226	0,12
	150		0,08	II	0,227	0,07
	171		0,07	III	0,231	0,07
	216		0,06			
	231		0,07			
	252		0,07			
Weißklee (Haifa clover)	127	0,234	0,15	I	0,234	0,22
	150		0,06	II	0,177	0,19
	183		0,03	III	0,182	0,09
	216		0,04			
	231		0,03			
	261		0,05			
	323		0,15			
	374		0,07			
	451		0,05			
Weidelgras (Tetila ryegrass)	150	0,229	0,05	I	0,182	0,43

	196		0,06	III	0,209	0,03
	216		0,03			
<b>Sommerarten</b>						
Soja	57	0,210	0,12	I	0,187	0,20
				II	0,200	0,10
				III	0,202	0,04
Sorghum-Hirse	56	0,183	0,04	I	0,212	0,04
	90		0,04	II	0,182	0,04
	215		n.n.	III	0,203	n.n.
Millet-Hirse	120	0,234	0,03	I	0,212	0,03
	215		n.n.	II	0,212	n.n.
				III	0,240	n.n.

\* I = Gräser ca. 15 cm hoch, Leguminosen 6-Blattstadium; II = Weidereife; III = Heureife; TFt berechnet, Quelle: SINGH ET AL. (1992)

Insgesamt ist der Boden-Pflanzenübergang für Heptachlor bzw. Heptachlorepoxid deutlich ausgeprägter als für  $\gamma$ -Chlordan. Die Abnahme der Bodengehalte vom Versuchsanfang bis zum Versuchsende liegt für  $\gamma$ -Chlordan um 25 %, für Heptachlor bei 33 %. Die Autoren führen dies auf eventuell stattfindenden Übergang von Heptachlor zu Chlordan zurück. Im um Faktor 10 höheren Dampfdruck von Heptachlor gegenüber Chlordan und dementsprechend hoher Volatilisation könnte ebenfalls eine Erklärung für die genannten Bodengehaltsunterschiede liegen.

### 4.3.3 Hexachlorbenzol (HCB)

#### Einfluß der Pflanzenart

WALLNÖFER ET AL. (1975) führten zum Aufnahmeverhalten von HCB bei *Möhren* und *Radieschen* einen Gewächshausversuch (Urgesteinsboden mit 4,4 % OS, pH 4,8; Möhren 120 d' Radieschen 68 d) und einen Freilandversuch (Sandbraunerde mit 4,7 % OS, pH 5,2; Möhren 81 d, Radieschen 57 d) durch. Der Transfer bei Möhren ist in beiden Versuchen deutlich höher als bei Radieschen (Tabelle 4.39). Es ist zudem eine erhebliche Anreicherung in den Schalen sowohl der Möhren als auch der Radieschen festzustellen. Möhren überschreiten bei allen Versuchsvarianten die zulässige Rückstands-Höchstmenge von 0,01 mg/kg FS, Radieschen bei den jeweils höchsten Bodengehalten, welche insgesamt als hoch bis sehr hoch einzuschätzen sind.

Tab. 4.39: Transfer von HCB bei Möhren und Radieschen

Bodengehalt [mg/kg]	TF <sub>f</sub> Möhren Gesamt	TF <sub>f</sub> Möhren Schale	TF <sub>f</sub> Möhren geschält	TF <sub>f</sub> Radieschen Gesamt	TF <sub>f</sub> Radieschen Schale	TF <sub>f</sub> Radieschen Geschält
<i>Gewächshaus- versuch</i>						
0,044	0,25			n.n.		
0,400	0,13			n.n.		
3,950	0,13			0,01		
<i>Freilandversuch</i>						
0,044	0,32	1,32	n.n.	0,18	0,25	0,16
0,400	0,30	1,03	0,04	0,08	0,12	0,05

TF<sub>f</sub> berechnet, Quelle: WALLNÖFER ET AL. (1975)

In HÄFNER (1975a,b) wird von Gefäßversuchen zur HCB-Aufnahme von Gemüsepflanzen berichtet. Das eingesetzte Substrat war mit 19,1 % OS stark humushaltig, der HCB-Bodengehalt von 2,015 mg/kg entspricht einer hohen Belastung. Die untersuchten Pflanzen zeigten ein unterschiedliches Aufnahmeverhalten, wobei der Transfer in folgender Reihe zunahm: *Kresse* < *Ackersalat* < *Petersilie*. Die Kresse überschritt mit Faktor ca. 1,7, die Petersilie mit Faktor ca. 10 die zulässige Rückstands-Höchstmenge von 0,01 mg/kg FS.

Nach SCHEUNERT ET AL. (1983) akkumulieren Wurzeln von Gramineen mehr HCB als Wurzeln bzw. Knollen anderer Pflanzen (Zuckerrüben, Rüben und Kartoffeln) - Möhren dagegen weisen ein höheres Akkumulationsvermögen auf. Im Versuch mit *Weizen* auf lehmigem Sand (1,8 % OS, pH 5,7) ergab sich bei einem Bodengehalt (0-10 cm) von 0,57 mg/kg ein Pflanzengehalt von 0,141 mg/kg FS für die Gesamtpflanze. Das Korn lag mit einem Gehalt von 0,005 mg/kg unter der zulässigen Höchstmenge, der untere Stengelbereich (- 10 cm) war mit 0,234 mg/kg deutlich höher belastet. Dies lässt auf eine Kontamination durch aus dem Boden verflüchtigtes HCB schließen (vgl. auch HÄFNER, 1982; ECKSTEIN und SEIBOLD, 1989; HORAK und ECKER, 1990; Abschnitt 5.3).

Aus KAMPE (1987) lassen sich für *Weizenstroh* und *Möhren* ein Übergang von HCB in die Pflanze ableiten. Der errechnete TF<sub>f</sub> bei Weizenstroh beträgt 0,39 bei einem Bodengehalt von 0,013 mg/kg und 0,2 bei 0,01 mg/kg. Für Möhren beträgt der TF<sub>f</sub> 0,08 beim Bodengehalt von 0,013 mg/kg und 0,80 bei 0,01 mg/kg. Bei den Daten handelt es sich um Mittelwerte aus bundesweiten Langzeitversuchen mit Klärschlamm, das Kontaminationsniveau ist eher gering.

SCHAAF (1990) stellt in Tabelle 4.61 (S. 138) Transferfaktoren auch für HCB bei verschiedenen Pflanzenarten vor. Die Anreicherungstendenz für HCB ist hier eher gering, am höchsten fällt sie für das *Weizenstroh* mit Faktor 1,0 aus.

SCHROLL und SCHEUNERT (1992c) errechneten Transferfaktoren (TF<sub>f</sub>) von HCB für verschiedene Pflanzenarten anhand von Ergebnissen aus Lysimeterversuchen (Tabelle 4.40). Die Versuche wurden mit einem hohen Bodengehalt von 1 mg/kg auf lehmigem Sand (2,15 % OS,

pH 5,8) durchgeführt. Zu Beginn der Untersuchung ist extrem hoher Transfer auch in die oberirdischen Pflanzenteile zu beobachten. Das starke Absinken nach einer längeren Wachstumszeit beruht nach SCHROLL und SCHEUNERT auf dem Verdünnungseffekt durch fortschreitendes Pflanzenwachstum.

Tab. 4.40: Transfer von HCB bei verschiedenen Pflanzenarten im Lauf der Vegetationsperiode

Pflanzenart	Organ	Beginn Dauer* [Tage]	Vegetationsperiode TF <sub>t</sub>	Vegetationsperiode Dauer* [Monate]	Ende TF <sub>t</sub>
<b>Hafer</b>	Sproß	19	3,3	5	0,30
	Wurzeln		5,3		7,20
	Sproß	12	6,9	4	0,10
	Wurzeln		9,5		8,00
<b>Raps</b>	Sproß	8	2,6	4	0,02
	Pfahlwurzel		61,0		2,50
	Feinwurzeln		62,0		53,00
<b>Salat</b>	Sproß	32	4,5	3	0,20
	Pfahlwurzel		310,0		5,50
	Feinwurzeln		691,0		116,00
<b>Möhren</b>	Sproß	32	53,0	4	0,40
	Pfahlwurzel		976,0		1,60

\* Expositionsdauer von Pflanzung bis Probenahme, Quelle: SCHROLL und SCHEUNERT (1992c)

Der Transfer am Ende der Vegetationsperiode in die oberirdischen Pflanzenteile nimmt mit folgender Reihe ab: *Möhre* > *Hafer* > *Salat* > *Mais* > *Raps*. Bei der Anreicherung in den Wurzeln gibt es eine deutliche Verschiebung, so daß folgende Reihe abnehmenden Transfers angegeben werden kann: *Salat* > *Raps* > *Mais* > *Hafer* > *Möhren*. Bei allen Pflanzenarten wurde in den Wurzeln mehr HCB akkumuliert als im Sproß. Bei der Rückrechnung auf Pflanzengehalte überschreiten die Gehalte aller nutzbaren Pflanzenteile den zulässigen Wert der Rückstandshöchstmenge für Lebens- und Futtermittel.

### Einfluß des Bodengehaltes

Gefäßversuche mit Kresse (HÄFNER, 1975a) ergaben bei HCB-Bodengehalten von 0,5-2,0 mg/kg eine fast lineare Abhängigkeit der Wirkstoffaufnahme. Bei höheren Bodenkonzentrationen wurde die HCB-Aufnahme schwächer. Aus den Ergebnissen ist zudem ersichtlich, daß bodenspezifische sowie klimatische Parameter einen Einfluß auf die Wirkstoffaufnahme haben können.

Ergebnisse von DEJONCKHEERE ET AL. (1975) aus einem Gewächshausversuch zeigen nur bei den Außenblättern von *Salat* einen steigenden Transfer von HCB mit zunehmendem Boden-

gehalt (Tabelle 4.41). Beim Innenblatt und der Betrachtung der Gesamtpflanze ist geringster Transfer bei der mittleren Bodenbelastung zu verzeichnen. Die Rückstands-Höchstmenge wird von der Gesamtpflanze nur bei niedriger und mittlerer Bodenbelastung der langen Wachstumsvariante unterschritten. DEJONCKHEERE ET AL. führen den sinkenden Transfer mit zunehmendem Alter auf Verdünnung durch Massenzuwachs zurück.

Tab. 4.41: Transfer von HCB in Salat bei unterschiedlichen Bodengehalten

Bodengehalt [mg/kg]	Wachstumszeit [d]	Transferfaktoren TF <sub>f</sub> Außenblatt	Transferfaktoren TF <sub>f</sub> Innenblatt	Transferfaktoren TF <sub>f</sub> Gesamt
0,031	70	0,58	0,42	0,48
	84	-	-	< 0,16
0,096	70	0,64	0,16	0,27
	84	0,31	0,04	0,09
0,220	70	0,91	0,34	0,50
	84	0,36	0,06	0,15

TF<sub>f</sub> berechnet, Quelle. DEJONCKHEERE ET AL. (1975)

ECKSTEIN und SEIBOLD (1989) führen die Kontamination von Pflanzen mit HCB vor allem auf eine Anlagerung von aus dem Boden verflüchtigtem HCB zurück. Eine Aufnahme von HCB über das Wurzelsystem scheint dagegen vernachlässigbar gering zu sein. Aus Ergebnissen mehrjähriger Anbauversuche ermittelten ECKSTEIN und SEIBOLD Transferfaktoren für *Getreide* und *Ackerfutter* bei Bodengehalten von 0,2-0,6 mg/kg. Die aus der Tabelle 4.42 ersichtlichen höheren Transferfaktoren der Futterpflanzen führen ECKSTEIN und SEIBOLD auf deren größere Blattmasse zurück. Die starken Schwankungen der Transferfaktoren sind nach den Autoren die Folge unterschiedlicher Klima- bzw. Vegetationsbedingungen in den einzelnen Versuchsjahren. Dies erschwert erheblich die Ableitung allgemeingültiger Bewertungsgrößen.

Tab. 4.42: Transferfaktoren von HCB bei Getreide und Ackerfutter

Pflanzenart,	Pflanzenteil	n*	TF <sub>t</sub>	vc**
Weizen	Korn	15	0,022	1,04
Weizen	Stroh	8	0,064	0,58
Gerste	Korn	13	0,021	1,90
Gerste	Stroh	16	0,056	0,94
Maiskolben		4	< 0,002	-
Silomais		9	0,026	0,58
Rotklee	1. Schnitt	8	0,148	0,60
Rotklee	2. Schnitt	8	0,100	0,40
Luzerne	1. Schnitt	7	0,170	0,63
Luzerne	2. Schnitt	7	0,124	0,46
Weidelgras	1. Schnitt	7	0,131	0,51
Weidelgras	2. Schnitt	7	0,081	0,54
Rübenblatt		8	0,122	0,56
Futterrübe		8	0,150	0,41

\* Anzahl der Wertepaare, \*\* Variationskoeffizient, Quelle: ECKSTEIN und SEIBOLD (1989)

Im Rahmen eines landesweiten Meßprogramms in Nordrhein-Westfalen (MURL, 1991) werden auch Boden-Pflanzen-Paare für den Transfer von HCB vorgestellt (siehe Tabelle 4.43). Ähnlich dem Verhalten von PCB ergibt sich auch hier für *Grünland* ein höherer Transfer beim 2. Schnitt, wie auch tendenziell sinkende Aufnahme mit steigendem Bodengehalt. Die Autoren sprechen hier bewußt nicht von Transferfaktoren, sondern von Quotienten, da ein Immissionseinfluß nicht ausgeschlossen werden kann.

Tab. 4.43: "Pflanze/Boden-Quotienten" für HCB bei Grünlandaufwuchs unterschiedlicher Standorte im NRW-Meßprogramm "Chloraromatd"

Bodengehalt [µg/kg]	„Pflanze/Boden-Quotient“** 1. Schnitt	„Pflanze/Boden-Quotient“** 2. Schnitt
0,50	0,36	0,68
1,60	0,11	0,09
1,60	0,13	0,15
2,80	0,06	0,25
8,80	0,02	0,06
9,40	0,02	0,07
80,70	0,01	0,02

\* Boden- und Pflanzengehalte auf TS bezogen, Quelle: MURL (1991)

WANG und JONES (1994) berichten u. a. über den HCB-Transfer für *Möhren* in einem Gefäßversuch bei unterschiedlichen Schadstoff- und OS-Gehalten (Tabelle 4.44). Die eingesetzten Bodengehalte sind relativ niedrig, lediglich die Möhrenschenkel der kontaminierten Variante überschreite die Rückstands-Höchstmengen um Faktor 3. Bei allen Varianten zeigen die Möhrenschenkel wiederum den höchsten HCB-Transfer. Auch die oberirdischen Pflanzenteile weisen erhebliche Aufnahmeleistungen vor, wobei eine Abhängigkeit von der gebildeten Blattmasse festgestellt wurde. Die Autoren schließen hieraus auf bedeutenden Transfer aus der Gasphase. Der Vergleich der beiden Klärschlammvarianten verdeutlicht wiederum die Adsorptionsneigung von HCB an die organische Substanz.

**Tab. 4.44: Transferfaktoren für HCB bei Möhren auf unterschiedlichen Substraten**

Behandlung	OS [%]	Bodengehalt [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ]	$\text{TF}_f$ Schale	$\text{TF}_f$ geschält	$\text{TF}_f$ Laub
Kontrolle	2,38	0,082	1,316	0,053	3,532
kontaminiert	2,46	5,350	0,589	0,008	0,073
KS I*	2,69	1,090	1,002	0,009	0,775
KS II**	4,88	8,200	0,030	0,014	0,054

\* Klärschlamm 19,4 t/ha \*\* 165 t/ha, Quelle: WANG und JONES (1994)

ECKER und HORAK (1994) stellen Untersuchungen zu Aufnahmepfaden von HCB durch *Ölkürbis* und *Sonnenblumen* vor. Aus Boden-Pflanzen-Paaren ( $n = 31$ ) von unterschiedlichen Standorten in der Steiermark wurde eine lineare Beziehung mit  $r = 0,836$  zwischen HCB-Gehalt im Boden und im Öl von Ölkürbis gefunden. Bei Bodengehalten von 0,74-11,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$  wurden HCB-Gehalte im Öl von 0,02-0,32  $\text{mg}/\text{kg}$  ermittelt. Die zulässige Rückstands-Höchstmengen für Ölsaaten von 0,05  $\text{mg}/\text{kg}$  wurde somit an fast allen Standorten überschritten.<sup>12</sup> Der Median der errechneten Transferfaktoren Boden-Öl liegt für HCB mit 21,8 extrem hoch.

In einem  $^{14}\text{C}$ -Nährlösungsversuch mit Sonnenblumen und Ölkürbis konnte eine deutlich um Faktor 10 stärkere Anreicherung von HCB durch Ölkürbis festgestellt werden. Ölkürbis scheint über die gesamte Versuchsdauer (45 d) hinweg HCB intensiv aufgenommen und auch transloziert zu haben, wohingegen Sonnenblumen mit fortschreitendem Wachstum (Verdünnungseffekt) geringeren Transfer zeigen. Neben der HCB-Aufnahme aus der Flüssigphase wird der gasförmige Transfer aufgrund der physiko-chemischen Eigenschaften von HCB diskutiert. Wuchseigenschaften wie niederliegende große Blätter beim Ölkürbis bilden geeignete Aufnahmeleistungen für ausgasende Schadstoffe.

In einem 2jährigen Gefäßversuch im Freiland (St2, pH 5,7,  $N_{\text{total}}$  0,05 %) untersucht SOTIRIOU ET AL. (1994) die Aufnahme und den Verbleib von  $^{14}\text{C}$ -HCB in *Tabak* und Sommerweizen. Der Transfer in die Wurzeln beider Pflanzenarten überwiegt eindeutig gegenüber den übrigen Pflanzenteilen (Tabelle 4.45). Sommerweizen zeigt ein stärkeres Anreicherungsvermögen als Tabak. Es konnte keine Abhängigkeit des Transfers vom Bodengehalt ermittelt werden.

<sup>12</sup> Der Österreichische Eingriffswert für HCB in Kürbiskernöl liegt bei 0,25  $\text{mg}/\text{kg}$

**Tab. 4.45: Transferfaktoren (TF<sub>t</sub>) von <sup>14</sup>C-HCB im 2-jährigen Freiland-Gefäßversuch für Tabak und Sommerweizen bei unterschiedlichen Bodengehalten**

Pflanze	Organ	Probetermin	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>
<i>Bodengehalt* [mg/kg]</i>			0,695	1,359	2,590
Tabak	Blatt	6. Wo	0,004	0,001	0,001
	Blatt	8. wo	0,004	0,002	0,001
	Blatt	12. Wo	0,101	0,064	0,024
	Blatt	14. Wo	0,017	0,007	0,004
	Sproßachse	14. Wo	0,012	0,007	0,007
	Wurzeln	14. Wo	0,403	0,278	0,191
	Gesamtpflanze	14. Wo	0,079	0,072	0,050
Sommerweizen	Korn	Ende	0,013	0,007	0,003
	Stroh	2. Anbaujahr	0,256	0,135	0,189
	Wurzeln		2,652	2,578	2,561
	Gesamtpflanze		0,504	0,478	0,552

\* nach 2. Anbaujahr, Quelle: SOTIRIOU ET AL. (1994)

Die erzielten Pflanzengehalte halten die Autoren für vernachlässigbar. Bei einer Hochrechnung der angegebenen HCB-Gehalte im Korn von Sommerweizen (0,009 µg/g TS) auf Frischmasse, unter der Annahme von 12 % Restfeuchte, wird jedoch ein Wert von 0,0078 mg/kg FS erreicht, der nahe an der zulässigen Rückstands-Höchstmenge von 0,01 mg/kg FS liegt. Der HCB-Gehalt im Korn liegt jedoch bei allen drei Bodengehaltsvarianten bei 0,009 µg/g TS. Das Weizenstroh überschreitet diese Grenze in allen drei Bodenvarianten deutlich, was bei einer eventuellen Verfütterung berücksichtigt werden muß. Die angelegten Bodengehalte wiederum sind als sehr hoch einzustufen.

12 -16 % des applizierten <sup>14</sup>C-HCB konnten nach 2 Jahren nicht mehr wiedergefunden werden. Die Autoren schließen hierbei auf Volatilisation und Mineralisation, wobei auch sehr geringfügige Metabolisierung beobachtet wurde.

HEINRICH und SCHULZ (1996a) untersucht neben HCH-Isomeren und DDT auch das Verhalten von HCB im Gefäßversuch mit *Möhren* (Tabelle 4.56, S. 137). Das Bodensubstrat ist mit einem HCB-Gehalt von 8,96 mg/kg TS sehr hoch belastet. Auffällig ist eine Abnahme des HCB-Bodengehalts im Laufe des Versuchs (160 d) um mehr als 50 %. Dies könnte auf starke HCB-Verluste durch Volatilisation hinweisen. Die Feinwurzeln der Möhren zeigten eine starke Anreicherung, im Möhrenkörper konnte ein Transfer von 0,25 ermittelt werden. Der Wert der Rückstands-Höchstmenge von 0,01 mg/kg FS war im Möhrenkörper wahrscheinlich überschritten.

### 4.3.4 Lindan und HCH – Isomere

#### Einfluß der Isomerenzusammensetzung

Nach Felduntersuchungen von NASH und HARRIS (1973) auf sandigem Lehm (2,2 % OS, pH 6,2) werden einzelne HCH-Isomere in unterschiedlichem Maße von Pflanzen aufgenommen (Tabelle 4.46). So war bei *Hafer* und *Winterweizen* der Transfer von  $\gamma$ -HCH höher als von  $\alpha$ -HCH, *Mais* dagegen nahm mehr  $\alpha$ -HCH als  $\gamma$ -HCH auf.  $\beta$ -HCH und  $\delta$ -HCH wurden von keiner der untersuchten Arten aufgenommen. Die Rückstands-Höchstmenge von 0,1 mg/kg Lindan ( $\gamma$ -HCH) für Getreide wird bei den vorgestellten Bodengehalten noch um eine Größenordnung unterschritten.

Tab. 4.46: Transferfaktoren ( $TF_f$ ) für HCH-Isomeren bei Mais, Hafer und Winterweizen

Pflanzenart	$TF_f$ a-HCH	$TF_f$ g-HCH	$TF_f$ b-HCH	$TF_f$ d-HCH
<i>Boden [mg/kg]</i>	0,379	1,217	1,092	0,899
Mais	0,008	0,005	n.n.	n.n.
Hafer	0,005	0,010	n.n.	n.n.
Winterweizen	0,003	0,006	n.n.	n.n.

Quelle: NASH und HARRIS (1973)

#### Einfluß des Gehalts an Organischer Substanz

HEINRICH und SCHULZ (1996b) berichten von einem Gefäßversuch mit Mais auf unterschiedlichen Substraten und 4 Lindan- und Methoxychlor-Gehaltsstufen. Es wird eine streng negative Korrelation des Transfer Boden-Pflanze zum  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens mit  $r^2 = 0,82$  ermittelt. Bei den Boden-Kontaminationsvarianten (10, 50, 100 und 400 mg/kg TS) ergab sich ein positiver Zusammenhang zur Konzentration im Pflanzengewebe, wobei in der Variante mit 400 mg/kg ein starker Rückgang der Trockenmassebildung beobachtet wurde. Tabelle 4.47 zeigt neben abnehmender Pflanzengehalte im Lauf der Versuches und stärkere Anreicherung in der Wurzel, daß der Unterschied der  $C_{org}$ -Gehalte der beiden Substrate einen beträchtlichen Einfluß auf den Übergang in die Pflanze hat. Im vorliegenden Fall überschreitet der Lindangehalt im Sproß der humusärmeren Variante den Höchstmengenwert der Futtermittelverordnung (0,2 mg/kg  $TS_{88\%}$ ), wobei die humusreichere deutlich unter diesem Wert bleibt.

Tab. 4.47: Transfer von Lindan in Mais in Abhängigkeit vom  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens (Boden 50 mg/kg Lindan, Pflanzengehalte in [mg/kg TS])

Versuchdauer [d]	g-HCH-Gehalt Sproß	g-HCH-Gehalt Wurzel	$TF_t$ Sproß	$TF_t$ Wurzel
0,56 % $C_{org}$				
30	100,15	183,94	2,00	3,68
60	20,63	22,42	0,41	0,45
90	0,84	6,86	0,02	0,14
120	0,37	1,96	$7 \cdot 10^{-3}$	0,04
1,62 % $C_{org}$				
30	67,30	120,02	1,35	2,40
60	2,69	5,78	0,05	0,12
90	0,02	0,39	$4 \cdot 10^{-4}$	$7,8 \cdot 10^{-3}$
120	0,02	0,06	$4 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$

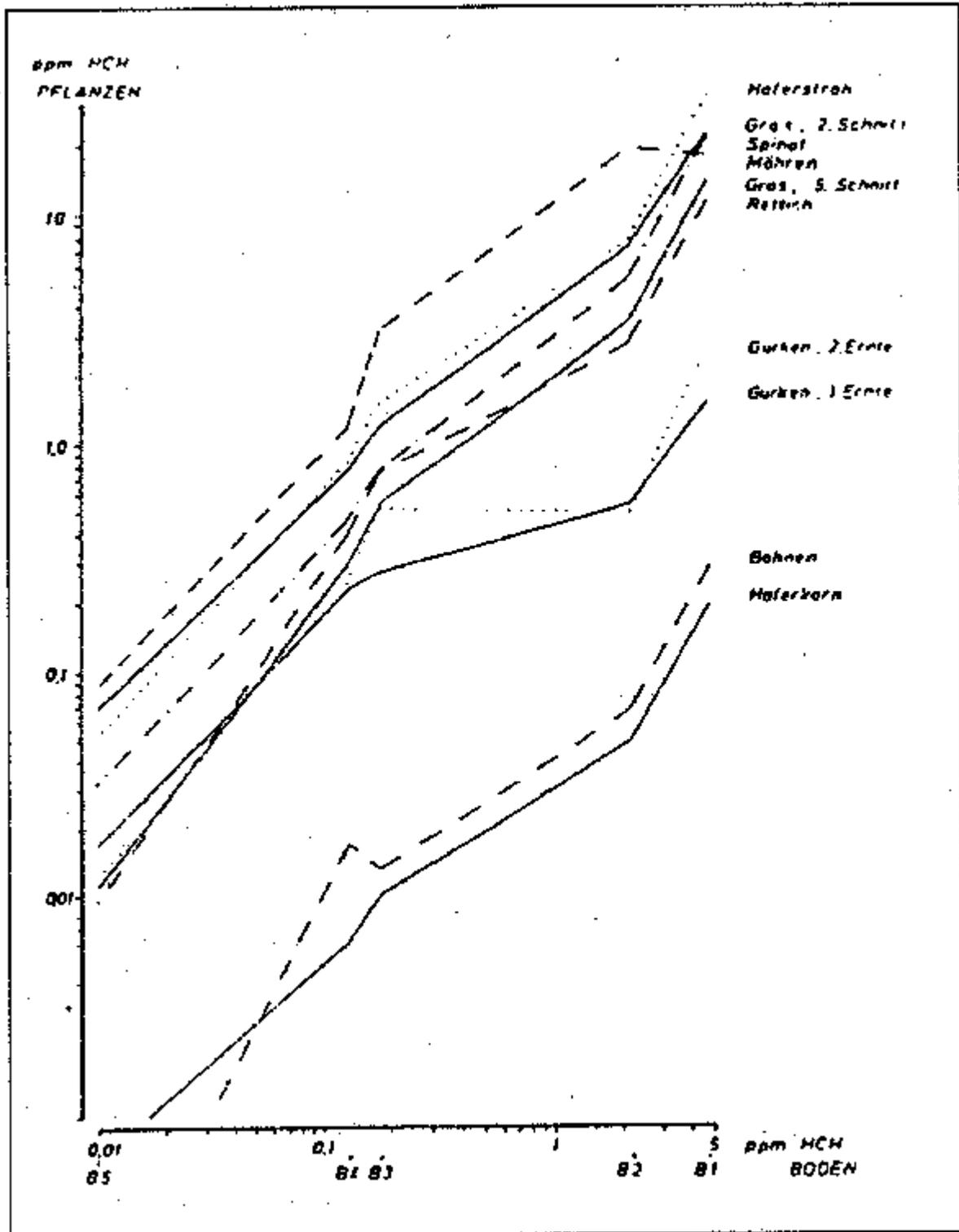
$TF_t$  errechnet, Quelle: HEINRICH und SCHULZ (1996b)

### Einfluß der Pflanzenart

VOERMAN und BESEMER (1975) fand in einem Feldversuch mit *Deutschem Weidelgras* auf u. a. mit Lindan kontaminiertem Standort einen Transferfaktor ( $TF_t$  von 0,29 für das Gras, bei einem Bodengehalt von 0,34 mg/kg. Die Rückstands-Höchstmengende der Futtermittelverordnung (0,2 mg/kg  $TS_{88\%}$ ) wurde nicht überschritten. Die Wurzeln zeigten mit einem  $TF_t$  von 6,47 ein enormes Anreicherungsvermögen (s. Tabelle 4.28, S. 112).

In einem Kontaminationsgebiet in Südhessen wurden verschiedene *Gemüsearten* auf ihren Gehalt an HCH untersucht (Abbildung 4.7). Hier wurden die Isomeren  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\delta$ - und  $\epsilon$ -HCH dargestellt, also kein Lindan. Von den untersuchten Pflanzen bzw. Pflanzenteilen enthielten Früchte weniger HCH als Wurzeln oder die vegetativen Sproßteile. Bei der Aufnahme von HCH fand zudem eine Verschiebung der Isomerenzusammensetzung in der Pflanze im Vergleich zum Boden statt. Während in einem der untersuchten Böden  $\delta$ -HCH dominierend war, enthielten die darauf wachsenden Pflanzen hauptsächlich  $\beta$ -HCH. An einem Standort, der hauptsächlich  $\beta$ -HCH enthielt, blieb das Verhältnis im Pflanzenaufwuchs erhalten (HEYN ET AL., 1980).

Abb. 4.7: S HCH verschiedener Pflanzenarten auf unterschiedlich stark kontaminierten Böden (aus HEYN ET AL. 1980, B1 = Ls4, 1,5 % OS, pH 6,8; B2 = St3, 1,4 % OS, pH 6,9; B3 = Ls4, 1,3 % OS, pH 7,1; B4 = Ls4, 1,4 % OS, pH 6,8; B5 = St3, 1,7 % OS, pH 7,0; Gehalte auf TS bezogen)



Diese Ergebnisse stehen teilweise im Widerspruch zu den Resultaten von NASH und HARRIS (1973), die für  $\beta$ -HCH keine Pflanzenaufnahme feststellen konnten (vgl. Tab. 4.46). Mit steigendem Bodengehalt nehmen bei allen untersuchten Pflanzenarten und -teile die HCH-Gehalte

zu. Bei *Bohnen* und *Haferkorn* ist das Anreicherungs-niveau ca. eine Größenordnung niedriger als bei den übrigen Arten. *Gurken* nehmen ab einer Bodenbelastung von ca. 0,2 mg/kg eine Zwischenstellung im Kontaminationsgrad ein. Die Rückstands-Höchstmenge für pflanzliche Lebensmittel von 0,02 mg/kg für  $\Sigma$  HCH-Isomere ohne Lindan wird somit bei *Spinat*, *Möhren*, *Gurken* und *Rettichen* schon bei einem Bodengehalt um 0,01 mg/kg überschritten. Bohnen und Haferkorn erreichen diesen Wert erst bei Bodengehalten um 0,5 mg/kg. Für Haferstroh sowie *Gras 2.* und *5.* Schnitt gelten die Höchstwerte der Futtermittelverordnung, die für  $\alpha$ -HCH auf 0,02 und für  $\beta$ -HCH bei 0,01 mg/kg festgelegt sind. Diese Werte werden ebenfalls bei einem Bodengehalt um 0,01 mg/kg bereits überschritten.

Aus umfangreichen Boden-Pflanzen-Untersuchungen wurden für eine Vielzahl von Nahrungs- und Futterpflanzen Transferfaktoren für HCH-Isomeren bestimmt (SCHAAF, 1990).  $\gamma$ -HCH scheint im Vergleich der einzelnen Isomere am stärksten aufgenommen zu werden (Tabelle 4.48). Vegetative Pflanzenteile weisen tendenziell einen höheren Transferfaktor auf, was gerade bei den Getreidearten beim Vergleich Korn-Stroh besonders deutlich wird. Zu beachten ist, daß die Transferfaktoren auf der Grundlage eines zum Teil geringen Probenumfangs errechnet wurden.

**Tab. 4.48. Transferfaktoren Boden-Pflanze einzelner HCH-Isomere für verschieden Nahrungs und Futterpflanzen**

Pflanzenart/-teil	n*	TF a-HCH	TF b-HCH	TF g-HCH	TF d-HCH	TF e-HCH
<i>Grüne vegetative Pflanzenteile, Rüben und Silagen</i>						
Gras	14	0,5	0,7	4,3	0,1	0
Rübenblatt	59	0,6	0,6	3,1	1	0
Luzerne	4	3,8	0	3,8	0,3	0
Grünmais	5	0,1	0,3	0,3	0,4	0,3
Maissilage	103	0,2	0,3	0,6	0,1	0,1
Zuckerrüben	5	0,2	0,4	1,2	0,8	1,3
Futterrüben	10	0,1	0,3	0,2	0,1	0
Petersilie	4	0,8	0,1	5,5	0	0
Schnittlauch	4	0,1	0,1	3	0	0,
Spinat	4	0	0,4	2,5	0	0
Zucchini	5	0,4	0,2	0,4	0,3	0,5
Möhren	2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,5
Gesamt	219	0-3,8	0-0,7	0,2-5,5	0-1	0-1,3
<i>Getreidekorn</i>						
Winterweizen	3	0	0	0	0	0

Roggen	4	0	0	0	0,1	0
Wintergerste	16	0	0	0,3	0	0
Hafer	8	0	0	0,1	0	0
Gesamt	31	0	0	0-0,3	0-0,1	0
<i>Getreidestroh</i>						
Winterweizen	11	0,4	0,3	3,1	0,3	0
Roggen	14	0,6	0,8	4,7	1	0,3
Wintergerste	46	0,5	1	4,4	1,9	0,1
Hafer	17	0,5	0,5	1,4	1,7	1,1
Gesamt	88	0,4-0,6	0,3-1,0	1,4-4,7	0,3-1,9	0-1,1
<i>Sonstige Früchte</i>						
Kartoffeln	14	0	0	0	0	0
Erbsen	8	0	0	0	0	0
Zwiebeln	15	0	0,1	0	0	0
Gemüsebohnen	2	0	0	0	0	0
Spargel	36	0	0	0	0	0
Rote Beete	4	0	0,1	0	0	0
Gesamt	79	0	0-0,1	0	0	0

\* n = Anzahl der Wertepaare, Quelle: SCHAAF (1990)

Aus der gleichen Arbeit stammt Tabelle 4.61 (S. 138), wo für  $\gamma$ -HCH teils beträchtlich höhere Transferfaktoren angegeben werden. Aus der Referenz konnte keine Erklärung für diese Unterschiede abgeleitet werden. So werden für *Gras, Klee, Kopfsalat, Rettich* und *Weizenstroh* eine Anreicherung von  $\gamma$ -HCH um Faktor 10 bis 30 angegeben. Selbst im Weizenkorn wird eine Anreicherung um den 4fachen Bodenwert errechnet, wobei für Möhren ein relativ niedriger Wert von 0,7 ermittelt wird. Diese Daten stehen in teils erheblichem Widerspruch zu den übrigen Arbeiten.

HEINISCH ET AL. (1991a) stellt umfangreiche Meßreihen Boden-Pflanze im Umfeld eines Deponiestandortes für Abfälle der Lindan-Produktion in der ehemaligen DDR vor. Die Ergebnisse werden auszugsweise ebenfalls dargelegt in HEINISCH ET AL. (1992); HEINISCH und KLEIN (1992) und HEINISCH ET AL. (1994). Es wurden die Isomere  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\delta$ -HCH sowohl in Pflanzen- als auch Bodenproben untersucht. In den Tabellen 4.49-4.51 sind die Ergebnisse in aggregierter Form dargestellt, wobei darauf hingewiesen werden muß, daß in einigen Fällen die Probenahmetermine für Pflanzen- und Bodenproben bis zu 5 Monaten auseinanderliegen. Partikelgebundener Eintrag (Staub) auf die Pflanzenoberfläche trat vor allem im Nahbereich des Deponiegeländes auf, was die teils sehr hohen Variationskoeffizienten erklärt. Die ermittelten Pflanzengehalte liegen alle über den zulässigen Rückstands-Höchstmengen, sowohl für Nahrungs- als auch für Futtermittel. Die Transferfaktoren aller 3 Isomeren nehmen bei fast allen Pflanzenarten mit zunehmendem Bodengehalt ab. Bei den Gramineen zeigen die vegetativen Sprossteile wieder deutlich höhere Akkumulation. Aufgrund der physiko-chemischen

Eigenschaften (geringerer Dampfdruck und geringere Wasserlöslichkeit gegenüber  $\alpha$ - und  $\delta$ -HCH) nimmt der relative Anteil an  $\beta$ -HCH im Laufe der Zeit sowohl in Boden als auch in den Pflanzen zu. *Kamille* wird von den Autoren aufgrund der hohen Gehalte an ätherischen Öle als Akkumulatorpflanze vor allem für das lipophile  $\beta$ -HCH eingestuft.

**Tab. 4.49: Transferfaktoren Boden-Pflanze von  $\alpha$ -HCH für verschieden Nahrungs- und Futterpflanzen in der Umgebung einer HCH-Deponie**

Pflanzenart	-teil	n*	Bodengehalt [mg/kg]	TF <sub>f</sub> Median	vc**
Getreide	-korn	1	0,1	6,000	-
		5	2,0-6,0	0,767	0,51
	-stroh	1	0,1	40,000	-
		2	4,0-6,0	3,167	2,12
Weizen	-korn	2	0,1	5,000	0,40
		2	1,0-6,0	0,867	0,50
	-stroh	1	0,1	600,000	-
		2	1,0-6,0	4,667	4,76
	-sproß	4	0,1-0,6	3,000	2,67
		5	2,0-6,0	0,350	1,15
		6	30,0-40,0	0,167	0,12
		1	400,0	0,003	-
Gerste	-korn	1	4,0	0,050	-
		1	4,0	0,200	-
Hafer	-sproß	2	0,1-0,8	4,500	0,11
		7	4,0-6,0	0,200	0,25
		3	120,0	0,013	0,04
		1	0,4	n.n.	-
Roggen	-sproß	1	2,0	0,400	-
		1	80,0	0,020	-
Mais	-sproß	6	0,5-6,0	3,267	1,15
		2	20,0	0,250	0,18
Kartoffel	-blatt	1	0,1	80,000	-
		1	6,0	1,333	-
	-knolle	2	40,0	0,003	$2,3 \cdot 10^{-3}$
		1	0,2	75,000	-
Zuckerrübe	-blatt	3	1,0	1,500	0,38
		1	20,0	0,020	-

	-wurzel	1	0,2	n.n.	-
		2	1,0	0,600	0,13
		1	20,0	0,020	-
Rüben	-blatt	3	0,05-0,8	4,250	6,62
		9	1,0-4,0	0,500	3,52
		1	120,0	0,008	-
	-wurzel	3	0,05-0,8	n.n.	-
		3	1,0-4,0	n.n.	-
	-sproß	1	4,0	0,200	-
Klee		2	4,0-4,8	0,102	1·10 <sup>-4</sup>
Luzerne		1	120,0	0,020	-
Wick-Hafer		1	320,0	0,050	-
Kamille		2	0,2	40,000	20,00
		1	2,0	1,000	-
		3	120,0-400,0	0,133	0,09

\* Anzahl der Wertepaare Boden-Pflanze \*\* Variationskoeffizient, Quelle: HEINISCH ET AL. (1991a)

**Tab. 4.50: Transferfaktoren Boden-Pflanze von b-HCH für verschieden Nahrungs- und Futterpflanzen in der Umgebung einer HCH-Deponie**

Pflanzenart	-teil	n*	Bodengehalt [mg/kg]	TF <sub>f</sub> Median	vc**
Getreide	-korn	3	0,15-0,6	0,229	0,09
		3	1,0-4,0	0,033	0,71
	-stroh	2	0,15-0,4	6,250	4,50
		2	3,0-4,0	1,583	1,06
Weizen	-korn	5	2,0-10,0	0,033	0,01
	-stroh	3	2,0-6,0	2,500	1,17
	-sproß	1	0,8	1,000	-
		8	1,2-8,0	0,219	0,35
		6	15,0-30,0	0,060	0,04
Gerste	-korn	1	8,0	0,013	-
	-sproß	1	8,0	0,050	-
Hafer	-sproß	1	0,5	4,000	-
		12	2,0-8,0	0,205	0,54
Roggen	-sproß	2	0,8	n.n.	-
		3	1,0-10,0	0,400	0,20

Mais	-sproß	8	1,0-8,0	0,292	0,11
Kartoffel	-blatt	2	0,4	2,375	1,59
		1	6,0	0,500	-
	-knolle	2	40,0	0,002	0
Zuckerrüben	-blatt	5	1,0-6,0	0,200	0,90
	-wurzel	4	1,0-6,0	0,213	0,16
Rüben	-blatt	3	0,6	3,333	1,56
		11	2,0-10,0	0,333	1,73
	-wurzel	1	0,6	0,250	-
		6	2,0-6,0	0,175	0,42
	-sproß	1	4,0	0,100	-
Grünfutter		2	0,6-0,8	0,792	0,53
Klee		3	1,2-4,0	0,667	0,54
Luzerne		1	5,0	0,800	-
Wick-Hafer		1	320,0	0,025	-
Kamille		5	1,5-6,0	0,400	0,60

\* Anzahl der Wertepaare Boden-Pflanze \*\* Variationskoeffizient, Quelle: HEINISCH ET AL. (1991a)

**Tab. 4.51: Transferfaktoren Boden-Pflanze von d-HCH für verschieden Nahrungs- und Futterpflanzen in der Umgebung einer HCH-Deponie**

Pflanzenart	-teil	n*	Bodengehalt [mg/kg]	TF <sub>f</sub> Median	vc**
Getreide	-korn	1	0,025	n.n.	-
		3	0,1-0,5	< 0,6	-
		2	1,0-1,5	< 0,3	-
	-stroh	2	0,025-0,1	10,000	20,00
		2	1,0-1,5	2,583	0,01
Weizen	-korn	3	0,2-0,5	< 0,2	-
		1	2,0	0,250	-
		1	20,0	0,010	-
	-sproß	1	0,1	2,500	-
		7	1,0-2,0	0,200	0,93
		2	10,0	< 0,02	-
Gerste	-korn	1	0,4	n.n.	-
	-sproß	1	0,4	0,750	-
Hafer	-sproß	1	0,01	200,000	-

		10	0,2-0,5	0,800	4,71
Roggen	-sproß	3	0,05-10,0	n.n.	-
Mais	-sproß	6	0,15-0,4	2,000	3,79
		2	1,0	0,750	0,17
Kartoffel	-blatt	1	0,1	20,000	-
	-knolle	1	1,0	0,400	-
Zuckerrübe	-blatt	3	0,2-0,5	2,000	0
		1	2,5	0,160	-
	-wurzel	2	0,2-0,5	< 1,6	-
		1	2,5	0,320	-
Rüben	-blatt	3	0,05	5,000	3,60
		6	0,1-0,5	2,250	10,28
		5	1,0-2,0	0,375	6,60
	-wurzel	3	0,05	n.n.	-
		3	0,1-0,5	0,078	0,06
		1	1,0	1,000	-
		1	1,0	0,200	-
Luzerne		1	2,0	1,500	-
Wick-Hafer		1	20,0	0,020	-
Kamille		5	0,2-1,0	1,000	3,04

\* Anzahl der Wertepaare Boden-Pflanze \*\* Variationskoeffizient, Quelle: HEINISCH ET AL. (1991a)

HEINISCH und KLEIN (1993) berichten von HCH-Untersuchungen von Boden und Pflanzen auf Acker- und Gemüsebauflächen in der ehemaligen DDR. Tabelle 4.52 zeigt die gemittelten Gehalte von *Rapsschoten*, wobei aufgrund der enormen Streubreiten nur eingeschränkte Aussagen gemacht werden können. Die Einzeldaten wurden hier leider nicht vorgestellt. Den erzielten Gehalten der Rapsschoten stehen die Rückstand-Höchstmengen von Ölsaaten von 1 mg/kg für Lindan und 0,1 mg/kg für HCH-Isomeren ohne  $\gamma$ -HCH gegenüber. Bemerkenswert ist der annähernd gleiche Anteil von  $\gamma$ -HCH in Boden wie in der Pflanze.

Tab. 4.52: Transfer Boden-Pflanze von S HCH für Rapsschoten

S HCH [µg/kg TS]	Boden n	Boden S	g-HCH %	SHCH [µg/kg FS]	Raps- schoten n	Raps- schoten s	g-HCH %	TF <sub>f</sub>
<i>lehmiger Sand</i>								
500,0*	8	175,0		125,0*	8	125,0		0,25
47,5**	8	30,0	88,5	18,5**	8	15,0	86,5	0,39
<i>sandiger Lehm</i>								
750,0*	8	215,0		125,0*	8	175,0		0,17
57,5**	8	40,0	87,0	25,0**	8	12,5	80,0	0,44

\* Dünnschicht, \*\* gaschromatographische Messung, Quelle HEINISCH und KLEIN (1993)

Bei den Gemüsearten (siehe Tabelle 4.53) läßt die Datenlage nur die Betrachtung von 2 der 4 vorgestellten Standorte zu. Auch hier liegt eine große Streubreite der Boden- und Pflanzengehalten vor. Der Anteil des  $\gamma$ -HCH überwiegt sowohl in den Pflanzen als auch im Boden. *Spinat* reichert am höher kontaminierten Standort mehr HCH an als *Lauch*, wohingegen bei niedrigem Bodengehalt kein HCH im Spinat nachgewiesen werden konnte, Lauch jedoch deutlich anreichert. Beim *Blumenkohl* zeigten nur die Blätter HCH-Anreicherung, wie auch *Zwiebellauch* höhere Gehalte zeigt als die Zwiebelknolle. Eine Überschreitung der Rückstands-Höchstmenge für Lindan (2,0 mg/kg FS) konnte bei keiner der Gemüsearten festgestellt werden, wobei der Lindananteil bei ca. 90 % liegt und Bezug auf FS bei den angegebenen Pflanzengehalten angenommen wird.

Tab. 4.53: Transfer Boden-Pflanze von S HCH für verschiedene Gemüsearten

	S HCH* [µg/kg]	TF	S HCH** [µg/kg]	TF
Lehm – 15 cm	125		520	
Spinat	n.n.	-	175	0,34
Lauch	100	0,80	135	0,26
Lehm – 15 cm	375		20	
Blumenkohlblatt	250	0,67		
Blumenkohlrose	n.n.	-		
Zwiebelknolle			25	1,25
Zwiebellauch			45	2,25

\* Dünnschicht-, \*\* gaschromatographische Messung, Quelle: HEINISCH und KLEIN (1993)

In einem Bericht zum Monitoring von Bodenkontaminationen in der Tschechischen und Slowakischen Republik stellt SCHLOSSEROVA (1994) Boden-Pflanzenpaare von 22 Versuchstationen bezüglich Lindanrückständen vor. Es lassen sich die in Tabelle 4.54 für *Feldfrüchte* und

in Tabelle 4.55 für *Luzerne* dargestellten Transferfaktoren bei unterschiedlichen Bodengehalten errechnen.

**Tab. 4.54: Transferfaktoren von Lindan für Gramineen und Rapssorten bei unterschiedlichen Bodengehalten**

Pflanzenart /-teil /-sorte	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>
<i>Boden [µg/kg]</i>	40	46	80
Winterweizen -korn	0,05	0,20	n.n.
Sommergerste -korn	n.n.	-	n.n.
Raps -korn			
<i>Jet Neuf</i>	0,40	-	-
<i>Silesia</i>	1,45	-	-
<i>Belinda</i>	1,58	-	-
<i>Solida</i>	0,68	-	-
<i>Darmor</i>	0,58	0,46	-
<i>Rubin</i>	0,75	0,70	-
<i>Cerea</i>	-	0,80	-
<i>Arabella 25</i>	-	2,74	-
<i>SL 506</i>	-	0,59	-
<i>SL 5090</i>	0,78	1,24	-
OP 08	-	2,07	-
OP 014	-	0,65	-

TF<sub>t</sub> errechnet, Quelle: SCHLOSSEROVA (1994)

**Tab. 4.55: Transferfaktoren von Lindan für mehrschnittige Luzerne bei unterschiedlichen Bodengehalten**

Pflanzenart	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>
<i>Boden [µg/g]</i>	21	144
Luzerne		
1. Schnitt	-	0,57
2. Schnitt	0,48	0,30
3. Schnitt	0,43	0,27
4. Schnitt	0,38	0,21

TF<sub>t</sub> errechnet, Quelle: SCHLOSSEROVA (1994)

Die Rückstands-Höchstmenge von 0,1 mg/kg für Getreide und 1 mg/kg bei Ölsaaten wird bei den vorliegenden Bodenwerten nicht überschritten. Unterschiede im Transfer zwischen den Arten und auch den Rapssorten sind jedoch deutlich ausgeprägt. So weisen die Gramineen

deutlich geringeren Transfer auf als Raps. Die Rapsorten unterscheiden sich in den Transferaten um ca. das 3fache. Mit steigendem Bodengehalt ist nur in der Tendenz ein Anstieg des Transfers zu erkennen. Die Rückstands-Höchstmenge für Lindan wird nicht überschritten. Bei der Luzerne verringert sich der Transfer mit jedem Folgeschnitt, wobei bei höherer Bodenbelastung niedrigere Transferraten ermittelt wurden. Der Höchstmengen-Wert der Futtermittelverordnung (0,2 mg/kg) wird von keiner Belastungsvariante erreicht.

ECKER und HORAK (1994) betrachten beim Öl des *Ölkürbis* auch den Transfer von Lindan. Es konnte im Gegensatz zu HCB (vgl. S. 124) keine Zunahme der Aufnahme mit steigendem Bodengehalt ermittelt werden, vielmehr sanken die Transferfaktoren mit steigendem Bodengehalt. Die untersuchten Bodengehalte lagen zwischen 11 und 40 µg/kg, die ermittelten Gehalte im Öl zwischen 0,025 und 0,04 mg/kg, womit die Rückstands-Höchstmenge für Ölsaaten von 1 mg/kg deutlich unterschritten wurde.

UHNAK ET AL. (1994) stellt Durchschnittsdaten der Belastung mit chlororganischen Pestiziden in der Slowakischen Republik vor. Für HCH kommt es bei Kartoffeln zu einer deutlichen Anreicherung; der Transferfaktor ( $TF_f$ ) für  $\Sigma$  HCH beträgt 4,2 bei einem durchschnittlichen Bodengehalt von 12 µg/kg ( $n = 219$  für Boden,  $n = 174$  für Pflanze). Bei der Betrachtung der Isomeren erreicht selbst das weniger mobile  $\beta$ -HCH einen  $TF_f$  von 3,5 und liegt somit noch über dem von  $\gamma$ -HCH ( $TF_f = 2,2$ ). Für  $\alpha$ -HCH errechnet sich ein  $TF_f$  von 3,75 und für  $\delta$ -HCH von 1,0. Die angegebenen Maximalwerte für Lindan wie auch der einzelnen Isomeren überschreiten die jeweiligen Rückstands-Höchstmengen (0,1 mg/kg FS Lindan bei Kartoffeln, 0,02 mg/kg FS HCH-Isomere außer Lindan) deutlich.

SCHULZ und KLIMANEK (1996) finden in den Stoppeln von *Gräsern* aus dem Überschwemmungsgebiet der Mulde höhere  $\beta$ -HCH-Gehalte als im übrigen Sproß. Zudem korrespondieren sie eher mit den gefundenen Bodengehalten, wohingegen die Gehalte im Gesamtsproß an den unterschiedlich belasteten Standorten kaum differenzieren. Die Bodengehalte des persistenten  $\beta$ -HCH liegen zwischen 10 und 30 mg/kg, die Gehalte im Sproß bei 3-5 mg/kg TS. Die Gehalte in den Stoppeln erreichen annähernd 50 mg/kg TS.

HEINRICH und SCHULZ (1996a) berichtet von einem Gefäßversuch mit Möhren auf unterschiedlich stark mit Organochlor-Pestiziden kontaminierten Böden. Von der höchstbelasteten Variante werden Daten zum Bodengehalt und Transferfaktoren angegeben. Aufgrund fehlender Informationen über die Bezugsgrößen FS bzw. TS sowie Anfangs- bzw. Endkonzentration kann nur eine tendenzielle Bewertung vorgenommen werden. Die Versuchsdauer betrug 160 Tage.

Die relative Anreicherung der HCH-Isomeren ist in den Feinwurzeln am höchsten, im Sproß am geringsten (siehe Tabelle 4.56). Die einzelnen Pflanzenteile zeigen deutliche Unterschiede im Isomerenmuster. So überwiegt der Transfer von  $\gamma$ -HCH im Sproß, von  $\alpha$ -HCH im Rübenkörper und von  $\beta$ -HCH in den Feinwurzeln. Die sehr hohen Bodengehalte von  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH bedingen ebenfalls extrem hohe Pflanzengehalte, wobei für diese beiden Isomeren die Rückstands-Höchstmenge deutlich überschritten ist. Es wurde, wie auch schon von HEINRICH und SCHULZ (1996b), S. 127 beobachtet, ein deutlich geringerer Frischmasseertrag auf diesem hohen Kontaminationsniveau ermittelt.

Tab. 4.56: Transferfaktoren von HCH-Isomeren für Möhren auf einem hochbelasteten Boden im Gefäßversuch

Schadstoff	Bodengehalt Beginn [mg/kg TS]	Bodengehalt Ende [mg/kg TS]	TF Sproß	TF Körper	TF Feinwurzeln	TF Gesamtpflanze
$\alpha$ -HCH	25,77	22,63	0,02	0,42	0,76	0,32
$\beta$ -HCH	198,07	202,50	0,02	0,12	0,90	0,21
$\gamma$ -HCH	0,43	0,52	0,12	0,19	0,63	0,21
$\delta$ -HCH	9,92	0,80	0,07	0,14	0,80	0,18
HCB	8,96	3,32	0,02	0,25	2,00	0,33

Quelle: HEINRICH und SCHULZ (1996a)

### 4.3.5 DDT und seine Metaboliten DDE und DDD

#### Einfluß des Bodengehaltes

ONSAGER ET AL. (1970) ermittelten in einem dreijährigen Feldversuch bei Zuckerrüben die Aufnahme von DDT auf einem lehmigen Standort. Sechs Monate nach der Applikation von DDT lag im Boden wie auch in den Pflanzen folgendes Verhältnis der DDT-Metaboliten vor p,p'-DDT 76 %, o,p'-DDT 16 % und p,p'-DDE 11 %. Die Zuckerrüben zeigten somit keine Präferenz in Aufnahme bestimmter DDT-Isomere.

Der Transferfaktor im Anwendungsjahr lag für alle Bodengehaltsstufen bei 0,02, d. h., die Pflanzenaufnahme stieg linear mit dem Bodengehalt. In den Folgejahren konnte dieser Trend nicht bestätigt werden. Die zulässige Rückstands-Höchstmenge von 0,05 mg/kg FS wurde bei einem Bodengehalt von ca. 1,0 mg/kg FS erreicht.

Tab. 4.57: Transfer von DDT in Zuckerrüben bei unterschiedlichen Bodengehalten

Anwendungs-jahr Boden [mg/kg]	Anwendungs-jahr TF*	1. Jahr nach Anwendung Boden [mg/kg]	1. Jahr nach Anwendung TF*	2. Jahr nach Anwendung Boden [mg/kg]	2. Jahr nach Anwendung TF*
1,18	0,02	0,19	< 0,05	0,16	0,06
1,84	0,02	0,33	0,03	0,28	0,04
5,12	0,02	0,74	0,05	0,64	0,06
9,94	0,02	1,13	0,09	1,57	0,04
14,38	0,02	2,55	0,04	2,10	0,05
14,47	0,02	3,32	0,05	3,18	0,05

\* DDT-Gehalte bei Pflanzen- und Bodenmaterial auf FS bezogen, TF berechnet, Quelle: ONSAGER ET AL. (1970)

## Einfluß von Umwandlungsprozessen

VOERMAN und BESEMER (1975) stellen für *Deutsches Weidelgras* Transferfaktoren ( $TF_t$ ) für p,p'-DDT, o,p'-DDT und p,p'-DDE vor (s. Tabelle 4.28, S. 112). Die höchste Anreicherungstendenz im Gras ist für DDE mit  $TF_t$  von 0,62 zu verzeichnen. Die Wurzeln akkumulieren alle drei Metaboliten um ein Vielfaches stärker, p,p-DDT erreicht hier mit 7,1 den höchsten Transfer. Die Rückstands-Höchstmenge der Futtermittelverordnung ist bei weitem überschritten.

PYLYPIW ET AL. (1991) untersuchten das Aufnahmeverhalten von *Kürbissen* und *Möhren* bezüglich DDT und seinen Metaboliten. In keiner Pflanzenprobe konnte DDT nachgewiesen werden. Somit nahmen diese Pflanzen entweder kein DDT auf, sondern schon die Metaboliten selbst, oder DDT wurde direkt nach der Aufnahme in der Pflanze metabolisiert. Nach Pylypiw ET AL. scheint der erste Prozeß wahrscheinlicher zu sein, da die Pflanzenverfügbarkeit der Metaboliten etwas höher ist. TDE wurde im Boden nicht gefunden, in den Pflanzen konnte es jedoch vereinzelt nachgewiesen werden.

Tab. 4.58: DDT und seine Metaboliten in Kürbis und Möhre [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ]

Pflanzenart/-teil	DDT	DDE	TDE*
Boden	280 $\pm$ 186	947,0 $\pm$ 475,0	0
Kürbis Frucht	0	5,6 $\pm$ 3,5	0,9 $\pm$ 0,9
Stengel	0	29,0 $\pm$ 6,9	3,0 $\pm$ 3,0
Blätter	0	5,0 $\pm$ 1,0	0,5 $\pm$ 0,5
Möhre Wurzel	0	20,0 $\pm$ 13,0	1,5 $\pm$ 1,5
oberer Teil	0	9,0	0

\* 4,4'-DDD, Quelle: PYLYPIW ET AL. (1991)

## Einfluß der Pflanzenart

HARRIS und SANS (1967) untersuchten verschiedene Gemüsearten und Substrate auf den Transfer von chlororganischen Pestiziden (siehe auch S. 110). DDT wird hiernach nur schwer von *Wurzelgemüse* und *Zwiebeln* aus dem Boden aufgenommen. Bei DDT-Bodengehalten unter 0,5 mg/kg konnte in den untersuchten Gemüsesorten kein bzw. nur Spuren von DDT nachgewiesen werden (Tabelle 4.59). Im Moorboden mit 66,5% OS wurden auch bei sehr hohen Bodengehalten nur geringe Gehalte in den Pflanzen ermittelt. Von DDE wurden nur Spuren, von DDD keine Rückstände nachgewiesen. Die Rückstands-Höchstmenge (0,05 mg/kg) wurde nicht erreicht.

**Tab. 4.59: Boden- und Pflanzengehalte von DDT, DDE und DDD in Wurzelgemüse und Zwiebeln auf unterschiedlichem Substrat**

	sandiger Lehm DDT	sandiger Lehm DDE	sandiger Lehm DDD	Ton DDT	Ton DDE	Ton DDD	Moor DDT	Moor DDE	Moor DDD
<b>Boden*</b>	0,16	0,04	n.n.	0,36	0,08	n.n.	14,1	0,64	0,64
<b>Möhren**</b>	n.n.	S	n.n.	S	S	n.n.	0,01	S	n.n.
<b>Rettiche**</b>	n.n.	S	n.n.	S	S	n.n.	0,01	S	n.n.
<b>Runkelrübe**</b>	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	S	n.n.	n.n.
<b>Zwiebeln**</b>	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

\* [mg/kg TS), \*\* [mg/kg FS], S = Spuren (0,01 mg/kg), Quelle: HARRIS und SANS (1967)

Aus KAMPE (1987) lassen sich Transferfaktoren für  $\Sigma$  DDT errechnen (siehe Tabelle 4.60). Bei den Daten handelt es sich um Mittelwerte aus bundesweiten Langzeitversuchen mit Klärschlamm, das Kontaminationsniveau ist eher gering. Ein Transfer von DDT konnte nur für *Möhren*, *Gras* sowie *Mais-* und *Weizenstroh* festgestellt werden. Die angegebenen Mittelwerte der Pflanzengehalte lagen um eine Größenordnung unter der Rückstands-Höchstmenge von 0,05 mg/kg, lediglich die DDT-Gehalte der Möhren lagen etwas höher bei 0,01 mg/kg.

**Tab. 4.60: Transferfaktoren von S DDT für verschiedene Pflanzen**

Pflanzenart/-teil	TF <sub>f</sub>	TF <sub>f</sub>
<i>Boden [mg/kg]</i>	0,032	0,058
Weizen -korn	n.n.	n.n.
-stroh	0,06	0,03
Mais -korn	n.n.	n.n.
-stroh	0,19	0,07
Kartoffeln	n.n.	n.n.
Zuckerrüben	n.n.	n.n.
-blatt	n.n.	n.n.
Klee	n.n.	n.n.
Gras	0,19	0,12
Kopfsalat	n.n.	n.n.
Rettich	n.n.	n.n.
Möhren	0,38	0,10

Errechnet aus Mittelwerten, Quelle: KAMPE (1987)

Aus Langzeitversuchen mit Klärschlamm wurden für verschiedene chlororganische Pestizide Transferfaktoren für den Pfad Boden-Pflanze errechnet (SCHAAF, 1990). Die Tabelle 4.61 zeigt die Ergebnisse für eine Reihe von Gemüsearten und Futterpflanzen.  $\gamma$ -HCH scheint von den

untersuchten Pestiziden am stärksten akkumuliert zu werden, während DDT, Dieldrin und HCB gar nicht bzw. nur in geringem Maße aufgenommen werden. Die Transferfaktoren für  $\gamma$ -HCH liegen bei der gleichen Pflanzenart zum Teil deutlich höher als die Werte in der Tabelle 4.48, S. 129. Aus der Referenz selbst ist keine Erklärung dafür ableitbar. Zu beachten ist, daß die Ergebnisse auf einem zum Teil geringen Probenumfang beruhen.

**Tab. 4.61: Transferfaktoren chlororganischer Pestizide für verschiedene Nahrungs- und Futterpflanzen Pflanze Transferfaktoren (TF)**

Pflanze	n*	TF g-HCH	TF S DDT	TF Dieldrin	TF HCB
<u>Grüne, vegetative Pflanzenteile, Rüben und Silagen</u>					
Gras	6	9,9	1,0	0	0,3
Rübenblatt	5	2,6	0	0	0
Klee	4	19,2	0	0	0
Kopfsalat	4	13,7	0,1	2,6	0
Zuckerrüben	5	0	0	0	0,2
Kartoffeln	4	7,1	0	1,2	0,3
Möhren	5	0,7	0,1	2,0	0,4
Rettich	2	30,1	0	0	0
<u>Getreide – Korn</u>					
Weizen	4	3,9	0	0	0
Mais	3	0	0	0	0
<u>Getreide – Stroh</u>					
Weizen	4	27,3	0,4	0,6	1,0
Mais	3	8,1	0,1	0,1	0,1

\* n = Anzahl der Wertepaare, Quelle: SCHAAF (1990)

HEINISCH und KLEIN (1993) berichten in den schon auf Seite 130 vorgestellten Untersuchungen auch von DDT-Gehalten in Böden und Pflanzen auf Acker- und Gemüsebauflächen der ehemaligen DDR. Tabelle 4.62 zeigt die gemittelten Ergebnisse von *Rapsschoten*, wobei auch hier die Werte stark streuen und somit nur tendenzielle Aussagen möglich sind. Bei den hohen bis sehr hohen DDT-Bodengehalten wird auch die Rückstands-Höchstmenge (0,05 mg/kg FS) deutlich überschritten (siehe Tabelle 4.62). DDE liegt an beiden Standorten mit leicht höherem Anteil in der Rapsschote vor als im Boden. Der Transfer scheint auf lehmigem Sand etwas geringer als auf sandigem Lehm.

Tab. 4.62: Transfer Boden-Pflanze von S DDT für Rapsschoten

Boden S DDT [µg/kg TS]	Boden DDE [%]	Rapsschoten S DDT [µg/kg TS]	Rapsschoten DDE [%]	Rapsschoten TF <sub>f</sub>
<i>lehmiiger Sand</i>				
1000*		250*		0,25
460**	40	100**	45	0,22
<i>sandiger Lehm</i>				
1250*		500*		0,40
515**	48	155**	55	0,30

\* Dünnschicht \*\* gaschromatographische Messung, TF<sub>f</sub> errechnet, Quelle: HEINISCH und KLEIN (1993)

Bei den Gemüsearten (Tabelle 4.63) überwiegt der Anteil von DDE sowohl in den Pflanzen als auch im Boden. Eine Anreicherung von DDT wird für die *Zwiebelknolle* mit TF 1,6 festgestellt, für *Lauch* und *Spinat* ist der Transfer bei ähnlichem Bodengehalt mit 0,16 bzw. 0,08 vergleichsweise gering. Bei hohen Bodengehalten geht der Transfer relativ zurück, hier zeigen die *Blumenkohlblätter* den höchsten Transfer. Außer Spinat am geringer kontaminierten Standort erreichen bzw. überschreiten alle Gemüsearten den Rückstands-Höchstmenge wert von 0,05 mg/kg.

Tab. 4.63: Transfer Boden-Pflanze von S DDT für verschiedene Gemüsearten

Pflanzenart/-teil	S DDT* [µg/kg]	TF	S DDT** [µg/kg]	TF
<i>Lehm - 15 cm</i>	1000		395	
Spinat	50	0,05	30	0,08
Lauch	50	0,05	65	0,16
<i>Lehm - 15 cm</i>	750		410	
Blumenkohl: -blatt	250	0,33		
Blumenkohl: -rose	100	0,13		
Zwiebel: -knolle			670	1,63
Zwiebel: -lauch			240	0,59

\* Dünnschicht \*\* gaschromatographische Messung, TF<sub>f</sub> errechnet, Quelle: HEINISCH und KLEIN (1993)

Im bereits erwähnten Bericht zur Bodenbelastungssituation in Tschechien und der Slowakei stellt SCHLOSSEROVA (1994) auch Transferdaten von DDT vor (Tabellen 4.64 und 4.65). Bei den Gramineen ist nur für *Winterweizen* Transfer nachweisbar. Die *Rapssorten* unterscheiden sich deutlich, wobei eine Spanne von nicht nachweisbarem Transfer bis zu TF 1,8 ermittelt wurde. Wenn DDT-Transfer für Raps festgestellt wurde, liegt das Niveau meist deutlich über dem

von Winterweizen. Eine Überschreitung der Rückstands-Höchstmenge konnte für die Rapssorten *Cerea*, *SL 509*, *OP 08* und *OP 014* beobachtet werden.

**Tab. 4.64: Transferfaktoren von DDT für Gramineen und Rapssorten bei unterschiedlichen Bodengehalten**

Pflanze	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>
Boden [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ]	42	112	364
Winterweizen	0,07	0,13	n.n.
Sommergerste	n.n.	-	n.n.
Raps (-sorte)			
<i>Jet Neuf</i>	n.n.	-	-
<i>Silesia</i>	n.n.	-	-
<i>Belinda</i>	n.n.	-	-
<i>Solida</i>	0,07	-	-
<i>Darmor</i>	0,60	0,29	-
<i>Rubin</i>	n.n.	0,16	-
<i>Cerea</i>	-	1,21	-
<i>Arabella 25</i>	-	-	
<i>SL 506</i>	-	0,32	
<i>SL 5090</i>	n.n.	1,80	-
<i>OP 08</i>		0,44	-
<i>OP 014</i>		0,66	-

TF<sub>t</sub> errechnet, Quelle: SCHLOSSERNOVA (1994)

**Tab. 4.65: Transferfaktoren von DDT für mehrschnittige Luzerne bei unterschiedlichen Bodengehalten**

Pflanzenart	TF <sub>t</sub>	TF <sub>t</sub>
Boden [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ]	108	158
Luzerne		
1. Schnitt	-	0,25
2. Schnitt	0,17	0,18
3. Schnitt	n.n.	0,11
4. Schnitt	0,02	0,03

TF<sub>t</sub> errechnet, Quelle: SCHLOSSEROVA (1994)

Der Transfer bei *Luzerne* nimmt mit jedem weiteren Folgeschnitt ab, das Niveau bleibt bei beiden Bodengehalten jedoch gleich, was auf eine lineare Abhängigkeit von Transfer und Boden-

gehalt hindeutet. Die Rückstands-Höchstmenge der Futtermittelverordnung wurde nicht überschritten.

Wie auf Seite 136 schon erwähnt, berichten UHNAK ET AL. (1994) von Durchschnittsdaten der Belastung mit chlororganischen Pestiziden in Slowakien. Es werden auch Daten zum Transfer von DDT in *Kartoffeln* genannt. Der mittlere Transferfaktor für p,p'-DDT liegt hier bei 0,15 (Boden 67 µg/kg), für p,p'-DDE bei 0,56 (Boden 25 µg/kg). In der höheren Transferrate bei geringerem Bodengehalt spiegelt sich die höhere Mobilität von DDE gegenüber der Muttersubstanz DDT wieder. Für  $\Sigma$  DDT wird ein Transferfaktor von 0,37 errechnet, bei einem mittleren Bodengehalt von 92 µg/kg. Die Rückstands-Höchstmenge von 0,05 mg/kg FS wird von den mittleren Pflanzengehalten nicht überschritten, die angegebenen Maximalwerte liegen jedoch bis Faktor 9 darüber.

#### 4.3.6 Zusammenstellung von referierten und neu berechneten Transferfaktoren Boden - Pflanze für Organochlorpestizide

Die folgende Tabelle 4.66 faßt die für die einzelnen chlororganischen Pestizide aus den Literaturangaben übernommenen oder neu berechneten Transferfaktoren zusammen, getrennt nach Einzelwirkstoff bzw. Metaboliten und Pflanzenarten. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde eine aggregierte Darstellungsform der Bodengehalte und Transferfaktoren in Wertespanssen gewählt. Für eine genauere Beurteilung der Einzeldaten sind die transferbestimmenden Faktoren zu berücksichtigen, die in der Beschreibung der Einzelreferenzen erläutert werden.

**Tab. 4.66: Zusammenstellung von referierten und neu berechneten Transferfaktoren Boden-Pflanze für Organochlorpestizide**

Pflanzenart	-Teil/-Sorte	n	Bodengeh. [mg/kg]	Transferfaktoren	TF	Referenzen, Bemerkungen
<b>Aldrin</b>						
Möhre		3	0,12-7,74	0-0,038	f	HARRIS u. SANS (1967)
Rettich		3	0,12-7,74	0	f	
Zwiebel		3	0,12-7,74	0	f	
Runkelrübe		3	0,12-7,74	0	f	
<b>S Aldrin, Dieldrin</b>						
Kartoffel	geschält	2	1,025/1,04	0,059/0,096	f	KLEIN ET AL. (1973) und
	Schale	2	1,025/1,05	0,61/1,62	f	KOHLI ET AL. (1973b)
	Wurzel	2	1,025/1,06	2,28/3,78	f	
Zuckerrübe	Blatt	2	1,33/1,32	0,03/0,038	f	
	geschält	2	1,33/1,32	0,045/0,038	f	
	Schale	2	1,33/1,32	0,57/0,35	f	
		18	< 0,01-2,84	0-0,34	ff	ONSAGER ET AL. (1970)

<b>Dieldrin</b>						
Kohlrabi	Blatt		2,628	0,009	f	KOHLI ET AL. (1973a)
Kohlrabi	dürres Blatt		2,628	0,041	f	
Kohlrabi	geschält		2,628	0,004	f	
Kohlrabi	Schale		2,628	0,051	f	
Kohlrabi	Wurzel		2,628	0,293	f	
Kopfsalat		2	0,011/0,009	0/0,222	f	KAMPE (1987), x!
Kopfsalat		4	?	2,6	?	SCHAAF (1990)
Möhre	Blatt		0,69	0,051	f	KOHLI ET AL. (1973a)
Möhre	Wurzel		0,69	0,196	f	
Möhre		2	0,011/0,009	0,455/0,889	f	KAMPE (1987), x!
Möhre		3	0,49-3,87	0,245-0,005	f	HARRIS und SANS (1967)*
Möhre		5	?	2	?	SCHAAF (1990)
Rettich		2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), V
Rettich		2	?	0	?	SCHAAF (1990)
Rettich		3	0,49-3,87	0,003-0,057	f	HARRIS und SANS (1967)
Zwiebel		3	0,49-3,87	0-0,023	f	
Weizen	Korn	2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Weizen	Korn	4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), V
Weizen	Stroh	4	?	0,6	?	SCHAAF (1990)
Weizen			0-25	0,02	f	WHEELER ET AL. (1967)
Kartoffel		2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Kartoffel		4	?	1,2	?	SCHAAF (1990)
Zuckerrübe	Blatt	2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Zuckerrübe		2	0,011/0,009	0/0		f
Zuckerrübe		5	?	0	?	SCHAAF (1990)
Gras		2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Gras			0-12	0,01	f	WHEELER ET AL. (1967)
Gras		6	?	0	?	SCHAAF (1990)
Gras		4	0,12-0,48	0,046-0,15	t	CULLEN und CONNELL (1994)
Klee		2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), x!

Klee		4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Körnermais	Korn	2	0,011/0,009	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Körnermais	Stroh	2	0,011/0,009	0/0	f	
Luzerne			0-18	0,01	f	WHEELER ET AL. (1967)
Mais	Korn	3	?	0	?	SCHAAF (1990)
Mais	Sproß	18	0,62-4,9	0,90-0,015	t	BEESTMAN ET AL. (1969)
Mais	Stroh	3	?	0,1	?	SCHAAF (1990)
Mais			0-25	≈0,002	f	WHEELER ET AL. (1967)
Rübe	Blatt	5	?	0	?	SCHAAF (1990)
Runkelrübe		3	0,49-3,87	0,041-0	f	HARRIS und SANS (1967)*
Weidelgras	Gras		7,65	0,052	f	VOERMAN und BESE- MER (1975)
Weidelgras	Wurzel		7,65	9,870	f	
<b>Endrin</b>						
Möhre	4 Sorten	5	3,6	0,278-0,778	ff	HERMANSON ET AL. (1970)
Möhre	6 Sorten	8	3,2	0,375-1,25	ff	
Möhre		2	0,12/8,91	0/0,007	f	HARRIS und SANS (1967)
Rettich		2	0,12/8,91	0/0,004	f	
Zwiebel		2	0,12/8,91	0/0	f	
Runkelrübe		2	0,12/8,91	0/0	f	
<b>Chlordan</b>						
Kohlrübe		2	2,2/2,4	0,005/0,004	f	STEWART (1975)
Möhre		2	2,2/2,4	0,032/0,108	f	
Pastinak		2	2,2/2,4	0/0,1	f	
Kartoffel		2	2,2/2,4	0,014/0,017	f	
Zuckerrübe		18	0,17-6,62	0,02-0,34	ff	ONSAGER ET AL. (1970)
Runkelrübe		2	2,2/2,4	0,005/0,013	f	STEWART (1975)
<b>a-Chlordan</b>						
Möhre		6	0,47-6,5	0,003-0,195	f	HARRIS und SANS (1975)

Rettich		6	0,47-6,5	0,003-0,524	f	
<b>g-Chlordan</b>						
Möhre		6	0,15-2,2	0,005-0,197	f	HARRIS und SANS (1975)
Rettich		6	0,15-2,2	0,007-0,747	f	
Hirse	Millet	5	0,181-0,159	0,113-< 0,028	t	SINGH ET AL. (1992)*
Hirse	Sorghum	6	0,160-0,138	< 0,031-0,036	t	
Klee	Alex.-klee	9	0,206-0,170	< 0,024-0,117	t	
Klee	Weißklee	12	0,132-0,176	< 0,030-0,182	t	
Luzerne		8	0,139-0,191	0,151-< 0,026	t	
Soja		4	0,116-0,148	< 0,035-0,159	t	
Weidelgras		5	0,141-0,124	< 0,035-0,040	t	**
<b>Heptachlor</b>						
Gras			0,16/0,35	< 0,03-0,04	t	CULLEN und CONNELL (1994)
Hirse	Millet	5	0,212-0,240	0,03-< 0,03	t	SINGH ET AL. (1992)
Hirse	Sorghum	6	0,182-0,212	< 0,04-0,04	t	
Klee	Alex.-klee	9	0,318-0,226	0,06-0,12	t	
Klee	Weißklee	12	0,177-0,234	0,03-0,22	t	
Luzerne		8	0,265-0,195	0,03-0,23	t	
Soja		4	0,210-0,187	0,04-0,2	t	
Weidelgras		5	0,229-0,182	0,03-0,43	t	
<b>Hexachlorbenzol (HCB)</b>						
Feldsalat			2,015	≈ 0,019	?	HÄFNER (1975a,b)
Kopfsalat		4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Kopfsalat		2	0,013/0,01	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Salat	Außenblatt	3	0,031-0,221	0-0,91	f	DEJONCKHEERE ET AL. (1975)
Salat	Innenblatt	3	0,031-0,222	0-0,42	f	
Salat		3	0,031-0,220	0-0,50	f	
Salat	Feinwurzel	2	1	691,0/116,0	t	SCHROLL u. SCHEUNFRT (1992c)
Salat	Pfahlwurzel	2	1	310,0/5,5	t	
Salat	Sproß	2	1	4,5/0,2	t	
Kresse			2,015	≈ 0,007	?	HÄFNER (1975a,b)

Möhre	Blatt	4	0,082-8,4	3,532-0,054	f	WANG und JONES (1994)*
Möhre	Feinwurzel		8,96?/3,34?	2	?	HEINRICH und SCHULZ (1996a)
Möhre	Gesamtpfl.		8,96?/3,34?	0,33	?	
Möhre	geschält	2	0,044/0,400	0/0,04	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Möhre	geschält	4	0,082-8,3	0,008-0,053	f	WANG und JONES (1994)*
Möhre	Körper		8,96?/3,33?	0,25	?	HEINRICH und SCHULZ (1996a)
Möhre	Pfahlwurzel	2	1	976,0/1,6	t	SCHROLL Und SCHEU-NERT (1992c)
Möhre	Schale	2	0,044/0,400	1,32/1,03	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Möhre	Schale	4	0,082-8,2	1,316-0,03	f	WANG und JONES (1994)1
Möhre	Sproß	2	1	53,0/0,4	t	SCHROLL und SCHEU-NERT (1992c)
Möhre	Sproß		8,96?/3,32?	0,02	?	HEINRICH und SCHULZ (1996a)
Möhre		3	0,044-3,950	0,25-0,13	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Möhre		2	0,044/0,400	0,32/0,30	f	
Möhre		5	?	0,4	?	SCHAAF (1990)
Möhre		2	0,013/0,01	0,077/0,8	f	KAMPE (1987), x!
Ölkürbis	Öl	31	$7,4 \cdot 10^{-4}$ -0,202	7,11-86,25		ECKER und HORAK (1994)
Petersilie			2,015	≈ 0,05	?	HÄFNER (1975a,b)
Radieschen	geschält	2	0,044/0,400	0,16/0,05	f	WALLNÖFER ET AL. (1975)
Radieschen	Schale	2	0,044/0,400	0,25/0,12	f	
Radieschen		3	0,044-3,950	0-0,01	f	
Radieschen		2	0,044/0,400	0,18/0,08	f	
Rettich		2	?	0	?	SCHAAF (1990)
Rettich		2	0,013/0,01	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Gerste	Korn	13	0,2-0,8	0,021	t	ECKSTEIN und SEIBOLD (1989), x!
Gerste	Stroh	16	0,2-0,9	0,056	t	

Hafer	Sproß	2	1	3,3/0,3	t	SCHROLL u. SCHEU- NERT (1992c)
Hafer	Wurzel	2	1	5,3/7,2	t	
So.-Weizen	Gesamtpfl.	3	0,695-2,59	0,552-0,478	t	SOTIRIOU ET AL. (1994)
So.-Weizen	Korn	3	0,695-2,59	0,013-0,003	t	
So.-Weizen	Stroh	3	0,695-2,59	0,256-0,135	t	
So.-Weizen	Wurzel	3	0,695-2,59	2,652-2,561	t	
Weizen	Korn	4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Korn	2	0,013/0,01	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Weizen	Korn	15	0,2-0,6	0,022	t	ECKSTEIN und SEI- BOLD (1989), x!
Weizen	Stroh	4	?	1	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	2	0,013/0,01	0,385/0,2	f	KAMPE (1987),
Weizen	Stroh	8	0,2-0,7	0,064	t	ECKSTEIN und SEI- BOLD (1989), x!
Kartoffel		4	?	0,3	?	SCHAAF (1990)
Kartoffel		2	0,013/0,01	< 0,08/< 0,1	f	KAMPE (1987), x!
Raps	Feinwurzel	2	1	62,0/53,0	t	SCHROLL u. SCHEU- NERT (1992c)
Raps	Pfahlwurzel	2	1	61,0/2,5	t	
Raps	Sproß	2	1	2,6/0,02	t	
Tabak	Blatt 12. Wo	3	0,695-2,59	0,101-0,024	t	SOTIRIOU ET AL. (1994)*
Tabak	Blatt 14. Wo	3	0,695-2,59	0,017-0,004	t	*
Tabak	Blatt 6. Wo	3	0,695-2,59	0,004-0,001	t	
Tabak	Blatt 8. Wo	3	0,695-2,59	0,004-0,001	t	*
Tabak	Gesamtpfl.	3	0,695-2,59	0,079-0,05	t	*
Tabak	Sproßachse	3	0,695-2,59	0,012-0,007	t	
Tabak	Wurzel	3	0,695-2,59	0,403-0,191	t	*
Zuckerrübe	Blatt	2	0,013/0,01	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Zuckerrübe		5	?	0,2	?	SCHAAF (1990)
Zuckerrübe		2	0,013/0,01	< 0,08/< 0,1	f	KAMPE (1987), x!
Futterrübe		8	0,2-0,19	0,15	t	ECKSTEIN und SEI- BOLD (1989), x!
Gras	1. Schnitt	7	0,0005-0,080 7	0,36-0,006	t	MURL (1991)*, Immis- sionen?!
Gras	2. Schnitt	2	0,0005/0,001	0,68/0,15	t	

			6			
Gras	2. Schnitt	4	0,0028-0,080	0,246-0,024	t	
			7			
Gras		6	?	0,3	?	SCHAAF (1990)
Gras		2	0,013/0,01	< 0,08/0	f	KAMPE (1987), x!
Klee		4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Klee		2	0,013/0,01	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Körnermais	Korn	2	0,013/0,01	0/0	f	
Körnermais	Stroh	2	0,013/0,01	<0,08/<0,1	f	
Luzerne	1. Schnitt	7	0,2-0,14	0,17	t	ECKSTEIN u. SEIBOLD (1989), x!
Luzerne	2. Schnitt	7	0,2-0,15	0,124	t	
Mais	Korn	3	?	0	?	SCHAAF (1990)
Mais	Sproß	2	1	6,9/0,1	t	SCHROLL u. SCHEUNERT (1992c)
Mais	Stroh	3	?	0,1	?	SCHAAF (1990)
Mais	Wurzel	2	1	9,5/8,0	t	SCHROLL u. SCHEUNERT (1992c)
Mais	Kolben	4	0,2-0,10	<0,002	t	ECKSTEIN und SEIBOLD (1989), x!
Mais	Silomais	9	0,2-0,11	0,026	t	
Rotklee	1. Schnitt	8	0,2-0,12	0,148	t	
Rotklee	2. Schnitt	8	0,2-0,13	0,1	t	
Rübe	Blatt	5	?	0	?	SCHAAF (1990)
Rübe	Blatt	8	0,2-0,18	0,122	t	ECKSTEIN und SEIBOLD (1989), x!
Weidelgras	1. Schnitt	7	0,2-0,16	0,131	t	
Weidelgras	2. Schnitt	7	0,2-0,17	0,081	t	
<b>S Hexachlor-cyclohexan (HCH)</b>						
Blumenkohl	Blatt		0,125	0,670	?	HEINISCH ET AL. (1991a)
Blumenkohl	Rose		0,125	0	?	
Lauch		2	0,125/0,52	0,8/0,26	?	
Spinat		2	0,125/0,52	0/0,34	?	
Zwiebel	'Knolle'		0,52	1,250	?	
Zwiebel	Lauch		0,52	2,250	?	

Kartoffel			0,012	4,2	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Raps	Schote	4	0,048-0,75	0,39-0,17	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!*
<b>g-HCH</b>						
Erbsen		8	?	0	?	SCHAAF (1990)
Gemüsebohnen		2	?	0	?	
Kopfsalat		4	?	13,7	?	
Möhre	Feinwurzel		0,43/0,52	0,630	?	HEINRICH und SCHULZ (1996a)
Möhre	Gesamtpfl.		0,43/0,52	0,210	?	
Möhre	Körper		0,43/0,52	0,190	?	
Möhre	Sproß		0,43/0,52	0,120	?	
Möhre		5	?	0,7	?	SCHAAF (1990)
Möhre		2	?	0,3	?	
Ölkürbis	Öl	9	0,011-0,040	0,5-2,73		ECKER und HORAK (1994)
Petersilie		4	?	5,5	?	SCHAAF (1990)
Rettich		2	?	30,1	?	
Rote Beete		4	?	0	?	
Schnittlauch		4	?	3	?	
Spargel		36	?	0	?	
Spinat		4	?	2,5	?	
Zucchini		5	?	0,4	?	
Zwiebel		15	?	0	?	
Hafer	Korn	8	?	0,1	?	
Hafer	Stroh	17	?	1,4	?	?
Hafer			1,217	0,01	f	NASH und HARRIS (1973)
Roggen	Korn	4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Roggen	Stroh	14	?	4,7	?	?
So.-Gerste	Korn	2	0,04/0,08	0/0	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Weizen	Korn	4	?	3,9	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	4	?	27,3	?	?
Wi.-Gerste	Korn	16	?	0,3	?	
Wi.-Gerste	Stroh	46	?	4,4	?	
Wi.-Weizen	Korn	3	?	0	?	

Wi.-Weizen	Korn	3	0,04-0,08	0-0,05	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Wi.-Weizen	Stroh	11	?	3,1	?	SCHAAF (1990)
Wi.-Weizen			1,217	0,006	f	NASH und HARRIS (1973)
Kartoffel			0,005	2,2	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Kartoffel		14	?	0	?	SCHAAF (1990)
Kartoffel		4	?	7,1	?	
Raps	Korn	12	0,04-0,046	0,4-2,74	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Zuckerrübe		5	?	0	?	SCHAAF (1990)
Zuckerrübe		5	?	1,2	?	
Futterrübe		10	?	0,2	?	
Gras		6	?	9,9	?	
Gras		14	?	4,3	?	
Grünmais		5	?	0,3	?	
Klee		4	?	19,2	?	
Luzerne	1. Schnitt	2	0,021/0,144	0/0,57	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Luzerne	2. Schnitt	2	0,021/0,145	0,48/0,30	t	
Luzerne	3. Schnitt	2	0,021/0,146	0,43/0,27	t	
Luzerne	4. Schnitt	2	0,021/0,147	0,38/0,21	t	
Luzerne		4	?	3,8	?	SCHAAF (1990)
Mais	Korn	3	?	0	?	?
Mais	Silage	103	?	0,6	?	
Mais	Sproß	4	50	$2,0-4 \cdot 10^{-4}$	t	HEINRICH und SCHULZ (1996b)
Mais	Stroh	3	?	8,1	?	SCHAAF (1990)
Mais	Wurzel	4	50	$3,68-1,2 \cdot 10^{-3}$	t	HEINRICH und SCHULZ (1996b)
			1,217	0,005	f	NASH und HARRIS (1973)
Rübe	Blatt	5	?	2,6	?	SCHAAF (1990)
Rübe	Blatt	59	?	3,1	?	
Weidelgras	Gras		0,34	0,294	f	VOERMAN und BESEMER (1975)
Weidelgras	Gras		0,34	0,294		

Weidelgras	Wurzel		1,34	6,470	t	
Weidelgras	Wurzel		0,34	6,470	f	
<b>a-HCH</b>						
Erbsen		8	?	0	?	SCHAAF (1990)
Gemüsebohne		2	?	0	?	
Möhre	Feinwurzel		25,77/22,63	0,760	?	HEINRICH und SCHULZ (1996a)
Möhre	Gesamtpfl.		25,77/22,63	0,320	?	
Möhre	Körper		25,77/22,63	0,420	?	
Möhre	Sproß		25,77/22,63	0,02	?	
Möhre		2	?	0,2	?	SCHAAF (1990)
Petersilie		4	?	0,8	?	
Rote Beete		4	?	0	?	
Schnittlauch		4	?	0,1	?	
Spargel		36	?	0	?	
Spinat		4	?	0	?	
Zucchini		5	?	0,4	?	
Zwiebel		15	?	0	?	
Gerste	Korn	1	4	0,05	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Gerste	Sproß	1	4	0,20	f	
Getreide	Korn	6	0,1-6,0	0-6,0	f	
Getreide	Stroh	3	0,1-6,0	0-40	f	
Hafer	Korn	8	?	0	?	SCHAAF (1990)
Hafer	Sproß	12	0,1-120	0-5,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Hafer	Stroh	17	?	0,5	?	SCHAAF (1990)
Hafer			0,379	0,005	f	NASH und HARRIS (1973)
Roggen	Korn	4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Roggen	Sproß	3	0,4-80	0-0,4	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Roggen	Stroh	14	?	0,6	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Korn	4	0,05-6,0	0,1-6,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Weizen	Sproß	16	0,1-400	0-5,0	f	
Weizen	Stroh	3	0,05-6,0	1,33-600	f	

Wi.-Gerste	Korn	16	?	0	?	SCHAAF (1990)
Wi.-Gerste	Stroh	46	?	0,5	?	
Wi.-Weizen	Korn	3	?	0	?	
Wi.-Weizen	Stroh	11	?	0,4	?	
Wi.-Weizen			0,379	0,003	f	NASH und HARRIS (1973)
Kartoffel	Blatt	2	0,1-6,0	0-80	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Kartoffel	Knolle	2	40	0,001-0,01	f	
Kartoffel			0,008	3,75	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Kartoffel		14	?	0	?	SCHAAF (1990)
Zuckerrübe	Blatt	5	0,2-20	0,02-75,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Zuckerrübe	Wurzel	4	0,2-20	0-0,8	f	
Zuckerrübe		5	?	0,2	?	SCHAAF (1990)
Futterrübe		10	?	0,1	?	
Gras		14	?	0,5	?	
Grünmais		5	?	0,1	?	
Kamille	Sproß	6	0,2-400	0,04-60,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Klee	Sproß	2	4-4,8	0,10	f	
Luzerne	Sproß	1	120	0,02	f	
Luzerne		4	?	3,8	?	SCHAAF (1990)
Mais	Silage	103	?	0,2	?	
Mais	Sproß	8	0,5-20	0,1-8,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Mais			0,379	0,008	f	NASH und HARRIS (1973)
Rübe	Blatt	13	0,05-120	0-8,33	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Rübe	Blatt	59	?	0,6	?	SCHAAF (1990)
Rübe	Sproß	1	4	0,20	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Rübe	Wurzel	6	0,05-4,0	0	f	
Wick-Hafer	Sproß	1	320	0,05	f	
<b>b-HCH</b>						
Erbsen		8	?	0	?	SCHAAF (1990)

Gemüsebohnen		2	?	0	?	
Möhre	Feinwurzel		198,07/202,5	0,900	?	HEINRICH u. SCHULZ (1996a)
Möhre	Gesamtpfl.		198,07/202,5	0,210	?	
Möhre	Körper		198,07/202,5	0,120	?	
Möhre	Sproß		198,07/202,5	0,02	?	
Möhre		2	?	0,3	?	SCHAAF (1990)
Petersilie		4	?	0,1	?	
Rote Beete		4	?	0,1	?	
Schnittlauch		4	?	0,1	?	
Spargel		36	?	0	?	
Spinat		4	?	0,4	?	
Zucchini		5	?	0,2	?	
Zwiebel		15	?	0,1	?	
Gerste	Korn	1	8,0	0,013	f	HEINISCH ET AL. (1991a)
Gerste	Sproß	1	8,0	0,050	f	s!
Getreide	Korn	6	0,15-4,0	0-0,8	f	
Getreide	Stroh	2	0,15-4,0	0,67-10,0	f	
Hafer	Korn	8	?	0	?	SCHAAF (1990)
Hafer	Sproß	13	0,5-8,0	0-4,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Hafer	Stroh	17	?	0,5	?	SCHAAF (1990)
Hafer			1,092	0	f	NASH und HARRIS (1973)
Roggen	Korn	4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Roggen	Sproß	5	0,75-10,0	0-0,6	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Roggen	Stroh	14	?	0,8	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Korn	5	2-10	0,01-0,05	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Weizen	Sproß	15	0,8-30,0	0-1,0	f	
Weizen	Stroh	3	2-6	0,67-4,0	f	
Wi.-Gerste	Korn	16	?	0	?	SCHAAF (1990)
Wi.-Gerste	Stroh	46	?	1	?	
Wi.-Weizen	Korn	3	?	0	?	
Wi.-Weizen	Stroh	11	?	0,3	?	

Wi.-Weizen			1,092	0	f	NASH und HARRIS (1973)
Kartoffel	Blatt	3	0,4-6,0	0,5-3,75	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Kartoffel	Knolle	2	40,0	0,0013-0,0025	f	
Kartoffel			0,002	3,5	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Kartoffel		14	?	0	?	SCHAAF (1990)
Zuckerrübe	Blatt	5	1-6	0,08-1,67	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Zuckerrübe	Wurzel	4	1-6	0,13-0,6	f	
Zuckerrübe		5	?	0,4	?	SCHAAF (1990)
Futerrübe		10	?	0,3	?	
Gras	Sproß	3	≈ 2,0-25,5	≈ 4,0-0,2	t	SCHULZ und KLIMANEK (1996)*
Gras	Stoppel	3	≈ 2,0-25,5	≈ 0,7-6,7	t	
Gras		14	?	0,7	?	SCHAAF (1990)
Grünfutter	Sproß	2	0,6-0,8	0,33-1,25	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Grünmais		5	?	0,3	?	SCHAAF (1990)
Kamille	Sproß	5	1,5-6	0-1,6	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Klee	Sproß	3	1,2-4	0,1-1,33	f	
Luzerne	Sproß	1	5,0	0,800	f	
Luzerne		4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Mais	Silage	103	?	0,3	?	
Mais	Sproß	8	1-8	0,06-0,6	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Mais			1,092	0	f	NASH und HARRIS (1973)
Rübe	Blatt	14	0,6-10,0	0,08-4,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Rübe	Blatt	59	?	0,6	?	SCHAAF (1990)
Rübe	Sproß	1	4,0	0,100	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Rübe	Wurzel	7	0,6-6,0	0,03-1,0	f	
Wick-Hafer	Sproß	1	320,0	0,025	f	

<b>d HCH</b>						
Erbsen		8	?	0	?	SCHAAF (1990)
Gemüsebohne		2	?	0	?	
Möhre	Feinwurzel		9,92/0,8	0,800	?	HEINRICH und SCHULZ (1996a)
Möhre	Gesamtpfl.		9,92/0,8	0,180	?	
Möhre	Körper		9,92/0,8	0,140	?	
Möhre	Sproß		9,92/0,8	0,07	?	
Möhre		2	?	0,2	?	SCHAAF (1990)
Petersilie		4	?	0	?	
Rote Beete		4	?	0	?	
Schnittlauch		4	?	0	?	
Spargel		36	?	0	?	
Spinat		4	?	0	?	
Zucchini		5	?	0,3	?	
Zwiebel		15	?	0	?	
Gerste	Korn	1	0,4	0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Gerste	Sproß	1	0,4	0,750	f	
Getreide	Korn	1	0,025	0-0,6	f	
Getreide	Korn	5	0,1-1,5		f	
Getreide	Stroh	4	0,025-1,5	0-20,0	f	
Hafer	Korn	8	?	0	?	SCHAAF (1990)
Hafer	Sproß	11	0,01-0,5	0-200	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Hafer	Stroh	17	?	1,7	?	SCHAAF (1990)
Hafer			0,899	0	f	NASH und HARRIS (1973)
Roggen	Korn	4	?	0,1	?	SCHAAF (1990)
Roggen	Sproß	3	0,05-10	0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Roggen	Stroh	14	?	1	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Korn	5	0,2-20	0-0,25	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Weizen	Sproß	10	0,1-10,0	0-2,5	f	
Wi.-Gerste	Korn	16	?	0	?	SCHAAF (1990)
Wi.-Gerste	Stroh	46	?	1,9	?	

Wi.-Weizen	Korn	3	?	0	?	
Wi.-Weizen	Stroh	11	?	0,3	?	
Wi.-Weizen			0,899	0	f	NASH und HARRIS (1973)
Kartoffel	Blatt	2	0,1-1,0	0,4-20,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Kartoffel			0,002	1	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Kartoffel		14	?	0	?	SCHAAF (1990)
Zuckerrübe	Blatt	4	0,2-2,5	0-2,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a)
Zuckerrübe	Wurzel	4	0,2-2,5	0-1,6	f	
Zuckerrübe		5	?	0,8	?	SCHAAF (1990)
Futterrübe		10	?	0,1	?	
Gras		14	?	0,1	?	
Grünmais		5	?	0,4	?	
Kamille	Sproß	5	0,2-1,0	0-6,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Luzerne	Sproß	1	2	1,500	f	
Luzerne		4	?	0,3	?	SCHAAF (1990)
Mais	Silage	103	?	0,1	?	
Mais	Sproß	8	0,15-1,0	0-8,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Mais			0,899	0	f	NASH und HARRIS (1973)
Rübe	Blatt	14	0,05-2	0-20,0	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Rübe	Blatt	59	?	1	?	SCHAAF (1990)
Rübe	Sproß	1	1	0,200	f	HEINISCH ET AL. (1991a), s!
Rübe	Wurzel	7	0,05-0,5	0-1,0	f	
Wick-Hafer	Sproß	1	20	0,020	f	
<b>e-HCH</b>						
Erbsen		8	?	0	?	SCHAAF (1990)
Gemüsebohnen		2	?	0	?	
Möhre		2	?	0,5	?	
Petersilie		4	?	0	?	
Rote Beete		4	?	0	?	

Schnittlauch		4	?	0	?	
Spargel		36	?	0	?	
Spinat		4	?	0	?	
Zucchini		5	?	0,5	?	
Zwiebel		15	?	0	?	
Hafer	Korn	8	?	0	?	
Hafer	Stroh	17	?	1,1	?	
Roggen	Korn	4	?	0	?	
Roggen	Stroh	14	?	0,3	?	
Wi.-Gerste	Korn	16	?	0	?	
Wi.-Gerste	Stroh	46	?	0,1	?	
Wi.-Weizen	Korn	3	?	0	?	
Wi.-Weizen	Stroh	11	?	0	?	
Kartoffel		14	?	0	?	
Zuckerrübe		5	?	1,3	?	
Futterrübe		10	?	0	?	
Gras		14	?	0	?	
Grünmais		5	?	0,3	?	
Luzerne		4	?	0	?	
Mais	Silage	103	?	0,1	?	
Rübe	Blatt	59	?	0	?	
<b>S-DDT</b>						
Blumenkohl	Blatt		0,75	0,330	?	HEINISCH ET AL. (1991b)
Blumenkohl	Rose		0,75	0,130	?	
Kopfsalat		2	0,058/0,032	0/0	f	KAMPF (1987), x!
Kopfsalat		4	?	0,1	?	SCHAAF (1990)
Lauch		2	0,395/1,0	0,16/0,05	?	HEINISCH ET AL. (1991b)
Möhre		2	0,058/0,032	0,103/0,375	f	KAMPF (1987), x!
Möhre		5	?	0,1	?	SCHAAF (1990)
Rettich		2	0,058/0,032	0/0	f	KAMPF (1987), x!
Rettich		2	?	0	?	SCHAAF (1990)
Spinat		2	0,395/1,0	0,08/0,05	?	HEINISCH ET AL. (1991b)
Zwiebel	Knolle		0,41	1,630	?	

Zwiebel	Lauch		0,41	0,590	?	
So.-Gerste	Korn	2	0,042/0,364	0/0	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Weizen	Korn	2	0,058/0,032	0/0	f	KAMPF (1987), x!
Weizen	Korn	4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Weizen	Stroh	2	0,058/0,032	0,035/0,063	f	KAMPF (1987), x!
Weizen	Stroh	4	?	0,4	?	SCHAAF (1990)
Wi-Weizen	Korn	3	0,042-0,364	0-0,13	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Kartoffel			0,092	0,37	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Kartoffel		2	0,058/0,032	0/0	f	KAMPF (1987), x!
Kartoffel		4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Raps	Korn	14	0,042-0,112	0-1,80	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Raps	Schote	4	0,046-1,25	0,22-0,40	f	HEINISCH ET AL. (1991b), s!
Zuckerrübe	Blatt	2	0,058/0,032	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Zuckerrübe		2	0,058/0,032	0/0	f	
Zuckerrübe		5	?	0	?	SCHAAF (1990)
Gras		2	0,058/0,032	0,121/0,188	f	KAMPE (1987), x!
Gras		6	?	1	?	SCHAAF (1990)
Klee		2	0,058/0,032	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Klee		4	?	0	?	SCHAAF (1990)
Körnermais	Korn	2	0,058/0,032	0/0	f	KAMPE (1987), x!
Körnermais	Stroh	2	0,058/0,032	0,069/0,188	f	
Luzerne	1. Schnitt	1	0,158	0,250	t	SCHLOSSEROVA (1994)
Luzerne	2. Schnitt	2	0,108/0,158	0,17/0,18		t
Luzerne	3. Schnitt	2	0,108/0,158	0/0,11		t
Luzerne	4. Schnitt	2	0,108/0,158	0,02/0,03		t
Mais	Korn	3	?	0	?	SCHAAF (1990)
Mais	Stroh	3	?	0,1	?	
Rübe	Blatt	5	?	0	?	
<b>DDT</b>						
Kürbis	Blatt		0,28	0	?	PYLYPIW ET AL. (1991), s!
Kürbis	Frucht		0,28	0	?	

Kürbis	Stengel		0,28	0	?	
Möhre	oberer Teil		0,28	0	?	
Möhre	Wurzel		0,28	0	?	
Möhre			0,16-14,1	$0-7,1 \cdot 10^{-4}$	f	HARRIS und SANS (1967)
Rettich			0,16-14,1	$0-7,1 \cdot 10^{-4}$	f	
Zwiebel			0,16-14,1	0	f	
Zuckerrübe		18	0,16-14,47	0,02-0,09	ff	ONSAGER ET AL. (1970)
Runkelrübe			0,16-14,1	0	f	HARRIS und SANS (1967)
<b>o,p' DDT und p,p' DDT</b>						
Weidelgras	Gras		11,6	0,024	f	VOERMAN u. BESEMER (1975)
Weidelgras	Wurzel		11,6	5,820	f	
Kartoffel			0,067	0,15	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Weidelgras	Gras		39,9	0,030	f	VOERMAN u. BESEMER (1975)
Weidelgras	Wurzel		39,9	7,140	f	
<b>DDD</b>						
Möhre			0-0,64	0	f	HARRIS und SANS (1967)
Rettich			0-0,64	0	f	
Zwiebel			0-0,64	0	f	
Runkelrübe			0-0,64	0	f	
<b>DDE</b>						
Kürbis	Blatt		0,947	0,005	?	PYLYPIW ET AL. (1991), s!
Kürbis	Prucht		0,947	0,006	?	
Kürbis	Stengel		0,947	0,031	?	
Möhre	oberer Teil		0,947	0,001	?	
Möhre	Wurzel		0,947	0,021	?	
Möhre			0,04-0,64	$0 < 0,25$	f	HARRIS und SANS (1967)
Rettich			0,04-0,64	$0 < 0,25$	f	
Zwiebel			0,04-0,64	0	f	

Runkelrübe			0,04-0,64	0	f	
<b>p,p'DDE</b>						
Kartoffel			0,025	0,56	f	UHNAK ET AL. (1994), x!
Weidelgras	Gras		4,5	0,620	f	VOERMAN u. BESEMER (1975)
	Wurzel		4,5	5,600	f	

\* TF nimmt mit steigendem Bodengehalt  $\approx$  ab, \*\* TF nimmt mit steigendem Bodengehalt  $\approx$  zu; x! Mittelwerte; s! Streuung

### 4.3.7 Zusammenfassung und Bewertung des Transfers Boden - Pflanze von Organochlorpestiziden

#### Aldrin, Dieldrin und Endrin

Im Vergleich mit den übrigen Organochlorpestiziden zeigen Aldrin, Dieldrin und Endrin eine relativ hohe Wasserlöslichkeit und relativ mittleren bis hohen Dampfdruck (siehe Kap. 2.1.1). Dementsprechend ist für diese Schadstoffgruppe von einer Aufnahme über die Wurzel (gelöst und gasförmig) wie auch über die Blätter (gasförmig) auszugehen.

Bodenseitig konnte nur der  $C_{org}$ -Gehalt als transferbestimmende Größe für die Dien-Pestizide eindeutig ermittelt werden. So liegen die Uansferfaktoren von humusarmen B-Horizonten um Faktor 10 über denen von A-Horizonten (BEESTMAN ET AL., 1969). Steigende Bodengehalte zeigen nur tendenziell sinkende Transferraten.

Auf der Pflanzenseite wurden Unterschiede im Uansfer hinsichtlich der Pflanzenart, -organ/-teil und Sorte berichtet. Die Ergebnisse der vorgestellten Arbeiten sind sehr heterogen und lassen nur schwer ein allgemeingültige Bewertung zu. Mehrfachnennung für ermittelten Transfer Boden-Pflanze erfolgte für Möhren, Kartoffeln, Rettiche, Kopfsalat, Weizen, Zuckerrüben und Gras. Nur einmalige Nennung von Boden-Pflanze-Transfer liegt für Kohlrabi, Zwiebeln, Luzerne, Mais und Runkelrübe vor. Für Klee und Körnermais wurde kein Uansfer festgestellt. Einfluß der Sorte auf den Transfer von Endrin wurde für Möhren untersucht, die ermittelte Spanne der Transferfaktoren lag zwischen 0,28 und 1,25.

Da die meisten Arbeiten mit extrem hohen Bodenkontaminationen durchgeführt wurden, liegen die korrespondierenden Pflanzengehalte oft erheblich über dem Wert der Rückstands Höchst-mengenverordnung von 0,01 mg/kg FS bzw. 0,01 mg/kg  $TS_{88\%}$  der Futtermittelverordnung. Aus der vorliegenden Literatur kann somit kein Näherungswert für einen kritischen Bodengehalt abgeleitet werden.

#### Chlordan und Heptachlor

Für Chlordan wird mittlerer Dampfdruck und relativ hohe Wasserlöslichkeit, für Heptachlor relativ hoher Dampfdruck und eher mittlere Wasserlöslichkeit angegeben (siehe Kap. 2.1.1). Der in der Untersuchung von SINGH ET AL. (1992) ermittelte höherer Boden-Pflanzen-Transfer von

Heptachlor gegenüber Chlordan läßt somit volatilisationsgesteuerten Transfer dieser beiden Wirkstoffe vermuten.

Neben der transferhemmenden Wirkung der organischen Substanz wird für Chlordan auch bodenartspezifisches Verhalten beobachtet. Der Transfer bei Möhren und Runkelrüben ist bei vergleichbarem Bodengehalt auf lehmigen Sand um Faktor 3 höher als auf sandigem Ton (STEWART, 1975). Bei den Nahrungspflanzen nimmt der Transfer von Chlordan in folgender Reihe ab Rettiche > Möhren > Pastinak > Kartoffel > Kohlrübe. Selbst auf sorptionsstarken Substraten werden bei den berichteten Bodengehalten (0,15-6,6 mg/kg) Pflanzengehalte im Bereich bzw. deutlich über dem Rückstands-Höchstmenge wert von 0,01 mg/kg FS erreicht.

Meßbarer Transfer von Chlordan bei Futterpflanzen (Bodengehalte 0,1-0,2 mg/kg) wurde nur im Jugendstadium beobachtet, was auf eine Verdünnung durch Massenzuwachs im Lauf der Vegetationsperiode zurückgeführt wird (SINGH ET AL., 1992). Bei Mehrschrittnutzung überschreiten nur die Kleespezies den Höchstmenge wert der Futtermittelverordnung (0,02 mg/kg TS<sub>88%</sub>).

Für den Transfer von Heptachlor werde zwei Arbeiten referiert, die den Transfer in Futterpflanzen betrachten. Im Vergleich zum Chlordan konnte höherer Transfer v.a. des Heptachlorepo xids beobachtet werden, wobei auch hier die Anreicherung im Jugendstadium deutlich ausgeprägter war. Bei Mehrschrittnutzung überschreiten im Lauf der Nutzungsperiode Luzerne, Weidelgras, Alexandriner- und Weißklee die Höchstmenge der Futtermittelverordnung (0,01 mg/kg TS<sub>88%</sub>) bei Bodengehalten von 0,17-0,32 mg/kg.

## Hexachlorbenzol (HCB)

Für HCB wird der höchste Dampfdruck unter den hier betrachteten chlororganischen Pestiziden angegeben (siehe Kap. 2.1.1). Bei einer relativ geringen bis mittleren Wasserlöslichkeit, ist für HCB ein hoher Anteil des Transferpfads Boden-Atmosphäre-Pflanze<sup>13</sup> am Gesamttransfer anzunehmen. Eine Reihe von Hinweisen verschiedener Autoren bestätigen dies, so wird von klimatischen Einflüssen auf den Transfer von HCB, von hohen Sproßgehalten blattreicher Feldfrüchte wie auch von Wiederfindungsraten um 50 % von Ausgangsgehalten berichtet. Transferminimierende Wirkung steigender C<sub>org</sub>-Gehalte zeigt auch für HCB die Affinität zur Organischen Substanz des Bodens.

Die Spanne der angegebenen Transferfaktoren schwankt innerhalb und zwischen den einzelnen Pflanzenarten sehr stark. Für Möhren, Salat, Weizen, Kartoffeln und Zuckerrüben wird von mehreren Autoren über HCB-Aufnahme berichtet. Bei Kresse, Petersilie, Gerste, Hafer, Tabak und Raps wird jeweils eine Referenz für den Transfer Boden-Pflanze genannt. Für Rettich wird von zwei Autoren kein Transfer ermittelt. Ein vermutlich pflanzenartspezifisches Aneignungsvermögen wird von Ölkürbis berichtet (ECKER und HORAK, 1994), wo für Kürbiskernöl HCB-Transferfaktoren um 20 und darüber ermittelt wurden. Neben einem hohen Translokationsvermögen wird auch die Wuchsgeometrie - große bodennah liegende Blätter - als transferbestimmende Faktoren angeführt.

<sup>13</sup> Experimentelle Arbeiten zur quantitativen und qualitativen Beschreibung dieses für alle in dieser Arbeit betrachteten Schadstoffklassen wohl bedeutendsten Transferpfades sind nur unzureichend vorhanden, sie werden im Kapitel 5 vorgestellt.

Bei den Futterpflanzen konnte für Gras und Mais Transfer von mehreren Autoren bestätigt werden, für Futterrübe, Luzerne und Rügenblatt jeweils nur durch eine Referenz. Für Klee konnte bei Bodengehalten um 0,01 mg/kg noch kein Transfer ermittelt (SCHAAF, 1990) werden, ECKSTEIN und SEIBOLD (1989) fanden bei 10-fach höherem Bodengehalt Transferfaktoren um 0,1 bei Rotklee. Auch bei HCB lag in den experimentellen Arbeiten meist eine sehr hohe Bodenkontamination vor, so daß die Pflanzengehalte die Rückstands-Höchstmenge überschritten.

### Lindan und HCH - Isomeren

Lindan ( $\gamma$ -HCH) besitzt die höchste Wasserlöslichkeit der hier vorgestellten Organochlorpestizide und einen relativ mittleren Dampfdruck. Das Isomere  $\alpha$ -HCH ist etwas weniger wasserlöslich, weist jedoch 2-fach höheren Dampfdruck als Lindan auf.  $\beta$ -HCH ist deutlich weniger wasserlöslich hat jedoch mit Lindan vergleichbaren Dampfdruck (siehe Kap. 2.1.1) und weist somit die höchste Persistenz der 3 Isomeren auf. Der Anteil der Wurzelaufnahme dürfte vor allem für  $\alpha$  und  $\gamma$ -HCH von größerer Bedeutung sein.

Für den Einfluß der Bodeneigenschaften liegt wiederum eine negative Korrelation zwischen  $C_{org}$ -Gehalt und HCH-Transfer vor. Beim Boden-Pflanzen-Transfer wird von pflanzenartspezifischer Präferenz für einzelne Isomere berichtet, so wird  $\alpha$ -HCH bevorzugt von Mais aufgenommen,  $\gamma$ -HCH hingegen von Hafer und Winterweizen.

Bei den Transferfaktoren der einzelnen Pflanzenarten zeigte sich auch bei Lindan und seinen Isomeren ein sehr heterogenes Bild, was den Vergleich über die Einzelreferenzen hinaus stark einschränkt. Als Tendenz kann für die Gramineen ein nur schwacher Transfer ins Korn, jedoch verstärkte Anreicherung in den vegetativen Teilen festgestellt werden. Für die Möhre (Körper/Gesamtpflanze) liegt der Schwerpunkt der referierten Transferfaktoren bei Lindan und Isomeren im Bereich von 0,2-0,4. Von Zuckerrüben und Kartoffeln werden teils beträchtliche Anreicherungen mit Transferfaktoren bis zu 4,2 berichtet. Sortenunterschiede im Transfer von HCH konnten für Raps um Faktor 6 festgestellt werden.

### DDT und Metaboliten

DDT ist mit relativ niedrigem Dampfdruck und gleichzeitig geringer bis mittlerer Wasserlöslichkeit im Vergleich zu den übrigen Organochlorpestiziden wenig mobil. Die Metaboliten DDD und DDE zeigen dagegen etwas höheren Dampfdruck und Wasserlöslichkeit (siehe Kap. 2.1.1). Entsprechend wird für Gras, Kürbis und Möhren auch von einem bevorzugtem Transfer von DDE gegenüber DDT berichtet. Da für Zuckerrüben dieser Zusammenhang nicht beobachtet werden konnte, scheint auch ein Einfluß der Pflanzenart beim bevorzugten Transfer von DDT und seinen Metaboliten gegeben zu sein. Der  $C_{org}$ -Gehalt wird auch für DDT als transferverzögernde Größe genannt.

Transfer konnte für DDT tendenziell erst ab einem Bodengehalt von ca. 0,01 mg/kg ermittelt werden, Überschreitung von Höchstmengewerten traten bei Bodengehalten  $> 0,1$  mg/kg auf. Transfer wurde für Kartoffel, Zuckerrübe, Möhre, Lauch, Spinat und Zwiebeln nachgewiesen, wobei für die Zwiebelknolle in einer Nennung ein Anreicherungsfaktor von 1,6 ermittelt wurde. Die Spanne der Transferfaktoren bei den untersuchten Rapsorten lag zwischen 0 und 1,8. Für

die Getreidearten wurde mit einer Ausnahme kein DDT bzw. Metabolit im Korn nachgewiesen. Deutlichen Transfer zeigten auch perennierende Arten wie Futtergräser und Luzerne.

## 4.4 BTX – Aromaten

Anhand von Lysimeterversuchen (Boden: 34 % T, 1,1 % C<sub>org</sub> pH 6,4) mit <sup>14</sup>C-markiertem Benzol und HCB errechneten *TOPP ET AL.* (1989) Transferfaktoren für Gerste und Kresse auf der Basis der <sup>14</sup>C-Konzentrationen in Boden und Pflanzen. Die Höhe des Transferfaktors ist dabei von der Wuchsdauer der jeweiligen Pflanze abhängig (vgl. Tabelle 4.67). Die Abnahme des Transferfaktors mit der Zeit beruht nach *TOPP ET AL.* auf einer Verdünnung durch das Wachstum der Pflanzen. Benzol wird stärker von Gerste und HCB stärker von Kresse aufgenommen. Dies liegt nach Ansicht der Autoren in der höheren Affinität von Kresse für lipophile Substanzen begründet. Für Gerstenkörner betrug die Transferrate für Benzol 3,32 und für HCB 0,30. Die hohe Kontamination durch Benzol ist unter anderem auf aus dem Boden verflüchtigtes Benzol zurückzuführen.

Tab. 4.67: Transferfaktoren für Benzol und HCB bei Gerste und Kresse nach unterschiedlicher Expositionszeit

	Gerste Zeit [d]	Gerste TF	Kresse Zeit [d]	Kresse TF
Benzol	12	17	12	10
	33	2,3	33	2,3
	71	2,9	79	1,9
	125	4,6		
HCB	10	4,8	10	15
	31	1,7	31	5,5
	69	0,62	77	2,6
	124	0,42		

Quelle- *TOPP ET AL.* (1989)

Weitere Literaturangaben zur Aufnahme von BTX - Aromaten durch Pflanzen standen nicht zur Verfügung (Bearbeitungsstand: Mitte 1994).

## 4.5 Phthalate

*SHEA ET AL.* (1982) untersuchten die Auswirkung von Phthalaten im Boden (5 % T, 1 % OS, pH 6) auf das Wachstum von Maispflanzen sowie auf die Phthalatgehalte in den Pflanzen nach 3wöchiger Wuchszeit im Gewächshaus. Bei einer Bodenkonzentration von 2 000 mg/kg war das Wachstum deutlich, bei Gehalten von 20 000 mg/kg stark beeinträchtigt.

Die relativ geringen Pflanzengehalte bei extrem hohen Bodengehalten sowie die resultierenden Transferfaktoren (vgl. Tabelle 4.68) zeigen, daß nur sehr wenig Di-(n-butyl)phthalat (DBP) von den Maispflanzen aufgenommen wurde. Gebundene Rückstände und Umwandlungsprodukte wurden in dieser Untersuchung nicht erfaßt.

SCHMITZER ET AL. (1988) untersuchten in einem zweijährigen Lysimeterversuch mit <sup>14</sup>C-Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) die Rückstände von DEHP in Kartoffeln und Gerste. Bei Bodenkonzentrationen von 1 mg/kg TS konnte kein DEHP festgestellt werden (Boden: 13 % T, 0,3 % OS, pH 6,8). Es wurden nur Umwandlungsprodukte nachgewiesen.

ARANDA ET AL. (1989) konnten bei ihren Versuchen mit Bodengehalten von 2,65-14,02 mg/kg DEHP ebenfalls nur Umwandlungsprodukte in der Pflanze nachweisen. Entweder wurde DEHP von den Pflanzen aufgenommen und in der Pflanze abgebaut oder es wurde als Umwandlungsprodukt aus dem Boden aufgenommen.

KÖRDEL und MÜLLER (1992) ermittelten in Freilanduntersuchungen die Aufnahme von DBP und DEHP in Mais, Hafer und Kartoffeln. DBP war bei Bodengehalten von ca. 0,05 mg/kg außer bei den Kartoffelknollen in den untersuchten Pflanzen bzw. Pflanzenteilen nicht nachweisbar, während DEHP in Hafer aufgenommen wurde (vgl. Tab. 4.68). Da in einigen Kontrollpflanzen ebenfalls DEHP vorgefunden wurde, kann man von einer atmosphärischen Kontamination der oberirdischen Pflanzenteile ausgehen.

Eine Kontamination der Pflanzen über den Pfad Boden-Wurzeln scheint keine bzw. nur eine sehr geringe Bedeutung zu haben. Zu beachten ist weiterhin, daß zwischen dem Zeitpunkt der Applikation und der Bodenprobenahme zur Ernte ein deutlicher Abbau der Phthalate stattgefunden hat, die Pflanzen daher zu Beginn ihres Wachstums einer höheren Bodenkonzentration ausgesetzt waren. (Die sehr hohen Transferfaktoren entsprechenden Gehalte einzelner Pflanzenteile werden von SCHNEIDER 1994 nicht näher erläutert.)

#### Zusammenfassung

Die Aufnahme von Phthalaten aus dem Boden über die Wurzel scheint nur in einem sehr geringen Ausmaß zu erfolgen. Nur bei sehr hohen Bodengehalten werden verstärkt Rückstände von unveränderten Phthalaten in der Pflanze gefunden. Ansonsten dominieren in der Pflanze Abbauprodukte der Phthalate. Über die Struktur und mögliche Toxizität dieser Metaboliten ist jedoch noch sehr wenig bekannt. Die aus den von verschiedenen Autoren berichteten Daten berechneten Transferfaktoren für Phthalate sind in Tabelle 4.68 zusammengestellt.

Tab. 4.68: Übersicht über die von verschiedenen Autoren berichteten Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Transfer von Phthalaten

Pflanzenart	Organ	Bodengeh. [mg/kg]	Transferfaktoren	TF	Bemerkungen, Referenzen
<b>DEHP</b>					
Kartoffel	Knolle	1	0		SCHMITZER ET AL. (1988)
Kartoffel		0,045--0,098	0		KÖRDEL u. MÜLLER (1992)
Kartoffel	Blatt	0,045-0,098	0-23,3	t	
Kopfsalat, Karotte,					
Paprika, Gras		2,65-14,02	0		ARANDA ET AL. (1989)
Mais	Wurzel, Kolben	0,052-0,127	0		KÖRDEL u. MÜLLER (1992)
Mais	Blatt	0,052-0,127	15,6-33,2	t	
Hafer	Wurzel	0,025-0,115	0-10,3	t	
Hafer	Halm	0,025-0,115	0-7,74	t	
Hafer	Spreu	0,025-0,115	38,8-69,6	t	
Hafer	Korn	0,025-0,115	0-55,2	t	
<b>DBP</b>					
Mais, Hafer		0,05	0		KÖRDEL u. MÜLLER (1992)
Kartoffel	Knolle	0,05	72,6	t	
Mais		200/2000	0,0016/0,0006	f	SHEA ET AL. (1982)
Mais		20000	0,0007	f	

## 4.6 Mineralöle

Die Aufnahme von einzelnen Bestandteilen der Mineralöle wurde in den vorhergehenden Abschnitten über PAK (4.1) und BTX - Aromaten (4.4) behandelt. Weitere Literaturangaben zur Aufnahme von Mineralölen durch Pflanzen wurden im Rahmen der durchgeführten Recherchen bis Mitte 1994 nicht gefunden.

## 4.7 Allgemeine Literatur zur Pflanzenaufnahme organischer Schadstoffe, Modellansätze und Reviews

FRIES (1995) beschreibt in einem Reviewartikel unter anderem die Eintragspfade von organischen Schadstoffen in Pflanzen. Aufnahme über die Wurzel findet nur für Stoffe statt mit  $\log K_{ow} < 5,0$ . Dies sind von den hier betrachteten Stoffe die PAK-Vertreter NAP, ACY, ACE, FLU, PHE, und ANT sowie die HCH-Isomeren und Chlordan (siehe Tabellen 2.1 und 2.4).

Hinweise auf Metabolismen bzw. Abbau in der Pflanze werden für die niedermolekularen PAK genannt.

Für die übrigen Substanzen sind der Pfad Boden-Atmosphäre-Pflanzen, also gasförmige Aufnahme, und die partikelgebundene Aufnahme über anhaftendes Bodenmaterial möglich. Diese Aufnahmepfade sind jedoch nur relevant für bodennah wachsende Pflanzen oder Pflanzenteile. Für die PAK-Vertreter mit mehr als 4 Benzolringen (BbFLA, BkFLA, BaP, DBahANT, INDPYR, BghiPER) wird aufgrund des niedrigen Dampfdrucks dieser Substanzen eine gasförmige Aufnahme ausgeschlossen. Für die PCB und die Organochlor-Insektizide steht der Pfad Boden-Atmosphäre-Pflanze im Vordergrund. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad sinkt jedoch die Volatilität der Stoffe, so daß der Übergang Boden-Atmosphäre und somit auch die gasförmige Aufnahme der Pflanze für die höher chlorierten PCB-Kongenere, wie auch für DDT im Vergleich zum Metabolit DDE eher gering ist.

Im Gegensatz zu anderen Untersuchungen findet FRIES keine Schadstoffanreicherung durch anhaftendes Bodenmaterial an Futterpflanzen.

DUARTE-DAVIDSON und JONES (1996) untersuchten für 300 Substanzen das Transferpotential in Pflanzen. Mit dem Ziel der Erstellung eines Screening-Modelles sollen Transferpotentiale für verschiedene Aufnahmepfade aus den physiko-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe abgeleitet werden. DUARTE-DAVIDSON und JONES unterscheiden folgende, allgemein akzeptierte Transferpfade:

1. Die Aufnahme eines Schadstoffes durch die Wurzel aus der Bodenlösung mit evtl. Weitertransport in den Sproß
2. Adsorption des Schadstoffes an die Wurzeloberflächen bzw. auch an die Oberflächen der Sproßorgane bei flüchtigen Stoffen
3. Aufnahme über die Blätter aus der Atmosphäre
4. Aufnahme und Transport in Ölkanälen von ölhaltigen Pflanzen;

Die Haftung der Stoffe an der Wurzeloberfläche ist direkt proportional zu deren  $K_{ow}$ -Werten und invers proportional zur Löslichkeit der Schadstoffe. Somit ergibt sich folgendes Schema:

Gruppe 1	$\log K_{ow} > 4$	hohes Adsorptionspotential
Gruppe 2	$2,5 < \log K_{ow} < 4$	mittleres Adsorptionspotential
Gruppe 3	$\log K_{ow} < 2,5$	niederes Adsorptionspotential

Die Aufnahme in die Wurzel mit anschließendem Transport in den Sproß ist für die Substanzen mittlerer Löslichkeit ( $\log K_{ow}$ -Werte von 1,5-1,8) am effizientesten:

Potential zur Aufnahme in die Wurzeln und Transport in den Sproß

Gruppe 1	$1 < \log K_{ow} < 2,5$	hohes Transferpotential
Gruppe 2	$2,5 < \log K_{ow} < 3,0$ oder $0,5 < \log K_{ow} < 1,2$	mittleres Transferpotential
Gruppe 3	$\log K_{ow} < 1$ oder $\log K_{ow} > 3$	niedriges Transferpotential

Stoffe mit höheren  $\log K_{ow}$  -Werten verbleiben an der Wurzeloberfläche, solche mit  $\log K_{ow}$  -Werten  $< 0,5$  werden aufgrund ihrer lipophoben Eigenschaften nicht an die Wurzel sorbiert.

Lipophile Substanzen mit hoher Flüchtigkeit werden am stärksten durch die Blätter aufgenommen. Die Aufnahme über das Blatt ist also von 2 Faktoren, der Henry-Konstanten und dem  $K_{ow}$ -Wert, abhängig. Das Aufnahmepotential für Schadstoffe über den Luftpfad wird somit folgendermaßen abgeleitet:

Potential der Aufnahme über die Blattfläche

Gruppe 1	$\log H_c > 0,0001$ und $\log K_{ow} > 4$	hohes Potential
Gruppe 2	$\log H_c \geq 0,0001$ und $2,5 < \log K_{ow} < 4,0$	mittleres Potential
Gruppe 3	$\log H_c < 0,0001$ und $\log K_{ow} < 2,5$	geringes Potential

Tabelle 4.69 zeigt die Bewertung verschiedener Stoffklassen hinsichtlich ihres Potentials für die verschiedenen Transferpfade. Der Transfer von organischen Schadstoffen in Pflanzen ist jedoch von sehr vielen anderen Faktoren abhängig, so daß diese Vorhersagen nur eine Grundlage für die Bewertung der Schadstoffe sein können. Für Chlorbenzole, Chlorphenole, PCB und PCDD/F sind diese Vorhersagen bereits durch einige Experimente bestätigt worden, Experimente für weitere Stoffklassen sollen folgen. Die vorhandenen experimentellen Untersuchungen widersprechen jedoch der Anwendbarkeit solcher eindimensionaler Betrachtungen.

**Tab. 4.69: Relevanz unterschiedlicher Transferpfade für verschiedene Stoffklassen**

Schadstoff	Adsorption an Wurzeloberfläche	Translokationspotential	Aufnahme durch das Blatt
niederkernige PAK	ja	nein	nein
höherkernige PAK	ja	nein	nein
$\Sigma$ DDT	ja	nein	nur DDE
Heptachlor	ja	nein	ja
Delta-HCH	ja	nein	nein
HCB	ja	nein	nein
PCB	ja	nein	ja

Quelle: DUARTE-DAVIDSON und JONES (1996)

O'CONNOR (1996) klassifiziert das Risiko einer potentiellen Aufnahme von Schadstoffen durch Pflanzen anhand deren chemisch-physikalischen Eigenschaften. Stoffe mit Halbwertszeiten  $< 10$  Tage sind abgebaut, bevor sie in nennenswertem Maße von Pflanzen aufgenommen werden können. Substanzen mit Halbwertszeiten  $> 14-50$  Tage sind nach O'CONNOR stabil genug, um einen Risikofaktor für eine eventuelle Pflanzenaufnahme darzustellen. Schadstoffe mit Halb-

wertszeiten > 50 Tage sind gegenüber den verschiedenen Abbaumechanismen sehr widerstandsfähig, sind sehr stark an die organische Substanz gebunden bzw. in diese integriert und sind daher nur in sehr geringem Maße pflanzenverfügbar. Solche Schadstoffe können durch ihre Einbindung in die organische Substanz über Jahre (Jahrzehnte) im Boden persistent sein.

Auch O'CONNOR versucht die Bioverfügbarkeit anhand von Verteilungskoeffizienten zu klären. Substanzen mit hoher Wasserlöslichkeit ( $\log K_{ow} < 2$ ) werden zu schnell ausgewaschen um von Pflanzen aufgenommen werden zu können. Stoffe mit  $\log K_{ow}$ -Werten > 5 sind so stark an Bestandteile des Bodens gebunden, daß sie als nicht pflanzenverfügbar betrachtet werden.

Die potentielle Aufnahme eines Schadstoffes durch Pflanzen nach dessen Volatilisation aus dem Boden, kann nach O'CONNOR durch die Henry-Konstante nicht befriedigend beschrieben werden. Substanzen mit relativ niedrigem Dampfdruck können aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit trotzdem in nennenswertem Ausmaß aus dem Boden entweichen.

TRAPP ET AL. 1997 bearbeiteten die Meßdatensätze des Lysimeterversuchs Waldfeucht (vgl. DELSCHEN ET AL., 1996) mit den Programmpaketen PLANT, SAP und CemoS. Ziel dieser Arbeit war es, für die untersuchten organischen Schadstoffgruppen PAK und PCB Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Pfad zu überprüfen und fortzuentwickeln.

In Tabelle 4.70 sind die von TRAPP ET AL. neu errechneten Transferfaktoren der Meßergebnisse aus dem Lysimeterversuch Waldfeucht dargestellt. Es sind nur die "sicheren" Beziehungen ( $\alpha = 5,0\%$ ) wiedergegeben. Die niedrigeren Transferfaktoren der PAK-Vertreter gegenüber den PCB, sichtbar bei Spinat und Kopfsalat, führen die Autoren auf höhere Photolabilität der PAK gegenüber den PCB zurück. Eventuell kommen auch Metabolisierungsprozesse, wie sie von anderen Autoren für Anthracen in Buschbohnen beschrieben wurden, hierfür in Frage. Im Vergleich der Pflanzenarten zeigt Kopfsalat die größte Anreicherungstendenz bei den höhermolekularen PCB.

**Tab. 4.70: Errechnete Transferfaktoren aus Meßergebnissen von (Delschen ET AL., 1996) aus den „sicheren“ Beziehungen zwischen Boden – und Pflanzenkonzentrationen**

Pflanzenart	Schadstoff	n	T (neu berechnet)
Spinat	PHT	20	0,0019
	FLA	20	0,0030
	BaP	20	0,0029
	PCB-28	18	0,0123
	PCB-52	18	0,0089
	PCB-101	18	0,0110
Kopfsalat	PHT	18	0,0012
	FLA	18	0,0009
	BaP	18	0,0012
	PCB-28	15	0,0074
	PCB-52	15	0,0097
	PCB-101	15	0,0107
	PCB-138	15	0,0163
	PCB-153	15	0,0131
Kartoffelschale	PHT	18	0,0005
	FLA	18	0,0008
	PCB-28	14	0,0004
Winterweizenstroh	PCB-138	14	0,0117
	PCB-153	14	0,0079

Quelle: TRAPP ET AL. (1997)

Die Modellbetrachtungen sollen einen Eindruck über den jeweiligen Anteil der drei Transferpfade Boden-Pflanze (Aufnahme aus Bodenlösung, gasförmige Aufnahme und Aufnahme aus anhaftenden Bodenpartikeln) vermitteln. In den Abbildungen 4.8 und 4.9 sind exemplarisch für Kopfsalat und Winterweizenstroh den modellierten Transferfaktoren der Einzelprozesse die Transferfaktoren der Meßwerte gegenübergestellt. Insgesamt überschreiten fast alle modellierten Werte die Meßwerte. Die Autoren geben hierfür keine genauen Gründe an, vermuten jedoch die Ursache im experimentellen Design oder in der Analytik.

Abb. 4.8: Graphische Darstellung modellierter, und gemessener TF-Werte für Kopfsalat (Mess= Transferfaktor aus Meßwerten, TFV=Transferfaktor für gasförmige Aufnahme, TFRes = Transferfaktor für Aufnahme über anhaftende Partikel, TFTransmax = Transferfaktor für Aufnahme aus Bodenlösung; aus TRAPP ET AL. 1997):

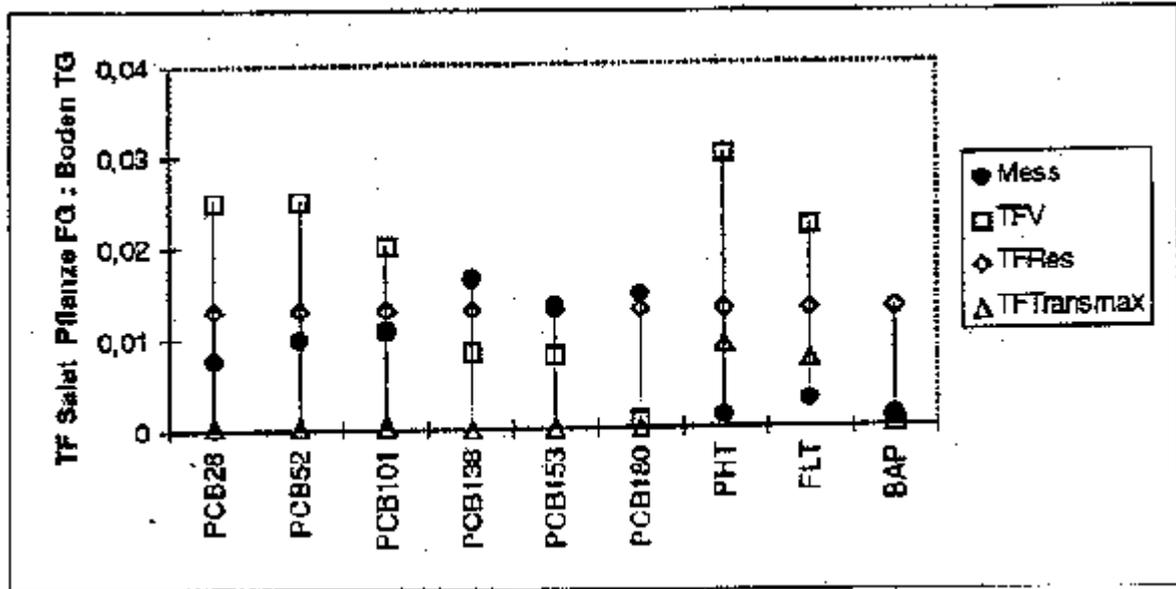
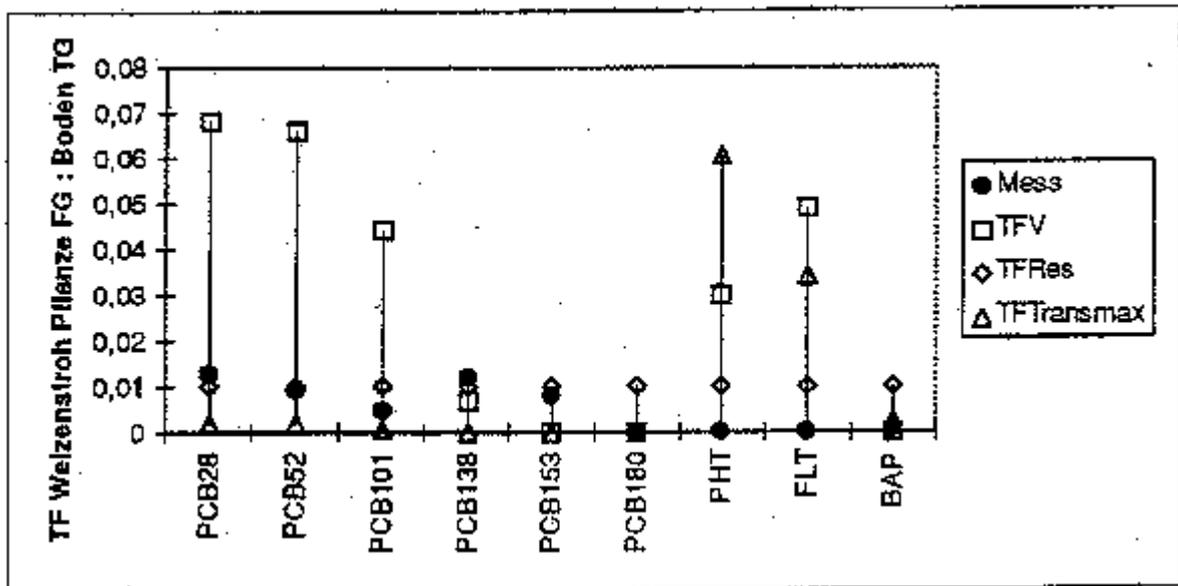


Abb. 4.9: Graphische Darstellung modellierter und gemessener TF-Werte für Winterweizenstroh (Mess= Transferfaktor aus Meßwerten, TFV=Transferfaktor für gasförmige Aufnahme, TFRes = Transferfaktor für Aufnahme über anhaftende Partikel, TFTransmax = Transferfaktor für Aufnahme aus Bodenlösung; aus TRAPP ET AL. 1997):



Der Eintragspfad über die Bodenlösung (*TFTransmax*) scheint lediglich für PHT und FLA relevant zu sein, dies gilt für alle betrachteten Pflanzenarten (Kopfsalat, Spinat, Winterweizenstroh und Grünkohl). Der Eintrag über anhaftende Bodenpartikel (Bodenresuspension, *TFRes*) übernimmt einen höheren Anteil am Gesamteintrag für die schwerflüchtigen, nahezu unlöslichen

Stoffe und betrifft vorzugsweise Pflanzen wie Kopfsalat und Spinat., die von ihrer Wuchsgeometrie her ihre Hauptblattmasse im bodennahen Bereich haben.

Die Aufnahme der Schadstoffe über die Gasphase (TFV) ist bedeutend für die leichterflüchtigen Stoffe wie PCB-28, PCB-52, PCB-101 und für PHT und FLA (hier: *FLT*). Der Prozeß gewinnt gerade bei den bodennah wachsenden Pflanzenspezies an Bedeutung, jedoch scheint er auch beim Winterweizenstroh einen nicht unerheblichen Anteil auszumachen, was eventuell durch die bestandesklimatischen Bedingungen in einem geschlossenen Getreidebestand zu erklären ist. Auch die Schalen und Wurzelrinden unterirdisch wachsender Pflanzenteile (z.B. Kartoffeln, Möhren) werden durch diesen Aufnahmepfad bevorzugt kontaminiert.

Die Autoren kommen zum Schluß, daß aufgrund der vielfältigen Einflußfaktoren (physikochemische Stoffeigenschaften, Wuchsgeometrie der Pflanzen, Bodeneigenschaften, Methode des Anbaus und der Weiterverarbeitung, Klima) keine allgemeingültigen Transferfaktoren angegeben werden können. Sie geben eine Matrix (Tabelle 4.71) der Aufnahmepfade von PAK und PCB für unterschiedliche Pflanzenspezies an, wobei teilweise nur hypothetische Annahmen zugrundeliegen. Es zeigt sich, daß für Baum- und Strauchobst bei PAK und PCB kein nennenswerter Transfer zu besorgen ist. Hierbei nennen die Autoren jedoch keine experimentell erarbeiteten Nachweise.

Tab. 4.71: Matrix "Pflanze-Transferpfad" für PAK und PCB

Pflanze	Translokation	Ausgasung	Verschmutzung mit Boden
<i>Cucurbitaceae sp.</i>	+	0	+
<i>Lactuca sp.</i>	0	+	+
Spinat	0	+	+
Weizen (Korn)	0	-	+
Getreide allgemein	0	-	+
Gras	0	+	+
Grünkohl	0	-	+
Baumobst	-	-	-
Strauchobst	-	-	-
Kartoffel	-	+	+
Möhren	-	+	+

+ = wichtiger Transferpfad; 0 = Transfer möglich, aber unbedeutend; - = Transfer sehr gering, Quelle: TRAPP ET AL. (1997)

Bei der Bewertung der Transferpfade ist vor allem im Gemüsebau die jeweils angewandte Anbau- und Verarbeitungsmethode (Folientunnel, Gewächshaus, Vlies, etc.) zu berücksichtigen, da davon auszugehen ist, daß sich hier die Anteile der Aufnahmepfade Ausgasung und Verschmutzung an der Gesamtaufnahme deutlich gegeneinander verschieben.

## 4.8 Kontamination von Futterpflanzen durch anhaftende Bodenpartikel

Die Verunreinigung von Futter mit Bodenmaterial sowie die direkte Bodenaufnahme durch Nutztiere sind nach Ansicht von McLACHLAN (1991) die Haupteintragspfade von Schadstoffen aus dem Boden in die Nahrungskette.

Das Ausmaß der Verunreinigung von Futterpflanzen mit Bodenmaterial ist von der Erntetechnik, der Art der Wiese und dem Wetter bei der Ernte abhängig. Die Verunreinigung des bei der Beweidung aufgenommenen Grases hängt sehr stark von der Art und Menge des Futterangebotes ab. So beträgt nach FRIES ET AL. (1982) die Bodenaufnahme beim Weiden 4-8 % der Trockenmassenaufnahme, in Zeiten geringen Pflanzenwachstums bis zu 14 %. McLACHLAN (1991) referiert eine Arbeit, in der etwas geringere Werte von durchschnittlich 1,5 % bis maximal 2 % angenommen werden; dies würde einer Bodenaufnahme von 225-300 g/d entsprechen (bei einer Aufnahme von 15 kg/d Gras-TS).

Die Verunreinigung von Grassilage mit Boden beträgt ca. 3 %, was einer Bodenaufnahme von ca. 400 g/d entspricht (McLACHLAN, 1991). Nach ECKSTEIN (1993) kann der Anteil an Bodenmaterial in Silagen jedoch bis zu 10 % betragen. Die mögliche Bodenverunreinigung von Heu liegt mit < 0,5 % deutlich niedriger.

CRÖSSMANN (1993) und SCHEU (1993) beschreiben die Kontamination durch anhaftende Bodenpartikel, neben der Belastung via Luftpfad, als wesentlichen Kontaminationspfad von Futterpflanzen mit PCB. Die Bestimmungsgrößen dieses Seitenpfades' - der PCB-Gehalt im Boden und die Menge an Bodenmaterial im Futtermittel - seien jedoch aufgrund erheblicher methodischer Schwierigkeiten schwer zu quantifizieren.

Um den Transfer von PCB innerhalb der Nahrungskette zu untersuchen, nahm McLACHLAN ET AL. (1994) von vier landwirtschaftlichen Betrieben Boden-, Öhmd- und Milchproben. Zwei der Betriebe wurden seit mindestens 30 Jahren mit Klärschlamm gedüngt (S), auf den Flächen der anderen beiden Höfe wurde nie Klärschlamm ausgebracht (0). Die Versuchspaare waren so angelegt, daß jeweils ein Betrieb mit sehr intensiver Fütterung und hoher Milchproduktion (H) und einer mit extensiver Fütterung und niedriger Milchproduktion (L) ausgewählt wurde. Durch anhaftendes Bodenmaterial verunreinigtes Gras bzw. Heu und Öhmd wird als eine der Haupteintragsquellen von Schadstoffen in die Nahrungskette angesehen.

Die Wiesen der beiden intensiv wirtschaftenden Betriebe (HS und HO) lagen im Überflutungsbereich der Rot, so daß die PCB-Kontamination des Futters im Betrieb HS als eine Kombination beider Kontaminationspfade angesehen werden muß. Aufgrund der Beeinflussung durch Überflutungsereignisse weisen die PCB-Bodengehalte dieses Versuchspaares weniger große Unterschiede auf. Die Bodengehalte des anderen Versuchspaares unterscheiden sich deutlich (vgl. Tabelle 4.72).

Die PCB-Gehalte des Öhmde der Standorte HS und HO liegen bei ca. 1,2 µg/kg, und unterscheiden sich nicht, während die Gehalte am Standort LS fast doppelt so hoch sind als am Standort LO (vgl. Tab. 4.72). Aus den hohen Bodengehalten der Standort HS und HO resultieren jedoch keine höheren Gehalte im Öhmd, diese sind im Vergleich zu den anderen Öhmdpro-

ben sogar niedriger, während die Bodenbelastung am Standort LS zu einer stärkeren Kontamination des Öhmds führte.

McLACHLAN ET AL. führen diese widersprüchlichen Ergebnisse auf eine nachlässigere Futtererwerbung des Betriebes LS und einer daraus resultierenden stärkeren Kontamination durch anhaftende Bodenpartikel zurück. Somit kann die Düngung mit Klärschlamm zu erhöhten Schadstoffgehalten in Futterpflanzen führen. Über Anteile des anhaftendes Bodenmaterials wurden keine Aussagen gemacht.

**Tab. 4.72: PCB-Gehalte in Böden und Futterpflanzen von mit bzw. ohne Klärschlamm (KS) gedüngten landwirtschaftlichen Betrieben**

	<b>PCB-Gehalt Boden [µg/kg]</b>	<b>PCB-Gehalt Öhmd [µg/kg]</b>
LO (extensiv ohne KS)	2	1,8
LS (extensiv mit KS)	≈ 14	3,2
HO (intensiv ohne KS)	19	1,2
HS (intensiv mit KS)	23	1,2

Quelle: McLACHLAN ET AL. (1994)

## 5 Transfer organischer Schadstoffe aus Böden in Pflanzen über die Atmosphäre

### 5.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

HERRMANN (1987) ermittelte in seinen Untersuchungen nur einen sehr geringen Anteil des BaP im Gesamtboden in der Bodenluft (s. Tabelle 3.1, S. 23), was auf geringe Flüchtigkeit schließen läßt.

LIPHARD (1990) fand ebenfalls eine geringe Flüchtigkeit der PAK. Nach seinen Untersuchungen ist außer bei den Zwei- und Dreiring-Aromaten die Ausgasung aus dem Boden für die Gefährdungsabschätzung nicht relevant.

In einem Inkubationsversuch mit konstanter Luftzufuhr über 48 h ermittelten PARK ET AL. (1990) für verschiedene PAK die Verflüchtigungsraten aus zwei unterschiedlichen Böden (Kidman: 0,3 % C<sub>org</sub> pH 7,9; McLaurin: 0,6 % C<sub>org</sub> pH 4,8). Wie die Tabelle 5.1 zeigt, ist die Verflüchtigung aus dem Boden nur für die 2-Ring-Aromaten von Bedeutung. Zwischen den beiden untersuchten Böden bestand nur ein geringer Unterschied in der Verflüchtigungsrate.

Tab. 5.1: Verflüchtigungsraten [%] verschiedener PAK aus zwei verschiedenen Böden

PAK	Kidman	McLaurin
NAP	32,2	29,2
ANT, PHE	< 0,1	< 0,1
FLA, PYR, CRY, BaANT, BbFLA,	n. n.	n. n.
DBahANT, BaP, INDPYR		

Quelle: PARK ET AL. (1990)

KAUPP (1996) weist einen bedeutenden Beitrag des *partikelgebundenen* Eintrags von SOC (*semivolatile organic compounds*) in Maispflanzen nach. Die Untersuchungen erfolgten im Freiland und wurden durch Gewächshausvarianten unterstützt. Die beschriebenen Stoffe waren verschiedene PAK-Vertreter vom relativ leichtflüchtigen Fluoranthen (Dampfdruck  $1,2 \cdot 10^{-3}$  Pa) bis zum schwerflüchtigen Coronen (Dampfdr.  $2,0 \cdot 10^{-10}$  Pa) sowie Spektren von unterschiedlich stark chlorierten PCDD und PCDF.

Für die drei atmosphärischen Eintragspfade (trocken gasförmig, trocken partikelgebunden, nasse Deposition) in die Pflanze konnte für die leichter flüchtigen Substanzen der trocken gasförmige Eintrag und für die schwerer flüchtigen der trocken partikelgebundene als Haupteintragspfad ausgemacht werden. Es wurde zudem nachgewiesen, daß eine Stoffverlagerung durch Desorption von der Partikeloberfläche und Diffusion ins Blattinnere erfolgt.

Quantitative Abschätzungen der Anteile der Eintragspfade waren in dieser Untersuchung nicht mit ausreichender Sicherheit möglich. Der Prozeß der Desorption von der Partikeloberfläche und die anschließende Stoffverlagerung ins Blattinnere wird vor allem auf belasteten Standorten für den Transferpfad über anhaftendes Bodenmaterial höher bewertet werden müssen.

Die ermittelten Eintragsmechanismen in Pflanzen sind auch für weitere physikochemisch vergleichbare organische Schadstoffgruppen anzunehmen. Zur Quantifizierung und Übertragbarkeit der Ergebnisse besteht jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf.

### Zusammenfassung

Aufgrund der geringen Flüchtigkeit der PAK kann allgemein davon ausgegangen werden, daß der Transferpfad Boden-Atmosphäre-Pflanze höchstens bei den niederkondensierten PAK von Bedeutung ist. Daneben dürfte der partikelgebundene Eintrag in Pflanzen für die schwerer flüchtigen Substanzen von Belang sein.

## 5.2 Polychlorierte Biphenyle

Wie MOZA ET AL. (1976, 1979) in Lysimeterversuchen mit radioaktiv markierten PCB darlegten, kann die Verflüchtigung von PCB aus dem Boden ein Hauptfaktor für den Verlust von PCB sein. Wie Tabelle 5.2 zeigt, nimmt die Verflüchtigungsrate mit dem Chlorierungsgrad ab (Bodenkonzentration: 1 mg/kg).

Tab. 5.2: Verflüchtigungsraten verschiedener <sup>14</sup>C-PCB (% der applizierten Radioaktivität)

Substanz	Kongener	Anwendungs-jahr	1 Jahr nach Anwendung	C <sub>org</sub> [%]	T [%]	pH
2,2'-Dichlorbiphenyl	(4)	53,5	78,7	1,0	10	5,7
2,4',5-Trichlorbiphenyl	(31)	67,5	71,2	0,2	13	6,8
2,2',4,4',6-Pentachlorbiphenyl	(100)	41,5	45,7	0,2	13	6,8

Quelle-. MOZA ET AL. (1976,1979)

FRIES und MARROW (1981) bestimmten für verschiedene <sup>14</sup>C-markierte PCB-Kongenerere die Kontamination von Sojabohnen durch aus dem Boden verflüchtigte PCB. In einem Gefäßversuch wurden Sojapflanzen über 52 d in PCB-freiem Boden angezogen, der von einer darüberliegenden künstlich kontaminierten Bodenschicht (10 % T, 2,6 % C<sub>org</sub> pH 6,7) gasdicht getrennt war. Die relativen Anteile des <sup>14</sup>C in oberirdischen Pflanzenteilen an der Gesamtradioaktivität zeigt Tabelle 5.3. In den unteren Blättern waren die Rückstände am höchsten, während im oberen Stengelbereich und in den Samenschalen keine bzw. sehr geringe Mengen an PCB vorhanden waren. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad wurden die PCB in den unteren Blättern relativ zum Boden angereichert. Nach FRIES und MARROW begünstigt die stärkere Lipophilie der höherchlorierten PCB die Adsorption an die Wachsschichten der Cutikula. Zu beachten sind die teilweise hohen Schwankungsbreiten der Ergebnisse.

**Tab. 5.3: Verteilung aus dem Boden verflüchtigter <sup>14</sup>C-PCB in oberirdischen Teilen von Sojapflanzen**

	<b>2,2',5-Tri-CB (PCB-18)</b>	<b>2,2',5,5'-Tetra-CB (PCB-52)</b>	<b>2,2',4,5,5'-Penta-CB (PCB-101)</b>
Bodengehalt [mg/kg]	2,08	3,56	2,69
Pflanzengehalt [% d. Bodengehaltes]			
oberer Stengelbereich	n. n.	0,1 ± 0,1	< 0,2
unterer Stengelbereich	0,4 ± 0,2	0,7 ± 0,2	0,5 ± 0,1
obere Blätter	< 0,4	1,2 ± 1,1	0,6 ± 0,4
untere Blätter	5,2 ± 3,5	7,3 ± 4,1	11,5 ± 5,5
Samenschalen	< 0,4	0,5 ± 0,1	< 0,2
Gesamtpflanze	1,1 ± 0,7	1,8 ± 0,8	1,8 ± 0,9

Quelle. FRIES und MARROW (1981)

Die hier dargestellten Ergebnisse sind nach Ansicht der Autoren jedoch nur bedingt auf Feldbedingungen übertragbar: zum einen ist dort durch Luftbewegung die Verflüchtigung von der Pflanzenoberfläche möglich, d. h. es ergeben sich geringere Gehalte, zum anderen kann bei einer geschlossenen Pflanzendecke die Adsorption an die Blätter größer sein.

Bei Untersuchungen von FAIRBANKS ET AL. (1987) zur Verflüchtigung von PCB betrug die Verflüchtigungsrate von Aroclor 1254 nach einer Versuchsdauer von 240 Tagen 5-31 %. Zwischen den untersuchten Böden ergaben sich Unterschiede; so war die Verflüchtigung aus einem sandigen Lehmboden deutlich höher als aus einem Tonboden. Die Zugabe von organischer Substanz (in diesem Fall in Form von Klärschlamm) erniedrigte die Verflüchtigungsrate.

Bei Phytotronversuchen mit dem PCB-Gemisch Chlophen A60 untersuchte OCKER (1985) den Aufnahmeweg von PCB aus dem Boden in Roggenpflanzen. Ein Teil der Pflanzen wuchs auf kontaminiertem Boden, ein Teil auf unbehandeltem Boden; bei letzteren konnte eine Kontamination nur über den Luftpfad erfolgen. Die untersuchten Pflanzenteile beider Versuchsvarianten enthielten in etwa gleich hohe PCB-Gehalte, d. h. es erfolgte ein Transfer vom Boden über die Atmosphäre in die oberirdischen Pflanzenteile. Die Aufnahme über das Leitsystem konnte als gering betrachtet werden.

Dabei nahm der PCB-Gehalt in den untersuchten Pflanzenteilen in der Reihenfolge Stroh > Ähren > Korn ab. In derselben Folge kam es zu einer relativen Abreicherung von PCB-180 sowie zu einer relativen Anreicherung des PCB-101.

Bei Untersuchungen mit Tomaten- und Gerstenpflanzen konnten YE ET AL. (1991) keine aktive Aufnahme und Verlagerung innerhalb der Pflanze feststellen. Als Substrat verwendeten sie einen tonigen Lehmboden, dem ein Gemisch aus Aroclor 1221, 1242 und 1260 (vgl. Tab. 2.2, S. 4) mit Sand als Trägersubstanz zugesetzt wurde (je Aroclor 0,17 g/kg Boden-Sand-Gemisch). Bei der Analyse der oberirdischen Pflanzenteile wurden die höchsten Gehalte in den Blättern (19 ppb), die geringsten in den Früchten (<100 ppt) gemessen. Da in den Wurzeln keine PCB

nachgewiesen wurden, konnten die PCB-Gehalte nur von der Aufnahme von gasförmigen oder partikelgebundenen PCB aus der Luft stammen.

Es konnte eine Beziehung zwischen den Gehalten der PCB-Kongenere in den Tomatenblättern und deren Dampfdruck ermittelt werden, es zeigte sich jedoch eine negative Korrelation zwischen dem Chlorierungsgrad der PCB und deren Konzentration in der Pflanze. Die in der Untersuchung nachgewiesenen Gehalte liegen in einem analytisch nur schwer abzusichernden Bereich und sind daher kritisch zu bewerten.

McLACHLAN (1996) verfolgt unter anderem die PCB-Kongenere 28, 52, 101, 138, 153 und 180 sowie HCB in der landwirtschaftlichen Nahrungskette. Grundlage seiner Betrachtung sind "fugacity-Quotienten", die den Zusammenhang für jede Einzelsubstanz zwischen jeweils zwei Gliedern der Nahrungskette charakterisieren. Für die betrachteten Stoffe wird die "fugacity" für die einzelnen Matrices entsprechend den physiko-chemischen Stoffeigenschaften und der gefundenen Konzentrationen berechnet. Fugacity-Quotienten um 1 bei der Beziehung Boden-Luft für die PCB-Kongenere 28-138 zeigen eine Verteilung nahe am Gleichgewicht an. Dies bedeutet, daß die aktuellen Luftkonzentrationen bestimmt werden durch Diffusion von der Bodenoberfläche, was auch bestätigt wird von Autoren die von jahreszeitlich abhängigen PCB-Konzentrationen (Maxima in den Sommermonaten) in der Luft berichten.

Die fugacity-Quotienten der Beziehung Luft-Pflanze liegen für die niedrigchlorierten PCB bei 1 und nehmen mit steigendem Chlorierungsgrad rapide ab, so daß der Transfer in die Pflanze über den Luftpfad für die PCB 28-101 deutlich höhere Relevanz zu haben scheint als für die Kongenere 138-180.

Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Pfad lassen sich aus den vorgelegten Daten berechnen und sind in Tabelle 5.4 dargestellt. Es ist zu beachten, daß es sich um Hintergrundwerte einer belastungsarmen Region handelt und die Bodendaten nicht direkt vom Standort der Pflanzendaten stammen.

**Tab. 5.4: Berechnete Transferfaktoren Boden-Pflanze für Gras und Maisblätter aus einem unbelasteten Untersuchungsgebiet**

Schadstoff	Bodengehalt [µg/kg]	T <sub>f</sub>	
		Gras	Maisblätter
PCB-28	10	0,8500	2,4000
PCB-52	18	0,7389	1,5000
PCB-101	110	0,2727	2,2727
PCB-153	320	0,1375	0,5625
PCB-138	390	0,1103	0,4872
PCB-180	197	-	0,1472

Quelle- Daten berechnet aus McLACHLAN (1996)

## Zusammenfassung

Die Volatisation von PCB aus dem Boden nimmt mit deren Chlorierungsgrad ab. Sandige Bodentextur begünstigt die Verflüchtigung. Die Relevanz des Transferpfades Boden-Atmosphäre-Pflanze sinkt mit der Verflüchtigungsrate mit zunehmendem Chlorierungsgrad der PCB.

## 5.3 Organochlorpestizide

### Einflußfaktoren der Verflüchtigung aus dem Boden

Die Verflüchtigung von Pestiziden aus dem Boden stellt nach SPENCER und CLIATH (1973) einen Hauptfaktor für die Verminderung der Bodengehalte dar. Da der Dampfdruck der Pestizide relativ niedrig ist, kann die Verflüchtigung über einen langen Zeitraum hinweg stattfinden (CLIATH und SPENCER, 1972). Das Ausmaß der Verflüchtigung hängt von verschiedenen substanz- bzw. bodenspezifischen Faktoren ab. Unter anderem beeinflusst die Bodenart das Ausmaß und die Dauer der Verflüchtigung.

GUENZI und BEARD (1970) untersuchten in Laborversuchen an vier verschiedenen Böden das Verhalten von Lindan und DDT. Die Verflüchtigungsrate stieg in der Reihenfolge toniger Boden < schluffig lehmiger Ton < sandiger Lehm < lehmiger Sandboden an.

Wie FARMER ET AL. (1973) an einem lehmigen Schluff aufzeigten, nimmt die Verflüchtigungsrate von Dieldrin mit Zunahme der Lagerungsdichte des Bodens ab.

Ebenso hat der Wassergehalt einen Einfluß auf die Verflüchtigungsrate. Diese ist bei trockenem Boden aufgrund starker Adsorption an die Bodenmatrix im Vergleich zu feuchtem Boden deutlich geringer. Die Adsorptionskapazität trockener Böden für organische Dämpfe liegt nach GLOTFELTY und SCHOMBURG (1989) mindestens zwei Größenordnungen über der feuchter Böden. Diese Wirkung trockener Böden ist jedoch reversibel, d. h. bei Wiederbefeuchtung steigt die Verflüchtigungsrate erneut an.

IGUE ET AL. (1972) untersuchten den Einfluß des Wassergehaltes des Bodens auf die Verflüchtigung von Dieldrin. Die Verflüchtigungsrate war dann am höchsten, wenn der Boden feucht war und kein Wasserverlust aus dem Boden auftrat; bei sinkendem Wassergehalt fiel die Verflüchtigungsrate stark ab, bei einem Wassergehalt von < 2,8 % kam die Verflüchtigung zum Erliegen.

WILLIS ET AL. (1972) errechneten Flußraten von Dieldrin bei verschiedenen Wassergehalten. Dazu wurde Dieldrin in die obersten 15 cm eines Lehmbodens eingemischt und in 10 bzw. 30 cm Höhe über der Bodenoberfläche die Konzentration an Dieldrin gemessen (Boden: schluffig-toniger Lehm, 0,5 % C<sub>org</sub> pH 6,2). Innerhalb der Versuchsdauer von 5 Monaten war im bewässerten Boden die Verflüchtigungsrate mit 18 % des applizierten Dieldrins am größten, während sie beim überfluteten Boden mit 2,1 % am niedrigsten war; der unbewässerte Boden lag mit 7 % dazwischen.

Zwischen den einzelnen HCH-Isomeren bestehen Unterschiede im Ausmaß der Verflüchtigung: während  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH relativ leicht an die Atmosphäre abgegeben werden, ist dies beim  $\beta$ -Isomer nicht der Fall (DFG, 1982).

Den Einfluß des Bodenwassergehalts auf die Verflüchtigung von DDE konnte auch *WILLET ET AL.* (1993) zeigen. In einer Studie zum Transfer von Organochlorpestiziden vom Boden über Futterpflanzen in Rinder konnte eine signifikant positive Beziehung zwischen täglicher Niederschlagsmenge und dem DDE-Gehalt des Weidefutters, bis hin zur Milch gefunden werden. Mit Filterpapier-Ethylenglykol-Fallen konnte der Nachweis von volatilisiertem DDE erbracht werden. Als weiteren Hinweis auf Volatilisation von DDT und seinen Metaboliten aus dem Boden leiten die Autoren von einer deutlichen Anreicherung dieser Stoffe in den obersten 2 cm der Versuchsflächen ab. Der ehemalige Obstgarten wurde vor der Weidenutzung gepflügt und seither keiner DDT-Behandlung mehr unterzogen, so daß von einer homogenen Verteilung der DDT-Rückstände über die Pflugtiefe ausgegangen werden müßte.

### **Zeitlicher Verlauf der Verflüchtigung und -raten**

*FARMER ET AL.* (1972) fanden in einem Laborexperiment über mehrere Tage mit Lindan, Dieldrin und DDT einen direkten Zusammenhang zwischen der Konzentration des Pestizids im Boden und dessen Verflüchtigungsrate. Bei gleicher Bodenkonzentration nahm die verflüchtigte Menge in der Reihenfolge Lindan > Dieldrin > DDT ab.

Auf der Basis der im Labor während der ersten 24h nach Applikation gemessenen Raten kalkulierten *FARMER ET AL.* die potentiellen Verluste dieser Pestizide innerhalb eines Jahres (Tabelle 5.5). Unter Feldbedingungen können diese Werte je nach Bodeneigenschaften oder Umweltbedingungen stark schwanken. Nach *FARMER ET AL.* sind unter Feldbedingungen die Temperaturen oft höher sowie die Luftbewegung über der Bodenoberfläche stärker, so daß höhere Verluste als die hier angeführten auftreten können. Die in diesem Versuch eingesetzten Bodengehalte entsprechen hohen bis sehr hohen Werten.

**Tab. 5.5: Potentielle Verluste von Lindan, Dieldrin und DDT durch Verflüchtigung aus dem Boden bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten und Temperaturen**

Boden [mg/kg]	Luftbewegung über Bodenoberfläche [m/s]	potentielle Volatilisation [kg/ha×a] Lindan 30°C	potentielle Volatilisation [kg/ha×a] Dieldrin 20°C	potentielle Volatilisation [kg/ha×a] Dieldrin 30°C	potentielle Volatilisation [kg/ha×a] DDT 30°C
1	2,9		0,24	0,69	
1	10,8	3,3	0,39	1,4	0,28
5	2,9		1,8	3,8	
5	10,8	19,0	2,4	8,9	1,3
10	2,9		2,6	8,7	
10	10,8	43,2	5,4	14,2	2,9
50	2,9		3,7	15,2	
50	10,8	201,6	7,5	21,9	4,7

Quelle: FARMER ET AL. (1972)

TAYLOR ET AL. (1976) errechneten die Verlustraten durch Verflüchtigung von Dieldrin und Heptachlor von einem Maisfeld. Danach können während einer Vegetationsperiode nach einer Applikation von jeweils 5,6 kg/ha bis zu 0,199 kg/ha Dieldrin und 0,383 kg/ha Heptachlor aus dem Boden durch Verflüchtigung entweichen (Einarbeitung der Pestizide in 7,5 cm Bodentiefe; Oberboden: 15 % T, 1,2 % C<sub>org</sub> pH 6,2). Die Verflüchtigung im zweiten Jahr nach der Applikation betrug jedoch weniger als 10 % der Werte vom Vorjahr.

SPENCER ET AL. (1988) stellten in ihren Untersuchungen mit Lindan ebenfalls eine hohe Verflüchtigung direkt nach der Applikation fest (Bodenkonzentration 3 mg/kg). Nach einer Versuchsdauer von 14 Tagen waren 7,6 % des applizierten Lindans verflüchtigt (bei einer Evaporationsrate von 5,5 mm/d) bzw. 5,5 % (ohne Evaporation).

## Verflüchtigung von Metaboliten

Die Verflüchtigung von Umwandlungsprodukten der Pestizide kann ebenfalls von Bedeutung sein, da sie zum Teil einen höheren Dampfdruck besitzen als die Ausgangssubstanz. So entweicht nach Untersuchungen von CLIATH und SPENCER (1972) aus aeroben Böden das meiste p,p'-DDT wahrscheinlich als p,p'-DDE. Die Tabelle 5.6 zeigt die Verschiebung in der Zusammensetzung der DDT-Isomere in der Atmosphäre (30 und 76 cm über Bodenoberfläche gemessen) gegenüber dem Boden 14 Monate nach der letzten DDT-Applikation. Auch das Umwandlungsprodukt von Lindan, PCCH ( $\gamma$ -1,3,4,5,6-Pentachlorcyclohexan), weist eine höhere Volatilität als Lindan auf. Unter Feldbedingungen können bis zu 60-75 % des applizierten Lindans als PCCH verflüchtigen (bezogen auf lehmigen Sandboden mit 17,5 % T, 0,2 % C<sub>org</sub> Applikationsmenge 20 mg/kg). Nicht zuletzt spielt die Lage des Pestizids im Boden eine Rolle: je tiefer eine Substanz im Boden vorliegt, desto geringer ist ihre Verflüchtigung.

Tab. 5.6: Verhältnis von DDT und Metaboliten im Boden und in der Atmosphäre

Isomer	Konz. im Boden [mg/kg]	Anteil an S DDT [%]	Konzentration in der Atmosphäre [ng/m <sup>3</sup> ] 15 h*	Konzentration in der Atmosphäre [ng/m <sup>3</sup> ] 24 h	Konzentration in der Atmosphäre [ng/m <sup>3</sup> ] Mittel	Anteil an S DDT [%]
p,p'-DDT	14,1	61	104	78	91	18
p,p'-DDE	6,2	27	419	235	327	66
o,p'-DDT	2,7	11	69	44	57	11
o,p'-DDE	0,12	0,5	26	17	22	4
Σ DDT	23,1		618	373	496	

\*nach Bodenbearbeitung, Quelle- CLIATH und SPENCER (1972)

## Transfer in Pflanzen

BARROWS ET AL. (1969) untersuchten den Einfluß von verflüchtigtem Dieldrin auf eine mögliche Kontamination oberirdischer Pflanzenteile. Dazu pflanzten sie im Gewächshaus und im Freiland auf Böden mit unterschiedlichen Dieldringehalten Maispflanzen an. Der Boden bei der Gewächshausvariante wurde abgedeckt, so daß kein Dieldrin aus dem Boden entweichen konnte. In den beiden Versuchsvarianten zeigten sich deutliche Unterschiede bei den Gehalten in den Blättern bzw. dem Verhältnis von Blattgehalten zu Halmgehalten; letzteres war bei den Feldvarianten deutlich höher (4-14) als im Gewächshaus (0,02-0,4). BARROWS ET AL. folgerten daraus, daß bei der Feldvariante verflüchtigtes Dieldrin zur Kontamination der Blätter führte.

Bei Laboruntersuchungen von BEALL und NASH (1971) mit Sojabohnen wurde nur ein geringer Anteil der aus dem Boden verflüchtigten Pestizidmenge von den Pflanzen aufgenommen. Für DDT betrug dieser Anteil 6,3 %, für Lindan 1,2, für Endrin 1,6 und für Heptachlor 0,8 %. Die Kontamination der Pflanzen durch Adsorption von verflüchtigtem DDT war ca. 7fach höher als die DDT-Aufnahme über die Wurzeln. Dieses Verhältnis betrug bei Dieldrin 0,8, bei Endrin 0,2 und bei Heptachlor 0,3; d. h. hier erfolgte die Kontamination überwiegend über die Wurzeln.

Die Verflüchtigung von HCB aus dem Boden kann eine bedeutende Kontaminationsquelle für oberirdische Pflanzenteile sein: die HCB-Gehalte von Pflanzen, die auf HCB-kontaminierten Böden wachsen sind umso höher, je näher sie am Boden wachsen und je größer die Blattoberfläche ist (HÄFNER, 1982).

HORAK und ECKER (1990) untersuchten die HCB-Aufnahme von Ölkürbis und Sonnenblumen. In Gefäßversuchen wurden bei Bodengehalten von bis zu 40 mg/kg in Sonnenblumen nur Spuren von HCB bis in die Samenkerne verlagert (NWG ca. 0,003 mg/kg). In jungen Sonnenblumenpflänzchen (18 d alt) konnten bei Bodengehalten von bis zu 40 mg/kg HCB in den Pflanzen bis zu 1,3 mg/kg (FS) festgestellt werden; die Pflanzengehalte korrelierten mit den Bodengehalten. HORAK und ECKER führen dies auf eine Kontamination durch aus dem Boden

verflüchtigtes HCB zurück. Luftmessungen, nach denen die höchsten HCB-Konzentrationen in unmittelbarer Bodennähe auftreten, bestätigen diese Annahme.

Bei Kürbispflanzen scheint aufgrund ihres Wuchsverhaltens - die gesamte Pflanze liegt direkt dem Boden auf - die Verflüchtigung aus dem Boden der Hauptkontaminationspfad zu sein. Für insgesamt 30 Wertepaare fanden die Autoren folgenden Zusammenhang:

$$c(\text{HCB})\text{-Kürbiskernöl [ppb]} = 19 + 21,7 \cdot c(\text{HCB})\text{-Boden [ppb]} \quad (r^2 = 0,554)$$

Allerdings sind im unteren Konzentrationsbereich die Werte relativ stark gestreut, so daß eine Vorhersage der HCB-Gehalte aus dem Bodengehalt nur eingeschränkt möglich ist.

In einem Laborversuch ermittelten SCHROLL und SCHEUNERT (1992a) Transferfaktoren von HCB bezüglich der Aufnahme über die Blätter. In einem Exsikkator wurden verschiedene Testpflanzen über 7 Tage in HCB-kontaminiertem Boden (1 mg/kg HCB; 13 % T, 1,2 %  $C_{\text{org}}$  pH 5,8) kultiviert, die Kontrollpflanzen wuchsen in HCB-freiem abgedecktem Boden. Die aus den Versuchsdaten berechneten Transferfaktoren für den Pfad Boden-Atmosphäre-Pflanze sind in Tabelle 5.7 dargestellt. Zu beachten ist, daß diese Ergebnisse nur bedingt auf Freilandbedingungen übertragbar sind.

**Tab. 5.7: Transferfaktoren für die Aufnahme HCB in die Blätter verschiedener Pflanzenarten über den Pfad Boden-Atmosphäre-Pflanze**

Pflanzenart	Transferfaktor (TF <sub>f</sub> )
Hafer	3,6
Mais	1,7
Gerste	1,3
Raps	1,1
Salat	1,1
Möhren	24,3

Quelle: SCHROLL und SCHEUNERT (1992a)

SCHEUNERT ET AL. (1994) untersuchten im Rahmen eines Laborversuchs die Aufnahme-pfade von <sup>14</sup>C-markiertem HCB aus dem Boden für Gerste und Kresse. Das Substrat war sandig-toniger Lehm mit 3,6 % OS und pH 6,4 bei einer Expositionszeit von 7 Tagen.

Die ermittelten Daten (Tabelle 5.8) weisen auf eine hohe Bedeutung der Aufnahme über den Luftpfad hin. So zeigt sich eine Verflüchtigung von appliziertem <sup>14</sup>C-HCB in der Größenordnung von 5,5-6 % und eine Wiederfindung in Pflanzen mit ausschließlicher HCB-Aufnahme über den Sproß von 0,48-1,39 %. Die Verteilungskoeffizienten zwischen den einzelnen Kompartimenten (Tabelle 5.9) zeigen deutliche Unterschiede der beiden Pflanzenaxten im Aufnahmeverhalten von HCB. Beim Vergleich  $C_{\text{Ganzpflanze}}/C_{\text{Boden}}$  reichert die Kresse insgesamt mehr HCB an als Gerste. Bei Betrachtung der Einzelschritte der Aufnahme nimmt Kresse mehr HCB aus der Gasphase auf, Gerste deutlich mehr aus der Bodenlösung. Zur Erklärung dieser Unterschiede vermuten SCHEUNERT ET AL. Pflanzeigenschaften wie Gehalt an lipophilen Inhaltstoffen. Auch

der Verteilungskoeffizient  $C_{Luft}/C_{Boden}$  zeigt pflanzenspezifische Unterschiede, was die Autoren auf Unterschiede in der Wuchsgeometrie und Bestandesdichte zurückführen.

**Tab. 5.8: Prozentuale Verteilung von  $^{14}\text{C}$ -HCB im System Pflanze-Boden bei Gerste und Kresse 1 Woche nach Behandlung**

	<b>Gerste</b>	<b>Kresse</b>
Boden	89,47	91,06
Luft	5,59	6,06
Pflanzenaufnahme		
Wurzel + Sproß	0,81	1,95
nur Sproß	0,48	1,39
Wiederfindung	96,35	100,46

Quelle: SCHEUNERT ET AL. (1994)

**Tab. 5.9: Verteilungskoeffizienten bei der Pflanzenaufnahme von  $^{14}\text{C}$ -HCB durch Gerste und Kresse**

<b>Verteilungskoeffizient</b>	<b>Gerste</b>	<b>Kresse</b>
$C_{Wasser}/C_{FestphaseBoden}$	0,0044	0,0044
$C_{Wurzeln}/C_{Wasser}$	185,00	59,00
$C_{Luft}/C_{Boden}$	0,21	0,12
$C_{Spross}/C_{Luft}$	13,40	17,10
$C_{Ganzpflanze}/C_{Boden}$	1,21	2,13

Quelle- SCHEUNERT ET AL. (1994)

SCHROLL ET AL. (1994) untersuchten u. a. das HCB-Aufnahmeverhalten von unterschiedlichen Pflanzenarten in einem Laborversuch mit  $^{14}\text{C}$ -markiertem HCB auf sandigem Ackerboden. Die Versuchsanordnung läßt eine Differenzierung in Wurzel- und Sproßaufnahme zu. Die Ergebnisse (Tabelle 5.10) zeigen, daß HCB bei den untersuchten Pflanzenarten weder von der Wurzel aufgenommenes HCB in den Sproß transloziert wurde, noch Rückverlagerung vom Sproß in die Wurzel stattgefunden hat. Die einzelnen Pflanzenarten zeigen deutliche Unterschiede im Aufnahmeverhalten von Wurzel und Sproß.

**Tab. 5.10: Biokonzentrationsfaktoren\* von  $^{14}\text{C}$ -HCB in einem geschlossenen System Pflanze-Boden für verschiedene Pflanzenarten, 1 Woche nach Versuchsbeginn**

Pflanzenart	BCF behandelter Boden Wurzeln	BCF behandelter Boden Sproß	BCF unbehandelter Boden Wurzeln	BCF unbehandelter Boden Sproß
Gerste	9,0	26,0	n. n.	26,3
Hafer	7,2	26,7	n. n.	29,8
Mais	10,5	20,8	n. n.	25,1
Raps	30,3	26,4	n. n.	26,1
Salat	246,0	27,7	n. n.	27,6
Möhren	450,0	168,0	n. n.	202,0

\*BCF = Quotient von  $^{14}\text{C}$ -Pflanzengehalt TS zu  $^{14}\text{C}$ -Bodengehalt TS äquivalent zu HCB, Quelle: SCHROLL ET AL. (1994)

Die Anreicherungstendenz der Wurzeln folgt der Reihe Hafer < Gerste < Mais < Raps < Kopfsalat < Möhre. Die Gramineen reichern deutlich weniger HCB in der Wurzel an. Für die gasförmige Aufnahme über den Sproß kann folgende Reihe angegeben werden: Mais < Raps = Gerste < Kopfsalat < Hafer < Möhre. Die Unterschiede zwischen den Arten sind bei der Sproßaufnahme weniger deutlich ausgeprägt, Möhren weisen jedoch eine um annähernd Faktor 100 höhere Anreicherungstendenz auf als die übrigen Versuchspflanzen.

Die Autoren führen die pflanzenartspezifischen Anreicherungsunterschiede für HCB vor allem auf unterschiedliche Gehalte an lipophilen Pflanzeninhaltsstoffen zurück. Auch HEINISCH ET AL. (1991b) führen das starke Anreicherungsvermögen von Kopfsalat für HCB mit auf den hohen Pflanzenlipidgehalt zurück.

MCLACHLAN (1996) untersuchte neben den PCB-Kongeneren (siehe Seite 166) auch HCB-Rückstände in der landwirtschaftlichen Nahrungskette. Der 'fugacity-Quotient' Boden/Luft für HCB ist nahe 10 und zeigt Volatilisation aus dem Boden an.

Der Transferfaktor Boden-Pflanze mit  $\text{TF}_f = 0,0573$  für Maisblätter bei 7500 pg/kg Boden kann hier mit standortgleichen Boden- und Pflanzengehalten berechnet werden. Für Gras errechnet sich mit den ungenaueren Bodendurchschnittsdaten (360 pg/kg) ein Transferfaktor von  $\text{TF}_f = 0,0722$ . Somit ergibt sich für Gras, trotz geringerer Bodengehalte, eine leicht höhere Anreicherungstendenz als für Maisblätter. Die Kontamination der oberirdischen Pflanzenteile durch von der Bodenoberfläche volatilisiertes HCB wird als bedeutender Transferpfad betrachtet.

## Zusammenfassung - Organochlorpestizide

Der Transferpfad Boden-Atmosphäre-Pflanze ist für die einzelnen Pestizide von unterschiedlicher Bedeutung. Besonders bei HCB besteht durch die Verflüchtigung aus dem Boden für die Pflanzen ein Kontaminationsrisiko. Bei DDT und Lindan weisen deren Umwandlungsprodukte eine höhere Volatilität als die Ausgangssubstanz auf.

Bodenparameter sowie die Konzentration und Lage der Pestizide im Boden haben ebenfalls einen Einfluß auf die Relevanz dieses Transferpfades. Die Volatilisation wird begünstigt durch grobkörniges Substrat und geringe Lagerungsdichte. Sie weist bei mittleren Wassergehalten und häufigem Wechsel ein Maximum auf; bei trockenem Boden wird sie dagegen durch Adsorption und bei Nässe durch mangelnden Gasaustausch begrenzt. Durch ihre Wirkung auf den Wassergehalt und durch Verringerung der Transportstrecke zur Bodenoberfläche können auch Bearbeitungsmaßnahmen die Verflüchtigungsrate beeinflussen.

## 5.4 BTX - Aromaten

Aufgrund ihrer hohen Flüchtigkeit kann es bei den BTX - Aromaten zu einer Kontamination über den Transferpfad Boden-Atmosphäre-Pflanze kommen. Entsprechende Literaturangaben liegen jedoch nicht vor. Nach BEHRENDT und BRÜGGEMANN (1994) ist der Benzolgehalt in Pflanzen eng mit der Benzolbelastung der Luft verbunden, da sich innerhalb eines Tages über die Stomata ein Fließgleichgewicht zwischen Blatt und Atmosphäre einstellt. Die volumenbezogene Konzentration im Blatt ist dann um den Faktor 10 höher als in der Luft. Erfolgt keine Zufuhr mehr über die Luft, so kann sich durch den raschen Abbau des Benzols in der Pflanze (1-2 d) deren Belastung reduzieren.

## 5.5 Phthalate

Phthalate weisen eine geringe Flüchtigkeit auf (GIAM ET AL., 1984). FAIRBANKS ET AL. (1985) konnten keine Verflüchtigung von Phthalaten oder organischen Metaboliten feststellen; der Abbau zu CO<sub>2</sub> stellt nach seinen Untersuchungen den einzigen Verlust von Phthalaten aus dem Boden dar. Auch die Ergebnisse aus Laborversuchen von SCHMITZER ET AL. (1988) weisen auf eine geringe Verflüchtigung der Phthalate und einen hauptsächlichlichen Abbau zu CO<sub>2</sub> hin. Die Kontamination oberirdischer Pflanzenteile ist somit weniger durch Verflüchtigung aus dem Boden bedingt als durch Deposition von Phthalaten über den Luftpfad.

Nach KÖRDEL und MÜLLER (1992) kann nach einer Deposition auf die Pflanzen eine Aufnahme von DEHP über die Blätter erfolgen. Ein systemischer Transport in der Pflanze findet jedoch nicht statt, da DEHP nur in die äußerste Zellschicht diffundiert. Andere Phthalate wie DBP und BBP scheinen nicht in die Blätter zu diffundieren.

## 5.6 Mineralöle

Das Ausmaß der Verdunstung von Mineralölen ist stark von der Bodenart und dem Humusgehalt eines Bodens sowie der Zusammensetzung des jeweiligen Mineralöles abhängig. Am Beispiel von Benzin, Diesel und Heizöl (EL) untersuchten KLOKE und LEH (1966) an gestörten Bodensäulen die Verdunstungshöhe von Mineralölen aus drei verschiedenen Böden. Nach einer Versuchsdauer von 60 Tagen befand sich - bezogen auf die Sättigungskapazität - im Sandboden (0,3 % C<sub>org</sub>) vom Benzin noch ein Rest von 2 %, in der Komposterde (3,6 % C<sub>org</sub>) ein Rest von 5 % im Boden. Bei Dieselöl betrug nach 60 Tagen der Verdunstungsverlust aus der Komposterde 2,5 und aus dem Sandboden 18 %, die entsprechenden Werte für Heizöl (EL) lagen bei 2,5 und 15 %.

Bei Mineralölschadensfällen kann im allgemeinen davon ausgegangen werden, daß die leichtflüchtigen Mineralölbestandteile unter Normalbedingungen bereits an der Erdoberfläche, d. h. vor der Infiltration in den Boden, entgasen (UMWELTBUNDESAMT, 1990). Eine Kontamination der Pflanzen kann sich durch Deposition dieser Stoffe auf die oberirdischen Pflanzenteile ergeben. Entsprechende Literatur stand jedoch nicht zur Verfügung.

## 5.7 Allgemeine Literatur und Modellansätze

Aufgrund theoretischer Überlegungen ziehen HARNER und MACKAY (1995) die experimentelle Bestimmung des Verteilungskoeffizienten Octanol-Luft  $K_{oa}$  dessen Berechnung vor und beschreiben eine geeignete Methode. Die so ermittelten  $\log K_{oa}$ -Werte für einige PCB, HCB und DDT sind in Tabelle 5.11 wiedergegeben. Wie zu erwarten, weisen die höher chlorierten PCB höhere  $K_{oa}$ -Werte und somit eine wesentlich geringere Neigung zur Volatilisation auf als die niedrig chlorierten, so daß der betrachtete Belastungspfad vor allem für die niedrig chlorierten PCB (und für HCB) relevant ist. Der Parameter  $\log K_{oa}$  ist stark temperaturabhängig und steigt linear mit dem Kehrwert der absoluten Temperatur. So betragen die  $K_{oa}$ -Werte bei  $-10^{\circ}\text{C}$  das 30fache gegenüber  $+20^{\circ}\text{C}$ . Die Transferfaktoren für die niedrigchlorierten PCBkongeneren übersteigen deutlich die der höherchlorierten. In den untersuchten Maisblättern konnte eine Anreicherung verzeichnet werden, welche auf die längere Standzeit gegenüber einem Grasnchnitt zurückgeführt werden kann.

Tab. 5.11: Octanol/Luft-Verteilungskoeffizienten  $K_{oa}$  und andere flüchtigkeitsbestimmende Eigenschaften verschiedener Organika bei  $25^{\circ}\text{C}$

Stoff	Dampfdr. [Pa]	Löslichk. ( $\text{H}_2\text{O}$ ) [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]	$\log K_{ow}$	$\log K_{OA}$ Berechnet	$\log K_{OA}$ gemessen	Faktor (Abweichung)
4-	0,271	1,2	4,5	6,27	6,78	3,2
4,4'-	0,0048	0,06	5,3	7,46	7,67	1,6
2,4,5-	0,132	0,14	5,6	7,61	7,96	2,2
2,3,4,5-	0,005	0,02	5,9	8,15	8,15	3,9
2,2',4,4',6,6'	0,00048	0,002	7,0	8,46	8,99	3,4
HCB	0,0023	0,005	5,5	6,78	6,90	1,3
p,p'-DDT	0,00002	0,003	6,2	9,22	10,09	7,4

Quelle: HARNER und MACKAY (1995)

## 6 Zusammenfassende Bewertung der Transferpfade

In der vorliegenden Arbeit wurde unter Auswertung der erreichbaren Fachliteratur für ausgewählte organische Schadstoffe die Bedeutung der Transferpfade Boden-Bodensickerwasser, Boden-Pflanze und Boden-Atmosphäre-Pflanze herausgearbeitet. Ausgewertet wurden Untersuchungen zu polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, polychlorierten Biphenylen und chlororganischen Pestiziden, die bis Mitte 1997 veröffentlicht wurden; die aus der Arbeit von SCHNEIDER (1994) aufgenommenen Untersuchungen zu BTX - Aromaten, Phthalaten und Mineralölen spiegeln den Stand von 1994 wieder.

### 6.1 Transfer Boden - Bodensickerwässer

Der Transfer von Schadstoffen in Böden ist zum einen von den chemisch-physikalischen Eigenschaften der organischen Schadstoffe, insbesondere deren Wasserlöslichkeit und Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten, andererseits von den Bodeneigenschaften wie Gehalt an organischer Substanz und Porosität abhängig. Da hydrophobe organische Schadstoffe hauptsächlich an die organische Substanz sorbiert werden, nimmt die Mobilität mit steigenden  $C_{org}$ -Gehalten ab. Viele Untersuchungen zeigen jedoch eine erhöhte Mobilität der Schadstoffe bei Anwesenheit an wasserlöslicher organischer Substanzen (Co-transport mit DOC). Insofern ist auch die Humusform und die Dynamik (Freisetzung, Sorption, Mineralisierung) des DOC im Boden von wesentlicher Bedeutung. Vor allem Böden mit hohem Streuumsatz weisen hohe Gehalte an wasserlöslicher organischer Substanz auf. Unterbodenhorizonte dagegen haben häufig ein Sorptionsdefizit an DOC und können daher als Barriere für organische Schadstoffe (CO-Sorption) fungieren.

Die Bedeutung partikelgebundenen Transports organischer Schadstoffe entlang von Grobporen oder Schrumpfrissen wurde in der älteren Literatur häufig als Erklärung für eine beobachtete Tiefenverlagerung solcher Stoffe herangezogen, deren Wasserlöslichkeit nennenswerten Lösungstransport nicht zulässt. Es liegt jedoch kein Nachweis für die Relevanz dieses Prozesses vor. Vielmehr dürfte in den meisten dieser Fälle schneller konvektiver Co-Transport mit lösungsvermittelnden Huminstoffen zugrunde liegen.

Sofern ein Schadstoff nicht von oben in den Boden eindrang, z. B. bei Ablagerungen, spielt seine Lage im Boden ebenfalls eine Rolle; so ist die Verlagerung eines Schadstoffes aus dem Oberboden schwächer als aus dem Unterboden, der aufgrund seines niedrigeren Humusgehaltes eine geringere Sorptionsstärke aufweist.

### PAK

Die Sorptionsstärke der PAK steigt mit der Ringanzahl der Aromaten, daher sind niederkondensierte PAK im Boden mobiler als höherkondensierte. Als wirksamste Bodenkomponente ist dabei die organische Substanz zu betrachten, nur in humusarmen Horizonten sind mineralische Bestandteile (Sesquioxide, Tonminerale) für die PAK-Bindung relevant. Nach den Erkenntnissen der ausgewerteten Literatur tritt eine Verlagerung der PAK in tiefere Bodenschichten vor

allem bei den Einzelsubstanzen Naphthalen, Phenantren, Fluoranthen und Pyren auf, was an einer entsprechenden Verschiebung des PAK-Musters mit zunehmender Tiefe deutlich wird (DESCHAUER ET AL., 1994; HOFMANN-KAMENSKY, 1993; MARTENS, 1994; MATZNER ET AL., 1981; REEMTSMA und JEKEL, 1996).

Für die Verlagerung höherkerniger Verbindungen kann ein reiner Lösungstransport praktisch ausgeschlossen werden. Hier wurde in der älteren Literatur partikelgebundener Transport unterstellt (KAA ET AL., 1984; JONES ET AL., 1989; LUNZ, 1993), während die neueren Arbeiten meist die lösungsvermittelnde Wirkung gelöster organischer Bodensubstanz in den Vordergrund rücken. Hierzu liegen systematische Untersuchungen vor (z. B. KIMBLE und CHIN, 1994; RABER und KÖGEL-KNABNER, 1995; KALBITZ ET AL., 1995; MARSCHNER, 1996; TANAKA ET AL., 1997; TOTSCHKE ET AL., 1997), deren Ergebnisse meist einen engen Zusammenhang zwischen der DOC- und PAK-Dynamik nahelegen. So es kommt in DOC freisetzenden Bodenhorizonten zu einer Mobilisierung und zum Co-Transport von PAK mit DOC, wogegen DOC-sorbierende Horizonte wirksame Senken für PAK darstellen (Co-Sorption, vgl. 3.1.3). Über ihre Wirkung auf die DOC-Dynamik wirken sich auch Bewirtschaftungsmaßnahmen entsprechend auf die Verlagerung von PAK aus. Die lösungsvermittelte Wirkung des DOC nimmt mit dessen hydrophobem Charakter zu und hängt somit von seiner Qualität ab.

Eine Kontamination des Grundwassers wird in der Regel nur für die niederkernigen Verbindungen berichtet (DESCHAUER ET AL., 1994; KÜHNHARDT und NIESSNER, 1994; MARTENS, 1994), nur unter besonderen Bedingungen wie Starkregenereignisse im Winter oder gefrorener Oberboden werden auch die höheren PAK im Grundwasser nachgewiesen (KÜHNHARDT und NIESSNER, 1994).

## PCB

PCB werden stark an die organische Substanz des Bodens gebunden, wobei ihre Affinität mit dem Chlorierungsgrad zunimmt. Daraus ergibt sich eine höhere Mobilität der niederchlorierten PCB im Boden. Trotzdem ist die löslichkeitsgesteuerte Verlagerung der PCB von geringer Bedeutung (KROGMANN, 1986; SHEPPARD ET AL., 1991; DELSCHEN ET AL., 1996; SCHNÖDER ET AL., 1996). Obwohl für PCB keine systematischen Untersuchungen zur löslichkeitsvermittelnden Wirkung von DOC bekannt sind, liegen auch hier Beobachtungen vor, die die Relevanz dieses Prozesses für die PCB-Mobilität nahelegen (RAHMAN ET AL., 1994; REEMTSMA und JEKEL, 1996). Im Hinblick auf das Schutzgut Bodensickerwasser dürfte jedoch die Kontaminationsgefahr durch PCB vergleichsweise niedrig sein.

## Organochlorpestizide

Auch die Gruppe der chlororganischen Pestizide wird relativ stark an die organische Bodensubstanz gebunden. Innerhalb der Gruppe bestehen allerdings erhebliche Unterschiede in der Affinität, sie nimmt in der Folge HCH < Aldrin, Dieldrin, Endrin < Chlordan < DDT, HCB zu und die Mobilität entsprechend ab. Aus den Literaturangaben lassen sich "Transferfaktoren" Boden-Sickerwasser von  $10^{-5}$ - $10^{-3}$  ableiten (GERTH und BAHLMANN, 1993; BELTRAN ET AL., 1995; KALBITZ ET AL., 1995).

*Aldrin* wird im Boden zu *Dieldrin* umgewandelt; dieses wird nur in sehr geringem Ausmaß verlagert. Andere Umwandlungsprodukte von *Aldrin*, z.B. Dihydrochlorodiendicarbonsäure, sind jedoch verlagerbar und auch aus gebundenen Rückständen ist eine Remobilisierung möglich (MOZA ET AL., 1972; SCHEUNERT ET AL., 1987). Auch bei *Lindan* und den anderen HCH-Isomeren ist im allgemeinen das Grundwassergefährdungspotential gering, bei sorptionschwachen Böden mit hohem Grundwasserspiegel besteht jedoch die Gefahr einer Grundwasserunreinigung. Die einzelnen HCH-Isomere weisen eine unterschiedliche Mobilität auf, so sind  $\alpha$ -HCH und  $\gamma$ -HCH aufgrund ihrer höheren Wasserlöslichkeit mobiler als  $\beta$ -HCH. *HCB* weist eine sehr geringe Verlagerungstendenz auf. Die Metaboliten DDE und DDD sind mobiler als die Ausgangssubstanz *DDT*, das als immobil bezeichnet werden kann.

Auch bei den Organochlorpestiziden sind lösungsvermittelnde DOC-Wirkungen anzunehmen, wie Modellversuche mit Tensiden nahelegen (LIENERT ET AL., 1994). Dies gilt für die unpolaren Substanzen (*DDT*, *HCB*) in stärkerem Maß als für die polareren, bei denen löslichkeitsgesteuerter Transport relevant ist.

## **BTX - Aromaten**

Die BTX - Aromaten werden in geringerem Ausmaß an die Festsubstanz des Bodens gebunden, dabei dürfte die spezifische Oberfläche der Matrix die Sorption ebenso bestimmen wie der Gehalt an organischer Substanz. Die Mobilität der Einzelsubstanzen kann bei Vorliegen als Gemisch erhöht sein. In grobporenen Böden wurde auch präferentieller Transport beobachtet.

## **Phthalate**

Bei den Phthalaten bestehen zwischen den Einzelsubstanzen erhebliche Unterschiede in ihrem Verhalten im Boden. Während Di-(2-ethylhexyl)phthalat (*DEHP*) sehr stark adsorbiert wird und als immobil bezeichnet werden kann, weisen andere Phthalate eine deutlich höhere Mobilität auf. Diethylphthalat (*DEP*) und Dibutylphthalat (*DBP*) werden schwächer gebunden und sind daher leichter verlagerbar. Neben dem löslichkeitsgesteuerten Transport wird auch schneller konvektiver Transport in Grobporen beobachtet.

## **Mineralöle**

Die Sorption der Mineralöle wird die Zusammensetzung der jeweiligen Fraktion beeinflusst, die einzelnen Substanzen können sich dabei kompetitiv verhalten. Im Hinblick auf die Sickerwassergefährdung durch Mineralöle ist deren Viskosität von besonderer Bedeutung; mit zunehmender Viskosität nimmt die Beweglichkeit der Mineralöle im Untergrund ab. Die Viskosität kann sich während der Versickerung durch die Verdunstung von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen und die Lösung wasserlöslicher Bestandteile im Bodenwasser zunehmender verbleibenden Mineralöls zu. Daraus resultiert eine verzögerte Verlagerung der verbleibenden Anteile.

Übersteigt die vorhandene Ölmenge die Sättigungskapazität eines Bodens, dann kann es zur Ausbildung einer Ölphase und nachfolgender Verlagerung bis in das Grundwasser kommen. Verbleibt der Ölkörper als hydrophobe Phase im wasserungesättigten Bereich, kann es durch

Herauslösen von wasserlöslicheren Bestandteilen und deren Transport mit dem Sickerwasser zu einer Kontamination des Grundwassers kommen.

## 6.2 Transfer Boden - Pflanze

Die Pflanzenverfügbarkeit eines Schadstoffes wird einerseits durch seine chemisch-physikalischen Eigenschaften wie Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten, andererseits von den Bodeneigenschaften wie Gehalt und Qualität an organischer Substanz im Boden, Textur, Bodenfeuchte usw. beeinflusst.

Verschiedene Autoren versuchen den Transfer von organischen Schadstoffen in Pflanzen anhand derer chemisch-physikalischer Eigenschaften zu modellieren. Eine Aufnahme über die Wurzel ist nur für Substanzen mit  $\log K_{ow}$ -Werten  $< 5$  relevant (darunter fallen NAP, ACY, ACE, FLU, PHE, ANT, HCH-Isomeren und Chlordan, FRIES, 1995). DUARTE-DAVIDSON und JONES (1996) sehen dagegen für Substanzen mit  $\log K_{ow} > 3$  nur ein geringes Transferpotential, das höchste Transferpotential ermitteln sie für Substanzen mit  $1 < \log K_{ow} < 2,5$ . Ein sehr hohes Adsorptionspotential an Wurzelfrüchte durch direkten Bodenkontakt erwarten DUARTE-DAVIDSON und JONES für Stoffe mit  $\log K_{ow} > 4$ . Nach O'CONNOR (1996) werden Substanzen mit  $\log K_{ow} < 2$  zu schnell ausgewaschen und Substanzen mit  $\log K_{ow} > 5$  seien zu stark an Bodenbestandteile gebunden, um für Pflanzen in nennenswertem Maße verfügbar zu sein. Praktische Untersuchungen zeigen jedoch, daß diese Modellansätze den tatsächlichen Transfer noch nicht ausreichend beschreiben können.

Die Beurteilung des Transferpfades Boden-Pflanze wird dadurch eingeschränkt, daß weitere Kontaminationspfade in vielen Untersuchungen nicht ausgeschlossen werden konnten. Insbesondere der Pfad Boden-Atmosphäre-Pflanze kann kaum vom Transfer Boden-Pflanze getrennt werden. Wenige Untersuchungen (KOLB ET AL., 1996a; HARMS, 1996) wurden so ausgeführt, daß eine tatsächliche Aufnahme der Schadstoffe (ANT, PHE, PCB-52) in die Wurzeln und für die PAK einen Weitertransport in den Sproß eindeutig nachgewiesen werden konnte.

Der Transfer von organischen Schadstoffen ist in großem Maße von der jeweiligen Pflanzenart bzw. dem betrachteten Pflanzenteil abhängig. Die Kontamination von *Wurzel- und Knollengemüse* ist aufgrund des direkten Kontaktes zum Boden von großer Bedeutung. Schalen sind stets wesentlich stärker belastet als Wurzel- bzw. Knollenkörper. Ein Weitertransport ins Innere scheint z. T. von dem Gehalt an lipophilen Inhaltsstoffen abhängig zu sein, da Möhren meist stärker bzw. bereits bei geringeren Bodengehalten kontaminiert sind als andere Wurzel- und Knollenfrüchte.

Eine Trennung der Kontaminationspfade des meist vergleichsweise stark belasteten *Blattgemüses* ist sehr schwierig, selbst wenn eine Kontamination über atmosphärische Deposition außer Betracht bleibt. Die großen Blattoberflächen mit meist großer Bodenbedeckung können sowohl aus anhaftenden Bodenpartikeln, als auch die aus dem Boden ausgasenden Schadstoffe aufnehmen. Eine Aufnahme über die Wurzeln scheint hier von untergeordneter Bedeutung zu sein.

Dies gilt entsprechend auch für *Grünlandaufwuchs* und *Futterpflanzen*, wobei hier die Schadstoffgehalte im Laufe eines Jahres aufgrund der abnehmenden Verdünnung durch Massenzuwachs mit jedem Schnitt zunehmen.

Ein Transfer aus dem Boden in *Obst und Fruchtgemüse* findet gar nicht oder nur in sehr geringem Maße statt. *Getreidekörner* sind ebenfalls nur in sehr geringem Maße belastet, wobei Stroh einen deutlich höheren Transfer aufweist. Generative Pflanzenteile weisen allgemein geringere Schadstoffgehalte auf.

Da für Schadstoffgehalte in Pflanzen und Böden kein linearer Zusammenhang aufgezeigt werden konnte, sondern die Transferfaktoren vielmehr mit zunehmenden Bodengehalten abnehmen, sowie aufgrund einer sehr großen Variabilität der Transferfaktoren kann aus dem Bodengehalt nur bedingt der Schadstoffgehalt von Pflanzen abgeschätzt werden. Bei der Bewertung der Transferpfade und einer Abschätzung eines eventuellen Risikos muß zusätzlich die Anbaumethode (z. B. Gewächshaus, Folientunnel), der Wuchstyp (niederliegende Pflanze, große Blattfläche, große Bodendeckung) und die Weiterverarbeitung des jeweiligen Erntegutes berücksichtigt werden (SCHEUNERT ET AL., 1994; TRAPP ET AL., 1997).

## **Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe**

Der Anteil der niederkondensierten PAK in der Pflanze ist in vielen Untersuchungen relativ zu ihrem Anteil an der PAK-Konzentration im Boden angereichert, d. h. sie werden von den Pflanzen gegenüber den höherkondensierten bevorzugt aufgenommen. Anhand gleicher PAK-Muster in Böden und Pflanzen zeigen DELSCHEN ET AL. (1996) jedoch, daß höherkernige PAK hauptsächlich aus dem Boden aufgenommen werden (evtl. auch über anhaftende Bodenpartikel), während niederkondensierte häufig auch über den Luftpfad in die Pflanzen gelangen.

Nach TRAPP ET AL. (1997) scheint der Eintragungspfad über die Bodenlösung lediglich für PHE und FLA relevant zu sein. Der Eintrag über anhaftende Bodenpartikel scheint insgesamt einen höheren Anteil einzunehmen und ist insbesondere für die schwerflüchtigen und unlöslichen Stoffe relevant. Dies betrifft natürlich vorzugsweise Pflanzen, die auf Grund ihrer Wuchsgeometrie die Hauptblattmasse im bodennahen Bereich haben.

Da für PAK keine Orientierungswerte für Pflanzengehalte vorliegen, werden in der Literatur verschiedene BaP-Grenzwerte diskutiert. Nach den Ergebnissen von FRITZ (1983a,b) erfolgt bei Bodengehalten ab 1 mg/kg BaP im Boden ein nennenswerter Transfer in die Pflanzen. Daraus folgert FRITZ, daß ab diesem Blatt- und Wurzelgemüse nicht mehr für den Anbau geeignet sind. Andere Autoren halten als Höchstwert 10 mg/kg BaP im Boden für oberirdisch wachsende Pflanzenteile für ausreichend VCI (1989).

Nach CRÖSSMANN (1992) sollten ab Bodengehalten von 2 mg/kg BaP auf den Anbau von Möhren, Schwarzwurzeln, Spargel und Erdbeeren (auf Grund des Verschmutzungsrisikos) verzichtet werden. Ab Bodengehalten von 5 mg/kg BaP sollten Blattgemüsearten, Wurzelgemüse, Kartoffeln, Buschbohnen, sowie Futterraps und Futterrüben nicht mehr angebaut werden. Bei Bodengehalten von über 10 mg/kg BaP sollten nach CRÖSSMANN keine Obst- und Gemüsepflanzen mehr angebaut werden.

Aufgrund der starken Kontamination von Blatt-, Wurzel- und Knollengemüse in einigen neueren Untersuchungen erscheinen für diese Kulturarten, sowie für Pflanzenarten mit hohen Lipidgehalten dieselben Anbaurichtlinien wie für Möhren zweckmäßig. In Abschnitt 4.1.4 konnte gezeigt werden, daß der vorgeschlagene Grenzwert für Kulturpflanzen von 1 µg/kg FS bereits bei wesentlich geringeren BaP-Gehalten (häufig bereits bei ca. 1 mg/kg BaP) überschritten wird. Dabei sind gebundene Rückstände in nennenswertem Maße als remobilisierbar und dann pflanzenverfügbar anzusehen (KOLB ET AL., 1996a).

Da PAK in ihrem chemisch-physikalischen sowie toxikologischen Eigenschaften z. T. stark voneinander abweichen, erscheint eine Bewertung nach Summenparametern, wie z. B.  $\Sigma$  6 PAK nach der Trinkwasserverordnung oder  $\Sigma$  16 PAK nach EPA nicht angebracht. Die Bewertung des Belastungsrisikos nach einem Leit-PAK (BaP) birgt ebenfalls große Unsicherheiten, da andere toxikologisch relevante PAK (z. B. BbFLA, BkFLA) mobiler sind bzw. eine höhere biologische Verfügbarkeit aufweisen.

## Polychlorierte Biphenyle

Die Pflanzenverfügbarkeit der PCB scheint vom Chlorierungsgrad abhängig zu sein. In zahlreichen Untersuchungen wurden niederchlorierte PCB in den Versuchspflanzen angereichert. DELSCHEN ET AL. (1996) zeigten jedoch, daß bei einigen Kulturarten diese Tendenz nicht festzustellen und bei Blattsalat sogar eine Anreicherung der höherchlorierten PCB vorhanden war. Der Einfluß der organischen Substanz und der Bodenart auf die Pflanzenverfügbarkeit ist für PCB stärker ausgeprägt als für PAK (DELSCHEN ET AL., 1996; SHEPPARD ET AL., 1991).

Insbesondere *Möhren*, aber auch andere Wurzel- und Knollengemüse akkumulieren PCB bereits bei geringen Bodengehalten. Die Kontamination über die Diffusion der Schadstoffe aus dem Boden in die Wurzel- bzw. Knollenschale ist für PCB von größerer Bedeutung als für PAK, jedoch ist der Weitertransport ins Innere geringer als bei jenen. Durch großzügiges Schälen kann also die Kontamination mit PCB vergleichsweise stärker reduziert werden.

Wie bereits für die PAK ausgeführt, wird auch für die PCB eine Risikoabschätzung anhand von Summenparametern den spezifischen Eigenschaften der einzelnen Kongeneren bezüglich ihres Transfers in Pflanzen nicht gerecht. SCHAAF (1990) fand z. B. extrem hohe Transferfaktoren für PCB-101 (>10), die durch Anwendung des Summenparameters  $\Sigma$  6 PCB sehr stark relativiert werden.

## Organochlorpestizide

Wie in Tabelle 2.8 dargestellt, ist die Anwendung der hier aufgeführten Pestizide seit mehreren Jahren bis Jahrzehnten in der BRD verboten oder eingeschränkt. Dennoch sind sie auf Grund ihrer hohen Persistenz bis heute in Böden nachweisbar. Nach HEINISCH ET AL. (verschiedene Jahrgänge) ist die Relevanz der Rückstände von Organochlorpestiziden trotz Anwendungseinschränkungen und -verboten hoch. Je nach landwirtschaftlich-gärtnerischer Nutzungsgeschichte dürften aufgrund der hohen Persistenz und der hohen Ausbringungsmengen der Mittel noch unter vielen Nutzflächen erhebliche Pestizidmengen "schlummern". Im Unterschied zum eher kleinräumigen Auftreten solcher Rückstände in den alten Bundesländern ist im Gebiet der

ehemaligen DDR wegen der Ausbringung mit Flugzeugen eine großflächige Belastung entsprechender Nutzflächen anzunehmen.

Für die chlororganischen Pestizide wurden in der Rückstands-Höchstmengenverordnung Grenzwerte für pflanzliche Lebensmittel, in der Futtermittelverordnung Höchstwerte für Futtermittel festgelegt. Diese werden in Tabelle 6.1 wiedergegeben, um eine Einordnung der referierten Daten zu ermöglichen.

**Aldrin, Dieldrin und Endrin** Aufgrund der relativ hohen Wasserlöslichkeit und des mittleren bis hohen Dampfdruckes dieser Verbindungen ist von einer Aufnahme über die Wurzel (gelöst und gasförmig) sowie auch über die Blätter (gasförmig) auszugehen. Auf Grund höherer  $C_{org}$ -Gehalte liegen die Transferfaktoren für A-Horizonte um ca. Faktor 10 niedriger als für B-Horizonte.

Da die meisten Arbeiten mit sehr hohen Pestizid-Bodengehalten durchgeführt wurden, liegen die Pflanzengehalte häufig über dem Grenzwert der Höchstmengenverordnung. Eine Sortenabhängige Belastung durch Endrin konnte für Möhren festgestellt werden. Für Klee und Körnermais wurde kein Transfer ermittelt, während für Möhren, Kartoffeln, Rettiche, Zwiebeln, Weizen u. a. Art- bzw. Organspezifischer Transfer beobachtet wurde.

**Chlordan und Heptachlor** Neben der transferhemmenden Wirkung der organischen Substanz wird für Chlordan auch eine Abhängigkeit von der Bodenart festgestellt. Doch auf Grund einer relativ hohen Wasserlöslichkeit und eines mittleren Dampfdruckes ist Chlordan relativ mobil. Auch auf sorptionsstarken Böden liegen bei Bodengehalten von 0,15-6,6 mg/kg die Pflanzengehalte deutlich über dem Höchstmengenwert.

Für Chlordan und Heptachlor wird deutlich, daß bei Futterpflanzen (Grünland, Klee und Luzerne) mit Mehrschnittnutzung im Laufe der Nutzungsperiode die Schadstoffgehalte in den Pflanzen zunehmen.

**Hexachlorbenzol** HCB besitzt unter den hier betrachteten Pestiziden den höchsten Dampfdruck; somit ist von einem relevanten Anteil des Transferpfades Boden-Atmosphäre-Pflanze auszugehen, der jedoch in seiner quantitativen Bedeutung nicht abgegrenzt werden kann. Für zahlreiche Pflanzenarten konnte ein Transfer in Pflanzen ermittelt werden, wie z. B. Möhren, Zuckerrüben, Kartoffeln, Weizen, Gerste, Hafer, Kresse, Petersilie, Raps und verschiedene Futterpflanzen. Für Rettich konnte kein Transfer gefunden werden. Ölkürbis besitzt (vermutlich wegen seines hohen Lipidgehaltes) ein pflanzenartspezifisches Aneignungsvermögen für HCB (ECKER und HORAK, 1994). Bei Bodengehalten von 0,01 mg/kg konnte SCHAAF (1990) für Klee noch keinen Transfer feststellen, während ECKSTEIN und SEIBOLD (1989) bei demselben Gehalt einen Transferfaktor von 0,1 ermitteln. In anderen Arbeiten wurden liegen meist sehr hohe Bodengehalte vor, so daß die Pflanzengehalte die Rückstands-Höchstmengen überschreiten.

**Lindan und HCH-Isomeren** Aufgrund ihrer unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften ist Lindan ( $\gamma$ -HCH) das mobilste und  $\beta$ -HCH das persistenteste der HCH-Isomeren. Eine Wurzelaufnahme ist vorallem für das  $\gamma$ - und  $\alpha$ -Isomer von Bedeutung. Auch der Transfer der HCH-Isomeren weist eine negative Beziehung zum  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens auf.

Im einzelnen scheinen pflanzenartspezifische Präferenzen bei der Aufnahme von HCH-Isomeren vorzuliegen: Mais nimmt bevorzugt  $\alpha$ -HCH auf, während Hafer und Winterweizen vermehrt  $\gamma$ -HCH aufnehmen. Für Raps scheint ein sortenabhängiger Transfer vorzuliegen. Für die HCH-Isomeren insgesamt kann nur ein schwacher Transfer in Getreidekörner, jedoch verstärkte Akkumulation in vegetativen Teilen festgestellt werden. Möhren, Zuckerrüben und Kartoffeln weisen zum Teil hohe Transferfaktoren auf.

Tab. 6.1: Höchstmengenwerte für Pestizide in Lebens- und Futtermitteln

Substanz	Höchstmenge	Lebensmittelart
<i>Lebensmittel [mg/kg FS]</i>		
Lindan	2,0	Blatt- und sonstige Sproßgemüse
	1,0	Fruchtgemüse, Wurzelgemüse außer Möhren, Obst außer Weintrauben, Olsaart
	0,1	Getreide, Kartoffeln, Hülsenfrüchte, Möhren, Zuckerrüben
HCH-Isomere	0,1	Ölsaart
(ohne Lindan)	0,02	andere pflanzl. Lebensmittel* außer Getreide
	0,02	Getreide ( $\alpha$ - und $\beta$ -HCH)
(Aldrin) Dieldrin	0,01	pflanzl. Lebensmittel außer Tee, Gewürze
Chlordan	0,02	Getreide
	0,01	andere pflanzl. Lebensmittel
$\Sigma$ DDT	0,1	andere pflanzl. Lebensmittel
Endrin	0,01	pflanzl. Lebensmittel außer Tee, Gewürze
Heptachlor/-epoxid	0,05	Gemüse, Ölsaart
HCB	2,0	andere pflanzl. Lebensmittel
<i>Futtermittel [mg/kg TS<sub>88</sub> %]</i>		
Aldrin/Dieldrin	0,01	
Endrin	0,01	
Chlordan	0,02	
Heptachlor	0,01	die Werte gelten für alle Futtermittel,
HCB	0,01	
Lindan	0,2	ausgenommen pflanzliche und tierische Fette
$\alpha$ -HCH	0,02	
$\beta$ -HCH	0,01	
$\Sigma$ DDT	0,05	

\* andere Lebensmittel, für die keine besonderen Höchstwerte festgesetzt sind, Quellen: KÖNIG (1990); ROTH ET AL. (1996)

**DDT und seine Metaboliten** DDT ist im Vergleich zu den anderen Organochlorpestiziden wenig mobil, seine Metaboliten DDD und DDE besitzen dagegen einen etwas höheren Dampfdruck und eine höhere Wasserlöslichkeit als DDT und sind somit mobiler. Entsprechend findet man auch bei einigen Pflanzenarten einen bevorzugten Transfer von DDE gegenüber DDT. Ein Transfer von DDT konnte tendenziell erst ab einem Bodengehalt von 0,01 mg/kg ermittelt werden, Überschreitungen der Höchstmengen traten ab 0,1 mg/kg auf. Deutlicher Transfer konnte für Kartoffeln, Möhren, Lauch, Spinat, Zwiebeln, Raps und perennierende Arten wie Luzerne und Gräser nachgewiesen werden.

**BTX - Aromaten, Phthalate und Mineralöle** Aufgrund seiner hohen Flüchtigkeit tritt insbesondere Benzol auch in Pflanzen auf, was jedoch nicht auf direkte Aufnahme aus dem Boden zurückzuführen sein dürfte. Phthalate werden nur bei sehr hohen Bodenkonzentrationen auch in Pflanzen aufgenommen, ansonsten findet man überwiegend deren Metabolite. Für die Mineralöle war keine spezielle Literatur zur Pflanzenaufnahme zugänglich.

### 6.3 Transfer Boden - Atmosphäre - Pflanze

Die Aufnahme der Schadstoffe über die Gasphase ist naturgemäß vor allem für die leichtflüchtigen Stoffe von Bedeutung. Im einzelnen trifft dies auf die 2- 3kernigen PAK, die niederschlorierten PCB und HCB sowie - in geringerem Maß - DDT, Dieldrin und die HCH-Isomeren. Besonders bei den letztgenannten ist auch die Volatilisation von Metaboliten relevant. Auch für weniger flüchtige Schadstoffe wurde jedoch ein Eintrag aus der Luft über trocken partikelgebundenen Stofftransport mit nachfolgender Diffusion in die Pflanzengewebe nachgewiesen (KAUPP, 1996). Für den Transferpfad Boden-Atmosphäre-Pflanze ist das "Alter" der Rückstände, die Bodenbearbeitung, der Wassergehalt und die Lagerungsdichte des Bodens sowie die Lage des Schadstoffes im Bodenkörper von Bedeutung.

Das Kontaminationsrisiko ist für niederwüchsige Pflanzen mit einer großen Blattoberfläche am höchsten. Auch Schalen und Rinden unterirdisch wachsender Pflanzenteile können über die Gasphase kontaminiert werden. Insgesamt scheint dieser Transferpfad eine wesentliche Bedeutung für der Kontamination von Pflanzen zu besitzen, er kann jedoch kaum vom Pfad Boden-Pflanze getrennt werden, da die meisten Versuchsanstellungen eine solche Differenzierung nicht zulassen. Für alle Freilandexperimente gilt außerdem, daß aus dem Boden ausgasende Schadstoffe von atmogener Immission nicht zu unterscheiden sind.

Ein nennenswerter Transfer aus dem Boden ausgasender organischer Schadstoffe in Pflanzen ist zu erwarten, wenn eine oder mehrere der nachfolgenden Bedingungen gegeben sind:

- hohe Blattoberfläche (Blattflächenindex)
- geringe Wuchshöhe der Pflanze über der Bodenoberfläche (z. B. Cucurbitaceen, Blattgemüse)
- verminderter Austausch der bodennahen Luftschichten mit der Atmosphäre (Folientunnel, Gewächshaus oder auch dichter Bestand z. B. Grünland und Ackerfutter, Spinat, Salate)
- Pflanzen mit hohem Gehalt lipophiler Inhaltsstoffe
- unterirdisch wachsende Pflanzenteile (Möhren, Kartoffeln)

## 6.4 Kontamination von Nahrungs- und Futtermitteln durch anhaftendes Bodenmaterial

Für Futterpflanzen ist die Ingestion von am Futter anhaftendem Bodenmaterial ein wesentlicher Eintragungspfad von Schadstoffen in die Nahrungskette (McLACHLAN, 1991; FRIES ET AL., 1982). Dies gilt sowohl für den Weidebetrieb (Bodenanteil  $> 10$  % der TS-Aufnahme), als auch für alle Arten der Futterwerbung, wobei hier der Bodenanteil maßgeblich durch die Witterung bzw. Bodenfeuchte während der Futterernte bestimmt wird. Die niedrigsten Bodenanteile werden für Heuwerbung mit  $< 0,5$  % angegeben.

Da die Schadstoffe hierbei partikelgebunden, also passiv transportiert werden, ist das Ausmaß der Kontamination nicht von deren Eigenschaften, sondern allein von ihrer Konzentration und der aufgenommenen Bodenmenge abhängig. Allenfalls für trockene Futterkonserven (Heu, insbesondere bei Belüftung) ist ein nennenswerter Verlust an Schadstoffen durch Verflüchtigung anzunehmen.

Daneben werden aber auch Nahrungspflanzen in z. T. beträchtlichem Ausmaß durch anhaftendes Bodenmaterial kontaminiert, wie oben bereits ausführlich dargelegt wurde. Obwohl die direkte Ingestion von Bodenmaterial beim Menschen wenig Relevanz haben dürfte, lassen sich dennoch die Schadstoffgehalte im verzehrfertigen Nahrungsmittel durch sorgfältiges Waschen bzw. großzügiges Schälen merklich vermindern.

## 6.5 Schlußfolgerungen und Ausblick

Auf der Grundlage der ausgewerteten Literatur können folgende grundlegenden Erkenntnisse zu den jeweiligen Transferpfaden und vorhandene Defizite im Verständnis und der praktischen Relevanz einzelner Prozesse formuliert werden:

- Aufgrund des unterschiedlichen Verhaltens der Schadstoffe innerhalb einer Stoffgruppe ist eine nach Einzelsubstanzen - evtl. nach besonders relevanten Leitsubstanzen - differenzierte Bewertung der Mobilität, der Pflanzenaufnahme und der Toxizität der Anwendung von Summenparametern vorzuziehen. Summen sind in der Regel nicht geeignet, das Gefährdungspotential einzelner Substanzen zuverlässig abzuschätzen.
- Für den Pfad Boden-Bodensickerwasser stellt insbesondere für die hydrobereren Substanzen die Dynamik löslicher organischer Bodensubstanz die wesentliche Steuergröße dar. Daher kann allein aufgrund der Schadstoffkonzentration und des Humusgehalts keine Prognose der Schadstoffmobilität erstellt werden. Auch in Fällen, in denen das Tiefenprofil von Schadstoffen keine Verlagerung anzeigt, kann es durch schnellen konvektiven Transport zu relevanten Stoffeinträgen in das Grundwasser kommen. Zur Quantifizierung solcher Stoffverluste steht bislang keine geeignete praxistaugliche Meßmethode zur Verfügung.
- Für den Boden-Pflanze-Transfer besteht nur eine lose Beziehung zwischen den Schadstoffkonzentrationen in Boden und Pflanzenteilen. Daher ist die Anwendung linearer Modelle (Transferfaktoren) wenig geeignet, die Kontamination von pflanzlichem Erntegut aus dem Schadstoffgehalt des Bodens abzuschätzen. Hier wäre möglicherweise die statistische Auswertung einer größeren Datenbasis hilfreich, um anhand eines multiplen Regressionsmodells weitere - möglichst einfach erfaßbare - transferbestimmende Boden- und Kulturparameter zu identifizieren.

- Die meisten experimentellen Arbeiten zur Pflanzenaufnahme lassen eine quantitative Abgrenzung der Relevanz einzelner Kontaminationspfade (Aufnahme aus der Bodenlösung, diffusiver Transport, Aufnahme verflüchtigter Schadstoffe, atmosphärische Deposition) nicht zu und sind daher zur Erstellung von Prognosemodellen nur eingeschränkt verwendbar. Daher sollte in zukünftigen Untersuchungen der Focus auf prozeßorientierte Fragen gerichtet werden.
- Für die Kontamination unterirdischer Pflanzenteile stellt der diffusive Transport aus dem umgebenden Bodenvolumen den wesentlichen Eintragspfad dar. Dem ist bei der Verarbeitung bzw. Zubereitung der Nahrungsmittel besondere Rechnung zu tragen.
- Für einige Schadstoffe können Metabolite mobiler bzw. besser pflanzenverfügbar sein als die Ausgangssubstanz (z. B. DDT, Lindan, Phthalate). Dies ist bei der toxikologischen Bewertung zu berücksichtigen.

Nicht zuletzt sollte auch die Gesamtexposition des betrachteten Schutzgutes berücksichtigt werden. Voraussetzung dafür sind jedoch verlässliche Prognosemodelle für die einzelnen Transferpfade, wenn der einzelfallbezogene Analysenaufwand ohne wesentliche Abstriche an der Sicherheit der getroffenen Aussage begrenzt werden soll. Dies könnte zunächst auf dem Wege einer umfassenden regressionsanalytischen Auswertung der verfügbaren Datenpaare Boden-Sickerwasser und Boden-Pflanze hinsichtlich ihrer Begleitparameter erfolgen, bevor weitere Mittel für nicht streng prozeßorientierte Experimente aufgewendet werden. Parallel dazu erscheint derzeit die Entwicklung angemessener Methoden für die gezielte Erfassung der Schadstoffflüsse an den Schnittstellen von Geo-, Hydro- und Biosphäre erforderlich.

## 7. Begriffe und Abkürzungen:

ACE	Acenaphthen (ein polyzyklischer Aromat)
ACY	Acenaphthylen (ein polyzyklischer Aromat)
ANT	Anthracen (ein polyzyklischer Aromat)
BaANT	Benz(a)anthracen (ein polyzyklischer Aromat)
BaP	Benzo(a)pyren (ein polyzyklischer Aromat)
BbFLA	Benzo(b)fluoranthren (ein polyzyklischer Aromat)
BghiPER	Benzo(ghi)perylen (ein polyzyklischer Aromat)
BkFLA	Benzo(k)fluoranthren (ein polyzyklischer Aromat)
$C_{org}$	organische Bodensubstanz
$C_x$	Konzentration von X
CRY	Chrysen (ein polyzyklischer Aromat)
DBahANT	Dibenz(ah)anthracen (ein polyzyklischer Aromat)
DOC	gelöste organische Substanz ( <i>dissolved organic carbon</i> )
EPA-PAK	Liste von 16 PAK-Einzelsubstanzen der Environmental Protection Agency der USA
FLA	Fluoranthren (ein polyzyklischer Aromat)
FLU	Fluoren (ein polyzyklischer Aromat)
FS	Fischsubstanz/-masse
INDPYR	Indeno(1,2,3,cd)pyren (ein polyzyklischer Aromat)
KAK	Kationenaustauschkapazität; Fähigkeit eines Bodens, Kationen aus der Bodenlösung zu binden und langsam wieder abzugeben. Grundlage für das Puffervermögen gegenüber kationischen Nähr- und Schadstoffen
Kanzerogen	Stoff, der eine Tumorbildung bewirken kann
$K_{aw}$	Verteilungskoeffizient eines Schadstoffs zwischen Luft und Wasser
$K_d$	Verteilungskoeffizient eines Schadstoffs zwischen Bodenlösung und Bodenmatrix, beschreibt das Verhältnis der Stoffkonzentration an der Matrix und der Konzentration in der Lösung im Gleichgewichtszustand
$K_f$	Sorptionskoeffizient nach <i>Freundlich</i> , wird häufig zur Beschreibung nichtlinearer Sorption von organischen Schadstoffen verwendet
$K_H$	Henry-Konstante, beschreibt die Verteilung eines flüchtigen Stoffs zwischen Bodenlösung und Bodenluft
$K_{oa}$	Verteilungskoeffizient <i>n-Octanol-Luft</i>
$K_{oc}$	auf den Gehalt eines Bodens an organischer Substanz normierter (Freundlich-)Sorptionskoeffizient

KS	Klärschlamm
Log $P_{ow}$	Verteilungskoeffizient n-Octanol-Wasser, wird als Maß für den hydrophoben Charakter einer Chemikalie verwendet. Hohe Werte kennzeichnen geringe Wasserlöslichkeit
Mutagen	Substanz, die Mutationen im Genmaterial eines ihr ausgesetzten Organismus verursachen kann
NAP	Naphthalin (ein polyzyklischer Aromat)
NAPL	organische Schadstoffe, die eine apolare flüssige Phase im Boden bilden können ( <i>non aqueous phase liquids</i> )
n. n.	nicht nachweisbar; Stoffkonzentration liegt unterhalb der Nachweisgrenze. Diese ist in den Arbeiten häufig nicht angegeben, näherungsweise kann der jeweilige Stand der Technik herangezogen werden
NWG	Nachweisgrenze; Konzentration einer Substanz, unterhalb derer sie analytisch nicht mehr nachgewiesen werden kann. Sie ist auch von der untersuchten Matrix (Boden, Pflanzenmaterial) abhängig
OS	Organische Bodensubstanz (Gehalt; i. d. R. berechnet als $C_{org}$ 2)
$p$	Dampfdruck einer Substanz über der freien Wasseroberfläche
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCB-XX	PCB-Kongener Nr. XX
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine/furane
$P_g$	Partialdruck eines Gases
PHE	Phenanthren (ein polyzyklischer Aromat)
PSM	Pflanzenschutzmittel
PYR	Pyren (ein polyzyklischer Aromat)
$R_f$	Retentionsfaktor; in chromatographischen Verfahren das Verhältnis der Laufgeschwindigkeit des untersuchten Stoffs zu der des Lösungsmittels. Werte < 1 kennzeichnen eine Verzögerung des Stoffs gegenüber dem Laufmittel aufgrund von Sorptionsprozessen an der Festphase
S, U, T	Sand, Schluff, Ton (-gehalt in Böden)
Teratogen	Substanz, die Anomalien in Embryonen oder Feten verursachen kann, wenn sie dem mütterlichen Organismus zugeführt wird
$TF_{vf}$	Transferfaktor Boden-Pflanze, bezogen auf die Trocken-/Frischmasse der Pflanze; von manchen Autoren auch als Biokonzentrationsfaktor (BCF) bezeichnet
TS	Trockensubstanz/-masse
TVO	Trinkwasserverordnung

## 8. Literaturverzeichnis

- /1/ Adhya, T. K., Rao, V. R., Dani, R. C., Panda, D. und Sethunathan, N. (1995): Leaching of hexachlorocyclohexane isomers in a flooded field unplanted or planted to rice. *Water Air Soil Pollut.* 81, 305-313.
- /2/ Aldag, R. (1995): Zur Bedeutung organischer Schadstoffe (PCB, PAK, PCDD/PCDF) und von Pflanzenbehandlungsmitteln bei der landwirtschaftlichen Produktion von Nahrungsmitteln. In: *Regionaler Naturhaushalt: Bewertung und Nutzungspotential* (Herausgeber B. Frenzel und C. Servatius), Ökosystemanalyse und Umweltforschung, S. 177-192. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- /3/ Anonym (1986): Verordnung über Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung) vom 22.05.1986. *BGBL* 1, 760.
- /4/ Aranda, J. M., O'Connor, G. A. und Eiceman, G. A. (1989): Effects of sewage sludge on Di-(2-ethylhexyl)phthalate uptake by plants. *J. Environ. Qual.* 18, 45-50.
- /5/ Baehr, A. L. (1987): Selective transport of hydrocarbons in the unsaturated zone due to aqueous and vapor phase partitioning. *Water Resources Res.* 23, 1926-1938.
- /6/ Ballschmiter, K. (1988): Polychlorbiphenyle: Chemie, Analytik und Umweltchemie. In: *Analytiker Taschenbuch*, Band 7, S. 393-432. Springer-Verlag.
- /7/ Baranèiková, G. und Gergel vá, Z. (1995): Soil parameters influencing PCB sorption. In: *Contaminated soil '95* (Herausgeber W. J. van den Brink, R. Bosman und F. Arendt), S. 357-358. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.
- /8/ Baranèiková, G., Matuskova, L. und Gergel vá, Z. (1995): Distribution of PCB substances in the soilplant system. *Rostlinna Vyroba* 41, 207-210.
- /9/ Barbee, G. C. und Brown, K. W. (1986): Movement of Xylene through unsaturated soils following simulated spills. *Water Air Soil Pollut.* 29, 321-331.
- /10/ Barrows, H. L., Caro, J. H., Armiger, W. H. und Edwards, W. M. (1969): Contribution of aerial contamination to the accumulation of Dieldrin by mature corn plants. *Environ. Sci. Technol.* 3, 261-263.
- /11/ Beall, L. M. und Nash, R. G. (1971): Organochlorine insecticide residues in soybean plant tops: root versus vapor sorption. *Agron. J.* 63, 460-464.
- /12/ Beck, H. und Mathar, W. (1985): Analyseverfahren zur Bestimmung von ausgewählten PCB-Einzelkomponenten in Lebensmitteln. *Bundesgesundheitsblatt* 28, 1-12.
- /13/ Beestman, G. B., Keeney, D. R. und Chesters, G. (1969): Dieldrin translocation and accumulation in corn. *Agron. J.* 61, 390-392.
- /14/ Behrendt, H. und Brüggemann, R. (1994): Benzol - Modellrechnungen zum Verhalten in der Umwelt. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 6, 89-98.
- /15/ Beltran, J., Hernández, F., López, F. J. und Morell, I. (1995): Study of Sorption Processes of Selected Pesticides on Soils and Ceramic Porous Cups Used for Soil Solution Sampling. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 58, 287-303.
- /16/ Berghausen, M. und Goetz, D. (1991): Der Einfluß von Diesel- und Schmierölkontaminationen auf bodenmechanische Eigenschaften unterschiedlicher Bodenmaterialien. *Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66, 115-118-
- /17/ BIA, Herausgeber (1983): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) am Arbeitsplatz. BIAReport 3/83. Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit.
- /18/ Blessing, U. (1996): Kennzeichnung der PAK-Dynamik zweier Kleineinzugsgebiete im Flysch (Tegernseer Alpen). Nummer 50 in Bayreuther Bodenkundliche Berichte. Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth.

- /19/ Blume, H. P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. ecomed Verlag, Landsberg, 2. Auflage.
- /20/ Chiou, C. T., Porter, P. E. und Schmedding, D. W. (1983): Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. *Environ. Sci. Technol.* 17, 227-231.
- /21/ Cliath, M. M. und Spencer, W. F. (1971): Movement and persistence of Dieldrin and Lindane in soil as influenced by placement and irrigation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35, 791-795.
- /22/ Cliath, M. M. und Spencer, W. F. (1972): Dissipation of pesticides from soil by volatilization of degradation products. *Environ. Sci. Technol.* 6, 910-914.
- /23/ Crößmann, G. (1990): Zur Mobilität und Akkumulation ausgewählter anorganischer und organischer Schadstoffe bei Pflanzen und Nutztieren. *VDI-Berichte* 837, 799-813.
- /24/ Crößmann, G. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen. Bd. I Untersuchungsverfahren, Bd. II Untersuchungsergebnisse. Kommunalverband Ruhrgebiet, Essen.
- /25/ Crößmann, G. (1993): PCB in Böden und Pflanzen - Vorkommen, Eintrag, Abbau und Anreicherung. In: Zum Carry over von Polychlorierten Biphenylen (PCB). Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 418 (Herausgeber H. Hecht), S. 44-53. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- /26/ Cullen, M. C. und Connell, D. W. (1994): Pesticide Bioaccumulation in Cattle. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28, 221-231.
- /27/ Dejonckheere, W., Steurbaut, W. und Kips, R. H. (1975): Residues of Quintozene, Hexachlorobenzene, Dichloran and Pentachloroaniline in soil and lettuce. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13, 720-729.
- /28/ Delschen, T., Hein, D. und Necker, U. (1994): Lysimeterversuche zum Verhalten und zu Wirkungen von PAK und PCB im Boden: Schadstofftransfer Boden/Pflanze. *VDLUFA-Schriftenreihe* 38, 645-648.
- /29/ Delschen, T., Hembrock-Heger, A. und Necker, U. (1996): Systematische Untersuchungen zum Verhalten von PAK und PCB im System Boden/Pflanze auf der Lysimeteranlage Waldfeucht (1989-1994). In: *Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze*, Band 13, Teil 1 von *Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten*. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, Düsseldorf.
- /30/ Deschauer, H., Hartmann, R., Kögel-Knabner, I. und Zech, W. (1994): The influence of dissolved organic matter (DOM) on the transport of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a forest soil under *Pinus sylvestris*. In: *Humic substances in the global environment and implications on Human Health* (Herausgeber N. Senesi und T. M. Miano), S. 1063-1069. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, NL.
- /31/ DFG, Herausgeber (1982): Hexachlorcyclohexan-Kontamination - Ursachen, Situation und Bewertung. Mitteilung IX der Kommission zur Prüfung von Rückständen in Lebensmitteln. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Bonn.
- /32/ DGMK, Herausgeber (1984): Wirkung von Xylol auf Mensch und Tier. DGMK-Projekt 174-8. Deutsche Gesellschaft für Mineralölwissenschaft und Kohlechemie.
- /33/ Diez, T. und Kalbfus, W. (1991): Tiefenverlagerung mineralischer und organischer Schadstoffe aus hochkontaminierten Böden. *Agrobiol. Res.* 44, 23-29.
- /34/ Dorn, J., Koch, C., Metz, R. und Wilke, B.-M. (1997): Wirkung von 2,2',5,5 Tetrachlorbiphenyl, Benzo-a-pyren, Cadmium und Kupfer in einem Rieselfeldboden und Aufnahme dieser Stoffe durch Roggen (*Secale cereale*). *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 217-222.
- /35/ Dorn, J. und Metz, R. (1995): Einfluss organischer Schadstoffe (PAK, PCB) auf die Löslichkeit und Verfügbarkeit von Schwermetallen und deren Akkumulation in der Roggenwurzel. *Ökophysiologie des Wurzelraumes*.

- /36/ Dorn, J. und Metz, R. (1996): Wirkung von organischen Schadstoffen (PAK; PCB) und Schwermetallen in Rieselfeldböden auf Biomassertrag und Schwermetalltransfer bei Roggen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 87-91,
- /37/ Duarte-Davidson, R. und Jones, K. C. (1996): Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludge applied to agricultural soils: II The potential for transfers to plants and grazing animals. *Sci. Total Environ.* 185, 59-70.
- /38/ Ecker, S. und Horak, O. (1994): Pathways of HCB-Contamination to Oil Pumpkin Seeds. *Chemosphere* 29, 2135-2145.
- /39/ Eckstein, B. (1993): Organische Schadstoffe in Böden Baden-Württembergs -Bestandsaufnahme als Grundlage einer zukünftigen Bewertung. *VDLUFA-Schriftenr.* 37, 551-554.
- /40/ Eckstein, B. und Seibold, R. (1989): HCB-Belastung von Futtermitteln unter besonderer Berücksichtigung kontaminierter Anbauflächen. *VDL UFA-Schriftenr.* 30, 409-416.
- /41/ El Beit, L. O. D., Wheelock, J. V. und Cotton, D. E. (1981): Factors involved in the dynamics of pesticides in soils: the effect of pesticide concentration on leachability and adsorption. *Int. J. Environ. Stud.* 16, 181-187.
- /42/ Fairbanks, B. C., O'Connor, G. A. und Smith, S. E. (1985): Fate of Di-2-(ethylhexyl)phthalate in three sludge-amended New Mexico soils. *J. Environ. Qual.* 14, 479-483.
- /43/ Fairbanks, B. C., O'Connor, G. A. und Smith, S. E. (1987): Mineralization and volatilization of polychlorinated biphenyls in sludge-amended soils. *J. Environ. Qual.* 16, 18-26.
- /44/ Farmer, W. J., Igue, K. und Spencer, W. F. (1973): Effect of bulk density on the diffusion and volatilization of Dieldrin from soil. *J. Environ. Qual.* 2, 107-109.
- /45/ Faxmer, W. J., Igue, K., Spencer, W. F. und Martin, J. P. (1972): Volatility of organochlorine insecticides from soil: I Effect of concentration, temperature, air flow rate and vapor pressure. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 443-447.
- /46/ Fiedler, H., Kari, F. G. und Hutzinger, O. (1989): Stoffverhalten von PCBs unter spezieller Berücksichtigung der Deponie Teningen. Lehrstuhl f. ökologische Chemie u. Geochemie, Universität Bayreuth.
- /47/ Fiedler, H., Lau, C., Schulz, S., Wagner, C., Hutzinger, O. und von der Trenk, K. T. (1995): Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle (PCB). Nummer 16/95 in Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- /48/ Fiedler, J., Herausgeber (1990): Bodennutzung und Bodenschutz. Birkhäuser Verlag, Basel.
- /49/ Först, C., Schäfer, K., Andl, A. und Stieglitz, L. (1994a): Investigation of sorption of some chlorinated pollutants on soil in oil contaminated systems by static and dynamic methods. *Chemosphere* 29, 2157-2162.
- /50/ Först, C., Simon, H. und Stieglitz, L. (1994b): Sorption of chlorophenols and other halogenated organic compounds on soils in oil contaminated systems. *Vom Wasser* 82, 305-311.
- /51/ Först, C., Stieglitz, L. und Bertrand, A. (1995): Effects of oil contaminations on the mobility of polychlorinated dioxins, biphenyls and other related compounds in the soil/water system. In: *Contaminated soil '95* (Herausgeber W. J. van den Brink, R. Bosman und F. Arendt), Band 1, S. 379-380. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.
- /52/ Fricke, A. (1994): Untersuchungen zum Gehalt an Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Böden und Pflanzen in Kleingartenanlagen der Stadt Magdeburg. *Wasser und Boden* 46, 56-60.
- /53/ Fries, G. F. (1995): Transport of Organic Environmental Contaminants to Animal Products. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 141, 71-109.
- /54/ Fries, G. F. und Marrow, G. S. (1981): Chlorobiphenyl movement from soil to soybean plants. *J. Food Protect.* 29, 757-759.

- /55/ Fries, G. F., Marrow, G. S. und Snow, P. A. (1982): Soil ingestion by dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 65, 611-618.
- /56/ Fritz, W. (1983a): Modellversuche zum Übergang von Benzo(a)pyren aus dem Boden in Erntegüter. *Z. Hyg. Grenzgeb.* 29, 370-373.
- /57/ Fritz, W. (1983b): Untersuchungen zum Verhalten von Benz(a)pyren im Boden und zum Übergang aus dem Boden in die Erntegüter. *Zbl. Mikrobiol.* 138, 605-616.
- /58/ Gan, D. R. und Berthouex, P. M. (1994): Disappearance and crop uptake of PCBs from sludge-amended farmland. *Water Environ. Res.* 66, 54-69.
- /59/ Gelbert, G. (1992): Die Verwertung von Klärschlamm und Müllklärschlamm-Kompost auf Ackerland und Grünland unter besonderer Berücksichtigung der Schadstoffbelastung von Böden und Aufwuchs. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Giessen.
- /60/ Gerth, J. und Bahlmann, M. (1993): Boden/Lösungs-Verteilungsgleichgewicht von Lindan bei unterschiedlichen Boden/Wasser-Verhältnissen und wasserungesättigten Bedingungen. In: *Altlastensanierung '93* (Herausgeber F. Arendt, G. J. Annokkee und W. J. van den Brink), Band 1, S. 479-480.
- /61/ Giam, C. S., Atlas, E., Powers, M. A. und Leonard, J. E. (1984): Phthalic acid esters. In: *The Handbook of Environmental Chemistry* (Herausgeber O. Hutzinger), Band 3, S. 67-142.
- /62/ Glotfelty, D. E. und Schomburg, C. J. (1989): Volatilization of pesticides from soil. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ.* 22, 181-207.
- /63/ Golwer, A. (1982)-. Versickerungsverhalten und Ausbreiten von Mineralölen und Chemikalien im Untergrund. *Umweltschutz/Gesundheitstechnik* 3, 50-56.
- /64/ Gosselin, B., Naylor, L. M. und Mondy, N. I. (1986): Uptake of PCBs by potatoes grown on sludge-amended soils. *Am. Potato J.* 63, 563-566.
- /65/ Grathwohl, P. (1994): Persistenz organischer Schadstoffe in Boden und Grundwasser - können einmal entstandene Untergrundverunreinigungen wieder beseitigt werden? In: *Geowissenschaften und Umwelt* (Herausgeber I. Matschullat und G. Müller), S. 263-273. Springer-Verlag, Berlin.
- /66/ Griffin, R. A. und Chou, S. F. J. (1981): Movement of PCB's and other persistent compounds through soil. *Water Sci. Technol.* 13, 1153-1163.
- /67/ Grummer, H. J. (1964): Untersuchungen an einem mit Rohöl überfluteten Sandboden im Emsland. *Landwirtsch. Forsch.* 17, 229-243.
- /68/ Grundy, S. L., Bright, D. A., Dushenko, W. T. und Reimer, K. J. (1996): Weathering and dispersal of polychlorinated biphenyls from a known source in the canadian arctic. *Environ. Sci. Technol.* 30, 2661-2666.
- /69/ Guenzi, W. D. und Beard, W. E. (1970): Volatilization of Lindane and DDT from soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 443-447.
- /70/ Guggenberger, G., Pichler, M., Hartmann, R. und Zech, W. (1996): Polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest soils: mineral horizons. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 159, 565-573.
- /71/ Häfner, M. (1975a): Hexachlorbenzollrückstände im Gemüse - bedingt durch die Aufnahme des Hexachlorbenzols aus dem Boden. *Gesunde Pflanzen* 27, 37-48.
- /72/ Häfner, M. (1975b): Untersuchungen zur Kontamination von Gartenerden und landwirtschaftlich genutzten Böden mit Hexachlorbenzol und Pentachlornitrobenzol. *Gesunde Pflanzen* 27, 81-95.
- /73/ Häfner, M. (1978): Untersuchungen zur Kontamination von gärtnerisch genutzten Erden mit Aldrin und Dieldrin. *Gesunde Pflanzen* 30, 97-118.
- /74/ Häfner, M. (1982): Neue Ergebnisse über HCB-Rückstände in Böden und Kulturpflanzen (abstract). *Phytomedizin* 12, 49.

- /75/ Haque, R. und Schmedding, D. (1976): Studies on the adsorption of selected polychlorinated biphenyl isomers on several surfaces. *J. Environ. Sci. Health B* 11, 129-137.
- /76/ Harms, H. (1989): Aufnahme, Metabolismus und Persistenz organischer Chemikalien in pflanzlichen Systemen. In: *Wissenschaftliche Berichte über Landwirtschaft und Ernährungswissenschaften in NRW*, Band 46 von *Forschung und Beratung Reihe C*, S. 155-173.
- /77/ Harms, H. (1996): Bioaccumulation and metabolic fate of sewage sludge derived organic xenobiotics in plants. *Sci. Total Environ.* 185, 83-92.
- /78/ Harner, T. und Mackay, D. (1995): Measurement of octanol-air partition coefficients for chlorobenzenes, PCBs, and DDT. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1599-1606.
- /79/ Harris, C. R. und Sans, W. W. (1967): Absorption of organochlorine insecticide residues from agricultural soils by root crops. *J. Agr. Food Chem.* 15, 861-863.
- /80/ Harris, C. R. und Sans, W. W. (1975): Persistence of Velsicol HCS-3260 (AG-Chlordane) in mineral and organic soil. *Proc. Entomol. Soc. Ontario* 106, 34-38.
- /81/ Hartmann, R., Deschauer, H. und Zech, W. (1993): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden: I Gehalte und Dynamik in Bodenprofilen. In: *Altlastensanierung '93* (Herausgeber F. Arendt, G. J. Annokkee und W. J. van den Brink), Band 1, S. 485-486.
- /82/ He, Y. W., Yediler, A., Sun, T. und Kettrup, A. (1995): Adsorption of fluoranthene on soil and lava: effects of the organic carbon contents of adsorbents and temperature. *Chemosphere* 30, 141-150.
- /83/ Heeschen, W. und Blüthgen, A. (1993): Toxikologie der PCB und ihr Verteilungsverhalten im Nahrungsbereich (Pflanzen/Nutztiere). In: *Zum Carry over von Polychlorierten Biphenylen (PCB). Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 418* (Herausgeber H. Hecht), S. 15-32. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- /84/ Hein, D. (1994): Organische Spurenstoffe - Vorkommen in Böden und Pflanzen. *Übersichten zur Tierernährung* 22, 191-201.
- /85/ Hein, D. und Delschen, T. (1994): Beurteilung von PAK und PCB in Kulturböden. *Wasser und Boden* 46(1), 54-58.
- /86/ Hein, D., Delschen, T. und Necker, U. (1994): Verhalten und Wirkungen von PCB und PAK im System Boden/Pflanze - Ergebnisse aus dem Lysimeterversuch Waldfeucht. In: *LÖLF-Jahresbericht 1993*, S. 49-54. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung, und Forstplanung NRW, Recklinghausen.
- /87/ Heinisch, E., Jonas, K. und Wenzel-Klein, S. (1994): HCH-Isomere im Boden und anderen Matrices der Umgebung einer Industriedeponie der ehemaligen DDR 1971 - 1989. In: *Schadstoffatlas Osteuropa. Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa*, S. 63-68. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- /88/ Heinisch, E. und Klein, S. (1992): Kontamination von Boden, Pflanzen und Tieren im Umfeld der HCH-Deponie Emden. In: *Umweltbelastung in Ostdeutschland, Fallbeispiele: Chlorierte Kohlenwasserstoffe* (Herausgeber E. Heinisch), S. 150-181. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- /89/ Heinisch, E. und Klein, S. (1993): Auswertung von Länderdaten zu anorganischen und organischen Umweltchemikalien. UBA-FB 93-084. Umweltbundesamt, Berlin.
- /90/ Heinisch, E., Klein, S. und Jonas, K. (1992): HCH-Isomere in Boden und Pflanzenaufwuchs aus der Umgebung einer Industriedeponie der ehemaligen DDR. *Wasser und Boden* 9, 568-571.
- /91/ Heinisch, E., Klein, S. und Kettrup, A. (1991a): Ökologisch-chemische Untersuchungen zur Erfassung des Umweltzustandes in den fünf neuen Bundesländern, Teil 2 Die Isomeren des Hexachlorcyclohexans, Band 36/91. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg.

- /92/ Heinisch, E., Klein, S. und Kettrup, A. (1991b): Ökologisch-chemische Untersuchungen zur Erfassung des Umweltzustandes in den fünf neuen Bundesländern, Teil 3 Hexachlorbenzol, Band 38/91. GSF -Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg.
- /93/ Heinrich, K. und Schulz, E. (1996a): Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (CKW) aus einer Tieflehm-Fahlerde und einer Löß-Schwarzerde durch Mais in einem Gefäßversuch. *Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 80, 117-120.
- /94/ Heinrich, K. und Schulz, E. (1996b): Einfluß des Belastungsgrades unterschiedlicher Böden an ausgewählten pestizid wirkenden Kohlenwasserstoffen auf deren Aufnahme durch Möhren im Gefäßversuch. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 615-619.
- /95/ Heitefuß, R. (1987): Pflanzenschutz - Grundlagen der praktischen Phytomedizin. Thieme Verlag, Stuttgart.
- /96/ Hembrock-Heger, A. (1996a): Boden/Abfall/Altlasten - Schadstoffgehalte in Böden und Grünlandaufwuchs in Überschwemmungsgebieten der Lippe. In: *Landesumweltamt Nordrhein- Westfalen - Jahresbericht '95*, S. 137-138. Landesumweltamt (LUA) Nordrhein-Westfalen, Essen.
- /97/ Hembrock-Heger, A. (1996b): Schadstoffgehalte in Überschwemmungsgebieten im Einflußbereich des Bergbaus. *Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 80, 49-52.
- /98/ Hemminger, T. E. und Mason, B. J. (1994): Subsurface movement of polychlorinated biphenyls. In: *Contamination of groundwaters* (Herausgeber D. C. Adriano, A. K. Iskandar und I. P. Murarka), S. 477-519. Science Reviews, Northwood, UK.
- /99/ Herklotz, K. und Pestemer, W. (1987): Modelluntersuchungen zur Charakterisierung des Mobilitätsverhaltens von Pflanzenschutzmitteln. *Schriftenr. Verein Wasser-Boden-Lufth.* 68, 191-201.
- /100/ Hermanson, H. P., Anderson, L. D. und Gunther, F. A. (1970): Effects of variety and maturity of carrots upon uptake of Endrin residues from soil. *J. Econ. Entomol.* 63, 1651-1654.
- /101/ Herrmann, R. (1987): Chemodynamik und Transport von organischen Umweltchemikalien in verschiedenen Kompartimenten eines Talökosystems. *Gewässerschutz- Wasser-Abwasser* 100, 229-301.
- /102/ Heyn, J. H., Uhrig, H. und Brüne, H. (1980): Ergebnisse von Gefäßversuchen mit unterschiedlich HCH-kontaminierten Böden und verschiedenen Pflanzenarten. *Landwirtsch. Forsch. Sonderh.* 37, 653-665.
- /103/ Hofmann-Kamensky, M. (1993): Untersuchungen zum Vorkommen und Verhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Waldböden des Ruhr-Emscher Industrieraumes. Dissertation, Univ. GH Paderborn.
- /104/ Horak, O. und Ecker, S. (1990): Untersuchungen über die Aufnahme von Hexachlorbenzol durch Ölkürbis (*Cucurbita pepo* var. *Citrullinia* F. *Styriaca* Greb.). Oberösterreichisches Forschungszentrum, Seibersdorf.
- /105/ Hsu, S. M., Schnoor, J. L., Licht, L. A., St.Clair, M. A. und Fannin, S. A. (1993): Fate and transport of organic compounds in municipal solid waste compost. *Compost Science and Utilization* 1, 36-48.
- /106/ Igue, K., Farmer, W. J., Spencer, W. F. und Martin, J. P. (1972): Volatility of Organochlorine insecticides from soil: II. Effect of relative humidity and soil water content on Dieldrin volatility. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 447-450.
- /107/ Iwata, Y., Gunther, F. A. und Westlake, W. E. (1974): Uptake of a PCB (Aroclor 1254) from soil by carrots under field conditions. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11, 523-538.
- /108/ Jones, K. C., Stratford, J. A., Tidridge, P., Waterhouse, K. S. und Johnston, A. E. (1989): Polynuclear aromatic hydrocarbons in an agricultural soil: Long-term changes in profile distribution. *Environ. Pollut.* 56, 337-351.

- /109/ Jury, W. A., Focht, D. D. und Farmer, W. J. (1987): Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environ. Qual.* 16, 422-428.
- /110/ Kaa, W. (1987): Mobilität von organischen Spurensubstanzen (Benzo(a)pyren,  $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan, Tetrachlorethylen) im Boden und im oberflächennahen Grundwasser einer extensiv genutzten Talau. Dissertation, Univ. Bayreuth.
- /111/ Kaa, W., Bierl, R. und Herrmann, R. (1984): A contribution to the transport behaviour of some organic micropollutants (2,4-D,  $\gamma$ -BHC, Fluoranthene) in soil water and groundwater of an agricultural research area. In: *Recent investigations in the zone of aeration* (Herausgeber P. Udluft, B. Merkel und K. Prösl), Band 2, S. 615-626.
- /112/ Kalbitz, K., Popp, P. und Knappe, S. (1995): Mobilization of HCH's and PAH's from polluted wetland soils near Bitterfeld and the role of dissolved organic matter. In: *Contaminated soil '95* (Herausgeber W. J. van den Brink, R. Bosman und F. Arendt), Band 1, S. 389-390. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.
- /113/ Kampe, W. (1987): Organische Stoffe in Böden und Pflanzen nach langjährigen, intensiven Klärschlammanwendungen. *Korrespondenz Abwasser* 8, 820-827.
- /114/ Kampe, W., Zürcher, C. und Jobst, H. (1987): Potentielle organische Schadstoffe in Böden und Pflanzen nach intensiver Klärschlammanwendung. *VDLUFA -Schriftenr.* 23, 507-532.
- /115/ Kaul, R., Weisgerber, I. und Klein, W. (1972): Verteilung und Umwandlung von trans-Chlordan-<sup>14</sup>C in Weißkohl und Möhren. *Chemosphere* 2, 79-82.
- /116/ Kaupp, H. (1996): Atmosphärische Eintragswege und Verhalten von polychlorierten Dibenzop-dioxinen und -furanen sowie polyzyklischen Aromaten in einem Maisbestand. Nummer 38 in Bayreuther Forum Ökologie. Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Bayreuth.
- /117/ Kerler, F. und Schönherr, J. (1988): Accumulation of lipophilic chemicals in plant cuticles: prediction from octanol/water partition coefficients. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17, 1-6.
- /118/ Ketterer, S. (1991): Polychlorierte Biphenyle und ausgewählte chlororganische Pestizide in Böden, Band 42 von *Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen*.
- /119/ Kimble, K. D. und Chin, Y.-P. (1994): The sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by soils and low-methanol/water mixtures. *J. Contam. Hydrol.* 17, 129-143.
- /120/ Klein, W., Kohli, J., Weisgerber, I. und Korte, F. (1973): Fate of Aldrin-<sup>14</sup>C in potatoes and soil under outdoor condition. *J. Agr. Food Chem.* 21, 152-156.
- /121/ Kloke, A. und Leh, H. O. (1966): Untersuchungen über das Verhalten von Heiz- und Treibölen im Boden. *Wasser und Boden* 12, 422-425.
- /122/ Koch, R. (1989): Umweltchemikalien - physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. VCH-Verlag.
- /123/ Kögel-Knabner, I. und Knabner, P. (1991): Einfluß von gelöstem Kohlenstoff auf die Verlagerung organischer Umweltchemikalien. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 63, 119-122.
- /124/ Kohler, H.-P. E., Kohler-Staub, D. und Adler, A. C. (1992): Mikrobielle Umwandlungen polychlorierter Biphenyle (PCBs). *GAIA* 3, 153-164.
- /125/ Kohli, J., Weisgerber, I., Klein, W. und Korte, F. (1973a): Rückstandsverhalten und Umwandlung von Dieldrin-<sup>14</sup>C in Kulturpflanzen, Boden und Sickerwasser nach Bodenapplikation. *Chemosphere* 4, 153-156.
- /126/ Kohli, J., Zarif, S., Weisgerber, I. und Klein, W. (1973b): Fate of Aldrin-<sup>14</sup>C in sugar beets and soil under outdoor conditions. *J. Agr. Food Chem.* 21, 855-857.

- /127/ Kolb, M., Bock, C. und Harms, H. (1996a): Bioakkumulation und Persistenz organischer Schadstoffe aus Bioabfallkomposten in Pflanzen. In: *Neue Techniken zur Kompostierung* (Herausgeber R. Stegmann), Kompendium zum BMBF-Verbundvorhaben, S. 345-360. Economica Verlag.
- /128/ Kolb, M., Bock, C. und Harms, H. (1996b): Bioakkumulation und Persistenz organischer Schadstoffe aus Bioabfallkomposten in Pflanzen. In: *Zwischenbericht 1/96 zum Verbundvorhaben "Neue Techniken in der Kompostierung"* (Herausgeber R. Stegmann), S. 29-35.
- /129/ Kolb, M. und Harms, H. (1996): Untersuchungen zur Aufnahme von <sup>14</sup>C-Fluoranthen aus Bioabfallkomposten und zum Metabolismus in Pflanzen. *VDLUFA-Schriftenreihe 44*, 425-428.
- /130/ König, W. (1990): Untersuchung und Beurteilung von Kulturböden bei der Gefährdungsabschätzung von Altlasten. In: *Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen Für Schutz, Pflege und Sanierung Von Böden, Landschaft und Grundwasser* (Herausgeber D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele und H.-M. Harreß), S. Kap. 3550. Berlin.
- /131/ König, W. und Hembrock, A. (1989): Vorkommen und Transfer persistenter chlorierter organischer Schadstoffe in Böden, Nutzpflanzen und Nahrung. *VDI-Berichte 745*, 423-439.
- /132/ Konteye, C. (1988): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Haus- und Kleingärten. *Wissenschaft und Umwelt 1*, 58-63.
- /133/ Kopinke, K. D. (1994): Sorption von hydrophoben Verbindungen an Huminstoffen. In: *Fremdstoffe in Böden - Akkumulation, Bioverfügbarkeit, Bewertungsansätze* (Herausgeber AGF), S. 46-48. Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen, Bonn.
- /134/ Kördel, W. und Müller, J. (1992): Vorkommen von Pththalsäureestern in Böden und ihrem Aufwuchs im Einflußbereich von Erntetenten und bei Klärschlammaufbringung. UBA FuE Nr. 116 08 078. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg.
- /135/ Korte, F. (1992): Lehrbuch der ökologischen Chemie. Thieme Verlag, Stuttgart.
- /136/ Krause, G. H. M. (1996): Umweltbelastung in Recklinghausen - Hochlarmark/Grullbad. Gutachtliche Stellungnahme, Teil 1 und 2. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- /137/ Krauß, P., Hagenmeier, H., Benz, T., Hohl, J., Hummler, M., Korherr, U., Kummer, V., Mayer, J. und Weberruß, U. (1991): Organische Schadstoffe im Kompost. Vortrag beim 59. Abfalltechnischen Kolloquium Stuttgart am 15.3.1991.
- /138/ Krauß, P. und Tauro, J. (1995): Mögliche Gefährdung des Grundwassers durch PCB sowie Dioxine und Furane. Nummer 1/95 in *Texte und Berichte zum Bodenschutz*. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- /139/ Krogmann, H. (1986): Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien -eine vergleichende Untersuchung zum Umweltverhalten von PCB und Picloram, Band 8 von *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*.
- /140/ Kühnhardt, M. und Niessner, R. (1994): Dispersion von PAHs in der ungesättigten Zone eines fluvioglazialen Schotter. *Vom Wasser 83*, 95-115.
- /141/ Lane, W. F. und Loehr, R. C. (1995): Predicting aqueous concentrations of polynuclear aromatic hydrocarbons in complex mixtures. *Water Environ. Res.* 67, 169-173.
- /142/ Li, C. und Voudrias, E. A. (1993): Effect of organic carbon on the uptake of Benzene by soil. *Environ. Technol.* 14, 189-194.
- /143/ Lichtenstein, E. P., Myrdal, G. R. und Schulz, K. R. (1965): Absorption of insecticidal residues from contaminated soils into five carrot varieties. *J. Agr. Food Chem.* 13, 126-131.
- /144/ Lienert, D., Gebefügi, I., Lörinci, G., Kowalczyk, T. und Kreß, K. (1994): Einflüsse der Formulierungshilfsstoffe von Pflanzenbehandlungsmittel auf Böden, Band 28/94 von *Texte*. Umweltbundesamt, Berlin.

- /145/ Linne, C. und Martens, R. (1978): Überprüfung des Kontaminationsrisikos durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Erntegut von Möhren und Pilzen bei Anwendung von Müllkompost. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* 141, 265-274.
- /146/ Liphard, K. G. (1990): Ausgasung und Auswaschung von PAH aus Böden - Modellexperimente an den Grenzflächen Boden/Luft und Boden/Wasser. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 118, 156-176.
- /147/ Lucks, U. J. und Sartorius, R. (1985): Synoptische Darstellung einiger ausgewählter bodenrelevanter Schadstoffe. In: *Boden - das dritte Umweltmedium*, Band 14 von *Forschungen zur Raumentwicklung*, S. 129-144. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung.
- /148/ Lüdersdorf, M., Frost, M. und Pestemer, W. (1996): Zur Aufnahme von PCB 52 und BaP in Gehölzpflanzen. In: *Rieselfelder in Berlin und Brandenburg*, Band 101 von *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, S. 125-133.
- /149/ Lunz, M. (1993): Untersuchungen zum Transport und Abbau polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAH's) im Boden. Diplomarbeit. Inst. f. Wasserchemie u. chemische BaJneologie, TU München.
- /150/ Lusky, K., Stoyke, M., Doberschütz, K.-D. und Göbel, R. (1993): Untersuchungen zum Vorkommen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) in pflanzlichen Produkten und bei landwirtschaftlichen Nutztieren. *VDLUFA-Schriftenreihe* 37, 539-542.
- /151/ Maaß, V. (1987): Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien -eine vergleichende Untersuchung zum Umweltverhalten von PCB und Picloram, Band 12 von *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*.
- /152/ Markard, C. (1988): Organische Stoffe in Klärschlämmen - eine Gefahr für die Nahrungskette? - Teil I. *Korrespondenz Abwasser* 35, 449-455.
- /153/ Marschner, B. (1996): Bodenchemische und -biologische Einflussfaktoren der Freisetzung von PAK und PCB aus einem Rieselfeldboden. In: *Rieselfelder in Berlin und Brandenburg*, Band 101 von *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, S. 75-82. TU Berlin.
- /154/ Martens, D. (1994): Entwicklung eines Multikomponenten-Screening-Verfahrens für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs) und Pestizide in Boden, Wasser und Sediment. Dissertation, TU München.
- /155/ Martijn, A., Bakker, H. und Schreuder, R. H. (1993): Soil persistence of DDT, Dieldrin and Lindane over a long period. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 178-184.
- /156/ Matzner, E., Hübner, D. und Thomas, W. (1981): Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* 144, 283-288.
- /157/ McCall, P. J., Swann, R. L., Laskowski, D. A., Unger, S. M., Vrona, S. A. und Dishburger, H. J. (1980): Estimation of chemical mobility in soil from liquid chromatographic retention times. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24, 190-195.
- /158/ McLachlan, M. S. (1991): Die Anreicherung von PCDD/F in Nahrungsketten. *Organohalogen Compounds* 6, 183-211.
- /159/ McLachlan, M. S. (1996): Bioaccumulation of hydrophobic chemicals in agricultural food chains. *Environ. Sci. Technol.* 30, 252-259.
- /160/ McLachlan, M. S., Hinkel, M., Reissinger, M., Hippelein, M. und Kaupp, H. (1994): A study of the influence of sewage sludge fertilization on the concentrations of PCDD/F and PCB in soil and milk. *Environ. Pollut.* 85, 337-343.
- /161/ Means, J. C., Wood, S. G., Hassett, J. J. und Banwart, W. L. (1980): Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environ. Sci. Technol.* 14, 1524-1528.

- /162/ Metz, R. und Dorn, J. (1994): Wirkung von organischen und mineralischen Schadstoffen in Rieselfeldböden auf Biomasseertrag und Schadstofftransfer bei Roggen (*Secale cereale*). In: *Defizite und Überschüsse an Mengen- und Spurenelementen in der Ernährung* (Herausgeber M. Anke, D. Meissner, H. Bergmann, R. Bitsch, W. Dorn, G. Flachowsky, B. Groppel, H. Gürtler, I. Lombeck und W. Merbach), S. 457-464. Schubert, Leipzig.
- /163/ Metz, R. und Dorn, J. (1996): Das Zusammenwirken organischer und mineralischer Schadstoffe beim Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. In: *Rieselfelder in Berlin und Brandenburg*, Band 101 von *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, S. 119-124. TU Berlin.
- /164/ Metz, R., Dorn, J. und Sauer, W. (1997): Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und Schwermetallen auf Biomasseertrag und Boden-Pflanze-Transfer beim Anbau von Rohstoff- und Energiepflanzen. Bericht zum BMBF-Verbundprojekt "Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen", Humboldt Universität, Berlin.
- /165/ Moza, P., Scheunert, I., Klein, W. und Korte, F. (1979): Studies with 2,4',5-Trichlorobiphenyl-  $^{14}\text{C}$  and 2,2',4,4',6-Pentachlorobiphenyl-  $^{14}\text{C}$  in carrots, sugar beets and soil. *J. Agr. Food Chem.* 27, 11201124.
- /166/ Moza, P., Weisgerber, I. und Klein, W. (1972): Auswaschen eines wasserlöslichen Aldrin-  $^{14}\text{C}$ -Abbauprodukts aus Boden. *Chemosphere* 5, 191-195.
- /167/ Moza, P., Weisgerber, I. und Klein, W. (1976): Fate of 2,2'-Dichlorobiphenyl-  $^{14}\text{C}$  in carrots, sugar beets and soil under outdoor conditions. *J. Agr. Food Chem.* 24, 881-885.
- /168/ Müller, H. (1976): Aufnahme von 3,4-Benzpyren durch Nahrungspflanzen aus künstlich angereicherten Substraten. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* S. 685-695.
- /169/ MURL, Herausgeber (1991): NRW-Meßprogramm 'Chloraromaten-Herkunft und Transfer' 1990; Abschlußbericht. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Düsseldorf.
- /170/ Nash, R. G. und Harris, W. G. (1973): Chlorinated hydrocarbon insecticide residues in crops and soil. *J. Environ. Qual.* 2, 269-273.
- /171/ Niederer, M., Maschka-Selig, A. und Hohl, C. (1995): Monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in urban soil, compost and vegetation. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2, 83-89.
- /172/ Niedermaier, M. und Zech, W. (1990): Lindan in Waldhumus - Kleinlysimeterversuche zur Untersuchung der vertikalen Verlagerung. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 2, 6-9.
- /173/ Ocker, H.-D. (1985): Kontamination von Roggenpflanzen durch polychlorierte Biphenyle. Jahresberichte. Bundesforschungsanstalt f. Getreide- u. Kartoffelforschung, Detmold.
- /174/ O'Connor, G. A. (1996): Organic compounds in sludge-amended soils and their potential for uptake by crop plants. *Sci. Total Environ.* 185, 71-81.
- /175/ O'Connor, G. A., Kiehl, D., Eiceman, G. A. und Ryan, J. A. (1990): Plant uptake of sludge borne PCBs. *J. Environ. Qual.* 19, 113-118.
- /176/ Offenbächer, G. und Poletschny, H. (1992): PCB in durch Siedlungsabfälle beeinflussten Böden und Transfer von PCB in die Pflanze. In: *Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten*, Band 7, S. 71-133.
- /177/ Onsager, J. A., Rusk, H. W. und Butler, L. I. (1970): Residues of Aldrin, Dieldrin, Chlordane and DDT in soil and sugarbeets. *J. Econ. Entomol.* 63, 1143-1146.
- /178/ Park, K. S., Sims, R. C. und Dupont, R. R. (1990): Transformation of PAHs in soil systems. *J. Environ. Eng.* 116, 632-640.
- /179/ Pearson, C. R. (1982): Halogenated Aromatics. In: *The Handbook of Environmental Chemistry* (Herausgeber O. Hutzinger), Band 3 Part B, S. 89-116.

- /180/ Preußner, M., Ruholl, H. und Schwertmann, J. (1993): Transfer polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe aus kontaminierten Böden in Gemüsepflanzen. In: *Altlastensanierung '93* (Herausgeber F. Arendt, G. J. Annokke, R. Bosman und W. J. van den Brink), Band 2, S. 1221-1222.
- /181/ Pylypiw, H., Naughton, E. und Hankin, L. (1991): DDT persists in soil: Uptake by squash plants. *Dairy, Food and Environmental Sanitation* 11, 200-201.
- /182/ Raber, B. und Kögel-Knabner, I. (1995): Desorption of hydrophobic PAH's from contaminated soil: influence of dissolved organic matter. In: *Contaminated soil '95* (Herausgeber W. J. van den Brink, R. Bosman und F. Arendt), Band 1, S. 407-408. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.
- /183/ Rahman, M. S., Payá, -Pérez, A. B., Skejød-Andresen, H. und Larsen, B. R. (1994): Surfactant solubilization of hydrophobic compounds in soil and water. I. Dodecylsulphate monomer and micellar partition coefficients for 28 polychlorinated biphenyls (PCBs). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1, 131-139.
- /184/ Reemtsma, T. und Jekel, M. (1996): Untersuchungen zum Inventar und zur Mobilität organischer Schadstoffe in Rieselfeldböden. In: *Rieselfelder in Berlin und Brandenburg*, Band 101 von *Landwirtschaftsentwicklung und Umweltforschung*, S. 101-108.
- /185/ Rehding, C. (1993): Erfassung des bevorzugten Wasser- und Stofftransportes im Boden unter Freilandbedingungen. Dissertation, Univ. Bayreuth.
- /186/ Renger, M. und Mekiffer, B. (1997): Belastung durch Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). In: *Bewertung anthropogener Stadtböden* (Herausgeber H.-P. Blume und U. Schleuß), Band 38 von *Schriftenreihe*, S. 148-171. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel.
- /187/ Rieß, P. (1989): Nähr- und Schadstoffgehalte in Komposten. In: *Kompost und Landwirtschaft*, S. 37-46. Rheinischer landwirtschaftlicher Verlag, Bonn.
- /188/ Rippen, G. (1989): Handbuch Umweltchemikalien. ecomed-Verlag, Landsberg/Lech.
- /189/ Rippen, G., Ilgenstein, M., Klöpffer, W. und Poremski, H.J. (1982): Screening the adsorption behavior of new chemicals: natural soils and model adsorbents. *Ecotoxicol, Environ. Saf.* 6, 236-245.
- /190/ Rogers, R. D., McFarlane, J. C. und Cross, A. J. (1980): Adsorption and desorption of Benzene in two soils and montmorillonite clay. *Environ. Sci. Technol.* 14, 457-460.
- /191/ Roth, L., Deutsch, P., Zartner-Nyilas, G., Berg, H. und Gold, G. (1996): Grenzwerte für Lebensmittel und Bedarfsgegenstände. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- /192/ Russell, D. J. und McDuffie, B. (1986): Chemodynamic properties of phthalate esters: partitioning and soil migration. *Chemosphere* 15, 1003-1021.
- /193/ Ryan, J. A., Bell, R. M., Davidson, J. M. und O'Connor, G. A. (1988): Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere* 12, 2299-2323.
- /194/ Saçan, M. T. und Balciođlu, I. A. (1996): Prediction of the soil sorption coefficient of organic pollutants by the characteristic root index model. *Chemosphere* 32, 1993-2001.
- /195/ Sauerbeck, D. (1985): Funktion, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht, Band 10 von *Materialien zur Umweltforschung*. Kohlhammer-Verlag, Stuttgart.
- /196/ Sawhney, B. L. und Hankin, L. (1984): Plant contamination by PCBs from amended soils. *J. Food Protect.* 47, 232-236.
- /197/ Schaaf, H., Herausgeber (1990): Datensammlung und statistische Auswertung über Gehalte an chlorierten Kohlenwasserstoffen und polychlorierten Biphenylen in Klärschlämmen, Böden, Pflanzen und tierischen Produkten, Band 31 von *VDLUFA-Schriftenreihe*. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- /198/ Scharpenseel, H. W., Krogmann, H. und Maaß, V. (1983): Verhalten von PCB und Picloram in Böden. *Jülicher Spez. Ber.* 224, 61-72.
- /199/ Scharpenseel, H. W., Stephan, S., Theng, B., Kruse, E. und Lay, A. (1977a): Infiltration und Translokation von polychlorierten Biphenylen in natürlich gelagerten Bodenprofilen; biotischer und

- abiotischer Abbau I. Adsorption und Einbau polychlorierter Biphenyle (PCB) im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* 140, 285-301.
- /200/ Scharpenseel, H. W., Stephan, S., Theng, B., Kruse, E. und Lay, A. (1977b): Infiltration und Translokation von polychlorierten Biphenylen in natürlich gelagerten Bodenprofilen; biotischer und abiotischer Abbau II. Verteilung und Abbau polychlorierter Biphenyle (PCB) im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* 140, 303-316.
- /201/ Scheu, R. (1993): PCB-Belastung von Futtermitteln - Ursachen der Kontamination, Möglichkeiten der Dekontamination. In: Zum Carry over von Polychlorierten Biphenylen (PCB). Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 418 (Herausgeber H. Hecht), S. 54-63. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- /202/ Scheunert, I. (1991): Langzeitverhalten von Chemikalien im Boden. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 3, 28-32.
- /203/ Scheunert, I. und Geyer, H. (1989): Ökologische Testverfahren für halogenierte organische Verbindungen in Böden. *VDI-Berichte 745*, 467-482.
- /204/ Scheunert, I., Korte, F. und Reiml, D. (1987): Applikationsuntersuchungen von Pflanzenbehandlungsmitteln im System Pflanze/Boden in Lysimetern unter Einsatz <sup>14</sup>C-markierter Substanzen und der besonderen Berücksichtigung des Leaching-Verhaltens. *Schriftenr. Verein Wasser-Boden-Lufth.* 68, 313-322.
- /205/ Scheunert, I., Marra, C., Viswanathan, R., Klein, W. und Korte, F. (1983): Fate of Hexachlorobenzene-<sup>14</sup>C in wheat plants and soil under outdoor conditions. *Chemosphere* 12, 843-858.
- /206/ Scheunert, I., Topp, E., Attar, A. und Korte, F. (1994): Uptake pathways of chlorobenzenes in plants and their correlation with N-octanol/water partition coefficients. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 27, 90-104.
- /207/ Schlosserova, J. (1994)- Kontrolle ausgewählter Böden in der Tschechischen und Slowakischen Republik auf ihre Kontamination mit chlorierten Kohlenwasserstoffen. In: *Schadstoffatlas Osteuropa. Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa* (Herausgeber E. Heinisch), S. 54-60. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- /208/ Schmid, R. und Eckstein, B. (1991): Kompostverwertung und Bodenschutz. *TASPO-Magazin* 5, 26-27.
- /209/ Schmidt, H., Stähler, M. und Schenke, D. (1995): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel im Land Brandenburg. III. Ergebnisse und Schlussfolgerungen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 47, 279-286.
- /210/ Schmitzer, J. L., Scheunert, I. und Korte, F. (1988): Fate of Bis(2-ethylhexyl) [14 C]Phthalate in laboratory and outdoor soil-plant systems. *J. Agr. Food Chem.* 36, 210-215.
- /211/ Schneider, V. (1994): Literaturstudie zum Transferverhalten organischer Schadstoffe im Boden. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg. Stuttgart.
- /212/ Schnöder, F. (1995): Das Verhalten von <sup>14</sup>C-Fluoranthen und -Benzo(a)pyren sowie <sup>14</sup>C- PCB 28 und -PCB 52 im Agrarökosystem - Lysimeterversuche mit einer Parabraunerde aus Löß. Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- /213/ Schnöder, F., Mittelstaedt, W. und Führ, F. (1994): Das Verhalten von Benzo[a]pyren und Fluoranthen in einer Parabraunerde. In: *Fremdstoffe in Böden - Akkumulation, Bioverfügbarkeit, Bewertungsansätze* (Herausgeber AGF), S. 28-29. Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen, Bonn.
- /214/ Schnöder, F., Mittelstaedt, W. und Führ, F. (1996): Das Verhalten von <sup>14</sup>C-Fluoranthen und -Benzo(a)pyren sowie <sup>14</sup>C- PCB 28 und -PCB 52 im Agrarökosystem - Lysimeterversuche mit einer Parabraunerde aus Löß. In: *Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze*, Band 13, Teil 2 von *Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten*. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, Düsseldorf.

- /215/ Schönberger, H. (1990): Klärschlamm - Kontamination auf Raten. Institut für ökologisches Recycling, Berlin.
- /216/ Schroll, R., Bierling, B., Cao, G., Dörfler, U., Lahaniati, M., Langenbach, T., Scheunert, I. und Winkler, R. (1994): Uptake Pathways of Organic Chemicals from Soil by Agricultural Plants. *Chemosphere* 28, 297-303.
- /217/ Schroll, R. und Scheunert, I. (1992a): A laboratory system to determine separately the uptake of organic chemicals from soil by plant roots and by leaves after vaporization. *Chemosphere* 24, 97-108.
- /218/ Schroll, R. und Scheunert, I. (1992b): Time course of the bioconcentration of Hexachlorobenzene-<sup>14</sup>C in barley and carrot roots. *Fresenius Environ. Bull.* 1, 329-333.
- /219/ Schroll, R. und Scheunert, I. (1992c): Uptake of the lipophilic model compound Hexachlorobenzene by different plant species during the vegetation period. *Fresenius Environ. Bull.* 1, 334-338.
- /220/ Schulz, E. und Klimanek, E.-M. (1996): Verhalten von  $\beta$ -HCH in hochbelasteten Auenböden im Gebiet der Dessauer Muldeauen. *Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 80, 169-172.
- /221/ Seeger, R. und Neumann, H.-G. (1993): Giftlexikon - Ein Handbuch für Ärzte, Apotheker und Naturwissenschaftler. Deutscher Apotheker Verlag, Stuttgart.
- /222/ Sharom, M. S., Miles, J. R. W., Harris, C. R. und McEwen, F. L. (1980): Behaviour of 12 insecticides in soil and aqueous suspensions of soil and sediment. *Water Res.* 14, 1095-1100.
- /223/ Shea, P. J., Weber, J. B. und Overcash, M. R. (1982): Uptake and phytotoxicity of Di-n-butyl Phthalate in corn (zea mays). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 29, 153-158.
- /224/ Sheppard, M. I., Sheppard, S. C. und Amiro, B. D. (1991): Mobility and plant uptake of inorganic <sup>14</sup>C an <sup>14</sup>C-labelled PCB in soils of high and low retention. *Health Physies* 61, 481-492.
- /225/ Shiu, W. Y., Ma, K. C., Mackay, D., Seiber, J. N. und Wauchope, R. D. (1990): Solubilities of pesticide chemicals in water. *Residue Rev.* 116, 1-188.
- /226/ Sicbaldi, F. und Re, A. M. D. (1993)-. Relationships of pesticide octanol/water-partition coefficients to their physicochemical properties. *Residue Rev.* 133, 59-93.
- /227/ Siegfried, R. und Müller, H. (1978): Über die 3,4-Benzpyren-Kontamination von Wurzel- und Blattgemüse aus Böden mit unterschiedlichem 3,4-Benzpyrengelhalt. *Landwirtsch. Forsch.* 31, 133-140.
- /228/ Sieper, H. (1972): Verhalten von Lindan im Boden und im Wasser. *Schriftenr. Verein Wasser-Boden-Lufth.* 37, 175-185.
- /229/ Sims, R. C. und Overcash, M. R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residue Rev.* 88, 1-68.
- /230/ Singh, G., Dowman, A., Higginson, F. R. und Fenton, 1. G. (1992): Translocation of aged cyclodiene insecticide residues from soil into forage crops and pastures at various growth stages under field conditions. *J. Environ. Sci. Health* 27, 711-728.
- /231/ Singh, G., Kathpal, T. S., Spencer, W. F. und Dhankar, J. S. (1991): Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ. Pollut.* 70, 219-239.
- /232/ Sotiriou, N., Moza, P., Scheunert, I. und Feicht, E. A. (1994): Uptake and Fate of <sup>14</sup>C-Hexachlorobenzene in Tobacco and Wheat Plants. *Fresenius Environ. Bull.* 3, 175-180.
- /233/ Spencer, W. F. und Cliath, M. M. (1973): Pesticide volatilization as related to water loss from soil. *J. Environ. Qual.* 2, 284-289.
- /234/ Spencer, W. F., Cliath, M. M., Jury, W. A. und Zhang, L.-Z. (1988): Volatilization of organic chemicals from soil as related to their Henry's Law constants. *J. Environ. Qual.* 17, 504-509.
- /235/ Stewart, D. K. R. (1975): Chlordane uptake from soil by root crops. *Environ. Entomol.* 4, 254-256.

- /236/ Stuart, B. J., Bowlen, G. F. und Kosson, D. S. (1991): Competitive sorption of Benzene, Toluene and the Xylenes onto soil. *Environ. Progress* 10, 104-109.
- /237/ Sun, S., Inskeep, W. P. und Boyd, S. A. (1995): Sorption of nonionic organic compounds in soil-water systems containing a micelle-forming surfactant. *Environ. Sci. Technol.* 29, 903-913.
- /238/ Sweetman, A. J., Rogers, H. R., Harms, H. und Mosbaek, H. (1991): Organic contaminants in sewage sludge and their effects on soil and crops. Final report to Department of the Environment, Report No. DoE 2745-M/1.
- /239/ Tafuri, F., Businelli, M., Scarponi, L. und Marucchini, C. (1977): Decline and movement of AG Chlordane in soil and its residues in Alfalfa. *J. Agr. Food Chem.* 25, 353-356.
- /240/ Tanaka, S., Oba, K., Fbkushima, M., Nakayasu, K. und Hasebe, K. (1997): Water solubility enhancement of pyrene in the presence of humic substances. *Anal. Chim. Acta* 337, 351-357.
- /241/ Taylor, A. W., Glotfelty, D. E., Glass, B. L., Freeman, H. P. und Edwards, W. M. (1976): Volatilization of Dieldrin and Heptachlor from a maize field. *J. Agr. Food Chem.* 24, 625-631.
- /242/ Tebaay, R. H., Welp, G., Brümmer, G. W. und Gerhard, W. (1993): Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* 156, 1-10.
- /243/ Tebaay, R. H., Welp, G., Brümmer, G. W. und Necker, U. (1992): Untersuchungen zur mikrobiellen Toxizität sowie zur Adsorption und Löslichkeit von PAK und PCB in Böden. In: *Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten*, Band 7, S. 11-70. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW, Recklinghausen.
- /244/ Timbrell, E. M. (1993): Toxikologie für Einsteiger. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- /245/ Topp, E.-M., Scheunert, I., Attar, A. und Korte, F. (1986): Factors affecting the uptake of <sup>14</sup>C-labeled organic chemicals by plants from soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11, 219-228.
- /246/ Topp, E.-M., Scheunert, I. und Korte, F. (1989): Kinetics of the uptake of <sup>14</sup>C-labeled chlorinated Benzenes from soil by plants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 17, 157-166.
- /247/ Totsche, K. U. (1995): Co-Transport und Co-Sorption in Böden: Experimentelle Befunde - Modellentwicklung - Numerische Simulation. Nummer 38 in Bayreuther Bodenkundliche Berichte. Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth.
- /248/ Totsche, K. U., Danzer, J. und Kögel-Knabner, 1. (1997): Dissolved organic matter-enhanced retention of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in soil miscible displacement experiments. *J. Environ. Qual.* 26, 1090-1100.
- /249/ Trapp, S., Mathies, M. und Reiter, B. (1997): Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad; Teilprojekt "Transferfaktoren Boden-Pflanze". Entwurf des Enberichts zum Forschungsvorhaben Nr. 10702005 (Ufoplan 1996) des Umweltbundesamtes.
- /250/ Trapp, S., Mathies, M., Scheunert, I. und Topp, E.-M. (1990): Modeling the bioconcentration of organic chemicals in plants. *Environ. Sci. Technol.* 24, 1246-1252.
- /251/ Tucker, E. S., Litschgi, W. J. und Mees, W. M. (1975): Migration of polychlorinated biphenyls in soil induced by percolating water. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13, 86-93.
- /252/ Uhnak, J., Szokolay, A. und Veningerova, M. (1994): Chlororganische Insektizide in Nahrungsketten - Ökologisch-chemische Betrachtungen. In: *Schadstoffatlas Osteuropa. Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa*, S. 91-92. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- /253/ Umweltbundesamt, Herausgeber (1990): Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz. LTwS-Nr. 24. UBA, Berlin.
- /254/ Umweltbundesamt, Herausgeber (1991): Was Sie schon immer über Umweltchemikalien wissen wollten. Kohlhammer Verlag, Stuttgart.

- /255/ VCI, Herausgeber (1989): Ableitung von Bodenrichtwerten. Verband der chemischen Industrie e.V., Frankfurt/M.
- /256/ Verma, A. und Pillai, K. K. (1991): Bioavailability of soil-bound residues of DDT and HCH to certain plants. *Soil Sci. Biochem.* 23, 347-351.
- /257/ Voerman, S. und Besemer, A. F. H. (1975): Persistence of Dieldrin, Lindane and DDT in a light sandy soil and their uptake by grass. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13, 501-505.
- /258/ Wahlström, M., Thomassen, H., Flyvbjerg, J., Veltkamp, A. C., Oscarsson, C., Sundqvist, J.-O. und Rood, G. A. (1994): Leaching of organic contaminants from contaminated soils and waste materials. *Stud. environ. sci.* 60, 257-270.
- /259/ Wallnöfer, P., Königer, M. und Engelhardt, G. (1975): Verhalten von xenobiotischen chlorierten Kohlenwasserstoffen (HCB und PCBs) in Kulturpflanzen und Böden. *Pflanzenkrankheiten* 2/75, 91-100.
- /260/ Walther, W., Teichgräber, B., Schäfer, W. und Dähne, M. (1985): Messungen ausgewählter organischer Spurenstoffe in der Bodenzone, eine Bestandsaufnahme an einem Ackerbaugebiet. *Z. Dt. Geol. Gesellsch.* 136, 613-625.
- /261/ Wang, D. T. und Meresz, O. (1982): Occurrence and potential uptake of polynuclear aromatic hydrocarbons of highway traffic origin by proximally grown food crops. In: *Polynuclear aromatic hydrocarbons* (Herausgeber M. Cook, A. J. Dennis und G. L. Fisher), S. 885-896.
- /262/ Wang, M. J. und Jones, K. C. (1994): Uptake of chlorobenzenes by carrots from spiked and sewage sludge-amended soil. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1260-1267.
- /263/ Webber, M. D., Pietz, R. I., Granato, T. C. und Svoboda, M. L. (1994): Plant uptake of PCBs and other organic contaminants from sludge-treated coal refuse. *J. Environ. Qual.* 23, 1019-1026.
- /264/ Wheeler, W. B., Frear, D. E. H., Mumma, R. O., Hamilton, R. H. und Cotner, R. C. (1967): Absorption and translocation of Dieldrin by forage crops. *J. Agr. Food Chem.* 15, 231-234.
- /265/ WHO, Herausgeber (1993): Guidelines for drinking-water quality. World Health Organisation, Genf.
- /266/ Wild, S. R. und Jones, K. C. (1991): Studies on the polynuclear aromatic hydrocarbon content of carrots (*Daucus carota*). *Chemosphere* 23, 243-251.
- /267/ Wild, S. R. und Jones, K. C. (1992a): Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Sci. Total Environ.* 119, 85-119.
- /268/ Wild, S. R. und Jones, K. C. (1992b): Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 21, 217-225.
- /269/ Willet, L. B., O'Donnell, A. F., Durst, H. I. und Kurz, M. M. (1993): Mechanisms of movement of organochlorine pesticides from soils to cows via forages. *J. Dairy Sci.* 76, 1635-1644.
- /270/ Willis, G. H., Parr, J. F., Smith, S. und Carroll, B. R. (1972): Volatilization of Dieldrin from fallow soil as affected by different soil water regimes. *J. Environ. Qual.* 1, 193-196.
- /271/ Wilson, J. T., Enfield, C. G., Dunlap, W. J., Cosby, R. L., Foster, D. A. und Baskin, L. B. (1981): Transport and fate of selected organic pollutants in a sandy soil. *J. Environ. Qual.* 10, 501-506.
- /272/ Wilson, S. C., Duarte-Davidson, R. und Jones, K. C. (1996): Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludges applied to agricultural soils: 1. The potential for downward movement to groundwaters. *Sci. Total Environ.* 185, 45-57.
- /273/ Wirth, W. und Gloxhuber, C. (1981): Toxikologie für Ärzte, Naturwissenschaftler und Apotheker. Thieme Verlag, Stuttgart.
- /274/ Witte, H., Langenohl, T. und Offenbächer, G. (1988a): Untersuchungen zum Eintrag von organischen Schadstoffen in Boden und Pflanze durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung -Teil I. *Korrespondenz Abwasser* 35, 440-448.

- /275/ Witte, I., Jähne, R., Weinert, R., Köbrich, K. und Jacobi, H. (1988b): Gefährdung der Gesundheit durch Pestizide. Fischer Taschenbuch Verlag.
- /276/ Woodburn, K. B., Doucette, W. J. und Andren, A. W. (1984): Generator column determination of octanol/water partition coefficients for selected polychlorinated biphenyl congeners. *Environ. Sci. Technol.* 18, 457-459.
- /277/ Ye, Q., Puri, R. K., Kapila, S., Lower, W. R. und Yanders, A. F. (1991): Studies on uptake of PCBs by *Hordeum vulgare* (barley) and *Lycopersicon esculentum* (tomato). *Chemosphere* 23, 1397-1408.
- /278/ Zurmühl, T., Durner, W. und Herrmann, R. (1991): Transport of Phthalate-esters in undisturbed and unsaturated soil columns. *J. Contam. Hydrol.* 8, 111-133.

## Indexverzeichnis

<b>A</b>	
Abbau	
Schadstoffe .....	22
Adsorptionsverhalten .....	18
Aldrin	
Boden-Pflanze-Transfer .....	132
Toxizität .....	16
<b>B</b>	
Benzol	
Toxizität .....	17
Boden	
Schadstofftransfer .....	1
transferbestimmende Prozesse .....	18
Verhalten organischer Schadstoffe .....	18
Bodenpartikel	
Kontamination von Futterpflanzen durch	
anhaftende ~ .....	202
BTX-Aromaten	
Bewertung .....	56
Boden-Pflanze-Transfer über die Athmosphäre 215	
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	7
Freisetzung und Verlagerung .....	55
Sorptionsverhalten .....	54
Toxizität .....	17
<b>C</b>	
Chlordan	
Boden-Pflanze-Transfer .....	140
Toxizität .....	16
chlororganische Pestizide	
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	6
Toxizität .....	15
<b>D</b>	
DDT	
Toxizität .....	17
Desorption .....	19
Dieldrin	
Boden-Pflanze-Transfer .....	132
<b>F</b>	
Freundlich-Isotherme .....	19
<b>H</b>	
HCB	
Toxizität .....	16
Henrykonstante	
ausgewählter organischer Schadstoffe .....	21
Heptachlor	
Boden-Pflanze-Transfer .....	146
Toxizität .....	16
<b>K</b>	
Klärschlamm	
Gehalte organischer Schadstoffe .....	10
Kompost	
Gehalte organischer Schadstoffe .....	10
<b>L</b>	
Lindan	
Toxizität .....	16
<b>M</b>	
Mineralöle	
Ausbreitung .....	59
Bewertung .....	59
Boden-Pflanze-Transfer .....	195
Boden-Pflanze-Transfer über die Athmosphäre 215	
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	8
Retention .....	58
Tiefenverlagerung .....	59
Toxizität .....	18
<b>O</b>	
organische Schadstoffe	
Aufnahme durch Pflanzen .....	24
Bewertungskriterien für die Toxizität .....	13
Gehalte in Klärschlamm und Kompost .....	10
Halbwertszeiten .....	23
Literatur zum Boden-Pflanze-Transfer über die	
Athmosphäre .....	216
Transfer Böden-Pflanzen über die Athmosphäre .....	204
Transfer im System Boden/Pflanze und	
Boden/Sickerwasser .....	1
Verflüchtigung .....	20
Verhalten und transferbestimmende Prozesse in	
Böden .....	18
Verwendungszwecke .....	9
Organochlorpestizide	
Bewertung .....	54
Sorptionsverhalten .....	48
Wechselwirkungen mit anderen Stoffgruppen .....	53
<b>P</b>	
PAK	
Bewertung .....	38
Boden-Pflanze-Transfer .....	63
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	3
Freisetzung und Verlagerung .....	29
Sorptionsverhalten .....	27
Toxizität .....	15
Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Transfer	
.....	81
Wechselwirkungen beim Boden-Pflanze-Transfer	
.....	99
PCB	
Bewertung .....	47
Boden-Pflanze-Transfer .....	103
Boden-Pflanze-Transfer über die Athmosphäre 205	
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	4

Freisetzung und Verlagerung .....	42	chemisch-physikalische Eigenschaften .....	3
Sorptionsverhalten .....	39	Freisetzung und Verlagerung .....	29
Toxizität .....	15	Sorptionsverhalten .....	27
Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Transfer .....	118	Toxizität .....	15
Wechselwirkungen beim Boden-Pflanze-Transfer .....	127	Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Transfer .....	81
Wechselwirkungen mit anderen Stoffen .....	46	Wechselwirkungen beim Boden-Pflanze-Transfer .....	99
Persistenz .....	22	<b>S</b>	
Pestizide		Schadstoffe, organische	
Bewertung .....	54	Aufnahme durch Pflanzen .....	24
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	6	Bewertungskriterien für die Toxizität .....	13
Sorptionsverhalten .....	48	Gehalte in Klärschlamm und Kompost .....	10
Toxizität .....	15	Halbwertszeiten .....	23
Wechselwirkungen mit anderen Stoffgruppen .....	53	Literatur zum Boden-Pflanze-Transfer über die	
Phthalate		Athmosphäre .....	216
Bewertung .....	57	Transfer Böden-Pflanzen über die Atmosphäre .....	204
Boden-Pflanze-Transfer .....	193	Transfer im System Boden/Pflanze und	
Boden-Pflanze-Transfer über die Athmosphäre .....	215	Boden/Sickerwasser .....	1
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	7	Verflüchtigung .....	20
Sorptionsverhalten .....	56	Verhalten und transferbestimmende Prozesse in	
Toxizität .....	17	Böden .....	18
Polychlorierte Biphenyle		Verwendungszwecke .....	9
Bewertung .....	47	Sorption .....	18
Boden-Pflanze-Transfer .....	103	<b>T</b>	
Boden-Pflanze-Transfer über die Athmosphäre .....	205	Toluol	
chemisch-physikalische Eigenschaften .....	4	Toxizität .....	17
Freisetzung und Verlagerung .....	42	<b>V</b>	
Sorptionsverhalten .....	39	Verflüchtigung	
Toxizität .....	15	organischer Verbindungen .....	20
Transferfaktoren für den Boden-Pflanze-Transfer .....	118	<b>X</b>	
Wechselwirkungen beim Boden-Pflanze-Transfer .....	127	Xylol	
Wechselwirkungen mit anderen Stoffen .....	46	Toxizität .....	17
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe			
Bewertung .....	38		
Boden-Pflanze-Transfer .....	63		

## Abbildungsverzeichnis

ABB. 4.1: MITTELWERTE UND EXTREMA DER IM VERZEHRBAREN ANTEIL VON SPINAT, MÖHREN UND BLATTSALAT ERMITTELTEN BAP-KONZENTRATIONEN IN DEN EINZELNEN VERSUCHSVARIANTEN (AUS DELSCHEN ET AL., 1996):.....	72
ABB. 4.2: FLA -KONZENTRATIONEN IN SPINAT UND BLATTSALAT IN ABHÄNGIGKEIT VOM FLA -GEHALT DES BODENS (SPINAT : BODENUNTERSUCHUNG 04/1992, BLATTSALAT . BODENUNTERSUCHUNG 07/1994; AUS DELSCHEN ET AL., 1996):.....	73
ABB. 4.3: PAK-KONZENTRATIONEN IN BODEN UND SPINAT , GEMITTELT ÜBER DIE ANTHRACENÖL- UND ALTLASTVARIANTEN (AUS DELSCHEN ET AL., 1996):.....	74
ABB. 4.4: AUS KOMPOST -BODEN-SUBSTRATEN AUFGENOMMENE RADIOAKTIVITÄT IN SPROß UND WURZELN VON TOMATENPFLANZEN (AUS KOLB ET AL., 1996B): .....	77
ABB. 4.5: PCB-GEHALTE IN BODEN UND PFLANZEN NACH APPLIKATION VON <i>CHLOPHEN-A40</i> AUS HEIN. UND DELSCHEN (1994): .....	114
ABB. 4.6: DIELDRINAUFNAHME VERSCHIEDENER PFLANZENARTEN BEI STEIGENDEM BODENGEHALT (AUS WHEELER ET AL., 1967):.....	135
ABB. 4.7: $\Sigma$ HCH VERSCHIEDENER PFLANZENARTEN AUF UNTERSCHIEDLICH STARK KONTAMINIERTEN BÖDEN (AUS HEYN ET AL. 1980, B1 = Ls4, 1,5 % OS, PH 6,8; B2 = ST3, 1,4 % OS, PH 6,9; B3 = Ls4, 1,3 % OS, PH 7,1; B4 = Ls4, 1,4 % OS, PH 6,8; B5 = ST3, 1,7 % OS, PH 7,0; GEHALTE AUF TS BEZOGEN).....	158
ABB. 4.8: GRAPHISCHE DARSTELLUNG MODELLIERTER, UND GEMESSENER TF-WERTE FÜR KOPFSALAT (MESS= TRANSFERFAKTOR AUS MESSWERTEN, TFV=TRANSFERFAKTOR FÜR GASFÖRMIGE AUFNAHME, TFRES = TRANSFERFAKTOR FÜR AUFNAHME ÜBER ANHAFTENDE PARTIKEL, TFTRANSMAX = TRANSFERFAKTOR FÜR AUFNAHME AUS BODENLÖSUNG; AUS TRAPP ET AL. 1997):.....	202
ABB.4.9: GRAPHISCHE DARSTELLUNG MODELLIERTER UND GEMESSENER TF-WERTE FÜR WINTERWEIZENSTROH (MESS= TRANSFERFAKTOR AUS MESSWERTEN, TFV=TRANSFERFAKTOR FÜR GASFÖRMIGE AUFNAHME, TFRES = TRANSFERFAKTOR FÜR AUFNAHME ÜBER ANHAFTENDE PARTIKEL, TFTRANSMAX = TRANSFERFAKTOR FÜR AUFNAHME AUS BODENLÖSUNG; AUS TRAPP ET AL. 1997):.....	202

## Tabellenverzeichnis

TAB. 2.1:	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN DER 16 PAK-EINZELSUBSTANZEN NACH EPA .....	6
TAB. 2.2:	ZUSAMMENSETZUNG WICHTIGER TECHNISCHER PCB-GEMISCHE (ANTEILE IN [%]).....	7
TAB. 2.3:	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN POLYCHLORIRTER BIPHENYLE.....	7
TAB. 2.4:	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN CHLORORGANISCHER PESTIZIDE.....	8
TAB. 2.5:	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN VON BTX - AROMATEN.....	9
TAB. 2.6:	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN DER WICHTIGSTEN PHTHALATE .....	10
TAB. 2.7:	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN VON MINERALÖLPRODUKTEN.....	10
TAB. 2.8:	PRODUKTION [T/A] UND VERWENDUNG ORGANISCHER SCHADSTOFFE .....	11
TAB. 2.9:	GEHALTE ORGANISCHER SCHADSTOFFE IN KLÄRSCHLÄMMEN [MG/KG TSI:.....	13
TAB. 2.10:	GEHALTE ORGANISCHER SCHADSTOFFE IN KOMPOSTEN [PG/KG TSI:.....	14
TAB. 2.11:	TOXIZITÄTSKRITERIEN FÜR AUSGEWÄHLTE ORGANISCHE SCHADSTOFFE .....	16
TAB. 2.12:	HENRYKONSTANTEN KH AUSGEWÄHLTER ORGANISCHER SCHADSTOFFE.....	23
TAB. 2.13:	HALBWERTSZEITEN ORGANISCHER SCHADSTOFFE IN BÖDEN.....	25
TAB. 3.1:	VERTEILUNG VON BAP UND $\gamma$ -HCH IM DREIPHASENSYSTEM BODENMATRIX/-WASSER/-LUFT .....	30
TAB. 3.2:	EIGENSCHAFTEN DER UNTERSUCHTEN BÖDEN UND SORPTIONSKOEFFIZIENTEN FÜR FLUORANTHEN BEI VERSCHIEDENEN TEMPERATUREN.....	30
TAB. 3.3:	SORPTIONSKOEFFIZIENTEN ( $K_f$ , $K_{oc}$ ) FÜR PAK IN VERSCHIEDENEN BÖDEN .....	31
TAB. 3.4:	RELATIVE MOBILITÄT VON PAK IN EINEM BEARBEITUNGSHORIZONT .....	32
TAB. 3.5:	ABHÄNGIGKEIT DES VERTEILUNGSKOEFFIZIENTEN LOG $K_{oc}$ ZWEIER PAK VOM METHANOLANTEIL .....	34
TAB. 3.6:	SORPTIONSKOEFFIZIENTEN $K_{DOC}$ VON NATÜRLICHEN UND ANTHROPOGENEN HUMINSTOFFEN FÜR FLUORANTHEN UND NAPHTHALIN .....	35
TAB. 3.7:	INTERZEPT (A), STEIGUNG (LOG $K_{oc}$ ) UND BESTIMMTHEITSMAB $R^2$ DER DESORPTIONSISOTHERMEN FÜR PAK VON ZWEI REALKONTAMINIERTEN BODENHORIZONTEN:.....	37
TAB. 3.8:	LOG $K_{DOC}$ -WERTE FÜR PYREN UND CHEMISCHE KENNWERTE DER UNTERSUCHTEN HUMINSTOFFE.....	39
TAB. 3.9:	SORPTIONSKOEFFIZIENTEN ( $K_f$ , $K''$ ) FÜR PCB IN VERSCHIEDENEN BÖDEN .....	42
TAB. 3.10:	RETENTIONSFAKTOREN FÜR AROCLOR 1242 UND HCB IN DER BODENDÜNNSCHEIT -CHROMATOGRAPHIE MIT UNTERSCHIEDLICHEN BODENARTEN.....	45
TAB. 3.11:	EOX <sub>E</sub> -ABNAHME IN DER OBERSTEN BODENSCHICHT UND BILANZIERUNG DER HALOGENVERBINDUNGEN NACH 6 MONATEN BEREGNUNG SOWIE MITTLERE KONZENTRATIONEN VON AOX UND DOC IM SÄULENPERKOLAT ÜBER 8 MONATE .....	47
TAB. 3.12:	SORPTIONSKOEFFIZIENTEN ( $K_f$ , $K_{oc}$ ) FÜR ORGANOCHLORPESTIZIDE IN VERSCHIEDENEN BÖDEN .....	51
TAB. 3.13:	HCH-KONZENTRATIONEN IN BÖDEN UND LYSIMETER-PERKOLATEN AUS DER MULDENAUE (DATEN FÜR PERKOLATE GERUNDET).....	54
TAB. 3.14:	PROZENTUALE ADSORPTION VON HCH-ISOMEREN UND HCB BEI VERSCHIEDENEN KONZENTRATIONEN VON MINERALÖL (CO = AUSGANGSKONZENTRATION) .....	55
TAB. 3.15:	SORPTIONSKOEFFIZIENTEN ( $K''$ ) FÜR BTX - AROMATEN IN VERSCHIEDENEN BÖDEN.....	57
TAB. 3.16:	BENZOLKONZENTRATIONEN VERSCHIEDENER BÖDEN IM GLEICHGEWICHT MIT EINER GESÄTTIGTEN BENZOLATMOSPHERE.....	57
TAB. 3.17:	SORPTIONSKOEFFIZIENTEN $K_f$ (LINKS, AUS RUSSELL UND MCDUFFIE, 1986) SOWIE WIEDERFINDUNGSRATEN [%] IM SÄULENPERKOLAT (UNTEN, AUS ZURMÜHL ET AL., 1991) FÜR VERSCHIEDENE PHTHALATE.....	59
TAB. 3.18:	RÜCKHALTEVERMÖGEN VERSCHIEDENER SUBSTRATE FÜR MINERALÖLE L/M3].....	60
TAB. 3.19:	RELEVANZ VERSCHIEDENER VORRATS-/FLUßGRÖßEN FÜR DAS VERHALTEN ORGANISCHER SCHADSTOFFE (SIMULATION ÜBER FÜNF JAHRE AUF DER GRUNDLAGE VON FELDDATEN).....	62
TAB. 4.1:	PAK-GEHALTE IN BODEN UND VERSCHIEDENEN GEMÜSEARTEN [µG/KG FS].....	66
TAB. 4.2:	PAK-MUSTER UND -GEHALTE IN BÖDEN [MG/KG TS] UND KARTOFFELN [µG/KG FS].....	67
TAB. 4.3:	PAK-GEHALTE IN UNTERSCHIEDLICHEN WURZELBEREICHEN VON MÖHREN [µG/KG TS].....	68
TAB. 4.4:	VERSUCHSVARIANTEN DER PAK-LYSIMETERSTUDIE VON DELSCHEN ET AL. (1996).....	72
TAB. 4.5:	BODEN-PFLANZE-TRANSFER UND ABBAURATE VON PHENANTREN UND ANTHRACEN RELATIV ZUR EINGEMISCHTEN SCHADSTOFFMENGE (ANTEILE IN [%]).....	75
TAB. 4.6:	PAK-( $\Sigma$ NACH EPA) UND BAP-GEHALTE IN NAHRUNGSPFLANZEN UND BÖDEN VON HAUSUND KLEINGÄRTEN IN RECKLINGHAUSEN .....	78
TAB. 4.7:	RADIOAKTIVITÄTSKONZENTRATIONEN UND -GEHALTE SOWIE ÄQUIVALENTKONZENTRATIONEN AN FLA UND BAP IN PFLANZEN DER LYSIMETERSTUDIE.....	80
TAB. 4.8:	UNTERSUCHTE VARIANTEN IM GEFÄßVERSUCH MIT PAK UND PCB VON METZ ET AL. (1997).....	81
TAB. 4.9:	BAP-GEHALTE IM PFLANZENMATERIAL AUF AUSGEWÄHLTEN VERSUCHSVARIANTEN .....	82
TAB. 4.10:	ÜBERSICHT ÜBER DIE VON VERSCHIEDENEN AUTOREN BERICHTETEN TRANSFERFAKTOREN FÜR DEN BODEN-PFLANZE-TRANSFER VON PAK.....	83

TAB. 4.11:	BILANZIERUNG EINZELNER PCB-KONGENERE (4, 31, 100) IM SYSTEM BODEN-PFLANZE (ANTEIL DER APPLIZIERTEN AKTIVITÄT IN [%]) .....	106
TAB. 4.12:	TRANSFERFAKTOREN FÜR DIE PCB-KONGENEREN (4, 31, 100) FÜR MÖHREN UND ZUCKERRÜBEN.....	107
TAB. 4.13:	TRANSFERFAKTOREN EINZELNER PCB-KONGENERE FÜR DAS SYSTEM BODEN-PFLANZE.....	108
TAB. 4.14:	AUFNAHME VON PCB DURCH MÖHREN UND RADIESCHEN.....	109
TAB. 4.15:	TRANSFERFAKTOREN FÜR TECHNISCHE PCB-GEMISCHE BEI ROTE BEETE UND RÜBSEN.....	110
TAB. 4.16:	VERSUCHSVARIANTEN DER PCB-LYSIMETERSTUDIE VON DELSCHEN ET AL. (1996).....	110
TAB. 4.17:	PCB-GEHALTE ( $\Sigma$ 6 PCB) IN NAHRUNGSPFLANZEN UND BÖDEN AUS HAUS- UND KLEINGÄRTEN IN RECKLINGHAUSEN.....	111
TAB. 4.18:	RADIOAKTIVITÄTSGKONZENTRATIONEN UND -GEHALTE SOWIE ÄQUIVALENTKONZENTRATIONEN AN PCB-28 UND PCB-52 IN PFLANZEN DER LYSIMETERSTUDIE VON SCHNÖDER ET AL. (1996).....	112
TAB. 4.19:	TRANSFERFAKTOREN FÜR S PCB BEI MÖHRENSCHALEN.....	113
TAB. 4.20:	"PFLANZE-BODEN-QUOTIENTEN" BEI GRÜNLANDAUFWUCHS 1. UND 2. SCHNITT FÜR TRIBIS DECACHLOR-BIPHENYLE UND FÜR PCB-153 UNTERSCHIEDLICHER STANDORTE IM NRW-MEBPROGRAMM "CHLORAXOMATEN" .....	115
TAB. 4.21:	PCB-AUFNAHME VON MÖHREN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN .....	116
TAB. 4.22:	TRANSFERFAKTOREN ( $TF_T$ ) BODEN-PFLANZE VON NIEDERCHLORIERTEN PCB (X KONGENERE 28, 52 101) IN GEFÄßVERSUCHEN .....	117
TAB. 4.23:	TRANSFERFAKTOREN BODEN-PFLANZE FÜR PCB IM GEWÄCHSHAUSVERSUCH MIT KONTAMINIERTEM KLÄRSCHLAMM BEI EINEM PCB-BODENGEHALT VON 1200 $\mu$ G/KG.....	118
TAB. 4.24:	GEHALTE AN PCB-52 IM PFLANZENMATERIAL AUF AUSGEWÄHLTEN VERSUCHSVARIANTEN (AUS METZ ET AL., 1997).....	120
TAB. 4.25:	ÜBERSICHT ÜBER DIE VON VERSCHIEDENEN AUTOREN BERICHTETEN TRANSFERFAKTOREN FÜR DEN BODEN-PFLANZE-TRANSFER VON PCB.....	120
TAB. 4.26:	BERECHNETE $TF_F$ -WERTE VON ALDRIN, DIELDRIN UND ENDRIN IN WURZELGEMÜSE UND ZWIEBELN AUF UNTERSCHIEDLICHEM SUBSTRAT .....	136
TAB. 4.27:	EINFLUß VON SORTE UND WUCHSDAUER AUF DEN ENDRIN-TRANSFER VON MÖHREN .....	136
TAB. 4.28:	TRANSFER VON DIELDRIN, LINDAN UND DDT IN WEIDELGRAS.....	137
TAB. 4.29:	TRANSFER VON DIELDRIN IN MAISSPROß IN ABHÄNGIGKEIT VON BODENEIGENSCHAFTEN UND WUCHSDAUER BEI ZWEI VERSCHIEDENEN APPLIKATIONSMENGEN.....	139
TAB. 4.30:	TRANSFER VON ALDRIN/DIELDRIN IN ZUCKERRÜBEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN (ALDRIN/DIELDRIN-GEHALTE FÜR PFLANZEN- UND BODENMATERIAL AUF FS BEZOGEN).....	140
TAB. 4.31:	TRANSFERVERHALTEN VON DIELDRIN BEI WEIDEFUTTER AN ZWEI STANDORTEN.....	140
TAB. 4.32:	RÜCKSTANDSVERHALTEN VON $^{14}$ C-DIELDRIN UND AUFNAHME DURCH KOHLRABI UND MÖHREN (ANTEIL DER EXTRAKTIONSFRAKTIONEN AM GESAMTRÜCKSTAND IN [%]).....	141
TAB. 4.33:	RÜCKSTANDSVERHALTEN VON $^{14}$ C-ALDRIN (ANTEIL DER EXTRAKTIONSFRAKTIONEN AM GESAMT-RÜCKSTAND [%]) IN KARTOFFELN UND ZUCKERRÜBEN AUF ZWEI UNTERSCHIEDLICHEN BÖDEN.....	142
TAB. 4.34:	TRANSFER VON CHLORDAN BEI VERSCHIEDENEN WURZELGEMÜSEARTEN AUF UNTERSCHIEDLICHEN BÖDEN .....	143
TAB. 4.35:	TRANSFER VON $\alpha$ -, UND $\gamma$ -CHLORDAN BEI RETTICH UND MÖHRE AUF UNTERSCHIEDLICHEN BÖDEN.....	144
TAB. 4.36:	TRANSFER VON CHLORDAN IN ZUCKERRÜBEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN.....	145
TAB. 4.37:	TRANSFER VON $\gamma$ -CHLORDAN IN FUTTER- UND WEIDEPFLANZEN (WINTERARTEN) BEI MEHRSCHNITTNUTZUNG UND IN VERSCHIEDENEN NUTZUNGSSTADIEN .....	146
TAB. 4.38:	TRANSFER VON HEPTACHLOR IN FÜTTER- UND WEIDEPFLANZEN (WINTERARTEN) BEI MEHRSCHNITTNUTZUNG UND IN VERSCHIEDENEN NUTZUNGSSTADIEN .....	148
TAB. 4.39:	TRANSFER VON HCB BEI MÖHREN UND RADIESCHEN.....	150
TAB. 4.40:	TRANSFER VON HCB BEI VERSCHIEDENEN PFLANZENARTEN IM LAUF DER VEGETATIONSPERIODE .....	151
TAB. 4.41:	TRANSFER VON HCB IN SALAT BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN.....	152
TAB. 4.42:	TRANSFERFAKTOREN VON HCB BEI GETREIDE UND ACKERFUTTER.....	153
TAB. 4.43:	"PFLANZE/BODEN-QUOTIENTEN" FÜR HCB BEI GRÜNLANDAUFWUCHS UNTERSCHIEDLICHER STANDORTE IM NRW-MEBPROGRAMM "CHLORAROMATD" .....	153
TAB. 4.44:	TRANSFERFAKTOREN FÜR HCB BEI MÖHREN AUF UNTERSCHIEDLICHEN SUBSTRATEN .....	154
TAB. 4.45:	TRANSFERFAKTOREN ( $TF_T$ ) VON $^{14}$ C-HCB IM 2-JÄHRIGEN FREILAND-GEFÄßVERSUCH FÜR TABAK UND SOMMERWEIZEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN.....	155
TAB. 4.46:	TRANSFERFAKTOREN ( $TF_F$ ) FÜR HCH-ISOMEREN BEI MAIS, HAFER UND WINTERWEIZEN.....	156
TAB. 4.47:	TRANSFER VON LINDAN IN MAIS IN ABHÄNGIGKEIT VOM $C_{ORG}$ -GEHALT DES BODENS (BODEN 50 MG/KG LINDAN, PFLANZENGEHALTE IN [MG/KG TS]).....	157
TAB. 4.48:	TRANSFERFAKTOREN BODEN-PFLANZE EINZELNER HCH-ISOMERE FÜR VERSCHIEDEN NAHRUNGS UND FUTTERPFLANZEN.....	159

TAB. 4.49:	TRANSFERFAKTOREN BODEN-PFLANZE VON A-HCH FÜR VERSCHIEDEN NAHRUNGS- UND FUTTERPFLANZEN IN DER UMGEBUNG EINER HCH-DEPONIE .....	161
TAB. 4.50:	TRANSFERFAKTOREN BODEN-PFLANZE VON $\beta$ -HCH FÜR VERSCHIEDEN NAHRUNGS- UND FUTTERPFLANZEN IN DER UMGEBUNG EINER HCH-DEPONIE .....	162
TAB. 4.51:	TRANSFERFAKTOREN BODEN-PFLANZE VON $\delta$ -HCH FÜR VERSCHIEDEN NAHRUNGS- UND FUTTERPFLANZEN IN DER UMGEBUNG EINER HCH-DEPONIE .....	163
TAB. 4.52:	TRANSFER BODEN-PFLANZE VON $\Sigma$ HCH FÜR RAPSSCHOTEN .....	165
TAB. 4.53:	TRANSFER BODEN-PFLANZE VON $\Sigma$ HCH FÜR VERSCHIEDENE GEMÜSEARTEN .....	165
TAB. 4.54:	TRANSFERFAKTOREN VON LINDAN FÜR GRAMINEEN UND RAPSSORTEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN .....	166
TAB. 4.55:	TRANSFERFAKTOREN VON LINDAN FÜR MEHRSCNITTIGE LUZERNE BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN .....	166
TAB. 4.56:	TRANSFERFAKTOREN VON HCH-ISOMEREN FÜR MÖHREN AUF EINEM HOCHBELASTETEN BODEN IM GEFÄßVERSUCH .....	168
TAB. 4.57:	TRANSFER VON DDT IN ZUCKERRÜBEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN.....	168
TAB. 4.58:	DDT UND SEINE METABOLITEN IN KÜRBIS UND MÖHRE [ $\mu$ G/KG].....	169
TAB. 4.59:	BODEN- UND PFLANZENGEHALTE VON DDT, DDE UND DDD IN WURZELGEMÜSE UND ZWIEBELN AUF UNTERSCHIEDLICHEM SUBSTRAT .....	170
TAB. 4.60:	TRANSFERFAKTOREN VON $\Sigma$ DDT FÜR VERSCHIEDENE PFLANZEN .....	170
TAB. 4.61:	TRANSFERFAKTOREN CHLORORGANISCHER PESTIZIDE FÜR VERSCHIEDENE NAHRUNGS- UND FUTTERPFLANZEN PFLANZE TRANSFERFAKTOREN (TF) .....	171
TAB. 4.62:	TRANSFER BODEN-PFLANZE VON $\Sigma$ DDT FÜR RAPSSCHOTEN.....	172
TAB. 4.63:	TRANSFER BODEN-PFLANZE VON $\Sigma$ DDT FÜR VERSCHIEDENE GEMÜSEARTEN.....	172
TAB. 4.64:	TRANSFERFAKTOREN VON DDT FÜR GRAMINEEN UND RAPSSORTEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN .....	173
TAB. 4.65:	TRANSFERFAKTOREN VON DDT FÜR MEHRSCNITTIGE LUZERNE BEI UNTERSCHIEDLICHEN BODENGEHALTEN .....	173
TAB. 4.66:	ZUSAMMENSTELLUNG VON REFERIERTEN UND NEU BERECHNETEN TRANSFERFAKTOREN BODEN-PFLANZE FÜR ORGANOCHLORPESTIZIDE .....	174
TAB. 4.67:	TRANSFERFAKTOREN FÜR BENZOL UND HCB BEI GERSTE UND KRESSE NACH UNTERSCHIEDLICHER EXPOSITIONSZEIT .....	195
TAB. 4.68:	ÜBERSICHT ÜBER DIE VON VERSCHIEDENEN AUTOREN BERICHTETEN TRANSFERFAKTOREN FÜR DEN BODEN-PFLANZE-TRANSFER VON PHTHALATEN.....	197
TAB. 4.69:	RELEVANZ UNTERSCHIEDLICHER TRANSFERPFADE FÜR VERSCHIEDENE STOFFKLASSEN.....	199
TAB. 4.70:	ERRECHNETE TRANSFERFAKTOREN AUS MEBERGEBNISSEN VON (DELSCHEN ET AL., 1996) AUS DEN „SICHEREN“ BEZIEHUNGEN ZWISCHEN BODEN – UND PFLANZENKONZENTRATIONEN .....	201
TAB. 4.71:	MATRIX "PFLANZE-TRANSFERPFAD" FÜR PAK UND PCB.....	203
TAB. 4.72:	PCB-GEHALTE IN BÖDEN UND FUTTERPFLANZEN VON MIT BZW. OHNE KLÄRSCHLAMM (KS) GEDÜNGTEN LANDWIRTSCHAFTLICHEN BETRIEBEN .....	205
TAB. 5.1:	VERFLÜCHTIGUNGSRATEN [%] VERSCHIEDENER PAK AUS ZWEI VERSCHIEDENEN BÖDEN.....	206
TAB. 5.2:	VERFLÜCHTIGUNGSRATEN VERSCHIEDENER $^{14}$ C-PCB (% DER APPLIZIERTEN RADIOAKTIVITÄT).....	207
TAB. 5.3:	VERTEILUNG AUS DEM BODEN VERFLÜCHTIGTER $^{14}$ C-PCB IN OBERIRDISCHEN TEILEN VON SOJAPFLANZEN .....	208
TAB. 5.4:	BERECHNETE TRANSFERFAKTOREN BODEN-PFLANZE FÜR GRAS UND MAISBLÄTTER AUS EINEM UNBELASTETEN UNTERSUCHUNGSGEBIET .....	209
TAB. 5.5:	POTENTIELLE VERLUSTE VON LINDAN, DIELDRIN UND DDT DURCH VERFLÜCHTIGUNG AUS DEM BODEN BEI VERSCHIEDENEN WINDGESCHWINDIGKEITEN UND TEMPERATUREN.....	212
TAB. 5.6:	VERHÄLTNIS VON DDT UND METABOLITEN IM BODEN UND IN DER ATMOSPHÄRE .....	213
TAB. 5.7:	TRANSFERFAKTOREN FÜR DIE AUFNAHME HCB IN DIE BLÄTTER VERSCHIEDENER PFLANZENARTEN ÜBER DEN PFAD BODEN-ATMOSPHÄRE -PFLANZE.....	214
TAB. 5.8:	PROZENTUALE VERTEILUNG VON $^{14}$ C-HCB IM SYSTEM PFLANZE-BODEN BEI GERSTE UND KRESSE 1 WOCHE NACH BEHANDLUNG.....	215
TAB. 5.9:	VERTEILUNGSKOEFFIZIENTEN BEI DER PFLANZENAUFNAHME VON $^{14}$ C-HCB DURCH GERSTE UND KRESSE .....	215
TAB. 5.10:	BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN* VON $^{14}$ C-HCB IN EINEM GESCHLOSSENEN SYSTEM PFLANZE-BODEN FÜR VERSCHIEDENE PFLANZENARTEN, 1 WOCHE NACH VERSUCHSBEGINN .....	216
TAB. 5.11:	OCTANOL/LUFT - VERTEILUNGSKOEFFIZIENTEN $K_{OA}$ UND ANDERE FLÜCHTIGKEITSBESTIMMENDE EIGENSCHAFTEN VERSCHIEDENER ORGANIKA BEI 25°C.....	218
TAB. 6.1:	HÖCHSTMENGENWERTE FÜR PESTIZIDE IN LEBENS- UND FUTTERMITTELN .....	226